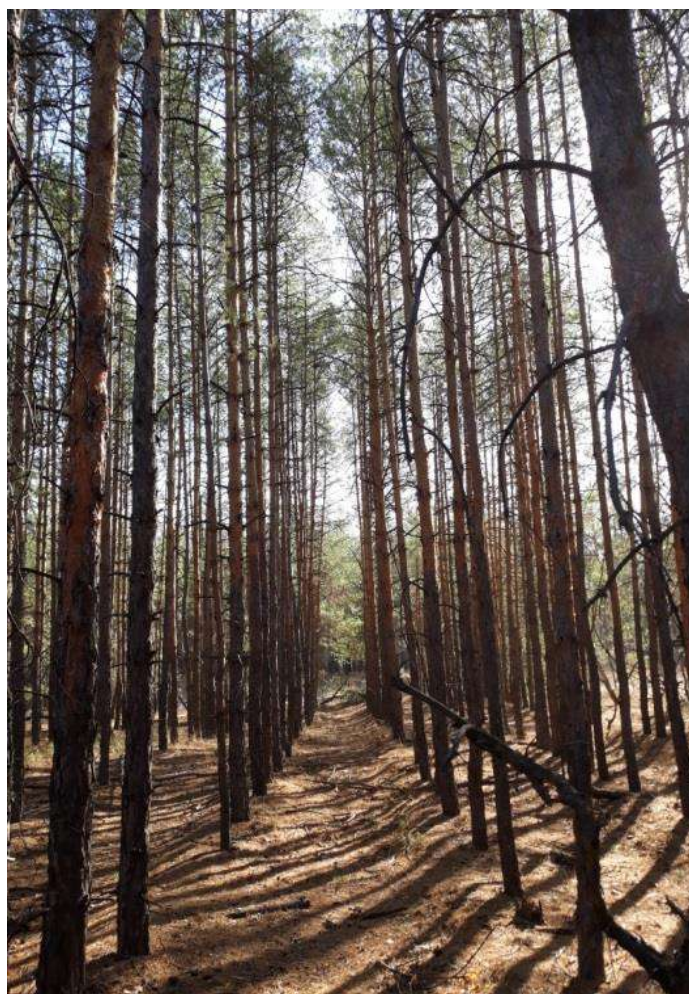


УКРАЇНСЬКИЙ ОРДЕНА «ЗНАК ПОШАНИ» НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ
ЛІСОВОГО ГОСПОДАРСТВА ТА АГРОЛІСОМЕЛІОРАЦІЇ
ім. Г. М. ВИСОЦЬКОГО

ISSN 1026-3365
eISSN 2663-4147

ЛІСІВНИЦТВО І АГРОЛІСОМЕЛІОРАЦІЯ

Збірник наукових праць
Заснований у 1965 р.
ВИПУСК 139



Харків – УкрНДЛГА
2021

Головний редактор	д-р с.-г. наук, проф., член-кор. НАН і НААН	В. П. Ткач
Заступник головного редактора	д-р с.-г. наук, проф.	В. Л. Мешкова
Відповідальний секретар	канд. фіз.-мат. наук, старш. дослідник	І. В. Оболоник

Редакційна колегія:

д-р с.-г. наук, старш. наук. співроб.	А. М. Білоус
канд. с.-г. наук, старш. наук. співроб.	І. Ф. Букша
канд. с.-г. наук, старш. наук. співроб.	Н. Ю. Висоцька
д-р с.-г. наук, старш. наук. співроб.	В. П. Ворон
д-р с.-г. наук, проф.	Ю. І. Гайда
канд. с.-г. наук, доцент	К. В. Давиденко
д-р с.-г. наук, доцент	В. О. Крамарець
д-р біол. наук, проф.	Г. Т. Криницький
канд. с.-г. наук, старш. наук. співроб.	С. А. Лось
д-р с.-г. наук, проф.	В. П. Пастернак
канд. с.-г. наук, старш. наук. співроб.	О. М. Тарнопільська
д-р с.-г. наук, проф.	В. В. Усеня (Республіка Білорусь)
канд. с.-г. наук, старш. наук. співроб.	І. М. Усцький
д-р габ., проф.	Юстина Новаковська (Польща)
PhD	Дайва Бурокієне (Литва)
PhD	Сергій Бойко (Польща)

Адреса редакційної колегії: 61024, Харків, вул. Пушкінська, 86, УкрНДІЛГА.
Тел. 8-057-707-80-01, e-mail: Valentynameshkova@gmail.com; obolonik@uriffm.org.ua

Сайт збірника наукових праць «Лісівництво і агролісомеліорація»: <http://forestry-forestmelioration.org.ua>

Л 50

Рекомендовано до друку рішенням Ученої ради УкрНДІЛГА, протокол № 14 від 20 грудня 2021 р.

Лісівництво і агролісомеліорація. – Х.: УкрНДІЛГА, 2021. – Вип. 139. – 151 с.

Наведено результати досліджень із питань лісівництва, лісознавства, лісовирощування та лісорозведення, агролісомеліорації, лісової ентомології, фітопатології, моніторингу, радіології, селекції деревних порід. Для науковців і спеціалістів лісового господарства, викладачів і студентів вищих навчальних закладів.

Forestry and Forest Melioration. – Kharkiv: URIFFM, 2021. – Iss. 139. – 151 p.

Results of investigations on forestry, forest science, forest breeding and growing, forest melioration, forest entomology, phytopathology, monitoring, radiology are presented. For researchers and specialists of forestry, teachers and students of higher educational establishments.

Свідоцтво про державну реєстрацію Серія КВ № 15588-4060Р від 12.08.2009

Збірник включено до Переліку наукових фахових видань України, категорія «Б»

сільськогосподарські науки, спеціальності – 202, 205, 206: наказ Міністерства освіти і науки України № 409 від 17.03.2020

ЛІСІВНИЦТВО

УДК 630.[416+11]

<https://doi.org/10.33220/1026-3365.139.2021.3>

А. М. ЗЕЙНАЛЯН, В. С. ОЛІЙНИК

**ВПЛИВ МЕТЕОРОЛОГІЧНИХ ЯВИЩ НА СТІЙКІСТЬ ЯЛИННИКІВ ГОРГАН
В УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТАХ**

ДВНЗ «Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника»



Проаналізовано вплив шкідливих метеорологічних явищ на стійкість ялинових деревостанів у висотному діапазоні гір 300–1 450 м над рівнем моря на прикладі масиву Горган карпатського регіону. Висвітлено висотно-поясні закономірності поширення несприятливих для лісу стихійних процесів та їхні лісівничі наслідки. Розраховано емпіричні залежності кількості й площ шкідливих явищ від гіпсометричних рівнів гірської системи. З'ясовано, що найменшою стійкістю до дії таких явищ характеризуються похідні ялинники в передгірних і низькогірних умовах (300–900 м над рівнем моря), яким притаманні інтенсивне всихання та вітровали. Наведено дані щодо стійкості ялини залежно від ґрунтово-рельєфних умов. Виявлено, що близько 75 % осередків вітровалів лісу приурочено до ділянок із всиханням ялини. Акцентовано увагу на актуальності застосування комплексу лісогосподарських заходів щодо запобігання зменшенню стійкості лісу, особливо у передгірних і низькогірних лісорослинних умовах.

Ключові слова: висотна поясність, похідні насадження, вітровали, всихання ялинників, тип лісу.

Вступ. Однією із найактуальніших проблем гірського лісівництва Українських Карпат, що потребує вирішення, є посилення стійкості ялинових лісів, які є доволі уразливими до сучасного потепління клімату з інтенсифікацією шкідливих для лісу метеорологічних явищ. Ситуація загострюється, оскільки в цьому регіоні ялина європейська (*Picea abies* (L) H. Karst.) є головною лісоутворювальною породою на 47 % лісового фонду.

Ялинники позитивно впливають на лісове середовище та характеризуються високою продуктивністю: середній їхній приріст становить $5,3 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, а запаси у 100–120-річному віці в оптимальних умовах росту (до 1 100–1 200 м над рівнем моря) сягають $650\text{--}800 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$ (Smahliuk 1972). Водночас ялина європейська є малостійкою до шкідливої дії метеорологічних явищ. Передусім це вітровальна порода: об'єми її пошкодженої вітром деревини в окремі роки варіюють від 0,15 до 5,2 млн м^3 (Perekhrest et al. 1971). Ялина уразлива до дії снігу. Так, у верхній частині ялинового поясу площа осередків знелісення внаслідок снігових лавин сягає 240 га, а в нижній частині схилів випадання мокрого снігу спричиняє сніголами насаджень, унаслідок яких об'єми пошкодженої деревини можуть сягати 0,48 млн м^3 (Stoiko & Tretiak 1983). В останні десятиліття, внаслідок глобального потепління, до стихійних процесів додалося масове всихання ялинників на площі 35 тис. га із запасом деревини 14 млн м^3 (Pağan et al. 2014). У насадженнях, пошкоджених абіотичними явищами, формуються осередки захворювань, зокрема кореневих гнилей ялини, які охоплюють площу лісів понад 100 тис. га. Зменшення стійкості гірських лісів, зі свого боку, спричинює зниження їхньої поліфункціональної ролі, особливо захисних, рекреаційних і сировинних властивостей. Тому пізнання закономірностей поширення шкідливих абіотичних явищ у лісах, кількісне оцінювання їхнього впливу на стійкість деревостанів у різних лісорослинних умовах є важливими передумовами для опрацювання заходів щодо послаблення негативної дії стихії. З наукових і прикладних позицій ці питання є найбільш актуальними для таких перманентних і масштабних явищ, як всихання й вітровали ялинників.

Мета роботи – кількісне оцінювання впливу метеорологічних явищ на стійкість лісу в різних висотно-рельєфних і лісотипологічних умовах.

Матеріали й методи. Оцінювання впливу шкідливих явищ метеорологічного походження на стійкість ялинників ґрунтувалося на основі:

1) узагальнення даних про вплив на ліси стихії, наведених у лісівничих і географо-метеорологічних наукових джерелах;

2) аналізу відомчих матеріалів щодо відведення у санітарні рубки 413 ділянок насаджень, пошкоджених всиханням і вітровалами в 2011–2020 рр. в Богородчанському, Манявському й Гутянському лісництвах ДП «Солотвинське ЛГ», розташованих у центральній частині гірського масиву Горган.

Літературні дані й відомчі матеріали репрезентували все лісове біорізноманіття північно-східного мегасхилу Карпат у висотному діапазоні 300–1 450 м над рівнем моря із поясами рослинності: передгірних ялицево-букових лісів, нижньогірних буково-ялицевих лісів, середньогірних буково-ялицево-ялинових і чистих ялинових лісів. У неялинових типах лісу частка похідних ялиників становить 20–40 %.

Під час аналізу літературних даних і відомчих матеріалів основну увагу приділяли поширенню шкідливих явищ залежно від висотно-рельєфних і лісорослинних умов, зокрема трюфності й вологості ґрунтів та впливу всихання ялиників на поширення вітровалів.

Результати та обговорення. На основі аналізу літературних даних, зокрема наших досліджень (Perekhrest et al. 1971, Logvinov et al. 1973, Stoiko & Tretiak 1983, Kalutskyi & Oliinyk 2007, Rak & Oliinyk 2017, Oliinyk & Zeinalian 2020), визначено перелік шкідливих метеорологічних явищ, що впливають на стійкість гірських лісів, та їхнє поширення за гіпсометричними рівнями й висотними лісовими поясами (табл. 1).

Таблиця 1

Поширення шкідливих метеорологічних явищ і їхнього впливу на передгірні й гірські ліси

Метеорологічні явища	Висотний діапазон, м н. р. м.	Висотні пояси й деревостани	Лісівничі наслідки
I. Перманентні явища			
Штормові вітри в перезволожені періоди	300–1 300, особливо 700–1 000	Мішані передгірні й низькогірні та гірські ялинові ліси	Вітровали лісу, особливо похідних ялиників
Високі температури в суху погоду	300–1 200, особливо 600–900	Мішані передгірні й низькогірні та гірські ялинові ліси	Всихання ялиників, особливо похідних
II. Спорадичні явища			
Снігові лавини: 1) значної небезпеки; 2) середньої небезпеки	>1 500 800–1 500	Контакти ялинових лісів із субальпійським поясом, ялинові й мішані ліси	Спустошення лісу сходженням лавин
Снігові навали	>950–1 100	Мішані й чисті ялинові ліси	Пошкодження снігом ялинових молодняків
III. Епізодичні явища			
Штормові вітри під час сухої погоди	500–1 100	Буково-ялицеві й мішані ялинові ліси	Буреломи лісу
Ожеледиця, паморозь, весняні приморозки	300–1 700	Усі висотні пояси	Пошкодження вегетативних органів дерев
Мокрі снігопади	300–800	Мішані передгірні й низькогірні ліси	Сніголами лісу
Ґрунтові посухи	До 700–800	Мішані ліси	Всихання підросту й лісових культур
Пірологічні явища*	до 600–700	Мішані ліси	Знищення лісу

*віднесені до групи метеорологічних явищ умовно.

За частотою виникнення та негативними наслідками стихійні явища згруповано в три категорії:

1) перманентні (постійного прояву), що виникають у тих чи інших масштабах майже щорічно (вітровали й усихання ялиників);

2) спорадичні (нерегулярні), що виявляються час від часу з інтервалом 1–10 років, зокрема снігові лавини та навали;

3) епізодичні (випадкові, не системні), що можуть повторюватися через десятиліття. У цій категорії найбільш небезпечним є випадання мокрого снігу, що викликає сніголами похідних ялиників.

У міру збільшення гіпсометричного рівню змінюються як поширення лісової рослинності, так і кількість метеорологічних явищ впливу на стійкість лісу та їхні лісівничі наслідки. Графічний і кореляційний аналізи свідчать про залежність кількості стихійних явищ від висоти гірських місцевостань (за 100-метровою градацією), причому зв'язок є зворотнім слабкопараболічним. У передгір'ї та низькогір'ї (300–800 м н. р. м.) із дубовими, ялицевими й буковими типами лісу кількість випадків шкідливих явищ сягає 6–7 одиниць, у гірських мішаних ялинових лісах (900–1 200 м н. р. м.) зменшується до 4–5, а в чистих природних ялиниках (>1 200 м н. р. м.) – до 2–3 (рис. 1).

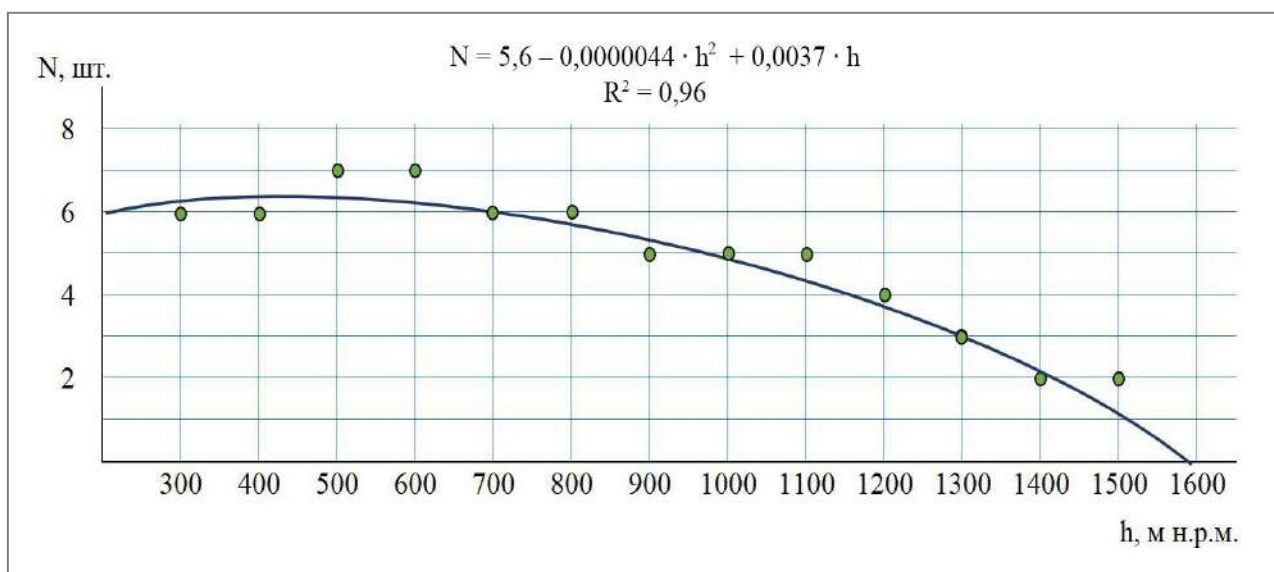


Рис. 1 – Залежність кількості випадків метеорологічних явищ, що негативно впливають на стійкість лісу (N, шт.), від висоти місцевості (h, м н. р. м.)

Загалом із наведених даних випливає, що малостійка до екстремальних метеорологічних явищ ялина найбільшою мірою може зазнавати від них шкоди за межами свого природного ареалу, де вона є похідною породою. У висотних поясах мішаних і чистих корінних ялиників стійкість ялини посилюється у міру збільшення гіпсометричних рівнів гірської місцевості. За стійкістю до шкідливих метеорологічних явищ похідні ялиники поступаються корінним деревостанам в ареалі ялинових лісів пересічно на 25 %. За його межами це співвідношення може сягати навіть 5–11-кратних величин (Stoiko & Tretiak 1983, Paupan et al. 2014).

Найбільш шкідливими й масштабними за лісівничими наслідками є такі перманентні явища, як вітровали та всихання ялиників. Наведені вище літературні джерела свідчать, що інтенсивні вітровали притаманні регіону майже 150 років, від початку трансформації природних мішаних деревостанів у похідні ялиники, а всихання породи розпочалося в середині 90-х років ХХ століття й триває досі, особливо воно поширилося після сухого й спекотного літа 2003 р. Розрахунки доводять, що вітровальні ситуації здатні охоплювати до 40 % вкритої лісом площі Карпат (1957–1965 і 1989–1990 рр.), а процеси всихання протягом останніх 10 років охоплюють 13 % площі ялиників.

Вітровали в ялинових лісах Горган добре проаналізовано в літературі (Kiselevskiy-Babinin & Diakov 1968, Kalutskiy & Oliinyk 2007, Oliinyk & Rak 2016). Відзначено вплив на їхнє поширення орографічних факторів (висоти, крутизни та експозиції схилів) та лісівничо-таксаційних особливостей насаджень (складу, віку й повноти). При цьому малоз'ясовано

залишається кількісна оцінка залежності виникнення цих явищ, максимального прояву та згасання від гіпсометричних рівнів. З метою заповнення цієї прогалини за відомчими матеріалами 2014–2015 рр. проаналізовано залежність кількості осередків вітровалів лісу від висоти місцевості в басейні річки Свіча з площею водозбору 680 км² (ДП «Вигодське ЛГ»). Зв'язок між цими змінними величинами виявився прааболічним ($\eta = 0,73 \pm 0,05$). Кількість вітровалів збільшується в середньому від 1–2 осередків на висоті н. р. м. 600–700 м до 10–12 – на висоті 850–1 000 м н. р. м., після чого зменшуються до 1–2 на висоті 1 250 м і більшій (рис. 2). Загалом найбільш уразливими до вітровалів є похідні ялинники на межі висотних поясів букових яличин і буково-ялицево-ялинових лісів.

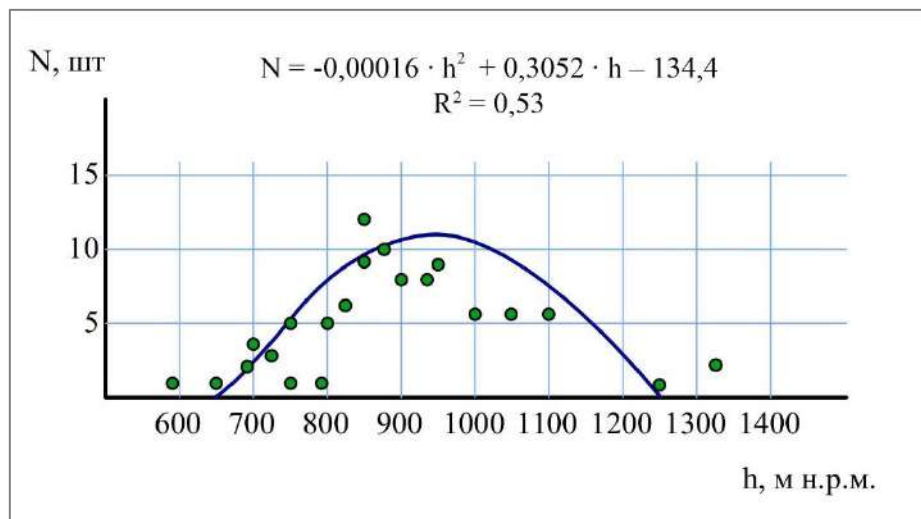


Рис. 2 – Залежність кількості осередків вітровалів лісу (N , шт.) від висоти місцевості (h , м н. р. м.)

Подібно до висотних змін у поширенні вітровалів лісу на гірських схилах, інше перманентне явище – всихання ялинників – також виявляє залежність від висоти н. р. м. Кореляційний аналіз залежності основного показника всихання ялинників – їхніх середніх площ осередків (га) – від висоти рельєфу над рівнем моря у передгірних і гірських умовах на прикладі трьох лісництв ДП «Солотвинське ЛГ» засвідчив доволі високі зворотно-параболічні зв'язки цих двох змінних величин ($\eta = 0,83 \pm 0,07$). Тут площі осередків усихання збільшуються від 1,8 га на висоті 300 м н. р. м. до 4 га на висоті 650–800 м н. р. м., у міру подальшого збільшення висоти н. р. м. площі таких осередків зменшуються й зникають на висотах 1 200–1 300 м н. р. м. (рис. 3).

Із порівняння рисунків 2 і 3 випливає, що процеси всихання ялини сягають майже таких висотних рівнів, як і вітровальні явища. Водночас максимальний розвиток усихання зафіксовано на 200 м нижче, ніж вітровали. До того ж усихання доволі чітко виявлене у передгір'ях, де вітрова діяльність ослаблюється.

На поширення всихання ялинників впливають інші елементи орографічних факторів – експозиція та крутизна схилів. Кількісну їхню оцінку наведено в наших попередніх публікаціях (Rak & Olijnyk 2016, Olijnyk & Zeinalian 2020), у яких показано більше поширення цього явища на схилах південних експозицій у порівнянні з північними та його інтенсифікацію у міру збільшення крутизни інсольованих схилів.

Літературні джерела, висвітлюючи абіотичні, біотичні й лісівничі аспекти всихання ялинників, залишають поза увагою багатство й вологість ґрунтів, у зв'язку з чим процеси зміни стійкості насаджень і до цього часу не є вивченими. Із метою заповнення цієї прогалини нами зроблено спробу проаналізувати роль зазначених едафічних показників у розвитку цього явища на прикладі лісів Гутянського лісництва. Тут, на відміну від інших

лісництв ДП «Солотвинське ЛГ» із тотальним пануванням порівняно багатих трофотопів і вологих гігротопів (97–99 % за площею), є ширшим різноманіття місцезростань, де площа ділянок таких категорій є лише 69 % за рахунок збільшення площі ділянок із іншими характеристиками родючості й вологості ґрунтів.

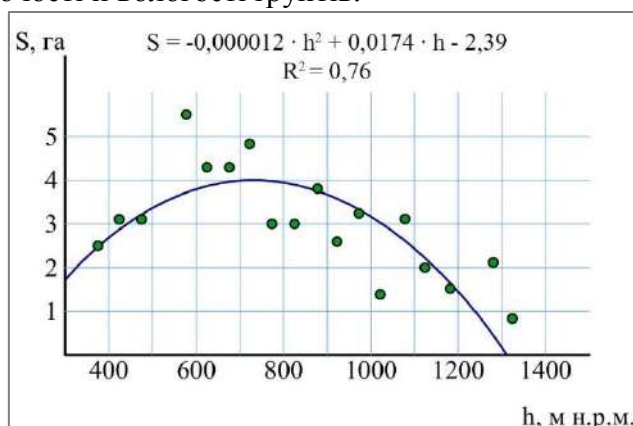


Рис. 3 – Залежність площі осередків усихання ялиників (*S*, га) від висоти місцевості (*h*, м н. р. м.)

Порівняння у різних місцезростаннях лісництва площ всихання ялиників (табл. 2) свідчить про їхню вищу стійкість у грудових умовах, ніж у сугрудових. Якщо брати до уваги площі окремих трофотопів, видно, що відносна частка площі всихання у першому випадку є в п'ять разів меншою, ніж у другому, а площа осередків цього явища відрізняється на 20 %.

Таблиця 2

Показники всихання ялиників у різних умовах місцезростань Гутянського лісництва

Показник	Трофотопи		Гігротопи	
	сугруди	груди	вологі	сірі
Загальна площа, га	2 770	771	3 861	99
Площа всихання:				
га	316	18	312	6
% від загальної площі	11,4	2,3	8,0	6,1
Кількість осередків, шт.	87	6	75	4
Середня площа осередків, га	3,6	3,0	4,2	1,5

Ще більшою мірою виражені відмінності показників всихання ялиників в умовах різної вологості ґрунтів. У сирих гігротобах частка площі всихання ялиників є у 52 рази меншою, ніж у вологих гігротобах. Пересічна площа осередків усихання у першому випадку є меншою у 2,8 разу. Таким чином, інтенсивність процесів усихання ялиників найбільшою мірою визначають гігротопи, меншою мірою – трофотопи.

В осередках всихання ялиників часто виражені вітровальні явища. Так, у лютому 2020 р. лісові масиви двох гірських лісництв, Манявського і Гутянського, зазнали впливу вітрової стихії. Аналіз даних щодо її наслідків засвідчив, що серед 37 осередків вітровалів 27 були приурочені до насаджень, у яких у попередні роки відбувалося часткове всихання. Такий збіг шкідливих явищ визначено в 72–75 % випадків виникнення вітровальних ділянок. Окрім того, доволі близькими були відомості про територіальне поширення цих явищ у горах і середні площі осередків (табл. 3). Очевидно, що місця всихання можуть також ставати осередками шкідників лісу та збудників хвороб. Загалом у порівнянні з відчутним негативним впливом на ліс перманентних явищ – вітровалів і всихання насаджень шкідливі наслідки деяких спорадичних та епізодичних стихійних явищ за площами й об'ємом пошкодженої деревини є у 5–20 разів меншими. Лише в окремі роки (1962, 1977, 1996 і 2009) збитки від сніголамів (епізодичне явище) були на рівні збитків від вітровалів.

Показники всихання й вітровальності ялиників

Характеристика	Лісництво	
	Манявське	Гутянське
Висотний діапазон, м н. р. м.: • усихання ялини (2011–2019 рр.) • вітровалу 2020 р.	580–1100 630–900	700–1200 700–1100
Кількість осередків, шт.: • усихання ялини • вітровалу	139 25	79 12
Середня площа осередків, га: • усихання ялини • вітровальних ділянок	3,8 3,6	4,6 2,9
Збіг осередків вітровалів і всихання ялиників: • шт. • %	18 72	9 75

Наразі з метою посилення стійкості карпатських лісів запропоновано комплекс лісогосподарських заходів (Kalutskiy & Oliinyk 2007, Parpan et al. 2014, Kramarets 2021), який охоплює противітровальну організацію території, удосконалення різних способів і видів рубок, лісовідновлення й технології лісозаготівель. Очевидно, що в гірських умовах, зважаючи на невисоку стійкість ялини до шкідливої дії абіотичних чинників, цей комплекс слід диференціювати з урахуванням поширення стихії та висотно-орографічних і едафічних умов. Особливе значення при цьому належить відновленню корінних деревостанів.

Висновки. Високопродуктивний вид ялина європейська є малостійким до впливу шкідливих метеорологічних явищ. На верхніх рівнях гірської системи він потерпає від лавин і навалів снігу, у передгір'ї і низькогір'ї – внаслідок мокрих снігопадів і ґрунтових посух, а в діапазоні всього вертикального поширення – від штормових вітрів і температурних аномалій. З ними пов'язані спустошення лісу, пошкодження насаджень і підросту, вітровали та всихання ялиників.

Найуразливішими до дії шкідливих стихійних явищ є похідні ялиники на висотах 300–800 (1 000) м над рівнем моря, основним наслідком чого є перманентне та масштабне поширення всихання й вітровалів породи. На розвиток цих процесів впливають також орографічні та едафічні умови. У теперішніх метеорологічних умовах на ділянках усихання ялиників можливе утворення майже 75 % вітровальних осередків. Закономірності поширення стихії в горах слід враховувати в системі заходів підвищення стійкості лісів Карпатського регіону.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

- Kalutskiy, I. F. and Oliinyk, V. S.* 2007. Natural phenomena in the mountain and forest conditions of the Ukrainian Carpathians. Lviv, Kamula, 240 p. (in Ukrainian).
- Kiselevskiy-Babinin, R. H. and Diakov, V. M.* 1968. The nature of windfalls in the Carpathians. In: Natural conditions and natural resources of the Ukrainian Carpathians. Kyiv, Naukova dumka, 1968, p. 48–58 (in Ukrainian).
- Kramarets, V. O.* 2021. Spruce forest stands of the Ukrainian Carpathians: current conditions and increase of biotic stability. Extended abstract of Doctor dissertation. Lviv, 48 p. (in Ukrainian).
- Logvinov, K. T., Rayevskiy, A. N., Ayzenberg, M. M.* 1973. Dangerous hydrometeorological phenomena in the Ukrainian Carpathians. Leningrad, Gidrometeoizdat, 200 p. (in Russian).
- Oliinyk, V. S. and Zeinalian, A. M.* 2020. Altitude features of spruce decline on the north-eastern megaslope of Ukrainian Carpathians. Forestry and Forest Melioration, 136: 19–24 (in Ukrainian).
- Oliinyk, V. S. and Rak, A. Yu.* 2016. Overall and partial windfalls of the forest in Gorgany (based on the materials of SE “Vyhodske lisove gospodarstvo”. Scientific Bulletin of UNFU, 26(5): 8–15 (in Ukrainian).
- Parpan, V. I., Shparyk, Yu. S., Slobodyan, P. Ya., Parpan, T. V., Korshov, V. L., Brodovich, R. I., Krynyckiy, G. T., Debryniuk, Y. M., Kramarets, V. A., Cheban, I. D.* 2014. Forest management peculiarities in secondary Norway spruce

(*Picea abies* (L.) H. Karst.) stands of the Ukrainian Carpathians. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 12: 20–29 (in Ukrainian).

Perekhrest, S. M., Pechkovska, O. M., Kochubey, S. H. 1971. Harmful natural phenomena in the Ukrainian Carpathians and how to combat them. Kyiv, Naukova Dumka, 200 p. (in Ukrainian).

Rak, A. Yu. and Olijnyk, V. S. 2016. Peculiarities of spreading of spruce stands drying in Gorhany. Forestry and Forest Melioration, 129: 175–180 (in Ukrainian).

Smahliuk, K. K. 1972. Native coniferous forest-forming species. Uzhhorod, Karpaty, 112 p. (in Ukrainian).

Stoiko, S. M. and Tretiak, P. P. 1983. Nature – Element – Human. Lviv, Vyshecha Shkola, 119 p. (in Russian).

Zeinalian A. M., Oliinyk V. S.

**INFLUENCE OF METEOROLOGICAL PHENOMENA ON RESILIENCE OF GORGAN SPRUCE FORESTS
IN THE UKRAINIAN CARPATHIANS**

Vasyl Stefanyk Precarpathian National University

The influence of harmful meteorological phenomena on the stability of spruce stands in 300–1,450 m above sea level altitude range of mountains is analyzed on the example of the Gorgan massif of the Carpathian region. The article highlights altitudinal specificities in the distribution of adverse natural processes for the forest and their forestry consequences. Empirical dependences of a number of cases and areas of harmful phenomena on hypsometric levels of mountain system are calculated. It was found that the secondary spruce forests in the foothills and low mountain areas (300–900 m above sea level), which are characterized by intense spruce dieback and windbreaks, are the least resistant to their action. Data on the stability of spruce depending on soil-relief conditions are given. It was found that about 75% of forest windbreaks are confined to areas with drying spruce. Emphasis is placed on the relevance of the application of a set of forestry measures to prevent the decline of forest resilience, especially in the foothills and lowland forest vegetation.

Key words: altitude zoning, secondary forests, windbreaks, spruce dieback, forest type.

E-mail: vasylii.oliinyk@pnu.edu.ua; artur90y@gmail.com

Одержано редколегією 02.12.2021



**М. Г. РУМЯНЦЕВ¹, Н. Ю. ВИСОЦЬКА¹, О. І. БОРИСЕНКО¹, В. С. ЮЩИК¹,
О. І. ХРОМУЛЯК²**

СУЧАСНИЙ СТАН І ПРОДУКТИВНІСТЬ СОСНОВИХ НАСАДЖЕНЬ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

¹Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

²Державне підприємство «Київська лісова науково-дослідна станція»

За матеріалами лісовпорядкування проаналізовано розподіл площі вкритих лісовою рослинністю ділянок Харківської області за переважаючими деревними породами, а також соснових насаджень у лісгосподарських підприємствах і природних зонах (лісостеповій і степовій) за походженням, повнотою, класами бонітету, групами віку, типами умов місцезростання та категоріями лісів. Виявлено, що природно-кліматичні умови регіону є сприятливими для успішного росту соснових насаджень, оскільки близько 76 % таких насаджень ростуть за I–II класами бонітету та майже 70 % мають відносну повноту 0,7–0,8. Вікова структура сосняків є розбалансованою, за площею суттєво (становлячи майже 60 %) переважають середньовікові насадження. Досліджено продуктивність сосняків різного походження в переважаючих типах умов місцезростання (свіжі бори та субори) залежно від природної зони. Визначено основні лісівничо-таксаційні показники соснових насаджень регіону.

Ключові слова: сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), лісівничо-таксаційні показники, походження насаджень, категорії лісів, природна зона.

Вступ. Сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – один із найпоширеніших деревних видів у лісах Європи (De Diego et al. 2010, Sharma et al. 2017, Lundqvist et al. 2019, Brichta et al. 2020, Pintsev et al. 2021) та України (State Forest Resources Agency 2016, Tkach et al. 2018, Tkach & Meshkova 2019). У рівнинних лісах, що перебувають у постійному користуванні лісгосподарських підприємств, підпорядкованих Державному агентству лісових ресурсів України, соснові насадження є найпоширенішими та становлять 42 % від загальної площі, займаючи близько 2,2 млн га (Tkach et al. 2018).

Соснові ліси виконують важливі кліматорегулювальні, середовищезахисні, рекреаційно-оздоровчі та інші функції, а також задовольняють потреби національного господарства та населення в деревині та інших продуктах лісу (Krakau 2013, Lakyda & Lovynska 2014, Yarotsky et al. 2016, Harmash 2019, Lundqvist et al. 2019, Tkach & Meshkova 2019, Pintsev et al. 2021).

У Харківській області соснові насадження становлять 33 % від загальної площі лісів області, займаючи близько 95 тис. га (за матеріалами лісовпорядкування станом на 2017 р.). Завдяки територіальному розміщенню в межах двох природних зон (лісостепової та степової) ліси Харківської області є цінним об'єктом для проведення наукових досліджень, зокрема аналізу сучасного стану та продуктивності соснових насаджень для розроблення рекомендацій з ведення лісового господарства на засадах наближеного до природи лісівництва.

У сучасних умовах для ведення лісового господарства України, що базується на багатоцільовому використанні лісових ресурсів, необхідні достовірні нормативно-інформаційні дані. Цими даними, зокрема, є матеріали лісовпорядкування, аналіз яких дає змогу об'єктивно характеризувати стан лісового фонду в межах окремих регіонів та адміністративних областей України.

Під час проведення відповідних господарських заходів у соснових лісах необхідно враховувати їхній сучасний стан. Тому *метою роботи* було проаналізувати розподіл соснових насаджень Харківської області в лісгосподарських підприємствах і природних зонах (лісостеповій та степовій) за походженням, повнотами, класами бонітету, групами віку, типами умов місцезростання та категоріями лісів і визначити їхні основні лісівничо-таксаційні показники для розроблення рекомендацій із ведення лісового господарства в них.

Матеріали й методи. У роботі використано матеріали лісовпорядкування – повидільну таксаційну базу даних соснових насаджень виробничого об'єднання «Укрдержліспроєкт»

станом на 01.01.2017. Камеральну обробку даних проведено з використанням методів порівняльного аналізу за класичними лісотаксаційними підходами (Hirs et al. 2004, Hrom 2007). Для аналізу взято вибірку виділів (майже 34 тис. шт.), де сосна звичайна є головною породою.

Загальна площа досліджуваних соснових насаджень становить 95 тис. га. Дослідженнями охоплено соснові ліси Харківської області, що знаходяться в підпорядкуванні Державного агентства лісових ресурсів України, в межах 10 державних підприємств: ДП «Балаклійське ЛГ», ДП «Вовчанське ЛГ», ДП «Гутиянське ЛГ», ДП «Жовтневе ЛГ», ДП «Зміївське ЛГ», ДП «Ізюмське ЛГ», ДП «Красноградське ЛГ», ДП «Куп'янське ЛГ», ДП «Чугуєво-Бабчанське ЛГ», ДП «Харківська лісова науково-дослідна станція» (ДП «Харківська ЛНДС») та національного природного парку «Гомільшанські ліси» (НПП «Гомільшанські ліси»).

Динаміку продуктивності соснових насаджень оцінювали за десятирічними класами віку шляхом визначення поліноміальних функцій третього порядку із подальшим розрахунком на їхній основі абсолютних значень запасу.

Віднесення соснових насаджень до лісостепової та степової зон проведено відповідно до комплексного лісогосподарського районування (Hensirik et al. 1981) з точністю до лісництва.

Умови та ознаки віднесення лісів до відповідних категорій визначали згідно з «Порядком поділу лісів на категорії та виділення особливо захисних лісових ділянок» (Procedure for Dividing Forests 2007).

Результати та обговорення. Загальна площа вкритих лісовою рослинністю ділянок станом на 01.01.2017 у лісогосподарських підприємствах Харківської області, підпорядкованих Державному агентству лісових ресурсів України, становить 287 тис. га. Загальний запас у цих лісах оцінено в 74,6 млн м³. Найбільшу частку площі займають дубові насадження – 53,1 %. Частка площі, зайнятої сосновими насадженнями (які були об'єктом проведених досліджень), становить 33,1 %, робінієвими та ясеневими – по 2,5 %. Частка інших порід (загалом 47 видів) становить 8,8 % від загальної площі вкритих лісовою рослинністю ділянок. Подібною є ситуація із розподілом насаджень за запасом деревини (табл. 1).

Таблиця 1

Розподіл площі та запасу вкритих лісовою рослинністю ділянок лісогосподарських підприємств Харківської області, підпорядкованих Державному агентству лісових ресурсів України, за переважаючими породами

Порода	Площа		Запас		
	га	%	тис. м ³	%	на 1 га, м ³
Дуб звичайний (<i>Quercus robur</i> L.)	152 372	53,1	38 106,9	51,1	250
Сосна звичайна (<i>Pinus sylvestris</i> L.)	95 006	33,1	28 545,6	38,2	300
Робінія псевдоакація (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.)	7 279	2,5	948,2	1,3	130
Ясен звичайний (<i>Fraxinus excelsior</i> L.)	7 194	2,5	1 791,9	2,4	249
Інші породи	25 155	8,8	5 237,0	7,0	208
Разом	287 006	100	74 629,6	100	260

Досліджувані соснові насадження за функціональним призначенням належать до захисних лісів, лісів природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення та рекреаційно-оздоровчих лісів. Загалом серед соснових насаджень за площею переважають рекреаційно-оздоровчі ліси (37,3 %) та захисні ліси (32,7 %). Частка площі лісів природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення становить 30,0 % (табл. 2). Таким чином, соснові ліси регіону виконують важливі еколого-захисні та рекреаційно-оздоровчі функції.

Харківська область розташована в межах двох природних зон: лісостепової та степової (рис. 1). Більшість соснових насаджень (57,7 %, 54 834 га) зосереджені в межах степової зони, решта 42,3 % (40 172 га) – в межах лісостепової зони. Запас сосняків розподіляється

таким чином: 53,3 %, або 15 213,6 тис. м³ зосереджено в межах степової зони, а 46,7 %, або 13 332,0 тис. м³ – лісостепової зони (табл. 3).

Таблиця 2

Розподіл площі та запасу досліджуваних соснових насаджень за категоріями лісів

Категорія лісів	Площа		Запас		
	га	%	тис. м ³	%	на 1 га, м ³
Захисні ліси	31 057	32,7	8 871,0	31,1	286
Ліси природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення	28 531	30,0	8 515,6	29,8	298
Рекреаційно-оздоровчі ліси	35 418	37,3	11 159,0	39,1	315
Разом	95 006	100	28 545,6	100	300

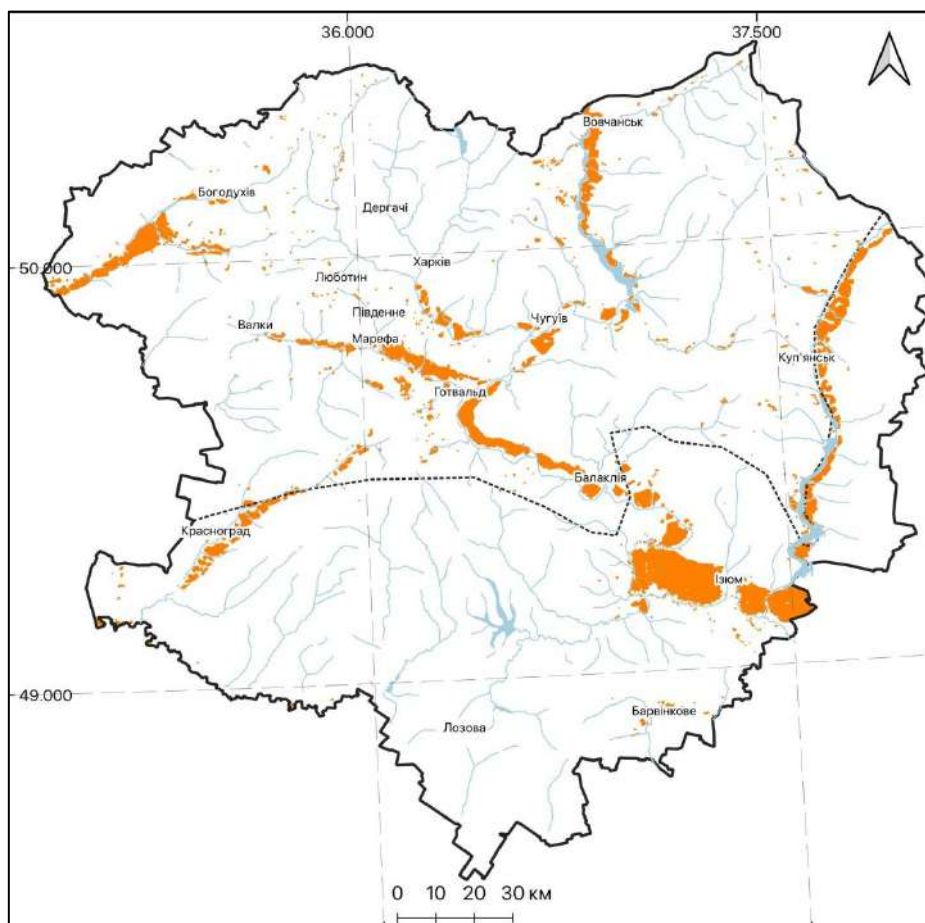


Рис. 1 – Територіальне розміщення досліджуваних соснових насаджень у межах Харківської області (пунктирною лінією позначено межу між лісостеповою та степовою частинами області)

Найбільша частка площі сосняків у лісостеповій частині області зосереджена в ДП «Гутянське ЛГ» – 30,1 % від зальної площі соснових насаджень, а найменша – в НПП «Гомільшанські ліси» – 0,1 %. У степовій частині області найбільша частка площі сосняків зосереджена в ДП «Ізюмське ЛГ» – 49,0 % від загальної площі соснових насаджень, найменша – у ДП «Зміївське ЛГ» (лісовий фонд, що територіально розміщений у степовій зоні області) – 0,5 %.

Зазначимо, що в лісостеповій частині області сосняки характеризуються вищою продуктивністю, ніж у степовій частині. Так, запас на 1 га соснових насаджень у лісостеповій частині сягає 332 м³, а в степовій – 277 м³. Це пов'язане із дещо вищим середнім віком насаджень, а також сприятливішими умовами для їхнього росту в лісостеповій частині.

Таблиця 3

Розподіл площі та запасу досліджуваних соснових насаджень за лісгосподарськими підприємствами в різних природних зонах

Державне підприємство	Площа		Запас		
	га	%	тис. м ³	%	на 1 га, м ³
Лісостепова зона					
ДП «Вовчанське ЛГ»	6 163	15,3	2 096,9	15,7	340
ДП «Гутянське ЛГ»	12 045	30,1	4 112,8	30,8	341
ДП «Жовтневе ЛГ»	7 723	19,2	2 562,3	19,2	332
ДП «Зміївське ЛГ»*	8 567	21,3	2 741,6	20,7	320
ДП «Чугуєво-Бабчанське ЛГ»	4 575	11,4	1 455,3	10,9	318
ДП «Харківська ЛНДС»	1 061	2,6	350,0	2,6	330
НПП «Гомільшанські ліси»	38	0,1	13,1	0,1	348
Разом по природній зоні	40 172	100	13 332,0	100	332
Степова зона					
ДП «Балаклійське ЛГ»	9 238	16,8	2 299,1	15,1	249
ДП «Зміївське ЛГ»*	273	0,5	59,6	0,4	218
ДП «Ізюмське ЛГ»	26 853	49,0	7 334,0	48,2	273
ДП «Красноградське ЛГ»	5 688	10,4	1 689,5	11,1	297
ДП «Куп'янське ЛГ»	12 782	23,3	3 831,4	25,2	300
Разом по природній зоні	54 834	100	15 213,6	100	277
Разом по Харківській області	95 006	–	28 545,6	–	300

*Соснові насадження ДП «Зміївське ЛГ» у межах відповідної природної зони.

Важливо враховувати особливості росту та продуктивність різних за походженням насаджень із участю сосни звичайної. Виявлено, що серед загальної площі досліджуваних сосняків суттєво переважають насадження штучного походження (лісові культури), частка яких сягає 92,2 % (87 605 га) від загальної площі, тоді як частка насаджень природного походження становить 7,8 % (7 401 га). Розподіл у межах природних зон (лісостепова та степова частини) є подібним до загального в області (табл. 4).

Таблиця 4

Розподіл площі досліджуваних соснових насаджень за походженням у природних зонах і державних підприємствах лісового господарства

Державне підприємство	Природне		Штучне		Разом	
	га	%	га	%	га	%
Лісостепова зона						
ДП «Вовчанське ЛГ»	40	1,4	6 123	16,4	6 163	15,3
ДП «Гутянське ЛГ»	190	6,5	11 855	31,8	12 045	30,1
ДП «Жовтневе ЛГ»	1 067	36,4	6 656	17,9	7 723	19,2
ДП «Зміївське ЛГ»*	1 091	37,2	7 476	20,1	8 567	21,3
ДП «Чугуєво-Бабчанське ЛГ»	533	18,2	4 042	10,9	4 575	11,4
ДП «Харківська ЛНДС»	11	0,3	1 050	2,8	1 061	2,6
НПП «Гомільшанські ліси»	1	<0,1	37	0,1	38	0,1
Разом по природній зоні	2 933	100	37 239	100	40 172	100
Степова зона						
ДП «Балаклійське ЛГ»	532	11,9	8 707	17,3	9 238	16,8
ДП «Зміївське ЛГ»*	13	0,3	260	0,5	273	0,5
ДП «Ізюмське ЛГ»	3 190	71,4	23 662	47,0	26 853	49,0
ДП «Красноградське ЛГ»	113	2,5	5 575	11,1	5 688	10,4
ДП «Куп'янське ЛГ»	620	13,9	12 162	24,1	12 782	23,3
Разом по природній зоні	4 468	100	50 366	100	54 834	100
Разом по Харківській області	7 401	–	87 605	–	95 006	–

*Соснові насадження ДП «Зміївське ЛГ» у межах відповідної природної зони.

Ведення лісового господарства в соснових лісах має бути спрямоване на формування та збільшення частки насаджень природного походження, які є стійкішими та довговічнішими,

ніж штучно створені насадження. Для цього доцільно впроваджувати лісгосподарські заходи, спрямовані на природне насінневе відновлення соснових лісів.

Найбільшу площу природних сосняків у лісостеповій частині виявлено в ДП «Зміївське ЛГ» і ДП «Жовтневе ЛГ», частка яких становить 37,2 та 36,4 % від загальної площі відповідно, а найменшу – в НПП «Гомільшанські ліси» та ДП «Харківська ЛНДС» – менше 0,1 та 0,3 % відповідно. У степовій частині найбільшу площу природних сосняків виявлено у ДП «Ізюмське ЛГ», частка яких становить 71,4 % від загальної площі, а найменшу – у ДП «Зміївське ЛГ» (лісовий фонд, що територіально розміщений у степовій зоні області) – лише 0,3 %.

Найбільшу площу штучних сосняків у лісостеповій частині виявлено у ДП «Гусятинське ЛГ», частка яких становить 31,8 % від загальної площі, а найменшу – в НПП «Гомільшанські ліси» – 0,1 %. У степовій частині найбільшу площу штучних сосняків виявлено у ДП «Ізюмське ЛГ», частка яких становить 47,0 % від загальної площі, а найменшу – у ДП «Зміївське ЛГ» (лісовий фонд, що територіально розміщений у степовій зоні області) – лише 0,5 %.

Соснові насадження регіону досліджень ростуть в умовах дуже сухого, сухого та свіжого бору (A_0 – A_2), сухих, свіжих і вологих суборів і сугрудів (B_1 – B_3 , C_1 – C_3) та сухого і свіжого груду (D_1 – D_2), де вони представлені похідними деревостанами.

Найбільші площі соснових насаджень представлені в умовах свіжого субору та свіжого бору, частка яких у лісостеповій частині області становить 66,0 та 12,2 %, а у степовій – 48,2 та 23,6 % від загальної площі відповідно. Доволі значна частка площі сосняків зосереджена також в умовах свіжого сугруду – 14,8 і 10,3 % відповідно (табл. 5).

Таблиця 5

Розподіл площі досліджуваних соснових насаджень за типами умов місцезростання залежно від походження й природної зони (у чисельнику – для лісостепової зони; у знаменнику – для степової зони)

Тип умов місцезростання	Природне		Штучне		Разом	
	га	%	га	%	га	%
A_0	=	=	4	<u><0,1</u>	4	<u><0,1</u>
	2	0,1	15	<0,1	17	<0,1
A_1	<u>67</u>	<u>2,3</u>	<u>1 078</u>	<u>2,9</u>	<u>1 145</u>	<u>2,9</u>
	258	5,8	4 478	8,9	4 736	8,6
A_2	<u>465</u>	<u>15,9</u>	<u>4 436</u>	<u>11,9</u>	<u>4 902</u>	<u>12,2</u>
	1 054	23,6	11 875	23,6	12 929	23,6
B_1	<u>111</u>	<u>3,8</u>	<u>825</u>	<u>2,2</u>	<u>936</u>	<u>2,3</u>
	406	9,1	3 966	7,9	4 372	8,0
B_2	<u>1 965</u>	<u>67,0</u>	<u>24 547</u>	<u>65,9</u>	<u>26 512</u>	<u>66,0</u>
	2 306	51,6	24 123	47,9	26 430	48,2
B_3	<u>38</u>	<u>1,3</u>	<u>62</u>	<u>0,2</u>	<u>100</u>	<u>0,2</u>
	156	3,5	104	0,2	260	0,5
C_1	<u>13</u>	<u>0,5</u>	<u>222</u>	<u>0,6</u>	<u>235</u>	<u>0,6</u>
	11	0,2	260	0,5	271	0,5
C_2	<u>231</u>	<u>7,9</u>	<u>5 713</u>	<u>15,3</u>	<u>5 944</u>	<u>14,8</u>
	245	5,5	5 405	10,7	5 650	10,3
C_3	<u>18</u>	<u>0,6</u>	<u>72</u>	<u>0,2</u>	<u>90</u>	<u>0,2</u>
	28	0,6	99	0,2	127	0,2
D_1	<u>3</u>	<u>0,1</u>	<u>48</u>	<u>0,1</u>	<u>50</u>	<u>0,1</u>
	2	<0,1	24	<0,1	26	<0,1
D_2	<u>22</u>	<u>0,6</u>	<u>231</u>	<u>0,6</u>	<u>253</u>	<u>0,6</u>
	–	–	16	<0,1	16	<0,1
Разом	<u>2 933</u>	<u>100</u>	<u>37 239</u>	<u>100</u>	<u>40 172</u>	<u>100</u>
	4 468	100	50 366	100	54 834	100

Важливими характеристиками загального стану лісів є показники, що характеризують вікову структуру лісового фонду, а також їхню продуктивність (повнота та клас бонітету).

Результати проведеного аналізу свідчать про розбалансованість вікової структури із суттєвим переважанням середньовікових насаджень, частка площі яких сягає 65,0 % у сосняках лісостепової частини та 56,1 % у сосняках степової частини області. Значною є частка пристиглих і стиглих сосняків природного походження – відповідно 25,6 та 28,3 % від загальної площі у лісостеповій частині та 41,3 й 23,6 % – у степовій частині. Серед соснових насаджень штучного походження зафіксовано доволі значну частку молодняків – 17,0 та 24,5 % у лісостеповій і степовій частинах відповідно, що майже в два-три рази більше, ніж відповідних насаджень природного походження (табл. 6). Це пов'язане з особливостями природно-кліматичних та ґрунтових умов регіону. Отже, ведення лісового господарства в соснових лісах Харківщини спрямоване переважно на штучне створення лісових культур на зрубках, утворених після проведення суцільних санітарних рубок і рубок головного користування. Водночас у відповідних ґрунтових умовах здійснюють заходи щодо збільшення площ деревостанів сосни звичайної природного походження.

Таблиця 6

Розподіл площі досліджуваних соснових насаджень за групами віку залежно від походження й природної зони (у чисельнику – для лісостепової зони; у знаменнику – для степової зони)

Групи віку	Природне		Штучне		Разом	
	га	%	га	%	га	%
Молодняки	<u>240</u>	<u>8,2</u>	<u>6 329</u>	<u>17,0</u>	<u>6 569</u>	<u>16,4</u>
	400	9,0	12 350	24,5	12 750	23,3
Середньовікові	<u>1 064</u>	<u>36,3</u>	<u>25 060</u>	<u>67,3</u>	<u>26 124</u>	<u>65,0</u>
	1 092	24,4	29 643	58,9	30 735	56,1
Пристигли	<u>751</u>	<u>25,6</u>	<u>4 699</u>	<u>12,6</u>	<u>5 450</u>	<u>13,6</u>
	1 844	41,3	7 637	15,2	9 481	17,3
Стигли і перестійні	<u>878</u>	<u>29,9</u>	<u>1 151</u>	<u>3,1</u>	<u>2 029</u>	<u>5,0</u>
	1 133	25,3	736	1,5	1 869	3,4
Разом	<u>2 933</u>	<u>100</u>	<u>37 239</u>	<u>100</u>	<u>40 172</u>	<u>100</u>
	4 468	100	50 366	100	54 834	100

Найвний розподіл не є оптимальним за всіма групами віку, а, отже, і не відповідає сучасним принципам ведення лісового господарства – наближеного до природи лісівництва (Krynytskyi et al. 2017). Оптимальне співвідношення груп віку соснових насаджень у лісостеповій частині області є таким: молодняки – 30 %, середньовікові – 44 %, пристиглі – 15 % та стиглі й перестійні – 11 % (Nazarenko 2016), а в степовій – 40, 30, 20 та 10 % відповідно (осереднені дані за матеріалами лісовпорядкування – проектами організації і розвитку ДП «Балаклійське ЛГ», ДП «Ізюмське ЛГ», ДП «Красноградське ЛГ» і ДП «Куп'янське ЛГ»).

Найближчими десятиліттями площа стиглих і пристиглих природних насаджень суттєво збільшиться внаслідок природного старіння. Для відтворення цінних природних соснових насаджень доцільно посилити відповідні лісогосподарські заходи щодо сприяння природному відновленню та його збереження – поступові рубки головного користування у лісах, де вони дозволені, або лісовідновні рубки – у лісах інших категорій.

Аналіз даних, наведених у таблиці 7, свідчить, що в лісах державних лісогосподарських підприємств Харківської області, підпорядкованих Державному агентству лісових ресурсів України, переважають соснові насадження з повнотою 0,7–0,8, частка площі яких сягає 73,3 % у лісостеповій частині та 66,3 % у степовій частині. Доволі значною є частка площі насаджень з повнотою 0,9 і вищою – 11,0 та 20,8 % відповідно і зовсім незначною є частка насаджень із повнотою 0,4 і меншою – 0,8 та 0,2 % відповідно.

Суттєво переважають за площею соснові насадження I–II класів бонітету незалежно від походження. Частка таких насаджень від загальної площі становить 72,9 % серед сосняків лісостепової частини та 78,3 % – степової частини (табл. 8). Частка соснових насаджень I^a і вищих класів бонітету становить 23,4 та 10,3 % відповідно, а насаджень IV і нижчих класів бонітету 0,3 та 1,5 % відповідно.

Таблиця 7

Розподіл площі досліджуваних соснових насаджень різного походження за повнотами в різних природних зонах (у чисельнику – для лісостепової зони; у знаменнику – для степової зони)

Відносна повнота	Природне		Штучне		Разом	
	га	%	га	%	га	%
0,3	<u>29</u> 14	<u>1,0</u> 0,3	<u>58</u> 2	<u>0,2</u> <0,1	<u>87</u> 16	<u>0,2</u> <0,1
0,4	<u>85</u> 76	<u>2,9</u> 1,7	<u>166</u> 11	<u>0,4</u> <0,1	<u>251</u> 87	<u>0,6</u> 0,2
0,5	<u>358</u> 672	<u>12,2</u> 15,0	<u>944</u> 984	<u>2,5</u> 2,0	<u>1 302</u> 1 656	<u>3,2</u> 3,0
0,6	<u>943</u> 1 468	<u>32,2</u> 32,9	<u>3 754</u> 3 817	<u>10,1</u> 7,6	<u>4 697</u> 5 285	<u>11,7</u> 9,7
0,7	<u>910</u> 1 157	<u>31,0</u> 25,9	<u>10 200</u> 11 788	<u>27,4</u> 23,4	<u>11 110</u> 12 945	<u>27,7</u> 23,6
0,8	<u>498</u> 783	<u>17,0</u> 17,5	<u>17 832</u> 22 644	<u>47,9</u> 45,0	<u>18 330</u> 23 427	<u>45,6</u> 42,7
0,9	<u>108</u> 296	<u>3,6</u> 6,6	<u>4 257</u> 11 055	<u>11,4</u> 21,9	<u>4 365</u> 11 351	<u>10,9</u> 20,7
1,0	<u>2</u> 3	<u>0,1</u> 0,1	<u>28</u> 65	<u>0,1</u> 0,1	<u>30</u> 68	<u>0,1</u> 0,1
Разом	<u>2 933</u> 4 468	<u>100</u> 100	<u>37 239</u> 50 366	<u>100</u> 100	<u>40 172</u> 54 834	<u>100</u> 100

Таблиця 8

Розподіл площі досліджуваних соснових насаджень різного походження за класами бонітету в різних природних зонах (у чисельнику – для лісостепової зони; у знаменнику – для степової зони)

Класи бонітету	Природне		Штучне		Разом	
	га	%	га	%	га	%
Ia i >	<u>206</u> 202	<u>7,0</u> 4,5	<u>9 176</u> 5 456	<u>24,6</u> 10,8	<u>9 382</u> 5 658	<u>23,4</u> 10,3
I	<u>967</u> 1 361	<u>33,0</u> 30,5	<u>19 567</u> 22 655	<u>52,5</u> 45,0	<u>20 533</u> 24 015	<u>51,1</u> 43,8
II	<u>1 524</u> 2 381	<u>52,0</u> 53,3	<u>7 234</u> 16 560	<u>19,4</u> 32,9	<u>8 758</u> 18 940	<u>21,8</u> 34,5
III	<u>219</u> 484	<u>7,5</u> 10,8	<u>1 142</u> 4 933	<u>3,1</u> 9,8	<u>1 361</u> 5 417	<u>3,4</u> 9,9
IV	<u>16</u> 39	<u>0,5</u> 0,9	<u>117</u> 708	<u>0,3</u> 1,4	<u>133</u> 747	<u>0,3</u> 1,4
V	<u>2</u> 2	<u>0,1</u> <0,1	<u>4</u> 55	<u><0,1</u> 0,1	<u>6</u> 57	<u><0,1</u> 0,1
Загалом	<u>2 933</u> 4 468	<u>100</u> 100	<u>37 239</u> 50 366	<u>100</u> 100	<u>40 172</u> 54 834	<u>100</u> 100

За результатами аналізу матеріалів лісовпорядкування розраховано середні значення основних таксаційних показників, а саме віку (A , років), діаметра (D , см), висоти (H , м), відносної повноти (P), класу бонітету (B) та запасу (M , $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$), для соснових насаджень, що ростуть у лісостеповій та степовій частинах області, а також загалом для лісів Харківської області залежно від походження (табл. 9).

Виявлено, що найбільшими значеннями таксаційних показників характеризуються сосняки природного походження у порівнянні зі штучними в умовах як лісостепової, так і степової частин області, що пояснюється значно більшим їхнім віком. Так, у середньому в межах лісостепової частини різниця за діаметром становить 22 % (7,5 см), за висотою – 11 % (2,6 м) та за запасом – 2 % ($6 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$), а в межах степової частини – 37 % (12,2 см), 27 % (6,2 м) та 13 % ($41 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$) відповідно.

Значення основних таксаційних показників досліджуваних соснових насаджень для різних природних зон і походження

Природна зона	Походження соснових насаджень	Площа, га	Запас, тис. м ³	Таксаційні показники					
				A, років	D, см	H, м	P	B	M, м ³ ·га ⁻¹
Лісостепова зона	Природне	2 933	988,2	88	33,4	22,9	0,65	1,7	337
	Штучне	37 239	12 343,8	61	25,9	20,3	0,75	1,4	331
Степова зона	Природне	4 468	1 406,2	84	32,6	22,8	0,65	1,8	315
	Штучне	50 366	13 807,3	53	20,4	16,6	0,77	1,7	274
Разом по області	Природне	7 401	2 394,4	85	32,9	22,8	0,65	1,7	324
	Штучне	87 605	26 151,1	56	22,7	18,2	0,76	1,6	299

Важливо враховувати особливості динаміки запасів різних за походженням соснових насаджень, що ростуть у найбільш поширених типах умов місцезростання. Ці особливості досліджено залежно від віку соснових насаджень (A, років) та їхнього походження. Динаміку запасів модальних сосняків (M, м³·га⁻¹) добре апроксимують визначені поліноміальні функції третього порядку (R² = 0,96–0,99) (табл. 10).

Таблиця 10

Залежність від віку запасів модальних сосняків Харківської області залежно від походження, типів умов місцезростання та природної зони

Походження	ТУМ	Лісостепова частина		Степова частина	
		Рівняння функцій	R ²	Рівняння функцій	R ²
Природне	A ₂	$M = -0,6952 \times A^3 + 8,9894 \times A^2 + 18,32 \times A$	0,96	$M = -0,645 \times A^3 + 8,5673 \times A^2 + 13,218 \times A$	0,98
	B ₂	$M = -0,8555 \times A^3 + 12,227 \times A^2 + 3,5106 \times A$	0,97	$M = -0,7161 \times A^3 + 8,9052 \times A^2 + 18,63 \times A$	0,97
Штучне	A ₂	$M = -0,65 \times A^3 + 8,1448 \times A^2 + 22,69 \times A$	0,97	$M = -0,7457 \times A^3 + 10,395 \times A^2 + 7,558 \times A$	0,99
	B ₂	$M = -0,7643 \times A^3 + 9,7501 \times A^2 + 22,165 \times A$	0,97	$M = -0,7824 \times A^3 + 10,077 \times A^2 + 18,38 \times A$	0,97

Результати аналізу динаміки продуктивності соснових насаджень (рис. 2, 3) свідчать, що насадження лісостепової частини Харківщини в переважаючих типах умов місцезростання (свіжий бір і свіжий суббір) характеризуються вищою продуктивністю, ніж насадження степової частини. Так, в умовах свіжого бору різниця за запасом у насадженнях природного походження становить 4–13 %, а в насадженнях штучного походження – 6–75 %. В умовах свіжого субору ця різниця становить 1–21 % та 5–13 % відповідно.



Рис. 2 – Динаміка продуктивності соснових насаджень у межах лісостепової частини Харківської області залежно від походження і типів умов місцезростання:

- 1 – природних сосняків в умовах свіжого бору; 2 – штучних сосняків в умовах свіжого бору;
- 3 – природних сосняків в умовах свіжого субору; 4 – штучних сосняків в умовах свіжого субору

Найбільшим запасом соснові насадження характеризуються у віці 91–100 років незалежно від походження та типу умов місцезростання. Так, запас штучних сосняків в умовах свіжого субору лісостепової частини сягає $432 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, природних – $402 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. В умовах свіжого бору запас штучних сосняків сягає $391 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, природних – $387 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. Запас штучних сосняків в умовах свіжого субору степової частини сягає $409 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, природних – $361 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. В умовах свіжого бору запас штучних сосняків сягає $369 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, природних – $344 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. Починаючи із XI класу віку запас сосняків поступово зменшується незалежно від походження, типу умов місцезростання та природної зони.

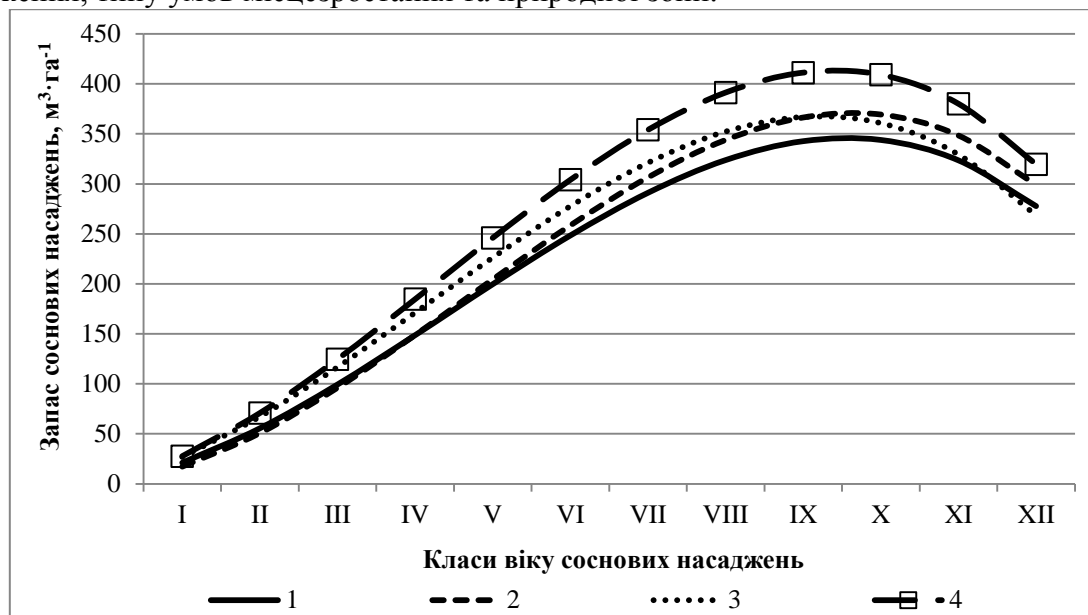


Рис. 3 – Динаміка продуктивності соснових насаджень у межах степової частини Харківської області залежно від походження і типів умов місцезростання:

- 1 – природних сосняків в умовах свіжого бору; 2 – штучних сосняків в умовах свіжого бору;
3 – природних сосняків в умовах свіжого субору; 4 – штучних сосняків в умовах свіжого субору

Висновки. Природно-кліматичні умови Харківської області загалом є сприятливими для успішного росту цінних соснових насаджень, оскільки близько 76 % таких насаджень регіону ростуть за I–II класами бонітету та майже 70 % – мають повноту в межах 0,7–0,8. Водночас вікова структура сосняків є розбалансованою: за площею суттєво переважають середньовікові насадження.

Найбільшими значеннями таксаційних показників (середніх діаметра, висоти та запасу на 1 га) характеризуються сосняки природного походження у порівнянні зі штучними в умовах лісостепової та степової частин області, що пояснюється значно більшим їхнім віком. У середньому в межах лісостепової частини різниця за діаметром становить 22 %, за висотою – 11 % та за запасом – 2 %, а у межах степової частини –37, 27 та 13 % відповідно.

Насадження лісостепової частини в переважаючих типах умов місцезростання (свіжий бір і свіжий субір) характеризуються вищою продуктивністю, ніж насадження степової частини. Так, в умовах свіжого бору різниця за запасом у насадженнях природного походження становить 4–13 %, а у насадженнях штучного походження – 6–75 %. В умовах свіжого субору ця різниця становить 1–21 % та 5–13 % відповідно.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

- Brichta, J., Bílek, L., Linda, R., Vítámvás, J. 2020. Does shelterwood regeneration on natural Scots pine sites under changing environmental conditions represent a viable alternative to traditional clear-cut management? *Central European Forestry Journal*, 66: 104–115. <https://doi.org/10.2478/forj-2020-0014>
- De Diego, N., Montalbán, I. A., Moncaleán, P. 2010. *In vitro* regeneration of adult *Pinus sylvestris* L. trees. *South African Journal of Botany*, 76: 158–162. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2009.09.007>

- Harmash, A. V. 2019. Pine stands of Forest-steppe zone of Kharkiv region: productivity and natural regeneration. *Forestry and Forest Melioration*, 135: 14–23. (in Ukrainian). <https://doi.org/10.33220/1026-3365.135.2019.14>
- Hensiruk, S. A., Shevchenko, S. V., Bondar, V. S. et al. 1981. Integrated forest management zoning of Ukraine and Moldova. Kyiv, Naukova Dumka, 360 p. (in Russian).
- Hirs, A., Novak, B., Kashpor, S. 2004. Forest management. Handbook. Kyiv, Aristey, 384 p. (in Ukrainian).
- Hrom, M. M. 2007. Forest inventory. Lviv, RVV NLTU, 416 p. (in Ukrainian).
- Ilintsev, A., Soldatova, D., Bogdanov, A., Koptev, S., Tretyakov, S. 2021. Growth and structure of pre-mature mixed stands of Scots pine created by direct seeding in the boreal zone. *Journal of Forest Science*, 67: 21–35. <https://doi.org/10.17221/70/2020-JFS>
- Krakau, U. K., Liesebach, M., Aronen, T., Lelu-Walter, M. A., Schneck, V. 2013. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). In: Pâques L. (ed.): *Forest Tree Breeding in Europe. Managing Forest Ecosystems*. Dordrecht, Springer: 267–323.
- Krynytskyi, H. T., Chernyavskiy, M. V., Krynytska, O. H. et al. 2017. Close-to nature forestry as the basis for sustainable forest management in Ukraine. *Scientific Bulletin of UNFU*, 27 (8): 26–31. <https://doi.org/10.15421/40270803>
- Lakyda, P. I. and Lovynska, V. M. 2014. Peculiarities of functioning of pine stands of Pridneprovsky Northern Steppe of Ukraine. *Forestry and Forest Melioration*, 125: 19–24 (in Ukrainian).
- Lundqvist, L., Aahlström, M. A., Axelsson, E. P., Mörling, T., Valinger, E. 2019. Multilayered Scots pine forests in boreal Sweden result from mass regeneration and size stratification. *Forest Ecology and Management*, 441: 176–181. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.044>
- Nazarenko, V. V. 2016. Study of state and dynamics of forest fund of Kharkiv region on the example of Gutyansky Forestry. The structure of pine stands in the Left-Bank Forest-Steppe of Ukraine. *Scientific Bulletin of UNFU*, 26.3: 145–150 (in Ukrainian).
- Sharma, R. P., Bilek, L., Vacek, Z., Vacek, S. 2017. Modelling crown width-diameter relationship for Scots pine in the central Europe. *Trees*, 31: 1875–1889. <https://doi.org/10.1007/s00468-017-1593-8>
- State Forest Resources Agency. 2016. [Electronic resource]. Available at: http://dklg.kmu.gov.ua/forest/control/uk/publish/article?art_id=62921 (accessed 02.07.2021). (in Ukrainian).
- Procedure for Dividing Forests into Categories and Allocation of Specially Protected Forest Areas. 2007. [Electronic resource]. Resolution of Cabinet of Ministers of Ukraine. No 733 dated 16.05.2007. Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/733-2007-%D0%BF> (accessed 01.12.2021) (in Ukrainian).
- Tkach, V. P., Kobets, O. V., Rumiantsev, M. G. 2018. Use of forest site capacity by forests of Ukraine. [Electronic resource]. *Forestry and Forest Melioration*, 132: 3–12 (in Ukrainian). <https://doi.org/10.33220/1026-3365.132.2018.3>
- Tkach, V. P. and Meshkova, V. L. 2019. Modern problems of formation and reproduction of biologically stable pine forests of Ukraine in conditions of climate change. Pine forests: current status, existing challenges and ways forward. Proceedings of International Scientific and Practical Conference 12–13 June 2019. Kyiv, Ukraine, p. 70–77 (in Ukrainian).
- Yarotsky, V. Yu., Pyvovar, T. S., Pasternak, V. P., Garmash, A. V. 2016. The structure of pine stands in the Left-Bank Forest-Steppe of Ukraine. *Scientific Bulletin of UNFU*, 26.4: 56–59 (in Ukrainian).

Rumiantsev M. H.¹, Vysotska N. Yu.¹, Borysenko O. I.¹, Yushchuk V. S.¹, Khromuliak O. I.²
CURRENT STATE AND PRODUCTIVITY OF PINE STANDS IN KHARKIV REGION

¹Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky

²State Enterprise 'Kyiv Forest Research Station'

The study is based on the forest management materials and analyses a distribution of the area covered with forest vegetation in Kharkiv region by the prevalent species, as well as pine stands in the context of forestry enterprises and natural zones (Forest-Steppe and Steppe) by their origin, relative density of stocking, growth classes, age groups, site types and forest categories. It has been established that the natural climatic conditions of the region are favourable for a successful growth of pine stands, since about 76 % of such stands grow according to the I–II growth classes and almost 70 % have relative density of stocking of 0.7–0.8. The age structure of the pine stands is unbalanced: middle-aged stands significantly dominate in area (almost 60 %). A productivity of pine stands of different origins in prevailing site types (fresh infertile and fresh fairly infertile pine site types) was also studied in the context of natural zones. The main mensuration parameters of pine stands in the region have been determined.

К е у в о р д с : Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), stand parameters, stand origin, forest categories, natural zone.

E-mail: maxrum-89@ukr.net, vysotska_n@ukr.net, xalekter@gmail.com, vitay2715@gmail.com, klnds@ukr.net

Одержано редколегією 10.12.2021.



В. П. ТКАЧ, М. Г. РУМ'ЯНЦЕВ, В. А. ЛУК'ЯНЕЦЬ, О. В. КОБЕЦЬ
ПРИРОДНІ ДУБОВІ МОЛОДНЯКИ ЛІВОБЕРЕЖНОГО ЛІСОСТЕПУ ТА
ОСОБЛИВОСТІ ПРОВЕДЕННЯ В НИХ ДОГЛЯДІВ МЕХАНІЗОВАНИМ СПОСОБОМ
Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

За матеріалами лісовпорядкування проаналізовано видовий склад молодняків природного походження в умовах дібровного комплексу типів лісу Лівобережного Лісостепу. Виявлено, що серед молодняків переважають насадження ясена звичайного та клена гостролистого. Природні молодняки з переважанням у складі дуба звичайного ростуть на незначній площі. Наведено результати впливу проведення освітлень механізованим способом на склад деревних порід і збережаність головних порід у дубовому молодняку природного насіннєвого походження. Найбільшу кількість головних порід, зокрема дуба звичайного та ясена звичайного, обліковано на варіанті досліду, де здійснювали суцільне видалення рослинності в коридорах завширшки 3 м, які чергувалися із залишеними кулісами рослинності завширшки 6 м. Визначено оптимальні способи проведення освітлення із застосуванням сучасних засобів механізації. Встановлено, що механізований догляд з використанням рубача коридорів роторного можна застосовувати в природних молодняках, утворених на зрубах, з успішним відновленням дуба та інших порід.

Ключові слова: дуб звичайний (*Quercus robur* L.), освітлення, рубач коридорів роторний (РКР-1,5), підріст.

Вступ. Рубки догляду в молодняках є основним лісівничим заходом із формування високопродуктивних насаджень шляхом забезпечення бажаних складу, густоти, рівномірного розміщення дерев головної породи, оптимальної структури майбутнього деревостану. У разі своєчасного й високоякісного їхнього проведення зменшується тривалість вирощування деревини, поліпшується санітарний стан насаджень, підвищується стійкість до дії несприятливих кліматичних чинників, пошкодження комахами й ураження збудниками хвороб (Sennov 1972, Velishanskiy 1976, Tarnopilska 2015, Lunachevskyy & Rumiantsev 2017, Recommendations 2017).

Здійснення в необхідних обсягах рубок догляду в Україні було б неможливими без використання сучасних засобів механізації (Tiunchyk & Bolshynsky 2002). Так, зокрема, за даними Є. В. Позднякова та С. В. Малюкова (Pozdnyakov & Malyukov 2013) застосування тракторних кушорізів суттєво збільшує продуктивність праці, порівнюючи з використанням ручного кушорізу «Stihl».

Особливості організації та технології механізованих робіт під час проведення рубок догляду в молодняках визначаються насамперед структурою та віком насаджень, рельєфом ділянок, на яких проводять рубки, а також механізмами, які застосовують.

Загальновідомо (Lositskiy 1981, Vakulyuk 2000, Hordiyenko & Hordiyenko 2005, Bondar & Hordiyenko 2006, Vilous 2007, Didenko & Borysova 2017), що дуб звичайний (*Quercus robur* L.) у молодому віці росте дуже повільно, а за відсутності належного догляду за ним відбувається його пригнічення іншими породами. Супутники дуба в складі насаджень у багатих типах лісорослинних умов (свіжий груд), зокрема ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.), клени гостролистий і польовий (*Acer platanoides* L., *Acer campestre* L.), липа серцелиста (*Tilia cordata* Mill.), в'яз шорсткий (*Ulmus glabra* Huds.), ліщина звичайна (*Corylus avellana* L.) та інші у перші роки ростуть значно швидше, ніж дуб. Тому під час проведення доглядів у мішаних за складом молодняках як штучного, так і природного походження особливу увагу необхідно приділяти регулюванню ценотичних взаємозв'язків між породами, що визначають періодичність та інтенсивність проведення рубок догляду.

У межах Лівобережного Лісостепу особливості застосування сучасних засобів механізації, зокрема рубача коридорів роторного (РКР-1,5), під час проведення доглядів у дубових молодняках висвітлено, зокрема, М. М. Діденком та В. Л. Борисовою (Didenko & Borysova 2017).

У Лівобережному Лісостепу площа дубових молодняків (насадження віком до 40 років) є незначною (6,7 % від загальної площі дубових лісів); з кожним роком поступово зменшується частка дубових насаджень природного походження (Tkach et al. 2019).

У сучасних умовах зростає необхідність застосування відповідних механізмів для формування насаджень. Нині рівень механізації під час проведення рубок догляду в молодняках (освітлення та прочищення) є недостатньо високим. Важливим завданням є механізація рубок догляду в культурах, створених на суцільних зрубках, а також у молодняках, що відновилися природним насінневим шляхом. Тому підвищення продуктивності й цінності лісів за одночасного зниження матеріальних і трудових витрат шляхом застосування засобів механізації під час проведення рубок догляду в молодняках природного походження є актуальним завданням лісогосподарського виробництва.

Мета дослідження – оцінити сучасний стан природних дубових молодняків, що формуються в дібровному комплексі типів лісу Лівобережного Лісостепу, оцінити склад деревних порід у дубовому молодняку природного насінневого походження, з'ясувати ступінь збереженості головних порід за різних варіантів механізованого лісівничого догляду (освітлення) та визначити оптимальні способи його проведення із застосуванням сучасних засобів механізації.

Матеріали й методи. Матеріали лісовпорядкування (станом на 01.01.2011) були основою для проведення розрахунків. Загалом проаналізовано показники близько 70 тис. таксаційних виділів дубових насаджень різних походження та віку в лісовому фонді підприємств Лівобережного Лісостепу, підпорядкованих Державному агентству лісових ресурсів України. Площа досліджуваних насаджень становила понад 284 тис. га (Tkach et al. 2019, Rumiantsev 2020a, 2020b), зокрема молодняків – близько 19 тис. га (6,6 тис. таксаційних виділів). Дослідженнями охоплено насадження лісового фонду 29 державних підприємств лісового господарства в межах Київського та по м. Києву (два підприємства), Полтавського (вісім підприємств), Сумського (дев'ять підприємств), Харківського (шість підприємств), Черкаського (одне підприємство) та Чернігівського (три підприємства) обласних управлінь лісового та мисливського господарства.

Особливості проведення механізованих рубок догляду вивчали на стаціонарному дослідному об'єкті лабораторії лісівництва УкрНДЛГА, закладеному у 2016 р. в умовах свіжої кленово-липової діброви в лісовому фонді ДП «Харківська ЛНДС» (Дергачівське лісництво, кв. 215, вид. 1) на площі 1 га.

Закладання пробних площ і визначення лісівничо-таксаційних показників насадження проводили за загальноприйнятими в лісівництві та лісовій таксації методиками (Vorobyov 1967, Anuchin 1982, Hrom 2010) згідно із СОУ 02.02-37-476:2006 «Площі пробні лісовпорядні. Метод закладання» (Forest inventory sample plots 2007).

Облік та оцінювання підросту, а також дерев у складі сформованого природного молодняку проводили на облікових кругових ділянках. Ділянки площею 10 м² ($R = 178$ см) займали не менше 1 % площі секцій. Для кожної породи в складі молодняку визначали їхню кількість, а також середні висоту й діаметр на висоті грудей.

Результати та обговорення. Результати аналізу отриманих матеріалів свідчать, що в Лівобережному Лісостепу України найбільш поширеними є дубові насадження (*Quercus robur* L.), частка яких становить 46 % від загальної площі лісів регіону. Соснові насадження (*Pinus sylvestris* L.) займають 31 %, а насадження інших порід (близько 80 видів) – 23 % від загальної площі лісів, зокрема вільхи чорної (*Alnus glutinosa* (L.) Gaerth.) – 5 %, ясена звичайного (*Fraxinus excelsior* L.) і берези повислої (*Betula pendula* Roth.) – по 3 % (рис. 1).

У Лівобережному Лісостепу (станом на 2011 р.) дубові насадження природного походження займають 64 % від загальної площі дубових лісів, зокрема порослевого – 57 % та насінневого – 7 %, а штучного походження (лісові культури) – 36 % від загальної площі дубових лісів. Запас насаджень природного походження сягає 70 %, а штучного – 30 % від загального запасу дубових лісів. Відзначимо, що впродовж 2000–2010 рр. відносна площа

штучних дубових насаджень збільшилася, а природних – зменшилася (Rumiantsev 2017, Tkach et al. 2019). Щорічно площа природних дубових насаджень в Україні зменшується на 2 тис. га. Тому необхідно здійснювати науково-обґрунтовані лісогосподарські заходи, спрямовані на відтворення складних за будовою, мішаних за складом дубових насаджень природного насінневого походження, а також поєднувати лісовідновні рубки з відповідними лісогосподарськими заходами.

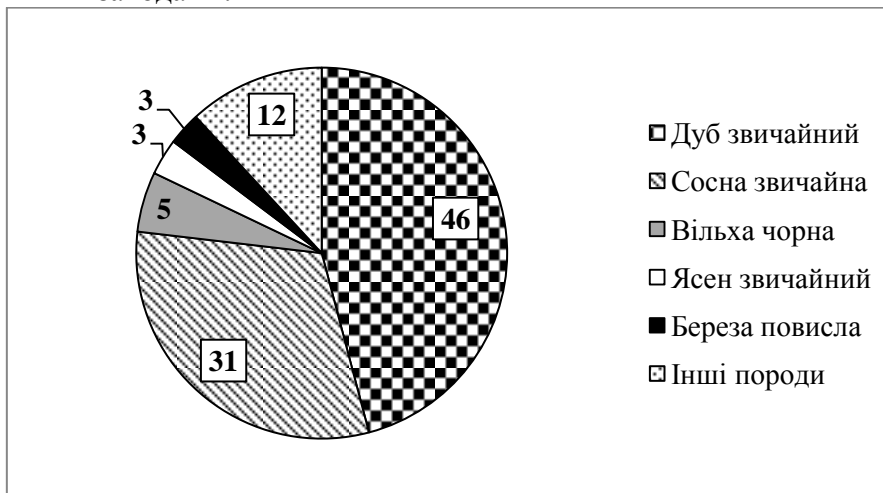


Рис. 1 – Розподіл площі вкритих лісовою рослинністю ділянок Лівобережного Лісостепу за переважаючими породами (за матеріалами лісовпорядкування станом на 2011 р.)

Переважає більшість природних дубових насаджень у Лівобережному Лісостепу приурочена до багатших типів умов місцезростань – грудів (дібров). Загалом у грудях зосереджено 84 % загальної площі природних дубняків, у сугрудах – 15 %, а в суборах – 1 %; причому в останніх вони переважно представлені похідними низькоповнотними та низькобонітетними насадженнями.

Вікова структура дубняків природного походження є розбалансованою. Розподіл їхньої загальної площі за групами класів віку свідчить про значне переважання насаджень IX–XII (65 %) та V–VIII (29 %) класів віку. Площа деревостанів XIII і вищих класів віку сягає 5 %, а I–IV (молодняків) – менше ніж 1 % загальної площі природних дубових насаджень (рис. 2).

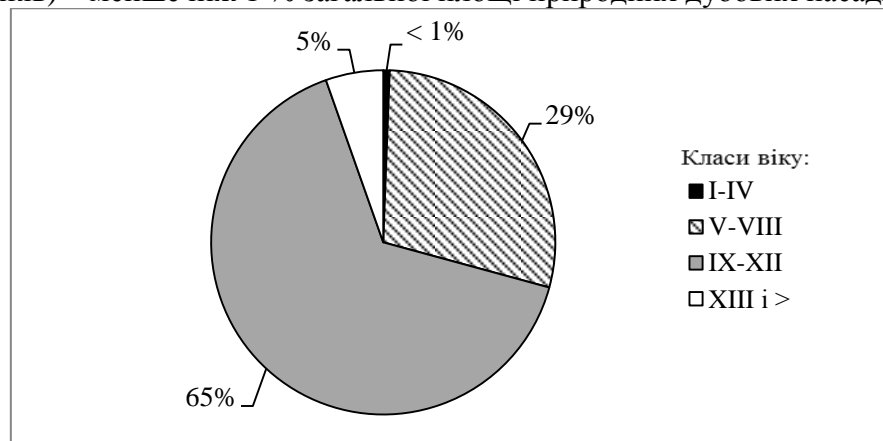


Рис. 2 – Розподіл площі природних дубняків Лівобережного Лісостепу за групами класів віку

Це свідчить, що генезис цих насаджень є порушеним. Подальше накопичення стиглих і перестійних насаджень призведе, з одного боку, до їхнього ослаблення (особливо – порослевого походження), а з іншого – до зменшення площ природних насаджень, що зумовлюватиме збіднення їхнього біологічного різноманіття. Для подолання цих негативних наслідків необхідно здійснювати систему відповідних лісогосподарських заходів.

Для виявлення причин наявності незначної частки молодняків (насаджень віком до 40 років) у Лівобережному Лісостепу сформовано їхню повидільну базу даних із загального переліку вкритих лісовою рослинністю ділянок. Проаналізовано розподіл цих насаджень за переважаючими породами в розрізі адміністративних областей, а також залежно від типів лісу, участі головних порід в їхньому складі з метою розроблення відповідних заходів щодо запобігання небажаній зміні порід. Оскільки більше половини всіх насаджень і понад 80 % природних дубових насаджень ростуть в умовах кленово-липових і ясеневих-липових дібров, то саме ці типи лісу обрано для проведення подальших розрахунків.

Результати аналізу матеріалів лісовпорядкування свідчать, що молодняки різного складу в переважаючих дібровних типах лісу Лівобережного Лісостепу ростуть на площі майже 21 тис. га (7 % від загальної площі насаджень). Частка площі насаджень природного походження сягає 30 % від загальної площі молодняків. Характерно, що породний склад модальних природних молодняків є незадовільним. Найбільшою є частка площі насаджень із переважанням дуба в Полтавській та Харківській областях; проте вона становить лише 13 і 15 % відповідно. В інших областях регіону цей показник є ще нижчим. Зруби, утворені після проведення суцільних рубок лісостанів, природним шляхом часто інтенсивно відновлюються менш цінними породами – ясенем звичайним, березою повислою, кленами гостролистим і польовим, липою серцелистою, осикою тощо (табл. 1). Зокрема, у Сумській області частка площі молодняків із переважанням ясеня звичайного сягає 48 % від загальної площі молодняків, а дубові молодняки – майже відсутні. Подібною є ситуація і в інших областях регіону. Це призводить до негативної, як з господарських, так і біоценотичних міркувань, зміни порід, а також до зменшення загальної площі дубової господарської секції лісового фонду.

Таблиця 1

Розподіл площі природних молодняків у дібровах Лівобережного Лісостепу за переважаючими породами в різних адміністративних областях

Адміністративна область	Переважаюча порода в складі природних молодняків, %								
	Дз	Яз	Бп	Клг	Клп	Ос	Лпд	інші	разом
Полтавська	15	19	1	11	12	29	5	8	100
Сумська	1	48	4	30	1	12	1	3	100
Харківська	13	28	1	31	10	14	<1	3	100
Черкаська	–	–	–	–	100	–	–	–	100
Чернігівська	9	10	12	38	–	24	–	7	100
Разом	6	39	3	28	4	15	2	3	100

Примітка: Дз – дуб звичайний (*Quercus robur* L.); Яз – Ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.); Бп – береза повисла (*Betula pendula* Roth.); Клг – клен гостролистий (*Acer platanoides* L.); Клп – клен польовий (*Acer campestre* L.); Лпд – липа серцелиста (*Tilia cordata* Mill.); Ос – осика (*Populus tremula* L.).

На природне відновлення порід суттєво впливають лісотипологічні особливості зрубів. Так, у сухій кленово-липовій діброві у зв'язку з більшою ксерофітністю дуба, порівнюючи з іншими породами, частка площі природних молодняків із переважанням дуба є більшою (хоча й незначною), ніж у свіжій і вологій кленово-липовій дібровах, а в ясеневих-липовій діброві більшою є частка молодняків із переважанням ясеня звичайного (табл. 2).

Результати досліджень свідчать не лише про гостру необхідність вчасного проведення освітлень і прочищень у природних молодняках з метою своєчасного регулювання їхнього складу, але і про актуальність здійснення системи лісівничих заходів з урахуванням лісотипологічних принципів господарювання, які часто ігнорують.

За результатами аналізу матеріалів лісовпорядкування (повидільної бази дубових молодняків, у лісах підприємств, підпорядкованих Державному агентству лісових ресурсів України) станом на 2011 р. виявлено, що сучасна структура природних дубових молодняків у дібровному комплексі типів лісу Лівобережного Лісостепу є далекою від оптимальної.

Таблиця 2

Розподіл площі природних молодняків Лівобережного Лісостепу за переважаючими породами в дібровному комплексі типів лісу, %

Назва типів лісу	Переважаюча порода в складі природних молодняків, %								
	Дз	Яз	Бп	Клг	Клп	Ос	Лпд	Інші	Разом
Суха кленово-липова діброва	29	26	–	25	7	3	4	6	100
Свіжа кленово-липова діброва	6	40	3	29	4	14	2	2	100
Волога кленово-липова діброва	2	11	7	13	6	46	<1	15	100
Свіжа ясенєво-липова діброва	<1	75	4	19	1	1	–	–	100
Волога ясенєво-липова діброва	8	15	2	17	3	32	2	21	100
Разом	6	39	3	28	4	15	2	3	100

Примітка. Дз – дуб звичайний (*Quercus robur* L.); Яз – Ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.); Бп – береза повисла (*Betula pendula* Roth.); Клг – клен гостролистий (*Acer platanoides* L.); Клп – клен польовий (*Acer campestre* L.); Лпд – липа серцелиста (*Tilia cordata* Mill.); Ос – осика (*Populus tremula* L.).

На 60 % площі молодняків насінневого походження та 76 % – порослевого участь дуба у складі насаджень становить 4 і менше одиниць. Насадження з участю дуба у складі 8 і більше одиниць займають лише 8 % площі (табл. 3).

Таблиця 3

Розподіл площі природних дубових молодняків за часткою дуба в їхньому складі, %

Походження дубових молодняків	Частка дуба у складі молодняків, одиниць		
	8 і >	5–7	4 і <
Порослеве	8	16	76
Насіннєве	8	32	60

Велика частка молодняків із недостатньою кількістю дуба в їхньому складі пов'язана із несвоєчасним проведенням освітлень і перших прочищень, зокрема із залученням сучасних засобів механізації, внаслідок чого дуб пригнічується більш швидкорослими породами та випадає зі складу насаджень.

Ефективність проведення перших лісівничих заходів у природних молодняках механізованим способом оцінювали на багатоваріантному стаціонарному дослідному об'єкті. Для цього влітку 2016 р. у досліді, закладеному в мішаному за складом семирічному дубовому молодняку природного насінневого походження в умовах свіжої кленово-липової діброви Лівобережного Лісостепу, утвореному після проведення лісовідновної рубки в ослабленому порослевому дубовому насажденні, проведено освітлення механізованим способом у різних варіантах за допомогою рубача коридорів роторного (РКР-1,5).

Було закладено чотири варіанти досліді. Контролем була ділянка природного молодняку після проведення на ній догляду (освітлення) селективним способом ручним кущорізом «Stihl» (варіант 1).

На інших варіантах досліді з використанням рубача коридорів роторного суцільно видаляли рослинність у коридорах завширшки 3 м, які чергувалися із залишеними кулісами рослинності різної ширини. На варіанті 2 ширина таких куліс становила 6 м (інтенсивність рубки – 33 %), на варіанті 3 – 4,5 м (інтенсивність рубки – 40 %), а на варіанті 4 – 3 м (інтенсивність рубки – 50 %). Площа ділянок кожного із варіантів досліді – 0,25 га (25 × 100 м). У варіантах досліді напрямом коридорів та куліс – з півночі на південь.

Догляд у залишених кулісах у всіх варіантах проведено в 2017 р. ручним кущорізом «Stihl». Під час проведення догляду видаляли небажані екземпляри другорядних (клена польового) та супутніх (переважно – ясеня звичайного, іноді – липи серцелистої та клена гостролистого) порід. Зріджували також загущені куртини дуба звичайного, переважно порослевого походження. Застосування рубача коридорів роторного під час проведення освітлень у кулісах залишеної рослинності зменшує енергозатрати, а також підвищує продуктивність праці.

Насадження, в якому було проведено лісовідновну рубку рівномірно-поступовим способом за два прийоми, характеризувалося складною будовою. Окрім дерев головних порід – дуба звичайного й ясена звичайного, що мали найбільші діаметри, у складі насадження також виявлено липу серцелисту та клен гостролистий, які були значно молодшими та вирізнялися меншими діаметрами. Дерев дуба та ясена мали порослеве походження, а липи та клена – насінневе природне походження. Таксаційні показники материнського насадження такі: склад – 6Дз2Яз1Клг1Лпд; вік дерев дуба та ясена становив 85–100 років, а липи й клена – 50–60 років; середні висота й діаметр дуба сягали 23,7 м і 32,0 см відповідно; відносна повнота насадження – 0,79; запас – 358 м³·га⁻¹. Зазначимо, що перший прийом лісовідновної рубки здійснювали в рік доброго плодоношення дуба; одночасно проводили заходи щодо сприяння природному відновленню (Тkach et al. 2014).

Результати обліку природного поновлення дуба та інших порід у рік переведення ділянки у вкриті лісовою рослинністю землі (2015 р.) свідчать, що загальна його кількість у віці шести років становила 90,3 тис. шт.·га⁻¹, зокрема дуба звичайного – 24,9 тис. шт.·га⁻¹ (27,6 %), ясена звичайного – 58,7 тис. шт.·га⁻¹ (65,0 %), клена польового – 3,1 тис. шт.·га⁻¹ (3,4 %), клена гостролистого – 2,6 тис. шт.·га⁻¹ (2,9 %), липи серцелистої – 1,0 тис. шт.·га⁻¹ (1,1 %) (Тkach et al. 2015).

За п'ять років після проведення на ділянці першого освітлення (станом на вересень 2021 р.) кількість поновлення дуба в сформованому молодняку залежно від варіантів становила 4,9–7,6 тис. шт.·га⁻¹ (64,6–67,6 % від загальної кількості) (табл. 4). Зазначимо, що загалом цієї кількості поновлення дуба достатньо для формування насадження, склад і структура якого відповідатиме типу лісу.

Таблиця 4

Характеристика сформованого природного молодняку віком 12 років та успішність процесу природного відновлення на варіантах досліді станом на вересень 2021 р.

Порода	Частка породи в складі молодняку, %	Середня висота, м	Середній діаметр, см	Кількість, тис. шт.·га ⁻¹
Варіант 1 (контроль) – догляд за молодняком проведено ручним кущорізом «Stihl»				
Дз	64,6	3,9	2,7	7,6
Яз	28,6	3,5	1,7	3,4
Клг	3,9	3,5	1,8	0,5
Лпд	2,9	4,3	2,7	0,3
Разом	100	4,0	2,5	11,8
Варіант 2 – ширина залишеної куліси 6,0 м				
Дз	66,8	4,0	2,8	6,4
Яз	27,0	3,6	2,3	2,6
Клг	3,5	4,0	2,0	0,3
Лпд	2,7	4,0	2,6	0,3
Разом	100	4,0	2,6	9,6
Варіант 3 – ширина залишеної куліси 4,5 м				
Дз	66,0	4,1	2,8	5,3
Яз	26,6	3,8	2,2	2,1
Клг	4,8	4,3	2,2	0,4
Лпд	2,6	3,9	2,5	0,2
Разом	100	4,1	2,7	8,0
Варіант 4 – ширина залишеної куліси 3,0 м				
Дз	67,6	4,1	2,8	4,9
Яз	25,7	3,8	2,5	1,9
Клг	4,2	4,3	2,3	0,2
Лпд	2,5	4,1	2,6	0,2
Разом	100	4,1	2,7	7,2

Примітка. Дз – дуб звичайний (*Quercus robur* L.); Яз – ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.); Клг – клен гостролистий (*Acer platanoides* L.); Клп – клен польовий (*Acer campestre* L.); Лпд – липа серцелиста (*Tilia cordata* Mill.).

Ширина залишеної куліси певною мірою вплинула на середні таксаційні показники дуба та інших порід. Помічено, що зі зменшенням ширини куліси дещо збільшуються середні висота та діаметр дерев унаслідок збільшення інтенсивності бокового освітлення. Загалом значення середніх висоти й діаметра дуба та інших порід на дослідних варіантах є вищими, ніж у контрольному варіанті, де догляд було проведено ручним кушорізом «Stihl».

Середні висота й діаметр дуба в молодняку є більшими, ніж інших порід, що свідчить про його ценотичну стійкість. Кількість дуба в молодняку є достатньою для формування оптимального деревостану.

Таким чином, після проведення освітлення механізованим способом за запропонованою технологією у віці 12 років сформувалося насадження, яке має склад 65–70 % (Дз) 25–30 % (Яз) 5–10 % (Клг+Лпд) (див. табл. 4). На формування насаджень з подібним складом і структурою повинна бути спрямована діяльність лісівників. У наступному році передбачено в молодняку провести очищення.

Висновки. Молодняки з різним складом порід у кленово-липових і ясеневих-липових дібровах Лівобережного Лісостепу ростуть на 7 % від загальної площі насаджень. Частка насаджень природного походження сягає 30 % від загальної площі і має тенденцію до зменшення. Породний склад природних молодняків у дібровах є незадовільним – суттєво за площею переважають ясеневі (39 %) та кленові (32 %) насадження. Одним зі шляхів забезпечення відтворення природних дубових молодняків у дібровах Лівобережного Лісостепу є своєчасне проведення рубок догляду, зокрема освітлень і очищень механізованим способом з використанням рубача коридорів роторного.

Найбільшу кількість дуба (6,4 тис. шт. га⁻¹) виявлено на варіанті досліді, де здійснювали суцільне видалення рослинності в коридорах завширшки 3 м, які чергувалися із залишеними кулісами рослинності завширшки 6 м. Така його кількість є цілком достатньою для забезпечення формування оптимальних дубових насаджень природного походження.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

- Anuchin, N. P. 1982. Forest inventory. Moscow, Lesnaya promyshlennost, 552 p. (in Russian).
- Bilous, V. I. 2007. Cultivation of highly productive oak plantations in the Forest-Steppe of Ukraine. Vinnytsya, Kniga-Vega, 176 p. (in Ukrainian).
- Bondar, A. O. and Hordiyenko, M. I. 2006. Formation of forest plantations in Podillya oak groves. Kyiv, Urozhay, 334 p. (in Ukrainian).
- Didenko, M. M. and Borysova, V. L. 2017. Forest species composition and condition of the 12-year-old oak stands with different care treatments. Forestry and Forest Melioration, 130: 46–53. (in Ukrainian).
- Forest inventory sample plots. Establishing method. Corporate standard 02.02-37-476:2006. 2007. Valid from May 1, 2007. Kyiv, Minahropolityky Ukrainy, 32 p. (in Ukrainian).
- Hordiyenko, M. I. and Hordiyenko, N. M. 2005. Forestry properties of woody plants. Kyiv, Vistka, 819 p. (in Ukrainian).
- Hrom, M. M. 2010. Forest inventory. Lviv, RVV NLTU, 416 p. (in Ukrainian).
- Lositskiy, K. B. 1981. Oak. Moscow, Lesnaya promyshlennost, 101 p. (in Russian).
- Lunachevskyy, L. S. and Rumiantsev, M. H. 2017. Effect of thinning intensity on the mensuration parameters of oak stands in fresh maple-lime oak forest in the Left-bank Forest-Steppe. Forestry and Forest Melioration, 131: 33–39. (in Ukrainian).
- Pozdnyakov, Ye. V., and Malyukov, S. V. 2013. Machines for removing stumps and woody-shrubby vegetation in clearings. Young scientist, 12(59): 161–164. (in Russian).
- Recommendations on increasing the effect use of forest site capacity. 2017. Tkach V. P. (Ed.). Kharkiv, URIFFM, 58 p. (in Ukrainian).
- Rumiantsev, M. G. 2017. Features of natural regeneration of the main forest forming species in oak forests in the Left-bank Forest-Steppe of Ukraine. PhD dissertation. Kharkiv, 179 p. (in Ukrainian).
- Rumiantsev, M. 2020a. Oak forests of the Left-Bank Forest-Steppe zone of Ukraine and their natural regeneration. In: Modern Global Trends in the Development of Innovative Scientific Researches: International Scientific Conference Proceedings. Riga, Baltija Publishing, p. 110–113. <https://doi.org/10.30525/978-9934-588-39-6-34>.
- Rumiantsev, M. H. 2020b. The structural and functional distribution of oak stands of Left-bank Forest-steppe zone [Electronic resource]. Scientific Bulletin of UNFU, 30(1): 49–54. Available at: <https://doi.org/10.36930/40300108> (accessed 14.09.2021).

Senov, S. N. 1972. Thinning of forest care in foreign countries. Moscow, TSBNTI, 19 p. (in Russian).

Tarnopilska, O. M. 2015. The effect of different tending felling regimes on growth, productivity and merchantable structure of artificial pine stands in Izyum pine forest. Scientific Bulletin of UNFU, 25.5: 100–106 (in Ukrainian).

Tiunchyk, V. K. and Bolshynsky, V. Yu. 2002. Mechanization of improvement felling in juvenile and prospects of their development. Scientific Bulletin of UNFU, 12(8): 102–106 (in Ukrainian).

Tkach, V. P., Luk'yanets, V. A., Kuprina, N. P., Rumiantsev, M. G. 2014. The results of studies on weakened coppice oak stand reformation in the Left-bank Forest-Steppe of Ukraine. Forestry and Forest Melioration, 125: 72–78. (in Ukrainian).

Tkach, V. P., Rumiantsev, M. G., Chygrynets, V. P., Luk'yanets, V. A., Kobets, O. V. 2015. Features of natural seed regeneration in a fresh maple-lime oak forest in the Left-bank Forest-Steppe. Forestry and Forest Melioration, 127: 43–52. (in Ukrainian).

Tkach V., Rumiantsev M., Kobets O., Luk'yanets V., Musienko S. 2019. Ukrainian plain oak forests and their natural regeneration [Electronic resource]. Forestry Studies, 71: 17–29. Available at: <https://doi.org/10.2478/fsmu-2019-0010> (accessed 14.09.2021).

Vakulyuk, P. H. 2000. Creation of forest plantations in oak groves. Fastiv, Polygraphist, 56 p. (in Ukrainian).

Velishanskiy, V. M. 1976. Forest thinning. Moscow, Lesnaya promyshlennost, 96 p. (in Russian).

Vorobyov, D. V. 1967. Methods of forest typology research. Kyiv, Urozhay, 388 p. (in Russian).

Tkach V. P., Rumiantsev M. H., Luk'yanets V. A., Kobets O. V.

NATURAL YOUNG OAK STANDS OF LEFT-BANK FOREST-STEPPE AND FEATURES OF TENDING FELLING THERE BY MEANS OF MECHANIZED METHOD

Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky

The study is based on the forest inventory materials and analyses the species composition of young stands of natural origin in the conditions of the oak forest types of the Left-Bank Forest-Steppe. It revealed that common ash and Norway maple stands are predominant at a young age, while natural young stands with a predominance of English oak grow in a small area.

The composition of tree species in young oak stands of natural seed origin was studied. Also, we assessed the degree of undergrowth preservation for the main species under various types of mechanized cleaning (secondary felling). The largest number of trees of the main species, namely English oak and common ash, was recorded in the experimental variants where 3-meter-wide corridors were cut through and alternated with unfelled strips of 6 m wide. The optimal cleaning methods using modern means of mechanization were determined. It was established that a mechanized cleaning cutting with a rotary corridor cutter (RKR-1,5) could effectively be applied in natural young oak stands on cutting sites with successful regeneration of oak and other species.

Key words: English oak (*Quercus robur* L.), secondary felling, rotary corridor cutter (RKR-1,5), seedlings.

E-mail: tkach@uriffm.org.ua, maxrum-89@ukr.net, lukyanetc@uriffm.org.ua, alexei_kobec@ukr.net

Одержано редколегією 11.10.2021

СЕЛЕКЦІЯ, ДЕНДРОЛОГІЯ

УДК 630.174.175;181.36;416.16

<https://doi.org/10.33220/1026-3365.139.2021.28>



В. А. ДИШКО, І. М. УСЦЬКИЙ, Л. О. ТОРОСОВА, О. А. МИХАЙЛІЧЕНКО
МОРФОМЕТРИЧНІ ОЗНАКИ ПОТОМСТВА СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ
З РІЗНОЮ СТІЙКІСТЮ ДО КОРЕНЕВОЇ ГУБКИ В УМОВАХ ХАРКІВЩИНИ

Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

Висвітлено результати дослідження дворічних сіянців сосни звичайної, вирощених у теплиці ДП «Харківська ЛНДС» із насіння дерев I і III категорій санітарного стану («умовно стійкі» і «хворі» відповідно) з осередків усихання насаджень, уражених кореневою губкою. Виміряно параметри сіянців (довжину, діаметр кореневої шийки, довжину та масу кореневої системи) та хвої (довжину, масу). Суттєве переважання «умовно стійких» дерев над «хворими» виявлено за середньою довжиною сіянців (15 %), часткою їхньої підземної частини (8 %) та масою кореневої системи (15 %). За діаметром кореневої шийки суттєвих відмінностей між сіянцями різних категорій не виявлено (3–6 %). Дворічні сіянці потомств «умовно стійких» дерев поступаються потомству «хворих» за довжиною та масою хвої (на 17 та 23 % відповідно). Потужна коренева система надає можливість сіянцям краще адаптуватися до умов навколишнього середовища та впливу несприятливих чинників.

Ключові слова: *Pinus sylvestris*, сіянці, *Heterobasidion annosum* s. l., «умовно стійкі» дерева, «хворі» дерева.

Вступ. Одним із найважливіших напрямів селекції лісових видів дерев є підвищення стійкості новостворюваних насаджень до біотичних та абіотичних чинників. Серед деревно-чагарникової рослинності хвойні характеризуються найменшою стійкістю до ураження кореневими гнилями. Коренева губка (*Heterobasidion annosum* s. l.) є одним із найнебезпечніших збудників хвороб соснових лісів, що спричиняє окоренкову гниль і призводить до погіршення якості деревини та зниження захисних властивостей лісів (Kenigšvalde et al. 2017, Gaitnieks 2020). Доведено (Chernykh 1965, Rebko et al. 2008, Dyshko 2021), що в окремих осередках усихання насаджень, уражених кореневою губкою, протягом тривалого часу на високому інфекційному фоні зберігаються життєздатні дерева, які зовні не виявляють ознак захворювання. Кількість таких дерев є обмеженою, й вони трапляються не в усіх осередках всихання, але відзначаються добрим санітарним станом і потужною кореневою системою, їх вважають «умовно стійкими».

Існує припущення, що природне поновлення на патологічному фоні в осередках усихання є потомством як хворих, так і «умовно стійких» дерев та є альтернативою штучному створенню лісових культур (Negrutskiy 1986). Використання насінневого матеріалу «умовно стійких» дерев для залісення територій із високими ризиками ураження кореневою губкою може бути одним із ефективних шляхів запобігання її поширенню.

Польські вчені (Napierała-Filipiak & Filipiak 2011, 2012) довели, що збереженість інокульованих *Heterobasidion annosum* s. l. потомств сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.), вирощених із насіння «умовно стійких» дерев, є кращою, ніж потомств, вирощених із елітного насіння, зібраного на клонових насінних плантаціях (КНП). У Литві порівняли за стійкістю природне поновлення у старих осередках кореневої гнилі та потомства плюсових дерев і виявили перевагу перших (Marčiulynas et al 2020). У наших попередніх дослідженнях виявлено, що насіння стійких дерев, на відміну від «хворих», характеризується вищими енергією проростання та схожістю, але поступається інтенсивністю росту проростків (Dyshko 2021). Незважаючи на результати досліджень, стратегія тотального відбору всіх життєздатних рослин в осередках кореневої губки, вчені не підтримують, оскільки потомства таких дерев суттєво різняться за стійкістю до корневих гнилей (Marčiulynas et al. 2020). Зважаючи на це, дослідження особливостей росту й розвитку потомств дерев із підвищеною стійкістю є надзвичайно важливим.

З літературних джерел відомо, що для хвойних характерна наявність як генетичної (Korshikov & Demkovich 2008), так і екологічної (Zadorozhny 1997) стійкості. Підвищену

резистентність «умовно стійких» дерев дослідники пов'язують із морфологічною та анатомічною будовою тканин коренів і деревини (Chernykh 1965), а також із особливостями метаболізму (Chong et al. 2009, Deflorio et al. 2012). За даними вчених із Білорусі, більшою стійкістю до ураження патогенами відзначаються генотипи сосни звичайної з пірамідальними та гачкуватими формами апофізів шишок і одночасно чорним або коричневим насінням (Rebko et al. 2008). Подібні висновки зробили О. В Кудінова та І. В. Дітріх, які встановили кращу збереженість і адаптивність сіянців, вирощених із чорного та коричневого насіння (Kudinova & Dietrich 2012). Дослідження свідчать, що резистентність окремих півсібсів базується на комбінації посиленних конститутивних та індукованих механізмів фенольного захисту (Alfredsen et al. 2007, Deflorio et al. 2012). Важливу роль у забезпеченні стійкості сосни до кореневої губки надають смолопродуктивності (Maksimov 2004, Vysotsky & Yevlakov 2014). В. М. Максимов (Maksimov 2004) рекомендував включати до складу новостворюваних насаджень лише 15 % дерев із підвищеним вмістом $\Delta 3$ -карену в живиці, інші дослідники схиляються до думки про важливість природного складу терпенів у живиці (Vysotsky & Yevlakov 2014).

З огляду на важливість пошуку морфологічних критеріїв стійкості соснових насаджень до корневих гнилей дослідження в цьому напрямі є актуальними та мають бути продовжені.

Метою досліджень було визначити особливості росту й розвитку сосни звичайної з різною стійкістю до ураження кореневою губкою у ранньому віці.

Матеріали й методи. Досліджено дворічні сіянці, вирощені в теплиці Південного лісництва Державного підприємства «Харківська лісова науково-дослідна станція» (ДП «Харківська ЛНДС») з насіння, зібраного в осередках усихання насаджень V класу віку, уражених кореневою губкою, з «умовно стійких» (6 дерев) та «хворих» (3 дерева) дерев (рис. 1).



Рис. 1 – Дворічні сіянці, вирощені з насіння стійких дерев сосни звичайної (теплиця ДП «Харківська ЛНДС», серпень 2020 р.)

Контроль – потомство, вирощене з насіння дерев (3 дерева), що ростуть у тих самих насадженнях, але за межами осередків усихання. Сіянці обережно викопували та відбирали зразки в кількості 20 шт. від кожного дерева. У лабораторних умовах коріння сіянців замочували у воді на дві години, промивали від ґрунту й просушували. За допомогою лінійки вимірювали довжину сіянців (см). Визначали параметри їхніх наземних і підземних частин, розраховували їхні частки відносно довжини сіянця (%). Діаметр кореневої шийки визначали за допомогою штангенциркуля (мм). Із верхівкової частини сіянців відбирали зразки хвої у

кількості 20 пар і за допомогою міліметрового паперу вимірювали їхню довжину (мм). Масу коренів (m_k , г) та зразків хвої ($m_{20 \text{ шт}}$, г) визначали на електронних вагах «AXIS».

За потужністю кореневої системи та довжиною хвої виділяли сіянці трьох категорій і розраховували їхні частки. За потужністю кореневої системи розрізняли сіянці зі слабкою кореневою системою – маса коренів < 1,6 г, потужною – 1,6–2,9 г і дуже потужною – > 2,9 г, а за довжиною хвої – з короткою – < 65 мм, середньою – 65–90 мм, довгою – >90 мм.

Тісноту зв'язків між визначеними ознаками у сіянців «умовно стійких» та «хворих» дерев оцінювали за допомогою коефіцієнта кореляції (r), мінливість показників – коефіцієнта варіації (C_v , %), аналізуючи їх за допомогою емпіричної шкали рівнів мінливості, запропонованої С. О. Мамаєвим (Мамаєв 1972): дуже низький рівень мінливості – до 7 %, низький – 8–12 %, середній – 13–20 %, підвищений – 21–30 %, високий – 31–40 %, дуже високий – понад 40 %.

Результати дослідження оброблено за допомогою прикладних програм Microsoft Excel. Для порівняння відмінностей між сіянцями дерев різних категорій стану використано критерій Стьюдента, а для визначення тісноти зв'язків між ознаками використали коефіцієнт кореляції (Атраментова & Утевська 2008).

Результати та обговорення. Згідно з отриманими нами даними, довжина сіянців у варіантах досліду варіює від 29 до 79 см (табл. 1). Довжина сіянців потомств «умовно стійких» дерев характеризується діапазоном показників від 34,0 до 79,0 см, а «хворих» – від 29,0 до 70,0 см. На контролі показники варіюють у діапазоні від 26,5 до 79,5 см.

Таблиця 1

Біометричні характеристики 2-річних сіянців сосни звичайної, вирощених із насіння дерев різної стійкості до кореневої губки

Ознака		Потомства дерев			t_{Cr}	
		Контроль	«Умовно стійкі»	«Хворі»	«умовно стійкі» та	
					контроль	«хворі»
Довжина сіянця	$X_{\text{ср}} \pm m$, см	47,6 ± 1,89	54,7 ± 1,39	46,4 ± 1,52	3,0	4,0
	$X_{\text{min}} - X_{\text{max}}$, см	26,5–79,5	34,0–79,0	29,0–70,0	–	–
	C_v , %	22,8	15,5	18,9	–	–
Діаметр кореневої шийки	$X_{\text{ср}} \pm m$, см	3,2 ± 0,28	3,1 ± 0,14	2,9 ± 0,17	0,4	1,7
	$X_{\text{min}} - X_{\text{max}}$, см	1,3–7,5	1,5–6,0	1,5–5,2	–	–
	C_v , %	50,4	28,0	33,4	–	–

Примітка. Грубим шрифтом виділено показники, які суттєво різняться з «умовно стійкими» за критерієм Стьюдента ($t > t_{Cr} = 1,7$; $p \leq 0,01$).

Нижнє граничне значення показників довжини сіянців контролю є близьким до значення «хворих», а верхнє – до значення «умовно стійких». Середня довжина сіянців – потомств «умовно стійких» дерев є більшою, ніж «хворих», на 15 %, а контрольних – на 12 %. Відмінності між потомством «стійких» та «хворих» дерев за цією ознакою підтверджено статистично за критерієм Стьюдента ($t_{0,01} = 1,3$; $t_{\text{факт.}} = 3,0$; $t_{\text{факт.}} = 4,0$ відповідно).

За діаметром кореневої шийки суттєвих відмінностей між сіянцями різних категорій не зафіксовано, водночас середній показник потомств «умовно стійких» дерев на 6 % перевершує показник «хворих», але дещо поступається значенням контролю (на 3 %).

Коренева система сіянців потомств «умовно стійких» дерев, на відміну від «хворих», є більш розгалуженою (рис. 2), водночас середня довжина центрального кореня (табл. 2) у цих варіантах є майже однаковою ($20,5 \pm 0,91$ см та $19,3 \pm 1,0$ см відповідно).

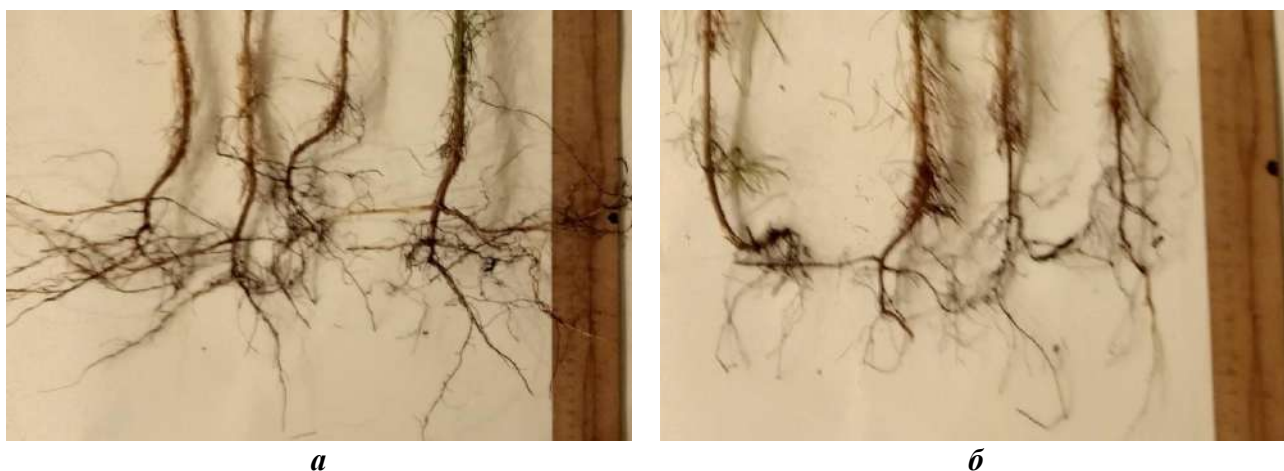


Рис. 2 – Кореневі системи сіянців, вирощених із насіння «умовно стійких» (а) і «хворих» (б) дерев

Таблиця 2

Особливості розвитку корневих систем дворічних сіянців сосни звичайної, вирощених із насіння дерев із різною стійкістю до кореневої губки

Ознака		Потомства дерев			t_{CT}	
		Контроль	«Умовно стійкі»	«Хворі»	«умовно стійкі» та	
					контроль	хворі
Маса кореневої системи	$X_{сер} \pm m$, г	$1,49 \pm 0,226$	$1,53 \pm 0,136$	$1,30 \pm 0,153$	0,8	6,2
	$X_{min}-X_{max}$, г	0,3–6,6	0,5–4,6	0,5–3,8	–	–
	C_v , %	87,4	54,1	67,7	–	–
Частка підземної частини, %	$X_{сер} \pm m$	$54,3 \pm 0,99$	$62,6 \pm 1,10$	$58,6 \pm 1,21$	5,6	2,5
	$X_{min}-X_{max}$	42,0–63,2	49,6–75,7	41,4–73,0	–	–
	C_v	10,5	10,7	11,9	–	–
Частка надземної частини, %	$X_{сер} \pm m$	$45,7 \pm 0,99$	$37,4 \pm 1,10$	$41,4 \pm 1,21$	5,6	2,5
	$X_{min}-X_{max}$	36,8–58,0	24,3–50,4	27,0–58,6	–	–
	C_v	12,4	17,9	16,8	–	–

Примітка. Грубим шрифтом виділено показники, які суттєво різняться з «умовно стійкими» за критерієм Стьюдента ($t > t_{CT} = 1,7$; $p \leq 0,01$).

Статистичним аналізом підтверджено нормальний розподіл показників, визначених за дослідженими ознаками в усіх варіантах дослідження. За допомогою критерія Стьюдента оцінено суттєвість відмінностей між сіянцями потомств «умовно стійких» і «хворих» дерев за масою кореневої системи ($t_{факт.} = 6,2$; $t_{0,01} = 1,7$) та частками надземної й підземної частин сіянців ($t_{факт.} = 2,5$; $t_{факт.} = 5,6$; $t_{0,01} = 1,7$). Відповідно до отриманих нами даних, за середньою масою кореневої системи потомства «умовно стійких» дерев перевершують потомства «хворих» на 15 %, контроль на – 3 %, а за часткою підземної частини – на 4 й 8 % відповідно.

Отримані дані підтверджують результати наших попередніх досліджень (Ustskiy 2017, Dyshko 2021) і свідчать, що дерева з підвищеною резистентністю формують потужнішу кореневу систему, що дає їм змогу краще адаптуватися до несприятливих чинників навколишнього середовища.

У результаті детального аналізу виявлено, що серед сіянців потомств «умовно стійких» дерев частка екземплярів зі слабкою кореневою системою становить 36,4 %, потужною –

42,3 %, дуже потужною – 21,2 %. У зразках «хворих» дерев частка сіянців зі слабкою кореневою системою була найбільшою і становила 57,6 %, частки сіянців із потужною й дуже потужною кореневою системою були меншими, ніж у попередньому варіанті, – 24,2 й 18,2 % відповідно (рис. 3). На контролі частки сіянців різних категорій, визначених за потужністю кореневої системи, – проміжні між «стійкими» та «хворими». У кожному з варіантів частка сіянців із дуже потужною кореневою системою становила близько 20 %. Зважаючи на це можна припустити, що 20 % насінневого потомства дерев мають спадкові властивості стійкості до кореневої губки.



Рис. 3 – Розподіл дворічних сіянців сосни звичайної, вирощених з насіння дерев із різною стійкістю до кореневої губки, за масою кореневої системи

Дослідження свідчить, що дворічні сіянці потомства «умовно стійких» дерев суттєво поступаються (на 17 %) «хворим» за довжиною хвої (табл. 3). Достовірність таких відмінностей підтверджено статистично ($t_{\text{факт.}} = 4,0$; $t_{0,01} = 1,7$). Із контролем 2-річні сіянці «умовно стійких» дерев різняться дещо менше, але також суттєво ($t_{\text{факт.}} = 3,2$; $t_{0,01} = 1,7$).

Таблиця 3

Довжина хвої дворічних сіянців сосни звичайної з різною стійкістю до ураження кореневою губкою

Ознака		Потомства дерев:			$t_{\text{ст}}$	
		Контроль	«Умовно стійкі»	«Хворі»	«умовно стійкі» та	
					контроль	«хворі»
Довжина хвої	$X_{\text{сер}} \pm m$, мм	82,1 ± 3,63	68,2 ± 2,49	82,4 ± 2,47	3,2	4,0
	$X_{\text{min}}-X_{\text{max}}$, мм	39,5–115,7	44,1–101,2	49,9–115,5	–	–
C _v , %		25,4	22,2	17,2	–	–
Частка хвої, %	коротка	18,2	43,2	15,2	–	–
	середня	39,4	51,4	54,5	–	–
	довга	42,4	5,4	30,3	–	–
Маса хвої ($m_{20 \text{ шт.}}$), г		0,66	0,48	0,62	–	–

Примітка. Грубим шрифтом виділено показники, які суттєво різняться з «умовно стійкими» за критерієм Стьюдента ($t > t_{\text{ст}} = 1,7$; $p \leq 0,01$).

Довжина хвоїнок сіянців потомств «умовно стійких» дерев відзначається більшою мінливістю показників, ніж у «хворих» ($C_v = 22,2$ %; $C_v = 17,2$ %), і меншими граничними значеннями. На контролі діапазон значень є більшим, ніж у варіантах досліду, мінливість показників довжини – вищою ($C_v = 25,4$ %). Серед сіянців потомств «умовно стійких» дерев переважають екземпляри з короткою і середньою хвоєю (43,2 та 51,4 % відповідно), а у потомств «хворих» – із середньою та довгою (54,5 та 30,3 % відповідно). Маса хвої (100 шт.) сіянців потомств «умовно стійких» дерев є на 23 % меншою, ніж у потомств «хворих».

На контролі частка сіянців зі слабкою кореневою системою становить 45,5 %, потужною – 33,3 %, дуже потужною – 21,2 %. Результати досліджень свідчать, що одним із

вагомим факторів, який дає можливість сіянцям краще адаптуватися до умов навколишнього середовища та впливу несприятливих чинників, є потужність кореневої системи, що важливо навіть в умовах обмеження глибинного росту кореневих систем. Зв'язок між довжиною сіянців і діаметром кореневої шийки та масою кореневої системи оцінено коефіцієнтами кореляції від 0,038 до 0,80 (рис. 4), тобто визначено як помірний позитивний.

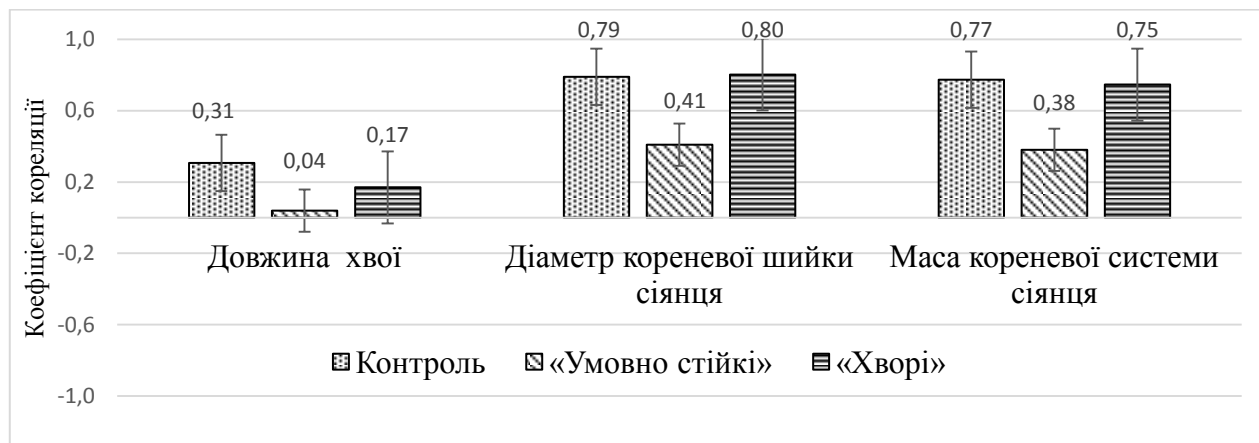


Рис. 4 – Кореляція між морфометричними характеристиками сіянців, вирощених із насіння дерев із різною резистентністю, до ураження кореневою губкою

Кореляційні зв'язки з довжиною хвої є слабкими, а в «умовно стійких» – майже відсутні. Тіснота зв'язків між показниками «умовно стійких» дерев є слабшою ($r = 0,04-0,41$) у порівнянні з «хворими» ($r = 0,17-0,80$) та контрольними ($r = 0,31-0,77$).

Висновки. Найбільш вагомим фактором, який дає можливість сіянцям краще адаптуватися до умов навколишнього середовища та впливу несприятливих чинників, є потужність кореневої системи, що може бути основною якісною характеристикою, яка дає їм змогу вижити в умовах високого патологічного фону. Переважання «умовно стійких» дерев над «хворими» виявлено також за середньою довжиною сіянців (15 %), часткою їхньої підземної частини (8 %) та масою кореневої системи (15 %). За діаметром кореневої шийки суттєвих відмінностей між варіантами не виявлено (3–6 %). Дворічні сіянці «умовно стійких» дерев поступаються «хворим» довжиною та масою хвої (на 17 та 23 % відповідно).

Отримані результати свідчать про збереження спадкових властивостей стійкості до кореневої губки у близько 20 % насінневого потомства. Зважаючи на переваги посівного матеріалу «умовно стійких» дерев, доцільним є його використання під час створення нових насаджень.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Alfredsen, G., Hietala, A. M., Fossdal, C. G., Solheim, H. 2007. Molecular methods as a tool within the field of wood protection-available methods and new possibilities. The International Research Group on Wood Preservation. Doc. No. IRG / WP 07, 20361.

Atramentova, L. A. and Utevskaia, O. M. 2008. Statistical methods in biology. Gorlovka, Likhtar, 248 p. (in Russian).

Chernykh, A. G. 1965. Anatomical features of wood of individual pine specimens preserved in the annosum root rot foci. Forestry and Forest Melioration, 7: 121–125 (in Russian).

Chong, J., Poutaraud, A., Hugueney, P. 2009. Metabolism and roles of stilbenes in plants. Plan Sci., 177: 143–155.

Deflorio, G., Horgan, G., Woodward, S., Fossdal, C. G. 2012. Gene expression and metabolism of phenolic compounds in Sitka spruce clones inoculated with *Heterobasidion annosum*. Proceeding of the XIII International Conference on Root and Butt Root of Forest Trees. Firenze (FI) – S. Martino di Castrozza (TN), Italy, 4th–10th September 2012. Firenze, University Press, p. 17–21.

Dyshko, V. A. 2021. Features of varietal testing of Scots pine for productivity and stability. PhD dissertation. Lviv, 230 p. (in Ukrainian).

Gaitnieks, T., Zaļuma, A., Kenigsvalde, K., Brūna, L., Kļaviņa, D., Burņeviča, N., Stenlid, J., Jankovsky, L., Vasaitis, R. 2020. Natural infection and colonization of pre-commercially cut stumps of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* by *Heterobasidion* rot and its biocontrol fungus *Phlebiopsis gigantea*. *Biological Control*, 143: 104208. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104208>

Kenigsvalde, K., Brauners, I., Zaļuma, A., Jansons, J., Gaitnieks, T. 2017. Biological protection of conifers against *Heterobasidion* infection – interaction between root-rot fungus and *Phlebiopsis gigantea*. *Research for rural development*, 1: 161–175.

Korshikov, I. I. and Demkovich, A. E. 2008. Genetic features of the annosum root rot resistant Scots pine in artificial plantations of the steppe zone of Ukraine.. *Cytology and Genetics*, 5: 41–46 (in Russian).

Kudinova, O. V. and Dietrich, I. V. 2012. Virulence of the fungus annosum root rot to Scots pine seedlings. [Electronic resource]. Available at: http://www.rusnauka.com/SND/Biologia/2_kudinova.doc.htm (accessed 02.12.2021) (in Russian)..

Maksimov, V. M. 2004. Creation of Scots pine plantations resistant to annosum root rot taking into account a composition of the essential oil of pine needles. *IVUZ, Forest Journal*, 5: 197–140 (in Russian).

Mamaev, S. A. 1972. Forms of intraspecific variability of woody plants (on the example of the Pinaceae family in the Urals). Moscow, Nauka, 284 p. (in Russian).

Marčiulynas, A., Sirgedaitė-Šežienė, V., Žemaitis, P., Jansons, Ā., Baliuckas, V. 2020. Resistance of Scots pine half-sib families to *Heterobasidion annosum* in progeny field trials. *Silva Fennica*, 54(4): id10276. <https://doi.org/10.14214/sf.10276>

Napierala-Filipiak, A., & Filipiak, M. 2011. Effects of Scots pine (*Pinus sylvestris*) natural selection in old foci of *Heterobasidion annosum* root rot. *Dendrobiology*, 66: 63–69.

Napierala-Filipiak, A., & Filipiak, M. 2012. Higher resistance of the offspring of Scots pine trees resulting from natural regeneration in old foci of *Heterobasidion annosum* root rot. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27(8): 794–799.

Negrutsky, S. F. 1986. The Annosum root rot. Moscow, Agropromizdat, 200 p. (in Russian).

Rebko, S. V., Kirilenkova, N. F., Poplavkaya, L. F., Yarmolovich, V. A. 2008. Resistance of seeds of Scots pine hybrid forms to *Fusarium oxysporum*. *Proceedings of BSTU. Series 1: Forestry, nature management and processing of renewable resources*, 1: 238–242 (in Russian).

Ustskiy, I. M. 2017. Features of root system structure in the root rot foci caused by *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. *Forestry and Forest Melioration*, 131: 187–193 (in Ukrainian).

Vysotsky, A. A. and Yevlakov, P. M. 2014. Resistance of Scots pine to the annosum root rot in connection with the resin productivity of trees and a content of the main monoterpenes in the resin. *Proceedings of the St. Petersburg Research Institute of Forestry*, 4: 5–20 (in Russian).

Zadorozhny, K. N. 1997. Genetic and anatomical and morphological aspects of resistance of Scots pine *Pinus sylvestris* L. to the fungus *Heterobasidion annosum*. PhD dissertation. Kharkiv, 171 p. (in Russian).

Dyshko V. A., Ustsky I. M., Torosova L. O., Mykhailichenko O. A.

MORPHOMETRIC FEATURES OF SCOTS PINE PROGENIES WITH DIFFERENT RESISTANCE TO ANNOSUM ROOT ROT IN KHARKIV REGION

Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky

The paper involves the results of the study of two-year-old seedlings of Scots pine. The seedlings were grown in the greenhouse of Kharkiv Forest Research Station from seeds of the trees of I and III categories of health condition (“relatively resistant” and “affected” respectively) grown in the foci of the stands affected by the annosum root rot. The characteristics of both the seedlings (length, diameter of the root collar, length and weight of the roots) and the needles (length, weight) were assessed. The study showed that “relatively resistant” trees are superior to “affected” ones in the average length of seedlings (15 %), the proportion of their underground part (8%), and their root system mass (15 %). There are no significant differences in the diameter of the root collar between the seedlings of different categories (3–6 %). Two-year-old seedlings of “relatively resistant” trees were inferior to “affected” ones by the length and weight of their needles (17% and 23%, respectively). A vigorous root system allows seedlings to better adapt to environmental conditions and the impact of adverse factors.

Key words: *Pinus sylvestris*, seedlings, *Heterobasidion annosum* s. l., “relatively resistant” trees, “affected” trees.

E-mail: valya_dishko@ukr.net

Одержано редколегією 13.08.2021



Т. С. РИЖЕНКО

ОПТИМІЗАЦІЯ РЕЖИМУ СТЕРИЛІЗАЦІЇ ЕКСПЛАНТІВ *JUGLANS REGIA* L.

Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

Презентовано результати дослідів зі стерилізації експлантів горіха волоського (*Juglans regia* L.) із використанням різних хімічних речовин. Дослідження проведено в лабораторії мікроклонального розмноження УкрНДЛГА. Відібрано зразки з дерева, яке росте у місті Харкові, з січня до квітня включно. Як первинні експланти використовували фрагменти здерев'янілих пагонів завдовжки 1–2 см. Дослідження охоплювали виявлення кращих режимів стерилізації рослинного матеріалу горіха волоського для подолання фенольного окислення та запобігання ураженню грибами та іншими патогенами. Як основні стерилізаційні речовини використано Лізоформін-3000, нітрат срібла (AgNO_3), антибіотик Цефотаксим. Життєздатність експлантів оцінювали через 25 діб. Результати проведених досліджень свідчать, що використання Лізоформіну-3000 як стерилізувального агента не є ефективним. Застосування нітрату срібла AgNO_3 не сприяло подоланню внутрішньої інфекції, що призвело до подальшої некротизації мікропагонів горіха. Використання антибіотика Цефотаксим в поживному середовищі (MS без модифікацій) дало змогу подолати фенольну інтоксикацію та розвиток інфекції в експлантах горіха волоського.

Ключові слова: мікроклонування, стерилізатори, *in vitro*, розмноження.

Вступ. Волоський горіх (*Juglans regia* L.) є найважливішою горіхоплодою культурою в Україні зі значним експортним потенціалом. Ця рослина походить із Середньої Азії та деяких регіонів Кавказу, її культивують у багатьох країнах – від Південно-Східної Європи до Східної Азії, а також у Північній і Південній Америці (Yermolenko 1935, Shchepotiev 1957, Pollegioni et al. 2017). Дерева волоського горіха є важливою ознакою ландшафтів України вже не одне століття.

Україна входить до п'ятірки найпотужніших країн-виробників волоського горіха у світі. Частка України у світовому виробництві за останні п'ять років становить 5 % (частка Китаю – 40 %, США – 32 %, Чилі – 6 %, Іран – 5 %, Франція – 2 %, інші країни разом – 10 %) (Mezhenskyi 2020).

Селекцію горіха волоського методом індивідуального відбору в Україні розпочато ще у 30-ті роки минулого сторіччя під керівництвом А. П. Єрмоленка та А. Ф. Скоробогатого (Yermolenko 1935, 1936, Skorobogaty 1936). Найбільшого розвитку селекційна робота набула в другій половині ХХ сторіччя (Shchepotiev 1957, 1964). У подальші роки методами відбору та гібридизації отримано цінні форми: 'Курзим' і 'Красавець' Ф. Л. Щепотьєва, 'Колхозний' – Ф. А. Павленка, Ю. І. Новака та П. П. Бадалова. Для збереження сортових ознак і створення промислових плантацій застосовують вегетативно розмножений садивний матеріал, переважно щеплений. Водночас у зв'язку з технічною складністю проведення щеплень і нерідко поганим ростом щепи та підщепи виникає потреба в опрацюванні методів вирощування кореневласного вегетативно розмноженого матеріалу, зокрема отриманого в культурі *in vitro*.

Методи мікроклонального розмноження одночасно є способом збереження рідкісних форм та цінних сортів і створення нових високопродуктивних форм рослин (Butenko 1986). Розмноження рослин у культурі *in vitro* дає змогу за мінімальної кількості маточних рослин отримати велику кількість морфологічно вирівняного та генетично однорідного садивного матеріалу (Matichur 2017). Окрім того, у кореневласних рослин, розмножених в умовах *in vitro*, є більш розвиненою коренева система, вони випереджають за репродуктивним розвитком щеплені – звідси більш ранній початок плодоношення дерева та нарощування врожайності (Navatel & Bourrain 2001).

Ефективність уведення рослин у культуру *in vitro* залежить від сукупності чинників, найбільш важливими з яких є видові та сортові особливості, фізіологічний вік дерев, стан і фаза росту донорської (материнської) рослини, тип і розміри вилучених із неї експлантів, ступінь їхньої фітосанітарної чистоти, тип стерилізувальної речовини та тривалість

оброблення нею (Kushnir & Sarnatska 2005). До того ж метод мікроклонального розмноження можна застосовувати з метою прискорення селекційного процесу, що є особливо актуальним для культури горіха волоського (Titarenko 2009).

Мікроклональне розмноження волоського горіха відіграло дуже важливу роль у швидкому розповсюдженні бажаних сортів та отриманні здорових незаражених рослин. Протягом останніх кількох років використані різні підходи до розмноження цього виду в умовах *in vitro*: верхівковими та бічними бруньками, пагонами, сім'ядолями тощо (Payghamzadeh & Kazemitabar 2011).

Вирощування рослин із пазушних бруньок або пагонів виявилось найбільш загальнодоступним і надійним методом розмноження (George et al. 2008). Культура мікророзмноження, в якій експланти (бруньки або пагони) асептично вирізають і культивують на середовищі, забезпечує швидке розмноження рослин, зменшення циклу генерації таких деревних видів як волоський горіх, де періоду стратифікації насіння сягає 2–3 місяці (Leslie & McGranahan 1992).

Найбільшою проблемою мікророзмноження волоського горіха є чутливість до окислення фенольними сполуками в експлантатах, подоланню якої присвячено низку робіт. Так, у дослідженнях М. Myrselaj, V. Sota й E. Kongjika (2020) використовували для попереднього оброблення експлантатів розчин аскорбінової кислоти (5 мг/л), тоді як К. Керенек і Z. Kolağasi (2016) у дослідах застосовували також оксидант полівінілпіролідон (PVP) (500 мг/л) і цистеїн (20 мг/л). У інших роботах (Navatel & Bourrain 2001, Payghamzadeh & Kazemitabar 2011) антиоксиданти (аскорбінова або лимонна кислота) були включені до складу поживних середовищ із метою запобігання окислюванню рослинного матеріалу горіха. Менш проблематичним є подолання зараження грибними та іншими збудниками всередині експлантатів, укорінення та труднощі, пов'язані з переведенням у ґрунт (режимами вологості, температури, природного освітлення).

Таким чином є важливим удосконалення методів мікророзмноження горіха волоського для подальшого розповсюдження генетично однорідного матеріалу у зв'язку з економічним та екологічним значенням виду (Керенек & Kolağasi 2016).

Мета дослідження – визначити найперспективніші методи стерилізації рослинного матеріалу *Juglans regia* L.

Матеріали й методи. Дослідження проведено в лабораторії мікроклонального розмноження УкрНДІЛГА. Використовували рослинний матеріал, який заготовляли протягом січня – квітня з багаторічного дерева в м. Харкові.

Для стерилізації експлантів від патогенної мікрофлори застосовували три варіанти складу хімічних речовин із різною тривалістю дії стерилізаторів. Загалом закладено три досліді (11 варіантів).

Дослід № 1. Рослинний матеріал промивали щіткою під проточною водою з додаванням мийного засобу (Fairly). Експланти у вигляді мікроживців з однією (рідше – двома) бруньками промивали в мильному розчині протягом 20 хвилин, а потім стерилізували 70 % розчином етанолу (0,5–3 хв.) із подальшим промиванням у стерильній дистильованій воді. Наступним етапом стерилізації було занурення експлантів у 1 % розчин нітрату срібла (AgNO_3) (0,5–4 хв.) із подальшим промиванням у стерильній дистильованій воді. Після цього обробляли у 30 % розчині перекису водню (H_2O_2) протягом 3 хв. Після завершення стерилізації експланти тричі по 3 хв. промивали стерильною дистильованою водою та висаджували на живильне середовище MS без модифікацій (рис. 1).

Дослід № 2. Застосовували етапи промивання з досліді № 1, потім стерилізували експланти 70 % розчином етанолу (0,5–2 хв.) з подальшим промиванням у стерильній дистильованій воді, далі занурювали в 10 % розчин Лізоформіну-3000 (5–15 хв.). Після стерилізації рослини промивали стерильною водою протягом 10 хв. і висаджували на поживне середовище MS без модифікацій (рис. 2).

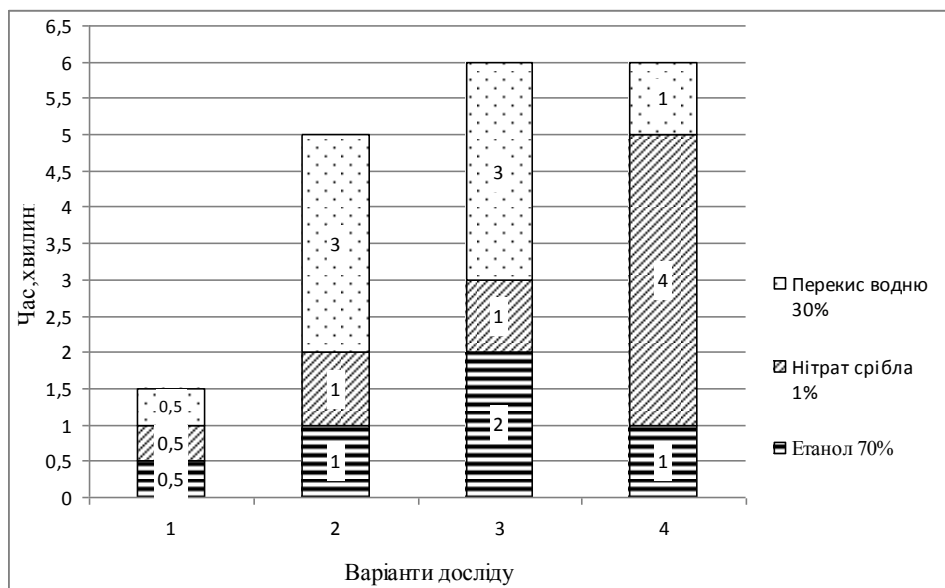


Рис. 1 – Режими стерилізації горіха волоського (*Juglans regia L.*) з основним компонентом – нітратом срібла (AgNO_3), дослід № 1 (4 варіанти)

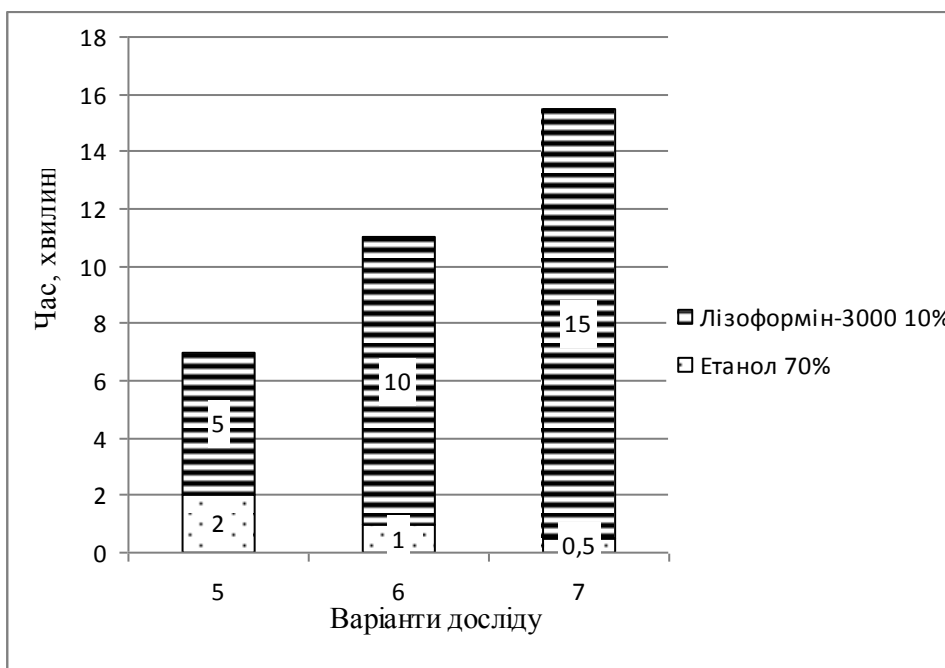


Рис. 2 – Режими стерилізації горіха волоського (*Juglans regia L.*) з основним компонентом – Лізоформіном-3000, дослід № 2 (3 варіанти)

Дослід № 3. Здійснювали передстерилізаційне оброблення матеріалу мийними засобами. Повторювали всі етапи з дослідів № 1. Готували поживне середовище MS із додаванням антибіотика Цефотаксим (400 мг/л), розливаючи його в стерильні чашки Петрі. Розміщували в них по 3–5 експлантів і ставили в холодильник на 1–2 доби, після чого пересаджували на поживне середовище MS без модифікацій (рис. 3).

Усі середовища стерилізували методом автоклавування за температури 120°C і тиску 1 атм. протягом 20–30 хвилин. Антибіотик додавали після автоклавування.

Упродовж 7 діб у кожному з варіантів визначали ефективність стерилізації, реєструючи кількість стерильних та інфікованих експлантів. Життєздатність оцінювали через 25 діб, підраховуючи частку стерильних та інфікованих мікророзривків.

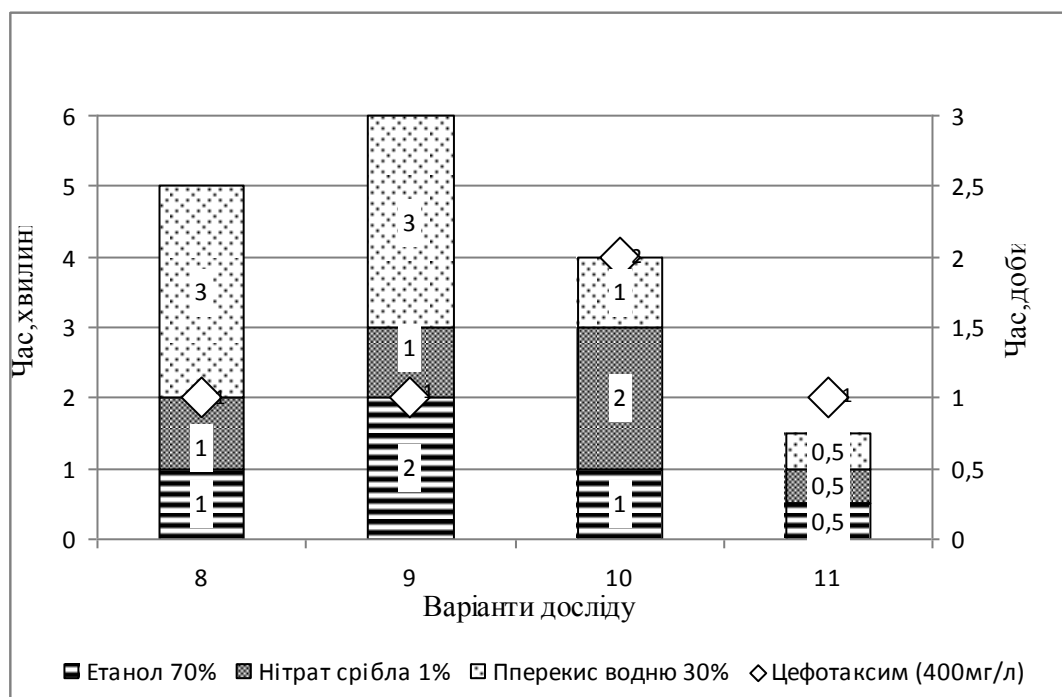


Рис. 3 – Режими стерилізації горіха волоського (*Juglans regia* L.) з основним компонентом – антибіотиком Цефотаксим, дослід № 3 (4 варіанти)

Результати та обговорення. Аналіз варіантів дослідів № 1 свідчить, що під час використання нітрату срібла ($AgNO_3$) як одного з основних компонентів стерилізувальних речовин із нетривалим часом експозиції (0,5–1 хв.) отримали 76–97 % інфікованих і 3–12 % некротизованих експлантів (варіанти № 1, 2). У результаті дослідів отримано 12–14 % морфологічно активних регенерантів у варіантах № 2 та 3, проте в разі збільшення часу стерилізації етанолом до 2 хв. частина морфологічно активних рослин горіха волоського зменшувалася. Тривала експозиція в стерилізувальних речовинах – 2 хв. у розчині етанолу та понад 1 хв. у розчині нітрату срібла $AgNO_3$ – призвела до некротизації тканин у великій частки експлантів у варіанті № 4 (70 %). Водночас прояви внутрішньої інфекції виявляли протягом усього часу культивування з подальшою повною некротизацією. Це свідчить про низьку ефективність використання цих хімічних речовин у такій комбінації (рис. 4).

Під час використання Лізоформіну-3000 10 % (дослід № 2) як стерилізувальної речовини не вдалося одержати життєздатних експлантів через некротизацію (3–37 %) та зараження грибами й бактеріями (63–100 %) (рис. 5). Збільшення тривалості експозиції в стерилізувальних реагентах (Лізоформін-3000 \geq 10 хв.) призводило до збільшення частки некротизованих рослин. Навіть у варіанті зменшення часу дії етанолу (70 %) до 0,5 хв. некротизація не зменшилася (варіанти 5–7). Отже, така процедура стерилізації у наших дослідів виявилася неефективною. Під час використання нітрату срібла з додаванням антибіотика Цефотаксим до поживного середовища (400 мг/л) частка заражених експлантів зменшилася проти попередніх двох дослідів (45–100 %) до 9–39 % (дослід № 3), що дало змогу отримати 65–73 % морфологічно активних експлантів горіха волоського (рис. 6).

У варіантах № 8–9 у разі збільшення часу дії етанолу від 1 до 2 хв. та витримування на середовищі MS із додаванням антибіотика протягом однієї доби не було виявлено значних відмінностей. Частка експлантів із життєздатними тканинами становила 65 та 68 %, інфікованих – 23 та 20 % відповідно, некротизованих – по 12 %. У разі дії перекису водню й етанолу протягом 1 хв., нітрату срібла 2 хв. та збільшення часу перебування на середовищі з антибіотиком до 2 діб кількість пророслих бруньок збільшилася до 73 %, зменшилася кількість інфікованих експлантів до 9 %, частка некротизованих становила 18 % (варіант № 10).

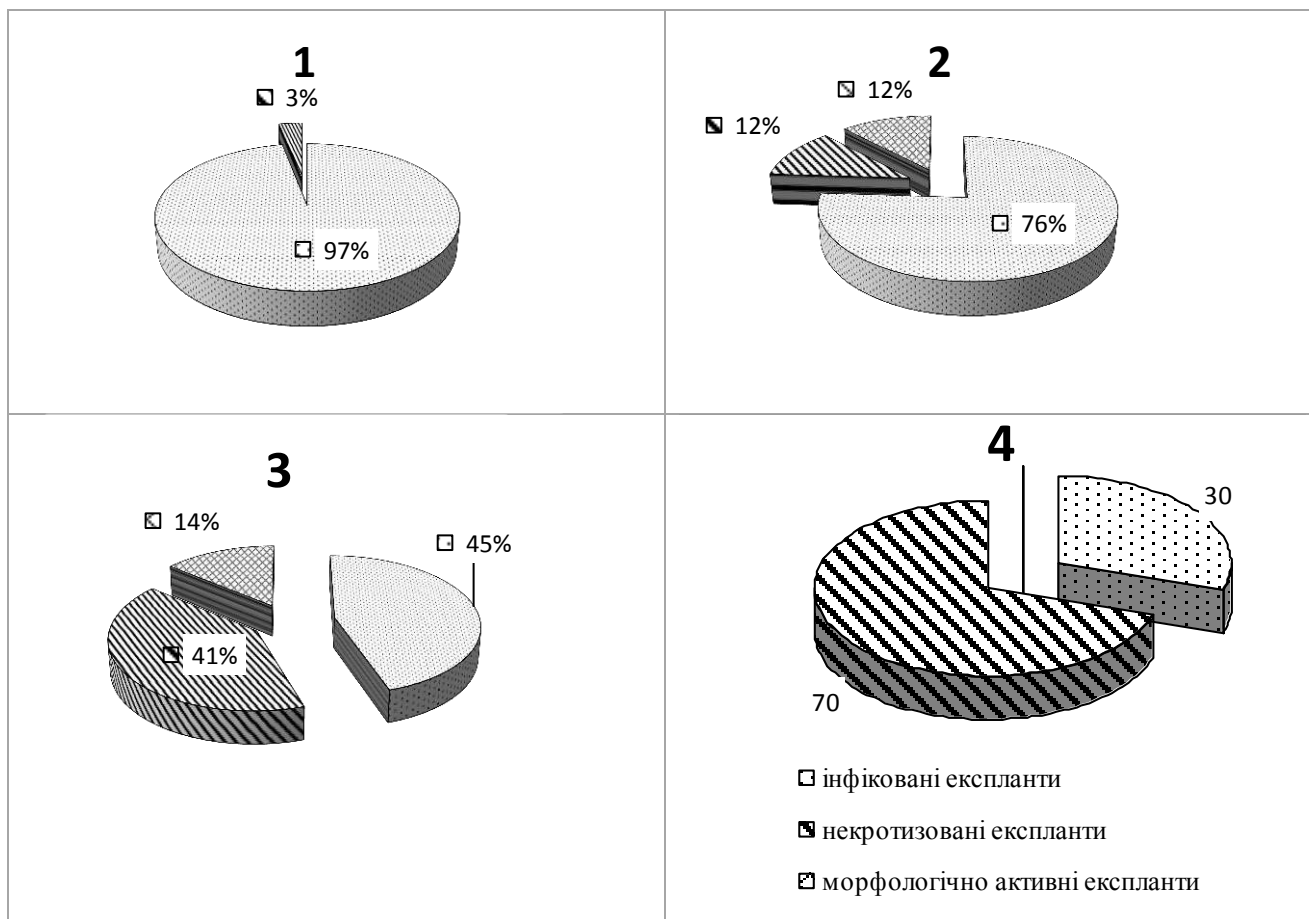


Рис. 4 – Ефективність стерилізації *Juglans regia* L. нітратом срібла ($AgNO_3$) (дослід № 1, номер варіантів відповідно до рис. 1)

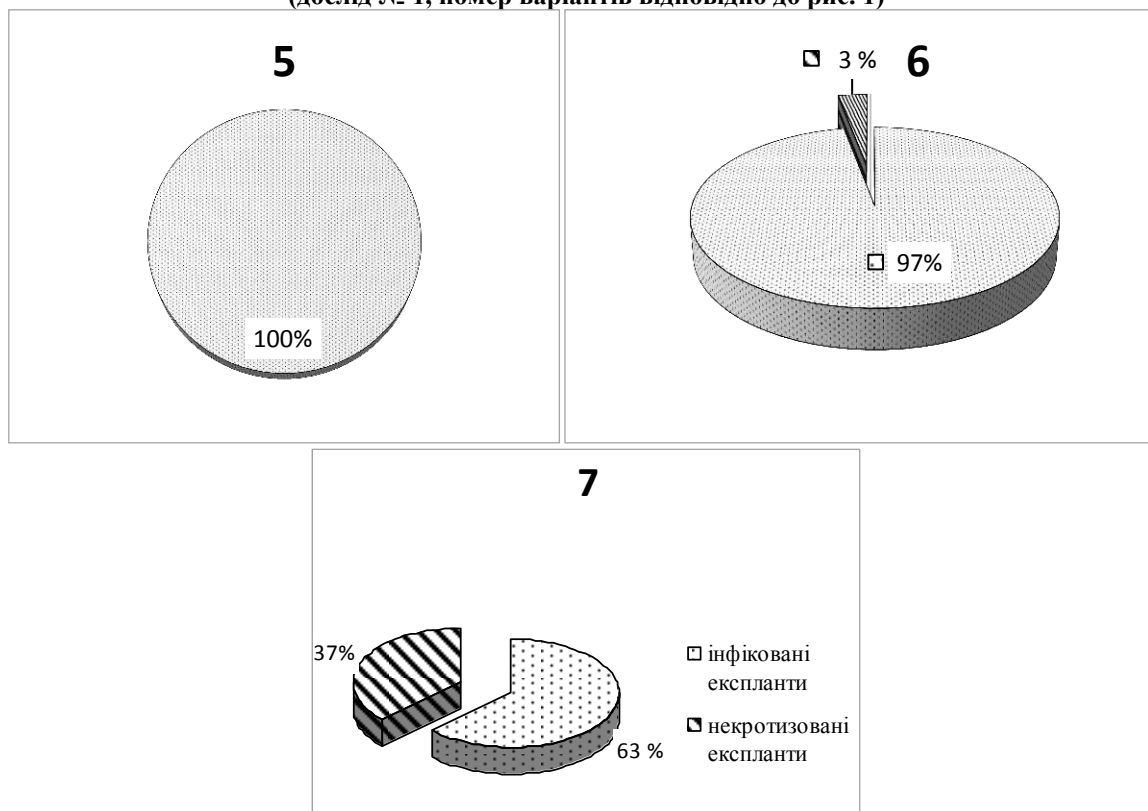


Рис. 5 – Ефективність стерилізації *Juglans regia* L. Лізоформіном-3000 (дослід № 2, номер варіантів відповідно до рис. 2)

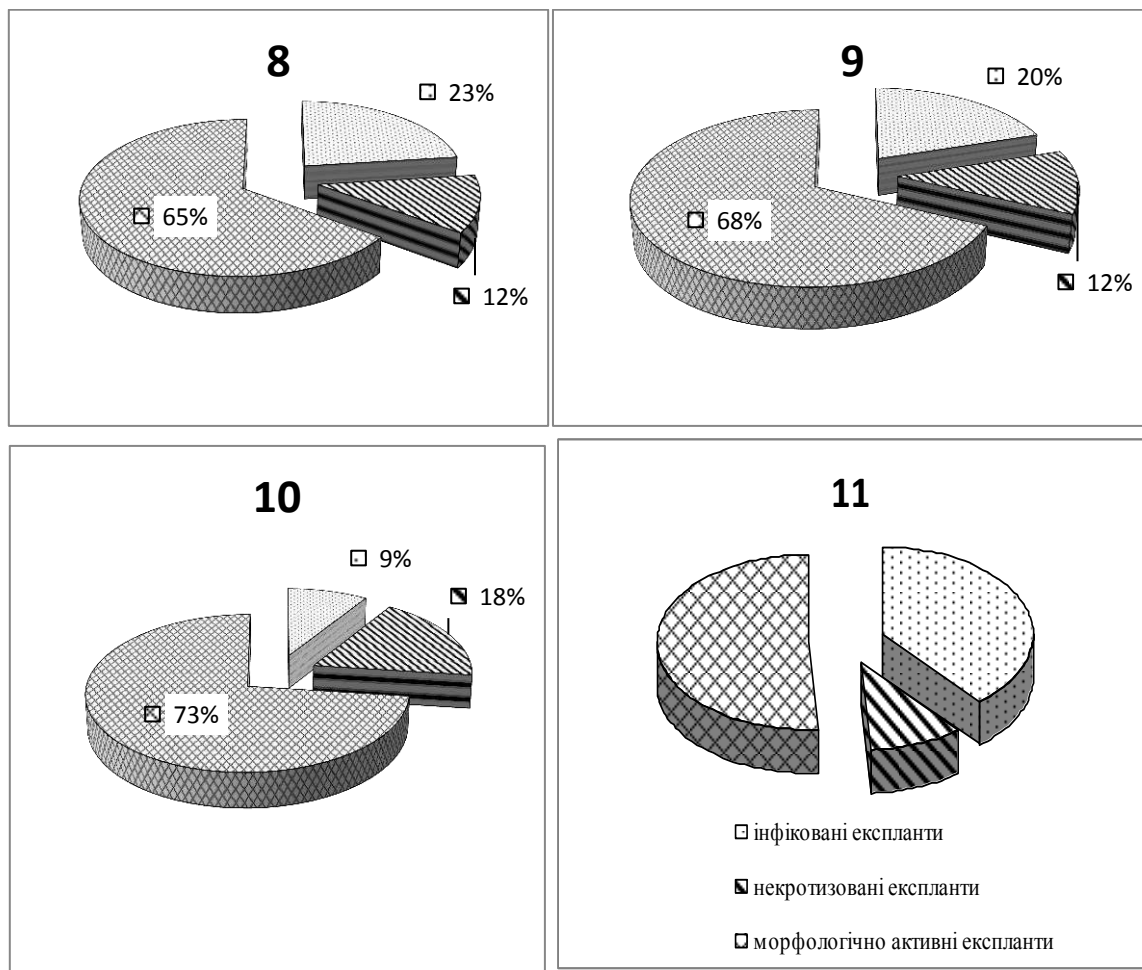


Рис. 6 – Ефективність стерилізації експлантів *Juglans regia* L. з додаванням антибіотика в поживне середовище MS (дослід № 3, номер варіантів відповідно до рис. 3)

У варіанті № 11 зменшення тривалості експозиції стерилізаторів (етанол – 0,5 хв., нітрат срібла – 0,5 хв., перекис водню – 0,5 хв.) та витримка на середовищі з антибіотиком протягом доби призвели до збільшення частки інфікованих рослин (39 %) і зменшення некротизації клітин. Це свідчить про недостатній вплив хімічних речовин протягом 0,5 хв. і антибіотика протягом однієї доби в такій комбінації.

Під час пересаджування на поживне середовище MS без додавання антибіотика прояву внутрішньої інфекції не виявляли, тобто використання Цефотаксиму сприяло подоланню бактеріального ураження тканин горіха волоського (дослід № 3).

У нашому дослідженні додавання антибіотика після основних етапів стерилізації до середовища підвищило вихід стерильних експлантів горіха волоського. Такий режим сприяє подоланню фенольної інтоксикації та пригніченню розвитку внутрішніх інфекцій.

Однією з проблем розмноження горіха волоського в умовах *in vitro* залишається затримка росту морфологічно активних рослин після стерилізації антибіотиком. Роботи з оптимізації режиму стерилізації для *Juglans regia* L. та дослідження з мікроклонального розмноження кращих форм цього виду тривають.

Висновки. Застосування розчину Лізоформіну-3000 після проходження всіх етапів стерилізації є малоефективним. У варіантах його застосування в різних експозиціях (5–15 хв.) не отримано жодного стерильного експланта.

Застосування нітрату срібла (AgNO_3) як основного стерилізатора не є доцільним, оскільки при цьому не відбувається подолання внутрішньої інфекції, а некротизація мікропагонів горіха волоського триває.

Найбільшу частку стерильних і життєздатних експлантів (73 %) отримано у варіанті стерилізації нітратом срібла 1 % (2 хв.) та витримуванні на поживному середовищі з додаванням антибіотика Цефотаксим (400 мг/л) протягом двох діб.

Найперспективнішим методом стерилізації рослинного матеріалу *Juglans regia* L. виявився режим із додаванням антибіотика Цефотаксим.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

- Butenko, R. G. 1986. Plant cell culture and biotechnology. Science: 3–20 (in Russian).
- George, F. E., Hall, M. A., G. J. De Klerk. 2008. Plant propagation by tissue culture. The Background, 3(1). Springer, Dordrecht, 501 p.
- Kepek, K. and Kolağasi, Z. 2016. Micropropagation of Walnut (*Juglans regia* L.). Acta Physica Polonica, A., 130(1): 150–156.
- Kushnir, G. P. and Sarnatska, V. V. 2005. Microclonal propagation of plants. Kyiv, Naukova dumka, 272 p. (in Ukrainian).
- Leslie, C. and McGranahan, G. 1992. Micropropagation of Persian Walnut (*Juglans regia* L.). In: Bajaj, Y. P. S. (eds) High-Tech and Micropropagation II. Biotechnology in Agriculture and Forestry, vol 18. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 136–150. https://doi.org/10.1007/978-3-642-76422-6_7
- Mamchur, V. V. 2017. The genus system *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Scientific Bulletin of UNFU, 3: 49–52 (in Ukrainian).
- Mezhenskyi, V. M. 2020. Persian Walnut (*Juglans regia* L.). Kyiv, 533 p. (in Ukrainian).
- Myrselej, M., Sota, V., Kongjika, E. 2020. Reducing oxidative stress on zygotic embryos of walnut (*Juglans regia* L.) under *in vitro* conditions by their pretreatment with ascorbic acid. European Journal of Biotechnology and Genetic Engineering, 7(1): 23–30.
- Navatel, J. C. and Bourrain, L. 2001. Plant production of walnut *Juglans regia* L. by *in vitro* multiplication. Acta Hort., 544: 465–471. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2001.544.64>
- Payghamzadeh, K. and Kazemitabar, S. K. 2011. *In vitro* propagation of walnut-A review. African Journal of Biotechnology, 10(3): 290–311.
- Pollegioni, P., Woeste, K., Chiocchini, F., Del Lungo, S., Ciolfi, M., Olimpieri, I. et al. 2017. Rethinking the history of common walnut (*Juglans regia* L.) in Europe: Its origins and human interactions. PLoS ONE 12(3): e0172541. doi:10.1371/journal.pone.0172541
- Shchepotiev, F. L. 1957. Acclimatization of woody plants by methods of remote hybridization and directed education. Botanical Institute, 5: 111–130 (in Russian).
- Shchepotiev, F. L. 1964. Breeding of Persian walnut for winter hardiness and high quality of fruits in Ukraine. Selection, introduction and seed production of woody forest species, p. 23–34 (in Russian).
- Skorobogaty, A. F. 1936. Prospects for breeding Persian walnut and the expansion of its culture in Ukraine and similar regions of the RSFSR. Fruit crops, p. 135–141 (in Russian).
- Titarenko, T. E. 2009. Reproduction of Bukovynian varieties of Persian walnut. Gardening, 62: 58 (in Ukrainian).
- Yermolenko, A. P. 1935. To the selection of Persian walnut. Garden and market garden, 2: 24–26 (in Ukrainian).
- Yermolenko, A. P. 1936. On the selection of winter-hardy and fast-growing forms of seedlings of Persian walnut (*Juglans regia* L.). Collection of works on selection and physiology of tree species. Kyiv, Poltava, p. 9–4 (in Ukrainian).

Ryzhenko T. S.

OPTIMIZATION OF EXPLANT STERILIZATION MODE FOR *JUGLANS REGIA* L.

Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky

The paper outlines the results of experiments on sterilization of Persian walnut (*Juglans regia* L.) explants using various chemicals. The study was conducted in the laboratory of microclonal propagation in URIFFM. The material was selected in Kharkiv, from one plant from January through April. As primary explants, fragments of woody shoots 1–2 cm long were used. As the main sterilizing substances we used: Lysoformin-3000, silver nitrate (AgNO₃), antibiotic Cefotaxime. The viability of the introduced explants was assessed after 25 days. The results of the studies indicate that the use of Lysoformin-3000 as a sterilizing agent was not effective. Silver nitrate (AgNO₃) did not help to fight the internal infection with a subsequent necrotization of the walnut micro shoots. Regarding the use of the Cefotaxime antibiotic in the nutrient medium (MS without modifications), it showed a positive result in fighting phenolic intoxication and infection in Persian walnut explants.

К е у w o r d s : micropropagation, sterilizers, *in vitro*, reproduction.

E-mail: tania05051995@outlook.com

Одержано редакцією 06.08.2021



<https://doi.org/10.33220/1026-3365.139.2021.42>

Л. І. ТЕРЕЩЕНКО¹, О. Б. ПРИХОДЬКО², С. А. ЛОСЬ¹

**ДОСЛІДЖЕННЯ УКРАЇНСЬКИХ ЕКОТИПІВ СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ
В ГЕОГРАФІЧНИХ КУЛЬТУРАХ 1975–1976 РОКІВ СТВОРЕННЯ НА ДОНЕЧЧИНІ**

¹Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

²Державне підприємство «Лиманське лісове господарство»

Наведено результати обстеження екотипів сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) українського походження в географічних культурах 1975–1976 років створення в умовах ДП «Лиманське лісове господарство» Донецької області – одного з об'єктів євразійської транснаціональної мережі географічних культур. Визначено показники збережуваності, висоти, діаметра, прямизни стовбура, стану та наявності репродукції дерев. Динаміку росту 22 повторностей екотипів від 3 до 46 років визначено за допомогою кореляційного та регресійного аналізів. Виявлено, що в жорстких степових умовах збережуваність екотипів українських походжень становила 28,9 %. За продуктивністю деревостан характеризувався у середньому III класом бонітету, за варіантами – від I до V. Частка прямостовбурових дерев у варіантах становила від 0 до 24,6 %. Стан і репродукція більшості презентованих екотипів є задовільними. Перспективними для лісового господарства в умовах Байрачного Степу є Черкаський, Київський, Сумський боровий, Харківський екотипи. Кращі дерева цих походжень рекомендовано розмножити вегетативним шляхом для створення клонової насінної плантації.

Ключові слова: *Pinus sylvestris* L., збережуваність екотипів, ріст культур сосни, розвиток насаджень, стан екотипів.

Вступ. Одним із найперспективніших і найдієвіших сучасних підходів до вивчення реакції деревних рослин на зміну кліматичних умов місць росту є дослідження географічних культур (ГК). Такі дослідження стають найважливішою, а часто й єдиною підставою для рекомендацій щодо переміщення репродуктивного матеріалу. Визначення стійких кліматипів (походжень або провенієнцій) необхідне для створення стійких лісів, особливо в умовах зміни клімату.

В Україні діяльність зі створення та вивчення географічних культур лісових деревних рослин має понад 100-річну історію. Перші ГК сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) закладено В. Д. Огієвським у 1912–1916 рр. у Собицькому лісництві ДП «Шосткинське ЛГ» Сумської області (Tereshchenko et al. 2008). Надалі роботи зі створення й дослідження ГК було продовжено, а методика їхнього закладання та вивчення стала більш досконалою. Нині в Україні наявні 38 ділянок ГК 14 видів, підвидів і родових комплексів лісових деревних рослин. На площі 207 га випробовують 1 201 провенієнцію (State of forest genetic resources 2014).

У 1974–1977 рр. розпочато створення найбільшої євразійської транснаціональної мережі географічних культур сосен звичайної та кедрової (*Pinus sibirica* Du Tour), ялини звичайної (*Picea abies* (L.) H.Karst.), ялиці білої (*Abies alba* Mill.), різних видів модрин (*Larix*), дуба звичайного (*Quercus robur* L.) в 111 пунктах, яка за масштабністю не має аналогів у світі. Згідно з Програмою та методикою робіт (The study 1972) передбачалося проведення останнього обстеження ГК у віці 100 років.

Мережа ГК сосни звичайної об'єднала 33 пункти, де презентовано 113 походжень (Shutayev & Giertych 1997). Українські екотипи висаджено на 16 ділянках (Shutayev & Giertych 1997, 2000). На території України об'єкти держмережі загальною площею 93,3 га закладено під керівництвом І. М. Патлая та П. Т. Журової у Херсонській, Житомирській, Львівській, Харківській і Донецькій областях (Patlay et al. 1992).

Найширше узагальнення результатів досліджень всесоюдної мережі ГК сосни звичайної 1975–1977 рр. створення зроблено А. Шутяєвим і М. Гертихом (Shutayev & Giertych 1997, 2000). У цих роботах проаналізовано збережуваність, ростові характеристики, прямизну стовбурів. За першими двома показниками автори запропонували поділ території євразійського ареалу на регіони, які були позначені літерами від А до J. Усі українські екотипи увійшли до регіону С (Західно-континентальний), – на європейських територіях

популяції з цього регіону характеризуються найкращим ростом у висоту, проте на півночі, крайньому сході та півдні євразійського континенту показники їхньої збереженості були набагато гіршими. Лише екотип № 40 (Донецький) потрапив до регіону Н (Південний) – варіанти швидкорослі на місцевому рівні, але не підлягають переміщенню на будь-яку відстань і в будь-якому напрямку. Відповідно до поділу на області за прямизною стовбура (I–IV) всі українські екотипи увійшли до регіону IV, – популяції характеризуються кривими стовбурами майже в усіх місцях випробування (Shutyaev & Giertych 2000).

Результати досліджень ГК у наступні роки, в яких презентовані українські походження, опубліковано в Литві (Abraitis & Eriksson 1996), Білорусі (Fomin et al. 2013), Казахстані (Marushchak 2007), у регіонах РФ (Yurchenko 2005, Kuzmina & Kuzmin 2010, 2017, Nikolaeva et al. 2015, Khakimova 2017), в Україні (Gerushinsky et al. 1983, Gut 1986, Gerushinsky & Krynytsky 1995, Zhurova 2011, 2017).

На ділянці ГК сосни в Литві серед 41 кліматипу, які походять з європейської частини Євразії, найкращим за діаметром та об'ємом стовбура у 20 років виявилось потомство сумського походження, проте дослідники відзначають низький рівень достовірності дослідів, закладеного на одній ділянці (Abraitis & Eriksson 1996).

У ГК 36-річного віку, розташованих у районі хвойно-широколистяних лісів європейської частини РФ (Псковська область), визначено, що у міру віддалення місць заготівлі насіння на північ і схід збереженість культур збільшується, однак ріст за висотою уповільнюється, а продуктивність знижується (Nikolaeva et al. 2016).

Як зазначають російські дослідники (Kuzmina & Kuzmin 2017), слід більше покладатися на фактичні дані, ніж на закономірності, визначені раніше. В умовах південної тайги (Красноярський край, РФ) реакція кліматипів сосни на екологічні чинники виявилася в різних збереженості та уразливості до грибних патогенів: відбувалася елімінація не лише південних, західних, зокрема й українських, але й деяких російських північно-європейських походжень.

У віці 40 років в умовах Татарстану (район хвойно-широколистяних лісів європейської частини РФ) потомства українського походження (Ровенський та Київський екотипи) характеризувалися збереженістю дещо гіршою, ніж більшість варіантів дослідів (12 варіантів), за висотою росли на рівні середніх, за діаметром – на рівні кращих варіантів (Khakimova 2017).

У Республіці Башкортостан (лісостеповий район європейської частини РФ) збереженість потомств західного походження у 36-річному віці не перевищувала 16 %, тоді як середня по ділянці становила 19,7 % (Nikolaeva et al. 2015). Рівненський, Київський, Сумський екотипи у молодому віці були пошкоджені пагонов'юном (*Rhyacionia buoliana*) і лосем, частка викривлених різною мірою стовбурів становила понад 60 %. Серед 36 варіантів показники діаметра трьох українських екотипів перевершували середнє значення на ділянці, а Сумський екотип виявився серед кращих за висотою.

В умовах сухого степу Нижнього Поволжя (Волгоградська область, РФ) у віці до 10 років О. П. Іозус та О. В. Морозова (Iozus & Morozova 2015) помітили значні відмінності росту й розвитку 35 варіантів. Серед них сім українських характеризувалися високими таксаційними показниками та доброю збереженістю: Прикарпатський (у авторів – Південно-Західна лісова зона) був найкращим, а група кліматипів Лісостепової зони України (авторами до неї віднесено Львівський і Житомирський екотипи) посідала другу позицію. У віці 26 років найкращу збереженість (56–72 %) мала група екотипів із Центральної України (Житомирський, Сумський, Київський, Черкаський). До кращих за ростом (друга позиція) віднесено варіанти Прикарпатський і Київський ($H = 10,1$ м в обох варіантах, $D = 13,4$ та $13,6$ см відповідно), які дещо поступалися варіантам із Казахстану (Yurchenko 2005). Прикарпатський екотип був найкращим упродовж 1986–2006 рр. У 30-річному віці відмінності таксаційних показників більшості кліматичних екотипів, що мали місце у

молодому віці, значною мірою зменшилися, різниця між багатьма зонами та кліматипами не перевищувала меж похибки досліду (Iozus & Morozova 2015).

П. Т. Журовою обстежено три ділянки мережі ГК в Україні у 5-, 10-, 15- та 20-річному віках, результати досліджень узагальнені й опубліковані (Zhugova 2011, 2017). Виявлено, що в різних типах лісорослинних умов (Житомирська область, В₂₋₃; Харківська, В₂; Донецька, А₁₋₂) місцева сосна перевершувала за ростом контроль і решту походжень, які за ростом наближалися до місцевих, в умовах сухого бору характеризувалися вдвічі меншою висотою, ніж в умовах субору. За результатами багаторічних досліджень українських походжень відібрано перспективні екотипи для лісорозведення в умовах сухих і свіжих борів та суборів (А₁, А₂, В₁, В₂) Пристепових борів та Лівобережного Лісостепу: Полтавський, Черкаський, Сумський і Київський. Харківський (ізіумський) екотип суборевої форми виявився перспективним для умов Лівобережного Лісостепу, Пристепових борів і Південного Степу України. Зазначені екотипи передано для Державного сорто випробування (Patlay et al. 1992).

Результати дослідження ГК сосни звичайної значно розширюють інформацію щодо географічної мінливості виду, її закономірностей, а також сприяють уточненню лісонасінного районування, виявленню кращих походжень і наданню їм статусу сортів-популяцій. В Україні на ділянках мережі ГК 1975–1976 рр. дослідження не проводили понад 20 років. Тому необхідність визначення їхнього сучасного стану, показників продуктивності та якісних показників не викликає сумніву. Особливо важливо це з огляду на сучасну тенденцію зміни клімату, за якої розвиток соснових деревостанів ускладнений низкою різноманітних чинників.

Метою дослідження було визначити сучасний стан, динаміку росту й розвитку українських екотипів у географічних культурах сосни звичайної в ДП «Лиманське ЛГ» Донецької області, відібрати походження, перспективні для створення лісових культур у регіоні.

Матеріали й методи. ДП «Лиманське ЛГ» розташоване у північній частині Донецької області, в зоні Байрачного Степу. У лісовому фонді підприємства домінують чисті соснові деревостани штучного походження, найрозповсюдженіші ТЛУ – свіжі й сухі бори та свіжі субори (Prikhodko et al. 2019). Основними чинниками, які негативно впливають на стан лісів, є посухи, зміна рівня ґрунтових вод, ураження хворобами, пошкодження комахами та пожежами.

У ДП «Лиманське ЛГ» у ГК презентовано два блоки кліматичних екотипів (ще один – в ДП «Ізіумське ЛГ» – у цій роботі не аналізували). Ґрунт ділянки – дерново-підзолистий, супіщаний. ТЛУ – від А₀ до А₂ (To carry out selection 1994). Рельєф нерівний, із пагорбками та мікропідвищеннями.

Створення ГК та дослідження впродовж перших 20 років відбувалися за безпосередньої участі П. Т. Журової. У 1975 р. висаджено 45 варіантів. Кількість однорічного садивного матеріалу українського походження становила від 345 шт. (Сумський боровий) до 1 556 шт. (Харківський). Розміщення садивних місць у рядах дещо різнилося, для більшості варіантів застосовано схему садіння 2,5 × 0,7 м. Через посушливий вегетаційний період 1975 р. частина рослин загинула та навесні 1976 р. проведено доповнення, середня збережуваність наприкінці року становила 88,7 % (Study of the geographical and ecological variability 1976). До 20-річного віку культури рівномірно зріджували, відсталі за ростом рослини практично не вибирали. Зниження збережуваності рослин у цей період викликане їхнім всиханням під час посух, ураженням шютте звичайним (*Lophodermium seeditiosum* Mint.), пошкодженням дикими хребетними тваринами та комахами. Дані щодо доглядів у культурах надалі відсутні. На час обстеження ГК (2020 рік) повнота культур виявилася нерівномірною, на площі були наявні сухостій та повалені дерева.

Восени 2020 р. в культурах 46-річного віку обстежено варіанти з України, Прибалтики, Білорусі, Російської Федерації та Казахстану. У цій роботі проаналізовано лише українські

походження. Характеристику материнських деревостанів зазначених екотипів наведено в таблиці 1. На жаль, стосовно деяких походжень відсутня повна інформація.

Таблиця 1

Характеристика материнських деревостанів екотипів українського походження, презентованих у географічних культурах сосни звичайної 1975–1976 рр. створення

Код – екотип (лісорослинна зона)	Лісонасінний район, підрайон (Guidelines for forest seed production 2017)	Материнське насадження		
		Лісове господарство	Вік, років, походження	ТЛІУ, бонітет
33 – Рівненський (Волинське Полісся)	Поліський, Волинсько-Житомирський	Дубровицьке	75, природне	V ₃ , I
34 – Львівський (Мале Полісся)		Радохівське ЛМГ	н/д, природне	н/д
35 – Житомирський (Житомирське Полісся)		Олевське	90, природне	V ₂ , II
36 – Прикарпатський	Карпатський	Надвірнянське	н/д, природне	н/д
37 – Київський (Київське Полісся)	Поліський, Київсько-Чернігівський	Бориспільське	80, природне	V ₂ , I
38 – Сумський (Східне Полісся)		Свеське	65 та 90, природне	V ₂ , I
38а – Сумський боровий (Східне Полісся)		Свеське	60, н/д	A ₁ , III
39 – Черкаський (Правобережний лісостеп)	Дніпровського правобережно-степовий, Подільський лісостеповий	Черкаське	105, природне	V ₂ , I ^a
32 – Харківський (Лівобережний степ)	Дніпровський лівобережно- степовий, Ізюмсько- Старобільський	Ізюмське	молодняк, н/д	A ₁ A ₂ V ₁ V ₂ , I–III
40 – Донецький (Лівобережний степ)		Слов'янське	молодняк, природне	н/д

Примітка: н/д – немає даних.

Контрольний варіант – екотип ізюмського походження (Харківський), у географічних культурах представлений трьома повторностями. Мікроумови першої та другої повторностей (К-1 та К-2) наближені до A₁₋₂ та A₂ відповідно, а третьої (К-3) – до A₀₋₁ (пагорб) (То carry out selection 1994). На мікропідвищенні розташовані повторності варіантів № 34-I, 35-I та 38а-II, які характеризувалися невисокою збережуваністю (від 8,5 до 13,5 %), тому ростові показники цих повторностей порівнювали з К-3, решти – з К-1 та К-2. Через фрагментарність даних, наведених у звітах, не для всіх варіантів виявилось можливим порівняти сучасні результати з попередніми.

Екотипи досліджували шляхом суцільного або часткового обліку рослин на ділянках (залежно від площі варіанта). Середні показники збережуваності, висоти, діаметра, якісні характеристики, стан і ступінь репродукції дерев визначали в межах повторностей.

Збережуваність рослин розраховували у відсотках як відношення кількості живих дерев на час обстеження до кількості рослин на час осінньої інвентаризації 1976 р. (після доповнення). Інтенсивність природного зрідження варіантів визначали за частками сухостійних і повалених дерев.

Висоту дерева вимірювали за допомогою електронного висотоміра, діаметр стовбура – мірною вилкою на висоті 1,3 м від поверхні ґрунту. Показник прямоствуровості (Methods of forest trees varietal testing 2019) у варіанті розраховували як відношення кількості живих дерев із прямими стовбурами до загальної кількості живих дерев у варіанті. Визначення стану (індексу стану) базується на розподілі дерев за категоріями стану і є середньозваженим показником (Volosyanchuk et al. 2003). Для екотипів визначали частку дерев із шишками від загальної кількості живих дерев.

Дані щодо росту сосен у віці 3, 4, 10, 15 і 46 років для 22 повторностей проаналізовано за допомогою кореляційного та регресійного аналізу.

Результати та обговорення. Попередніми дослідженнями (Study of the geographical and ecological variability 1976, To carry out selection 1994) визначено, що в жорстких ґрунтово-кліматичних умовах Пристепових борів, у сухих і дуже сухих ТЛУ, на ріст культур сосни великий вплив має мікрорельєф ділянки, внаслідок чого виявлено значні відмінності за ростом окремих географічно близьких потомств. Нині в невеликих улоговинах домінують береза повисла (*Betula pendula* Roth.) та осика (*Populus tremula* L.). Наявний нечисленний самосів сосни та поодинокі екземпляри дуба звичайного (3 шт. на 10 га). На пагорбках та мікропідвищеннях представлена лише сосна звичайна.

Середній показник збережуваності повторностей українських походжень – 28,9 % із варіюванням від 8,5 % (№ 38а-І) до 63,6 % (№ 32-ІІІ), що незначно відрізняється від середнього значення всіх варіантів у ГК – 27,7 %.

Інтенсивність зрідження у варіантах (природний відпад), враховуючи відсутність заходів догляду за культурами в останнє десятиліття, була порівняно невисокою. У середньому в ГК 4,6 % дерев виявилися сухостійними та поваленими (варіювання від 0 до 20 %), а серед українських походжень – від 0 (№ 38-ІІ, 38а-ІІ) до 8,6 % (№ 36-ІІ), середнє для українських варіантів – 3,6 %.

Коефіцієнт варіації висот і діаметрів екотипів за повторностями – середній і підвищений (18,3 та 26,6 % за шкалою Мамаєва відповідно), що зумовлене як рельєфом ділянки, так і походженням (рис. 1).



Рис. 1 – Черкаський (ліворуч) та Рівненський (праворуч) екотипи сосни звичайної у географічних культурах у ДП «Лиманське ЛГ»

У процесі порівняння показників середньої висоти повторностей із К-1 та К-2 виявлено, що лише ІІ повторність Черкаського екотипу (№ 39-ІІ) істотно перевершує контрольні та є однією з найкращих серед 40 варіантів, представлених у ГК.

Ростові показники в Сумського борового (№ 38а-І) та двох повторностей Київського екотипу (№ 37-ІІ та 37-ІІІ) були на рівні контролю (К-1 та К-2) (табл. 2). Середня висота решти варіантів істотно поступалася контролю.

За середнім діаметром жодна повторність істотно не перевершувала К-1. Істотно поступалися йому Прикарпатський та Сумський екотипи (№ 36-І та 38-І), у решти варіантів

показники були на рівні контролю. Об'єм стовбура середнього дерева в культурах становив $0,11 \text{ м}^3$; беззаперечним лідером за цією ознакою визнано II повторність Київського екотипу ($0,23 \text{ м}^3$). За продуктивністю дві з трьох повторностей Київського екотипу перевершили контроль, а третя не поступалася йому.

Таблиця 2

Показники збережаності та росту українських екотипів за повторностями у 46-річному віці

Код, екотип, повторність	Збережуваність, %	Середня висота, м		Середній діаметр, см		Об'єм стовбура середнього дерева, м^3	Бонітет
		<i>M</i>	<i>m</i>	<i>M</i>	<i>m</i>		
32 Харківський-I, К-1	52,6	15,0	0,28	15,6	0,70	0,15	II
32 Харківський-II, К-2	63,3	15,0	0,44	14,6	0,75	0,13	II
32 Харківський-III, К-3	13,6	10,8	0,45	17,7	1,17	0,16	III
33 Рівненський	12,1	9,2	0,46	15,0	0,85	0,12	IV
34 Львовський-I	22,9	6,8	0,50	12,2	0,55	0,06	V
34 Львовський-II	45,8	10,8	0,42	13,9	0,75	0,10	III
35 Житомирський-I	9,4	6,4	0,56	13,9	1,44	0,07	V
35 Житомирський-II	40,4	9,9	0,41	13,9	1,20	0,09	IV
36 Прикарпатський-I	10,3	6,5	0,49	11,1	0,88	0,05	V
36 Прикарпатський-II	12,5	12,6	0,49	15,2	0,52	0,13	III
36 Прикарпатський-III	49,1	9,6	0,13	13,1	0,72	0,08	IV
37 Київський-I	26,5	10,9	0,57	17,0	0,95	0,14	III
37 Київський-II	20,2	16,7	0,36	18,4	1,16	0,23	I
37 Київський-III	36,2	14,6	0,39	16,5	0,86	0,16	II
38а Сумський боровий-I	11,0	14,2	0,48	17,4	1,10	0,18	II
38а Сумський боровий-II	20,0	6,7	0,37	11,9	0,64	0,05	V
38 Сумський-I	27,8	8,5	0,72	11,9	0,78	0,06	IV
38 Сумський-II	8,5	8,8	0,69	14,9	1,33	0,10	IV
39 Черкаський-I	21,4	8,3	0,31	15,4	1,15	0,10	IV
39 Черкаський-II	48,4	17,4	0,58	15,1	0,86	0,16	I
40 Донецький-I	29,8	11,6	0,48	15,2	0,84	0,12	III
40 Донецький-II	48,5	11,8	0,38	15,0	0,85	0,12	III

Контрольний варіант К-3 поступався за висотою К-1 та К-2, але був кращим за діаметром та об'ємом стовбура середнього дерева. Розташовані на мікропідвищеннях повторності Київського (№ 34-I) та Сумського борового (№38 а-II) екотипів характеризувалися істотно нижчими середніми показниками висоти й діаметра, порівнюючи з К-3, а Житомирського (№ 35-I) – лише за висотою. Контрастні умови росту повторностей екотипів вплинули на продуктивність – різниця між ними становить 2–3 класи. Так, наприклад, Черкаський-I та Сумський боровий-II (№ 39-I та 38а-II) розташовані на пагорбку, а Черкаський-II та Сумський боровий-I – у мікропониженні. Серед українських екотипів відсутні такі, всі повторності яких характеризувалися високими ростовими показниками.

Коефіцієнт лінійної парної кореляції Пірсона між показниками збережаності та висоти повторностей виявився статистично значущим ($r = 0,48 \pm 0,111$; $\alpha = 0,05$; $df = 22$; $t_{Sr} = 2,06$; $t_{\phi} = 2,43$). Зв'язок виявився прямим і помірним за шкалою Чеддока (Eddous & Stensfild 1997). Кореляції «збережуваність – діаметр», «збережуваність – об'єм стовбура середнього дерева» – незначущі ($r = -0,05$; $r = 0,10$).

Найкращі за висотою у віці 46 років варіанти, відповідно до попередніх досліджень (Study of the geographical and ecological variability 1976), у дворічному віці належали до

різних за інтенсивністю росту груп: середня висота сіянців Черкаського еко типу становила 15,6 см і була в 1,7 разу вищою, ніж Київського (9,0 см). Середній показник висоти сіянців на ділянці розсадника становив 11,1 см. Зв'язки показників висоти еко типів на ділянці ГК за повторностями у 3, 4, 10, 15 та 46 років наведено в таблиці 3.

Таблиця 3

Коефіцієнти кореляції середньої висоти повторностей еко типів у різному віці

Вік	3 роки	4 роки	10 років	15 років	46 років
3 роки	1	–	–	–	–
4 роки	0,93*	1	–	–	–
10 років	0,38	0,23	1	–	–
15 років	0,40	0,29	0,75*	1	–
46 років	0,08	0,05	0,76*	0,70*	1

*Достовірні на рівні значущості $\alpha = 0,05$.

Статистично доведені взаємозв'язки між середніми висотами у 10- та 46-річному віці свідчать про відносну стабілізацію рангового положення, починаючи з 10-річного віку. За відсутності інтенсивних заходів догляду в культурах виявлено високий позитивний зв'язок показників висот у 10 і 15 років, що свідчить про порівняно стабільний темп росту еко типів у цей віковий проміжок. Деяке зниження коефіцієнта кореляції для 15 та 46 років може бути спричинене посиленням конкурентних взаємовідносин.

Методом регресійного аналізу оцінено лінійність зв'язку показників висоти однойменних повторностей у 10 та 46 років ($\alpha = 0,05$, $df = 21$). Отримано рівняння регресії: $y = 4,5213x + 4,1655$. Перевірка значущості моделі регресії з використанням F -критерію Фішера засвідчила, що знайдена оцінка рівняння є статистично надійною ($F_{\text{факт.}} = 28,1$; $F_{\text{теор.}} = 4,35$), проте точність підбору рівняння є середньою – коефіцієнт детермінації $R^2 = 58,39$ %. Отже, на 41,61 % зміна висоти у 46 років зумовлена факторами, які в моделі не враховано. До аналізу не залучено дані щодо висот у 15-річному віці через їхню фрагментарність. Спрогнозувати ріст варіантів за діаметром у 46-річному віці на основі даних обмірів у 15 років ($r = 0,52$) виявилось можливим лише на 27,1 % (R^2) – саме настільки загальне варіювання діаметра у 46 років статистично зумовлене його змінами у 15-річному віці.

Друга половина вегетаційного періоду 2020 р. була аномально посушливою. Спалах чисельності звичайного соснового пильщика (*Diprion pini* L.) спричинив втрату деревами хвої та всихання гілок. На хвої також виявлено соснову буру попелицю (*Cinara pinea* Mordv), щитівку соснову веретеноподібну (*Anamaspis loewi* Colvee), галицю червону соснову (*Thecodiplosis brachyntera* Schwaegr.). Як наслідок, частка дерев відмінного та доброго стану становила від 15,5 до 66,7 %, а частка сухих дерев у варіантах – від 1 до 5 %. Середній індекс стану варіантів у ГК – 3,1 бала (від 2,5 до 3,6). Половина українських еко типів характеризувалася саме таким станом (табл. 4). Від антропогенного чинника (видалення верхівок) потерпало 9,7 % дерев.

Якість стовбурів є однією з найважливіших ознак під час оцінювання й визначення перспективних кліматичних еко типів. За часткою прямостовбурових дерев походження в ГК значно різнилися – від 0 до 51 % (у середньому 17,2 %). Серед українських еко типів найбільше сосен із прямими стовбурами виявлено в Київського (№ 37) та Сумського борового (№ 38а) – 24,6 і 21,9 % відповідно. Для інших повторностей еко типів і контрольного варіанта ця частка була меншою, а в Рівненському еко типі прямостовбурові дерева були відсутні (див. табл. 4). Причинами значної кількості дерев із низькою якістю стовбурів можуть бути їхнє нерівномірне розміщення у варіантах (висока конкуренція або вільне стояння) або наслідки абіотичного, біотичного чи антропогенного впливу.

Важливою ознакою, яка характеризує адаптацію екотипів у нових умовах росту, є наявність насінноношення. Для варіантів ГК середня частка дерев із шишками становила 15,6 %. До кращих за цим показником серед українських належать повторності восьми екотипів, дерев із шишками – від 20,0 до 53,3 %, у решти повторностей частка дерев із шишками була меншою або взагалі без них (див. табл. 4).

Таблиця 4

Характеристика українських екотипів за станом, якістю стовбурів і репродукцією

Код, екотип	Стан, бали				Частка дерев, %							
					прямоствобурових				із шишками			
	I	II	III	сер.*	I	II	III	сер.*	I	II	III	сер.*
32 Харківський	3,1	2,9	2,9	2,9	13,9	16,2	13,0	14,6	2,5	5,3	53,3	11,8
33 Рівненський	3,1	–	–	3,1	0	–	–	0	20,0	–	–	20,0
34 Львівський	3,2	3,1	–	3,2	5,9	5,9	–	5,9	12,3	30,3	–	18,9
35 Житомирський	3,0	3,3	–	3,1	0	16,7	–	12,9	35,0	0	–	15,8
36 Прикарпатський	3,6	3,1	3,5	3,4	0	9,3	0	6,4	11,0	0	20,0	3,3
37 Київський	3,5	3,0	2,9	3,1	15,8	23,5	30,3	24,6	5,6	0	2,9	2,9
38а Сумський боровий	2,9	3,8	–	3,3	35,2	6,7	–	21,9	29,4	37,9	–	34,8
38 Сумський	3,5	3,3	–	3,4	11,8	0	–	6,9	6,9	20,0	–	11,4
39 Черкаський	3,4	3,0	–	3,1	0	13,0	–	11,1	35,7	4,8	–	17,1
40 Донецький	3,1	3,1	–	3,1	12,0	0	–	5,6	6,1	6,8	–	6,5

*Середнє по екотипу.

Отже, до кращих за продуктивністю віднесено два контрольні варіанти (К-1, К-2), Черкаський (№ 39-II), Київський (№ 37-II, 37-III) та Сумський боровий (№ 38а-I). Серед них найбільше якісних стовбурів у повторностей Київського екотипу та Сумського борового (№ 38а-I) (див. табл. 4). Стан більшості представлених варіантів задовільний. Дерев з шишками наявні в усіх екотипах. Варіант місцевого походження (Донецький) характеризувався доброю збереженістю та за ростовими показниками посів проміжну позицію. Він є найбільш адаптованим до умов регіону, тому для збереження місцевого генофонду найкращі дерева цього екотипу також рекомендовано розмножити на плантації. Використання насіння сосни Сумського (ТЛУ В₂), Рівненського, Прикарпатського та Львівського екотипів для створення продуктивних насаджень в умовах Байрачного Степу є небажаним.

Презентований цінний генофонд українських популяцій слід у подальшому зберігати та вивчати адаптаційний потенціал екотипів. Згідно з Регіональною програмою «Ліси Донеччини» на 2018–2022 роки (Regional programme 2018), серед основних проблем лісового господарства й захисного лісорозведення є низький рівень розвитку лісонасінневої та лісорозсадницької баз. Покращити ситуацію можливо шляхом створення клонової насінної плантації сосни звичайної із залученням найкращих дерев екотипів українського походження. За результатами наших досліджень рекомендовано розмножити вегетативно найкращі дерева варіантів Черкаський (№ 39-II), Київський (№ 37-II, 37-III), Сумський боровий (№ 38а-I) та контроль (К-1, К-2) і створити клонову насінну плантацію з метою отримання насіння для створення нових насаджень.

Висновки. Географічні культури сосни звичайної, створені у 1975–1976 рр. у ДП «Лиманське ЛГ», є унікальним науковим об'єктом, призначенням якого є не лише оцінювання адаптаційної здатності сосни звичайної до нових кліматичних умов, але й визначення джерел насіння для створення продуктивних і стійких деревостанів у регіоні.

В умовах свіжуватого бору збереженість українських походжень сосни звичайної становила 28,9 %, за повторностями – від 8,5 до 63,6 %. Сучасний стан екотипів задовільний. Продуктивність екотипів характеризувалася в середньому III класом бонітету, за варіантами – від I до V. Частка прямоствобурних варіантів українського походження становила від 0 до 24,6 %. Показники висоти однойменних повторностей варіантів у 46 років

на 58,4 % лінійно пов'язані з їхньою висотою у 10-річному віці, тоді як на основі даних обмірів діаметрів у 15 років спрогнозувати ріст варіантів у 46-річному віці можливо лише на 27,1 %.

Перспективними для лісового господарства в умовах Байрачного Степу є чотири екотипи українського походження (Черкаський, Київський, Сумський боровий, Харківський) із 10 обстежених. Їх, а також Донецький, рекомендовано залучити до відбору плюсових дерев для створення клонової насінної плантації. Використання насіння сосни Сумського (ТЛУ В₂), Рівненського, Прикарпатського та Львівського екотипів для створення продуктивних насаджень є небажаним. Представлений генофонд українських популяцій потребує подальшого збереження та вивчення адаптаційного потенціалу екотипів.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Abraitis, R. and Eriksson, G. 1996. *Pinus sylvestris* L. East European populations: growth and behavior in one Lithuanian field trial. *Baltic forestry*, 2(6): 28–35.

Eddous, M. and Stensfeld, R. 1997. *Methods of decision-making* [edited by I. I. Yeliseyeva]. Moscow, Audit, YUNITI, 590 p. (in Russian).

Fomin, E. A., Sidor, A. I., Veras, S. N. 2013. Dynamics of preservation of Scots pine climatotypes in provenance test [Electronic resource]. *Proceedings of BSTU. Reforestation and afforestation series*, 1(157): 191–195. Available at: <https://elib.belstu.by/handle/123456789/2586> (accessed 20.07.2021) (in Russian).

Gerushinsky, Z. Yu. and Krynytsky G. T. 1995. Provenance test of Scots pine growth in Lviv Roztocze. Lviv, 18 p. (in Ukrainian).

Gerushinsky, Z. Yu., Krynytsky, G. T., Gut, R. T., Bozhok, A. A. 1983. Provenance test of Scots pine growth in Lviv Roztocze. Lviv, 48 p. (in Ukrainian).

Guidelines for forest seed production. 2017. [Los, S. A., Tereshchenko, L. I., Gaida, Y. I., Shlonchak, G. A., Mytrochenko, V. V. et al.]. Kharkiv, URIFFM, 107 p. (in Ukrainian).

Gut, R. T. 1986. Biological features of Scots pine provenance in the conditions of Lviv Roztochye. Extended abstract of PhD thesis. Kyiv, 22 p. (in Ukrainian).

Iozus, A. P. and Morozova, E. V. 2015. Features of the growth and development of provenance pine test outside their natural habitat in the dry steppe of the Lower Volga [Electronic resource]. *Basic research*, 7: 24–28. Available at: <https://www.fundamental-research.ru/ru/article/view?id=38719> (accessed 20.07.2021) (in Russian).

Khakimova, Z. G. 2017. Provenance test of Scots pine in Zelenodolsk forestry of the Republic of Tatarstan. *Bulletin of the Omsk State Agrarian University*, 3: 102–107 (in Russian).

Kuzmina, N. A. and Kuzmin, S. R. 2010. Selection of promising Scots pine climatotypes in provenance trial in Krasnoyarsk Priangarye. *Conifers of the boreal zone*, XXVI(1–2): 115–119 (in Russian).

Kuzmina, N. A. and Kuzmin, S. R. 2017. Analysis of Scots pine climatotypes growth dynamics in the provenance trial in Central Siberia. *Sib. J. For. Sci.*, 2: 31–39 (in Russian).

Marushchak, V. N. 2007. Bioecological characteristics of Scots pine climatotypes in. Extended abstract of PhD thesis. Yekaterinburg, 22 p. (in Russian).

Methods of forest trees varietal testing. Departmental test (new edition). 2019. [Los, S. A., Tereshchenko, L. I., Torosova, L. O., Gayda, Y. I., Vysotska, N. Yu. et al.]. Kharkiv, URIFFM, 37 p. (in Ukrainian).

Nikolaeva, M. A., Krestyanov, A. A., Kamatov, D. E., Yamaleev, O. A. 2015. The use of geographic variability in the breeding of conifers in the Republic of Bashkortostan. *Conifers of the boreal zone*, XXXIII(1–2): 30–37 (in Russian).

Nikolaeva, M. A., Zhigunov, A. V., Golikov, A. M. 2016. 36 years of experience in studying the provenance test of Scots pine in Pskov region. *Izvestiya of higher educational institutions. Lesnoy Zhurnal (Russian Forestry Journal)*, 5: 22–33 (in Russian).

Patlay, I. M., Zhurova, P. T., Gayda, Yu. I. 1992. Selection and preliminary evaluation of candidates for varieties of the main forest-forming species in Ukraine. *Forestry and Forest Melioration*, 85: 7–11 (in Ukrainian).

Prikhodko, O. B., Pasternak, V. P., Yarotsky, V. Yu. 2019. Condition, structure and productivity of pine forests of State Enterprise “Lymanske Forest Economy”. *Forestry and Forest Melioration*, 135: 24–29 (in Ukrainian). <https://doi.org/10.33220/1026-3365.135.2019.24>

Regional programme “Forests of Donetsk region” for 2018–2022 [Electronic resource]. Approved on October 8, 2018 № 1212/5-18, Kramatorsk, 27 p. Available at: <https://dn.gov.ua/storage/app/sites/1/publicinfo/LegalAct/100-21.pdf> (accessed 30.07.2021) (in Ukrainian).

Shutyayev, A. M. and Giertych, M. 1997. Height growth variation in a comprehensive Eurasian provenance experiment of (*Pinus sylvestris* L.). *Silvae Genetica*, 46 (6): 332–349.

Shutyayev, A. M. and Giertych, M. 2000. Genetic Subdivisions of the Range of Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) Based on a Transcontinental Provenance Experiment. *Silvae Genetica*, 49(3): 137–151.

State of forest genetic resources in Ukraine. 2014 [Los, S. A., Tereshchenko, L. I., Gayda, Yu. I., Ustimenko, P. M., Yatsyk, R. M. et al.]. Kharkiv, Planeta-print, 138 p.

Study of the geographical and ecological variability of the main forest-forming species, the development of forest seed zoning to increase the productivity of stands. 1976. Interim report on topic 42. Kharkiv, URIFFM, 233 p. (in Ukrainian).

Tereshchenko, L. I., Samoday, V. P., Moroz, V. V. 2008. Current state and prospects of V. D. Ogievsky provenance testing and other selection objects of Scots pine in Sobitsky Forestry of SE “Shostkynske Forestry” in Sumy region. Kharkiv, URIFFM, 126 p. (in Ukrainian).

The study of existing and creation of new provenance testing: Programme and methods of work. 1972. E. P. Prokazin (Ed.). Pushkino, VNIILM, 52 p. (in Russian).

To carry out selection, variety breeding, variety testing and propagation of valuable aboriginal and non-native forest tree species to create plantations of different purposes. 1994. Interim report on topic 13. Kharkiv, URIFFM, 194 p. (in Ukrainian).

Volosyanchuk, R. T., Los, S. A., Torosova, L. O., Kuznecova, T. L., Tereshchenko, L. I., Neyko, I. S., Grygoryeva, V. G. 2003. Methodological approaches to the estimation of gene pool conservation *in situ* units of the broadleaves tree species and their actual conditions in the Left-Bank Forest-Steppe of Ukraine. Forestry and Forest Melioration, 104: 50–57 (in Ukrainian).

Yurchenko, V. V. 2005. Planted pine stands on the sands in Volgograd region. Extended abstract of PhD thesis. Voronezh, 22 p. (in Russian).

Zhurova, P. T. 2011. Perspective provenance of Scots pine in the conditions of the Left-Bank Forest-Steppe and steppe forests of Ukraine. In: Prospects for the development of forestry and horticulture. Proceedings of 1st International Scientific Conference. Uman, p. 61–64 (in Ukrainian).

Zhurova, P. T. 2017. Results of 35-year researches of ecological provenance test of Scots pine in the conditions of steppe forests of Pridintsy and Donetsk steppe. In: Current state and protection of natural complexes in the Siversky Donets basin. Proceedings of the Scientific and Practical Conference. Svyatogirsk, Iss. 5: 72–74 (in Ukrainian).

Tereshchenko L. I.¹, Prikhodko O. B.², Los S. A.¹

RESEARCH OF SCOTS PINE UKRAINIAN ECOTYPES IN PROVENANCE TEST ESTABLISHED IN 1975–1976 IN DONETSK REGION

¹*Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky*

²*Lyman State Forest Enterprise*

The paper outlines the results of the research of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) ecotypes of Ukrainian origin in provenance test of 1975–1976 in the conditions of Lyman State Forest Enterprise in Donetsk region which is the only one object in the Eurasian transnational network. The characteristics of preservation, height, diameter, stem straightness, condition and presence of reproduction of trees were defined. The growth dynamics of 22 replications of ecotypes from 3 to 46 years old were assessed using correlation and regression analyses. It is established that in severe steppe conditions, viability of Ukrainian origins was 28.9 %. The pine stand productivity was characterized on average by site index III and from I to V according to Ukrainian ecotypes. The proportion of straight-trunked trees in variants was from 0 to 24.6 %. The condition and reproduction of most of the represented ecotypes were satisfactory. Ecotypes from Cherkasy, Kyiv, Sumy (pine forest site), Kharkiv and Donetsk regions were found to be promising for forestry in ravine steppe conditions. The best trees of these origins were recommended to propagate vegetatively for establishing clonal seed orchards.

Key words: *Pinus sylvestris* L., ecotype survival, pine growth, stand development, ecotype condition.

E-mail: tel@uriffm.org.ua

Одержано редколегією 25.08.2021

ЛІСОВІДТВОРЕННЯ, АГРОЛІСОМЕЛІОРАЦІЯ,
ФІТОМЕЛІОРАЦІЯ

УДК 630.266



<https://doi.org/10.33220/1026-3365.139.2021.52>

Н. Г. СОЛОМАХА¹, Т. М. КОРОТКОВА¹, С. В. СИДОРЕНКО², С. Г. СИДОРЕНКО²,
В. А. ЮРЧЕНКО³, О. М. ТУПЧИЙ⁴

ВИДОВИЙ СКЛАД І ЛІСІВНИЧО-ТАКСАЦІЙНА ХАРАКТЕРИСТИКА
ПОЛЕЗАХИСНИХ ЛІСОВИХ СМУГ, СТВОРЕНИХ Г. М. ВИСОЦЬКИМ
В УМОВАХ БАЙРАЧНОГО СТЕПУ УКРАЇНИ

¹Державне підприємство «Маріупольська лісова науково-дослідна станція»

²Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

³Державне підприємство «Луганська агролісомеліоративна науково-дослідна станція»

⁴Державний біотехнологічний університет

Досліджено динаміку видового складу 90–127-річних полезахисних лісових смуг в умовах Байрачного Степу України. Виявлено, що дуб звичайний у полезахисних лісових смугах в умовах Степу зберігає біологічну стійкість навіть у віці понад 120 років. За санітарним станом переважна більшість досліджуваних полезахисних лісових смуг характеризуються як «здорові насадження» та «ослаблені насадження» ($I_c = I, 1-II, 2$). За відсутності доглядів ажурність вертикального профілю досліджуваних полезахисних лісових смуг зменшується, запроєктована продувна конструкція змінюється на щільну. За результатами однофакторного дисперсійного аналізу (ANOVA) не виявлено значущої різниці таксаційних і лісомеліоративних показників між групами «мішані насадження» та «чисті насадження» ПЛС ($F_f < F_{crit}, p > 0,05$). Визначено, що за період 1894–2021 рр. відбулися зміни у видовому складі полезахисних лісових смуг у бік збільшення участі деревно-чагарникових видів. Зі складу зникли вісім видів, з'явилися 23 нових види. У досліджуваних насадженнях (станом на 2021 р.) презентовано 44 види дерев, чагарників і ліан. Видовий склад є найбільш різноманітним в узлісних частинах, причому близько половини становлять аборигенні види.

Ключові слова: захисні насадження, дуб звичайний, стійкість.

Вступ. Сучасний стан агролісомеліоративних насаджень у Степу України зазнає суттєвих змін. Їхнє стійке функціонування та меліоративна ефективність, природоохоронний, середовищотвірний та екологічний потенціал порушуються внаслідок невідповідності їхнього видового складу лісорослинним умовам, типам лісових культур і схемам змішування деревних видів; досягнення насадженнями критичного віку, за якого вони перестають виконувати екологічні функції; загального агротехнічного фону угідь тощо.

Видовий склад полезахисних лісових смуг (ПЛС) – один із основних чинників, який впливає на стійкість і меліоративні властивості лінійних насаджень. На думку багатьох дослідників (Gritsenko 1938, Kharitonovich 1940, Mozheiko 1963, Filonova & Nakonechnyy 2014), саме невідповідність біоекологічних особливостей деревно-чагарникових видів умовам вирощування є ініціуювальним чинником деградації цих насаджень, зокрема в посушливих умовах Степу України. Про невдалий підбір деревно-чагарникових видів і схем змішування як одну з основних причин недовговічності насаджень у Степу свідчать результати досліджень науковців, які вивчали структурні особливості захисних насаджень (Piatnytskyi 1940, Kharitonovich 1940, Gritsenko 1938, Lokhmatov 1971, 1999).

Загальноновизнаним у степовому лісорозведенні є положення щодо пріоритетності в регіоні насаджень з переважанням у складі дуба звичайного (*Quercus robur* L.). Дуб визнано як вид, найбільш довговічний, стійкий і пластичний у жорстких природно-кліматичних та техногенно-напружених умовах Донеччини. Штучні насадження з переважанням дуба у складі в степовій зоні здатні краще протистояти змінам умов середовища та зберігають відносну стабільність видового складу, структури та інших властивостей насаджень. Водночас навіть такі резистентні насадження як дубові в суворих природно-кліматичних умовах регіону втрачають стійкість (Solomakha & Korotkova 2017, 2018, 2019).

На теренах Донеччини у лісовому фонді ДП «Маріупольська лісова науково-дослідна станція» (ДП «Маріупольська ЛНДС») нині існують системи одних із найстаріших

полезахисних лісових смуг країни, створені ще Г. М. Висоцьким за часів його завідування Великоанадольською дільницею Докучаєвської експедиції. Нині вони є унікальним науково-дослідним об'єктом. Це результат майже 130-річного експерименту зі створення та утримання ПЛС у Степу. Аналіз результатів проведених комплексних досліджень щодо видового складу цих ПЛС є актуальним, оскільки це дасть можливість простежити процеси росту й розвитку флористичного комплексу лісових смуг у часі та визначити їхні основні тенденції.

Метою роботи є дослідження сучасного стану 90–127-річних полезахисних лісових смуг та оцінювання ефективності виконання покладених на них функцій.

Матеріали й методи. Об'єкт досліджень – полезахисні лісові смуги на території ДП «Маріупольська ЛНДС».

У досліджуваних ПЛС закладено низку пробних площ і маршрутних ходів за стандартними в лісівництві, лісовій таксації та агролісомеліорації методиками, обстежено 17 смугових насаджень і закладено в них пробні площі (Vorobyov 1967, Dospekhov 1985, Forest inventory sample plots 2007). Використано матеріали лісовпорядкування 1945, 1960, 1985, 2005 рр. (найповніше видовий склад насаджень наведено у матеріалах лісовпорядкування 1945 р. (Ustinovskaya 1945). Сучасні видові назви рослин подано відповідно до літературних джерел (Guide to higher plants of Ukraine 1999).

Основні таксаційні показники ПЛС визначали згідно із загальноприйнятими в лісівництві та лісовій таксації методиками (Hrom 2007). Санітарний стан дерев у ПЛС оцінено згідно з класифікацією, наведеною в «Санітарних правилах в лісах України» (Sanitary Forest Regulations 2016). Середній індекс санітарного стану визначено діленням суми добутків кількості дерев кожної категорії стану на загальну кількість дерев у переліку (Karpenko 1981).

Ступінь пошкодження насадження визначали за індексом стану (I_c) відповідно до таблиці 1 (Monitoring and increasing 2011).

Таблиця 1

Шкала визначення стану насадження та ступеня його пошкодження

Індекс стану I_c	Насадження за станом	Ступінь пошкодження
1,0–1,5	Здорове	Відсутнє
1,6–2,5	Ослаблене	Слабкий
2,6–3,5	Сильно ослаблене	Середній
3,6–4,5	Всихаюче	Сильний
4,6–5,0	Загибле	Дуже сильний

Для порівняння дендрофлор досліджуваних ПЛС між собою використовували коефіцієнт видової подібності Жаккара K_j (1) та індекс подібності Соренсена Q_s (2) (Schmidt 1984):

$$K_j = \frac{c}{a+b-c}, \quad (1)$$

де a – кількість видів на одній ділянці; b – кількість видів на другій ділянці; c – кількість видів, які є спільними для порівнюваних ділянок:

$$Q_s = \frac{2c}{a+b}, \quad (2)$$

де a й b – кількість видів на першій і другій ділянках; c – кількість видів, які спільні для обох ділянок.

Для оцінювання флористичної подібності всіх дослідних ділянок використовували індекс біотичної дисперсії Коха IBD (3) (Schmidt 1984):

$$IBD = \frac{T-s}{s(n-1)} 100\%, \quad (3)$$

де S – кількість спільних видів на всіх дослідних ділянках.

Величину T розраховували за формулою (4):

$$T = \sum S = S_1 + S_2 + S_3 + \dots + S_n, \quad (4)$$

де $S_1, S_2, S_3, \dots, S_n$ – кількість видів на кожній дослідній ділянці; n – кількість ділянок.

Під час математичної обробки результатів досліджень обчислювали середні показники, групували дані, застосовували однофакторний дисперсійний аналіз (ANOVA), розраховували коефіцієнт кореляції, ймовірність і рівень значущості отриманих результатів.

Результати та обговорення. Полезахисні лісові смуги представлені переважно чистими деревостанами, у складі головними породами є дуб звичайний та ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.) (табл. 2). Дубові насадження характеризуються задовільним санітарним станом, проте внаслідок відсутності доглядів знижується ажурність вертикального профілю смуги, а запроєктована продувна конструкція змінюється на щільну.

Таблиця 2

**Таксаційна характеристика полезахисних лісових смуг ДП «Маріупольська ЛНДС»,
що ростуть в умовах сухої бересто-пакленової діброви**

Квартал/ виділ	Склад	Вік, років	Фактична ширина, м	$H_{сер.}$ м	$D_{сер.}$ см	Зіткненість	I_c	Частка дерев із рівним стовбуром, %	Кількість дерев на 100 пог. м.
3/1	10Дз	127	19	22	40,6	0,6	П,1	37	53
5/1	8Дз 2Яз	93	65	25	33,9	0,8	П,4	80	67
				20	40,1		П,6	22	60
6/1	10Дз+ +Клп	92	60	20	31,3	0,6	П,3	51	213
				17	16,2		П,2	15	80
9/2	10Дз	92	35	23	38,9	0,7	І,8	47	107
13/4	10Дз	124	34	20	35,1	0,6	П,6	20	90
14/1	10Дз	91	50	21	34,9	0,6	П,7	53	47
16/1	10Дз	125	15	20	49,1	0,7	П,1	71	47
17/1	10Дз	125	16	24	55,6	0,7	І,9	72	37
19/1	10Дз	125	18	20	40,8	0,5	П,3	14	47
24/2	8Дз 2Язл	91	53	19	37,8	0,6	П,1	42	80
				18	21,6		І,3	0	55
25/1	10Дз + Яз	92	45	20	38,5	0,6	П,2	69	110
26/1	10Дз	122	30	23	45,9	0,6	І,9	44	77
27/2	10Акб+Клп	122	34	20	33,9	0,6	IV,4	0	63
28/2	10Дз	122	34	24	39,5	0,7	П,2	58	64
29/1	9Дз 1Клп	120	27	24	46,2	0,6	І,1	24	35
				23	37		І,2	12	17
33/1	10Дз	119	18	21	33,8	0,6	III,2	4	93
42/3	8Дз 1Яз 1Клп	117	35	21	39	0,8	П,2	74	77
					32		П,4	12	25
					28		П,1	10	25

Примітка: Дз – дуб звичайний; Яз – ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.); Язл – ясен зелений (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.); Клп – клен польовий (*Acer campestre* L.); Клг – клен гостролистий (*Acer platanoides* L.); Акб – робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.).

Незважаючи на значний вік ПЛС (90–127 років), більшість насаджень за санітарним станом є здоровими або ослабленими ($I_c = I, 1 - II, 2$) та зберігають біологічну стійкість. Дубова ПЛС у кварталі 33 (вид. 1) за санітарним станом характеризується як «сильно ослаблене

насадження» ($I_c = III,2$), а 122-річна ПЛС у кварталі 27 (вид. 2), створена з робіни звичайної, за санітарним станом характеризується як «всихаюче насадження» ($I_c = IV,4$). Це зумовлене біоекологічними особливостями виду, зокрема його меншою довговічністю у порівнянні з дубом звичайним. Досліджена ПЛС може бути відновлена шляхом проведення лісовідновної рубки та сприяння природному відновленню робіни звичайної з одночасним виконанням доглядових рубань з метою формування оптимальної конструкції полежахисної лісової смуги.

Проведений кореляційний аналіз не виявив достовірних зв'язків між віком ПЛС та їхнім санітарним станом і захисною висотою ($p > 0.05$). За допомогою дисперсійного однофакторного аналізу (ANOVA) порівнювали групи ПЛС: «мішані насадження» та «чисті насадження». За результатами ANOVA не виявлено суттєвої різниці між таксаційними та лісомеліоративними показниками запропонованих груп ПЛС ($F_f < F_{crit}$, $p > 0,05$). Таким чином, чисті за складом дубові ПЛС в умовах Степу зберігають біологічну стійкість навіть у віці понад 120 років. З огляду на це полежахисні лісові смуги, створені Г. М. Висоцьким, що нині мають вік 91–93 роки, потенційно спроможні виконувати свої функції впродовж щонайменше 30 років, а за умови належного догляду – навіть і більше.

Станом на 2021 р. видовий склад усіх досліджуваних ПЛС нараховує 44 види деревних і чагарникових рослин, серед них найбільш поширеними є дуб звичайний (входить до складу всіх насаджень), клен гостролистий, бруслина європейська (*Euonymus europaea* L.), клен татарський (*Acer tataricum* L.), клен польовий, берест (*Ulmus minor* Mill.), глід колючий (*Crataegus oxyacantha* L.), терен колючий (*Prunus spinosa* L.), ясен звичайний, ясен зелений, свидина кров'яна (*Swida sanguinea* (L.) Opiz) (табл. 3).

Таблиця 3

Видовий склад деревних і чагарникових рослин за місцем їхнього росту в складі досліджуваних ПЛС (станом на 2021 р.)

№ п/п	Назва виду	Кількість смуг, де трапляється вид	Наявність чи відсутність видів			
			Головний намет	Узлісся	Підлісок	Підріст
1	Алича – <i>Prunus divaricata</i> Ledeb.	8	–	+	+	–
2	Аморфа кушова – <i>Amorpha fruticosa</i> L.	1	–	+	–	–
3	Барбарис звичайний – <i>Berberis vulgaris</i> L.	1	–	–	+	–
4	Берест – <i>Ulmus minor</i> Mill.	14	–	+	+	–
5	Бирючина звичайна – <i>Ligustrum vulgare</i> L.	5	–	+	+	–
6	Бруслина бородавчата – <i>Euonymus verrucosa</i> Scop.	7	–	+	+	–
7	Бруслина європейська – <i>Euonymus europaea</i> L.	16	–	+	+	–
8	Бузина чорна – <i>Sambucus nigra</i> L.	2	–	+	+	–
9	Бузок звичайний – <i>Syringa vulgaris</i> L.	2	–	+	+	–
10	В'яз шорсткий – <i>Ulmus glabra</i> Huds.	4	–	+	–	–
11	Дикий виноград п'ятилистий – <i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.	2	–	–	+	–
12	Гіркокаштан кінський – <i>Aesculus hippocastanum</i> L.	1	–	–	+	–
13	Глід колючий – <i>Crataegus oxyacantha</i> L.	13	–	+	+	–
14	Глід п'ятиматочковий – <i>Crataegus pentagyna</i> W. K.	1	–	+	–	–
15	Горіх волоський – <i>Juglans regia</i> L.	1	–	+	+	–
16	Граб звичайний – <i>Carpinus betulus</i> L.	1	–	–	+	–
17	Груша звичайна – <i>Pyrus communis</i> L.	4	–	+	+	–
18	Дерен чоловічий – <i>Cornus mas</i> L.	1	–	+	–	–
19	Дуб звичайний – <i>Quercus robur</i> L.	17	+	+	–	–
20	Жимолость татарська – <i>Lonicera tatarica</i> L.	6	–	+	+	–
21	Ірга овальна – <i>Amelanchier ovalis</i> Medik.	1	–	–	+	–
22	Карагана дерев'яниста – <i>Caragana arborescens</i> Lam.	2	–	+	+	–
23	Каркас західний – <i>Celtis occidentalis</i> L.	4	–	+	+	–

Закінчення табл. 3

№ п/п	Назва виду	Кількість смуг, де трапляється вид	Наявність чи відсутність видів			
			Головний намет	Узлісся	Підлісок	Підріст
24	Клен гостролистий – <i>Acer platanoides</i> L.	16	–	+	+	+
25	Клен польовий – <i>Acer campestre</i> L.	14	+	+	+	+
26	Клен татарський – <i>Acer tataricum</i> L.	15	–	+	+	–
27	Клен ясенелистий – <i>Acer negundo</i> L.	2	–	+	–	–
28	Клокичка периста – <i>Staphylea pinnata</i> L.	1	–	+	–	–
29	Крушина ламка – <i>Frangula alnus</i> Mill.	8	–	+	+	–
30	Липа дрібнолиста – <i>Tilia cordata</i> Mill.	2	–	+	+	–
31	Ліщина звичайна – <i>Corylus avellana</i> L.	1	–	+	–	–
32	Магонія падуболиста – <i>Mahonia aquifolium</i> Nutt.	2	–	–	+	–
33	Мушмула звичайна – <i>Mespilus germanica</i> L.	3	–	+	+	–
34	Робінія звичайна – <i>Robinia pseudoacacia</i> L.	7	+	+	+	+
35	Свидина кров'яна – <i>Swida sanguinea</i> (L.) Opiz	11	–	+	+	–
36	Токсикодендрон отруйний – <i>Toxicodendron radicans</i> (L.) O. Kuntze	1	–	+	–	–
37	Терен колючий – <i>Prunus spinosa</i> L.	13	–	+	+	–
38	Хміль звичайний – <i>Humulus lupulus</i> L.	1	–	+	–	–
39	Черемха пізня – <i>Padus serotina</i> (Ehrh.) Ag.	1	–	+	+	–
40	Черешня – <i>Cerasus avium</i> (L.) Moench	1	–	+	–	–
41	Шипшина собача – <i>Rosa canina</i> L.	4	–	+	+	–
42	Шовковиця чорна – <i>Morus nigra</i> L.	1	–	+	–	–
43	Ясен звичайний – <i>Fraxinus excelsior</i> L.	6	–	+	+	–
44	Ясен зелений – <i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	12	+	+	+	–
Разом		–	4	38	32	3

Примітка: «+» – наявний вид у складі відповідного ярусу ПЛС; «–» – вид у складі відповідного ярусу ПЛС відсутній.

Найрізноманітнішим є видовий склад рослин узлісних частин (38 видів), у підліску зафіксовано 32 види. У загальній кількості рослин аборигенні види становлять близько половини. У ПЛС, що створені на території підприємства, загалом ростуть понад 60 видів дерев і чагарників, з них три належать до відділу голонасінних (Solomakha & Korotkova 2017).

За весь період вирощування ПЛС із їхнього складу зникли такі види: від створення до 1945 р. – маслинка вузьколиста (*Elaeagnus angustifolia* L.), гледичія колюча (*Gleditsia triacanthos* L.), скумпія звичайна (*Cotinus coggygria* Scop.), вишня магалєбська (*Cerasus mahaleb* (L.) Mill.), тамарикс чотиритичинковий (*Tamarix tetrandra* Pall. ex Vieb.), верба (*Salix* L.) (видову назву у матеріалах лісовпорядкування не зазначено); упродовж 1945–2021 рр. – птелея трилиста (*Ptelea trifoliata* L.), смородина золотиста (*Ribes aureum* Pursh), тополя біла (*Populus alba* L.) (табл. 4). Натомість за весь період вирощування ПЛС їхній видовий склад збагатився 23 видами деревно-чагарникових рослин. Деякі види трапляються поодинокі (горіх волоський, ірга овальна, гіркокаштан кінський, шовковиця чорна, ліщина звичайна): ймовірно, вони потрапили орнітохорно або зоохорно.

Для з'ясування зв'язків видового складу ПЛС у різні роки обчислено для кожної пари об'єктів (взято сумарну кількість видів для всіх 17 пробних площ) значення коефіцієнта подібності Жаккара та індекс подібності Серенсена (видозмінений коефіцієнт подібності Жаккара). Сутність коефіцієнтів подібності полягає у визначенні частки спільних видів відносно кількості видів узагальненого списку двох об'єктів. Значення коефіцієнтів Жаккара і Серенсена вищі ніж 0,5 свідчать про подібність, а нижчі – про відмінності. Чим більшою є кількість спільних видів, тим вищою є подібність.

Результати попарних порівнянь видового складу штучних насаджень наведені в матриці подібності (табл. 5).

Видовий склад деревних і чагарникових рослин у досліджуваних ПЛС у певні роки їхнього вирощування

№ п/п	Назва виду	Роки обліків		
		1894–1904	1945	2021
1	Алича – <i>Prunus divaricata</i> Ledeb.	–	–	+
2	Аморфа кущова – <i>Amorpha fruticosa</i> L.	–	–	+
3	Барбарис звичайний – <i>Berberis vulgaris</i> L.	+	+	+
4	Берест – <i>Ulmus minor</i> Mill.	+	+	+
5	Бирючина звичайна – <i>Ligustrum vulgare</i> L.	+	+	+
6	Бруслина бородавчата – <i>Euonymus verrucosa</i> Scop.	+	–	+
7	Бруслина європейська – <i>Euonymus europaea</i> L.	+	+	+
8	Бузина чорна – <i>Sambucus nigra</i> L.	–	+	+
9	Бузок звичайний – <i>Syringa vulgaris</i> L.	+	+	+
10	В'яз шорсткий – <i>Ulmus glabra</i> Huds.	+	+	+
11	Верба – <i>Salix</i> L.	+	–	–
12	Виноград дівочий п'ятилисточковий – <i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.	–	–	+
13	Вишня магалебська – <i>Cerasus mahaleb</i> (L.) Mill.	+	–	–
14	Гіркокаштан кінський – <i>Aesculus hippocastanum</i> L.	–	–	+
15	Гледичія колюча – <i>Gleditsia triacanthos</i> L.	+	+	–
16	Глід колючий – <i>Crataegus oxyacantha</i> L.	+	+	+
17	Глід п'ятиматочковий – <i>Crataegus pentagyna</i> W. K.	–	–	+
18	Горіх волоський – <i>Juglans regia</i> L.	–	–	+
19	Граб звичайний – <i>Carpinus betulus</i> L.	–	–	+
20	Груша звичайна – <i>Pyrus communis</i> L.	–	–	+
21	Дерен чоловічий – <i>Cornus mas</i> L.	–	–	+
22	Дуб звичайний – <i>Quercus robur</i> L.	+	+	+
23	Жимолость татарська – <i>Lonicera tatarica</i> L.	+	+	+
24	Ірга овальна – <i>Amelanchier ovalis</i> Medik.	–	–	+
25	Калина звичайна – <i>Viburnum opulus</i> L.	–	+	–
26	Карагана дерев'яниста – <i>Caragana arborescens</i> Lam.	+	+	+
27	Каркас західний – <i>Celtis occidentalis</i> L.	–	–	+
28	Клен гостролистий – <i>Acer platanoides</i> L.	–	+	+
29	Клен польовий – <i>Acer campestre</i> L.	+	+	+
30	Клен татарський – <i>Acer tataricum</i> L.	+	+	+
31	Клен явір – <i>Acer pseudoplatanus</i> L.	–	+	–
32	Клен ясенелистий – <i>Acer negundo</i> L.	+	+	+
33	Клокичка периста – <i>Staphylea pinnata</i> L.	–	–	+
34	Крушина ламка – <i>Frangula alnus</i> Mill.	–	–	+
35	Липа дрібнолиста – <i>Tilia cordata</i> Mill.	–	+	+
36	Ліщина звичайна – <i>Corylus avellana</i> L.	–	+	+
37	Магонія падуболиста – <i>Mahonia aquifolium</i> Nutt.	–	–	+
38	Маслинка вузьколиста – <i>Elaeagnus angustifolia</i> L.	+	–	–
39	Мушмула звичайна – <i>Mespilus germanica</i> L.	–	–	+
40	Птелея трилиста – <i>Ptelea trifoliata</i> L.	+	+	–
41	Робінія звичайна – <i>Robinia pseudoacacia</i> L.	+	+	+
42	Свидина кров'яна – <i>Swida sanguinea</i> (L.) Opiz	+	+	+
43	Скумпія звичайна – <i>Cotinus coggygia</i> Scop.	+	–	–
44	Смородина золотиста – <i>Ribes aureum</i> Pursh	+	+	–
45	Токсикодендрон отруйний – <i>Toxicodendron radicans</i> (L.) O. Kuntze	+	+	+
46	Тамарикс чотиритичинковий – <i>Tamarix tetrandra</i> Pall. ex Bieb.	+	–	–
47	Терен колючий – <i>Prunus spinosa</i> L.	+	+	+
48	Тополя біла – <i>Populus alba</i> L.	+	+	–
49	Хміль звичайний – <i>Humulus lupulus</i> L.	–	–	+
50	Черемха пізня – <i>Padus serotina</i> (Ehrh.) Ag.	–	–	+
51	Черешня – <i>Cerasus avium</i> (L.) Moench	–	–	+

Закінчення табл. 4

№ п/п	Назва виду	Роки обліків		
		1894–1904	1945	2021
19	Шипшина собача – <i>Rosa canina</i> L.	+	–	+
52	Шовковиця чорна – <i>Morus nigra</i> L.	–	–	+
53	Ясен звичайний – <i>Fraxinus excelsior</i> L.	+	+	+
54	Ясен зелений – <i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	+	+	+
Разом		29	29	44

Примітка: «+» – наявний вид у складі ПЛС; «–» – вид у складі ПЛС відсутній.

Таблиця 5

Матриця подібності видового складу ПЛС у різні роки

Роки обліків	1894–1904	1945	2021
1894–1904	1 / 1	0,611 / 0,758	0,403 / 0,575
1945	0,611 / 0,758	1 / 1	0,460 / 0,630
2021	0,403 / 0,575	0,460 / 0,630	1 / 1

Примітка: чисельник – коефіцієнт Жаккара, знаменник – коефіцієнт Серенсена.

На основі аналізу видової подібності видового складу полезахисних лісових смуг визначено діапазон значень коефіцієнта Жаккара в межах $0,403 < K_j < 0,611$, причому найбільш подібним є видовий склад 1894–1904 рр. та 1945 р., а відмінним – 1894–1904 рр. та 2021 р. Це свідчить про динамічні зміни видового складу насаджень. Діапазон значень індексу Серенсена в матриці є дещо вищим і становить $0,575 < Q_s < 0,758$.

Значення індексу біотичної дисперсії Коха ($IBD=88,67\%$) свідчить про високий рівень флористичної подібності штучних насаджень у різні роки.

При цьому найчастіше видами, що «мігрують», є чагарники, які сільватизують узлісні території смуг і сприяють ущільненню нижнього профілю їхньої конструкції. Динамічні зміни у видовому складі ПЛС свідчать про перебіг у них процесів саморегуляції, тобто досліджувані полезахисні лісові смуги, попри їхню незначну ширину, у порівнянні з масивними насадженнями, виявляють ознаки лісового середовища.

Висновки. Чисті за складом дубові полезахисні лісові смуги в умовах Байрачного Степу зберігають біологічну стійкість навіть у віці понад 120 років. З огляду на це, досліджувані полезахисні лісові смуги, створені Г. М. Висоцьким, що нині мають вік 91–93 років, потенційно спроможні виконувати свої функції впродовж щонайменше ще 30 років, а за умов належного догляду за ними – навіть більше.

У жорстких кліматичних умовах Байрачного Степу зі складу насаджень старшого віку зникають маслинка вузьколиста, гледичія колюча, скумпія звичайна, вишня магалєбська, тамарикс чотиритичинковий, верба, птелея трилиста, смородина золотиста та тополя біла. Вочевидь, це пов'язано з комплексом причин: недовговічністю видів, відсутністю насінневого або вегетативного поновлення, зміною умов середовища в часі, невідповідністю біоекологічних вимог виду умовам місцезростання.

Натомість у полезахисних смугах у невеликій кількості спонтанно заселилися 23 види дерев і чагарників, серед них: гіркокаштан кінський, горіх волоський, граб звичайний, каркас західний, шовковиця чорна, аморфа кушова, глід п'ятиматочковий, крушина ламка, черемха пізня, що свідчить про збільшення біорізноманіття насаджень.

Значення коефіцієнта Жаккара свідчать, що до 40–50-річного віку зміни у видовому складі насаджень відбуваються повільніше, ніж у віковий період від 50 до 120 років. Індекс біотичної дисперсії Коха ($IBD = 88,67\%$) свідчить про високий рівень флористичної подібності штучних насаджень у різні періоди.

Зважаючи на отримані результати видового складу 90–127-річних полезахисних лісових смуг, в умовах Байрачного Степу найбільш стійкими видами для захисного лісорозведення є:

головна порода – дуб звичайний, берест, клен гостролистий; супутні види – клен польовий, клен татарський; серед чагарників – бруслина європейська, свидина кров'яна, терен колючий. Ці види рекомендовано широко впроваджувати під час створення полезахисних лісових смуг у зоні досліджень.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

- Dospekhov, B. A.* 1985. Field experiment methodology. Moscow, Agropromizdat, 351 p. (in Russian).
- Filonova, N. V. and Nakonechnyy, I. V.* 2014. Ecological role and function of forest plantations on the modern territory of Novoodeskiy region. Scientific bulletin of the National University of Mykolaiv V.O. Sukhomlynskiy, Biological sciences, 6.2(107): 74–78 (in Ukrainian).
- Forest inventory sample plots. Establishing method. Corporate standard 02.02-37-476:2006. 2007. Valid from May 1, 2007. Kyiv, Minahropolityky Ukrayiny, 32 p. (in Ukrainian).
- Gritsenko, I. F.* 1938. Influence of different adjustments on oak growth. In defense of the forest. Moscow, p. 24–31 (in Russian).
- Guide to higher plants of Ukraine. 1999. [Prokudin, Yu. N. et al., Eds.]. M. G. Kholodny Institute of Botany NAS of Ukraine. 2nd ed. Kyiv, Phytosotsiocenter, 548 p. (in Russian).
- Hrom, M. M.* 2007. Forest inventory. Lviv, RVV NLTU, 416 p. (in Ukrainian).
- Karpenko, A. D.* 1981. Estimation of the state of stands under the influence of industrial emissions. Ecology and protection of the forest: Interuniversity collection of scientific works, 6: 39–43 (in Russian).
- Kharitonovich, F. M.* 1940. Types of mixing of tree and shrub species for shelterbelts on ordinary chernozems of the steppe zone of the USSR. In: Collection of works on field protection afforestation. Kharkiv, p. 5–37 (in Russian).
- Lokhmatov, N. A.* 1971. Local drying up of steppe plantations, increasing their stability and productivity. Forestry and agroforestry. Kyiv, Urozhay, p. 95–105 (in Russian).
- Lokhmatov, N. A.* 1999. Development and restoration of steppe forest stands. Balakleya, Sim, 495 p. (in Russian).
- Monitoring and increasing the resilience of man-made forests. 2011. In: Collection of recommendations of URIFFM. Kharkiv, Nove slovo, 304 p. (in Ukrainian).
- Mozheiko, G. A.* 1963. Survival and resilience of forest stands in the southern Ukrainian steppe. Extended abstract of PhD dissertation. Kharkiv, 15 p (in Ukrainian).
- Piatnytskyi, S. S.* 1940. Durability and extinction of tree species in steppe conditions in the light of the theory of stage development of plants. Collection of works on field silvicultural afforestation. Kharkiv, p. 141–154 (in Ukrainian).
- Sanitary Forests Regulations in Ukraine. 2016. [Electronic resource]. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine No 756 dated 26 October 2016. Available at: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/555-95-п> (accessed 15.02.2021) (in Ukrainian).
- Schmidt, V. M.* 1984. Mathematical methods in botany. Leningrad, Publishing House of the Leningrad University, 288 p. (in Russian).
- Solomakha, N. G. and Korotkova, T. M.* 2017. Floristic diversity of cultivated dendroflora of the protected tract “Mariupol Forest Dacha”. In: Scientific Principles of Environmental Management of Transnistrian Canyon Ecosystems. Proceedings of the Second International Scientific and Practical Conference dedicated to the 170th anniversary of the publication of Rudolf Kner's work, which became the beginning of thorough paleontological research of the Dniester Canyon, Zalishchiky, Ukraine. Chernivtsi, Druk-Art, p. 61–63 (in Ukrainian).
- Solomakha, N. G. and Korotkova T. M.* 2018. Current state and problems of forest ecosystems of Donetsk region under setting up nature reserves. Proceedings of the Scientific and Practical Conference of the III Ecological Forum «Ecology of the Industrial Region». Sloviansk, FOP Butko V. I., p. 347–353.
- Solomakha, N. G. and Korotkova, T. M.* 2019. The impact of climate change on the intrazonal forest vegetation of the protected tract “Mariupol Forest Cottage”. News of the Biosphere Reserve Askania-Nova, 21: 124–132 (in Ukrainian).
- Ustinovskaya, L. T.* 1945. Taxation description of the Mariupol agroforestry experimental station. Kharkiv. (in Russian).
- Vorobyov, D. V.* 1967. Methods of forest typology research. Kyiv, Urozhay, 388 p. (in Russian).

Solomakha N. G.¹, Korotkova T. M.¹, Sydorenko S. V.², Sydorenko S. G.², Yurchenko V. A.³, Tupchii O. M.⁴

SPECIES COMPOSITION AND FORESTRY CHARACTERISTICS OF FIELD SHELTERBELTS ESTABLISHED BY G. M. VYSOTSKY IN UKRAINIAN RAVINE STEPPE

¹*State Enterprise 'Mariupol Forest Research Station'*

²*Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky*

³*State Enterprise 'Luhansk Agroforestry Research Station'*

⁴*State Biotechnological University*

The article reports the results of the study on changes in the taxonomic composition of 90–127-year-old field shelterbelts in Mariupol Forest Research Station. It has been found that pure oak shelterbelts in the steppe conditions retain biological resilience even at the age of over 120 years. The shelterbelts have satisfactory health condition and remain biological resistant. In the absence of care there is a decrease in the openness of the shelterbelt vertical profile: the shelterbelts become denser. According to the ANOVA results, no significant difference was found between mensuration and forest reclamation characteristics of the “mixed plantings” and “pure plantings” groups in shelterbelts.

We have found that during the years of shelterbelts existence (age 91–127) there were dynamic changes in the species composition towards increasing the diversity of trees, shrubs and grass species. Eight species disappeared from the stand composition; 23 species inhabited. Currently, the tiered floristic complex in the shelterbelts is represented by 44 species of trees, shrubs and lianes (*Parthenocissus quinquefolia* L, *Humulus* L.). The most diverse species composition is represented in the marginal parts of shelterbelt. Among the taxonomic list, about half species are aboriginal.

К e y w o r d s : protective plantings, English oak, resistance.

E-mail: marlnis1892@gmail.com

Одержано редколегією 02.12.2021

ЕКОЛОГІЯ І МОНІТОРИНГ

УДК 630.182.59

<https://doi.org/10.33220/1026-3365.139.2021.61>



М. А. БОНДАРУК, О. Г. ЦЕЛИЩЕВ

СИНФІТОІНДИКАЦІЙНА ОЦІНКА ЕДАФОТОПІВ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА ДАНИМИ МОНІТОРИНГУ ЛІСІВ ЛІСОСТЕПОВОЇ ЧАСТИНИ УКРАЇНИ

Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

Проведено синфітоіндикаційне оцінювання едафотопів лісових екосистем Лісостепової лісогосподарської області України. Визначено тенденції динаміки середніх значень показників едафічних режимів лісових екосистем згідно зі змінами лісорослинних умов. Система моніторингових досліджень лісів має охоплювати моніторинг едафічних режимів екотопів лісових екосистем поряд із кліматичними (методами прямих вимірювань та методами синфітоіндикації). Порівняння отриманої бальної оцінки в різні часові періоди (наприклад, раз на 5 років) в кожному регіоні України дасть змогу оцінювати інтенсивність, глибину, спрямованість (тренд), просторовий розподіл та особливості зміни едафічних режимів на регіональному та національному рівнях унаслідок дії глобальних кліматичних впливів на лісові екосистеми України, що є важливою складовою моніторингу лісових екосистем в умовах зміни клімату. Об'єкти досліджень – 642 ділянки моніторингу лісів І рівня (представлено 49 типів лісу в 15 типах лісорослинних умов: А₁–А₃, В₁–В₃, С₁–С₄, D₁–D₅) у межах Лісостепової лісогосподарської області України.

Ключові слова: синфітоіндикація, лісовий моніторинг, лісорослинні умови, едафічні режими.

Вступ. Всебічне вивчення та систематизація даних щодо прояву зміни клімату в різних природних регіонах України, оцінювання уразливості екосистем лісів до очікуваної (прогнозованої) зміни клімату є важливими умовами для розроблення оптимальної стратегії мінімізації наслідків такого впливу, сталого управління лісами та невиснажливого лісокористування (Stoyko 2009, Buksha 2010, Bondaruk et al. 2020). Кліматичні зміни слід розглядати як тригерний механізм, що викликає ланцюгову реакцію, результати якої зумовлені кумулятивною дією різних факторів (Didukh 2016). Вплив зміни клімату на ліси України суттєво різниться залежно від геоморфології та рельєфу, фізичних, хімічних і гідрологічних характеристик ґрунту, типів лісів і відмінностей їхньої рослинності (Didukh & Plyuta 1994, Bondaruk et al. 2020). Тому система моніторингових досліджень лісів має також охоплювати поряд із кліматичними моніторинг едафічних режимів екотопів лісових екосистем (методами прямих вимірювань і методами синфітоіндикації). Фітоіндикація (від грецьк. *phiton* – рослина) – оцінювання екологічних режимів на основі певних ознак видів рослин (аутофітоіндикація) чи їхніх угруповань (синфітоіндикація) (Didukh & Plyuta 1994). Основою фітоіндикаційного оцінювання є, з одного боку, екологічна специфіка видів, які ростуть лише в певних межах значень будь-якого екологічного чинника, а з другого – тісний взаємозв'язок між біотичними й абіотичними складовими, що визначає характер функціонування систем. Фітомоніторинг (використання рослин як моніторів) є одним із видів контролю як екологічного стану лісових екосистем, так і стану довкілля (екологічного моніторингу), зокрема кліматичних змін (Olkhovych & Musiyenko 2005). В основу методики синфітоіндикації покладено використання екологічних шкал, точніше, даних амплітуд видів щодо зміни різних екологічних факторів (Didukh 2011). Амплітуда толерантності виду – це відрізок, який посідає кожен вид стосовно градієнта того чи іншого екологічного фактора, із максимальним, мінімальним і оптимальним значеннями фактора для розвитку популяції виду. Методика синфітоіндикації отримала широке застосування і в Західній Європі. Одні з найпопулярніших геоботанічних програм TURBOVEG і JUSCE (Tichy 2002) містять обробку геоботанічних описів і розрахунок екологічних показників на основі шкал Г. Елленберга, а з 2012 р. до цих програм внесено шкали Я. П. Дідуха (Didukh 2011) з інформацією про 3 300 видів флори України за 12 факторами (Turboveg 2.157, 2021). За основу побудови едафічних шкал узято сім складових режиму ґрунтів: гідрологічний (Hd), мінливості зволоження (fH), кислотний (Rc), мінералізованості (Sl), вмісту карбонатів (Ca), розчинних форм азоту, або нітратний (Nt) та аерації (Ae).

Метою досліджень було проведення синфітоіндикаційного оцінювання едафотопів лісових екосистем Лісостепової лісогосподарської області України для реалізації регіонального (зонального) моніторингу едафічних режимів екотопів лісових екосистем.

Матеріали й методи. Об'єкти досліджень – лісова рослинність на 642 ділянках моніторингу лісів I рівня в межах Лісостепової лісогосподарської області України (презентовано 49 типів лісу в 15 типах лісорослинних умов: A₁–A₃, B₁–B₃, C₁–C₄, D₁–D₅). Основні типи лісу – свіжа грабова діброва (33,9 % від загальної кількості досліджених лісових ділянок) і свіжа кленово-липова діброва (13,8 %). Серед грудових типів доволі розповсюдженими є також волога грабова діброва і свіжий грабово-дубово-сосновий груд (3,9 і 2,0 % відповідно). Серед сугрудових типів найпоширенішими є свіжий і вологий грабово-дубово-сосновий сугруд (5,0 і 3,1 % відповідно) і свіжа грабова судіброва (2,8 %). Серед суборових і борових типів найбільш поширеними є свіжий дубово-сосновий субір і свіжий сосновий бір (12,6 і 2,3 % відповідно). Інші типи лісу становлять менше 2,0 % від кількості ділянок моніторингу.

Підбір та закладання дослідних ділянок (кругових перелікових площадок) здійснювали з використанням методичних рекомендацій з моніторингу лісів (Methodical recommendations 2008). Загальна характеристика лісових масивів охоплює визначення місцезнаходження за лісогосподарським районуванням (Ненсугук et al. 1981), типу лісорослинних умов (ТЛУ) та типу лісу (Ostapenko 1997). Загальний геоботанічний опис містив повний перелік видів (Guide to higher plants 1987, Mosyakin & Fedoronchuk 1999), які входять до складу деревостану, підросту, підліску, живого надґрунтового покриву, та оцінку їхньої рясності-покриття за комбінованою шкалою Г. М. Висоцького та Д. В. Воробйова (у балах і відсотках) (Vysotskiy 1962, Vorobyov 1969).

Для синфітоіндикації едафічних режимів лісових екосистем, визначення для конкретних місцезростань (ділянок моніторингу) екологічних параметрів, особливостей їхньої зміни за типами лісорослинних умов використано метод фітоіндикації провідних факторів за уніфікованими шкалами екологічних амплітуд видів флори України (Didukh 2011). Кількісні індекси для фітоценозу розраховували в балах на основі середньої градації індексів рясності-покриття всіх інформативних видів за формулою (1):

$$\gamma = \frac{k_1x_1+k_2x_2+\dots+k_nx_n}{k_1+k_2+\dots+k_n} \quad (1)$$

де x_1, \dots, x_n – середні значення амплітуд толерантності видів відповідно до шкали;

k_1, \dots, k_n – коефіцієнти рясності (в балах за шкалою Г. М. Висоцького та Д. В. Воробйова) або покриття (%), які дорівнюють: 1 – для < 1 % (р, n, un); 2 – 1...5 % (1 бал); 3 – 6...25 % (2а, 2б балів); 4 – 26...50 % (3 бали); 5 – для > 51 % (4, 5 балів);

n – кількість інформативних видів у дослідженні.

Переведення бальної оцінки в абсолютні розмірності здійснювали за відповідними шкалами (Didukh 2011). Для характеристики екологічних умов лісових екосистем району досліджень, аналізу закономірностей зміни певних едафічних чинників та їхньої диференціації на лісотипологічному рівні організації розраховано мінімальні (x_{\min}), середні (\bar{x}) та максимальні (x_{\max}) значення едафічних режимів за типами лісорослинних умов, за угрупованнями лісів (хвойні, мішані, листяні) та загалом по лісогосподарській області. У лісорослинних умовах A₃, B₁ та D₅, представлених 1–2 ділянками моніторингу, значення показників едафічних режимів умовно вважали середніми.

Результати та обговорення. Показники динаміки едафічних чинників в екотопах лісових екосистем Лісостепової лісогосподарської області представлено в таблиці 1.

Режим вологості ґрунту (Hd) лісових екотопів варіює від проміжного між субмезофітним і мезофітним (9,75 бала) сухуватих лісолучних екотопів (верхів'я балок і підвищені ділянки надзаплавних терас) із помірним промочуванням кореневмісного шару

опадами і талими водами ($W_{np} = 90-100$ мм) до наближеного до гігрофітного (15,30 бала) сирих лісолучних екотопів (виразні западини, блюдця, улоговини тимчасових водотоків, низькі береги водойм тощо) з практично сталим капілярним зволоженням кореневмісного шару ґрунту ($W_{np} = 185-235$ мм). Найменшими середніми значеннями показників H_d вирізняються ґрунти в екотопах сухих борів та суборів (10,25 і 10,77 бала), найбільшими – в екотопах сирих сугрудів і грудів (13,74 і 13,58 бала) та мокрих грудів (15,30 бала).

Таблиця 1

Синфітоіндикаційна оцінка едафічних режимів екотопів лісових екосистем за типами лісорослинних умов у межах Лісостепової лісгосподарської області

ТЛУ	Значення екологічного фактора					
	X_{min}	X_{max}	\bar{X}	X_{min}	X_{max}	\bar{X}
	Вологість ґрунту (H_d)			Перемінність зволоження ґрунту (fH)		
A ₁	9,75	10,95	10,25	5,65	7,19	6,40
A ₂	10,28	12,00	11,24	5,31	7,18	6,44
A ₃	–	–	12,50	–	–	4,48
B ₁	–	–	10,77	–	–	6,40
B ₂	10,37	12,33	11,50	4,42	7,00	5,99
B ₃	11,95	12,79	12,39	4,50	5,38	4,85
C ₁	10,74	11,85	11,35	4,98	6,60	5,74
C ₂	11,15	12,59	11,90	4,56	6,70	5,56
C ₃	11,61	13,40	12,17	4,25	6,10	5,27
C ₄	13,17	14,41	13,74	4,50	5,70	5,08
D ₁	10,32	12,00	11,37	4,58	6,67	5,85
D ₂	11,00	12,70	11,99	4,45	6,67	5,33
D ₃	11,75	12,85	12,15	4,26	6,13	5,26
D ₄	13,15	14,02	13,58	4,86	6,17	5,52
D ₅	–	–	15,30	–	–	5,46
Лістяні ліси	10,32	15,30	12,00	4,50	6,70	5,39
Хвойні ліси	9,75	12,79	11,58	4,42	7,19	5,84
Мішані ліси	11,36	13,17	12,03	4,25	6,48	5,34
Загалом	9,75	15,30	11,92	4,25	7,19	5,48
	Кислотність ґрунту (R_c)			Загальний сольовий режим ґрунту (SI)		
A ₁	6,50	6,78	6,62	4,25	6,22	5,35
A ₂	6,07	7,22	6,63	4,67	6,83	5,83
A ₃	–	–	5,60	–	–	5,13
B ₁	–	–	7,50	–	–	6,17
B ₂	4,76	7,77	6,89	4,65	7,62	6,22
B ₃	5,10	6,28	5,80	5,10	5,79	5,49
C ₁	6,70	8,10	7,60	6,38	7,23	6,75
C ₂	6,03	9,84	7,35	5,31	7,50	6,28
C ₃	5,74	8,05	6,98	5,04	6,90	6,02
C ₄	6,69	7,67	7,16	5,61	7,33	6,63
D ₁	7,50	8,67	8,09	6,39	8,09	6,96
D ₂	6,50	8,77	7,79	5,90	7,74	6,56
D ₃	6,91	8,24	7,69	5,81	6,95	6,45
D ₄	7,36	7,65	7,51	6,83	6,83	6,83
D ₅	–	–	7,89	–	–	7,37
Лістяні ліси	6,59	8,77	7,78	5,50	8,09	6,57
Хвойні ліси	4,76	7,88	6,86	4,25	7,74	6,11
Мішані ліси	5,74	9,84	6,95	4,69	6,65	5,98
Загалом	4,76	9,84	7,51	4,25	8,09	6,42

ГЛЮ	Значення екологічного фактора					
	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}
	Вміст карбонатів у ґрунті (Ca)			Вміст азоту у ґрунті (Nt)		
A ₁	4,70	6,19	5,46	3,56	4,10	3,85
A ₂	5,32	6,53	6,00	3,75	5,69	4,31
A ₃	–	–	5,12	–	–	4,46
B ₁	–	–	6,53	–	–	4,13
B ₂	4,53	7,29	6,25	4,02	7,41	5,09
B ₃	4,85	5,88	5,28	3,95	4,95	4,55
C ₁	6,62	7,48	7,04	4,48	6,83	6,16
C ₂	5,39	7,44	6,44	4,27	8,00	5,97
C ₃	4,65	7,21	6,06	4,62	7,40	5,63
C ₄	4,93	5,55	5,33	5,41	6,33	5,93
D ₁	6,46	8,21	7,39	5,50	7,38	6,42
D ₂	5,80	8,04	6,82	5,42	8,17	6,64
D ₃	5,93	8,00	6,62	5,98	7,59	6,64
D ₄	5,59	6,04	5,82	6,36	6,48	6,42
D ₅	–	–	5,54	–	–	6,72
Листяні ліси	4,93	8,21	6,79	5,05	8,17	6,60
Хвойні ліси	4,53	7,97	6,16	3,56	6,75	5,10
Мішані ліси	4,65	6,94	6,14	4,02	6,88	5,55
Загалом	4,53	8,21	6,60	3,56	8,17	6,19
	Аерація ґрунту (Ae)					
A ₁	5,23	5,50	5,41			
A ₂	5,54	6,31	5,77			
A ₃	–	–	7,65			
B ₁	–	–	5,83			
B ₂	5,46	7,38	6,12			
B ₃	6,25	7,23	6,74			
C ₁	5,56	7,00	6,41			
C ₂	5,90	7,87	6,72			
C ₃	6,02	8,21	6,85			
C ₄	7,59	8,76	8,02			
D ₁	5,94	6,94	6,52			
D ₂	6,27	7,78	7,01			
D ₃	6,50	7,67	7,11			
D ₄	8,06	9,16	8,61			
D ₅	–	–	10,00			
Листяні ліси	5,94	10,00	7,00			
Хвойні ліси	5,23	7,72	6,27			
Мішані ліси	5,76	7,61	6,68			
Загалом	5,23	10,00	6,82			

Близькими є середні значення вологості ґрунтів у свіжих (11,24–11,99 бала) та вологих (12,15–12,50 бала) лісорослинних умовах із режимом, проміжним між мезофітним і гігромезофітним. Тобто фітоіндикаційне і лісотипологічне бонітування гідрологічного режиму співпадають. Граничні (низькі) значення умов зволоження ґрунтів у межах відповідних лісорослинних умов зумовлюються як особливостями рельєфу (крутизна та експозиція схилів) цих ділянок моніторингу, так і низькими значеннями бонітету, запасу та зімкненості намету деревостанів, що призводить до збільшення проникнення світла до поверхні ґрунту, посилення випаровування та зменшення вологості ґрунтів.

Мінливість зволоження ґрунтів (fH) лісових екотопів варіює від наближеного до помірно нерівномірного зволоження у 4,5 бала ($\omega = 0,17-0,23$) до наближеного до нерівномірного зволоження у 6,70 бала ($\omega = 0,25-0,33$), тобто від лісорослинних умов, найбільш придатних для рослин-гемігідроконтрастофобів до гемігідроконтрастофілів. Гемігідроконтрастофоби –

це рослини, адаптовані до свіжих лісолучних екотопів із помірно нерівномірним зволоженням кореневмісного шару ґрунту за повного його промочування опадами й талими водами або сухих, що лише в окремі дощові сезони промочуються опадами. Гемігідроконтрастофіли – це рослини, адаптовані до сухуватих лісолучних і лучно-степових екотопів із нерівномірним зволоженням кореневмісного шару ґрунту за помірного або незначного промочування його опадами й талими водами. Найменшими середніми значеннями перемінності зволоження ґрунтів (більш рівномірно зволожені) вирізняються показники fH в екотопах вологих борів, суборів, сугрудів і грудів та сирих сугрудів (4,48–5,27 бала), найбільшими – в екотопах сухих і свіжих борів та сухих суборів (6,40–6,44 бала), сухих сугрудів і грудів (5,74 і 5,85 бала).

Кислотний режим ґрунтів (Rc) лісових екотопів змінюється в діапазоні від наближеного до ацидофітного (4,76 бала, рН = 4,4–5,5) до проміжного (9,84 бала) між нейтрофітним (рН = 6,5–7,1) та базифітним (рН = 7,2–8,0), тобто від кислих типових дерново-підзолистих ґрунтів під сосновими та ялиновими лісами до проміжних між кислуватими й нейтральними ґрунтами дібров базифільного типу, сірими лісовими ґрунтами, вилугуваними, звичайними й типовими чорноземами та лужними ґрунтами південних чорноземів, вапнякових і крейדיх відслонень. Поступове підвищення середніх значень показників рН лісових ґрунтів, тобто збільшення їхньої лужності, простежується відповідно до трофоряду: бір – суббір – сугруд – груд тільки в межах однакових гідрологічних умов. Водночас у межах одного трофотопу зменшується рН на тлі збільшення вологості лісових ґрунтів. Відповідно, найменшими середніми значеннями рН вирізняються ґрунти вологих бору й субору (5,60–5,80 бала), найбільшими – сухих грудів (8,09 бала). Такі особливості динаміки ацидорежиму в лісових екосистемах підтверджують результати досліджень інших науковців (Didukh & Plyuta 1994).

Весь спектр умов мінералізованості ґрунтів (Sl) лісових екотопів має амплітуду від 4,25 до 8,09 бала, від проміжних між семіоліготрофними (Sl = 0,0075–0,01 %, HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl – відсутні, наявні H^+ , Al^{3+} , Fe^{2+}) та мезотрофними (Sl = 0,0095–0,015 %, наявні HCO_3^- , відсутні SO_4^{2-} і Cl) до проміжних між семіевтрофними (Sl = 0,015–0,02 % із умістом $\text{HCO}_3^- = 0,004–0,016$ % ґрунту та слідами SO_4^{2-} і Cl в деяких типах) та евтрофними (Sl = 0,02 %, $\text{HCO}_3^- = 0,03–0,05$ % ґрунту та слідами SO_4^{2-} і Cl). Ґрунти змінюються від проміжного типу між бідними на солі, сильно вилугуваними дерново-підзолистими, бурими лісовими та небагатими на солі, багатшими дерново-підзолистими та сірими лісовими, лучно-болотними з промивним типом до проміжного типу між збагаченими солями темно-сірими та опідзоленими чорноземами та найкраще забезпеченими солями чорноземними, лучно-чорноземними та розвинутими дерново-карбонатними ґрунтами за відсутності ознак засоленості. Найменшими середніми значеннями сольового режиму ґрунтів вирізняються екотопи сухих і свіжих борів та вологих борів і суборів (5,13–5,83 бала) із дерново-підзолистими ґрунтами на давньоалювіальних відкладах борових терас, оскільки підзолистий процес проходить глибоко лише на піщаних позбавлених карбонатів алювіальних відкладах. Найбільшими середніми значеннями сольового режиму ґрунтів відзначаються екотопи сухих (6,75 і 6,96 бала) та сирих (6,63–6,83 бала) сугрудів і грудів на сірих лісових ґрунтах лесових терас та мокрих грудів (7,37 бала), приурочених переважно до низьких терас річок із мулистими або торф'янисто-глеєвими ґрунтами, яким порівняно більше притаманне соленакопичення.

Режим умісту карбонатів у ґрунтах (Ca) лісових екотопів змінюється в діапазоні від 4,53 до 8,21 бала (CaO, MgO – від 0,5 до 2,0 %), тобто від ґрунтів, придатних для екогрупи гемікарбонатофобних рослин, до ґрунтів, придатних для рослин проміжної групи між акарбонатофільними та гемікарбонатофільними. Динаміка вмісту карбонатів у ґрунтах екотопів закономірно пов'язана зі зміною режимів мінералізованості та кислотності ґрунтів: вміст карбонатів поступово підвищується від дерново-підзолистих до темно-сірих лісових ґрунтів і знижується в екотопах із торф'янисто-глеєвими ґрунтами.

Мінімальні середні значення вмісту карбонатів притаманні екотопам вологих борів і суборів (5,12–5,28 бала) на дерново-підзолистих ґрунтах із низьким рівнем мінералізованості і наявністю лише слідів карбонатів (CaO, MgO = 0,5 %). Незначно вищі показники мають сирі сугруди (5,33 бала), сирі та мокрі груди (5,82 і 5,54 бала), приурочені переважно до низьких терас річок із мулистими або торф'янисто-глеєвими ґрунтами. У таких ґрунтах карбонатна основа заміщується сульфатами та хлоридами, а підвищений рівень їхньої мінералізованості в 6,63–7,37 бала має хлоридно-сульфатну природу. Зазвичай для подібних екотопів індикаторними видами рослин є гемікарбонатофоби, які хоча й не ростуть на карбонатних породах та уникають виходів материнських карбонатних порід на поверхню, але поширені в межах їхнього залягання. Описані рослини потерпають за наявності активних карбонатів (є більш толерантними до них тільки в умовах високого вмісту органічної речовини), але витримують доволі високу насиченість кальцієм комплексу поглинутих основ. Максимальні середні значення вмісту карбонатів у 7,04 і 7,39 бала притаманні екотопам сухих сугрудів і грудів (підвищений рівень їхньої мінералізованості у 6,75 і 6,96 бала має карбонатну природу) з листяними лісами на сірих лісових ґрунтах, що утворилися на лесових породах, проте характеризуються підзолистими процесами та малим умістом карбонатів (CaO, MgO = 0,6–1,5 %), які не підіймаються до верхніх горизонтів завдяки промивному режиму. Такі ґрунти є найбільш придатними для розвитку акарбонатофілів – рослин нейтральних оселищ, стійких до малого вмісту карбонатів у ґрунті. Найчастіше ці рослини, поряд зі зниженими вимогами щодо наявності активних карбонатів у ґрунті, потребують високого вмісту обмінних катіонів, особливо кальцію й магнію, для мінерального живлення. Збільшення середніх значень умісту карбонатів у ґрунтах екотопів, аналогічно збільшенню їхньої лужності, простежується відповідно до трофоярду: бір – суббір – сугруд – груд тільки в межах однакових гідрологічних умов. У межах одного трофотопу зменшується вміст карбонатів на тлі збільшення вологості лісових ґрунтів, що сприяє вилугованості ґрунтових профілів.

Показники нітратного режиму (Nt) ґрунтів екотопів характеризуються найбільшим градієнтом змінності серед едафічних режимів лісогосподарської області (3,56–8,17 бала). Зміни відбуваються від умов, проміжних між слабозабезпеченими мінеральним азотом оліготрофними ґрунтами (субанітрофітними) (Nt = 0,05–0,2 %) і середньозабезпеченими мінеральним азотом (гемінітрофітними) (Nt = 0,2–0,3 %), до проміжних між достатньо забезпеченими мінеральним азотом ґрунтами (нітрофітними) (Nt = 0,3–0,4 %) і добре забезпеченими мінеральним азотом ґрунтами (еунітрофітними) (Nt = 0,4–0,5 %). Найбільший уміст азоту в ґрунті відзначено в найтепліших для лісів і вологих умовах, де відбувається швидкий розклад органіки й вона не вимивається, а накопичується. Азот може перебувати в малодоступних для рослин формах органічних сполук через надмірне зволоження та погану аерацію. На схилах, де ґрунти сильніше промиваються, уміст азоту є нижчим, ніж на вирівняних і знижених ділянках рельєфу. Екотопи, які формуються в борових і суборових умовах, характеризуються найменшими середніми показниками вмісту нітратних та аміачних форм азоту (3,85–4,46 і 4,13–5,09 бала), в умовах сугрудів – і грудів – найбільшими (5,63–6,16 і 6,42–6,72 бала). Збільшення середніх значень умісту мінерального азоту в ґрунтах екотопів, аналогічно збільшенню їхньої лужності та вмісту карбонатів, відбувається згідно з трофоярдом: бір – суббір – сугруд – груд (3,85–6,72 бала).

Режими аерації ґрунтів (Ae) лісових екотопів (5,23–10,0 бала) змінюється від умов значно аерованих ґрунтів (Ae = 80–55 %) до слабоаерованих (20–15 %), тобто від піщаних ґрунтів за незначного або помірного промочування кореневмісного шару опадами і талими водами до проміжних між вологими глинистими ґрунтами з практично сталим капілярним зволоженням (Ae = 30–20 %) та вологими оглеєними ґрунтами з максимальним капілярним зволоженням кореневмісного шару (Ae = 15–3 %). Я. П. Дідух та П. Г. Плюта зазначають (Didukh & Plyuta 1994), що на аерацію впливають два основні фактори: зволоження ґрунтів та їхній механічний склад, оскільки в піщаних ґрунтах вода може краще переміщуватися й

переносити кисень, ніж у глинистих або мулистих, де створюються анаеробні умови. Погіршення рівня аерації ґрунтів у лісових екотопах пов'язано зі збільшенням участі глинистих часток у гранулометричному складі ґрунтів відповідно до трофоярду: суббір – сугруд – груд, а за однакових трофічних умов – у міру збільшення вологості лісових ґрунтів. Найвищим значенням середніх показників аерації вирізняються ґрунти сухих борів і суборів (5,41 і 5,83 бала), найнижчі рівні аерації зафіксовано у сирих сугрудах (8,02 бала), сирих і мокрих грудах (8,61 і 10,0 бала).

Висновки. Визначено тенденції динаміки середніх значень показників едафічних режимів лісових екотопів Лісостепової лісогосподарської області залежно від лісорослинних умов. Виявлено, що збільшення вологості ґрунтів відповідає гігроярду. Найменші значення мінливості зволоження ґрунтів виявлено у вологих і сирих екотопах, найбільші – у сухих; найменші значення сольового режиму ґрунтів – у борах і суборах, найбільші – у сухих та сирих сугрудах і грудах. Збільшення вмісту мінерального азоту в ґрунтах відбувається відповідно до трофоярду бір – суббір – сугруд – груд. Збільшення лужності, вмісту карбонатів та погіршення рівня аерації лісових ґрунтів також відбувається відповідно до трофоярду в межах однакових гідрологічних умов, а в межах одного трофотопу у міру збільшення вологості лісових ґрунтів зменшуються рН, вміст карбонатів і погіршується рівень аерації.

Система моніторингу лісів має охоплювати поряд із кліматичними підходами моніторинг едафічних режимів екотопів лісових екосистем (методами прямих вимірювань та методами синфітоіндикації). Порівняння балової оцінки, отриманої в різні часові періоди (раз на п'ять років) у кожному регіоні України дасть змогу оцінювати інтенсивність, глибину, спрямованість (тренд), просторовий розподіл та особливості зміни едафічних режимів на регіональному та національному рівнях унаслідок дії глобальних кліматичних впливів на лісові екосистеми України.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

- Bondaruk, M. A., Buksha, I. F., Tselishchev, O. G.* 2020. Synphytoindication modeling of climatopes of forest ecosystems based on the forest monitoring data for forest-steppe region in Ukraine. *Forestry and Forest Melioration [Лісівництво і агролісомеліорація]*, 136: 117–125 (in Ukrainian).
- Buksha, I.* 2010. Study of climate change impact on forest ecosystems, and development of adaptation strategies in forestry of Ukraine. *Climate Change Impacts on Forest Management in Eastern Europe and Central Asia: Dimensions, impacts, mitigation and adaptation policies. Forests and Climate Change Working Paper 8.* Ed. Csaba Matyas, FAO, 157–179.
- Didukh, Ya. P.* 2011. The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. Kyiv, Phytosociocentre, 176 p.
- Didukh, Ya. P.* 2016. Climatogenic changes in the flora of the Ukrainian Carpathians. Chernivtsi, Druk Art, 280 p. (In Ukrainian).
- Didukh, Ya. P. and Plyuta, P. G.* 1994. Phytoindication of environmental factors. Kyiv, Naukova Dumka, 280 p. (in Ukrainian).
- Guide to higher plants of Ukraine. 1987. [Prokudin, Yu.N., Ed.]. Kyiv, Naukova dumka, 548 p. (in Russian).
- Hensyruk, S. A., Bondar, V. S., Shevchenko, S. V. et al.* 1981. Integrated forestry zoning of Ukraine and Moldova. Kyiv, Naukova Dumka, 360 p. (in Russian).
- Methodical recommendations for forest monitoring in Ukraine Level I. 2008. Buksha, I. F. (Ed.). Kharkiv, URIFFM, 47 p. (in Ukrainian).
- Mosyakin, S. L. and Fedoronchuk, M. M.* 1999. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. Kyiv, Institute of Botany, 346 p.
- Olkhovych, O. P. and Musiyenko, M. M.* 2005. Phytoindication and phytomonitoring. Kyiv, Phytosociocenter, 64 p. (in Ukrainian).
- Ostapenko, B. F.* 1997. Typological diversity of forests of Ukraine. Forest-Step. Kharkiv, Kharkiv State Agrarian University, 128 p. (in Ukrainian).
- Stoyko, S. M.* 2009. The potential environmental impacts of global warming on forest formations of Ukrainian Carpathians. *Scientific Bulletin of UNFU*, 19.15: 214–224 (in Ukrainian).
- Tichy, L.* 2002. JUSCE, software for vegetation classification. *Journ. Veg. Sci.*, 13: 451–453.
- Turboveg 2.157. Management system for vegetation data. Current version: 2.157 (17-12-2021). Available at: <http://www.synbiosys.alterra.nl/turboveg/> (accessed 08.10.2021).

Vorobyov, D. V. 1969. Methods of forest typology research. Kyiv, Urozhay, 388 p. (in Russian).

Vysotskiy, G. N. 1962. Biological, soil and phenological observations and research in Veliko-Anadol. 1901–1902. Selected works. Vol. 1. Moscow, AN SSSR, p. 159–497 (in Russian).

Bondaruk M. A., Tselishev O. G.

SYMPHYTOINDICATION ASSESSMENT OF EDAPHOTOPES OF FOREST ECOSYSTEMS BASED ON FOREST MONITORING DATA IN FOREST-STEPPE REGION OF UKRAINE

Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky

The paper reports the results of the synphytoindication assessment of edaphotopes of forest ecosystems in the Forest-Steppe forestry region of Ukraine. Trends in the dynamics of average values of edaphic regime indicators of forest ecosystems according to changes in forest conditions have been determined. Forest monitoring research has to include monitoring of edaphic regimes of ecotopes in forest ecosystems along with climatic ones (direct measurements and synphytoindication methods). Comparison of the obtained values in different time periods (for example, once every five years) in each region of Ukraine will allow assessing the intensity, depth, direction (trend), spatial distribution and features of changes in edaphic regimes at the regional and national levels due to impact of global climate change upon forest ecosystems in Ukraine, which is the important component of forest ecosystem monitoring in the context of climate change. The research was done on 642 1st level monitoring plots (49 forest types in 15 types of forest site conditions are represented: A₁-A₃, B₁-B₃, C₁-C₄, D₁-D₅) within the Forest-Steppe forestry region of Ukraine.

Key words: forest monitoring, forest site conditions, edaphic regimes.

E-mail: bm1961@ukr.net; tsel_s@ukr.net

Одержано редколегією: 02.11.2021



В. П. ВОРОН, Є. Є. МЕЛЬНИК, С. Г. СИДОРЕНКО
ДИНАМІКА СТАНУ ПРОГЕННО ПОШКОДЖЕНИХ СОСНЯКІВ
ЗЕЛЕНОЇ ЗОНИ МІСТА ХАРКІВ

Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

Проаналізовано тенденції виникнення пожеж за період 2002–2021 рр. у лісах зеленої зони м. Харків у найчастіше пошкоджуваних лісах Васищевського та Бабаївського лісництв ДП «Жовтневе ЛГ» та їхню приуроченість до окремих урочищ, кварталів, лісорослинних умов і характеристик деревостанів. У сосняках проведено багаторічні дослідження (до 13 років) стану дерев та їхньої густоти після низових пожеж різної інтенсивності з урахуванням сезону року. Під час відбору постійних пробних площ для аналізу брали до уваги причини змін: післяпожежний і природний відпад чи проведення рубок. Оцінено вплив на процес усихання антропогенного фактора, санітарних рубок, повторних пожеж, ентомошкідників і фітопатогенів. Наведені дані використано для виявлення точності оцінювання змін у сосняках після пошкодження низовою пожежею різної інтенсивності та в різні сезони, а також для прогнозування подальшого розвитку таких насаджень. Виявлено, що хоча стан сосняків дещо покращився, проте навіть через 13 років після пожежі не відновився повністю.

Ключові слова: лісова пожежа, висота нагару, індекс стану, стан насаджень, кількість дерев.

Вступ. Лісові пожежі є суттєвою загрозою стану лісів (Kelly et al. 2013). У багатьох країнах світу внаслідок глобального потепління клімату (Balabukh & Zibtsev 2016, Doerr & Santin 2016) на великій площі виникають лісові пожежі різної інтенсивності (Tedin et al. 2015, World Fire Statistics 2020, Statistica fire in Forest Turkey 2021). Це призводить до неоднозначних змін в лісах як у рік пошкодження вогнем, так і в наступні роки. Щоб заздалегідь оцінити можливі втрати й зменшити збитки, спричинені пожежею, необхідно досліджувати ці процеси (Gorshenin et al. 1981, World Fire Statistics 2020).

Дуже напруженою залишається ситуація з лісовими пожежами в лісах зеленої зони міста Харків (Melnyk 2019, Voron & Melnyk 2019). У зв'язку з високою чисельністю населення в мегаполісі підвищується загроза виникнення займань у лісі, оскільки їхньою основною причиною на густонаселених територіях є саме людський фактор (State Forest Resources Agency 2021).

За даними багаторічних досліджень на постійних пробних площах (ППП), закладених у найчастіше пошкоджуваних вогнем насадженнях у Васищевському та Бабаївському лісництвах ДП «Жовтневе ЛГ» зеленої зони міста Харків, визначено наслідки низових пожеж різної інтенсивності відразу після пошкодження вогнем та розроблено рекомендації лісовому господарству. Виявлено тісні кореляційні зв'язки між зміною стану насаджень вже в рік пошкодження вогнем у різні сезони року та висоти нагару, висоти опіку тонкої кори, інтенсивності пошкодження крони та кореневих лап тощо (Sydorenko 2017, Melnyk 2019, Voron et al. 2021).

Зміни стану насаджень у подальші роки також потребує серйозного дослідження, оскільки це дасть змогу прогнозувати розвиток дерев, що залишилися. Під час дослідження слід брати до уваги чинники, що можуть поглибити ослаблення насадження. Це насамперед повторні пожежі, коренева губка, шкідники, рекреаційне навантаження тощо. Тому оцінювання подальших змін протягом тривалого періоду може допомогти оцінити можливості подальшого росту та відновлення вцілілих насаджень. Така інформація дасть змогу підприємствам лісового сектора ефективніше планувати санітарні заходи на подібних ділянках (Voron & Melnyk 2019). Важливо знати, через який час насадження після пошкодження вогнем відновлюють свій стан до нормального. В інших країнах також досліджують ці питання, причому оцінюють не тільки стан насадження, але й зміни інших компонентів лісу за тривалі періоди (Kovaleva & Ivanova 2013, Shcheglova 2013).

Метою роботи було виявити особливості багаторічної динаміки стану середньовікових соснових насаджень зеленої зони міста Харків, пошкоджених низовими пожежами різної інтенсивності та в різні сезони року.

Матеріали й методи. Об'єктами дослідження були ППП, закладені у 2007–2011 рр. у середньовікових сосняках Васищевського лісництва ДП «Жовтневе ЛГ», що ростуть в найбільш поширеному ТЛУ В₂. Серед раніше досліджуваних 23 ППП було відібрано вісім, на яких максимально зберігся деревостан за тривалий період (12–14 років) після пожежі.

ППП закладено згідно із загальноприйнятими в лісівництві та лісовій таксації методиками (Vorobyov 1967) та відповідно до рекомендацій лабораторії екології (Voron et al. 2011, Voron et al. 2021). Стан дерев оцінювали в рік пошкодження пожежею, наступного року, а також через 2, 3, 4, 5, 6 і 13 років. Визначено таксаційні й морфологічні характеристики дерев – висоту дерева (м), діаметр (см), клас Крафта.

Під час оцінювання стану деревостанів під час обстеження брали до уваги морфологічні зміни дерев (Voron et al. 2011, Voron et al. 2021). Ступені пошкодження деревостанів визначали за рівнем дефоліації (втрати хвої) та дехромації (зміни кольору) крон дерев. Індекс санітарного стану деревостану I_c розраховували як середньозважений показник різних категорій санітарного стану дерев.

Оскільки на стан дерев у подальші роки після пожежі можуть впливати інші негативні чинники, враховували також погодні аномалії (посуху), пошкодження ентомошкідниками та фітопатогенами (коренева губка), а також – проведення санітарних рубок.

Для оцінювання пошкодження стовбура вогнем і діагностики стану дерев використано показник середньої висоти нагару на стовбурі (1):

$$H_{\text{наг.сеп.}} = (H_{\text{наг. max}} + H_{\text{наг. min}})/2, \quad (1)$$

де $H_{\text{наг.сеп.}}$ – середня висота нагару на стовбурі, м;

$H_{\text{наг. max}}$ – максимальна висота нагару на стовбурі, м;

$H_{\text{наг. min}}$ – мінімальна висота нагару на стовбурі, м.

Для виявлення статистично значущих відмінностей у змінах індексу стану насаджень упродовж періоду досліджень обраховано показник найменшої істотної різниці ($NI_{p,0.05}$) для кожної вибірки на рівні значущості $p = 0,05$ (Lakin 1990).

Результати та обговорення. Для планування досліджень та отримання максимально корисної інформації з усіх раніше закладених нами ППП у насадженнях, пошкоджених низовими пожежами різної інтенсивності в зеленій зоні міста Харків, підібрано саме території, де вплив та наслідки пожеж є найбільш відчутними. Наші попередні багаторічні дослідження з вивчення тенденцій виникнення пожеж у лісах зеленої зони міста Харків (Voron et al. 2021) показали, що найближче розташовані до мегаполісу лісові господарства найбільше потерпають від лісових пожеж і відзначаються найвищою горимістю. Особливо це стосується територій підвищеної пожежної небезпеки та найближче розташованих до антропогенних об'єктів (населені пункти, залізниця, дороги тощо).

Аналогічні дані отримано за період 2002–2021 рр. Порівняння кількості та площі пожеж у лісництвах одного з найчастіше пошкоджуваних вогнем державних лісових підприємств зеленої зони міста Харків ДП «Жовтневе ЛГ» виявило, що особливо напруженою залишається пожежна ситуація в Бабаївському та Васищевському лісництвах. За досліджуваний період 2002–2021 рр. там зафіксовано найбільшу частку від загальної кількості та площі пожеж усього підприємства (рис. 1).

У цих двох лісництвах на сосняки припадає від 20 до 46 % площі території і відзначено найвищі класи природної пожежної небезпеки (КППН). Тому саме в соснових лісах зафіксовано основну кількість (91–95 %) та площу (89–91 %) пожеж за весь досліджуваний період. На дубові ліси припадає від 5 до 9 % випадків пожеж та від 5 до 11 % площі пошкодження. У деревостанах інших порід частота випадків пожеж не перевищує 0,5 % (рис. 2).

Частка соснових насаджень, у найбільш пожежонебезпечних умовах, тобто дуже сухих та сухих борах і суборах (A_0, A_1, A_2), є незначною. Тому переважно більшість пожеж у

сосняках (понад 90 % площі) зафіксовано в найбільш поширених ТЛУ – свіжих борах та субборах. Як показали наші дослідження, саме на такі ліси припадає більша кількість випадків та площа згарищ. Фактично постійно відбуваються пошкодження вогнем деревостанів в ТЛУ В₂ (від 60 до 87 % випадків та від 71 до 91 % площі) (рис. 3).

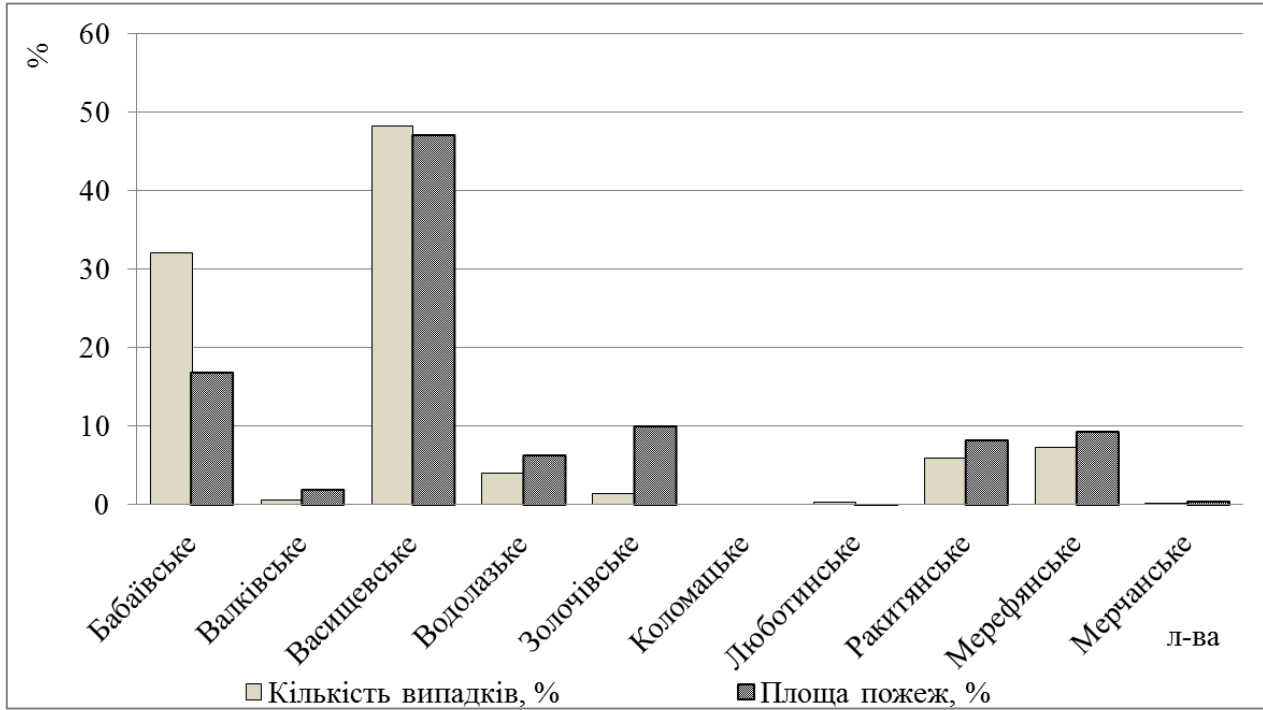


Рис. 1 – Частка пожеж в окремих лісництвах від загальної кількості та площі пожеж у ДП «Жовтнєве ЛГ» за період 2002–2021 рр.

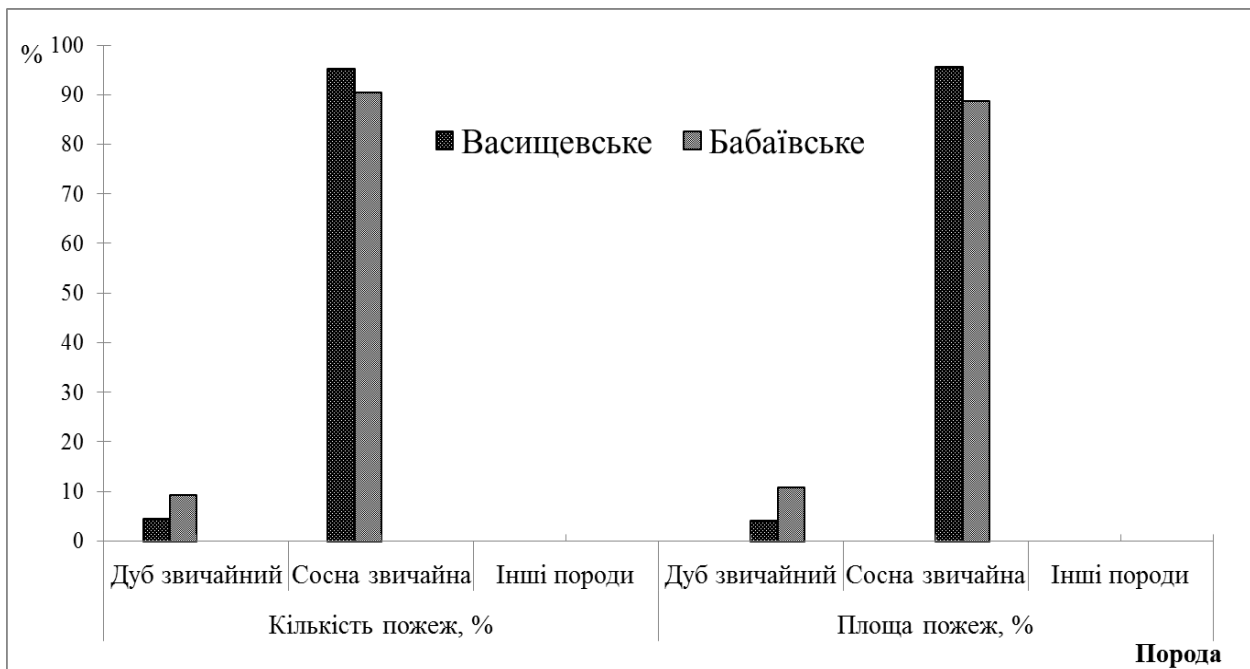


Рис. 2 – Частка від загальної кількості та площі пожеж за породами у Васищевському та Бабаївському лісництвах за період 2002–2021 рр.

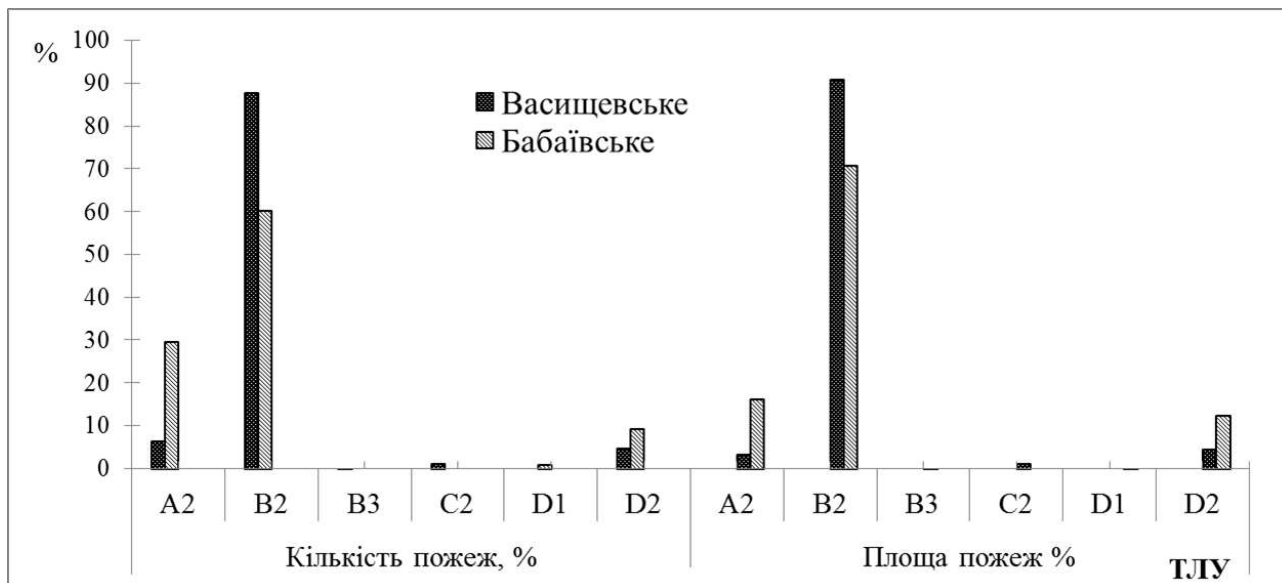


Рис. 3 – Частка від загальної кількості та площі пожеж залежно від ТЛУ у Васищевському та Бабаївському лісництвах за період 2002–2021 рр.

Порівняння частки виникнення пожеж за кількістю та площею (останні 10 років) у межах цих двох лісництв виявило, що переважна більшість випадків припадає на середньовікові насадження (VI–VIII класів віку), що переважають у віковій структурі деревостанів (від 86 до 97%) зазначених лісництв (рис. 4).

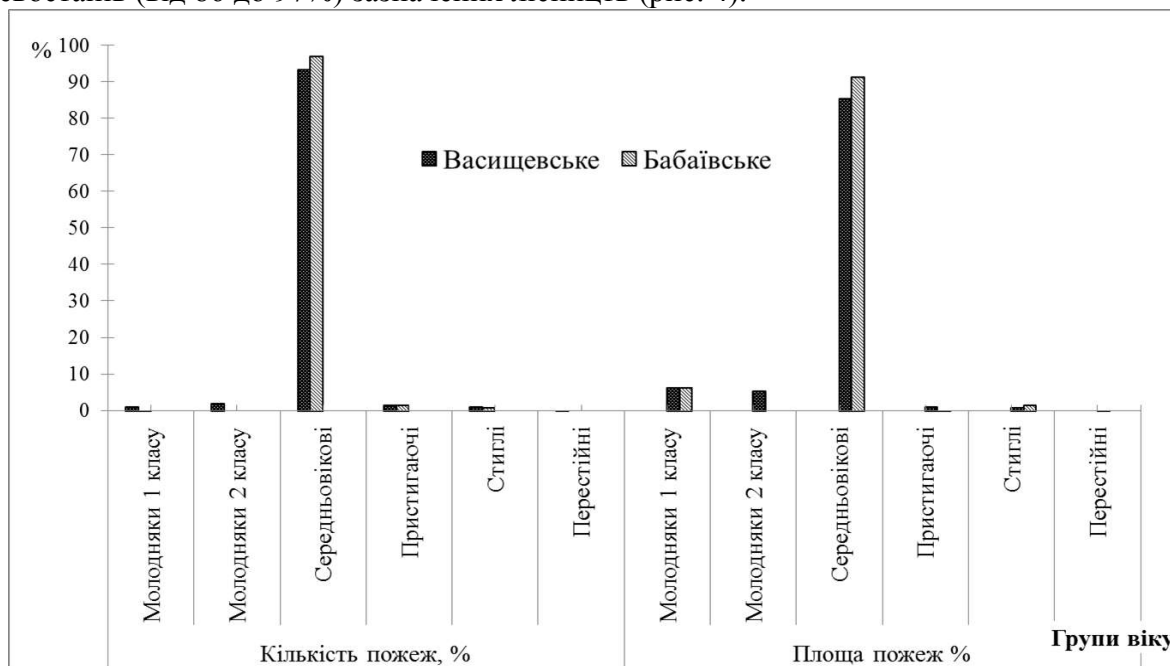


Рис. 4 – Частка від загальної кількості та площі пожеж за групами віку Васищевського та Бабаївського лісництв за період 2002–2021 рр.

Виявлено також, що більшість пожеж із року в рік трапляються в тих самих урочищах. На такі території припадають від 75 до 87% випадків від загальної кількості в усьому лісництві та від 80 до 81% за площею. В окремих кварталах і виділах таких урочищ трапляється переважна більшість пожеж. Саме ці ділянки характеризуються високою загрозою виникнення пожеж і через близькість розташування до антропогенних об'єктів (населені пункти, залізниця, дороги тощо) мають найбільший ризик займань (табл. 1).

Таблиця 1

Частка від загальної кількості та площі пожеж за окремими урочищами Васищевського та Бабаївського лісництв за період 2002–2021 рр.

Лісництво	Урочище	Квартали	Частка від пожеж у лісництві, %	
			за кількістю	за площею
Бабаївське	Ващенківський Бір	22–34	75	81
Васищевське	Бір 1	69–89, 139–140, 154–156	43	38
	Бір 2	90–129	44	42

Наші попередні дослідження наслідків впливу низових пожеж різної інтенсивності на середньовікові соснові насадження у рік пошкодження вогнем та наступні 2–5 років після пожежі вже виявили тісні кореляційні залежності зміни індексу стану дерев від таких показників як висота нагару, опік тонкої кори. (Voron et al. 2021, Melnyk 2019, Sidorenko 2017). Водночас доволі часто пошкоджені вогнем насадження довго лишаються ослабленими, а ризик погіршення їхнього стану постійно існує внаслідок впливу додаткових чинників (хвороби, шкідники тощо). Тому інформація про те, через який період часу після пошкодження насадження відновлюється та переходить у стадію нормального росту та розвитку, є вкрай важливою для лісового господарства. Вона може допомогти під час оцінювання ймовірності пошкодження дерев комахами та ураження збудниками хвороб і обґрунтування необхідності проведення санітарних рубок.

Відібрані для досліджень ППП закладені у Васищевському л-ві ДП «Жовтневе ЛГ» (у 2007, 2009 та 2011 роках) в середньовікових сосняках, подібних за основними таксаційними показниками. Їх розподілено на групи з урахуванням інтенсивності пошкодження вогнем стовбура (тобто висоти нагару) та пори року виникнення пожежі (табл. 2).

Таблиця 2

Таксаційні показники середньовікових сосняків, пошкоджених низовими пожежами

Групи за $H_{\text{наг. сер.}}$, м	№ ППП	$H_{\text{наг. сер.}}$, м	A , років	$D_{\text{сер.}}$, см	$H_{\text{сер.}}$, м	M , $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$	Повнота
Весняні пожежі							
До 0,5	7	0,36	56	27,0	23,8	344	0,71
0,5–1,5	13	1,3	56	31,6	24,7	331	0,66
	14	1,0	56	27,2	24,5	380	0,81
БПонад 1,5	8	1,62	66	28,6	25,5	420	0,93
Літні пожежі							
До 0,5	6	0,53	56	28,4	23,7	439	0,90
0,5–1,5	4	1,39	56	29,5	24,3	444	0,96
	9	0,76	56	29,2	23,4	471	0,95
Понад 1,5	Зрубано повністю або частково в перші роки після пожеж, або впродовж наступних п'яти років						
Контроль	10	0	56	29,7	23,8	448	0,91

Аналіз післяпожежного розвитку та динаміки (до 14 років) стану вцілілих ППП проведено з урахуванням мінімального антропогенного впливу (санітарні рубки) та додаткових негативних факторів (всихання через кореневу губку, шкідників тощо).

В усіх досліджуваних деревостанах не виявлено обгорання гілок чи побуріння хвої, тобто пошкоджень у результаті впливу конвективного теплового потоку. Основним показником впливу низової пожежі була висота нагару на стовбурах. В наших попередніх численних дослідженнях вже встановлено прямий достовірний дуже сильний кореляційний зв'язок між середньою висотою нагару і станом дерев, а також часткою сухостійних дерев у перші роки після пошкодження (Voron et al. 2021, Melnyk 2019, Sidorenko 2017). У подальші роки на стан як окремих дерев, так і загалом насадження впливало багато додаткових

факторів – ураження кореневою губкою, рубки догляду тощо. Переважна більшість дерев на ППП, закладених у насадженнях із середньою висотою нагару на стовбурах понад 1,5 метра, всохли та були зрубані, особливо у випадках із пошкодженням тонкої кори. Лише на деяких ППП виявлено незначну частину здорових дерев, яка не перевищувала 6 %. В більшості випадків здорових дерев не було.

Порівняння багаторічної зміни стану дерев на досліджуваних ППП (табл. 3) з урахуванням як основних факторів (інтенсивності низової пожежі), так і відсутності помітного впливу додаткових чинників (кореневої губки, шкідників тощо), дало змогу виявити різницю в розвитку насадження впродовж доволі тривалого періоду (до 13 років).

Таблиця 3

Динаміка стану та розподіл за категоріями стану дерев досліджуваних сосняків, пошкоджених низовими пожежами у весняний та літній періоди

H _{нар.} сер., М	Період після пожежі	Весняні пожежі							Літні пожежі										
		№ ППП	I _c	За категоріями стану, %						№ ППП	I _c	За категоріями стану, %							
				I	II	III	IV	V	VI			I	II	III	IV	V	VI		
До 0,5	у рік пожежі	7	2,67	0	33	67	0	0	0	6	2,67	0	36	61	3	0	0		
	наступний рік		2,63	0	37	63	0	0	0		2,67	2	35	61	1	0	2		
	2 роки		2,66	0	37	61	2	0	0		2,7	0	32	67	1	0	0		
	3 роки		2,68	0	35	62	1	1	0		2,71	0	30	68	1	0	0		
	4 роки		2,68	0	35	62	1	1	0		2,71	0	30	68	1	0	0		
	5 років		2,67	0	40	58	0	0	2		2,68	0	50	44	0	5	1		
	6 років		2,72	0	38	57	2	0	2		–	–	–	–	–	–	–		
	13 років		2,71	0	37	60	0	0	2		2,28	5	62	33	0	0	0		
	HIP _{0,05}		0,14	–	–	–	–	–	–		0,38	–	–	–	–	–	–	–	
0,5– 1,5	у рік пожежі	13	2,68	4	55	39	0	0	2	4	2,58	0	44	55	1	0	0		
	наступний рік		2,68	0	39	58	1	0	2		2,59	2	37	59	1	0	0		
	2 роки		2,68	0	39	58	1	0	2		2,48	6	40	54	0	0	0		
	3 роки		2,62	0	44	54	0	0	2		2,57	3	36	60	0	0	0		
	4 роки		2,51	1	53	44	0	0	2		2,57	3	37	60	0	0	0		
	8 років		–	–	–	–	–	–	–		2,46	5	52	40	0	2	2		
	11 років		2,5	0	50	50	0	0	0		–	–	–	–	–	–	–		
	13 років		–	–	–	–	–	–	–		2,38	6	55	37	0	0	2		
	HIP _{0,05}		0,31	–	–	–	–	–	–		0,27	–	–	–	–	–	–	–	
	у рік пожежі		14	2,74	0	28	71	2	0		0	9	2,54	0	46	54	0	0	0
	наступний рік			2,77	0	24	76	1	0		0		2,56	1	43	57	0	0	0
	2 роки			2,77	0	24	76	1	0		0		2,56	1	43	57	0	0	0
	3 роки			2,54	0	47	52	1	0		0		2,56	1	43	57	0	0	0
4 роки	2,54	0		47	52	1	0	0	2,56	1	43		57	0	0	0			
5 років	–	–		–	–	–	–	–	2,68	0	45		49	0	4	2			
6 років	–	–		–	–	–	–	–	2,55	0	55		41	0	2	2			
13 років	2,64	0		36	64	0	0	0	2,69	3	42		48	0	2	4			
HIP _{0,05}	0,37	–		–	–	–	–	–	0,21	–	–		–	–	–	–	–		
Понад 1,5	наступний рік	8		2,79	0	24	74	3	0	0	Зрубано повністю або частково в перші роки після пожеж або протягом наступних п'яти років								
	2 роки			2,79	0	24	74	3	0	0									
	3 роки			2,76	0	27	71	3	0	0									
	4 роки			2,82	0	24	74	1	0	2									
	5 років		2,82	0	24	74	1	0	2										
	6 років		2,82	0	24	74	1	0	2										
	7 років		2,49	1	59	37	0	0	2										
	13 років		2,64	0	41	57	0	0	2										
	HIP _{0,05}		0,29	–	–	–	–	–	–	–								–	–
Конт- роль	Рік закладки	10	2,67	1	31	68	0	0	0	Контроль									
	2 роки		2,62	1	36	63	0	0	0										
	4 роки		2,62	1	36	63	0	0	0										
	5 років		2,59	1	39	60	0	0	0										
	13 років		2,48	1	51	48	0	0	0										
	HIP _{0,05}		0,33	–	–	–	–	–	–								–	–	–

Отримані дані можуть бути корисними не тільки для визначення першочергових санітарних заходів після пожеж, але й для збереження вцілілих дерев шляхом призначення необхідних додаткових заходів.

Для насаджень, пошкоджених навесні, характерною була незначна частка сухостійних дерев (до 2%). За станом насаджень протягом досліджуваного періоду були на межі «ослаблені» та «сильно ослаблені» (індекс санітарного стану – 2,5–2,8 бала). Через 11–13 років на більшості ППП стан виявився таким самим, як і через 3–4 роки після пожежі. Тобто насадження, пошкоджені весняними пожежами, за умови непошкоджених крони, тонкої кори та коріння через 3–4 роки покращують стан, однак до стану «здорові» не відновлюються навіть через 13 років.

Насадження, пошкоджені літніми пожежами, також варіювали за станом між «ослабленими» та «сильно ослабленими» (індекс санітарного стану – 2,28–2,71 бала), але частка сухостійних дерев тут була дещо вищою навіть за мінімального пошкодження (висота нагару до 0,5 м). На відміну від насаджень, пошкоджених весняними пожежами, тут відзначено появу свіжого сухостою через 5–15 років після пошкодження пожежею середньої інтенсивності, але частка його була незначною (до 5%).

Порівняння багаторічної динаміки стану насаджень окремих ППП після весняних низових пожеж (рис. 5) свідчить, що стан у перші три роки після пожежі суттєво не погіршувався за різних середніх висот нагару, а на деяких ППП був навіть дещо кращим за контроль. На четвертий рік у групі ППП з висотою нагару 0,5–1,5 м стан навіть покращився від $I_c = 2,68$ та 2,77 до $I_c = 2,51$ та 2,54. Такий стан зберігався на всьому наступному періоді до 13 року після пожежі.

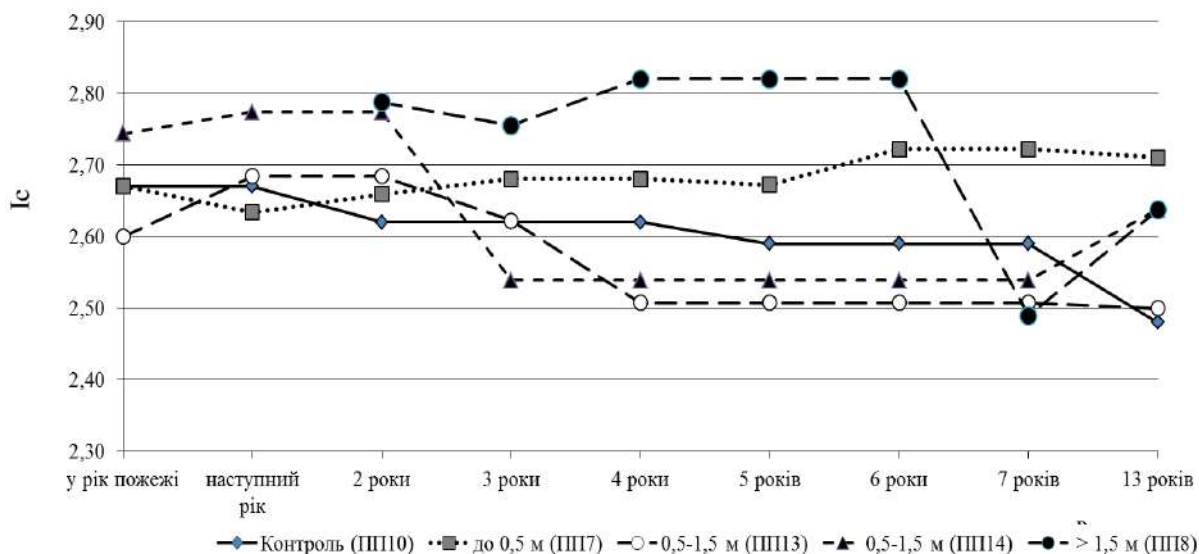


Рис. 5 – Динаміка індексу стану за різної висоти нагару в середньовікових сосняках, пошкоджених весняними низовими пожежами

Подібний аналіз багаторічної динаміки стану насаджень після літніх низових пожеж також виявив, що стан у всіх випадках суттєво не відрізнявся від контролю та не змінювався протягом п'яти років після пошкодження і лише через шість років після пожежі дещо покращився до рівня «ослаблених» насаджень ($I_c = 2,46$) на ППП 4, де інтенсивність пожежі була середньою (група $N_{\text{наг.сер.}}$ від 0,5 до 1,5 м). До цього ж рівня помічено покращення і на ППП 6 (група $N_{\text{наг.}}$ до 0,5 м), але лише через 13 років після пожежі. Індекс стану останньої із наведених ППП (ППП 9 із $N_{\text{наг.сер.}} = 0,5–1,5$ м) протягом усього періоду практично не змінювався. Лише через 13 років після пожежі найкраще відновилося насадження на ППП 6 з

висотою нагару до 0,5 м. Так, I_c на цій ППП знизився до рівня «ослаблені» насадження ($I_c = 2,28$) (рис. 6).

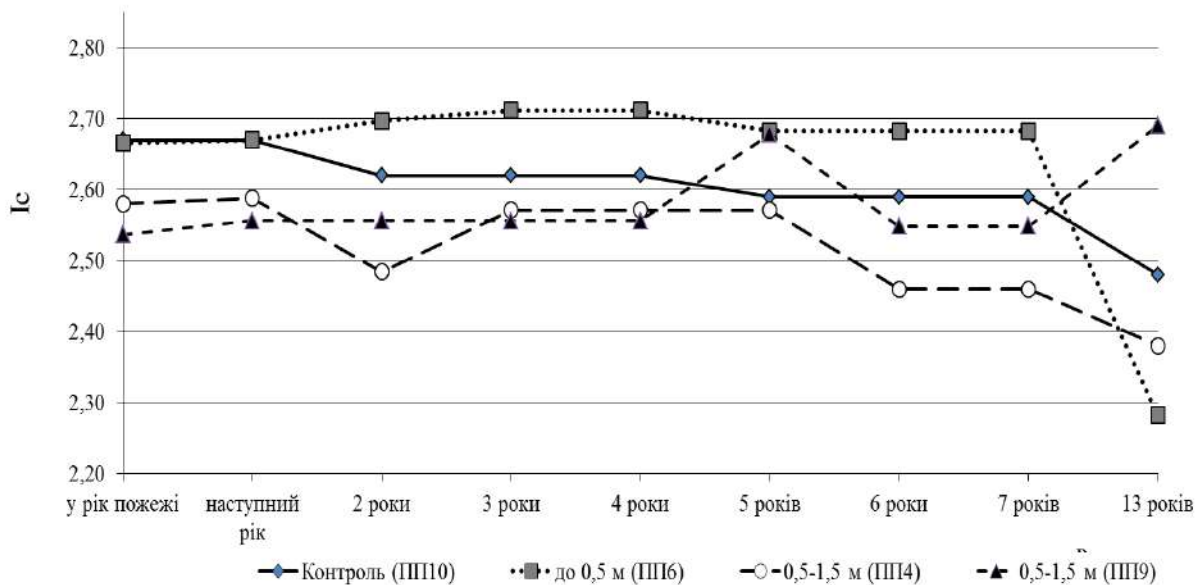


Рис. 6 – Багаторічна динаміка індексу стану деревостану за різної висоти нагару в середньовікових сосняках, пошкоджених літніми низовими пожежами в ТЛУ В₂

Таке покращення стану деревостану навіть лісів, пошкоджених низовими пожежами більшої інтенсивності, пов'язана зі втратою частини деревостану за такий тривалий період. Так, фактично на всіх ППП густота дерев через 13 років після пожежі зменшилася на 2–15 % (табл. 4).

Таблиця 4

Динаміка густоти в середньовікових сосняках, пошкоджених весняними та літніми низовими пожежами

$H_{\text{наг.ср.}}, \text{ м}$	№ ППП	Кількість дерев, шт./ га									Різниця між 1 та 13 роками, %
		у рік пожежі	на наступний рік	2 роки	3 роки	4 роки	5 років	6 років	7 років	13 років	
Весняні пожежі											
До 0,5	7	400	400	400	400	400	400	392	392	392	2
0,5–1,5	13	400	399	399	400	400	400	400	400	392	2
	14	425	425	425	425	425	425	425	425	425	0
Понад 1,5	8	678	678	678	678	678	678	645	5
Літні пожежі											
До 0,5	6	673	673	673	673	673	673	673	673	613	9
0,5–1,5	4	711	701	700	700	700	700	700	700	667	6
	9	693	692	692	692	692	692	680	680	590	15
Понад 1,5	Зрубано повністю або частково в перші роки після пожеж або протягом наступних п'яти років										
Контроль	10	600	600	600	600	600	600	600	600	585	2

Особливо суттєві відміни (від 6 до 15 %) характерні для насаджень після літніх пожеж, хоча й на контролі за такий період густота зменшилася на 2 %, тобто чітко простежується процес природного відпаду.

Висновки. У зеленій зоні міста Харків виявлено урочища сосняків зі значним перевищенням середніх частоти та площі пожеж, які становлять значну пірологічну небезпеку й потребують максимальної уваги.

Після літніх пожеж стан пірогенно пошкоджених сосняків упродовж 13-річного періоду покращувався довше, а кількість сухоостою хоча й була незначною (до 4–5 % від загальної кількості дерев), але в 2–3 рази перевищувала таку в насадженнях, пошкоджених весняними пожежами. На відміну від насаджень, пошкоджених весняними пожежами, після літніх пожеж свіжий сухостій з'являвся навіть через 5–13 років після пошкодження вогнем.

Негативні наслідки впливу низових пожеж низької (з висотою нагару до 0,5 м) та середньої (висота нагару 0,5–1,5 м) інтенсивності виявляються насамперед в ослабленні середньовікових сосняків вже в рік пожежі. У наступні роки інтенсивність ослаблення знижується, але триває часткове всихання дерев. Після сильних літніх низових пожеж (з висотою нагару понад 1,5 м), коли значна частина дерев всихає вже в перший рік після пошкодження, стан насаджень погіршився на всіх ППП, причому навіть через 13 років після пожежі він не відновився повністю, і насадження не стали «здоровими».

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

- Balabukh, V. O. and Zibtsev, S. V.* 2016. The impact of climate change on the number and area of forest fires in the North Black Sea region of Ukraine. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, 18: 60–71 (in Ukrainian).
- Doerr, S. H. and Santín, C.* 2016. Global trends in wildfire and its impacts: perceptions versus realities in a changing world. *Phil. Trans. R. Soc.*, B 371: 20150345. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0345>
- Gorshenin, N. M., Dichenkov, N. A., Shvidenko, A. I.* 1981. *Forest Pyrology*. Lviv, Vishcha Shkola, 160 p. (in Russian).
- Kelly, R., Chipma, M. L., Higuera P. E. et al.* 2013. Recent burning of boreal forests exceeds fire regime limits of the past 1000 years. *P. Natl. Acad. Sci. USA*, 110: 13055–13060.
- Kovaleva, N. M. and Ivanova, G. A.* 2013. Restoration of living ground cover to the initial stage of pyrogenic succession. *Siberian Ecological Journal*, 2: 203–213 (in Russian).
- Lakin, G. F.* 1990. *Biometry*. Moscow, Vyshaya Shkola, 351 p. (in Russian)
- Melnyk, Ye. Ye.* 2019. Ground fires in the forests of the forest-steppe part of Kharkiv Region and their effects on middle-aged pine stands. Extended abstract of PhD dissertation. Kharkiv, 23 p. (in Ukrainian).
- Shcheglova, E. G.* 2013. The effect of weather conditions on fires of natural objects. *OSU bulletin*, 10 (146): 15–20 (in Russian).
- Sydorenko, S. G.* 2017. Postpyrogenic growth of Scots pine stands in the Left-bank Forest-Steppe of Ukraine. Extended abstract of PhD dissertation. Kharkiv, 21 p. (in Ukrainian).
- State Forest Resources Agency of Ukraine. 2021. [Electronic resource]. Available at: <https://fire.ukrforest.com/fires-public/index> (accessed 01.11.2021) (in Ukrainian).
- Statista fire in Forest Turkey: wildfire area burned 2021. [Electronic resource]. Available at: <https://www.statista.com/statistics/1264713/area-burned-by-wildfire-in-turkey/> (accessed 01.11.2021).
- Tedim, F., Xanthopoulos, G., Leone, V.* 2015. Forest Fires in Europe: Facts and Challenges. In: *Wildfire Hazards, Risks and disasters*. Douglas Paton (Ed.). Chapter: 5. Elsevier, p. 77–99. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-410434-1.00005-1>.
- Voron, V. P. and Melnyk, Ye. Ye.* 2019. Tendencies of fire development in the Ukraine. *Forestry and Forest Melioration*, 134: 78–87 (in Ukrainian).
- Voron, V. P., Bondaruk, M. A., Koval, I. M., Tselishchev, O. G.* 2011. Recommendations for a comprehensive assessment of the sustainability of recreational and health forests, organization of their monitoring and optimization of recreational forest use in them. In: *Monitoring and increasing the resilience of anthropogenically disturbed forests: collection of recommendations of URIFFM*. Kharkiv, Nove Slovo, p. 10–112 (in Ukrainian).
- Voron, V. P., Koval, I. M., Sydorenko, S. G., Melnyk, Ye. Ye., Tkach, O. M., Borysenko, V. G., Tymoshchuk, I. V., and Bologov, O. Yu.* 2021. Pyrogenic transformation of pine stands in Ukraine. Kharkiv, Planeta-Print, 286 p. (in Ukrainian).
- Vorobyov, D. V.* 1967. *Methods of forest typology research*. Kyiv, Urozhay, 388 p. (in Russian).
- World Fire Statistics. 2020. [Electronic resource]. CTIF Report. 67 p. Available at: https://www.ctif.org/sites/default/files/2020-06/CTIF_Report25.pdf (accessed 01.11.2021).

Voron V. P., Melnyk Ye. Ye., Sydorenko S. H.

HEALTH CONDITION DYNAMICS IN FIRE-DAMAGED PINE STANDS OF THE KHARKIV CITY GREEN BELT

Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky

The article analyses the tendencies of forest fires in the Kharkiv green belt for 2002–2021 and their localization at separate forest units in Zhovneve State Forest Enterprise as well as forest site conditions and pine stands characteristics. The authors made long-term studies (up to 13 years) of changes in the health condition of damaged pine stands after surface fires of different intensity, taking into account the season of the year. The changes in the health condition of different damaged stands were compared. The sampling plots for the research were selected taking into account changes in the condition and number of trees as a result of post-fire and natural tree mortality. The influence of such factors as anthropogenic impact, sanitary felling, repeated fires, insects and phytopathogens infestation on tree mortality has been established. These data were used to determine changes in pine stands after surface fires of different intensity and seasons of occurrence, as well as to predict further growth and development of such stands. It has been established that although the condition of the pines has improved somewhat, they have not fully recovered even 13 years after the fire.

К e y w o r d s : forest fire, char height, health condition index, stand health, number of trees.

E-mail: 52corvus@gmail.com; Wudckij@bigmir.net; serhii88sido@gmail.com

Одержано редколегією 15.11.2021



В. П. ВОРОН, Є. Є. МЕЛЬНИК, С. Г. СИДОРЕНКО, І. М. КОВАЛЬ, С. В. СИДОРЕНКО
СУКЦЕСІЇ ТРАВ'ЯНОГО ПОКРИВУ В ПРОГЕННО ПОШКОДЖЕНИХ
СОСНОВИХ ФІТОЦЕНОЗАХ ЛІСОСТЕПОВОЇ ЧАСТИНИ ХАРКІВЩИНИ

Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

Наведено результати дослідження зміни трав'яно-чагарникового ярусу в середньовікових сосняках лісостепової частині Харківщини, пошкоджених низовими пожежами різної інтенсивності. Дослідження проводили на 23 постійних пробних площах, закладених у сосняках у типі лісу В₂ДС. Для детального аналізу змін після низових пожеж проаналізовано динаміку видового складу та проєктивного покриття надґрунтового покриву. На основі розробленого Я. П. Дідухом методу фітоіндикації екологічних факторів за уніфікованими шкалами екологічних амплітуд видів флори України оцінено світловий режим і властивості ґрунтів у насадженнях, які зазнали порушень після лісових пожеж. Виявлено, що зміни в надґрунтовому покриві залежать від інтенсивності пожежі та пори року, коли сталося пошкодження. Формування живого надґрунтового покриву відбувається через утворення пагонів із бруньок лучних видів рослин, що збереглися після пожежі, і самосів бур'янів та інвазійних видів. Суттєвих змін більшості екологічних та едафічних факторів після пожеж та у подальші роки в соснових фітоценозах не сталося. Лише рівень освітлення помітно збільшувався вже в рік пошкодження, що пов'язане зі зрідженням деревного намету.

Ключові слова: *Pinus sylvestris* L., живий надґрунтовий покрив, фітоіндикація, постпірогенні зміни, властивості ґрунтів, екогрупи.

Вступ. Лісові пожежі призводять до значних змін як окремих складових лісової екосистеми, так і рослинних угруповань загалом (Gumenyuk 2016, Piskareva et al. 2019, Voron et al. 2019). Унаслідок пожежі знищуються надґрунтовий покрив, підріст і підлісок, сильно пошкоджуються кореневі системи (Gumenyuk 2016, Voron & Melnyk 2019).

Після пожежі змінюються також умови існування рослин. Попіл здатний суттєво підлужити ґрунт (Voron et al. 2021), що змінить його фізико-хімічні й біологічні властивості (Plyuchev et al. 2011, Gumenyuk 2016, Piskareva et al. 2019, Voron et al. 2019).

Унаслідок усихання дерев і зрідження деревостанів збільшується кількість світла, що надходить під намет насадження (Voron et al. 2021). Згорання підстилки створює сприятливі умови для проростання насіння рослин. У попередніх дослідженнях (Voron & Melnyk 2016) виявлено, що в середньовікових соснових лісах Лісостепу розвиток трав'яного покриву змінюється подібним чином. У перші два-три роки після пошкодження вогнем у живому надґрунтовому покриві майже зникають лісові види й повністю домінує рудеральна рослинність (бур'яни), яку потім замінюють (на четвертий рік) кореневищні злаки.

Аналіз змін у лісових екосистемах можливий шляхом застосування методів фітоіндикації (Didukh 2012, Bondaruk & Tselishchev 2015, 2018). Зокрема, їхнє застосування дає змогу визначити як зміни кліматичних (терморезиму, континентальності), едафічних (сольового, кислотного та водного режимів ґрунту), так і ценотичних (життєвих форм – біоморф та екоморф) факторів (Didukh & Plyuta 1994). Такі фітоіндикаційні шкали широко застосовують під час досліджень змін екологічних режимів місцезростань, ординації рослинності, екологічного картування в різних регіонах України (Didukh & Plyuta 1994, Didukh 2012, Bondaruk & Tselishchev 2015, 2018, Guidelines 2019).

Врахування особливостей відновлення лісових фітоценозів, включно із живим надґрунтовим покривом, може допомогти під час планування післяпожежних заходів.

Метою досліджень було вивчення впливу низових пожеж на розвиток трав'яно-чагарникового ярусу в соснових лісостанах, а також фітоіндикаційне оцінювання досліджуваних лісових фітоценозів.

Матеріали і методи. Об'єкт досліджень – живий надґрунтовий покрив (ЖНП) у пірогенно пошкоджених соснових лісостанах на Харківщині (Васищевське та Бабаївське лісництва ДП «Жовтневе ЛГ»). Соснові насадження були пошкоджені низовими пожежами

різної інтенсивності у різні пори року. Усі 23 постійні пробні площі (ППП) розміром від 0,1 до 0,3 га закладено в умовах свіжого дубово-соснового субору (В₂ДС).

Підбір і закладання ППП проводили з використанням Методичних рекомендацій з моніторингу лісів (Methodical recommendations 2008). Тип лісорослинних умов, тип лісу та тип деревостану визначали за класифікацією П. С. Погребняка та Д. В. Воробйова (Vorobyov 1967, Pogrebnyak 1993). Складання переліку видів, які входили до складу живого надґрунтового покриву, оцінювання їхнього проективного покриття (%) проводили на 20–30 облікових ділянках розміром 1 × 1 м у межах кожної ППП згідно з методикою Д. В. Воробйова (Vorobyov 1967). Назви видів уточнено за ботанічним визначником (Dobrochaeva et al. 1987).

Проаналізовано розподіл видів за біоморфами згідно з тривалістю життєвого циклу (Tsyganov 1983) та ценоморфами (Didukh 2012).

Стан дерев оцінювали згідно з рекомендаціями, розробленими лабораторією екології лісу УкрНДЦЛГА (Voron et al. 2011, 2021). Індекс стану деревостану розраховували як середньозважене значення категорій стану дерев. Для діагностики інтенсивності пошкодження стовбурів вогнем та інтенсивності низової пожежі використовували показник середньої висоти нагару.

Зміни екологічних факторів лісових екосистем, а саме: гідрології (Hd), кислотності (Rc), мінералізованості (Sl), вмісту карбонатів (Ca), розчинних форм азоту (Nt), аерації ґрунтів (Ae) та освітленості (Lc) ділянок оцінено відповідно до методики Я. П. Дідуха (Didukh 2012). Кількісний індекс для фітоценозу γ розраховували в балах на основі градації середніх індексів рясності-покриття всіх інформативних видів за формулою (1):

$$\gamma = \frac{k_1x_1+k_2x_2+\dots+k_nx_n}{k_1+k_2+\dots+k_n} \quad (1)$$

де x_1, \dots, x_n – середні значення амплітуд толерантності видів (шкала Я. П. Дідуха);

k_1, \dots, k_n – проективне покриття (%);

n – кількість інформативних видів у дослідженні.

Згаданий індекс є середнім значенням оцінок екологічних режимів (гігрофону, ацидофону, галофону, карбонатифону та нітрофону). Переведення балових оцінок режимів у відповідні абсолютні величини здійснено за Я. П. Дідухом і П. Г. Плютою (Didukh & Plyuta 1994).

Для оцінювання показників факторів середовища нами використано спеціальні шкали: щодо ценотичних факторів – шкалу освітленості (геліорежиму, Lc) та аерації (Ae). Щодо едафічних показників використано показники зволоженості ґрунту (Hd), кислотного режиму (Rc), сольового режиму (Sl), вмісту карбонатних солей (Ca) та вмісту засвоюваних форм азоту (Nt).

Результати та обговорення. Досліджувані деревостани – середньовікові сосняки (55–68 років), що характеризуються I класом бонітету та дещо різняться за повнотою – від 0,66 до 0,96 (табл. 1). ППП об'єднано в групи з подібною середньою висотою нагару на стовбурах та з однаковим сезоном пожежі. Для груп визначено динаміку живого надґрунтового покриву, розподіл видів за біоморфами та екоморфами.

За результатами проведеного комплексу геоботанічних досліджень виявлено 57 видів рослин, які належать до 23 родин. Найпоширенішими видами є злинка канадська (*Erigeron canadensis* L.), куничник наземний (*Calamagrostis epigeios* L.), латук дикий (*Lactuca serriola* L.), зіновать руська (*Chamaecytisus ruthenicus* Klask.) (рис. 1) і ще декілька видів, які часто трапляються в групі «інші види» – це скереда покривельна (*Crepis tectorum* L.) та тонколучник однорічний (*Erigeron annuus* L.).

Після низових пожеж влітку живий надґрунтовий покрив у рік пошкодження вогнем протягом вегетаційного періоду відсутній.

Характеристика сосняків на ППП у рік закладання

Група за висотою нагару	Пора року, коли сталася пожежа	Лісництво-№ ППП	Висота нагару, м	Індекс стану	Повнота
>1,5 м	Весна	В-3	2,88	2,93	0,75
		В-2	3,45	2,73	0,66
		В-16	2,61	2,85	0,83
		В-17	2,78	3,19	0,81
	Літо	Б-2	1,76	3,17	0,93
		Б-3	3,76	4,04	0,89
		Б-4	4,50	4,94	0,86
		В-11	3,67	5,22	0,66
0,5–1,5 м	Весна	В-1	0,79	2,67	0,80
		Б-1	0,61	3,05	0,86
		В-14	1,00	2,75	0,80
		В-13	1,30	2,48	0,66
		В-15	1,50	2,67	0,82
	Літо	В-8	1,03	2,67	0,93
		В-4	1,01	2,64	0,95
		В-5	0,97	2,54	0,96
		Б-6	1,01	2,47	0,83
		Б-7	0,91	2,45	0,91
до 0,5 м	Весна	В-7	0,36	3,19	0,71
	Літо	Б-5	0,15	2,58	0,91
		В-6	0,31	2,72	0,90
		В-9	0,51	2,79	0,96
Контроль		В-10	–	2,10	0,90

*Позначення лісництв: В – Васищевське; Б – Бабаївське.

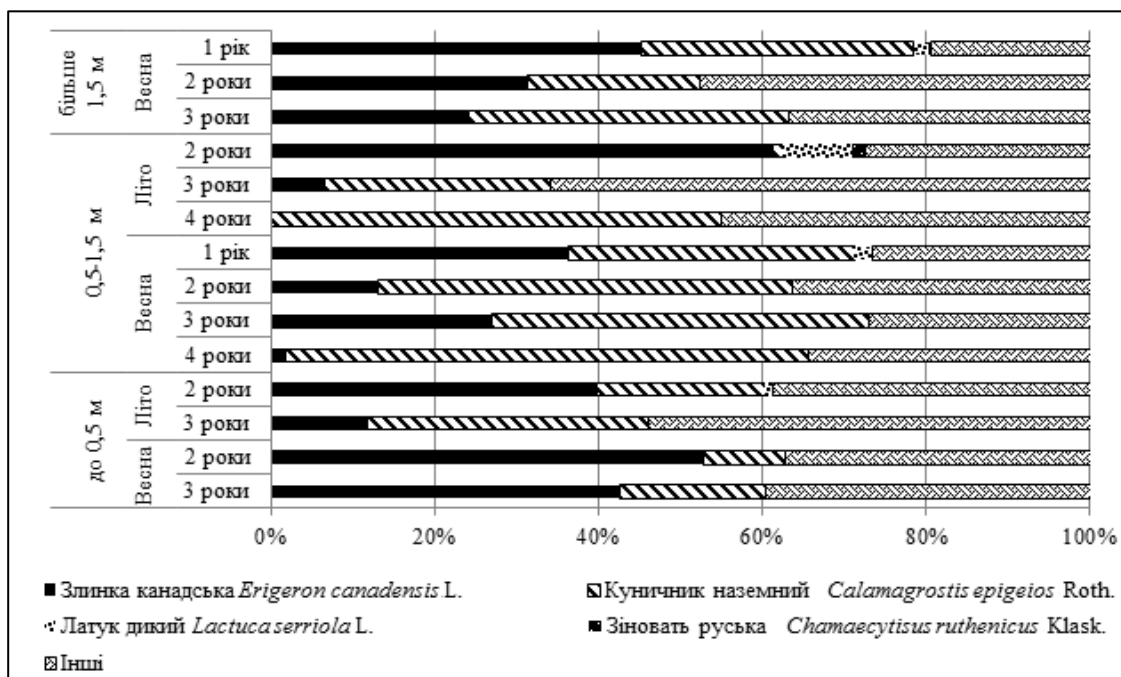


Рис. 1 – Динаміка розподілу проективного покриття видів рослин трав'яно-чагарникового ярусу

Активний розвиток рослин відбувався лише в наступні роки. На другий рік загальне проективне покриття *Erigeron canadensis* L. становило 40–61%. Водночас на третій і

четвертий роки у живому надґрунтовому покриві почав домінувати *Calamagrostis epigeios* L. (від 27 до 46 %). Через значні зміни умов освітленості, які викликані зрідженням деревного намету внаслідок всихання та дефоліації окремих дерев у насадженні, з'явилися куртини травостою, представлені *Crepis tectorum* L., *Lactuca serriola* L., *Poa nemoralis* L. тощо. Поодинокі траплялися *Chamaenerion angustifolium* L., *Solidago virgaurea* L., *Dianthus deltoides* L.. Відмінності в кількісних та якісних характеристиках видового складу живого надґрунтового покриву визначаються тривалістю післяпірогенного розвитку насадження (кількістю років після пожежі) та інтенсивністю пошкодження.

У рік пошкодження вогнем та наступного року переважали одно-дворічні рослини, основну частку яких становили *Erigeron canadensis* L., *Erigeron annuus* L., *Crepis tectorum* L. (рис. 2). Лише на четвертий рік після пожежі починають домінувати багаторічні види (до 98 %). Причиною цього є те, що зімкненість намету зменшується і, як наслідок, потрапляє більше світла, що, зі свого боку, стимулює розвиток надґрунтового покриву, зокрема злакової рослинності.

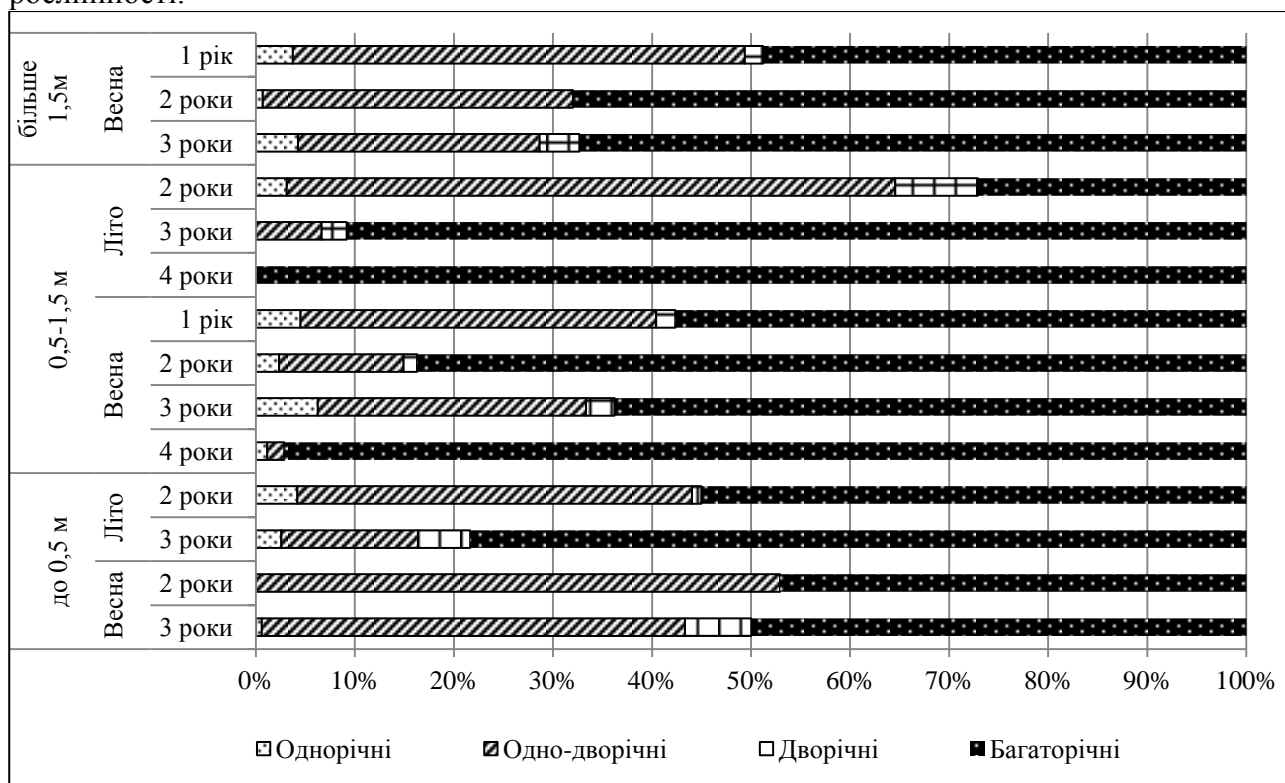


Рис. 2 – Динаміка розподілу проєктивного покриття трав'яно-чагарникового ярусу за біоморфами

За результатами аналізу розподілу видів за екоморфами виявлено кілька особливостей. Так, відразу після пошкодження вогнем навесні на всіх ділянках майже не трапляються лісові види (до 9 %). У рік пожежі відновлення трав'яно-чагарникового ярусу відбувається переважно через утворення пагонів із бруньок збережених після дії вогню лучних видів і бур'янів *Calamagrostis epigeios* L., *Chamaecytisus ruthenicus* Klask., *Carex dioica* L. (рис. 3). Тобто після проходження низової пожежі навесні вже у перші роки відбувається інтенсивне розповсюдження саме рудеральної рослинності (див. рис. 1, 3). Це зумовлене як значною чисельністю злаків, які зберегли життєздатність, так і агресивним заселенням ділянки новими видами (*Erigeron canadensis* L., *Erigeron annuus* L.).

На другий рік після низових пожеж влітку бур'яни взагалі домінують (до 74 %). Окрім вже наведених вище домінантних видів досить розповсюдженим є латук дикий (*Lactuca serriola* Torner L.).

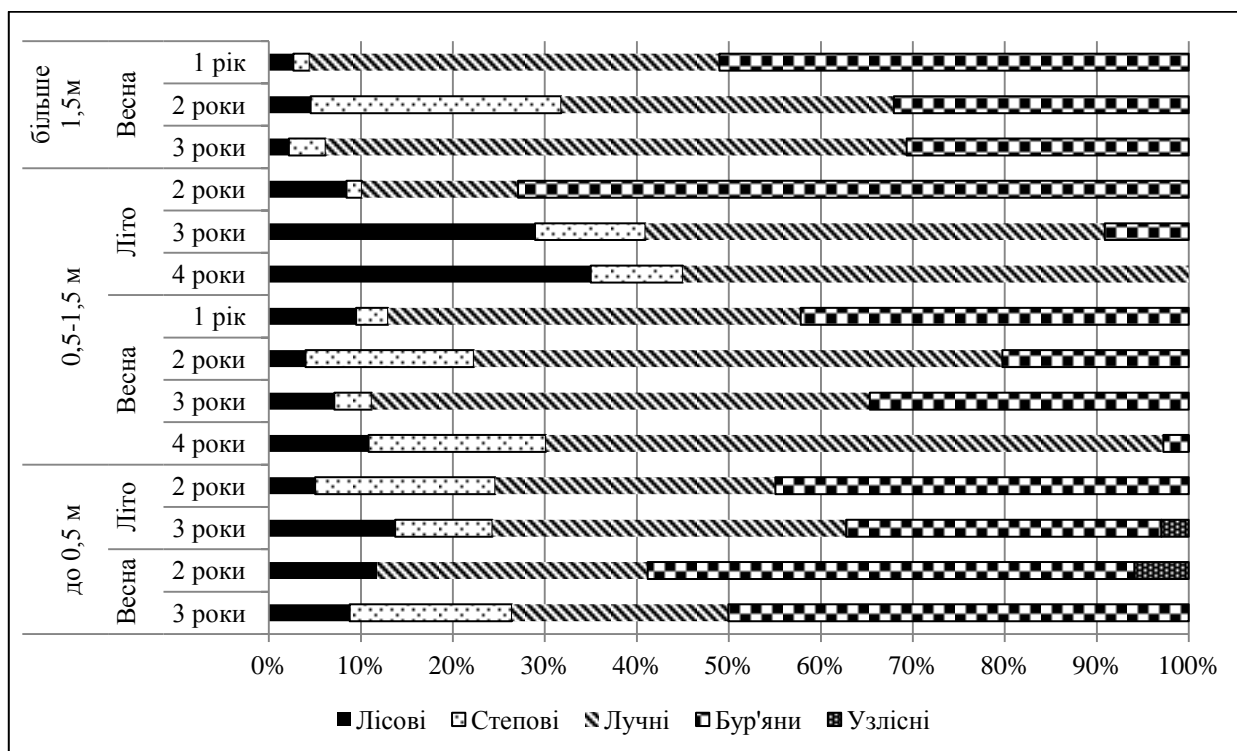


Рис. 3 – Динаміка розподілу проєктивного покриття трав'яно-чагарникового ярусу за екоморфами

На третій рік поширення бур'янів помітно зменшується, а через чотири роки після пожежі як навесні, так і влітку вони практично повністю зникають зі складу живого надгрунтового покриття. Саме в цей період збільшується кількість лісових видів, причому після пожеж улітку їхня частка є найбільшою (до 35 %). Лісові види представлені цмином пісковим (*Helichrysum arenarium* L.), кострицею овчею (*Festuca ovina* L.), іван-чаєм звичайним (*Epilobium angustifolium* L.), смовддю гірською (*Peucedanum oreoselinum* L.). Дуже великою при цьому залишається частка лучних видів (54–67 %).

Лучні види є типовими представниками у складі травостоїв усіх груп ППП, їхня частка підвищується від 17 до 67 % упродовж 4-річного післяпожежного періоду (див. рис. 3).

Степові види практично відсутні в перший рік після пожеж навесні, тобто вони трапляються поодинокі. Основний із них – це *Chamaecytisus ruthenicus* Klask. Переважно степанти масово з'являються через два й більше років як після пожеж навесні, так і влітку, саме в час, коли деревостан стає суттєво зрідженим, що є необхідною умовою їхнього розвитку.

Частка узлісних видів є мінімальною (від 0,1 до 6 %), зокрема це дзвоники персиколісті (*Campanula persicifolia* L.).

Серед екологічних факторів середовища показник освітленості L_c досліджуваних територій помітно відрізнявся від значення на контролі, яке в рік пожежі становило 6,3 бала, у наступний – 6,9 бала, а через 2–4 роки після пошкодження зросло до 7,2–7,5 бала, що можна пояснити як погіршенням стану дерев, так і частковим їхнім усиханням. Для усіх післяпожежних періодів дані були подібними (табл. 2).

Аерація (A_e) – процес, який сприяє швидкому окисненню речовин, визначає характер ґрунтоутворення, склад і розвиток мікрофлори та зумовлює поширення багатьох видів рослин (Didukh 2012, Guidelines 2019). Значення цього показника на пошкоджених вогнем ділянках становили 5,5–6,0 бала і дещо поступалися контролю (6,5 та 6,6 бала) (див. табл. 2). Водночас усі представлені рослини належать до екогрупи субарофіли (ті, що займають значно аеровані ґрунти зі включенням піску, з незначним або помірним промочуванням кореневмісного шару ґрунту опадами й талими водами ($A_e = 80...85\%$)).

Фітоіндикаційна оцінка екологічних факторів пірогенно пошкоджених сосняків

Пора року, коли сталася пожежа	Період після пожежі, років	Lc	Ae	Hd	Rc	Sl	Ca	Nt
Весна	2	7,5	5,7	10,2	7,5	7,2	6,3	5,3
	3	7,5	5,9	10,9	7,3	6,9	5,7	5,2
	4	7,4	5,5	10,4	7,4	7,5	5,9	5,6
Літо	2	7,2	5,8	10,5	7,5	7,5	5,9	5,6
	3	7,4	5,8	10,2	7,7	7,5	6,1	5,5
	4	7,2	6,0	10,3	7,8	7,6	6,2	5,5
Контроль	1	6,3	6,6	11,4	7,5	7,3	6,6	5,6
	2	6,9	6,5	10,9	7,7	7,6	6,0	5,5

Примітка. Lc – освітленість ценозу, Ae – аерація ґрунту, Hd – зволоження ґрунту, Rc – кислотність, Sl – сольовий режим, Ca – вміст карбонатів, Nt – вміст мінерального азоту.

Одним із найважливіших екологічних факторів є водний режим ґрунту (Didukh 2012, Guidelines 2019). Режим вологості ґрунту (Hd) лісових фітоценозів у межах досліджуваних територій (див. табл. 2) варіює від 10,2 до 10,9 бала, тобто є проміжним між субмезофітним (поширені в сухуватих лісо-лучних фітоценозах із помірним промочуванням кореневмісного шару ґрунту опадами й талими водами (WPP = 75...90 мм)) і мезофітним (характерні для свіжих лісо-лучних фітоценозів із повним промочуванням кореневмісного шару ґрунту опадами й талими водами (WPP = 100...145 мм.)). На контролі показники були дещо вищими (11,4 та 10,9 бала), що відповідає екогрупі мезофіти.

Режим мінералізованості, який визначається вмістом солей (карбонатів, сульфатів, хлоридів), є дуже важливою характеристикою ґрунту, оскільки впливає на різні процеси ґрунтоутворення. Весь спектр умов мінералізованості ґрунтів (Sl) лісових фітоценозів перебуває в межах від 6,9 до 7,6 бала, тобто від мезотрофів (рослини ростуть на небагатих на солі ґрунтах (0,0095–0,015%)) до семіевтрофів (ростуть на збагачених на солі ґрунтах). Більшість показників знаходяться на рівні з контролем (7,3 та 7,6 бала).

Наші попередні дослідження постпірогенних змін ґрунтів соснових насаджень Полісся показали, що після пожежі рН попелу підстилки завдяки високому вмісту лужних металів досягав 8,63, тобто надходження попелу до ґрунту спричиняло зростання рН верхнього гумусового горизонту (Voron et al. 2019). Водночас оскільки таке внесення було одноразовим, то надалі після дощів реакція ґрунтів поверталася до природного екстремально кислого рівня. Подібні тенденції відзначали й в інших природних зонах України. Тобто зміни відбуваються лише у перший рік після пожежі, у наступні роки, під час подальшого розвитку травостою, значення більшості показників знижуються до природного (нормального) рівня.

За даними фітоіндикаційного аналізу кислотний режим ґрунтів (Rc) досліджуваних фітоценозів, пошкоджених вогнем, був подібним до контролю (див. табл. 2). В усіх випадках зафіксовано значення від 7,3 до 7,8 бала, які характерні для рослин групи субацидофілів, що трапляються на дерново-підзолистих ґрунтах під сосновими лісами (рН = 5,5–6,5).

Вміст карбонатів у ґрунті (Ca) є однією з найважливіших складових, на яку чутливо реагують рослини (Didukh 2012, Guidelines 2019). Виявлено, що в ґрунтах лісових фітоценозів у межах досліджуваних ППП значення вмісту карбонатів були ідентичними. Усі рослини належать до екогрупи гемікарбонатобів, тобто тих, що уникають карбонатних субстратів, ростуть на підзолистих, лучних, глеєвих ґрунтах, де є лише сліди карбонатів. Лише в діапазоні показників у пошкоджених вогнем фітоценозах значення (від 5,7 до 6,3 бала) дещо поступаються контролю (6,0–6,6 бала) (див. табл. 2).

За показником умісту мінерального азоту (Nt) ППП суттєво не різняться (від 5,2 до 5,6 бала), тобто рослини належать до екогрупи гемінітрофілів – таких, що ростуть на середньо забезпечених мінеральним азотом ґрунтах (0,2–0,3%). Хоча на пошкоджених ділянках у деяких випадках значення показника були дещо меншими, ніж на контролі (5,5 та 5,6 бала), проте значної різниці не слід було очікувати, оскільки ці ґрунти взагалі мало забезпечені азотом, а після згорання підстилки утворюються переважно легкорозчинні його форми, які доволі швидко вимиває дощова вода.

Висновки. Зміни в структурі ценозу надґрунтового покриву пірогенно пошкоджених соснових насаджень залежать від інтенсивності пожежі та пори року, коли вона сталася. Якщо пожежа відбулася до початку вегетації активне заселення ділянки трав'яними рослинами відбувається вже в рік пошкодження вогнем, на відміну від випадків виникнення низових пожеж у літній період. Живий надґрунтовий покрив після пожежі формується переважно через утворення пагонів із бруньок уцілілих лучних видів рослин (*Calamagrostis epigeios* L.), а також завдяки самосіву бур'янів (*Lactuca serriola* L., *Crepis tectorum* L.) та інвазійних видів, які здатні дуже швидко заселяти нові території, особливо *Erigeron canadensis* L. Завдяки цим видам у рік пошкодження вогнем та наступного року після пожежі домінують одно-дворічні рослини.

Після знищення надґрунтового покриву пожежею лісові види в перші роки майже відсутні та до трьох років трапляються у мінімальній кількості. Лише на четвертий рік після пожежі відбувається значне зниження частки бур'янів і збільшення частки лісових видів (*Festuca ovina* L., *Chamaerion angustifolium* (L.) Holub. тощо), тоді як частка лучних видів майже не змінюється.

Суттєвих змін більшості екологічних та едафічних факторів після пожежі та в подальші роки в соснових лісостанах не відбувається. Лише рівень освітлення помітно збільшується з першого року після пошкодження вогнем, що пов'язане зі зрідженням деревного намету.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

- Bondaruk, M. A. and Tselishchev, O. G. 2015. Phytindication of climatic regimes of forest ecosystems ecotopes for Middle-Russian forest-steppe forestry district of Ukraine. *Forestry and Forest Melioration*, 127: 144–153 (in Ukrainian).
- Bondaruk, M. A. and Tselishchev, O. G. 2018. Phytindication of edaphic regimes of forest ecosystem ecotopes for Dnipro Left-Bank Forest-steppe forestry district of Ukraine. *Forestry and Forest Melioration*, 132: 94–104 (in Ukrainian).
- Didukh, Ya. P. 2012. Fundamentals of bioindication. Kyiv, Naukova Dumka, 344 p. (in Ukrainian).
- Didukh, Ya. P. and Plyuta, P. G. 1994. Phytoindication of environmental factors. Kyiv, Naukova Dumka, 280 p. (in Ukrainian).
- Dobrochaeva, D. N., Kotov, M. I., Prokudin, Yu. N. 1987. Keys to higher plants of Ukraine. Kyiv, Naukova dumka, 545 p. (in Russian).
- Ilyichev, Yu. N., Ignatiev, L. A., Artymuk, S. Yu. 2011. Influence of fires and clearing on the ecological factors for natural regeneration of the forest. *Contemporary Problems of Ecology [Sibirskiy Ekologicheskii Zhurnal]*, 6: 861–869. (in Russian).
- Guidelines for assessing the impact of climate change on forests, analysis of phytodiversity and ecological regimes according to forest monitoring. 2019. Buksha I.F. (Ed.). Kharkiv, URIFFM, 95 p. (in Ukrainian).
- Gumenyuk, V. V. 2016. Postfire Scots pine forests restoration of The Poliskiy Nature. Extended abstract of PhD thesis. Kyiv, 24 p. (in Ukrainian)
- Methodical recommendations for forest monitoring in Ukraine Level I. 2008. Buksha, I. F. (Ed.). Kharkiv, URIFFM, 47 p. (in Ukrainian).
- Piskareva, V. M., Koshovskiy, T. S., Bisikalova, E. A., Gennadiyev, A. N., Belik, A. D. 2019. Impact of wildfires on soil properties in the Leopard's Land National Park (Primorsky Krai). *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 5, Geografiya*, (3): 11–24 (in Russian).
- Pogrebnyak, P. S. 1993. Forest ecology and typology of forests. Kyiv, Naukova Dumka, 496 p. (in Ukrainian)
- Tsyganov, D. N. 1983. Phytoindication of regimes in the subzone of coniferous and broad-leaved forests. Moscow, Nauka, 196 p. (in Russian).
- Vorobyov, D. V. 1967. Methods of forest typology research. Kyiv, Urozhay, 388 p. (in Russian).
- Voron, V. P. and Melnyk, Ye. Ye. 2016. Peculiarities of postcatastrophic pyrogenic dynamics of the living ground cover in the forest-steppe pine phytocoenosis of Ukraine. *Forestry and Forest Melioration*, 128: 114–121 (in Ukrainian).

Voron, V. P., Bondaruk, M. A., Koval, I. M., Tselishchev, O. G. 2011. Recommendations for a comprehensive assessment of the sustainability of recreational and healthy forests, organization of their monitoring, and optimization of recreational forest use in them. In: Monitoring and increasing the resilience of anthropogenically disturbed forests: a collection of recommendations of URIFFM. Kharkiv, Nove Slovo, p. 10–112 (in Ukrainian).

Voron, V. P., Melnyk, Ye. Ye., Ivanicheva, Ye. V., Timoshchuk, I. V., Tkach, O. M. 2019. Post-fire changes in the soil of pine stands. *Forestry and Forest Melioration*, 135: 130–139 (in Ukrainian).

Voron, V. P., Koval, I. M., Sydorenko S. G., Melnyk, Ye. Ye., Tkach, O. M., Borysenko, V. G., Tymoshchuk, I. V., Bologov, O. Yu. 2021. The pyrogenic transformation of pine stands in Ukraine. Kharkiv, Planet-Print, 286 p. (in Ukrainian).

Voron V. P., Melnyk Ye. Ye., Sydorenko S. G., Koval I. M., Sydorenko S. V.

GRASS COVER SUCCESSIONS IN THE FIRE-DAMAGED PINE PHYTOCOENOSES IN THE FOREST-STEPPE PART OF KHARKIV REGION

Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky

The article presents changes in grass cover in the pine stands damaged by surface fires with different fire intensity in the forest-steppe part of Kharkiv region. For the study, 23 permanent sample plots were established in middle-aged pine stands. The species composition, ecomorphic and biomorphic structures of the above-ground cover were compared for a detailed analysis of changes after surface fires. Ecological amplitudes were estimated based on the phytoindication method of ecological factors developed by Didukh with the use of unified scales for the Ukrainian flora species. The light regime and trophic properties of soils caused by fire disturbance were investigated. It was found that changes in the soil cover in fire-damaged pine stands depend on the fire intensity and fire season. The living above-ground cover developed through the formation of shoots from the buds of meadow species, which had survived after the fire, and through the self-sowing of weeds and invasive species. Significant changes in most environmental factors were not observed after the fires and in subsequent years in forest ecosystems. Only the light availability has increased noticeably during the first year, due to the tree canopy thinning.

Key words: *Pinus sylvestris* L., living ground cover, phytoindication, post-fire changes, soil property, ecological groups.

E-mail: 52corvus@gmail.com; Wudckij@bigmir.net; serhii88sido@gmail.com; koval_iryana@ukr.net; sidorenko_svit@ukr.net

Одержано редколегією 25.11.2021



А. В. КЛИМЕНКО

**ВІКОВІ ДЕРЕВА ЖИТЛОВИХ МАСИВІВ КИЄВА
ЯК ЗАЛИШКИ КОЛИШНИХ СОСНОВИХ ЛІСІВ**

Національний ботанічний сад імені М. М. Гришка НАН України

Метою досліджень було виявлення вікових дерев сосни звичайної на території Дніпровського району для внесення до додаткових реєстрів-довідників об'єктів природної спадщини в Києві. На території, де проводили дослідження, залишилося 258 вікових і майже 100-річних дерев сосни звичайної (середня висота 18–20 м, стан задовільний). Запропоновано надати особливий охоронний статус віковим соснам як об'єктам природної спадщини та внести їх до реєстрів-довідників охорони вікових дерев як ботанічні пам'ятки природи України. Визначено доцільну черговість відновлення соснових насаджень досліджуваного району м. Києва, влаштування лісових і лісопаркових зон сосни звичайної.

Ключові слова: зелені насадження міст, об'єкти культурної спадщини, стан міських дерев.

Вступ. Періоду старіння та довговічності дерев приділяли увагу дослідники в галузі дендрології та ландшафтного будівництва. Зокрема А. П. Шиманюк (Shymaniuk 1967) досліджував граничну довговічність деревних рослин для Білорусі, О. І. Колесніков (Kolesnikov 1974) – для Кавказу та південних областей України, Л. І. Рубцов (Rubtsov 1953) – для всієї України. Дані їхніх досліджень виявили граничний вік деревних рослин у найбільш сприятливих умовах. За даними Л. І. Рубцова, середня гранична висота сосни звичайної – 25 м, максимальна – 50 м. В урбанізованому середовищі розвиток дерев стримують високе антропогенне навантаження, наявність комунікацій, зменшення розмірів пристовбурових кіл і закладання їх асфальтобетоном, установа порядку малих архітектурних форм, надмірне ущільнення ґрунту тощо.

На початку ХХ століття територія лівого берега річки Дніпро входила до складу сільських і дачних поселень, які були оточені сосновими лісами. Одним із таких поселень була Дарниця (Kyiv. Encyclopedic handbook 1981).

Із початком інтенсивної забудови площа лісів значно зменшилася та надалі зменшується, оскільки столиця розширює територію, використовуючи лісові ділянки. Під час створення нових мікрорайонів частину лісів у периферійних районах Києва залишили у вигляді зелених смуг уздовж лінії метро та автодоріг, що з'єднували навколишні ліси з центром міста.

Згідно з концепцією збереження зелених зон у м. Києві, що затверджена КМДА від 20.12.2017 р. № 714/3721 (Concept on green space preservation 2017), передбачено: 1) збільшення кількості об'єктів ПЗФ України в межах м. Києва; 2) визначення на території м. Києва особливо цінних природних об'єктів, які потребують охорони й надання їм статусу об'єктів ПЗФ України; 3) збільшення площі зелених насаджень м. Києва; 4) посилення екологічної та санітарно-гігієнічної функції зелених насаджень м. Києва та підвищення рекреаційної здатності міських лісів, які межують із житловою забудовою; 5) недопущення випадків вилучення територій зелених зон та створення умов для розвитку й збільшення площі екологічної мережі м. Києва.

У зв'язку з погіршенням екологічних умов проживання населення ухвалено низку законів щодо охорони навколишнього середовища та природної спадщини. Згідно із Законом України «Про охорону культурної спадщини» (Документ 1805–III) до об'єктів природної спадщини належать багатовікові, вікові та особливо цінні дерева (ботанічні пам'ятки природи), об'єкти садово-паркового мистецтва (поєднання паркового будівництва з природними або створеними людиною ландшафтами), ландшафтні об'єкти (природні території, які мають історичну цінність) (The Law of Ukraine On Protection of Cultural Heritage 2000). Вікові дерева, що внесені до реєстрів-довідників (Hrynyuk et al. 2010), отримують статус ботанічної пам'ятки природи та матимуть кращу охорону згідно з чинним законодавством України (The Law of Ukraine On Protection of Cultural Heritage 2000).

У межах тематики відділу ландшафтного будівництва НБС імені М. М. Гришка НАН України складають списки вікових та особливо цінних дерев на території Києва, що ще не увійшли до існуючих реєстрів-довідників. Уперше інвентаризацію вікових дерев в Україні проведено на початку 1960-х років фахівцями Українського товариства охорони природи. Унаслідок цього десятки дерев отримали охоронний статус (Hrynyuk et al. 2010). У 2001 р. надруковано довідник ПЗФ м. Києва (Nature Reserve Fund of Kyiv 2001), де зазначено групи та поодинокі вікові дерева, що мають статус ботанічної пам'ятки природи. На сайті Київського еколого-культурного центру КЕКЦ наведено фотогалерею визначних дерев Києва (Kyiv's outstanding trees photo gallery 2011). Водночас у європейських державах кількість заповіданих дерев є значно більшою, ніж в Україні: у Великобританії та Італії заповідано понад 22 тис., у Польщі – 53 тис., тоді як в Україні – лише 2 600 вікових дерев (Oleksiiichenko et al. 2013). У багатьох європейських країнах, досвід яких сьогодні вивчають українські вчені, старовікові та вікові дерева вже давно є об'єктами підвищеної уваги й ретельного піклування.

Визначні дерева занесено в електронні реєстри, де зазначено їхні показники, оцінку стану та заходи, що здійснюються із деревом (обрізка, лікування тощо) (Yarlykova 2019). Розроблено спеціальні норми щодо захисту дерев, які потрапили на територію будівництва. Дерев на приватних територіях, садибах та дачах захищені законом, якщо їхній діаметр перевищує 30 см (крім плодових дерев) (Yarlykova 2019).

Водночас статус ботанічної пам'ятки природи отримали переважно дуби та 20 інших видів вікових дерев, а фактичне збереження старовікових дерев сосни відбувається зрідка.

Мета дослідження – виявлення вікових дерев сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.), що ростуть на території Дніпровського району м. Києва, для внесення їх до додаткових реєстрів-довідників об'єктів природної спадщини міста.

Матеріали й методи. Об'єктами досліджень є вікові дерева, що ростуть на територіях загального та обмеженого використання в мікрорайоні «Соцмісто», а також на території зелених захисних смуг уздовж лінії метро «Дарниця» – «Лісова» та Броварського шосе.

Житловий масив «Соцмісто» створювали з кінця 30-х до кінця 60-х років ХХ століття на території колишнього Ново-дарницького соснового лісу, рубку якого в 1970-х рр. продовжили під час будівництва відкритої лінії метро на Лівий берег і Північно-Броварського мікрорайону. Частина сосняку залишили у вигляді широкої зеленої смуги з двох боків від лінії метро та Броварського шосе від вул. Малишка до вул. Попудренка для захисту мешканців мікрорайонів від шуму, газу та пилу. Цю зелену захисну смугу було частково перетворено на мережу парків, скверів і зелених зон уздовж лінії метро (Klimenko 2020).

Натурні обстеження вікових насаджень здійснено взимку 2020–2021 рр., коли фізіологічний стан дерев сосни можна добре визначити на фоні листяних дерев. Детальне оцінювання стану дерев сосни із виявленням причин пошкодження стовбурів здійснено у травні 2021 р. Застосовано методіку детальної інвентаризації, яку розроблено в НБС імені М. М. Гришка на основі інструкції ведення робочих щоденників і відомості обліку дерев (Appendix 2 to the Guidelines on inventory 2007). Методика містить докладний опис кожного дерева, запис адреси знаходження, вимірювання параметрів дерева, визначення віку, стану та основних вад: пошкодження стовбура, наявність тріщин і дупел, сухих сучків і гілок, пошкодження комахами та ураження збудниками хвороб. Стан дерев сосни визначали за 3-бальною системою (добрий, задовільний, незадовільний). Під час обстеження використано: рулетку (мірну стрічку), мірну вилку Codimex S-1 і портативний висотомір Макарова. У дерев, що ростуть у парках і на відкритих ділянках, вік визначали за формулою $L = K \times C$, або $L = K \times 3,14 \times D$, де L – вік дерева, K – коефіцієнт, окремий для кожного виду (для сосни – 0,7), C – довжина обводу стовбура дерева, $C = 3,14 \times D$, де D – діаметр стовбура на висоті 1,3 м від його основи на рівні ґрунту (Hrynyuk et al. 2010).

Результати та обговорення. Результати обстеження свідчать, що на території Соцміста порушено принцип створення безперервної системи озеленення житлового масиву з

міськими насадженнями й лісопарковим поясом столиці. На цій території є лише два бульвари та два невеликих за розміром парки. Це транзитний бульвар Верховної Ради та невеликий бульвар для відпочинку – бульвар Праці. Парк «Попудренко» (центральний парк Соцміста) – транзитно-прогулянкового значення, знаходиться в захисній зеленій смузі вздовж паркану лінії метро «Дарниця» – «Чернігівська». Початкову площу парку «Попудренко» 14,95 га (Parks of Kyiv 2020) зменшено до 11,3 га під час будівництва нового входу в метро «Дарниця» та мережі магазинів. Сосни збереглися лише на 16 % території Соцміста біля старих будинків забудови 1940–60-х років, на території між вулицями Краківська та Попудренка, у захисній зеленій смузі між лініями метро «Дарниця» – «Лісова», на територіях лікарень і культових споруд. Характеристику залишків колишнього вікового соснового лісу в Соцмісті (окремі групи та поодинокі дерева) наведено в таблиці 1.

Таблиця 1

Характеристика дерев сосни звичайної віком 100–150 років, що ростуть на території загального та обмеженого використання в житловому масиві «Соцмісто»

№ з/п	Місце знаходження	Вік, років	Кількість дерев, шт.	Діаметр стовбура, см	Висота, м	Діаметр крони, м	Стан дерев		
							добрий	задовільний	незадовільний
1	Парк «Попудренко», в зеленій смузі	110–130	39	50–66–76	20–25	8–14	16	22	1
2	Сквер у зеленій смузі біля метро «Дарниця»	90–130	9	40–66–70	20–25	10–18	5	4	–
3	Транзитний сквер у торці супер-маркету «Novus»	100–110	11	50–64	12–16	14–18	4	7	–
4	Захисна зелена смуга вздовж лінії метро «Дарниця» – «Лісова» і Броварським шосе	100–130	25	50–60–74	12–20	10–18	8	17	–
5	Сквер по вул. Магнітогорська	130	1	70	16	14	–	1	–
6	Біля автостанції «Дарниця»	100	1	44	20	18	–	1	–
7	Вул. Гната Хоткевича	100–120	6	44–50–60	20	10–15	2	4	–
8	Вул. Мініна та на розі вулиць Мініна – Краківська	100–120	12	46–54–68	18–20	14	7	5	–
10	Вул. Краківська	90–100	4	36–40–44	16	10–12	–	3	1
11	Вул. Пожарського	100–130	3	44–52–76	15–18	10–16	–	3	–
13	Вул. Тампере	110	1	54	25	18	–	1	–
14	Територія комплексу Михайлівської парафії	120–150	13	60–100	20–25	12–16	4	9	–
15	Територія біля храму Серафима Саровського	100–120	10	44–50–60	18–20	10–12	8	2	–
16	На території лікарні № 2	100	17	46	18	10–16	1	2	1
17	Територія мед. закладу «Агапіт»	100–120	4	50–60–70	20	8–14	1	2	1

Продовж. табл. 1

№ з/п	Місце знаходження	Вік, років	Кількість дерев, шт.	Діаметр стовбура, см	Висота, м	Діаметр крони, м	Стан дерев		
							добрий	задовільний	незадовільний
18	Двір водогрязелікарні по вул. Пожарського	120	2	68–82	12–14	14	–	2	–
19	На території автостоянки за парканом лікарні № 2	100–110	3	48–54	20	10–14	2	1	–
20	Двори старих двоповерхівок вул. Попудренка – Поправки	110	3	50	20	10–16	–	1	2
21	Територія за парканом будівництва (вул. Краківська)	90–110	2	40–50	18	10	–	2	–
22	Двір навколо адмінбудинку (вул. Поправки, 17)	100–130	28	50–70	20–25	14	–	28	–
23	Двір навколо житлового будинку (вул. Поправки, 19)	100–130	22	44–56–60	18–20	10–14	7	11	4
24	Двір триповерхового будинку на вул. Будівельників	110	1	50	16	10	–	1	–
25	Двір між вул. Тороповського та бульваром Верховної Ради	130	1	76	25	15	–	1	–
26	Біля входу до спортклубу (вул. Тороповського)	120	1	70	25	16	1	–	–
27	Двір та фасад адмін. будинку по вул. Академіка Баха	120	3	66–70	20–25	16–18	–	3	–
28	Двір будинку з гаражами по вул. Пожарського, 15	100–120	6	44–54–66	18–20	10–15	2	4	–
29	Двір будинку по вул. Пожарського – Попудренка	80–90	2	44–58	17–18	8–10	–	2	–
30	Двір двоповерхівки за парканом (колишній дитячий заклад, тепер автошкола між вул. Попудренка та Праці)	120–130	7	60–80	20–22	12–16	1	4	2
31	Двір бул. Праці, 8–10 (сосни опинилися серед гаражів)	90–120	4	50–60	16–22	8–16	2	2	–

Закінчення табл. 1

№ з/п	Місце знаходження	Вік, років	Кількість дерев, шт.	Діаметр стовбура, см	Висота, м	Діаметр крони, м	Стан дерев		
							добрий	задовільний	незадовільний
32	Двір між бул. Праці, 8 – вул. Краківська (навколо великого дитячого майданчика)	90–120	22	40–50–60–70	14–15	10–16	4	15	3
33	Двір багатопверхівки на розі вул. Краківська – Пожарського	100	2	44	16	10	–	2	–
34	Двір між вул. Краківська, бул. Праці і дошкільним закладом «Струмочок»	90–120	2	40–58	14–16	10	–	2	–
35	Двори між бул. Праці та вул. Краківська – Бажова	100–120	4	44–60	15–18	10–12	2	2	–
36	Територія дошкільного закладу «Струмочок»	110	1	50	18	12	1	–	–
37	Територія дошкільного закладу № 261 (вул. Бажова)	120	1	70	20	16	–	1	–

Загалом на території житлового масиву «Соцмісто» нами виявлено 273 вікових сосни, серед яких 91 (33,3 %) – у доброму стані, 167 (61,2 %) – у задовільному стані, 15 (5,5 %) – у незадовільному стані.

На територіях обмеженого використання в найліпшому стані перебувають вікові сосни на території православної Михайлівської Парафії, біля храму Серафима Саровського, на території лікарні № 2, біля водогрязелікарні, що можна пояснити постійним доглядом за деревами. Так, вікові сосни на території культових споруд та лікарні № 2 є доглянутими, їх лікують, пошкодження кори замазують спеціальною замазкою. Найбільшими соснами в місті є сосни, що ростуть на території православної Михайлівської Парафії. Вони мають діаметр стовбурів від 60 до 100 см, висоту 20–25 м, ширину крони 12–16 м. На територіях культових споруд частка дерев у доброму стані є дещо більшою, ніж у задовільному (52 і 48 %, відповідно). На території Михайлівської Парафії та біля храму Серафима Саровського дерева мають добрий (52 %) та задовільний (48 %) стан.

На території медичних закладів у доброму стані перебувають 15 сосен (65,2 %), у задовільному стані – 6 сосен (26,1 %), у незадовільному стані – 2 сосни (8,7 %), одна всохла, інша уражена трутовиком. На території дворів старої та нової забудови переважають сосни задовільного стану, частка яких становить 73 %.

На територіях загального використання більшість сосен мають задовільний стан. Для переважної кількості вулиць Соцміста є характерним малоінтенсивний рух транспорту, більш інтенсивним є рух транспорту на вулицях Будівельників, Празькій, Гната Хоткевича, Червоноткацькій, проспектах Юрія Гагаріна, Соборності та Миру. Здебільшого сосни ростуть на вулицях із невеликою інтенсивністю руху. На вулиці Гната Хоткевича з інтенсивним рухом транспорту сосни в кількості 6 особин ростуть біля будинків і тротуарів

далеко від проїзної частини. Стан сосен, що ростуть уздовж вулиць із малоінтенсивним рухом транспорту, є переважно задовільним (58,3 %) і добрим (37,5 %). Водночас 4,2 % сосен на таких вулицях перебувають у незадовільному стані. Причинами пошкодження дерев є механічні травми від транспорту, що ремонтує комунікації та підвозить товари до магазинів.

За умовами розміщення сосни об'єднано в декілька груп (табл. 2).

Таблиця 2

Розподіл вікових сосен за станом залежно від умов розміщення

Місця розміщення дерев	Загальна кількість дерев, шт.	Вік, років	Висота, м	Діаметр, см	Розподіл дерев за станом					
					шт.			%		
					добрий	задовільний	незадовільний	добрий	задовільний	незадовільний
<i>Території загального використання</i>										
Парки, сквери, зелені смуги	85	100–130	12–20	50–70	33	51	1	38,8	60,0	1,2
Уздовж вулиць із малоінтенсивним рухом транспорту, біля автостанції «Дарниця» та автостоянки	24	100–130	16–20	40–60	9	14	1	37,5	58,3	4,2
Уздовж вулиць із інтенсивним рухом транспорту (вул. Хоткевича)	6	100–120	20	44–60	2	4	–	33,3	66,7	–
Усього	115	–	–	–	44	69	2	38,3	60,0	1,7
<i>Території обмеженого використання</i>										
У дворах старої та нової забудови	110	90–130	14–22	44–70	19	80	11	17	73	10
На територіях лікарень і медичних закладів	23	100–120	12–18	50–70	15	6	2	65,2	26,1	8,7
На територіях культових споруд	23	100–150	18–25	44–90	12	11	–	52	48	–
На територіях дитячих закладів	2	110–120	18–20	50–70	1	1	–	50	50	–
Загалом	158	–	–	–	47	98	13	29,8	62	8,2

Сосни, які знаходяться на території Соцміста, переважно мають задовільний стан – 167 особин (61,2 %); у доброму стані перебувають 91 особина (33,3 %). Разом такі дерева становлять 258 особин (94,5 % від загальної кількості сосен). На дерева незадовільного стану припадає 5,5 % (15 особин). На територіях загального використання ростуть 115 сосен, на територіях обмеженого використання – 158 сосен.

Сосни, що перебувають у незадовільному стані, мають значні пошкодження, які можуть спричинити значне погіршення їхнього стану, особливо в разі антропогенного навантаження. Основні ознаки деградації дерев – відшарована кора, ураження дереворуйнівними грибами, наявність дупел, особливо таких, що поширюються на кореневу систему, ураження блискавкою, морозобійні пошкодження тощо. Вище згадані 15 сосен не підлягають заповіданню, деякі з них потребують лікування та спостереження, сухі дерева є аварійними й потребують своєчасного вилучення. Гірший стан мають сосни на території будівництва, поруч із ним і в місцях, де водії ставлять машини на смузі газону під деревами. На вулиці Краківській біля одноповерхового будинку старої забудови в однієї сосни підрубано стовбур. Біля супермаркету (вул. Краківська) на газоні на дереві сосни виявлено 4 пошкодження

стовбура різного розміру та лише одну живу велику гілку. У ліпшому стані перебувають вікові сосни в транзитному сквері біля супермаркету «Novus», але в незалікованих місцях зрізання декількох гілок почали утворюватися дупла. У дворі на вулиці Поправки, 19 декілька вікових сосен перебувають у незадовільному стані: у них засохли великі гілки, відпадає кора, є невелика кількість льотних отворів, які характерні для вусачів (Khramtsov & Padii 1965)

Найбільшою мірою потерпають сосни у дворі колишнього дитячого дошкільного закладу, перетвореного на автошколу та парикмахерську (вул. Попудренка – бул. Праці), де у спиланих і незалікованих великих гілках та частинах стовбурів є дупла, а в деяких стовбурах ці дупла поширилися до кореневої системи.

У захисній зеленій смузі, яка розміщена від метро «Дарниця» до метро «Лісова», виявлено сосни, пошкоджені блискавкою, з морозобійними тріщинами, з гаками, забитими у стовбури для спортивного тренування. У парку «Попудренко» деякі пошкодження зафарбовані, одна найстаріша сосна з дуплами оточена металевою сіткою для захисту від подальшого руйнування стовбуру, але цих заходів недостатньо.

На іншій території Соцміста, площа якої в 6 разів перевищує територію, де ростуть вікові сосни, у дворах та вздовж вулиць Сергієнко, Магнітогорської, Червоноткацької, Празької, Сосюри, Чупринки, Регенераторної, Дарницької площі, проспекту Соборності від вікового соснового лісу дерев вже не залишилося. Це – вулиці переважно зі швидким рухом транспорту.

У дворах п'ятиповерхових будинків, які було побудовано у 1950–70-х роках на місці вирубаного соснового лісу, замість вікових сосен ростуть малоцінні та недовговічні насадження. Це клен ясенелистий, робінія звичайна, уражені омелою та хворобами плодів дерева, клен сріблястий і різні види тополі.

У дворах новобудов, розташованих на території старої забудови, великі дерева за деякими винятками відсутні. У двох дворах на вулиці Краківській збереглися три вікові сосни. Двори новобудов дуже малі, тому озеленення переважно має вигляд вузької зеленої смуги з живоплоту, невеликих декоративних кущів і квітів біля входу в будинки.

Дослідження території Соцміста висвітлили важливі проблеми, які також стосуються інших територій природно-заповідного фонду (ПЗФ). Парк «Попудренко» входить до захисної зеленої смуги та є парком-пам'яткою садово-паркового мистецтва місцевого значення (об'єктом ПЗФ), тому має охоронятися як захисна смуга та як парк-пам'ятка – двічі. З боку входів до метро територія парку поступово зменшується у зв'язку з розширенням торгівельної мережі та використанням населенням дерев як спортивного знаряддя, що негативно впливає на стан вікових дерев аж до знищення. Більшість вікових сосен мають механічні пошкодження кори різного розміру, які не загрожують життєздатності дерев, але деякі мають значні заглиблення, що може призвести до утворення дупел.

Водночас, незважаючи на наявність пошкоджень, сосни в парку мають розвинуту зелену крону та рівний стовбур. На наш погляд, у парку слід провести сучасну реконструкцію, оскільки виведення територій із зони ПЗФ призведе до втрати охоронного статусу, а значить, кожне дерево також втрачає захист із боку держави. Тому наша рекомендація для збереження цінних старовікових дерев – надання кожному з них особистого статусу ботанічної пам'ятки природи після ретельної інвентаризації. Наші рекомендації стосуються територій загального та обмеженого використання.

Наразі розглядати як потенціальні об'єкти природно-заповідного фонду можна тільки 258 вікових сосен, які перебувають у доброму (91 дерево, або 35,3 %) та задовільному (167 дерев, або 64,7 %) стані. Сосни, що оцінені нами як дерева у доброму стані, не мають пошкоджень узагалі, або мають 1–2 пошкодження, переважно заліковані. Сосни задовільного стану мають багато пошкоджень і тріщин (у середньому 5–6, іноді 8–12 на одно дерево). Багато тріщин дерева отримують через погодні умови: взимку через різкі перепади

температур, від снігопадів, через обмерзання стовбурів, а навесні від вітру, дощу, сонячних опіків. Пошкодження від блискавки трапляються зрідка. Більшість пошкоджень у вигляді обтертої кори, вбитих у стовбури металевих труб і гаків для занять спортом заповідяні навмисно. Є пошкодження, що трапляються від автотранспорту випадково. Є пошкодження від тримерів під час косіння, а також від будівельної, ремонтної та аварійної техніки. Ці вікові дерева знаходяться на територіях, підпорядкованих різним закладам (зокрема й комунальному закладу «Київзеленбуд»), але вікові сосни ці організації майже не доглядають. Багато невеликих ран і тріщин заліковані самими деревами – засмолені. Найбільшу шкоду для сосен становлять незаліковані зрізи великих гілок і стовбурів, у яких утворюються тріщини та починається процес утворення дупел, гниття деревини та пошкодження ослаблених дерев шкідниками й ураження хворобами. Нами складено перелік різних пошкоджень вікових сосен на території Соцміста (табл. 3).

На всій території мікрорайону «Соцмісто» від старого Ново-дарницького лісу залишилося лише 258 вікових сосен, що перебувають у задовільному та доброму стані.

Для порівняння обліковано соснові насадження в житлових масивах «Північно-Броварський» та «ДВРЗ», які межують із житловим масивом «Соцмісто» та є частиною Дніпровського району.

Порівнюючи з іншими житловими масивами Дніпровського району, Соцмісто значно програє за якістю озеленення, насамперед за загальною кількістю вікових сосен, що збереглися. Наприклад, у парку «Сосновий» (площа 3,69 га), який створено на основі природного насадження сосни звичайної, за нашими розрахунками ростуть близько 150 сосен віком 100–130 років. Окрім парку «Сосновий», у житловому масиві «ДВРЗ» вікові сосни ростуть у багатьох дворах і на територіях навчальних закладів.

У Північно-Броварському житловому масиві, що межує із Соцмістом, від Ново-дарницького лісу залишилося значно більше сосен, ніж на території Соцміста. Так, у захисній зеленій смузі вздовж лінії метро «Чернігівська» – «Дарниця», що створена між вул. А. Малишка та Броварським шосе, ростуть близько 925 сосен віком від 80 до 150 років, тоді як у захисній смузі Соцміста – лише 73 вікові сосни. На територіях дворів житлових будинків, дошкільних, шкільних і медичних закладів, культових споруд, уздовж вулиць у Північно-Броварському житловому масиві росте, за нашими розрахунками, близько 1 230 сосен. У яружній зоні між вулицями Жмаченка та Шалетт зберігся сосновий масив, де ростуть сосни віком від 80 до 130 років у кількості близько 1 200 особин. Також є в наявності старовікові сосни в парку «Перемога», що створений у 1965 р. на території соснового лісу на площі 66,09 га (Parks of Kyiv 2020), а також на території Київського університету туризму, економіки і права, які теж потребують ретельної інвентаризації. Також, на наш погляд, необхідно провести детальне обстеження соснових масивів, де зараз ведеться сучасне будівництво багатоповерхівок, і сосняку на колишній закритій приватній території вул. Жмаченка, що нині залучено під парк.

Зелені насадження житлового масиву «Соцмісто» втратили екологічні та санітарно-гігієнічної функції, а залишки колишнього вікового соснового лісу потребують відновлення згідно з концепцією збереження зелених зон у м. Києві.

Отримані дані свідчать про доцільність внесення вікових дерев до додаткових реєстрів-довідників, а також про необхідність лікування та захисту з боку природно-охоронних органів (Нгунук et al. 2010). Дерева, що є потенційними об'єктами ПЗФ, на другому етапі робіт паспортизують та наносять на мапу міста. На третьому етапі починається процес клопотання щодо отримання цими деревами статусу ботанічної пам'ятки природи.

Варто уваги проведення міських конкурсів на кращий житловий двір, вулицю, мікрорайон. Також доцільно заохочувати мешканців, особливо дітей і молодь, брати під опіку окремі дерева, бо це сприяє дбайливому ставленню до природи та природної спадщини.

Список характерних пошкоджень стовбурів дерев сосни звичайної віком 100–150 років у Соцмісті

Особливості пошкоджень, їхня кількість													Примітки
Велике пошкодження кори завдовжки від 40 см до 10 м	Пошкодження кори завдовжки від 5 до 35 см	Нааяність великих сухих гілок, штук	Великі тріщини, см	Малі та середні тріщини від різних природних явищ	Початок дуплоутворення	Великі дупла	Середні та малі дупла	Вбиті у стовбури металеві труби та гаки	Кількість дерев із наявністю отворів шкідників, шт.	Кількість плодкових тіл трутовиків, шт.	Дупла на зрізі стовбура, шт.	Загальна кількість пошкоджень, шт.	
Парк «Попудренко» та сквер біля метро «Дарниця»													
23	33	–	10	17	21	1	8	18	–	1	–	132	Є трутовик
Транзитний сквер між автозаправкою та торцем супермаркету «Novus»													
3	10	–	–	8	4	–	–	4	–	–	2	31	Є дупла
Захисна зелена смуга вздовж лінії метро «Дарниця» – «Лісова» між Броварським шосе та вул. Попудренка													
12	22	3	5	5	11	–	2	16	1	–	–	77	
Сквер по вул. Магнітогорська (промислова зона)													
–	–	4	–	20	–	–	–	–	1	–	–	25	У численних наростах
Вул. Гната Хоткевича													
4	7	–	–	4	–	–	–	5	–	–	–	20	
Вул. Мініна, Краківська, Пожарського, Тампере, біля автостанції «Дарниця», автостоянка біля лікарні № 2													
12	20	8	3	12	4	2	2	2	1	–	1	67	Є дупла
Територія комплексу Михайлівської парафії та біля храму преподобного Серафима Саровського													
7	23	–	2	15	14	–	13	–	–	–	–	74	
На території лікарні № 2, двір водогазопостачання та мед. закладу «Агапіт»													
4	6	–	1	5	2	–	1	1	–	1	–	21	Є трутовик
Територія під будівництвом за парканом (вул. Краківська)													
–	–	6	–	–	–	–	–	–	–	–	–	6	
Двори старої забудови на вул. Попудренка – Поправки													
4	6	7	7	10	3	–	1	–	4	–	2	44	
Двори між вул. Гороповського, бульваром Верховної Ради та вул. Будівельників													
4	4	–	–	10	4	–	1	2	–	–	–	25	
Двір двоповерхівки за парканом (колишній дитячий заклад, де тепер Автошкола), між вул. Попудренка – бул. Праці													
3	8	–	1	7	3	–	6	–	3	–	5	36	
Двори п'ятитипові із гаражами між бул. Праці та вул. Пожарського – Попудренка – Краківською – Бажова													
22	37	1	5	32	7	–	3	2	1	3	3	116	
Двір багатоповерхівки (за парканом) на розі вулиць Краківська – Пожарського													
–	–	–	2	2	–	–	–	–	–	–	–	4	
Територія дошкільного дитячого закладу № 261 (вул. Бажова)													
1	–	–	–	1	1	–	–	–	–	–	–	3	
Загалом (дерев / %)													
99 / 14,5	176 / 25,8	29 / 4,3	36 / 5,3	148 / 21,7	74 / 10,9	3 / 0,4	37 / 5,4	50 / 7,3	11 / 1,6	5 / 0,7	13 / 1,9	681 / 100,0	

Висновки. На території житлового масиву «Соцмісто» від густого Ново-дарницького лісу залишилося 258 вікових і майже 100-річних дерев сосни звичайної.

Найбільша кількість вікових сосен збереглися у дворах уздовж бульвару Праці та вул. Пожарського (45 екземплярів), у парку «Попудренко» (39 екземплярів), у транзитному сквері за супермаркетом «Novus» (11 екземплярів), у дворах старих двоповерхових будинків по вул. Юрія Поправки (разом 45 екземплярів). Середня висота сосен – 18 м. Більшість сосен – 167

екземплярів – мають задовільний стан (61,2 %). У доброму стані перебуває 91 сосна (33,3 %). Разом вони становлять 258 дерев (94,5 % від загального обліку сосен). Визначено території, де цілком відсутні вікові сосни. Пропонується надати особливий охоронний статус віковим соснам як об'єктам природної спадщини та внести їх до реєстрів-довідників охорони вікових дерев як ботанічних пам'яток природи міста Києва або всієї України.

Визначено доцільну черговість відновлення соснових насаджень досліджуваного житлового масиву м. Києва, влаштування лісових і лісопаркових зон сосни звичайної. Цю роботу щодо відновлення екологічного каркасу безперервної мережі зелених територій слід виконувати на наукових основах із поліпшенням нагляду за насадженнями.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Appendix 2 to the Guidelines on inventory of green space in populated areas in Ukraine. 2007. Order of the Ministry of Regional Development, Construction, Housing and Communal Services of Ukraine № 82/13349 as of 30.01.2007 (in Ukrainian).

Concept on green space preservation in Kyiv city. 2017. [Electronic resource]. Approved by Kyiv City State Administration as of December 20, 2017, № 714/3721. Available at: http://kmr.ligazakon.ua/SITE2/1_docki2.nsf/alldocWWW/6883C511A0B1688BC225821A003C7827 (accessed 07.02.2021) (in Ukrainian).

Khrantsov, N. N. and Padii, N. N. 1965. Forest trunk pests and pest control. *Lesnaya Promyshlennost*, 158 p. (in Russian).

Klimenko, A. V. 2020. Analysis of the state of certain parks and squares created on the basis of *Pinus sylvestris* in Kyiv. In: Priority directions in Gymnospermae research under current conditions. Proceedings of the First International scientific conference dedicated to the memory of Doctor of Biological Sciences S. I. Galkin on occasion of his 70th birthday anniversary, October 21–22, 2020. Bila Tserkva, Bilotserkivdruk, p. 190–194 (in Ukrainian).

Kolesnikov, A. I. 1974. Decorative dendrology. *Lesnaya Promyshlennost*, 704 p. (in Russian).

Kyiv. Encyclopedic handbook. 1981. Kudrytskyi, A. V. (Ed.). Kyiv, Main editorial office of Ukrainian Soviet Encyclopedia. (in Ukrainian).

Kyiv's outstanding trees photo gallery. 2011. [Electronic resource]. Available at: <http://ecoethics.ru/category/kyivoldtrees/> (accessed 02.02.2021) (in Russian).

Nature Reserve Fund of Kyiv: Handbook. 2001. Movchan, M. M., Karabaiev, D. T., Lupynos, V. S., Medyna, T. V., Klietov, M. L. (Eds.). Kyiv, Avanpost-Prim Publishing House, 65 p. (in Ukrainian).

Hrynyk, P. I., Stetsenko, M. P., Shnaider, S. L., Lystopad O. G., Boreiko V. Ye. 2010. Old trees of Ukraine. Registry-handbook. Kyiv, Logos, 143 p. (in Ukrainian).

Parks of Kyiv. 2020. [Electronic resource]. Available at: https://uk.wikipedia.org/wiki/Парки_Києва (accessed 02.02.2021) (in Ukrainian).

Rubtsov, L. I. 1953. Longevity of ornamental trees and shrubs. Kyiv, Academy of Sciences of the Ukrainian SSR, 1953, 51 p. (in Russian).

Shymaniuk, A. P. 1967. Dendrology. *Lesnaya Promyshlennost*, 334 p. (in Russian).

Oleksiichenko, N. O., Sovakova, M. O., Sovakov, O. V., Kytaiev, O. I., Sliusar, S. I. 2013. Species of *Tilia* L. in Kyiv city plantings. Kyiv, Comprint Print Shop, 246 p. (in Ukrainian).

The Law of Ukraine On Protection of Cultural Heritage. 2000. [Electronic resource]. Document 1805-III, valid. Verkhovna Rada of Ukraine. The Official Bulletin of the Verkhovna Rada of Ukraine, 39: 333. Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1805-14#Text> (accessed 02.02.2021) (in Ukrainian).

Yarlykova A. 2019. You won't chop it down so easy. How they protect trees in Europe. [Electronic resource] Available at: <https://rubryka.com/ru/article/zakon-dereva/> (accessed 02.02.2021) (in Russian).

Klimenko A. V.

CENTURY-OLD TREES IN RESIDENTIAL AREAS OF KYIV AS FORMER PINE WOODS TRACES

M. M. Gryshko National Botanical Garden NAS of Ukraine

The aim of the research was to find century-old trees of *Pinus sylvestris* in Dniprovskyi District, Kyiv, in order to include them in Kyiv's registry handbook of cultural heritage objects. In the Sotsmisto residential district, 258 century- and near-century-old trees of *Pinus sylvestris* have survived, in particular, 45 pines are located in the yards along Pratsi Boulevard and Pozharskoho Street; 39 – in Popudrenko Park; their average height is 18–20 meters, they have good condition. We propose granting the special protective status to the century-old pines as objects of cultural heritage and including them in the registry handbooks of protected century-old trees-botanical monuments of nature of Ukraine. The paper involves a reasonable order of pine plantations renewal in the studied district in Kyiv as well as an appropriate order of *Pinus sylvestris* forest and forest-park zones development.

Key words: city green spaces, cultural heritage objects, city tree condition.

E-mail: klimat13@gmail.com

Одержано редколегією 15.02.2021



**РОЛЬ ПОХОДЖЕННЯ ДЕРЕВОСТАНІВ У ФОРМУВАННІ РАДІАЛЬНОГО
ПРИРОСТУ ДУБА ЗВИЧАЙНОГО (*QUERCUS ROBUR* L.)
У ЗАХІДНОМУ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ**

Національний лісотехнічний університет України

Досліджено особливості формування радіального приросту дуба звичайного (*Quercus robur* L.) у деревостанах різного походження Західного Лісостепу України. Деревостани, у яких було закладено пробні площі та відібрано зразки деревно-кільцевих хронологій, за походженням є природними насінневими, штучними насінневими (лісові культури) та природними вегетативними (перша генерація). Наведено основні кількісні показники приросту протягом 1961–2010 рр. Виявлено мінімальні та максимальні значення приросту. Використано стандартні статистичні та дендрохронологічні методики. Розраховано середньорічний темп приросту, розмах його варіації, стандартне відхилення, коефіцієнт варіації. Для виявлення впливу екзогенних та ендемогенних чинників на формування радіального приросту дуба звичайного у Західному Лісостепу використано автокореляцію дендрохронологічних рядів, коефіцієнт чутливості та їхню синхронність. Автокореляцію рядів радіального приросту дерев, яка дає змогу оцінити, наскільки суттєво на поточний радіальний приріст впливає приріст попередніх років, розраховано до п'ятого року включно. Для статистичного оцінювання подібності деревно-кільцевих хронологій використано ієрархічну кластеризацію дендрорядів (за принципом найближчого сусідства).

Ключові слова: дендрологічні ряди, насінні насадження, вегетативні насадження, чутливість деревно-кільцевої серії, синхронність хронологічних рядів.

Вступ. Радіальний приріст як окремих дерев, так і деревостанів загалом є, на думку низки вчених (Bitvinskas 1974, Lovelius 1979, Alekseev 1990, Matveev 2003), інтегральним показником, що відбиває умови їхнього росту, стан та реакцію на несприятливі екологічні чинники, чутливим до зовнішнього впливу індикатором формування деревостанів. Ця індикація базується на вираженій реакції дерев на чинники, коли в структурі, хімічному складі й товщині річних кілець приросту чітко фіксуються всі зміни, що відбуваються як всередині екосистеми, так і в зовнішніх умовах, які визначають їхній розвиток. Для різних за походженням лісостанів характерні різні темпи росту та неоднакові за тривалістю періоди проходження фаз розвитку, склад і структура в оптимальній фазі розвитку (навіть у межах одного класу віку) (Chernyavskyy 2008). Ретроспективний аналіз динаміки радіального приросту дерев дає змогу об'єктивно оцінити особливості росту й розвитку деревостанів, їхню реакцію на вплив різноманітних екологічних чинників, а також планувати відповідні заходи зі стабілізації та покращення санітарного стану й життєвості лісів та прогнозувати їхній подальший ріст (Nogel 1981, Matveev 2003).

Проведенням адаптованих лісогосподарських заходів з переформування та природного відновлення дубових насаджень (Tkach et al. 2002) можливо на тривалу перспективу забезпечити збалансоване лісокористування у дібровах, поліпшити якісний склад дубових лісостанів, оптимізувати вікову структуру, домогтися їхнього відновлення природним шляхом, підвищити стійкість і якість лісів, забезпечити їхню багатофункціональну роль для України загалом та Лісостепу зокрема.

Метою досліджень було виявлення особливості формування радіального приросту дуба звичайного в насадженнях Західного Лісостепу залежно від їхнього походження.

Матеріали й методи. Дослідження здійснювали на території Західноукраїнського лісостепоного лісогосподарського округу. Це – частина Лісостепоної області України, яка на заході межує з державним кордоном Польщі, на півночі – з південною межею Українського Полісся. До округу входять південні райони Волинської та Рівненської адміністративних областей, центральна й північна частини Львівської області, Тернопільська та Хмельницька області, а також північні райони Івано-Франківської та Чернівецької областей (Hensiruk 2002).

Зразки деревно-кільцевих серій відбирали в дубових лісостанах ДП «Старокостянтинівське ЛГ» (Антонінське лісництво), ДП «Ізяславське ЛГ» (Білогірське лісництво), ДП «Хмельницьке ЛМГ» (Хмельницьке лісництво), ДП «Кременецьке ЛГ» (Стіжоцьке, Підлісецьке, Ланівецьке, Вишнівецьке лісництва), ДП «Бузьке ЛГ» (Куткірське, Верблянське, Ожидівське, Боложинівське лісництва), ДП «Золочівське ЛГ» (Білокамінське лісництво), ДП «Дубенське ЛГ» (Білогіродське лісництво), ДП «Млинівське ЛГ» (Млинівське лісництво), ДП «Горохівське ЛМГ» (Горохівське лісництво).

Деревостани, в яких було закладено пробні площі та відібрано зразки деревно-кільцевих хронологій, за походженням є природними насінневими, штучними насінневими (лісові культури) та природними вегетативними (перша генерація). Дослідженнями охоплено найбільш поширені в регіоні типи лісу: свіжі та вологі грабові діброви (D₂₋₃-гД), свіжі та вологі грабові судіброви (C₂₋₃-гД), свіжі та вологі грабово-соснові судіброви (C₂₋₃-гсД), а також свіжі та вологі грабово-дубово-соснові сугруди (C₂₋₃-гдС).

Динаміку радіального приросту ми оцінювали на основі аналізу кернів деревини, які відбирали на висоті стовбурів 1,3 м віковим буром Преслера в біогрупах з 20 дерев у напрямках Сх-Зх (Bitvinskas 1974). Ширину річних кілець визначали за допомогою цифрового комплексу для вимірювання річних кілець деревини LINTAB 6 із точністю до 0,01 мм. Ступінь схожості дендрорядів оцінювали візуально та статистично.

Ретроспективний аналіз кернів дуба звичайного різного походження проведено за 50-річний період, з 1961 до 2010 р. Такий часовий проміжок обрано, щоб охопити деревостани різних класів віку – від середньовікових до стиглих.

Із метою нівелювання впливу віку деревостану на ширину річних кілець ми вираховували індекс радіального приросту (модульний коефіцієнт річного приросту) за формулою (1) (Matveev 2003):

$$I = \frac{x_{\phi}}{x_{cp}} \cdot 100\% , \quad (1)$$

де I – індекс радіального приросту;

x_{ϕ} – фактична ширина річного кільця (середня величина), мм;

x_{cp} – середньозважена величина радіального приросту, яка відображає його мінливість залежно від віку способом змінних середніх, мм.

Для оцінювання мінливості рядів приросту використовували традиційні статистичні характеристики: стандартне відхилення, коефіцієнт варіації, розмах варіації.

Стандартне відхилення в цьому випадку характеризує неоднорідність деревостану за приростом та дає підстави для узагальнень щодо ступеня організованості дерев у єдину стійку систему. Збільшення цього показника свідчить про процеси розпаду та подальше відновлення структури деревостану. Для варіаційних рядів приросту цей показник визначали за формулою (2) (Орґуа, 2012):

$$\delta_x = \sqrt{\frac{\sum(x_t - x_{cp})^2}{n}} , \quad (2)$$

де x_t – абсолютна ширина річного кільця (мм) або індекс приросту для року t ;

x_{cp} – середня ширина річного кільця (мм) або індекс приросту для варіаційного ряду;

n – тривалість аналізованого періоду в роках.

Варіабельність радіального приросту за величиною коефіцієнта варіації показує частку аномальних складових приросту, що пов'язані з втратою та відновленням цілісності деревостану, і характеризує структурну стійкість насадження. Збільшення коефіцієнта

варіації радіального приросту дерев характеризує зменшення структурної (механічної, структурно-ценотичної) стійкості дерев (Shiyatov 1970, Shiyatov & Mazepa 1986, Arefiev 2003). Цей показник розраховували за формулою (3) (Орґа, 2012):

$$V_{\delta} = \frac{\delta_x}{x_{cp}} \cdot 100, \quad (3)$$

де δ_x – величина квадратичного (стандартного) відхилення для варіаційного ряду;
 x_{cp} – середня величина радіального приросту, мм.

Розмах варіації радіального приросту, який дає уявлення про ступінь розбалансованості дендрорядів, розраховували як різницю між крайніми (екстремальними) значеннями варіаційних рядів за формулою (4) (Орґа, 2012):

$$R_x = x_{max} - x_{min}, \quad (4)$$

де x_{max} – максимальна ширина річного кільця для хронологічного ряду, мм;
 x_{min} – мінімальна ширина річного кільця для хронологічного ряду, мм.

Для виявлення впливу екзогенних та ендегенних чинників на формування радіального приросту дуба звичайного у Західному Лісостепу ми використовували аналітичні результати щодо автокореляції хронологічних рядів, їхньої чутливості та синхронності.

Автокореляцію рядів приросту, яка дає змогу оцінити, наскільки суттєво на поточний радіальний приріст впливає приріст попередніх років, розраховували за формулою (5) (Semenova & Tarasova 2018):

$$r_{t,t-n} = \frac{x_{cp(t-n)} - x_{cp(t)} \cdot x_{cp(t-n)}}{S_t \cdot S_{t-n}}, \quad (5)$$

де $x_{cp(t)}$ – середнє значення вихідного ряду;

$x_{cp(t-n)}$ – середнє значення зміщеного ряду;

S_t, S_{t-n} – стандартне відхилення вихідного та зміщеного рядів відповідно;

n – порядок зміщення ряду (порядок автокореляції).

Коефіцієнти автокореляції нами розраховано до п'ятого року включно.

Критерії зв'язку між ознаками оцінювали за шкалою Р. Е. Чеддока (Semenova & Tarasova 2018) (табл. 1):

Таблиця 1

Шкала Р. Е. Чеддока для якісного оцінювання тісноти зв'язку між результативними та факторними ознаками

Інтерпретація тісноти зв'язку	Значення коефіцієнта зв'язку
Відсутній	$\leq 0,10$
Слабкий	0,11–0,30
Помірний	0,31–0,50
Значний	0,51–0,70
Високий	0,71–0,90
Дуже високий	0,91–0,99

Під коефіцієнтом чутливості K_t розуміють відносну величину щорічної мінливості приросту в серіях річних кілець індивідуальних хронологій. Його обчислюють за формулою (6) (Fritts 1976):

$$K_t = \frac{2 \cdot (x_t - x_{t-1})}{(x_t + x_{t-1})}, \quad (6)$$

де x_t – ширина річного кільця (мм) або індекс приросту для року t ;

x_{t-1} – ширина річного кільця або індекс приросту для попереднього року.

Щорічний коефіцієнт чутливості змінюється в межах від -1 до +1. У стійкому стані він близький до 0, а збільшення амплітуди коливань відповідає зменшенню стійкості й збільшенню ймовірності виходу коливань за певну критичну межу, порівнювану з етапом загибелі дерева. Найбільш показовими є від’ємні значення, які свідчать про різке зниження приросту.

Узагальнену чутливість усієї деревно-кільцевої серії оцінювали як середнє арифметичне від суми абсолютних значень щорічних коефіцієнтів чутливості (7) (Fritts 1976):

$$K_{cp} = \frac{\sum_{t=2}^n |K_t|}{n-1}, \quad (7)$$

де $\sum |K_t|$ – сума абсолютних значень щорічних коефіцієнтів чутливості хронологічного ряду;

n – тривалість хронологічного ряду в роках.

Цей коефіцієнт є одним із найважливіших показників, оскільки за його допомогою можна підбирати види деревних рослин і типи місцезростань, найбільш придатні для дендрокліматичного аналізу. Чим вищий коефіцієнт чутливості, тим сильніший кліматичний сигнал відображає кільцева серія. Серія кілець вважається чутливою, якщо середній коефіцієнт чутливості є більшим за 0,3 (Ferguson 1969, Cook 1985).

Для оцінювання зв’язків між індивідуальними рядами локальної деревно-кільцевої хронології використовували коефіцієнт синхронності S (Shiyatov 1970, Shiyatov & Mazepa 1986), який відображає кількість однонаправлених щорічних змінних між двома хронологічними рядами і розраховується за формулою (8):

$$S = \frac{n^+}{n-1} \cdot 100\%, \quad (8)$$

де n^+ – кількість збігів у напрямку річних відрізків двох деревно-кільцевих серій;

n – тривалість періоду в роках, упродовж якого проводять порівняння рядів деревно-кільцевої хронології.

Для оцінювання рівня синхронності між хронологічними рядами радіального приросту використовували шкалу рівня синхронності хронологічних рядів радіального приросту (Shiyatov, 1970) (табл. 2).

Таблиця 2

Шкала рівня синхронності хронологічних рядів радіального приросту

Величина коефіцієнта синхронності, %	Рівень синхронності
45–56	Відсутній
57–67	Низький
68–78	Середній
79–89	Високий
90–100	Дуже високий

Для статистичного оцінювання подібності деревно-кільцевих хронологій ми використали ієрархічну кластеризацію дендрорядів (за принципом найближчого сусідства).

Результати та обговорення. Динаміку дендрорядів лісостанів за участю дуба звичайного різного походження в умовах Західного Лісостепу наведено на рис. 1.

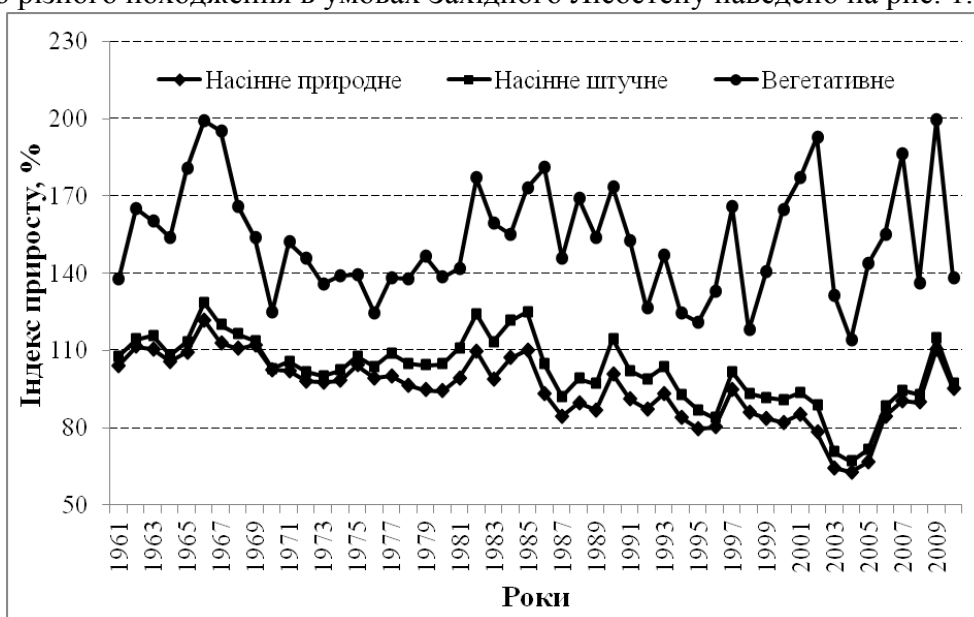


Рис. 1 – Динаміка індексів радіального приросту дуба звичайного в насадженнях різного походження Західного Лісостепу (1961–2010 рр.).

Дендрохронологічні серії природних і штучних насінневих деревостанів змінюються синхронно впродовж усього періоду досліджень. Водночас децю більшим приростом відзначаються лісові культури, особливо у період з 1977 до 2003 р. Крива індексів приросту вегетативних деревостанів характеризується більшою варіабельністю, що може свідчити про особливості реакції на вплив зовнішніх екологічних чинників. Водночас пікові значення індексів приросту у 1964, 1966, 1970, 1983, 1990, 1993, 1995, 1997, 2004 та 2009 рр. цих насаджень повністю співпадають з такими ж значеннями насінневих деревостанів. Це є свідченням того, що радіальний приріст дуба звичайного в насадженнях різного походження обмежують однакові чинники, ймовірно, кліматичні.

Штучні насінневі деревостани вирізняються більшим середньорічним приростом, ніж природні насінневі. Так протягом аналізованого періоду середньорічний приріст лісових культур становить $1,92 \text{ мм} \cdot \text{рік}^{-1}$, а природних насінневих – лише $1,78 \text{ мм} \cdot \text{рік}^{-1}$, або на 7,9 % менший (табл. 3).

Таблиця 3

Статистичні показники рядів радіального приросту дуба в деревостанах Західного Лісостепу різного походження (1961–2010 рр.)

Показник	Походження		
	Насінневе природне	Насінневе штучне	Вегетативне
Мінімальне значення, мм	1,18	1,26	2,14
Середнє значення, мм	1,78	1,92	2,86
Максимальне значення, мм	2,28	2,41	3,74
Розмах варіації, мм	1,11	1,16	1,60
Стандартне відхилення, мм	0,24	0,25	0,41
Коефіцієнт варіації, %	13,62	13,11	14,40
Коефіцієнт чутливості	0,07	0,07	0,14

Найвищим темпом середньорічного приросту ($2,86 \text{ мм} \cdot \text{рік}^{-1}$) відзначаються вегетативні деревостани. Такий інтенсивний приріст, можливість отримання нового покоління лісу без додаткових витрат і вирощування дуба в несприятливих лісорослинних умовах спонукає до перегляду усталених нормативів і способів лісовідновлення. Під час

планування господарської діяльності лісогосподарським підприємствам варто надавати перевагу насінневому відновленню деревостанів, однак не слід за будь-яку ціну унеможливити відновлення лісостанів вегетативним шляхом. Проте, підкреслимо, що порослеве покоління кожної наступної генерації вирізняється гіршим ростом у порівнянні з попереднім і має знижену стійкість щодо дії біотичних та абіотичних чинників, зокрема до дереворуйнівних грибів, тому порослеве поновлення дуба не повинно перевищувати двох генерацій (Tkach et al. 2005).

Динаміка радіального приросту вегетативних деревостанів характеризується найбільшим розмахом варіації: 1,60 мм. Насінневі природні та штучні лісостани за цим показником практично не різняться: 1,11 та 1,16 мм відповідно, що становить лише 4,5 %.

Дослідження мінливості дендрорядів за величиною стандартного відхилення не виявило значної різниці між показниками радіального приросту у деревостанах різного походження. Деревно-кільцеві серії насінневих деревостанів демонструють подібні статистичні результати за цим показником: розсіювання приростів у цих деревостанах різняться лише на 4,2 % і становить для природних та штучних насаджень 0,24 та 0,25 мм відповідно.

Варіабельність рядів приросту за 50-річний період досліджень свідчить про помірні структурно-функціональні зміни в кільцевих серіях лісостанів різного походження. Найвищий коефіцієнт варіації, за узагальненими даними, характерний для вегетативних природних лісостанів (14,40 %). Варіація рядів радіального приросту дуба насінних природних лісостанів у Західноукраїнському лісостеповому лісогосподарському окрузі становить 13,62 %, насінних штучних – 13,11 %, що свідчить про незначну різницю у варіабельності дендрорядів насінних лісостанів у 0,51 %.

Деревно-кільцеві хронології насаджень усіх походжень виявляють слабку чутливість до зовнішніх факторів, хоча величина коефіцієнта чутливості кільцевих серій свідчить про більшу чутливість приросту у вегетативних деревостанах. Так, щорічні коефіцієнти чутливості насінних природних деревостанів змінюються в діапазоні від -0,20 до 0,23 за узагальненого багаторічного значення 0,07. У насінневих штучних деревостанах коефіцієнт чутливості за 50-річний період становить 0,07, а щорічні варіюють у діапазоні від -0,23 до 0,21. Водночас середній багаторічний коефіцієнт чутливості порослевих деревостанів становить 0,14, а щорічні варіюють у діапазоні від -0,38 до 0,38. Чутливість усіх хронологічних серій посилюється з віком деревостанів (рис. 2).

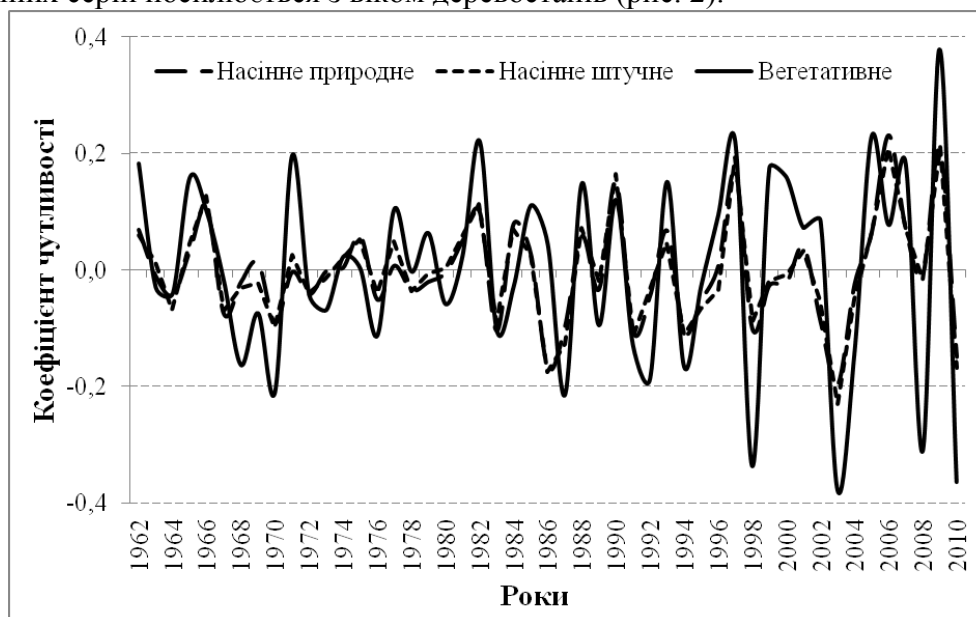


Рис. 2 – Щорічні коефіцієнти чутливості деревно-кільцевих серій дуба звичайного в деревостанах різного походження

Автокореляція хронологічних рядів є більш тісною та тривалою у насінневих природних деревостанах. Зв'язок радіального приросту поточного року із приростом попереднього є високим, з приростами другого та третього попередніх років – значним, а з приростами четвертого та п'ятого – помірним. Коефіцієнти автокореляції п'яти порядків змінюються в межах 0,80–0,38. Водночас у насінневих штучних деревостанах високою є автокореляція першого порядку, другого – значна та третього-п'ятого – помірна. Коефіцієнти автокореляції змінюються в межах 0,75–0,31. Насадження вегетативного походження демонструють слабкі та короткотривалі автокореляційні зв'язки, тут визначено автокореляцію лише до другого порядку включно, а тіснота зв'язку є помірною (табл. 4).

Таблиця 4

**Автокореляція рядів радіального приросту дуба в деревостанах різного походження
Західного Лісостепу (1961-2010 рр.)**

Показник	Походження		
	Насінне природне	Насінне штучне	Вегетативне
Автокореляція 1-го порядку	0,80	0,75	0,30
Автокореляція 2-го порядку	0,67	0,60	0,20
Автокореляція 3-го порядку	0,58	0,49	0,00
Автокореляція 4-го порядку	0,46	0,37	0,00
Автокореляція 5-го порядку	0,38	0,31	-0,02

Більш тісна та тривала автокореляція у дендрорядках насінневих природних лісостанів, які є більш стійкими щодо зовнішніх впливів, може свідчити з проявом певних генетичних впливів.

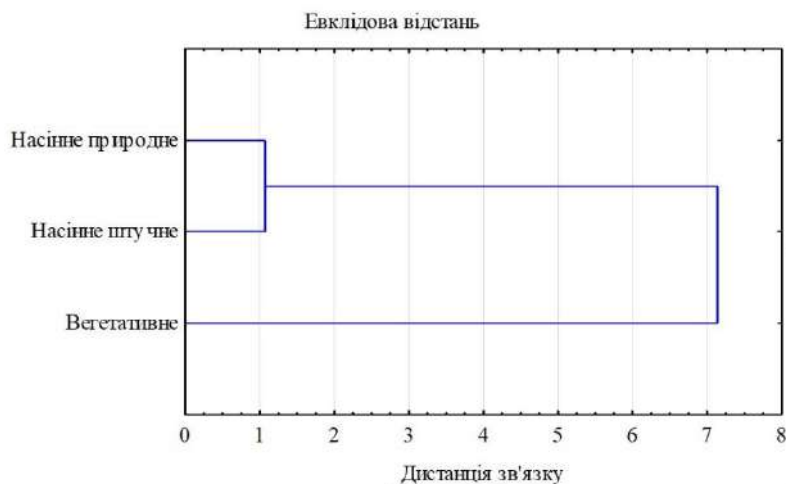
У межах Західноукраїнського лісостепового лісогосподарського округу синхронність дендрорядів насінневих природних і штучних лісостанів становить 89,80 %, що є верхньою межею високого рівня синхронності. Синхронність із приростами насаджень вегетативного походження становить 83,67 та 81,63 % відповідно (табл. 5).

Таблиця 5

Матриця синхронності (S, %) хронологічних рядів радіального приросту дуба в лісостанах різного походження (1961–2010 рр.)

Походження	Насіннєве природне	Насіннєве штучне	Вегетативне
Насінне природне	**	89,80	83,67
Насінне штучне	89,80	**	81,63
Вегетативне	83,67	81,63	**

Результати кластерного аналізу очікувано демонструють подібність хронологічних серій насінневих деревостанів природного й штучного походження, які об'єднуються в один кластер на першому рівні об'єднання за низької дистанції зв'язку в просторі ознак (рис. 3).



**Рис. 3 – Дендрограма ієрархічної кластеризації рядів радіального приросту дуба в лісостанах
різного походження в Західному Лісостепу**

Вегетативні деревостани виявляють значні відмінності в характері формування радіального приросту.

Висновки.

1. Штучні насінні деревостани вирізняються більшим середньорічним приростом, ніж природні насінні. Середньорічний приріст лісових культур становить $1,92 \text{ мм} \cdot \text{рік}^{-1}$, природних насінневих – $1,78 \text{ мм} \cdot \text{рік}^{-1}$, вегетативних – $2,86 \text{ мм} \cdot \text{рік}^{-1}$.

2. За величиною стандартного відхилення значущої різниці показників радіального приросту деревостанів різного походження не виявлено.

3. Деревно-кільцеві хронології насаджень будь-якого походження виявляють слабку чутливість до зовнішніх факторів, хоча вегетативні деревостани є більш чутливими, ніж насінні.

4. Автокореляція хронологічних рядів є найбільш тісною та тривалою у насінневих природних деревостанах.

5. Найвищу синхронність кільцевих хронологічних серій (89,80 %) демонструють насінневі деревостани, найменшу – насінневі штучні та вегетативні деревостани (81,63 %).

6. Виявлено подібність хронологічних серій радіального приросту дуба звичайного насінних деревостанів природного та штучного походження та відмінність від дерев вегетативного походження.

7. Вегетативні деревостани, попри найвищі темпів приросту, демонструють значне варіювання його формування у зв'язку з меншою стійкістю до впливу екзогенних чинників.

REFERENCES – ПОСИЛАННЯ

- Alekseev, A. S.* 1990. Fluctuations of radial growth in stands under atmospheric pollution. *Lesovedenye [Forestry]*, 2: 82–86 (in Russian).
- Arefiev, S. P.* 2003. Towards dendrochronological reconstruction and assessment of the state of the Tarmansky forest swamp complex. *Bulletin of ecology, forestry and landscape science*, 4: 66–76 (in Russian).
- Bitvinskas, T. T.* 1974. *Dendroclimatic studies*. Leningrad, Gidrometeoizdat Publishing House, 170 p. (in Russian).
- Chernyavsky, M. V.* 2008. Dynamics of the mixed oak stands and classification of types of their development. *Forestry and Forest Melioration*, 114: 36–42 (in Ukrainian).
- Cook, E. R.* 1985. A time series analysis approach to tree-ring standardization. PhD dissertation. Tucson, AZ, University of Arizona, 171 p.
- Ferguson, C. W.* 1969. A 7104-year annual tree-ring chronology for Bristlecone pine, *Pinus aristata*, from the White Mountains, California. *Tree-Ring Bull.*, 29(3–4): 3–29.
- Fritts, H. G.* 1976. *Tree-ring and climate*. New York, Academic Press, 567 p.
- Hensiruk, S. A.* 2002. *Forests of Ukraine*. Lviv, 496 p. (in Ukrainian).
- Lovelius, N. V.* 1979. Tree increment changeability. Dendroindication of natural processes and anthropogenic influences. Leningrad, Nauka Publishing House, 232 p. (in Russian).
- Matveev, S. M.* 2003. Dendroindication of the dynamics of the state of pine stands in the Central Forest-Steppe. Voronezh, Voronezh State University Publishing House, 272 p. (in Russian).
- Nogel, P.* 1981. Auskeilende und fehlende Jahrrinde in absterbenden Tannen (*Abies alba* Mill) [Wedging and missing annual bark in dead fir trees (*Abies alba* Mill)]. *Allg. Forstzeitschrift [General Forest Journal]*, B. 36(28): 709–711 (in German).
- Oprya, A. T.* 2012. *Statistics*. Kyiv, 448 p. (in Ukrainian).
- Semenova, K. D. and Tarasova, K. I.* 2018. *Business statistics*. Kyiv, 210 p. (in Ukrainian).
- Shiyatov, S. G.* 1970. To the methodology for calculating the growth indices of trees. *Ecology*, 3: 12–18 (in Russian).
- Shiyatov, S. G. and Mazepa, V. S.* 1986. Cyclicity of radial growth of trees in the high mountains of the Urals. In: *Dendrochronology and dendroclimatology*. Novosibirsk, Nauka, p. 134–160 (in Russian).
- Tkach, V. P., Lavrov, V. V., Buksha, I. F.* 2002. Problems and directions for transition of the forest industry of Ukraine to the principles of sustainable development. *Forestry and Forest Melioration*, 102: 3–9 (in Ukrainian).

Novak A. A., Vytseha R. R.

THE ROLE OF THE TREES ORIGIN IN THE FORMATION OF RADIAL GROWTH OF OAK (*QUERCUS ROBUR* L.) IN THE UKRAINIAN WESTERN FOREST-STEPPE

Ukrainian National Forestry University

The article highlights peculiarities of oak (*Quercus robur* L.) radial growth formation in stands of different origin within Western Forest-Steppe in Ukraine. The stands in which the sample plots were laid out and samples of tree-ring chronologies were selected had natural seed origin, artificial seed (forest crops) and natural vegetative (first generation) origin. The main quantitative indicators of growth during 1961–2010 are given. Minimum and maximum values of growth are revealed. In the study, standard statistical and dendrochronological methods were used. Quantitative indicators such as average annual growth rate, the scope of its variation, standard deviation, and coefficient of variation have been calculated. Analytical results on autocorrelation of chronological series, its sensitivity, and synchronicity were used to identify the influence of exogenous and endogenous factors on the formation of radial growth of English oak in the Western Forest-Steppe. The autocorrelation of the tree ring series, which makes it possible to estimate how much the current tree radial growth is affected by the growth of previous years, is calculated up to and including the fifth year. Hierarchical clustering of dendrological series, on the principle of the immediate neighborhood, was used to statistically assess the similarity of tree-ring chronologies.

К e y w o r d s : dendrological series, seed stands, vegetative stands, tree-ring chronology sensitivity, chronological series synchronicity.

E-mail: novak@nltu.edu.ua; vitseha@ukr.net

Одержано редколегією 24.11.2021



**Т. В. ПАРПАН¹, І. О. ВАСИЛИШИН¹, Т. Р. ЮНИК¹, Р. І. ФАЛЬКО¹, К.-К. РОЙБУ²,
М.-Г. КОТОС², А. МУРСА², М.-І. СТРІБУ², Ц.-В. ТОМЕСКУ², В. СІМІОНЮК²**

**ІНВЕНТАРИЗАЦІЯ ВІДМЕРЛОЇ ДЕРЕВИНИ В ГОСПОДАРСЬКИХ ТА
СТАРОВІКОВИХ ЛІСАХ НА ПОСТІЙНИХ ПРОБНИХ ДІЛЯНКАХ**

¹Український науково-дослідний інститут гірського лісівництва ім. П. С. Пастернака,

²Сучавський Університет «Штефан чел Маре», факультет лісового господарства

Під час інвентаризації в господарських і старовікових лісах Українських Карпат сухостою та деревної ламані визначено їхні запас і частки від загального запасу. Середній запас сухостою в господарських лісах становить $7,7 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, у старовікових – $38,3 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, а частка від загального запасу – 0,97 % та 3,82 % відповідно. Середній запас деревної ламані в господарських лісах становить $44,7 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, у старовікових – $73,9 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, а частка від загального запасу – 5,7 і 7,4 % відповідно. Кількість відмерлих дерев у старовікових лісах є майже удвічі меншою, а запас – удвічі вищим, ніж у господарських. У межах дослідних ділянок визначено стадії розкладання відмерлої деревини за деревними видами та проведено порівняльний аналіз розподілу. Визначені показники наявності та запасу відмерлої деревини покладені в основу науково-практичних настанов «Роль мертвої деревини в лісах та інноваційні рішення для невиснажливого лісового господарства», які спрямовані на підвищення продуктивності лісових екосистем, їхньої стійкості до зміни клімату та збереження біорізноманіття. **Ключові слова:** сухостій, деревна ламань, порівняльний аналіз, стадії розкладання, господарський ліс.

Вступ. Для лісів Європи визначено та задекларовано низку екологічних критеріїв та індикаторів стану, тенденцій і політичних викликів щодо збереження біологічного різноманіття в лісових екосистемах. В рамках IV критерію «Підтримка, збереження та належне покращення біорізноманіття» виділено кількісні індикатори, одним із яких є «відмерла деревина», а саме – наявність та об'єм облікованої відмерлої деревини в лісах та інших лісових землях (Kohl et al. 2015).

Відмерла деревина (старі дерева, сухостійні, опалі стовбури та гілки, біомаса, що розкладається) є найважливішим компонентом у структурі лісу та його функціонуванні, відіграє ключову роль у підтриманні продуктивності лісів, природного відновлення, збереженні біорізноманіття, підвищенні стійкості до зміни клімату та покращення надання екосистемних послуг місцевим громадам та громадськості загалом.

Управління відмерлою деревиною є порівняно новою для України концепцією, яку активно обговорюють і просувають від 2000 року, але яка ще не є задекларованою та залишається не зовсім зрозумілою щодо застосування на практиці. Десятиліттями під час ведення лісового господарства у багатьох європейських країнах та в Україні вважали відмерлу деревину «ворогом лісу», й зусилля докладали в систематичне вивезення її з лісів шляхом ведення лісових робіт, дотримуючись лісових норм і правил (зокрема санітарних правил, правил лісозаготівлі тощо) (Promote deadwood for resilient forests 2020).

Важливість відмерлої деревини для лісових екосистем є широко визнаною, оскільки її використовують як індикатор сталого управління лісами, а її наявність є одним із найважливіших показників їхньої природності (Pasternak & Yarotskyi 2009, Maciucă & Roibu 2012). Цінність відмерлої деревини для лісів полягає в тому, що вона є не тільки важливим субстратом для перебування й розвитку великої кількості лісових видів, зокрема хребетних, безхребетних, мохоподібних, судинних рослин, грибів, міксоміцетів і лишайників, але й сприяє структурній стабільності ґрунтів (передусім на схилах), що допомагає затримувати органічні речовини, вуглець і воду. Крім того, відмерла деревина, насамперед деревна ламань, створює особливі мікрокліматичні (теплові та тіньові) умови та є сприятливим місцем для появи й росту молодого покоління лісу (Lachat et al. 2014).

Кількість і запас відмерлої деревини в природних лісах залежать від складу деревостану та його структури, сукцесійних стадій, типу й частоти природних порушень, способів господарювання, а також ґрунтових і кліматичних характеристик. У не порушених господарською діяльністю лісах вони суттєво відрізняються від характеристик у лісах, де

здійснюють лісогосподарські заходи. Наприклад, здебільшого на пізніх сукцесійних етапах природних лісів виявлено значну кількість відмерлої деревини за обсягом, складом і стадіями розкладання (Stevens 1997). В Україні оцінювання наявності відмерлої деревини в лісових екосистемах проведено за даними моніторингу лісів I рівня. Виявлено, що в лісах України мортмаса представлена переважно сухостоєм (Yarotskyi et al. 2015).

Наслідком тривалого господарювання в європейських лісах є відсутність або незначна площа лісів на пізніх стадіях розвитку. Нестача відмерлої деревини в експлуатаційних лісах і невідповідне ведення господарства в межах природоохоронних територій є одними з основних причин втрати видового біорізноманіття (Izhyk 2013). Через брак сухостою та деревної ламані в таких лісах виникає загроза зникнення багатьох видів, які залежать від фактичної присутності цих субстратів (Stevens 1997). Наприклад, існування більшості видів ос і бджіл залежить від наявності старої та відмерлої деревини (Borodin 2017). Незначні залишки старовікових лісів є прямим доказом безпосереднього зв'язку біорізноманіття з відмерлою деревиною (Dudley et al. 2004). Тому сприяння збільшенню обсягу відмерлої деревини внаслідок природоохоронного господарювання вважають одним із потенційних варіантів підвищення біорізноманіття в європейських лісах.

Мета роботи – детальна інвентаризація сухостою та деревної ламані шляхом проведення порівняльних досліджень у господарських і старовікових лісах.

Матеріали й методи. Дослідження проведено впродовж 2020 р. в рамках міжнародного проєкту «Поводження з мертвою деревиною для стійких лісів у румунсько-українському прикордонному регіоні (RESFOR)»¹. Інвентаризацію сухостою й деревної ламані здійснено шляхом порівняльних досліджень у господарських і старовікових лісах. Рандомним способом закладено по 20 кругових пробних ділянок для кожного типу господарювання. Загальний схематичний вигляд пробної ділянки наведено на рисунку 1.

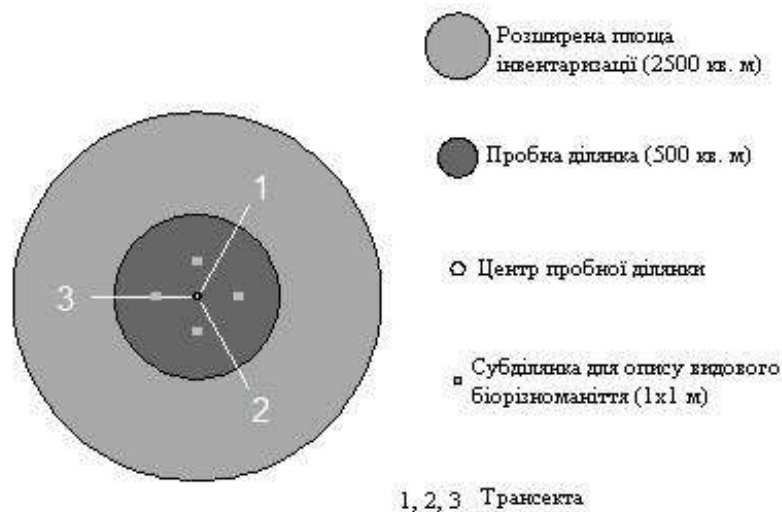


Рис. 1 – Схема пробної ділянки

Дослідні ділянки господарського лісу знаходяться на території Красницького лісництва ДП «Верховинське лісове господарство» (загальна площа 340 га). Висота над рівнем моря становить 850–1 200 м. У вологій буково-ялиновій суяличині закладено 13 ділянок, у вологій буково-ялиновій яличині – 2 та у вологій буково-ялицевій сушмеречині – 5. Вік насаджень становив від 80 до 130 років, повнота деревостану – від $36,7 \text{ м}^2 \cdot \text{га}^{-1}$ до $86,1 \text{ м}^2 \cdot \text{га}^{-1}$, загальний запас – $790,5 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$.

¹ За фінансування Європейського Союзу через Орган Управління СОП «Румунія-Україна 2014–2020»

Старовікові ліси знаходяться в заповідному урочищі «Дрестунка» та на територіях Бистрецького, Карпатського та Підліснівського ПНДВ Карпатського національного природного парку (загальна площа 200 га). Пробні ділянки розташовані на висоті від 660 до 1 240 м над рівнем моря. У вологій буково-ялиновій суяличині закладено 16 ділянок, а решта 4 – у вологій буково-ялицевій сусмеречині. Вік насаджень становив від 130 до 230 років, показник повноти деревостану – від 30,8 м²·га⁻¹ до 93,7 м²·га⁻¹. Загальний запас – 1 003,8 м³·га⁻¹.

Відмерлу деревину обліковували за двома складовими: деревною ламанню та сухостоєм. Для сухостійних дерев вимірювали висоту, реєстрували клас розкладання та наявність сучків на стовбурі. Згідно з протоколом польових досліджень у рамках загального оцінювання деревостану виділено категорію «СТАТУС ДЕРЕВА», у якій розрізняли стадії розкладання з відповідно присвоєними кодами. У презентованому дослідженні для аналізу стадій розкладання сухостою до уваги брали чотири коди: 36 – відмерле дерево із цілими стовбуром і кроною; 37 – відмерлий цілий стовбур із відламками основних гілок (для листяних дерев – гілки діаметром понад 3 см); 38 – відмерла частина стовбура висотою $\geq 1,3$ м (можливо заміряти діаметр на висоті 1,3 м); 39 – відмерлий окоренок висотою від 0,50 до 1,29 м (діаметра вимірювали на середині висоти окоренку) (Böhl & Brändli 2007, Tinner et al. 2010).

Інвентаризацію деревної ламані проведено методом трансект. Для кожної трансекти враховували відмерлу деревину діаметром понад 7 см, яка її перетинала. Трансекти беруть початок на відстані 1 м від центра пробної площі та спрямовані на 30°, 150° та 270°, у порядку яких проводили їхню таксацію. Для кожного відламка відмерлої деревини на поверхні ґрунту брали до уваги п'ять характеристик: діаметр у двох перпендикулярних напрямках; кут, що утворюється з поверхнею землі; вид (хвойний/листяний) та ступінь розкладання: 1 – свіжа деревина (камбій ще частково функціонує); 2 – тверда відмерла деревина (відсутній сік дерева, тверда; ніж важко проникає у напрямку волокон деревини); 3 – прогнила відмерла деревина (менш тверда, ніж у ступені 2, ніж легко проникає у напрямку волокон (понад 1 см в глибину дерева), але не проникає перпендикулярно (впоперек) напрямку волокон деревини); 4 – трухлява відмерла деревина (м'яка; ніж легко проникає також перпендикулярно до напрямку волокон на глибину менше ніж 1 см); 5 – порохнява відмерла деревина (дуже м'яка або порохнява деревина; ледве тримається разом) (Tinner et al. 2010).

Розрахунок усіх показників і параметрів виконано з використанням програмного середовища R (R Core Team 2020). Об'єм відмерлої деревини оцінювали з використанням таких розрахункових співвідношень:

1. Для обчислення об'єму сухостою з кроною, з наявними гілками діаметром понад 6 см (код 35, 36, 37) використано подвійне логарифмічне рівняння об'єму (1) (Bouriaud et al. 2020):

$$\log(V) = a_0 + a_1 \times \log_{10}(DBH) + a_2 \times (\log_{10}(DBH))^2 + a_3 \times \log_{10}(h) + a_4 \times (\log_{10}(h))^2 \quad (1)$$

$$V = 10^{\log V}$$

де V – об'єм дерева, м³;

DBH – діаметр дерева на висоті 1,3 м, см;

h – висота, м;

a_0, a_1, a_2, a_3, a_4 – коефіцієнти рівняння регресії досліджуваного виду.

2. Для дерев зі зламаними стовбурами заввишки понад 1,30 м використано розрахункове співвідношення (2) (Bouriaud et al. 2020):

$$V_t = V_e k_r \quad (2)$$

$$k_r = \left(\frac{(h_e - h_t)}{h_e} \right)^3 \quad (3)$$

де V_e – загальний теоретичний об'єм, $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$;

k_r – поправочний коефіцієнт;

h_t – виміряна висота, м;

h_e – загальна теоретична висота (розрахована на основі кривої висот), м.

3. Для відмерлих окоренків заввишки 0,5–1,29 м використано формулу об'єму циліндра.

4. Для оцінювання деревної ламані використано співвідношення (4) (Böhl & Brändli 2007):

$$Y(x_l) = \frac{1}{h_l} \sum_{k=1}^{h_l} \frac{\pi^2}{8L_k} \sum_{i=1}^{N(k)} \left(\frac{D1_i + D2_i}{2} \right)^2 \frac{1}{\cos \alpha_i} \quad (4)$$

де $Y(x_l)$ – розрахунковий запас деревної ламані, $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$;

h_l – кількість трансект на пробній ділянці,

L_k – горизонтальна довжина k^{th} трансект, м,

$D1_i, D2_i$ – діаметр уламка відмерлої деревини, виміряний у двох перпендикулярних напрямках,

α_i – кут, що утворює відламок відмерлої деревини з поверхнею землі;

$N(k)$ – кількість уламків відмерлої деревини на k^{th} трансекті.

Результати та обговорення. Підрахунок кількості та запасу сухоостою в господарських і старовікових лісах дав змогу визначити його частку від загального запасу для обох типів господарювання: у господарських – 0,97 %, у старовікових – 3,82 %. Знайдено мінімальні, максимальні та середні значення запасів сухоостою у перерахунку на гектар і відповідну стандартну похибку (табл. 1).

Таблиця 1

Загальна характеристика запасу сухоостою

Тип господарювання	Статистичні значення запасу сухоостою, $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$				Загальний запас, $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$	Частка сухоостою від загального запасу, %
	мін.	макс.	сер.	ст. похиандбка		
Господарський ліс	1,1	19,1	7,7	0,4	790,5	0,97
Старовіковий ліс	1,1	158,6	38,3	3,7	1003,8	3,82

Серед усього сухоостою *Abies alba* у господарських лісах найчастіше траплялися дерева зі статусом «відмерлий цілий стовбур з гілками» (код 37) (рис. 2). За ними у порядку зменшення траплялися дерева зі статусом «відмерла частина стовбура висотою $\geq 1,3$ м» (код 38), «відмерлий окоренок висотою від 0,5 до 1,29 м» (код 39) та «відмерле ціле дерево з кроною» (код 36). У старовікових лісах обсяг сухоостою ялиці білої за кодами 37 та 38 є майже однаковим. Дерев у трьох інших статусах (коди 35, 36 та 39) не траплялися.

Сухостій *Fagus sylvatica* L. у господарських лісах траплявся у чотирьох статусах. Найбільше дерев цього виду зафіксовано у статусі «відмерлий цілий стовбур з гілками» (код 37). Слідом у порядку зменшення знаходяться дерева на стадіях розкладання «відмерлий відземок висотою 0,50 до 1,29 м» (код 39), «відмерла частина стовбура висотою $\geq 1,3$ м» (код 38) та «відмерле ціле дерево з кроною» (код 36). У старовікових лісах найбільше сухоостою бука європейського зафіксовано у двох статусах (коди 37 та 38). Майже відсутні дерева у статусі «відмерле ціле дерево з кроною» (код 36), а дерева на стадії «відмерлий відземок висотою 0,50 до 1,29 м» (код 39) – відсутні.

Серед сухоостою *Picea abies*, як і у випадку з ялицею та буком, у господарських лісах найбільше особин зафіксовано у статусі «відмерлий цілий стовбур з гілками» (код 37).

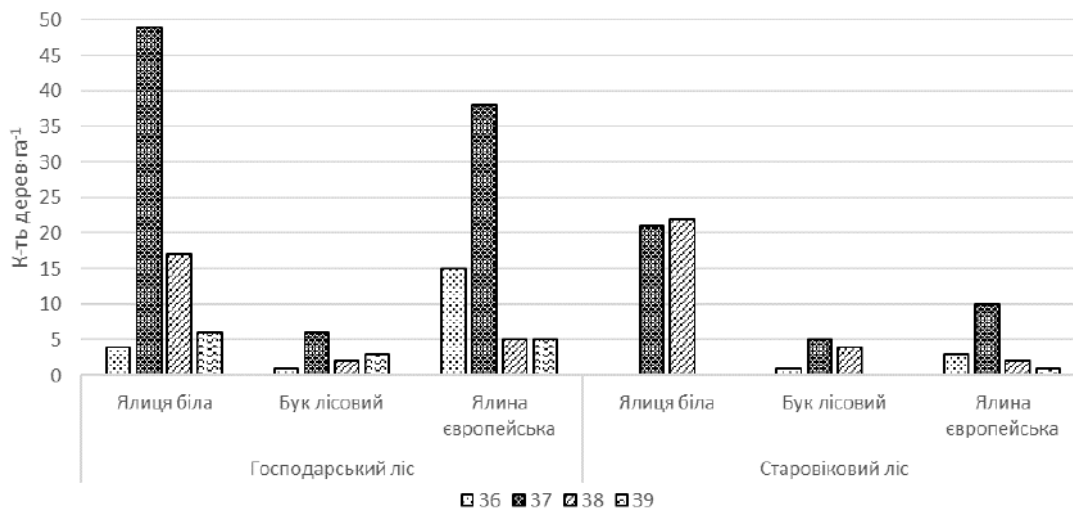


Рис. 2 – Розподіл кількості сухостою за видами та статусом

Чимала кількість дерев цього виду траплялась у статусі «відмерле ціле дерево з кроною» (код 36) та тільки по 5 дерев зі статусів, що належать до кодів 38 та 39. У старовікових лісах зафіксовано незначну чисельність ялини у трьох статусах (коди 36, 38 та 39) та 10 особин зі статусом «відмерлий цілий стовбур з гілками» (код 37).

У господарських лісах обліковано одне дерево *Salix L.* зі статусом «відмерлий цілий стовбур з гілками» (код 37), а в старовікових – один *Acer pseudoplatanus* зі статусом «відмерла частина стовбура висотою $\geq 1,3$ м» (код 38).

У господарських лісах до сухостою ялиці, бука та ялини зі статусу «відмерлий окоренок висотою 0,50 до 1,29 м» (код 39) здебільшого належали пні, що є результатом проведення рубок. У порівнянні зі старовіковими лісами виявлено більшу частку дерев, особливо ялини європейської, зі статусом «відмерле ціле дерево з кроною» (код 36). Незначна кількість дерев на всіх стадіях (статусах) розкладання (коди 36–39), особливо в старовікових лісах, є джерелом живлення та притулком для багатьох живих істот. Ці так звані дерева-оселища є особливо цінними з позицій трофічних і топічних зв'язків у лісових біогеоценозах.

У господарських лісах запас сухостою ялиці білої є у декілька разів меншим, ніж у старовікових – $4,2$ та $13,8 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$ відповідно (рис. 3).

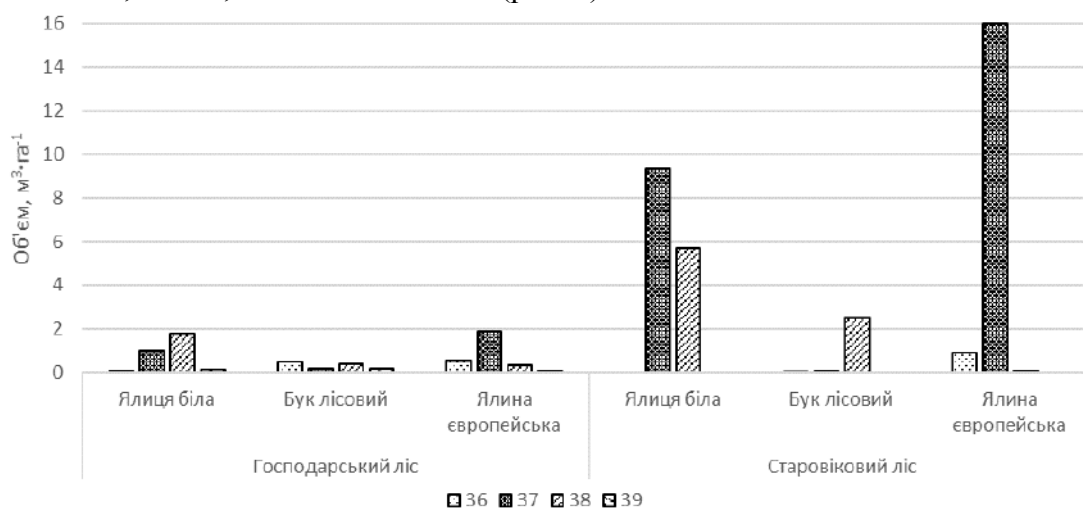


Рис. 3 – Розподіл запасів сухостою за видами та статусом

Найбільша частка сухостою в господарських лісах припадає на дерева зі статусом «відмерла частина стовбура висотою $\geq 1,3$ м» (код 38). За ними слідує дерева, що перебувають у статусі «відмерлий цілий стовбур з гілками» (код 37). Незначні запаси

виявлено для дерев у статусах із кодами 39 та 36. Натомість у старовікових лісах основна маса мертвих дерев ($> 8,5 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$) перебуває у статусі «відмерлий цілий стовбур з гілками» (код 37), а решта ($> 5,3 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$) – у статусі «відмерла частина стовбура висотою $\geq 1,3 \text{ м}$ » (код 38). На трьох інших стадіях розкладання (коди 35, 36 та 39) дерев ялиці білої не виявлено.

Запас сухоостою бука європейського в господарських лісах становить $1,3 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, а в старовікових – $2,7 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. У господарських лісах переважали статуси «відмерле ціле дерево з кроною» (код 36) та «відмерла частина стовбура висотою $\geq 1,3 \text{ м}$ » (код 38). Понад удвічі менший запас сухоостою визначено для інших стадій розкладання (коди 37 та 39). У старовікових лісах понад 90 % запасу сухоостою бука європейського знаходиться на стадії «відмерла частина стовбура висотою $\geq 1,3 \text{ м}$ » (код 38).

Для ялини європейської у порівнянні з ялицею білою та буком європейським виявлено значно більший запас сухоостою для обох типів господарювання. У господарських лісах він становить $3,0 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, а у старовікових – $17,5 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. Більша частка дерев за запасом у господарських лісах перебуває в статусі «відмерлий цілий стовбур з гілками» (код 37) та менш як $1 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$ – у статусах «відмерле ціле дерево з кроною» (код 36) та «відмерла частина стовбура висотою $\geq 1,3 \text{ м}$ » (код 38). У старовікових лісах найбільший запас сухоостою ялини європейської (понад 90 %) зафіксовано у статусі «відмерлий цілий стовбур з гілками» (код 37), а решта – на стадіях розкладання «відмерле ціле дерево з кроною» (код 36) та «відмерла частина стовбура висотою $\geq 1,3 \text{ м}$ » (код 38).

Невеликі запаси сухоостою виявлено для верби ($0,05 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$) у господарських лісах зі статусом «відмерлий цілий стовбур з гілками» (код 37) та клена-явора ($0,13 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$) на стадії розкладання «відмерла частина стовбура висотою $\geq 1,3 \text{ м}$ » (код 38), що пояснюється низькою присутністю цих видів на досліджуваних ділянках (по одному екземпляру на 1 га).

Залежно від діаметра проведено класифікацію сухоостою за трьома класами: товсті, середні та тонкі. До товстих належать дерева діаметром понад 80 см, до середніх – діаметром 26–80 см, а до тонких – до 26 см. У господарських лісах 87,5 % сухоостою належать до категорії тонких, а усі решта – до середніх. Товста деревна ламань відсутня. У старовікових лісах виявлено інший розподіл сухоостою за діаметрами: більше ніж 55 % дерев є тонкими, 28 % належать до класу середніх та 17 % – до класу товстих дерев. Для обох типів господарювання за кількістю переважає тонкий сухостій. Результати спостережень показали, що ці дерева здебільшого росли на дуже близькій відстані одне від одного, що сприяло активізації світлової та кореневої конкуренції.

Запас сухоостою на досліджуваних ділянках у господарських лісах тільки на п'яти з 20 ділянок перевищує $10 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. У старовікових лісах запас є помітно вищим: на одній ділянці він сягає $300 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, а на іншій – понад $150 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, на двох ділянках сухоостою не виявлено, а для решти 16 ділянок середнє значення цього показника становить $13,6 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$.

Підрахунок обсягу та запасу деревної ламані в господарських і старовікових лісах дав змогу визначити її частку від загального запасу: у господарських лісах – 5,65 %, а в старовікових, де не проводили лісогосподарські заходи, – 7,4 %. Розраховано мінімальні, максимальні та середні значення запасів деревної ламані в перерахунку на 1 га, а також їхню стандартну похибку (табл. 2).

Найбільша частка деревної ламані має четверту та третю стадії розкладання (рис. 4). Далі у порядку зменшення ідуть друга, п'ята та перша стадії розкладання. На 12 ділянках траплялась деревина, яка перебуває на двох і трьох стадіях розкладання, а на чотирьох ділянках – тільки на одній із п'яти стадій. На чотирьох ділянках зафіксовано деревну ламань, що знаходилася на четвертій і п'ятій стадіях розкладання.

У старовікових лісах (рис. 5) найбільший запас деревної ламані знаходиться на третій стадії розкладання, яка наявна на дев'яти дослідних ділянках. Потім у порядку зменшення трапляється відмерла деревина, що знаходиться на п'ятій, четвертій і другій стадіях розкладання.

Загальна характеристика запасів деревної ламані

Тип господарювання	Статистичні значення запасу деревної ламані, м ³ ·га ⁻¹				Загальний запас, м ³ ·га ⁻¹	Частка деревної ламані від загального запасу, %
	мін.	макс.	сер.	станд. похибка		
Господарський ліс	2,1	98,1	44,7	2,3	790,5	5,65
Старовіковий ліс	2,9	343,0	73,9	5,7	1 003,8	7,36

Тільки на трьох ділянках мортмаса цієї категорії траплялася на першій стадії розкладання. На семи ділянках ідентифікована деревина, що знаходиться на одній із п'яти стадій розкладання, а на шести – відмерла деревина, що знаходилась на трьох різних стадіях розкладання. На трьох ділянках виявлено деревину з двома стадіями розкладання і тільки на ділянці 15 зафіксовано мертву деревину на чотирьох стадіях розкладання. Ділянок з усіма стадіями розкладання деревної ламані не виявлено.

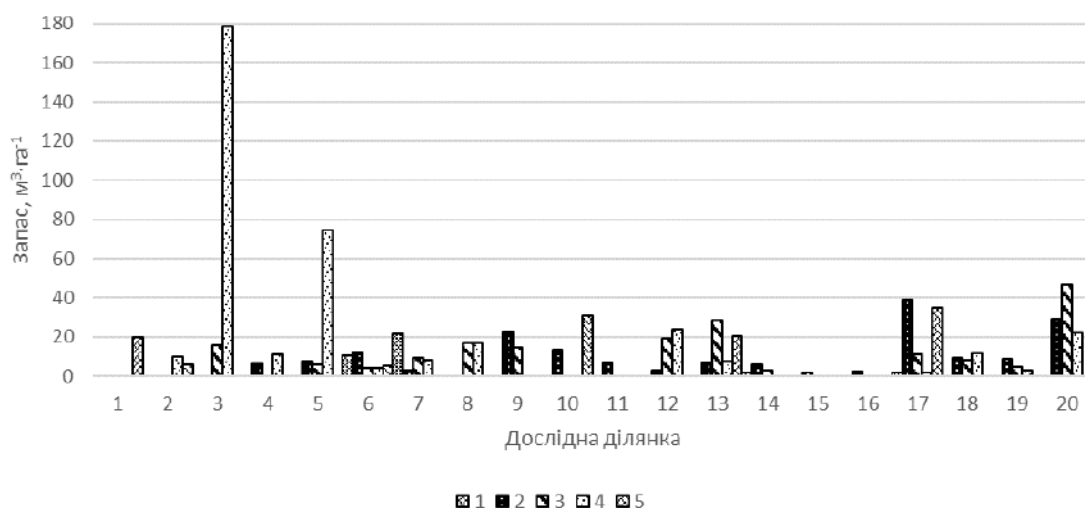


Рис. 4 – Розподіл запасу деревної ламані за стадіями розкладання у господарських лісах

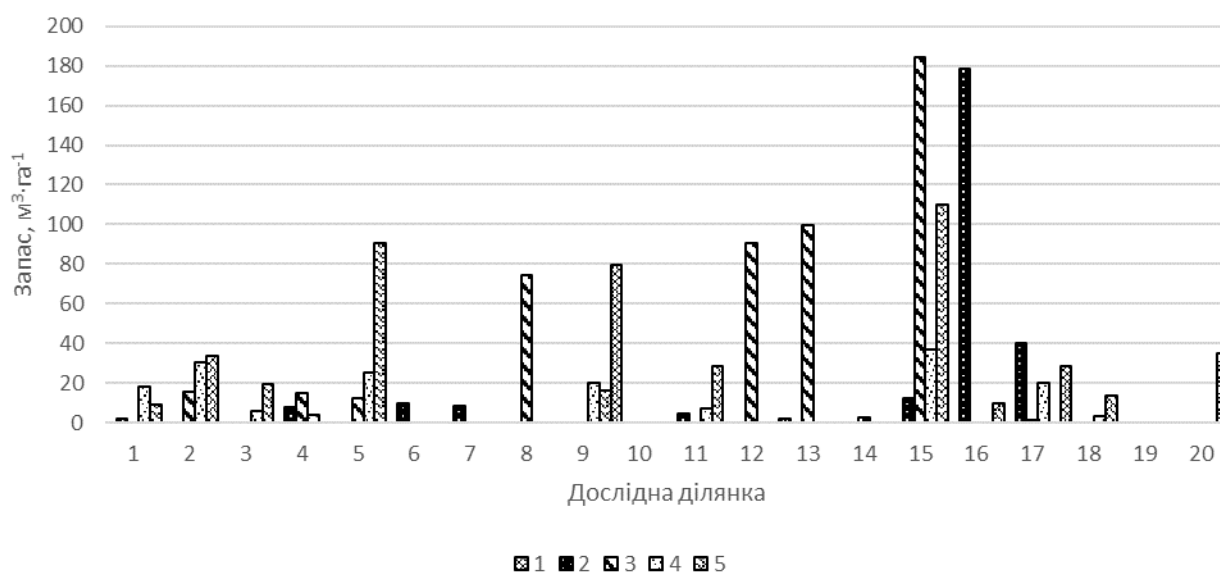


Рис. 5. – Розподіл запасу деревної ламані за стадіями розкладання у старовікових лісах

У старовікових лісах середні запаси деревної ламані є майже у два рази вищими, ніж у господарських ($73,9$ та $44,7$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$ відповідно (табл. 2)). У господарських лісах на ділянці 3 запас деревної ламані становить понад 150 $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. На інших трьох ділянках (5, 17 та 20) – від 51 до 100 $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$; на ділянках 11, 15 та 16 – до 20 $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, а на решті – від 20 до 50 $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. У старовікових лісах найвищі запаси виявлено на 15-й (350 $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$) та 16-й (150 $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$) ділянках. На 10 ділянках запас деревної ламані становив від 50 до 100 $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, на решті – до 20 $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. На ділянці 19 деревної ламані не виявлено.

Висновки. Запас відмерлої деревини в господарських лісах становить близько 53 м^3 на гектар, або $6,6$ % від загального. На деревну ламань і сухостій припадає 85 і 15 %. Середній запас сухоостою в господарських лісах становить $7,7$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, максимальний – $19,1$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, мінімальний – $1,1$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. Сухостій переважно трапляється на перших стадіях розкладання, що пов'язане з постійними лісогосподарськими втручаннями. Середній запас деревної ламані становить $44,7$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, максимальне та мінімальне значення – $194,4$ та $2,1$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$ відповідно. Близько 50 % поваленої мертвої деревини перебуває на пізніх стадіях розкладання. Середній запас відмерлої деревини ялиці білої, бука лісового та ялини європейської становить $4,2$; $1,3$ та $3,0$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$.

Запас відмерлої деревини в старовікових лісах становить близько 105 $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, що є $11,2$ % від загального. У цих лісах 67 % відмерлої деревини припадає на деревну ламань і 33 % на сухостій. Середній запас сухоостою в старовікових лісах становить $38,3$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, максимальний – $158,6$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, мінімальний – $1,1$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. Середній запас деревної ламані в старовікових лісах становить $73,9$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$, а максимальний та мінімальний – $343,3$ та $2,9$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$ відповідно. Найбільшу кількість сухоостою виявлено на початкових стадіях розкладання, а деревна ламань присутня на всіх п'яти стадіях. Середній запас відмерлої деревини ялиці білої, бука лісового та ялини європейської становить $13,8$; $2,7$ та $17,5$ $\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Böhl, J. and Brändli, U.-B. 2007. Deadwood volume assessment in the third Swiss National Forest Inventory: methods and first results. *European Journal of Forest Research*, 126(3): 449–457. <https://doi.org/10.1007/s10342-007-0169-3>

Borodin, A. 2017. Life of deadwood: perceived harm and real benefit. [Electronic resource]. *Wildlife of Belarus*. Available at: <https://wildlife.by/science/articles/zhizn-mertvoy-drevesiny-mnimyy-vred-i-realnaya-polza/> (accessed 03.08.2021) (in Russian).

Bouriaud, O., Marin, G., Hervé, J. C., Riedel, T., Lanz, A. 2020. Estimation Methods in the Romanian National Forest Inventory. Series: Environmental Science, Engineering and Technology. BISAC: SCI026000. Haupaage: Nova Science Publishers, Inc.

Dudley, N. and Vallauri, D. 2004. Deadwood – living forests: The importance of veteran trees and deadwood to biodiversity. WWF report. Gland, Switzerland, 16 p.

Izhuk, H. V. 2013. Role and functions of deadwood in beech virgin forests. *Scientific Bulletin of UNFU*, 23.9: 352–357 (in Ukrainian).

Kohl, M., Ayanz, J. S.-M., Rametsteiner, E., Dominguez, G. 2015. State of Europe's Forests [Electronic resource]. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. Madrid, p. 148–149. Available at: <https://www.foresteuropa.org/docs/fullsoef2015.pdf> (accessed 03.08.2021).

Lachat, T., Brang, P., Bolliger, M., Bollmann, K., Brändli, U., Büttler, R., Herrmann, S., Schneider, O., Wermelinger, B. 2014. Totholz im Wald. Entstehung, Bedeutung und Förderung [Electronic resource]. Merkblatt für die Praxis, 52. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL. 12 p. Available at: https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl%3A9148/datastream/PDF/Lachat-2014-Totholz_im_Wald_Entstehung%2C_Bedeutung-%28published_version%29.pdf (accessed 28.10.2021) (in German).

Maciucă, A. and Roibu, C.-C. 2012. Dead Wood – an important issue for forest biodiversity conservation. *Present Environment & Sustainable Development*, 6: 299–308.

Pasternak, V. P. and Yarotskiy, V. Yu. 2009. The value of deadwood for the forest. Equipment and tools for professionals, 5–6: 68–70 (in Russian).

Promote deadwood for resilient forests in the Romanian-Ukrainian cross-border region (RESFOR). 2020 [Electronic resource]. Available at: <https://ekosfera.org/en/prosuvannya-mertvoyi-derevyny-dlya-stijkyh-lisiv-v-rumunsko-ukrayinskomu-transkordonnomu-regioni-resfor/> (accessed 25.02.2020).

R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [Electronic resource]. Available at: <https://www.R-project.org/> (accessed 02.09.2020).

Tinner, R., Commarmot, B., Brang, P., Urs-Beat, B. 2010. Methodical instructions on statistical inventory of Uholsko-Shirokoluzhansky beech virgin forest. Version 1.3 dated 30.04.2010 based on pilot inventory in 2009. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, Birmensdorf, 65 p. (in Ukrainian).

Stevens, V. 1997. The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in BC forests. Province of British Columbia [Electronic resource]. Available at: <https://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/docs/Wp/Wp30.pdf> (accessed 02.09.2021).

Yarotskyi, V. Yu., Pyvovar, T. S., Pasternak, V.P., Buksha, M. I. 2015. Study of the characteristics of dead wood based on the results of 1th Level Forest Monitoring [Electronic resource]. Scientific Bulletin of the National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine. Series: Forestry and ornamental horticulture, 219: 69–78. Available at: http://nbuv.gov.ua/UJRN/nvnu_lis_2015_219_12 (accessed 30.11.2021) (in Ukrainian).

Parpan T. V.¹, Vasylyshyn I. O.¹, Yunyk T. R.¹, Falko R. I.¹, Roibu C.-C.², Cotos M.-G.², Mursa A.², Știrbu M.-I.², Tomescu C.-V.², Simioniuc V.²

INVENTORY OF DEAD WOOD IN MANAGED AND OLD-GROWTH FORESTS ON PERMANENT SAMPLE PLOTS

¹*Ukrainian Research Institute of Mountain Forestry named after P. S. Pasternak,*

²*Ștefan cel Mare University of Suceava, Forestry Faculty*

Inventory of standing (SDW) and lying (LDW) deadwood in managed and old-growth forests of the Ukrainian Carpathians made it possible to determine their stock and percentage of the total stock. The average stock of SDW in managed forests is $7.7 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, and in old-growth forests $38.3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. The percentages of the total stock are 0.97% and 3.82%, respectively. The average LDW stock in managed forests is $44.7 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, and in old-growth forests it is $73.9 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. The percentages of the total stock are 5.7% and 7.4%, respectively. The number of standing and fallen dead trees in old-growth forests is almost two times less, and the stock is twice as high as in managed forests. Within the framework of the research sites, the stages of decomposition of dead wood by tree species were determined and their comparative analysis was carried out. The established indicators of the availability and stock of deadwood contributed to the development of guideline “The role of deadwood and innovative measures for its management” aimed at increasing the productivity of forest ecosystems, their resilience to climate change and biodiversity conservation.

Key words: dead standing trees, dead lying trees, comparative analysis, stages of decomposition, managed forest.

E-mail: tarasparpan@gmail.com

Одержано редколегією 21.10.2021



С. Г. СИДОРЕНКО

ПОЖЕЖНІ РЕЖИМИ ЛАНДШАФТІВ ЛІВОБЕРЕЖНОГО ЛІСОСТЕПУ

Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

У зв'язку з глобальним потеплінням і збільшенням посушливості клімату ризик частота виникнення та площі лісових та інших ландшафтних пожеж залишаються високими. Одним зі способів зменшення ризиків виникнення таких пожеж є визначення науково обґрунтованих обсягів заходів протипожежної профілактики на найуразливіших територіях. Оцінено горимість різних типів ландшафтів Лівобережного Лісостепу. Обчислено площі пожеж у ландшафтах регіону за період 2006–2020 рр. Визначено пожежні піки для різних типів ландшафтів. Виявлено тенденції до збільшення пожежної небезпеки та щільності виникнення пожеж у природних ландшафтах залежно від стану рослинності, зокрема проходження фенологічних фаз її основними типами. Підтверджено залежність між усередненими індексами вегетації для місяців упродовж пожежонебезпечного періоду та часткою ландшафтних пожеж. Створено мапу частоти виникнення ландшафтних пожеж у Лівобережному Лісостепу з умовним виділенням зон за ризиком їхнього виникнення.
К л ю ч о в і с л о в а : щільність ландшафтних пожеж, пожежна небезпека ландшафтів, горимість ландшафтів, часові тенденції природних пожеж; просторові тенденції природних пожеж.

Вступ. У зв'язку з глобальним потеплінням і збільшенням посушливості клімату ризик збільшення частоти й масштабів лісових та інших ландшафтних пожеж залишається високим (Sydorenko & Sydorenko 2020). Пожежі є одним із найбільш небезпечних екологічних факторів, що завдають катастрофічних економічних, екологічних і соціальних збитків.

Наразі в Україні практично не визначено жодних методичних підходів до комплексного оцінювання пожежної небезпеки ландшафтів і характеристики їхніх пожежних режимів. В Україні пожежну небезпеку визначають виключно для окремих ділянок лісового фонду, тривалий час у фокусі наукової спільноти перебували тільки лісові пожежі, хоча відомо, що значна їхня кількість виникає поза лісом, поширюючись на лісові масиви з інших типів ландшафтів. Лише окремі публікації присвячено спробам оцінювання пожежної небезпеки у відкритих ландшафтах (Sorokina & Petrov 2020). Низку публікацій науковців Східно-Європейського центру моніторингу пожеж також присвячено розбудові ефективної стратегії управління природними пожежами (Zibitsev et al. 2019). Швидко розвиваючись, ландшафтна пожежа здатна створювати нові джерела горіння та пошкоджувати у стислі строки значні площі природних екосистем. Білоруськими вченими оцінено високі ризики виникнення торф'яних пожеж на локаціях із високою щільністю ландшафтних пожеж (Tymoshkov 2018).

Крім того, пожежі в природних екосистемах потрапляють до статистичного обліку лише за умови, якщо до боротьби з ними були залучені сили та засоби Державної служби України з надзвичайних ситуацій та лісової охорони. Таким чином, більшість природних пожеж лишаються поза увагою. З огляду на це наразі практично безальтернативним засобом збору статистичних даних щодо ландшафтних пожеж є методи дистанційного зондування Землі.

Для дослідження ландшафтних пожеж та їхніх режимів в останнє десятиліття широко застосовують дані продуктів MODIS, Sentinel та Landsat (Shynkarenko 2017). Створені на основі продуктів Sentinel та Landsat, мапи типів земного покриву (land cover) і типів землекористування (land use) слугують додатковими індикаторами для ідентифікації того чи іншого ландшафту та відправними точками оцінювання пожежних ризиків у них.

Важливість забезпечення інформаційної підтримки щодо локалізації центрів горимості дасть змогу ефективніше реагувати на можливі загрози та раціонально планувати протипожежні заходи. Використання ландшафтного підходу для оцінювання ризиків виникнення природних пожеж забезпечить ці переваги. Пожежі часто виникають поза лісами, швидко поширюючись на території лісових масивів та трансформуючись із низових до неконтрольованих, особливо великих верхових пожеж. Тому аналіз пожежних режимів конкретних територій є першим кроком для розбудови ефективної стратегії управління природними пожежами. Комплексна система охорони лісу від пожеж під час проведення

протипожежних профілактичних заходів та під час моніторингу виникнення пожеж упродовж пожежонебезпечного періоду має враховувати також пожежні ризики на суміжних територіях, що визначаються типом ландшафту, антропогенною складовою (щільність населення, близькість до населених пунктів й об'єктів інфраструктури тощо) та особливостями проходження фенологічних фаз найпоширенішою рослинністю.

Метою роботи є попереднє оцінювання просторового та часового розподілу ландшафтних пожеж і пожежних режимів переважних типів ландшафтів у Лівобережному Лісостепу України.

Матеріали й методи. За відсутності географічно орієнтованих даних щодо ландшафтних пожеж в Україні для їхнього обліку використано методики та дані дистанційного зондування Землі (ДЗЗ). Для цієї цілі обрано продукти, які забезпечує сенсор MODIS (Giglio et al. 2018). Найвні системи дистанційного моніторингу кілька разів на добу проводять знімання поверхні Землі з метою виявлення термальних аномалій та активних пожеж. Водночас визначають координати загорання, фіксують дату й час, коли зроблено супутниковий знімок. Така інформація відіграє важливу роль у відтворенні просторового розподілу історії пожеж (Zibitsev et al. 2019).

Доступність даних, одержаних сенсорами MODIS, сприяла розробленню різнопланових продуктів тематичної обробки. Серед них MCD45A1 та MCD64A1 є продуктами пошкоджених вогнем територій з роздільною здатністю 500 м (Giglio et al. 2018).

Регіоном дослідження є Лівобережний Лісостеп у межах, виділених згідно з комплексним лісогосподарським районуванням України (Gensiruk, 2002). За даними про термальні аномалії для території Лівобережного Лісостепу одержано інформацію щодо випадків пожеж, які зафіксовано сенсорами MODIS упродовж 2006–2016 рр. Кожне спрацювання системи відповідно до алгоритму MODIS MOD14/MYD14 Fire and Thermal Anomalies є так званою «гарячою точкою» (hotspot), яка відображає координати центру пікселя 1×1 км, де зафіксовано загорання (Zibitsev et al. 2019).

Під час дослідження виконано аналіз горимості території з урахуванням усіх природних пожеж – лісових, сільськогосподарських, торф'яних, випалювання пасовищ тощо. Для аналізу використано методи та дані ДЗЗ. Дані про термальні аномалії FIRMS (роздільна здатність – 1 км), де розглядали «гарячі точки» з імовірністю пожежі понад 30 %, проаналізовано для кожного із 6 588 днів періоду 2002–2020 рр. Для оцінювання поточного стану трав'яної рослинності та виявлення ознак її усихання й відмирання впродовж пожежонебезпечного періоду використано вегетаційні індекси (normalized difference vegetation index – NDVI). Для відображення індексу NDVI використано стандартизовану безперервну градієнтну шкалу, що показує значення в діапазоні від -1 до +1. Значення NDVI, менші за 0, свідчать про відсутність вегетації (живої рослинності), збільшення індексу від 0 до 1 свідчить про збільшення густоти та щільності живої біомаси рослинності. В основу розрахунків індексу покладено застосування нормалізованої різниці між мінімумом і максимумом відбиття в певному спектрі. NDVI обчислено за формулою (1) (Tarpley et al. 1984):

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED}) \quad (1)$$

де RED та NIR – значення відповідних пікселей на зображеннях, отриманих у видимій (червоній) та ближній інфрачервоній ділянках спектра.

Відповідно до цієї формули, щільність рослинності (NDVI) у певній точці зображення дорівнює різниці інтенсивностей відбитого світла в червоному та інфрачервоному діапазонах, поділеній на їхню суму (Tarpley et al. 1984). Для побудови тематичних шарів із усередненими растровими даними за десятирічний період для кожного місяця використано дані продуктів MOD13C2 MODIS (Didan 2015).

Для статистичного аналізу геопросторових даних використано стандартні засоби QGIS та мову програмування R. Оцінювання горимості ландшафтів проведено за авторськими скриптами з використанням стандартних бібліотек R та деяких додаткових модулів (*raster*, *rgdal*, *sf*). Розрахунки горимості ландшафтів, зокрема лісів, виконано за стандартними в пірології методиками, детально описаними в попередніх публікаціях (Sydorenko & Sydorenko 2020). Щільність пожеж у цьому випадку визначалася кількістю випадків на кожні 1 000 га досліджуваного типу ландшафту, а горимість – площею пожеж на 1 000 га відповідного типу ландшафту.

Результати та обговорення. Виявлено, що часовий розподіл лісових та інших ландшафтних пожеж у Лівобережному Лісостепу суттєво різняться (рис. 1).

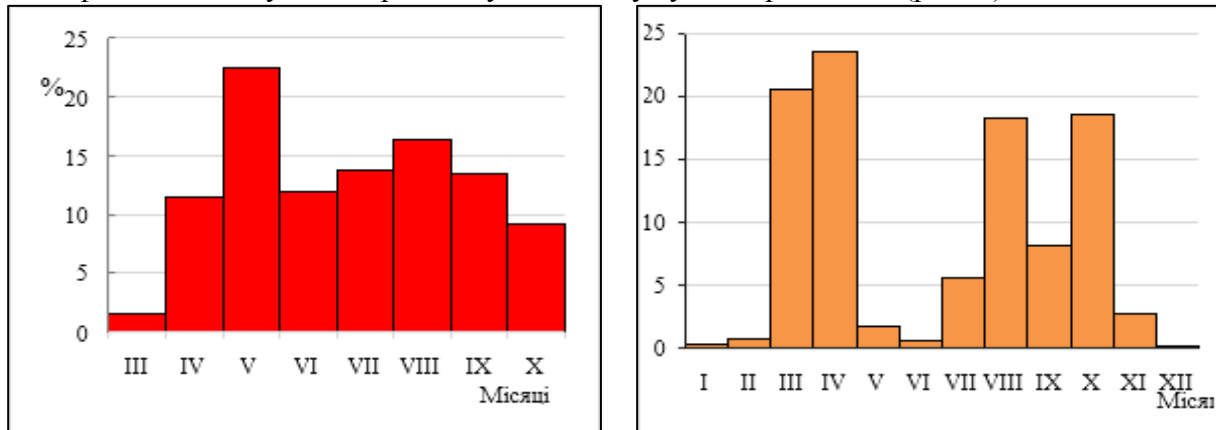


Рис. 1 – Розподіл кількості випадків лісових пожеж за місяцями (ліворуч) та розподіл ландшафтних пожеж за даними MODIS (праворуч) за місяцями за 2006-2020 рр.

Для лісових пожеж відзначено два піки горимості – травень і серпень. Натомість для пожеж у відкритих ландшафтах ці піки є виразніше визначеними. Причиною є відмінності в типах, кількісних і якісних характеристиках рослинних горючих матеріалів. Весняний максимум розпочинається з кінця лютого, коли сходить сніговий покрив. У цей період відмерлий торішній живий надґрунтовий покрив, який є легкозаймистим горючим матеріалом, швидко висихає та набуває пірологічної стиглості. Пожежна небезпека ландшафтів зберігається до кінця квітня – початку травня, коли накопичується достатня фітомаса молодого живого надґрунтового покриву, яка містить значну кількість вологи і відіграє роль бар'єра для поширення й виникнення пожеж. Таким чином, від середини травня до середини липня в ландшафтах Лівобережного Лісостепу рівень пожежної небезпеки є найнижчим. Після проходження фенологічних фаз рослинність у травостоях висихає, а пожежна небезпека, починаючи від середини липня, знову підвищується.

Беручи до уваги розбіжності в природних і кліматичних умовах ландшафтів Лівобережного Лісостепу, їхньому просторовому розміщенні та відмінності у соціально-економічному розвитку окремих регіонів на його території, проведено аналіз виникнення пожеж у контексті горимості ландшафтів і часового розподілу пожеж упродовж досліджуваного періоду. Аналіз кількості випадків природних пожеж в екосистемах за період 2006–2020 рр. виявив, що найбільша їхня кількість припадає на 2007–2008 та 2014–2015 рр. Значна кількість пожеж у 2007 та 2008 рр. (у сумі за два роки понад 12 тис випадків) пов'язана з посушливими умовами, які були характерними для більшої частини України впродовж пожежонебезпечного періоду у ці роки. У середньому впродовж 2006–2020 рр. за рік виникає близько 3,5 тис ландшафтних пожеж (рис. 2).

Визначено, що ландшафтні пожежі найчастіше виникають у південній і південно-східній частинах Лівобережного Лісостепу (див. рис. 2).

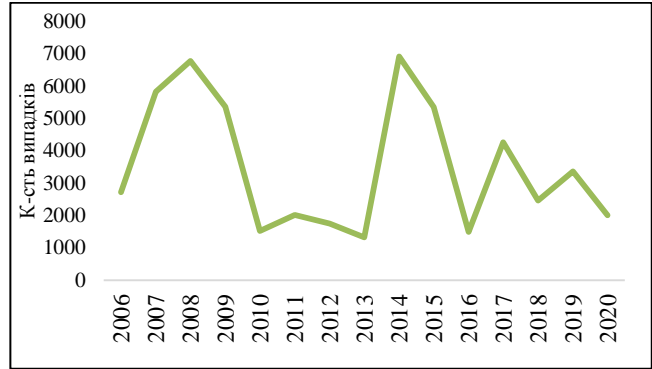
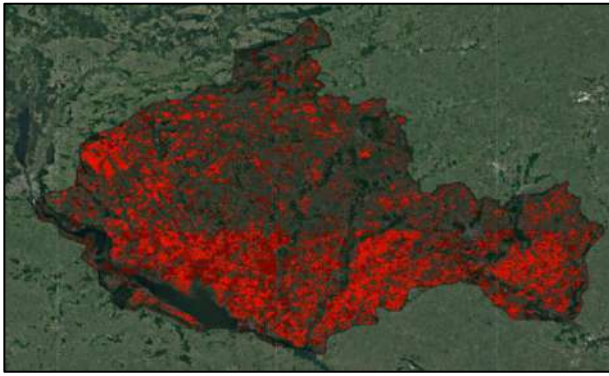


Рис. 2 – Площа та кількість ландшафтних пожеж у Лівобережному Лісостепу впродовж 2006–2020 рр.

Щорічно в природних екосистемах Лівобережного Лісостепу пошкоджується від 104 до 810 тис. га земель (рис. 3). У середньому на рік пожежі пошкоджують понад 350 тис. га природних та антропогенно змінених екосистем.

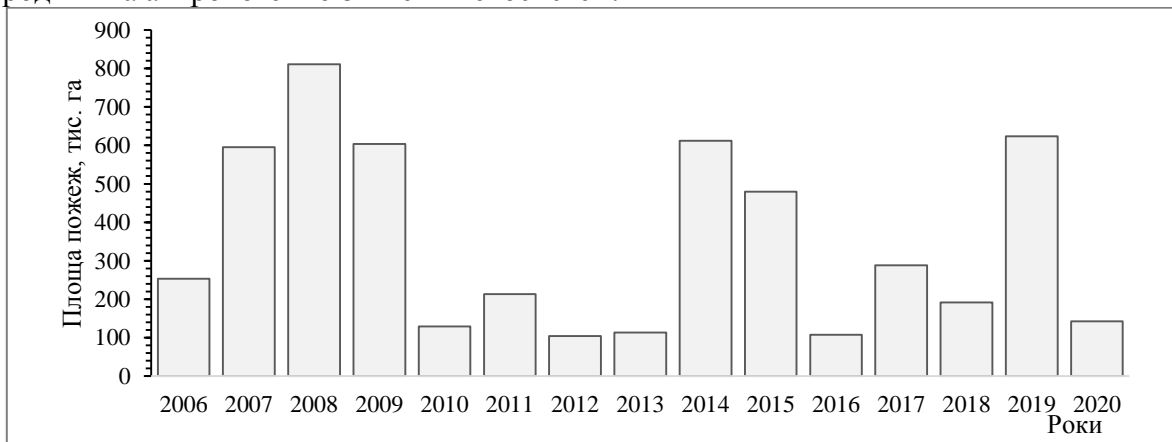


Рис. 3 – Площа ділянок, пройдена ландшафтними пожежами в Лівобережному Лісостепу

Найбільшу площу пожеж зафіксовано у 2008 р. – 810,4 тис. га, у 2014 та 2019 рр. площа, пройдена вогнем, перевищувала 610 тис. га. Значні площі ландшафтів також було пошкоджено впродовж 2009 р. – 603,4 тис. га та 2007 р. – 595,3 тис. га.

У структурі ландшафтних пожеж переважають пожежі на сільськогосподарських землях (сільськогосподарські пали) – понад 69 % випадків. Значна частка пожеж виникає в рідколіссях із переважанням травостоїв (13 %) (рис. 4).

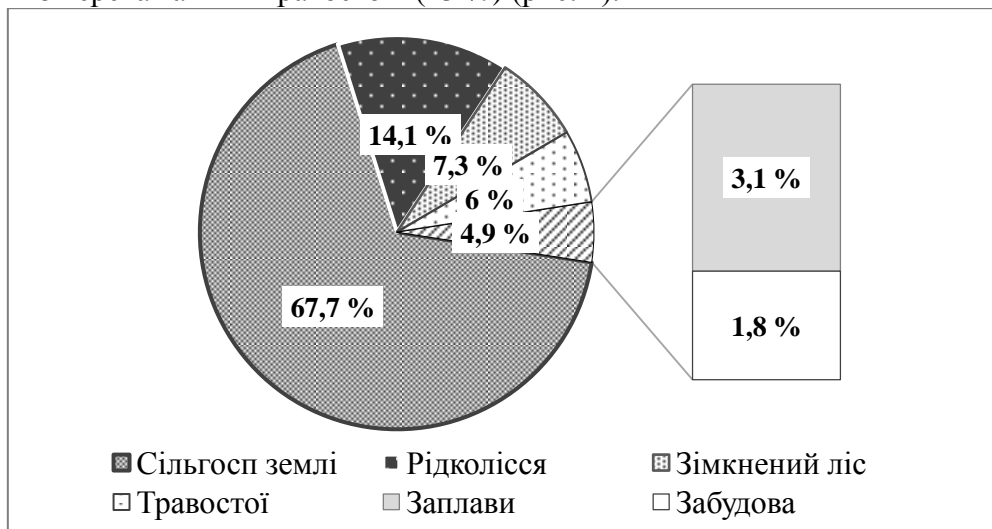


Рис. 4 – Розподіл ландшафтних пожеж за кількістю випадків пожеж

Більшість ландшафтних пожеж виникають на сільськогосподарських угіддях – 67,7 %. На ландшафти з переважанням травостоїв (луки та сіножаті) припадає 6,0 % ландшафтних пожеж, на ліси (деревоостани із зімкненістю намету понад 0,6) – 7,3 %, на умовне рідколісся – 14,1 % (ділянки земної поверхні із зімкненістю намету менше ніж 0,6). На забудови (населені пункти тощо) припадає близько 1,8 % пожеж. Таким чином, більшість пожеж (близько 90 %) виникають за межами лісу, в ландшафтах, що межують із ним. Такий розподіл пожеж свідчить про необхідність забезпечення додаткових профілактичних протипожежних заходів у лісових масивах, що межують із відкритими типами ландшафтів (створення додаткових мінералізованих смуг на межі урочищ, формування та догляд за пожежостійкими узліссями тощо).

У ландшафтах Лівобережного Лісостепу переважають сільськогосподарські угіддя (понад 58 %, рис. 5).

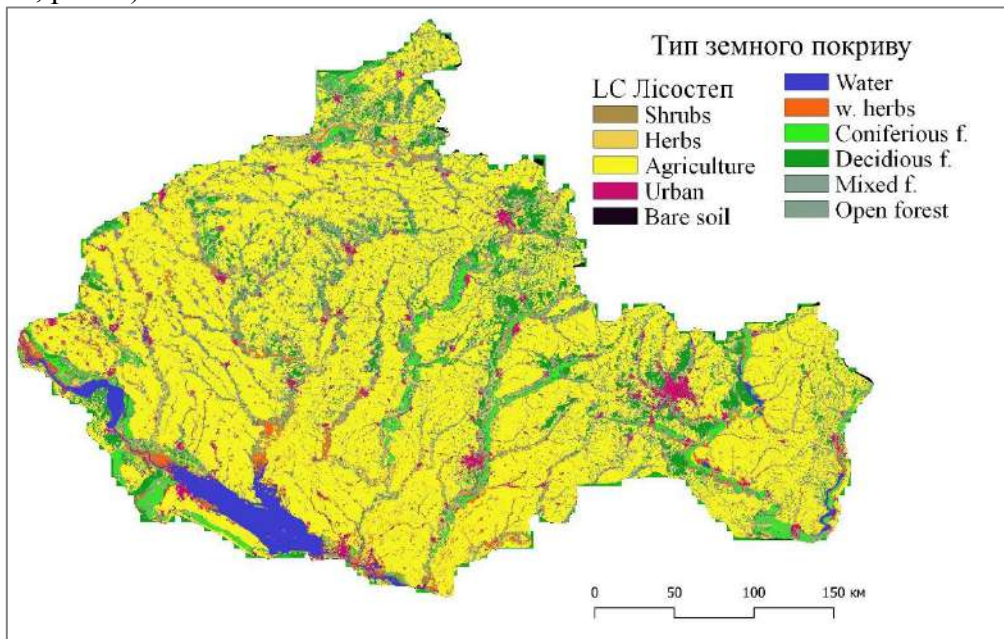


Рис. 5 – Типи земної поверхні Лівобережного Лісостепу України (shrubs – чагарники; herbs – травостої; agriculture – с/г угіддя; urban – забудова; bare soil – ґрунтовий покрив із відсутністю рослинності; water – водні об'єкти; w. herbs – болотяна рослинність; coniferous f. – хвойні ліси; deciduous f. – листяні ліси; mixed f. – мішані ліси; open forest – рідколісся)

Зважаючи на нерівномірний розподіл території Лівобережного Лісостепу за типами ландшафтів, було проведено нормалізацію даних і розрахунки горимості в переведенні на 1000 га кожного з типів поверхні (табл. 1).

Виявлено, що розподіл пожеж за місяцями для різних груп ландшафтів суттєво різниться. Виняток становлять розподіли пожеж для зімкненого лісу та рідколісся; травостоїв і заплав. Ці дві пари ландшафтів не мають статистично достовірних відмінностей, тому їх виділено в дві групи: ліс і травостій (рис. 6).

Упродовж пожежонебезпечного періоду на сільськогосподарських землях зазвичай формуються три піки горимості: весняний (березень-квітень), літній (серпень) та осінній (жовтень), коли виникають 56, 12 та 15 % пожеж відповідно. Для степових ландшафтів зі значною часткою чагарників чітко прослідковуємо лише один – ранньовесняний пік горимості (березень-квітень), коли виникають понад 78 % пожеж. Ландшафти з переважанням степової та лучної рослинності мають подібний до сільськогосподарських земель розподіл пожеж, але на відміну від сільськогосподарських земель у травостоях частіше виникають ранньовесняні пожежі – пік горимості припадає на березень-квітень – понад 54 % пожеж. Для болотяної рослинності (очерет, комиш) виявлено два рівнозначні піки пожеж: весняний – у березні та осінній – у жовтні (по 23 %).

Горимість різних типів ландшафтів Лівобережного Лісостепу України

Тип земної поверхні	Площа земної поверхні, %	Площа, км ²	Кількість термальних аномалій, випадків	Горимість, шт./1000 га
Чагарники	0,1	93,6	134	0,57
Травостої	5,2	4 865,8	3 170	0,34
Сільськогосподарські угіддя	58,7	54 927,4	35 965	0,34
Забудова	3,3	3 087,9	782	0,13
Болота (рослинність на заболочених ділянках)	3,0	2 807,2	58	0,01
Заплави	2,4	2 245,8	1 622	0,37
Ліс (зімкнені насадження)	14,4	13 474,5	3 894	0,15
Рідколісся	12,8	11 977,3	7 500	0,33
<i>НІР_{0,05}*</i>				0,11

**НІР_{0,05}* – найменша істотна різниця за критерію ймовірності $p = 0.05$.

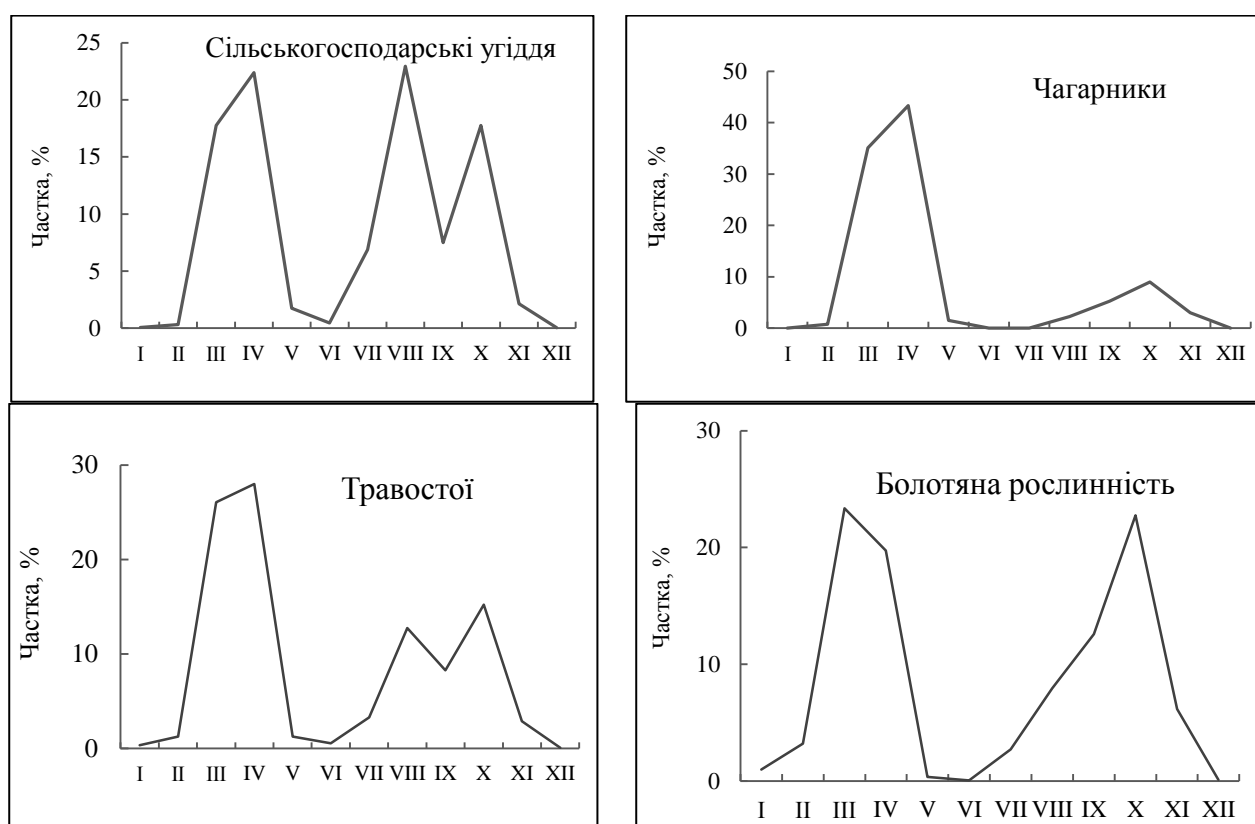


Рис. 6 – Розподіл кількості випадків лісових пожеж за місяцями в різних типах ландшафтів

Виявлено, що період від другої декади травня й до третьої декади червня є найменш пожежонебезпечним – 0,5–1,6% загальної кількості пожеж, що пов'язане з активним розвитком живого надґрунтового покриву. Таким чином, виникнення та поширення пожеж на ділянках, де основним горючим матеріалом є трав'яна рослинність, зводяться нанівець, оскільки в цей період уміст вологи в рослинах надґрунтового покриву дає їм змогу бути бар'єром для розповсюдження пожеж (рис. 7).

Пожежна небезпека ландшафтів тісно пов'язана з особливостями проходження фенологічних фаз найпоширенішою рослинністю та з погодними умовами. Зважаючи на потреби в аналізі пожежної небезпеки ландшафтів на значних територіях, її оцінено в Лівобережному Лісостепу з використанням індексів вегетації (рис. 8, 9).



Рис. 7 – Стан трав'яної рослинності. Зліва направо: квітень, червень, серпень
(Фото: Сидоренко А. Г., Полтавська обл., Гадяцький р-н., 2019–2020 рр.)

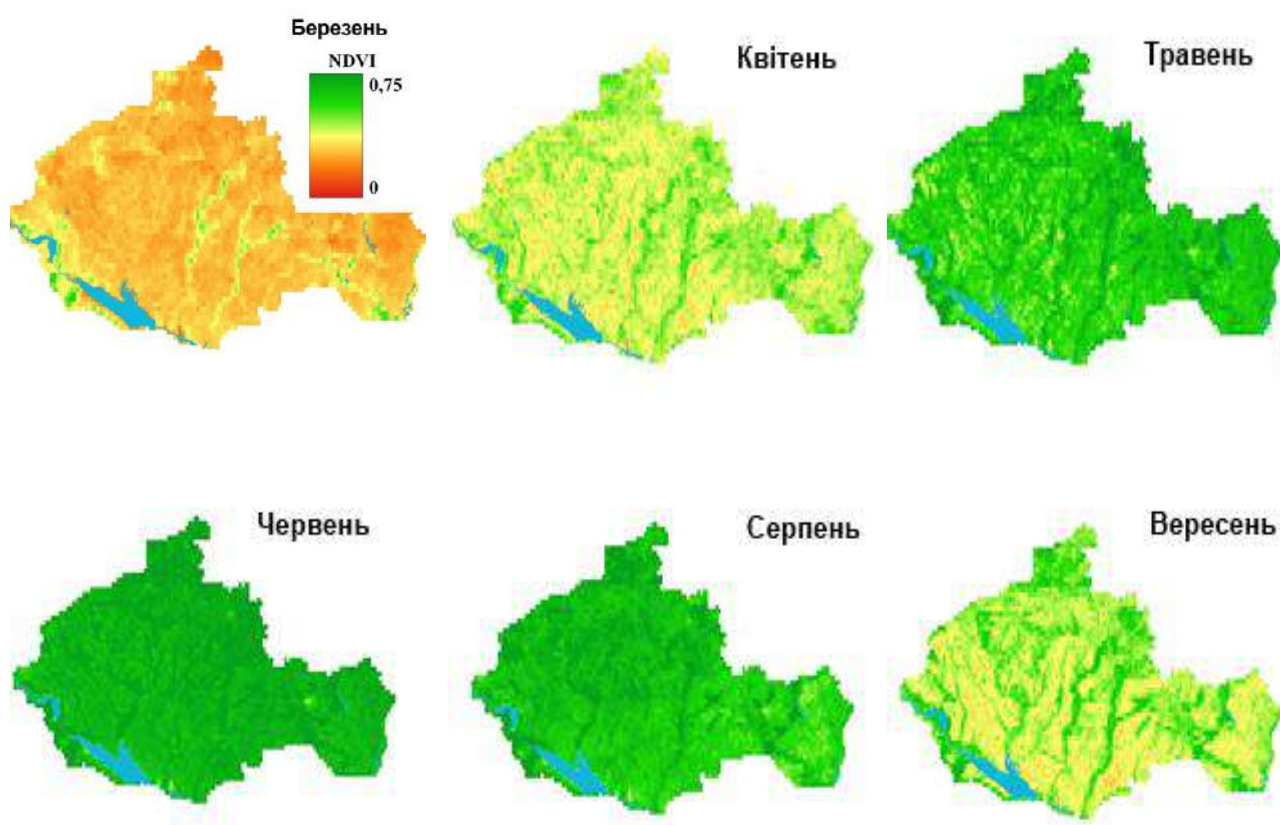


Рис. 8 – Середні багаторічні значення індексів вегетації NDVI за місяцями

Аналіз зміни індексів вегетації NDVI впродовж пожежонебезпечного сезону підтвердив, що найвищі їхні значення фіксують саме впродовж червня. Виявлено кореляційну залежність між середніми індексами вегетації для місяців упродовж пожежонебезпечного періоду та часткою випадків ландшафтних пожеж ($r = 0,7$; $p = 0,05$).

Використовуючи попередньо оброблену базу ландшафтних пожеж, за допомогою алгоритму Kernel Density було створено мапу частоти виникнення ландшафтних пожеж у Лівобережному Лісостепу з умовним виділенням зон за пожежною небезпечністю (рис. 10). Ця мапа ілюструє просторовий і часовий розподіл ландшафтних пожеж на території

Лівобережного Лісостепу. Мапу щільності пожеж поєднано з адміністративними межами (межі областей та об'єднаних територіальних громад) (див. рис. 10). Таким чином, її можна використовувати для оцінювання пожежних ризиків як у масштабах адміністративних областей, так і в межах об'єднаних територіальних громад. За наявності векторних мап територій лісогосподарських підприємств побудовану мапу можливо використати для ідентифікації центрів горимості та проектування профілактичних протипожежних заходів.

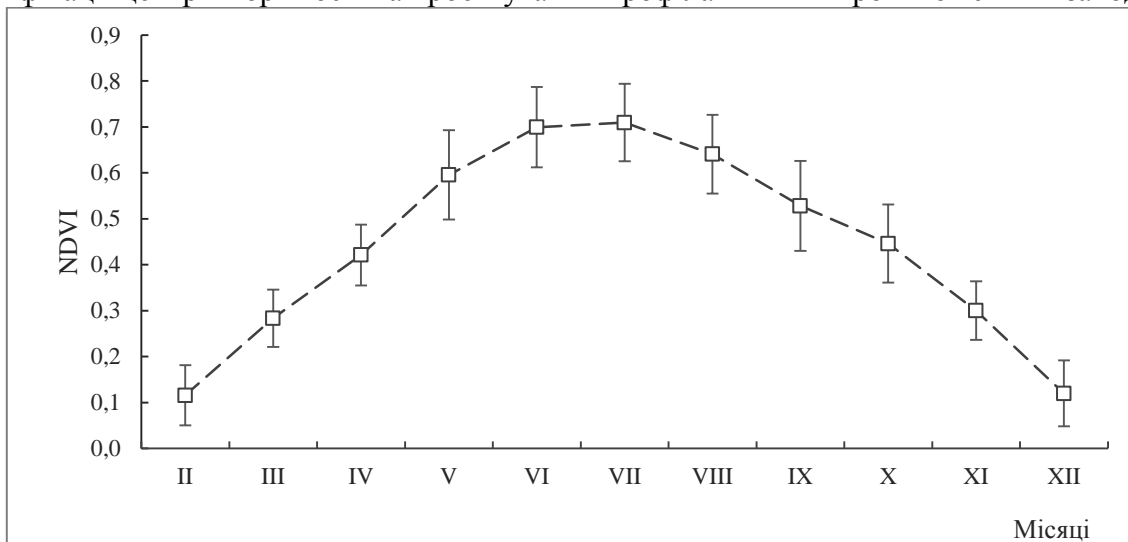


Рис. 9 – Динаміка індексів вегетації NDVI за місяцями

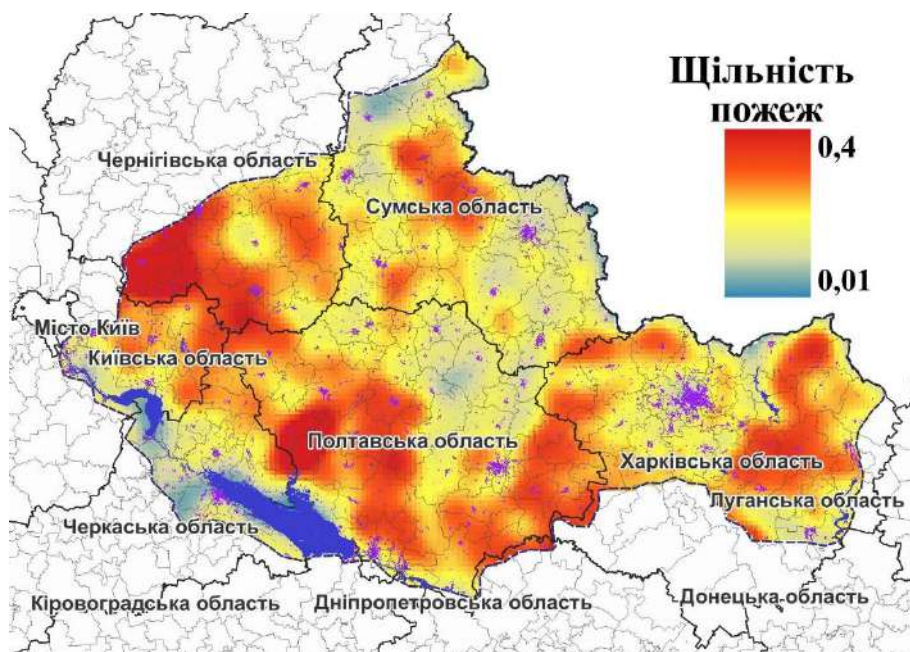


Рис. 10 – Щільність і частота ландшафтних пожеж на території Лівобережного Лісостепу України

Найбільшу щільність пожеж виявлено в південних частинах Полтавської та Чернігівської областей.

Висновки. Оцінено особливості та кількісні показники ландшафтних пожеж у Лівобережному Лісостепу України. Виявлено, що площа, пройдена пожежами у природних екосистемах регіону впродовж пожежонебезпечного періоду, може сягати 810 тис га (у середньому площа пожеж упродовж року становить 350 тис. га). Щорічно в межах регіону дослідження виникає від 1,3 до 6,7 тис. випадків пожеж.

Виявлено закономірності часового розподілу пожеж та виділено піки горимості для кожного з основних типів ландшафтів; отримані дані можуть бути використані задля

доповнення наявної системи оповіщення щодо пожежної небезпеки за умовами погоди, що не враховує особливостей проходження фенологічних фаз основною рослинністю у відкритих ландшафтах.

Створено геопросторові растрові шари частоти виникнення ландшафтних пожеж для території Лівобережного Лісостепу з ідентифікацією найбільш пожежонебезпечних територій, які характеризуються значною щільністю пожеж. Ці шари варто використовувати в поєднанні з векторними шарами територій адміністративних районів, об'єднаних територіальних громад і лісогосподарських підприємств для оцінювання пожежних ризиків та ідентифікації центрів горимості. Також розроблені мапи доцільно використовувати для запровадження системи профілактичних протипожежних заходів на певних, найбільш небезпечних ділянках.

Результати досліджень є основою для розроблення методологічних підходів щодо оцінювання пожежної небезпеки ландшафтів, які наразі в Україні відсутні.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

- Didan, K.* 2015. MOD13C2 MODIS / Terra Vegetation Indices Monthly L3 Global 0.05Deg CMG V006 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD13C2.006>
- Gensiruk S. A.* 2002. Forests of Ukraine. Lviv, 496 p. (in Ukrainian).
- Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D. P., Humber, M. L., Justice, C. O.* 2018. The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. [Electronic resource]. *Remote Sensing of Environment*, 217: 72–85. Available at: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425718303705> (accessed 23.11.2020).
- Shynkarenko, S. S.* 2017. Identification of steppe fires according to the data of LANDSAT and MODIS. *Scientific and agronomic journal*, 2 (101): 32–34 (in Russian).
- Sorokina, L. Yu. and Petrov, M. F.* 2020. Changes in the structure of the land cover and fire safety of the Chernobyl Exclusion Zone landscapes: Assessment methods using satellites. *Ukrainian Geographical Journal*, 2: 45–56 (in Ukrainian). <https://doi.org/10.15407/ugz2020.02.045>
- Sydorenko, S. H. and Sydorenko, S. V.* 2020. Analysis of fire risks in Ukrainian forests as a prerequisite for a national forest fire zoning. *Forestry and Forest Melioration*, 137: 91–101 (in Ukrainian). <https://doi.org/10.33220/1026-3365.137.2020.91>
- Tarpley, J. D., Schneider, S. R., Money, R. L.* 1984. Global vegetation indices from the NOAA-7 meteorological satellite. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 23: 491–494.
- Tymoshkov, V. F.* 2018. Tendentious localization of landscape fires with the use of dry channels. *Science and education today*, 3 (26): 17–18. (in Russian).
- Zibtsev, S. V., Soshenskyi, O. M., Myroniuk, V. V., Gumeniuk, V. V.* 2019. Landscape fire monitoring in the Ukrainian part of the Olmany-Perebrody Transboundary Ramsar site based on remote sensing data. *Forestry and Forest Melioration*, 134: 88–95 (in Ukrainian). <https://doi.org/10.33220/1026-3365.134.2019.88>

Sydorenko S. H.

LANDSCAPE FIRE REGIME PATTERNS IN THE LEFT-BANK FOREST-STEPPE

Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky

Due to climate change and increasing climate aridity, the risk of wildfires remains high. The main approach for wildfire risk reduction is an effective fire prevention campaign in the most vulnerable to fire areas. The research evaluates the combustibility of different types of landscapes in the Left-Bank Forest-Steppe. Spatial and temporal features of landscape fires during the fire season were determined. The total burnt area in the landscapes of the Left Bank Forest-Steppe for the 15-year period (2006–2020) was estimated. Fire peaks have been identified for different types of landscapes. Tendencies towards increased fire hazards and density of fires in natural landscapes depending on the current state of vegetation (passing of phenological phases by the main types of vegetation) are revealed. The relationship between the average vegetation indices for the months during the fire season and the percentage of landscape fires was confirmed. The map of landscape fire frequency in the Left-Bank Forest-Steppe with a conditional allocation of wildfire risk zones was created.

Key words: landscape fire density, landscape fire hazard, landscape combustibility, spatial landscape fire temporal pattern, landscape fire spatial pattern.

E-mail: serhii88sido@gmail.com

Одержано редколегією 23.09.2021

ЗАХИСТ ЛІСУ

UDC 630.4

<https://doi.org/10.33220/1026-3365.139.2021.124>**V. L. MESHKOVA¹, A. D. VOROBEI², A. R. OMELICH²**
PREDATORY INSECTS IN COLLAPSING FOCI OF BARK BEETLES
IN SUMY REGION¹Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky²State Specialized Forest Protection Enterprise “Kharkivlisozahyst”

The six predator Coleoptera species were found in the declining stage of the outbreak cycle of bark beetles (*Ips acuminatus* and *Ips sexdentatus*) in Sumy region, namely *Aulonium ruficorne* (Olivier, 1790) (Colydiidae), *Platysoma elongatum* (Leach, 1817) (Histeridae); *Rhizophagus depressus* (Fabricius, 1792) (Monotomidae); *Corticeus pini* (Panzer, 1799) (Tenebrionidae); *Thanasimus formicarius* (Linnaeus 1758), and *Thanasimus femoralis* (Zetterstedt, 1828) (Cleridae). *Platysoma elongatum* and *Aulonium ruficorne* were the most frequent in the 2nd decade of May, *Thanasimus formicarius* in the 3rd decade of May, *Corticeus pini* in the 1st decade of June, *Rhizophagus depressus*, *Platysoma elongatum*, and *Aulonium ruficorne* in the 3rd decade of June. The stem fragments with bark beetles for predators' rearing need to be collected from the trees of the 5th category of health condition. It is necessary to collect *Thanasimus formicarius* for rearing in the 3rd decade of May and in the 1st decade of August, and *Rhizophagus depressus*, *Platysoma elongatum*, and *Aulonium ruficorne* in the 3rd decade of June.

Key words: frequency of occurrence, entrance holes, nuptial chambers, larval galleries, exit holes.

Introduction. The outbreaks of mass propagation of multivoltine bark beetles *Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827) and *Ips sexdentatus* (Boerner, 1767) (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae), have developed in different European regions in recent years and have begun to collapse (Colombari et al. 2013, Andreieva et al. 2019, Meshkova & Bobrov 2020). These bark beetles had the advantages due to the possibility to develop two main generations and additional sister broods as well as colonizing both living and felled trees and their parts in the conditions of slowly drying of phloem (Meshkova 2019, 2021).

Predators, particularly *Thanasimus formicarius* (Linnaeus 1758), play a considerable role in the control of bark beetles (Kereselidze et al. 2010, Fora et al. 2012, Meshkova et al. 2019, 2021).

After collapsing the population of multivoltine bark beetles, the prevalence of *Tomicus piniperda* (Linnaeus, 1758) and *Tomicus minor* (Hartig, 1834) is beginning to increase (Andreieva et al. 2019). Given that most predatory beetles attack different species of bark beetles (Kenis et al. 2004, Warzee et al. 2006), it remains important to study the occurrence of such predators in the forest stands (Meshkova et al. 2019) and to rear these entomophages for a biological method of forest protection (Meshkova et al. 2021).

Since predators consume bark beetles at different stages during rearing (Reeve 2000), it is also advisable to recognize the features of bark beetles spread in collapsing foci to determine the optimal places and time for their collection.

The aim of this research was to evaluate the occurrence of bark beetles (Coleoptera: Scolytinae) and their predators in collapsing foci depending on some stand characteristics.

Materials and Methods. The study was carried out in collapsing foci of bark beetles in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands in Sumy region. Sample trees of the 5th and 6th categories of health condition were analyzed at 30 sample plots in three state forest enterprises of Polissya part of Sumy region and in seven state forest enterprises of the forest-steppe part of Sumy region (9 and 21 forestries, respectively) (Table 1).

Insects were counted on 25 × 25 cm pallets which were located at the parts of the stem with thin, thick, and transitional bark. The assessment was carried out from mid-May to mid-August 2021.

Two bark beetle species (*Ips acuminatus* and *Ips sexdentatus*) were presented at sample trees. *Ips acuminatus* colonized the parts of stems with thin bark, and *Ips sexdentatus* colonized the parts of stems with thick bark. Both bark beetle species could be found at the stem parts with transitional bark, however, it was often difficult to distinguish their entrance or exit holes. Therefore, we

considered population parameters of *Ips acuminatus* only by assessment at thin bark, and those of *Ips sexdentatus* only by assessment at thick bark. The width of thick bark was 20–30 mm, transitional bark 5–15 mm, and of thin bark 2–4 mm.

Predatory insects were collected from each pallet to individual Eppendorf tubes, labeled, and later identified in the laboratory using the MBS-9 binocular microscope and special literature (Tarbinsky & Plavilshchikov 1948, Mamaev et al. 1977, Nikitsky 1980, Plavilshchikov 1994, Nikitsky et al. 2005), and were compared with specimens from the collection of the Laboratory of Forest Protection of Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky and Kharkiv Entomological Society. The accuracy of the identification was confirmed by Yu. Skrylnyk.

Table 1

Characteristics of the sample plots

Forest Enterprise	Forestry	Compartment	Subcompartment	Stand composition	Age, years	Relative density of stocking
Krasnopilsky	V. Bobrytske	23	19	10Ps+Qr	92	0.7
Krasnopilsky	Krasnopilske	7	27	10Ps	86	0.7
Krasnopilsky	Osoivske	6	26	10Ps	90	0.7
Lebedynsky	Lebedynske	4	19	10Ps	95	0.7
Lebedynsky	Ukrainske	72	21	10Ps	90	0.7
Lebedynsky	Borovenkivske	21	20	10Ps	83	0.7
Trostryanetsky	Makivske	60	1	10Ps	115	0.7
Trostryanetsky	Lytovske	55	1	9Ps1Qr	75	0.8
Trostryanetsky	Trostryanetske	61	19	10Ps	115	0.7
Romensky	Lypovodolynske	31	1	10Ps	69	0.6
Romensky	Tomashivske	53	16	10Ps	92	0.65
Romensky	Glynske	13	2	10Ps	97	0.65
Svesky	Olynske	6	3	10Ps	82	0.7
Svesky	Chuikivske	33	29	10Ps	78	0.67
Svesky	Sveske	48	7	10Ps	104	0.5
Kroliversky	Gruzchanske	1	7	10Ps	82	0.7
Kroliversky	Krolevetske	11	6	10Ps	82	0.7
Kroliversky	Khreshchatynske	2	11	10Ps	78	0.75
Glukhivsky	Sloutske	15	18	10Ps	84	0.6
Glukhivsky	Chervonyanske	67	4	9Ps1Bp	56	0.8
Glukhivsky	Zemlyankivske	35	17	10Ps	89	0.55
Okhtyrsky	V.-Pysarivske	66	31	10Ps	51	0.6
Okhtyrsky	Okhtyrske	3	11	10Ps	93	0.7
Okhtyrsky	Khukhryanske	42	5	10Ps	83	0.8
Shostkynsky	Myronivske	55	12	10Ps	84	0.7
Shostkynsky	Sobytske	3	20	10Ps	113	0.7
Shostkynsky	Voronizke	55	14	10Ps	84	0.7
Seredino-Budsky	Znob-Novgorodske	25	1	10Ps	86	0.7
Seredino-Budsky	Golubivske	102	15	10Ps	86	0.7
Seredino-Budsky	Kamjamske	22	1	10Ps	81	0.7

Notes: 1. All model trees were felled by selective sanitary felling.

2. Ps – *Pinus sylvestris*; Qr – *Quercus robur*; Bp – *Betula pendula*.

Summary statistics with a significance level of $p < 0.05$ were performed (Atramentova & Utevskaia 2008). Microsoft Excel software and statistical software package PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis (Hammer et al. 2001) were used.

Results and Discussion. The mean population density of *Ips sexdentatus* for all model plots and trees was higher than that of *Ips acuminatus* (Table 2). According to Methodical recommendations (2011), the moderate density of nuptial chambers of *Ips acuminatus* is 0.6–1 per dm², and that of *Ips sexdentatus* is 0.3–0.5 per dm². Thus, by this parameter, the population density of *Ips acuminatus* in our assessment is moderate, near the low limit, and that of *Ips sexdentatus* is high (see Table 2).

Table 2

Population parameters of bark beetles (in the pooled sample)

Parameters	<i>Ips acuminatus</i>	<i>Ips sexdentatus</i>
Nuptial chambers per dm ²	0.62	0.71
Egg galleries per dm ²	0.84	0.88
Larval galleries per dm ²	1.24	1.42
Mother generation, beetles per dm ²	0.08	0.09
Production, beetles per dm ²	0.05	0.08
The ratio of generations	1.83	1.23
Frequency of occurrence, %	73.0	79.4

According to Methodical recommendations (2011), the moderate density of egg galleries of *Ips acuminatus* is 2.1–5 per dm², and that of *Ips sexdentatus* 0.6–1.2 per dm². Thus, by this parameter, the population density of *Ips acuminatus* in our assessment is low and that of *Ips sexdentatus* is moderate (see Table 2). The density of the mother generation and production (density of progeny) is low, wherein the production of these species is 1.83 and 1.23 times less than the density of the mother generation. According to Methodical recommendations (2011), the moderate frequency of occurrence makes 21–60 %. However, this parameter exceeded 60 % for both bark beetle species that is remained high (see Table 2).

The analysis shows that the mean frequency of bark beetles' occurrence assessed by the entrance holes, egg galleries, and exit holes in the Polissya part of Sumy region was insignificantly lower than in the Forest-Steppe one (Table 3).

Table 3

Mean frequency of bark beetles' occurrence in model trees by different population parameters in Polissya and forest-steppe parts of Sumy region, %

Occurrence by:	Polissya		Forest-Steppe		<i>t</i>
	mean	standard error	mean	standard error	
Entrance holes	74.5	4.3	83.3	2.6	-1.70
Nuptial chambers	67.6	4.6	78.4	2.9	-1.98
Egg galleries	72.5	4.4	80.9	2.8	-1.60
Larval galleries	67.6	4.6	78.4	2.9	-1.98
Exit holes	72.5	4.4	82.4	2.7	-1.90

Note. $t_{0.05} = 1.96$; significant *t* is bold.

The mean frequency of bark beetles' occurrence assessed by nuptial chambers and larval galleries was significantly higher in the forest-steppe part of Sumy region ($t = 1.98$; $t_{0.05} = 1.97$).

The mean frequency of bark beetles' occurrence tended to increase with a stem diameter (from 74.7 % to 89.2 %) but sharply decreased at a diameter over 42 cm (Fig. 1). It is possible that larger diameter trees were more resistant to bark beetle infestation.

The mean frequency of bark beetles' occurrence assessed by egg galleries varied during the season (Fig. 2). The maximum population density of *Ips acuminatus* occurred in the 2nd decade of

May, the 3rd decade of June, and the 2nd decade of August. The population dynamics of the six-toothed bark beetle changed less sharply, which may be due to the development of sister generations or differences in the dynamics of individual sample plots or trees, which will be analysed in further studies.

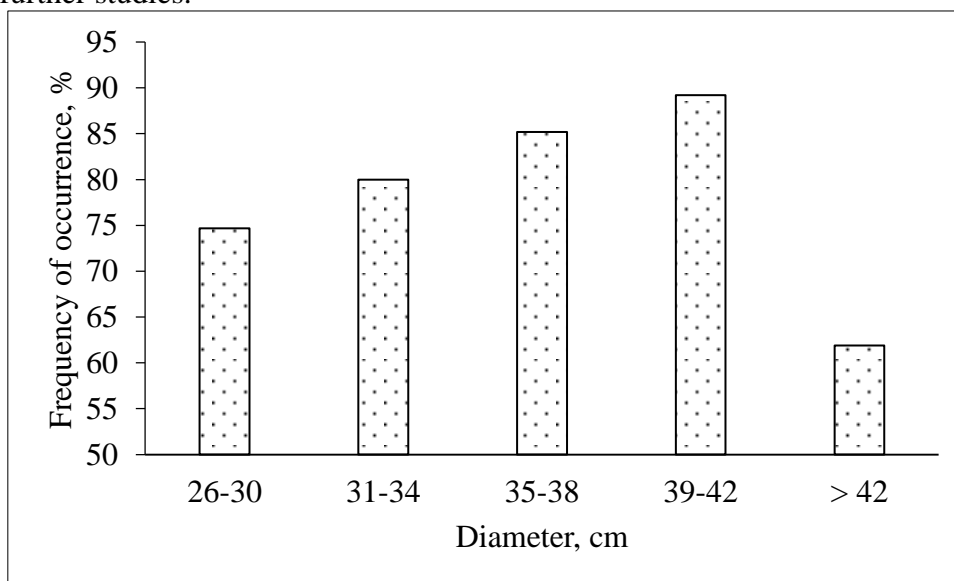


Fig. 1 – Frequency of colonizing the trees of different diameter by bark beetles

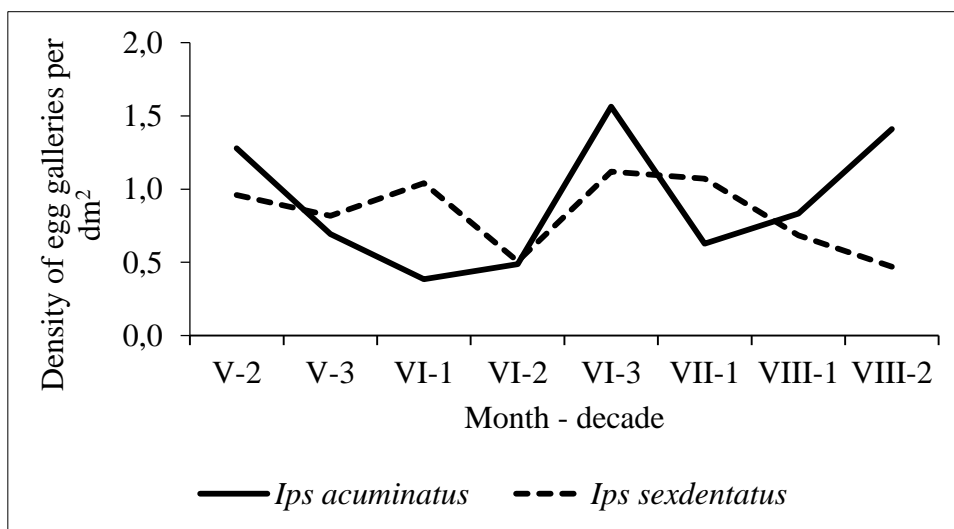


Fig. 2 – Seasonal dynamics of bark beetles' egg galleries

Six predator species from Coleoptera were collected in sample trees: *Aulonium ruficorne* (Olivier, 1790) (Colydiidae), *Platysoma elongatum* (Leach, 1817) (Histeridae), *Rhizophagus depressus* (Fabricius, 1792) (Monotomidae), *Corticeus pini* (Panzer, 1799) (Tenebrionidae), *Thanasimus formicarius* (Linnaeus 1758), and *Thanasimus femoralis* (Zetterstedt, 1828) (Cleridae).

Among predators, in the Polissya part of Sumy region, the highest was the frequency of occurrence of *Aulonium ruficorne* and *Thanasimus formicarius* (10.8 % for each), and in the Forest-Steppe zone that of *Aulonium ruficorne* and *Platysoma elongatum* (14.2 and 13.2 %, respectively). The significant differences in the frequency of occurrence in the two natural zones were proved only for *Corticeus pini* (2 ± 1.4 % and 7.4 ± 1.8 %, respectively; $t = 2.4$; $t_{0.05} = 1.97$).

The frequency of *Corticeus pini* occurrence in the trees of the 5th category of health condition was significantly higher than in the trees of the 6th health condition category (10.8 ± 2.84 % and 2.2 ± 1.06 %, respectively; $t = 2.9$; $t_{0.05} = 1.97$). The difference in the frequency of *Corticeus pini*

occurrence in the stem parts with thick and transition bark was also significant ($7.8 \pm 2.0 \%$ and $1.6 \pm 1.57 \%$; $t = 2.4$; $t_{0.05} = 1.97$).

The difference in the frequency of *Aulonium ruficorne* occurrence in the stem parts with thick and transition bark was also significant ($22.2 \pm 5.24 \%$ and $6.5 \pm 3.12 \%$; $t = 2.6$; $t_{0.05} = 1.97$). The frequency of other predators' occurrence in certain stem parts had not differed significantly.

Corticeus pini, *Rhizophagus depressus* and *Aulonium ruficorne* preferred the stands of 71–80 years old (22.2 %, 29.6 %, and 25.9 % of colonized samples). *Platysoma elongatum* colonizes the stands of 51–90 years old almost equally (11.1–16.7 % of colonized samples), and only 4.8 % of the colonized samples in the stands are over 100 years old. *Thanasimus formicarius* prefers the stands of 51– 60 years old (38.9 %), and with age, the frequency of its occurrence decreases to 4.8 % in the stands of 91–100 years old (Table 4).

Thanasimus femoralis was not found in the trees younger than 81 years old; however, the frequency of its occurrence increased from 1.8 to 4.8 % in those 100 years old (see Table 4).

Table 4

Frequency of predators' occurrence in the stands of different age, %

Age, years	<i>Corticeus pini</i>	<i>Rhizophagus depressus</i>	<i>Platysoma elongatum</i>	<i>Aulonium ruficorne</i>	<i>Thanasimus formicarius</i>	<i>Thanasimus femoralis</i>
51–60	0.0 ± 0.00	0.0 ± 0.00	11.1 ± 7.41	5.6 ± 5.40	38.9 ± 11.49	0.0 ± 0.00
61–70	16.7 ± 15.21	0.0 ± 0.00	16.7 ± 15.21	0.0 ± 0.00	16.7 ± 15.21	0.0 ± 0.00
71–80	22.2 ± 8.00	29.6 ± 8.79	11.1 ± 6.05	25.9 ± 8.43	0.0 ± 0.00	0.0 ± 0.00
81–90	3.0 ± 1.31	8.3 ± 2.13	15.5 ± 2.79	13.1 ± 2.60	11.3 ± 2.44	1.8 ± 1.02
91–100	2.4 ± 2.35	14.3 ± 5.40	4.8 ± 3.29	14.3 ± 5.40	4.8 ± 3.29	4.8 ± 3.29
> 100	8.9 ± 4.24	4.4 ± 3.07	4.4 ± 3.07	8.9 ± 4.24	6.7 ± 3.72	4.4 ± 3.07

The trend to increase the frequency of its occurrence with a relative density of stocking was recorded for *Aulonium ruficorne* (from 0 at 0.5 relative density of stocking to 16.7 % at 0.8 relative density of stocking) and *Thanasimus formicarius* (from 0 at 0.5 relative density of stocking to 19.4 % at 0.8 relative density of stocking) (Table 5). The frequency of *Platysoma elongatum* occurrence did not depend on the relative density of stocking (11.1–13.9 %) (see Table 5).

Table 5

Frequency of predators' occurrence in the stands of different relative density of stocking, %

Relative density of stocking	<i>Corticeus pini</i>	<i>Rhizophagus depressus</i>	<i>Platysoma elongatum</i>	<i>Aulonium ruficorne</i>	<i>Thanasimus formicarius</i>	<i>Thanasimus femoralis</i>
0.5	11.1 ± 10.48	11.1 ± 10.48	11.1 ± 10.48	0.0 ± 0.00	0.0 ± 0.00	22.2 ± 13.86
0.6	7.1 ± 3.97	4.8 ± 3.29	11.9 ± 5.00	9.5 ± 4.53	4.8 ± 3.29	4.8 ± 3.29
0.7	3.2 ± 1.19	8.2 ± 1.86	11.4 ± 2.15	13.7 ± 2.32	10.5 ± 2.07	1.4 ± 0.79
0.8	16.7 ± 6.21	25.0 ± 7.22	13.9 ± 5.76	16.7 ± 6.21	19.4 ± 6.60	0.0 ± 0.00

With a relative density of stocking from 0.5 to 0.8, the frequency of *Thanasimus femoralis* occurrence decreased from 22.2 % to 0 %. The frequency of *Corticeus pini* and *Rhizophagus depressus* occurrence was the highest at 0.5 relative density of stocking, decreased at 0.6–0.7 relative density of stocking, and considerably increased (from 16.7 to 25 %) at 0.8 relative density of stocking (see Table 5).

Corticeus pini, *Rhizophagus depressus*, and *Aulonium ruficorne* preferred the trees with a larger diameter (Table 6).

Table 6

Frequency of predators' occurrence in the stands of different diameter, %

Diameter of stand, cm	<i>Corticeus pini</i>	<i>Rhizophagus depressus</i>	<i>Platysoma elongatum</i>	<i>Aulonium ruficorne</i>	<i>Thanasimus formicarius</i>	<i>Thanasimus femoralis</i>
26–30	2.7 ± 1.86	8.0 ± 3.13	14.7 ± 4.09	12.0 ± 3.75	16.0 ± 4.23	0.0 ± 0.00
31–34	6.2 ± 2.98	9.2 ± 3.59	10.8 ± 3.84	10.8 ± 3.84	18.5 ± 4.81	0.0 ± 0.00
35–38	6.5 ± 2.37	9.3 ± 2.79	13.9 ± 3.33	13.9 ± 3.33	7.4 ± 2.52	3.7 ± 1.82
39–42	10.8 ± 5.10	18.9 ± 6.44	8.1 ± 4.49	16.2 ± 6.06	0.0 ± 0.00	8.1 ± 4.49
> 42	0.0 ± 0.00	4.8 ± 4.65	0.0 ± 0.00	14.3 ± 7.64	0.0 ± 0.00	0.0 ± 0.00

Maximal frequency of these species occurrence was found in the stands with a diameter of 39–42 cm (10.8 %, 18.9 %, and 16.2 % of the colonized samples, respectively). The frequency of *Platysoma elongatum* occurrence in the stands with a diameter of 26–38 cm was 10.8–14.7 %; however, it decreased to 8.1 % in the trees of a larger diameter. *Thanasimus formicarius* preferred the trees with a diameter under 34 cm (16–18.5 %), and *Thanasimus femoralis* – with a diameter of 39–42 cm (8.1 %) (see Table 6).

Analysis of stem diameter in the place of assessment shows similar patterns (Table 7). *Corticus pini*, *Rhizophagus depressus*, and *Aulonium ruficorne* preferred the trees with a larger diameter in the place of pallets location (frequency of occurrence was 8.3 %, 13.9 %, and 19.4 % in the stem fragments with a diameter of 37–40 cm). *Platysoma elongatum* colonized only 4.3 % of the stem fragments with a diameter of 20–24 cm and 11.9 % in the fragments with a diameter over 25 cm. The frequency of *Thanasimus formicarius* occurrence decreased from 26.1 % in the fragments with diameters of 20–24 cm to 5.3 % in the fragments with diameters of 33–36 cm. The maximal frequency of occurrence for *Thanasimus femoralis* (8.3 %) was recorded for the fragments with diameters of 37–40 cm (see Table 7).

Table 7

Frequency of predators' occurrence in the samples of different diameter, %

Diameter of sample, cm	<i>Corticus pini</i>	<i>Rhizophagus depressus</i>	<i>Platysoma elongatum</i>	<i>Aulonium ruficorne</i>	<i>Thanasimus formicarius</i>	<i>Thanasimus femoralis</i>
20–24	0.0 ± 0.00	4.3 ± 4.25	4.3 ± 4.25	4.3 ± 4.25	26.1 ± 9.16	0.0 ± 0.00
25–28	4.8 ± 3.29	7.1 ± 3.97	11.9 ± 5.00	9.5 ± 4.53	19.0 ± 6.06	0.0 ± 0.00
29–32	5.6 ± 2.44	9.0 ± 3.03	18.0 ± 4.07	11.2 ± 3.35	14.6 ± 3.74	0.0 ± 0.00
33–36	7.4 ± 2.68	8.4 ± 2.85	10.5 ± 3.15	11.6 ± 3.28	5.3 ± 2.29	4.2 ± 2.06
37–40	8.3 ± 4.61	13.9 ± 5.76	11.1 ± 5.24	19.4 ± 6.60	0.0 ± 0.00	8.3 ± 4.61
41–44	0.0 ± 0.00	23.8 ± 9.29	0.0 ± 0.00	33.3 ± 10.29	0.0 ± 0.00	0.0 ± 0.00

The frequency of predators' occurrence also depended on the date of assessment (Table 8). Thus, in the 2nd decade of May, the frequency of occurrence was the highest for *Platysoma elongatum* (9.6 %) and *Aulonium ruficorne* (7.6 %), while the one for the other predators was 4–5 %. In the 3rd decade of May, the frequency of occurrence of *Thanasimus formicarius* increases from 4.1 to 8.1 %. In the 1st decade of June, *Corticus pini* had the highest frequency of occurrence (5 %) both among all predator species and during the seasonal dynamics of this species. Maximal frequency of *Rhizophagus depressus* (6.8 %), *Platysoma elongatum* (8.4 %), and *Aulonium ruficorne* (7.7 %) occurrence was found in the 3rd decade of June. *Thanasimus femoralis* showed the second maximum occurrence in the 1st decade of August (6.1 %). The frequency of *Thanasimus femoralis* occurrence varied during the season within 2.3–4.6 % (see Table 8).

Table 8

Frequency of predators' occurrence (%) depending on sampling date

Month–decade	<i>Corticus pini</i>	<i>Rhizophagus depressus</i>	<i>Platysoma elongatum</i>	<i>Aulonium ruficorne</i>	<i>Thanasimus formicarius</i>	<i>Thanasimus femoralis</i>
V-2	4.2 ± 4,08	8.3 ± 5,64	33.3 ± 9,62	16.7 ± 7,61	4.2 ± 4,08	8.3 ± 5,64
V-3	0.0 ± 0,00	10.0 ± 5,48	6.7 ± 4,55	16.7 ± 6,80	26.7 ± 8,07	0.0 ± 0,00
VI-1	18.3 ± 5,00	10.0 ± 3,87	1.7 ± 1,65	8.3 ± 3,57	5.0 ± 2,81	0.0 ± 0,00
VI-2	6.7 ± 4,55	6.7 ± 4,55	6.7 ± 4,55	10.0 ± 5,48	6.7 ± 4,55	6.7 ± 4,55
VI-3	3.3 ± 3,28	16.7 ± 6,80	30.0 ± 8,37	23.3 ± 7,72	3.3 ± 3,28	0.0 ± 0,00
VII-1	3.3 ± 2,32	10.0 ± 3,87	11.7 ± 4,14	13.3 ± 4,39	13.3 ± 4,39	3.3 ± 2,32
VIII-1	0.0 ± 0,00	7.1 ± 3,97	11.9 ± 5,00	11.9 ± 5,00	19.0 ± 6,06	0.0 ± 0,00
VIII-2	0.0 ± 0,00	10.0 ± 5,48	6.7 ± 4,55	10.0 ± 5,48	3.3 ± 3,28	3.3 ± 3,28

The mean population density of predators is 5.92 beetles per dm², which is high and characteristic of outbreak decline. The mean population density of *Thanasimus formicarius* is 1.44 beetles per dm², which is also high (Methodical recommendations, 2011).

The data on the spread of predators are yet to be analysed by individual state forest enterprises and in relation to the prevalence of bark beetles.

The preliminary conclusion is that stem fragments with bark beetles for rearing the predators should be taken from the trees of the 5th category of health condition. *Thanasimus formicarius* should be collected for rearing in the 3rd decade of May and in the 1st decade of August, and *Rhizophagus depressus*, *Platysoma elongatum*, and *Aulonium ruficorne* – in the 3rd decade of June.

Conclusions. The six predator Coleoptera species were found in the declining stage of the outbreak cycle of bark beetles *Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827) and *Ips sexdentatus* (Boerner, 1767), namely *Aulonium ruficorne* (Olivier, 1790) (Colydiidae), *Platysoma elongatum* (Leach, 1817) (Histeridae); *Rhizophagus depressus* (Fabricius, 1792) (Monotomidae); *Corticeus pini* (Panzer, 1799) (Tenebrionidae); *Thanasimus formicarius* (Linnaeus 1758), and *Thanasimus femoralis* (Zetterstedt, 1828) (Cleridae).

Platysoma elongatum and *Aulonium ruficorne* had the highest frequency of occurrence in the 2nd decade of May, *Thanasimus formicarius* in the 3rd decade of May, *Corticeus pini* in the 1st decade of June, *Rhizophagus depressus*, *Platysoma elongatum*, and *Aulonium ruficorne* in the 3rd decade of June.

The fragments of the stem with bark beetles for predators' rearing have to be collected from the trees of the 5th category of health condition. It is necessary to collect *Thanasimus formicarius* for rearing in the 3rd decade of May and in the 1st decade of August, and *Rhizophagus depressus*, *Platysoma elongatum*, and *Aulonium ruficorne* – in the 3rd decade of June.

REFERENCES

- Andreieva, O. Yu., Vyshnevskiy, A. V., Boliujh, S. V. 2019. Population dynamics of bark beetles in the pine forests of Zhytomyr region. Scientific Bulletin of UNFU, 29(8): 31–35 (in Ukrainian).
- Atramentova, L. A. and Utevskaia, O. M. 2008. Statistical methods in biology. Gorlovka, Likhtar, 248 p. (in Russian).
- Colombari, F., Schroeder, M. L., Battisti, A., Faccoli, M. 2013. Spatio-temporal dynamics of an *Ips acuminatus* outbreak and implications for management. Agricultural and Forest Entomology, 15: 34–42. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2012.00589.x>
- Fora, C. G., Lauer, K. F., Berar, C., Ștefan, C., Silivășan, M., Lalescu, D. 2012. Predators of *Pityogenes chalcographus* (Coleoptera: Scolytidae) in Natural Park Apuseni. Journal of Horticulture, Forestry and Biotechnology, 16(1): 171–173.
- Hammer, O., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica, 4: 1–9.
- Kenis, M., Wermelinger, B., Gregoire, J. C. 2004. Research on parasitoids and predators of Scolytidae – a review. In: Lieutier F., Day K., Battisti A., Gregoire J. C., Evans H. F. (Eds.). European Bark and Wood Boring Insects in Living Trees. A Synthesis. Kluwer, Dordrecht, p. 237–290.
- Kereselidze, M., Wegensteiner, R., Goginashvili, N., Tvaradze, M., Pilarska, D. 2010. Further studies on the occurrence of natural enemies of *Ips typographus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in Georgia. Acta Zool. Bulg., 62(2): 131–139.
- Mamaev, B. M., Krivosheina, N. P., Potozkaja, V. A. 1977. Key to larvae of predator insects-entomophages of stem pests. Moscow, Nauka, 392 p. (in Russian).
- Meshkova, V. L. 2019. Decline of pine forest in Ukraine with the participation of bark beetles: causes and trends. Proceedings of the St. Petersburg Forest Technical Academy, 228: 312–335 (in Russian). <https://doi.org/10.21266/2079-4304.2019.228.312-335>
- Meshkova, V. 2021. The lessons of scots pine forest decline in Ukraine. Environ. Sci. Proc., 3 (1): 28. <https://doi.org/10.3390/IECF2020-07990/>
- Meshkova, V. and Bobrov, I. 2020. Parameters of *Pinus sylvestris* health condition and *Ips acuminatus* population in pure and mixed stands of Sumy region. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 20: 131–140. <https://doi.org/10.15421/412012>
- Meshkova, V. L., Omelich, A. R., Ridkokasha, A. D. 2019. Entomophages of stem pests in pine stands of Sumy region. The Bulletin of Kharkiv National Agrarian University. Series: Phytopathology and Entomology, 1–2: 101–108 (in Ukrainian).
- Meshkova, V. L., Ridkokasha, A. D., Omelich, A. R., Baturkin, D. O. 2021. The first results of the biological control of *Ips sexdentatus* using *Thanasimus formicarius* in Ukraine. Forestry and Forest Melioration, 138: 91–96. <https://doi.org/10.33220/1026-3365.138.2021.91>
- Methodical recommendations for the inspection of foci of stem forest pests. 2011. Meshkova V. (Ed.). Kharkiv, URIFFM, 27 p. (in Ukrainian).

Nikitsky, N. B. 1980. Insects-predators and their ecology. Moscow, Nauka, 232 p. (in Russian).

Nikitsky, N. B., Izhevsky, S. S., Volkov, O. V., Dolgin, M. M. 2005. Illustrated reference book of xylophagous beetles – pests of forests and timber of the Russian Federation. Tula, Grif, 218 p. (in Russian).

Plavilshchikov, N. B. 1994. A brief guide to the most common insects in the European part of Russia. Moscow, Topical, 544 p. (in Russian).

Reeve, J. D. 2000. Complex emergence patterns in a bark beetle predator. Agricultural and Forest Entomology, 2(4), 233–240.

Tarbinsky, S. P. and Plavilshchikov, N. N. 1948. Keys to insects of the European part of the USSR. Moscow-Leningrad, Selkhozgiz, 1128 p. (in Russian).

Warzee, N., Gilbert, M., Gregoire, J. C. 2006. Predator/prey ratios: a measure of bark-beetle population status influenced by stand composition in different French stands after the 1999 storms. Annals of Forest Science, 63: 301–308. <https://doi.org/10.1051/forest:2006009>

Мешкова В. Л.¹, Воробей А. Д.², Омеліч А. Р.²

ХИЖІ КОМАХИ В ОСЕРЕДКАХ, ЩО ЗГАСАЮТЬ, У СУМСЬКІЙ ОБЛАСТІ

¹Український Науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

²Державне Спеціалізоване лісозахисне підприємство «Харківлісозахист»

В осередках короїдів (*Ips acuminatus* and *Ips sexdentatus*), що згасають, у Сумській області виявлено шість видів хижаків із ряду Coleoptera: *Aulonium ruficorne* (Olivier, 1790) (Colydiidae), *Platysoma elongatum* (Leach, 1817) (Histeridae), *Rhizophagus depressus* (Fabricius, 1792) (Monotomidae), *Corticeus pini* (Panzer, 1799) (Tenebrionidae), *Thanasimus formicarius* (Linnaeus 1758) та *Thanasimus femoralis* (Zetterstedt, 1828) (Cleridae). *Platysoma elongatum* та *Aulonium ruficorne* були найбільш поширені у другій декаді травня, *Thanasimus formicarius* – у третій декаді травня, *Corticeus pini* – у першій декаді червня, *Rhizophagus depressus*, *Platysoma elongatum* та *Aulonium ruficorne* – у третій декаді червня. Фрагменти стовбурів із короїдами для розведення хижаків слід відбирати з дерев V категорії санітарного стану. Необхідно збирати *Thanasimus formicarius* для розведення у третій декаді травня та першій декаді серпня, а *Rhizophagus depressus*, *Platysoma elongatum* та *Aulonium ruficorne* – у третій декаді червня.

Ключові слова: частота трапляння, вхідні отвори, шлюбні камери, личинкові ходи, льотні отвори.

E-mail: valentynamechkova@gmail.com; ov4arenko-mosova@ukr.net; omelich.anastasiya@gmail.com

Одержано редколегією 22.09.2021



**НЕМАТОДИ У ДЕРЕВИНІ СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ В ОСЕРЕДКАХ КОРОЇДІВ
РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

Поліський національний університет

Метою досліджень було визначення видового складу та розподілу за еколого-трофічними групами нематод, виділених із деревини дерев сосни звичайної в осередках короїдів. У 55 % зразків деревини дерев сосни звичайної визначено 16 видів нематод із 12 родів 10 підродин 9 родин 6 надродин 4 підрядів 3 рядів. Значущі відмінностей видового складу нематод у зразках із типів лісорослинних умов А₁ і В₂ не виявлено. Заселеність нематодами дерев VI категорії санітарного стану була достовірно більшою, ніж дерев III категорії. За щільністю в 100 г деревини сапроксилобіонти (сапроксильні), фітогельмінти (фітофаги), ентомогельмінти (ентомофільні) й мікоксилобіонти (пов'язані з грибами) становили 53; 24,7; 12 і 10,3 % відповідно. *B. mucronatus* виявлено на ділянках стовбура з перехідною корою, *B. chitwoodi* – з тонкою корою, *B. eggersi* – з тонкою та грубою корою, а ентомогельмінтів – лише на ділянках із грубою корою.

Ключові слова: тип лісорослинних умов, санітарний стан дерев, еколого-трофічна структура.

Вступ. Останнім десятиліттям погіршився санітарний стан соснових насаджень у різних регіонах (Siitonen 2014, Davydenko et al. 2017, Davydenko et al. 2021, Meshkova 2019, 2021). Посушлива погода 2015–2017 рр. у Поліссі була однією з причин ослаблення насаджень і поширення осередків верхівкового (*Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827)) та шестизубчастого (*Ips sexdentatus* (Voerner, 1776)) короїдів (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). Із 2019 р. почалося поступове згасання осередків цих стовбурових шкідників (Andreieva et al. 2019). Поряд із відомими причинами масового всихання соснових деревостанів (зміна клімату, осередки стовбурових шкідників, пожежі), як зазначають деякі дослідники, причиною усихання можуть бути нематоли-фітогельмінти (фітофаги) (Kozlovsky 2016, Ryss et al. 2018). Одним із представників цієї групи є інвазійна японська соснова стовбурава нематода *Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner & Buhner) Nickle., яка спричиняє загибель хвойних видів дерев в Америці, Азії, а з країн Європи – в Португалії та Іспанії (Mamiya 1983, Mota et al. 1999, Zhao et al. 2009). Представник того самого роду *B. mucronatus* поширений у соснових лісах і на думку деяких дослідників (Ryss et al. 2018, Kozlovsky 2019) може спричинити загибель дерев сосни у зв'язку із закупорюванням трахеїд ранньої деревини.

Водночас у Волинському Поліссі види роду *Bursaphelenchus* були виявлені лише в усихаючих деревах (IV категорії санітарного стану) і не виявлені в деревах III категорії санітарного стану, уражених дереворуйнівними грибами, та в деревах, не заселених короїдами (Davydenko et al. 2015). Дослідження у Житомирській області (Andreieva et al. 2020) виявили у деревині сосни представників нематод, які є ентомопатогенними (ентомогельмінтів), фітопатогенними (фітогельмінтів), пов'язаними із грибами (мікоксилобіонтів) і сапроксильних (сапроксилобіонтів). При цьому нематод роду *Bursaphelenchus* знайдено лише в нижній частині стовбурів усихаючих дерев поряд із поселеннями шестизубчастого короїда. Про асоціацію *Bursaphelenchus sexdentati* з шестизубчастим короїдом доповідають також учені з Ізраїлю (Slonim et al. 2018).

Оскільки роль представників роду *Bursaphelenchus* в усиханні сосни не підтверджено і не спростовано, ми дослідили поширення нематод у деревині сосни звичайної в осередках короїдів, що згасають, у Рівненській області.

Метою досліджень було визначення видового складу та розподілу за еколого-трофічними групами нематод, виділених із деревини дерев сосни звичайної в осередках короїдів.

Матеріали й методи. Дослідження проведено в осередках верхівкового та шестизубчастого короїдів у Кричільському лісництві Державного підприємства «Сарненське лісове господарство» (кв. 14, виділи 2 і 26).

Насадження різнилися за типом лісорослинних умов (ТЛЮ), тоді як решта таксаційних показників були дуже близькими (табл. 1).

Таблиця 1

Характеристика обстежених насаджень

Пробна площа	Квар-тал	Ви-діл	Пло-ща, га	Індекс ТЛЮ	Вік, років	Висо-та, м	Діа-метр, см	Відносна повнота	Склад насаджень	Клас Крафта
ПП 1	14	2	4,9	A ₁	52	13	16	0,8	8Сз2Сз+Бп	II,3
ПП 2		26	0,8	B ₂	62	19	24	0,7	9Сз1Бп	II,3

Обстеження виявило, що обидва насадження за санітарним станом (III,5 і IV,0) є такими, що всихають, хоча індекс стану життєздатних дерев (II,7 і II,9) свідчив, що насадження є ослабленими. Ознаки заселення короїдами виявлені на 36 і 52 % дерев на ПП 1 і ПП 2 відповідно.

Зразки деревини для визначення видового складу, поширення та щільності популяцій нематод відібрані з модельних дерев – по три дерева III і VI категорій санітарного стану з кожної пробної площі, загалом 12 модельних дерев.

З кожного дерева за допомогою пилки та свердла відбирали по три проби деревини (обов'язково з попереднім коруванням зразків) масою приблизно 180–250 г на висоті до 2 м (ділянки стовбура з грубою корою), 8 м (ділянки стовбура з тонкою корою) та з ділянок стовбура з перехідною корою, висота яких у різних дерев становила 3–6 м. Загалом відібрано 36 зразків із 12 дерев.

Під час відбору зразків деревини надпилювали два надрізи на глибину 2–5 см на відстані між ними 10 см, відколювали деревину стамескою, а надалі розщеплювали на тріски сокирою та секатором на фрагменти розміром ≈1–2 см (Andreieva et al. 2020).

Нематод із зразків деревини виділяли в лабораторних умовах за допомогою метода Бермана (Kulinich & Ryss 2006). Подрібнений за допомогою секатора зразок деревини розміщували в лійку з діаметром 12–15 см і кутом нахилу 50°. На вузький кінець лійки надівали гумовий шланг відповідного діаметра, а у вільний кінець шлангу вставляли пробірку. В середину лійки вміщували латунне або синтетичне сито з розміром отворів 0,1 мм. На сито висипали подрібнений зразок та заливали водою з таким розрахунком, щоб вона вкрила зразок на 1–2 см. Активні нематоди у воді виходили з рослини й через більшу питому масу, аніж у воді, осідали на дно пробірки. Через 24 години пробірку від'єднували від шлангу. Вміст пробірки нагрівали на водяній бані за температури 50–60°C упродовж 2–4 хвилин для досягнення теплового заціпеніння нематод, а потім фіксували розчином ТАФ (7 мл 40 %-го формаліну, 2 мл триетаноламіну, 91 мл дистильованої води) або 4–6 %-м розчином формаліну (Kulinich & Ryss 2006).

Види виявлених нематод визначали за морфометричними ознаками (Korma & Sigaryova 2017). Видову належність нематод роду *Bursaphelenchus* уточнено шляхом ПЦР-аналізу в лабораторії державної установи «Чернігівська фітосанітарна лабораторія».

Частоту виявлення кожного виду нематод в окремих частинах дерева визначали як частку зразків із наявністю цього виду від загальної кількості зразків.

Значущість різниці показників поширення нематод у різних вибірках оцінювали засобами дисперсійного аналізу за допомогою пакету програм PAST (Hammer et al. 2001).

Результати та обговорення. Під час аналізу зразків деревини визначено 16 видів нематод із 12 родів 10 підродин 9 родин 6 надродів 4 підрядів 3 рядів підкласу Secernentia Linstow, 1905 класу Nematoda (Rudolphi, 1808) Skrjebin et Schuls, 1931 типу Nemathelminthes Schneider, 1937 (табл. 2).

Видовий склад нематод, виявлених у зразках деревини модельних дерев

Таксон	Назва таксону
Тип	NEMATHELMINTHES Schneider, 1937
Клас	NEMATODA (Rudolphi, 1808) Skrjebin et Schuls, 1931
Підклас	SECERNENTIA Linstow, 1905
Ряд	RHABDITIDA Chitwood, 1933
Підряд	RHABDITINA Chitwood, 1933
Надродина	RHABDITOIDEA (Oerley, 1880) Travassos, 1920
Родина	RHABDITIDAE Oerley, 1880
Підродина	RHABDITINAE (Oerley, 1880) Micoletzky, 1922
Рід	<i>Parasitorhabditis</i> (Fuchs, 1937) Ruhm, 1956
Вид	<i>Parasitorhabditis</i> sp.
Вид	<i>Parasitorhabditis acuminati</i> (Fuchs, 1915, 1937) Ruhm, 1956
Підродина	POIKILOLAIMINAE Dougherty, 1955
Рід	<i>Poikilolaimus</i> Fuchs 1930
Вид	<i>Poikilolaimus piniperda</i> Fuchs, 1930
Підряд	DIPLOGASTERINA Micoletzky, 1922
Надродина	DIPLOGASTEROIDEA (Micoletzky, 1922) Paramonov, 1962
Родина	DIPLOGASTEROIDIDAE Filipjev et Sch.-Stekhoven, 1941
Підродина	DIPLOGASTEROIDINAE Filipjev et Sch.-Stekhoven, 1941
Рід	<i>Rhabdontolaimus</i> (Fuchs, 1931) Paramonov et Turlygina, 1955
Вид	<i>Rhabdontolaimus carinthiacus</i> Fuchs, 1931
Підряд	CEPHALOBINA Andrassy, 1974
Надродина	CEPHALOBOIDEA (Filipjev, 1934) Paramonov, 1962
Родина	CEPHALOBIDAE (Filipjev, 1934) Chitwood et Chitwood, 1934
Підродина	CEPHALOBINAE Filipjev, 1934
Рід	<i>Cephalobus</i> Bastian, 1865
Вид	<i>Cephalobus</i> sp
Родина	PANAGROLAIMIDAE (Thorne, 1937) Paramonov, 1956
Підродина	PANAGROLAIMINAE Thorne, 1937
Рід	<i>Panagrolaimus</i> Fuchs, 1930
Вид	<i>Panagrolaimus tigrodon</i> Fuchs, 1930
Рід	<i>Panagrobelus</i> Thorne, 1939
Вид	<i>Panagrobelus incisus</i> Thorne, 1939
Родина	CHAMBERSIELLIDAE (Thorne, 1937) Sanwal, 1957, 1971
Підродина	MACROLAIMINAE Sanwal, 1971
Рід	<i>Macrolaimus</i> Maupas, 1900
Вид	<i>Macrolaimus crucis</i> Maupas, 1900
Ряд	TYLENCHIDA (Filipjev, 1934) Thorne, 1949
Підряд	HEXATYLINA Siddiqi, 1980
Надродина	SPHAERULARIOIDEA Lubbock, 1861
Родина	NEOTYLENCHIDAE (Thorne, 1941) Thorne, 1949
Підродина	NEOTYLENCHINAE Thorne, 1941
Рід	<i>Stictylus</i> Thorne 1941
Вид	<i>Stictylus pini</i> Fuchs, 1929
Підродина	NOTHOTYLENCHINAE, 1941
Рід	<i>Anguillonema</i> Fuchs, 1938
Вид	<i>Anguillonema</i> sp.
Надродина	TYLENCHOIDEA
Родина	TYLENCHIDAE Filipjev 1934
Рід	<i>Ditylenchus</i> Filipjev 1934 (emend. Thorne 1949)
Вид	<i>Ditylenchus striatus</i> Fuchs, 1938
Ряд	APHELENCHIDA Siddiqi, 1980
Надродина	APHELENCHOIDIDEA (Skarbilovich, 1947) Siddiqi, 1980
Родина	EKTAPHELENCHIDAE Paramonov, 1964
Підродина	CRYPTAPHELENCHINAE Paramonov, 1964

Закінчення табл. 2

Таксон	Назва таксону
Рід	<i>Cryptaphelenchus</i> (Fuchs, 1937) Ruhm, 1954
Вид	<i>Cryptaphelenchus macrogaster f. acuminati</i> (Fuchs, 1937) Ruhm, 1956
Вид	<i>Cryptaphelenchus koernerii</i> Ruhm, 1956
Родина	PARASITAPHELENCHIDAE Ruhm, 1956
Підродина	BURSAPHELENCHINAE Paramonov, 1964
Рід	<i>Bursaphelenchus</i> Fuchs, 1937
Вид	<i>Bursaphelenchus mucronatus</i> Mamiya et Enda, 1979
Вид	<i>Bursaphelenchus chitwoodi</i> Ruhm, 1956
Вид	<i>Bursaphelenchus eggersi</i> Ruhm, 1956

Оскільки поширеність нематод у зразках, відібраних на двох пробних площах, статистично не є значущою ($F = 0,09$; $F_{0,05} = 4,17$; $P = 0,75$), у подальшому аналізі всі дані об'єднані.

Нематоди виявлені у 55 % досліджених зразків деревини та представлені чотирма еколого-трофічними групами – фітогельмінтами, ентомогельмінтами, мікоксилобіонтами та сапроксилобіонтами (табл. 3).

Таблиця 3

Щільність популяцій окремих видів нематод і частота їхнього виявлення у зразках деревини

№ з/п	Еколого-трофічні групи та види нематод	Щільність популяцій (кількість особин /100 г деревини)	Частота виявлення у зразках, %
Фітогельмінти:			27,8
1	<i>Bursaphelenchus mucronatus</i>	406	11,1
2	<i>Bursaphelenchus chitwoodi</i>	362	5,6
3	<i>Bursaphelenchus eggersi</i>	245	11,1
Ентомогельмінти:			28,0
1	<i>Parasitorhabditis sp</i>	2	5,6
2	<i>Parasitorhabditis acuminati</i>	191	5,6
3	<i>Cryptaphelenchus koernerii</i>	191	5,6
4	<i>Cryptaphelenchus macrogaster f. acuminati</i>	82	5,6
5	<i>Poikilolaimus piniperda</i>	27	5,6
Мікоксилобіонти:			16,7
1	<i>Stictylus pini</i>	197	5,6
2	<i>Anguillonema sp.</i>	131	5,6
3	<i>Ditylenchus striatus</i>	96	5,6
Сапроксилобіонти:			33,5
1	<i>Rhabdontolaimus carinthiacus</i>	1 145	5,6
2	<i>Cephalobus sp.</i>	2	5,6
3	<i>Panagrolaimus tigrodon</i>	925	5,6
4	<i>Panagrobelus incisus</i>	11	5,6
5	<i>Macrolaimus crucis</i>	96	11,1

Сапроксилобіонти становили 33,5 % особин і 53 % за щільністю у 100 г деревини. Ентомогельмінти та фітогельмінти були представлені дуже близько за кількістю особин (28 і 27,8 % відповідно), а за щільністю у 100 г деревини вдвічі переважали фітогельмінти (12 і 24,7 %). Мікоксилобіонти становили 16,7 % особин і 10,3 % за щільністю у 100 г деревини.

Частота виявлення окремих видів нематод була переважно невисокою: із 16 видів 13 виявлені в 5,6 % зразків деревини кожен. Лише три види траплялися у 11,1 % зразків – це були сапроксилобіонт *Macrolaimus crucis* та два фітогельмінта – *Bursaphelenchus mucronatus* та *Bursaphelenchus eggersi*. Види нематод роду *Bursaphelenchus*, які характеризувалися найбільшим траплянням, посідали за щільністю популяцій третє і четверте місця, тоді як

перші два місяці посідали сапроксильні види *Rhabdontolaimus carinthiacus* та *Panagrolaimus tigrodon* (рис. 1).

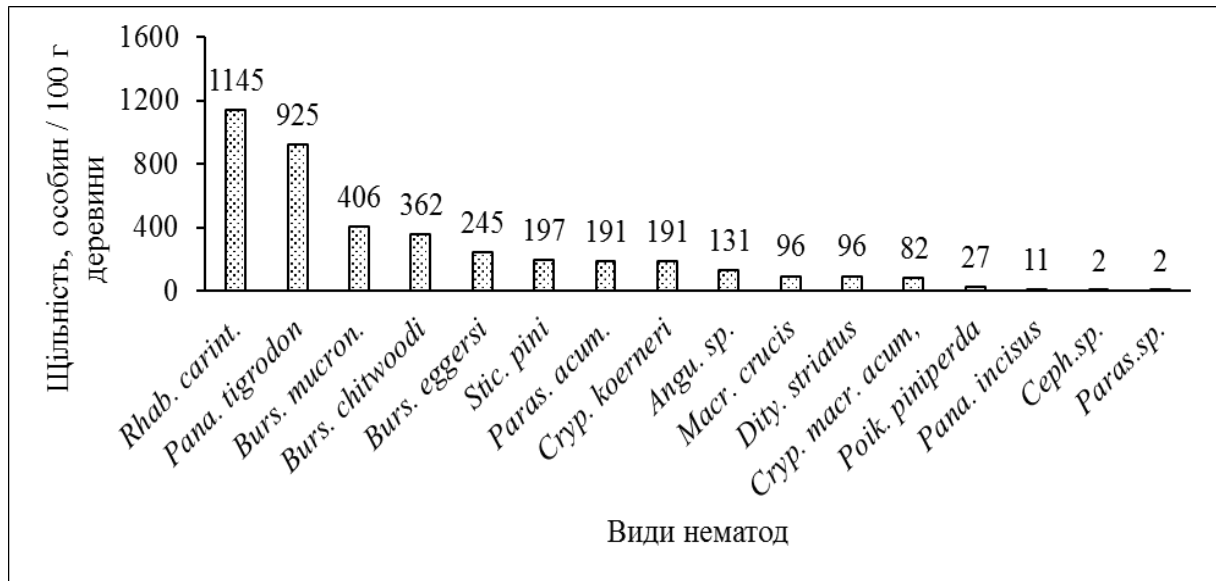


Рис. 1 – Щільність популяцій окремих видів нематод у порядку зменшення (скорочення: Rhab. carint. – *Rhabdontolaimus carinthiacus*; Pana. tigrodon – *Panagrolaimus tigrodon*; Burs. mucron. – *Bursaphelenchus mucronatus*; Burs. chitwoodi – *Bursaphelenchus chitwoodi*; Burs. eggersi – *Bursaphelenchus eggersi*; Stic. pini – *Stictylus pini*; Paras. acum. – *Parasitorhabditis acuminati*; Cryp. koerneri – *Cryptaphelenchus koerneri*; Angu. sp. – *Anguillonema* sp.; Macr. crucis – *Macrolaimus crucis*; Dity. striatus – *Ditylenchus striatus*; Cryp. macr. acum. – *Cryptaphelenchus macrogaster* f. *acuminati*; Poik. piniperda – *Poikilolaimus piniperda*; Pana. incisus – *Panagrobelus incisus*; Ceph.sp. – *Cephalobus* sp.; Paras. sp. – *Parasitorhabditis* sp.)

На деревах III категорії санітарного стану виявлені незначною мірою (по одному із 16 виявлених видів, або по 6,3 %) сапроксилібійнти (*Cephalobus* sp.), ентомогельмінти (*Parasitorhabditis* sp.) та фітогельмінти (*Bursaphelenchus mucronatus*) й були відсутні мікоксилібійнти (рис. 2). При цьому *B. mucronatus* була представлена в деревах III категорії лише двома особинами.

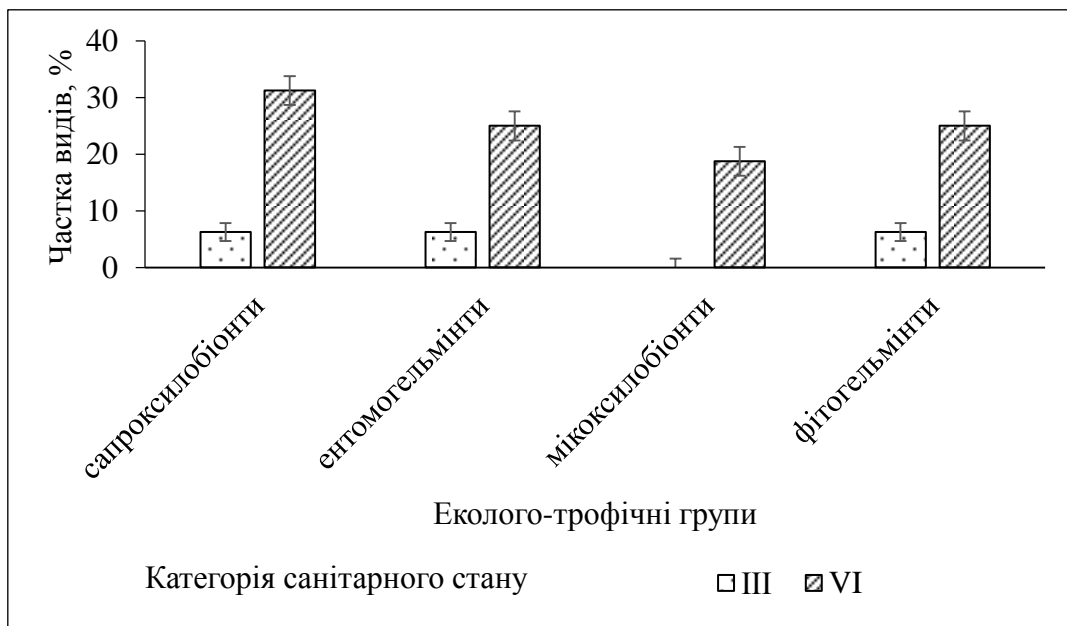


Рис. 2 – Частота виявлення видів нематод різних еколого-трофічних груп на деревах різного санітарного стану

Водночас на деревах VI категорії санітарного стану частки представників сапроксилобіонтів, ентомогельмінтів і фітогельмінтів були більшими у чотири рази (25–31,3 %), а мікоксилобіонти становили 18,8 % виявлених видів. Різниця в заселенні дерев III та VI категорій санітарного стану є значущими ($F = 24,6$; $F_{0,05} = 4,17$; $P < 0,0001$), тобто поширеність нематод збільшилась у загиблих деревах.

Аналіз поширення нематод на ділянках стовбура з тонкою, перехідною та грубою корою не виявив значущих різниць ($F = 1,83$; $F_{0,05} = 3,20$; $P = 0,17$).

Фітогельмінтів роду *Bursaphelenchus* виявлено на різних ділянках стовбура: *B. mucronatus* – лише на ділянках із перехідною корою, *B. chitwoodi* – лише на ділянках із тонкою корою, а *B. eggersi* – на ділянках із тонкою та грубою корою.

Усіх ентомогельмінтів виявлено лише на ділянках із грубою корою. Саме на цих ділянках виявлено поселення шестизубчастого короїда *Ips sexdentatus* (Boerner, 1776).

Мікоксилобіонтів виявлено лише на деревах VI категорії санітарного стану, зокрема *Stictylus pini* та *Anguillonema* sp. – на ділянках стовбура з тонкою корою, а *Ditylenchus striatus* – на ділянках стовбура з перехідною корою. На цих ділянках було також виявлено сліди поселень верхівкового короїда *Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827) та ознаки синяви, яку зазвичай спричиняють офіостомові гриби (Davydenko et al. 2015, 2021).

Сапроксилобіонтів, які мали найбільшу щільність (див. табл. 2), – *Rhabdontolaimus carinthiacus* та *Panagrolaimus tigrodon*, виявлено лише в деревині ділянок стовбура з грубою корою, а види з невисокою (*Cephalobus* sp., *Panagrobelus incisus*) та помірною (*Macrolaimus crucis*) щільністю – на ділянках стовбура з тонкою корою. Ці види заселяли ділянки з відмерлим лубом.

Висновки.

1. В осередках всихання у деревині дерев сосни звичайної визначено 16 видів нематод із 12 родів 10 підродин 9 родин 6 надродів 4 підрядів 3 рядів.

2. Дерева VI категорії санітарного стану характеризувалися достовірно більшими поширенням і щільністю нематод проти дерев III категорії.

3. За щільністю популяцій домінували сапроксилобіонти, понад удвічі меншу щільність мали фітогельмінти, а найменшу – ентомогельмінти та мікоксилобіонти.

4. Серед видів роду *Bursaphelenchus* *B. mucronatus* заселяв ділянки стовбура з перехідною корою, *B. chitwoodi* – з тонкою корою, *B. eggersi* – з тонкою та грубою корою, а ентомогельмінти – лише ділянки з грубою корою.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Andreieva, O., Korma, O., Zhytova, O., Martynchuk, I., Vyshnevskiy, A. 2020. Beetles and nematodes associated with wither Scots pines. Cent. Eur. For. J., 66: 50–61. <https://doi.org/10.2478/forj-2020-0001>

Andreieva, O. Yu., Vyshnevskiy, A. V., Boliukh, S. V. 2019. Population dynamics of bark beetles in the pine forests of Zhytomyr region. Scientific Bulletin of UNFU, 29(8): 31–35 (in Ukrainian).

Davydenko, K. V., Skrylnyk, Yu. Ye., Meshkova, V. L. 2015. Stem nematodes in declining stands of Scots pine in Volyn Polissya. The Bulletin of Kharkiv National Agrarian University. Series: Phytopathology and Entomology, 1–2: 32–37 (in Ukrainian).

Davydenko, K., Vasaitis, R., Elfstrand, M., Baturkin, D., Meshkova, V., Menkis, A. 2021. Fungal communities vectored by *Ips sexdentatus* in declining *Pinus sylvestris* in Ukraine: Focus on occurrence and pathogenicity of ophiostomatoid species. Insects, 12: 1119. <https://doi.org/10.3390/insects12121119>

Davydenko, K., Vasaitis, R., Menkis, A. 2017. Fungi associated with *Ips acuminatus* (Coleoptera: Curculionidae) in Ukraine with a special emphasis on pathogenicity of ophiostomatoid species. European Journal of Entomology, 114: 77–85. <https://doi.org/10.14411/eje.2017.011>

Hammer, O., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica, 4: 1–9.

Korma, O. M. and Sigaryova, D. D. 2017. Complex of nematodes-xylobionts of Scots pine in the Eastern Polissia of Ukraine: features of ecology and biology. Chernihiv: Desna Polygraph, 376 p. (in Ukrainian).

Kozlovsky, M. P. 2016. The pine wood nematode *Bursaphelenchus mucronatus* as the primary cause of the needle trees drying disease in the Carpathians and Polissia. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 14: 185–190 (in Ukrainian).

Kozlovskiy, M. P. 2019. The role of biotic factors in the pine forest decline and the ways of improving the forest condition. In: Pine forests: current status, existing challenges and ways forward. Proceedings of International Scientific and Practical Conference, 12–13 June 2019 (Kyiv, Ukraine). Kharkiv, Planeta-print, p. 33–42 (in Ukrainian).

Kulinich, O. A., Ryss, A. Y. 2006. Wood nematodes of genus *Bursaphelenchus* in the territory of Russia: Extraction methods and diagnostics. Applied nematology, p. 162–186 (in Russian).

Mamiya, Y. 1983. Pathology of the pine wilt disease caused by *Bursaphelenchus xylophilus*. Annual review of Phytopathology, 21(1): 201–220.

Meshkova, V. L. 2019. Decline of pine forest in Ukraine with the participation of bark beetles: causes and trends. Proceedings of Saint Petersburg Forest & Technical Academy, 228: 312–335. <https://doi.org/10.21266/2079-4304.2019.228.312-335>

Meshkova, V. 2021. The lessons of Scots pine forest decline in Ukraine. Environ. Sci. Proc., 3(1): 28. <https://doi.org/10.3390/IECF2020-07990/>

Mota, M. M., Braasch, H., Bravo, M. A., Penas, A. C., Burgermeister, W., Metge, K., Sousa, E. 1999. First report of *Bursaphelenchus xylophilus* in Portugal and in Europe. Nematology, 1(7): 727–734.

Ryss, A. Y., Polyanina, K. S., Popovichev, B. G., Krivets, S. A., Kerchev, I. A. 2018. Plant host range specificity of *Bursaphelenchus mucronatus* Mamiya et Enda, 1979 tested in the laboratory experiments. Parazitologiya, 52(1): 32–40.

Sitonen, J. 2014. *Ips acuminatus* kills pines in southern Finland. Silva Fennica, 48(4): article ID 1145. <http://dx.doi.org/10.14214/sf.1145>

Slonim, O., Bucki, P., Mendel, Z., Protasov, A., Golan, O., Vieira, P., Braun - Miyara, S. 2018. First report on *Bursaphelenchus sexdentati* (Nematoda: Aphelenchoididae) in Israel. Forest pathology, 48(4): e12431. <https://doi.org/10.1111/efp.12431>

Zhao, L., Jiang, P., Humble, L. M., Sun, J. 2009. Within-tree distribution and attractant sampling of propagative pinewood nematode, *Bursaphelenchus xylophilus*: An early diagnosis approach. Forest ecology and management, 258(9): 1932–1937.

Andreieva O. Yu.

NEMATODES IN THE SCOTS PINE WOOD IN THE BARK BEETLES FOCI WITHIN RIVNE REGION

Polissia National University

The aim of the research was to identify the species composition and distribution by ecological and trophic groups of nematodes isolated from the wood of Scots pine trees in the bark beetles foci. In 55 % of the wood samples of Scots pine trees, 16 species of nematodes from 12 genera 10 subfamilies 9 families 6 superfamilies 4 suborders 3 orders were identified. No significant differences in the nematode species composition were found in the samples from the forest site conditions A₁ and B₂. The frequency of occurrence of nematodes in the trees of VI health condition category is significantly higher than in those of III category. By population density in 100 g of wood, saproxylic, phytophagous, entomophilic, and associated with fungi nematode species were 53; 24.7; 12 and 10.3 %, respectively. *B. mucronatus* was found in a stem part with transitional bark, *B. chitwoodi* in a stem part with thin bark, *B. eggersi* in a stem part with both thin and thick bark, and entomohelminths in a stem part with thick bark only.

Key words: type of forest site conditions, tree health condition, ecological and trophic structure.

E-mail: andreeva-lena15@ukr.net

Одержано редколегією 12.10.2021



І. М. УСЦЬКИЙ¹, О. А. МИХАЙЛІЧЕНКО¹, В. А. ДИШКО¹, А. А. МОСТЕПАНЮК²
ВОЛОГІСТЬ ЯДРОВОЇ ТА ЗАБОЛОННОЇ ДЕРЕВИНИ СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ
В НАСАДЖЕННЯХ, УРАЖЕНИХ КОРЕНЕВОЮ ГУБКОЮ

¹Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького
²Державне підприємство «Харківська лісова науково-дослідна станція»

Досліджено зміни вологості ядрової та заболонної деревини сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) у Волинській і Харківській областях залежно від частини стовбура в осередках кореневої губки (хворі і стійкі дерева) і в міжосередковому просторі (здорові дерева) в умовах тривалої посухи. Результати свідчать, що у хворих дерев найменшою є вологість заболонної деревини в нижній частині стовбура (0–4 м), водночас вологість заболони здорових дерев є порівняно нижчою в стовбурі біля крони. Вміст вологи в ядрі стовбура від окоренка до крони від стану дерева не залежить, проте в кроні здорових дерев міжосередкового простору він є дещо зниженим. Вологість як ядрової, так і заболонної деревини сосни в осередках усихання з висотою стовбура збільшується, максимальний вміст вологи відзначено в стовбурі біля крони. У стовбурі біля крони відносна вологість заболонної деревини здорових дерев з висоти 18 м і до верхівки менша, ніж у хворих і стійких дерев. Зниження вологості заболонної деревини в нижній частині стовбура уражених кореневою губкою дерев осередків усихання і в стовбурі крон здорових дерев міжосередкового простору внаслідок тривалої посухи може бути сприятливим для поширення великого соснового лубоїда, який заселяє нижню частину стовбура дерев сосни в осередках хвороби, і верхівкового короїда в кронах дерев міжосередкового простору.

Ключові слова: відносна вологість деревини, заболонь, ядрова деревина, висота дерева, крона дерева, стовбур дерева.

Вступ. Зміни умов існування, зокрема водного режиму, викликають істотні зміни в метаболізмі рослин, що спричинює зміни складу і співвідношення метаболітів і запасних речовин, і, вже як наслідок, відбивається на морфологічних параметрах дерев. Зміни в метаболізмі дерев є сигналом до заселення їх стовбуровими шкідниками (Andreieva 2016, Andreieva et al. 2018). Великий та малий соснові лубоїди (*Tomicus piniperda* L. і *T. minor* Hart.) заселяють стовбури ослаблених дерев в осередках кореневої губки (Krasnov et al. 2011). Функціонування смолоносної системи здорових дерев запобігає заселенню їх комахами (Isaev & Girs 1975).

В останні роки погодні умови відзначалися тривалими посушливими періодами під час вегетації, особливо у Правобережному Поліссі та Лісостепу. Посуха сприяла поширенню всихання сосни (*Pinus sylvestris* L.) після масового заселення дерев верхівковим короїдом (*Ips acuminatus* Gyll.) (Meshkova & Bobrov 2020). У соснових насадженнях осередки верхівкового короїда, за нашими спостереженнями, виникали в різних місцях відносно здорових частин насадження, і чіткої асоціації осередків короїдів із всиханням дерев від кореневої губки не виявлено. Чинниками прямого ураження також є комплекси стовбурових шкідників та асоційованих із ними офіостомових грибів (Davydenko et al. 2017). У більшості уражених короїдами дерев відбувається фрагментарне або навіть повне заселення деревини офіостомовими грибами, які викликають її посиніння. Оскільки функціонування смолоносної системи дерева залежить від вологості деревини (Kramer & Kozlowski 1979), найбільш імовірною причиною поширення осередків є фрагментарні зміни водного режиму в насадженні під час посухи.

Метою досліджень є виявлення особливостей зміни вологості заболонної та ядрової деревини сосни різного стану в осередках кореневої губки.

Матеріали й методи. Польові дослідження, відбирання зразків та заміри вологи здійснювали у другій половині вегетаційного періоду після тривалої посухи 2015 р. у ДП «Маневицьке ЛГ» та 2019 р. у ДП «Харківська ЛНДС». Роботи з вимірювання вмісту вологи провели в чистих за складом соснових насадженнях VI–VII класів віку, уражених кореневою губкою в ДП «Маневицьке ЛГ» Волинського ОУЛМГ та Липецькому лісництві ДП «Харківської ЛНДС». У насадженнях ДП «Маневицьке ЛГ» відібрано й зрубано вісім модельних живих дерев III–IV категорій санітарного стану віком 50–75 років. Вологість

деревини на висоті 1, 3, 10, 15, 20 та 25 м визначали за допомогою приладу «Волога Мікс» на свіжому зрізі в області ядра та заболоні. Загалом проводили по 2–3 заміри в кожному місці.

Більш детальні дослідження в цьому напрямі проведено в сосновому насадженні VI класу віку, ураженому кореневою губкою, в ДП «Харківські ЛНДС». Для досліджень було зрубано 15 модельних дерев різного санітарного стану, з них п'ять – стійких до кореневої губки (прогалина осередку всихання); п'ять – хворих (активна зона всихання, межа прогалини) та п'ять – здорових (зімкнений простір не ураженої хворобою частини насадження). Деревя вибирали серед середніх із відповідних категорій стану, тому їхні висоти були різними і в середньому становили: хворі – $25,2 \pm 0,73$ м, здорові – $26,8 \pm 0,70$ м і стійкі – $24,7 \pm 0,70$ м. Вологість ядрової та заболонної деревини визначали в двох-трьох повторностях. Зразки відбирали зі зрізів на окоренку та через 2 м від окоренка до верхівки, загалом близько 250 зразків. Уміст вологи визначали ваговим методом (Yemelyanov 2004). Перше зважування сирих зразків робили відразу після відбирання.

Відносну вологість зразку W (%) визначали за формулою (1):

$$W = \frac{m_{\text{вол.}} - m_{\text{сух.}}}{m_{\text{вол.}}} \times 100\% \quad (1)$$

де $m_{\text{сух}}$ – маса зразку в абсолютно сухому стані, г;

$m_{\text{вол}}$ – маса зразку зі свіжозрубаної деревини, г.

Для виявлення відповідності нормальному розподілу статистичних вибірок показників вологості застосовували тест Колмогорова-Смирнова. Умови однорідності та стабільності групових дисперсій перевіряли за допомогою тесту Левене (Hammer et al. 2001). Для визначення статистично значущих відмінностей між статистичними вибірками використано тест Стьюдента (Hammer et al. 2001).

Результати та обговорення. Результати досліджень свідчать, що вологість ядрової деревини сосни є нижчою, ніж заболонної, та протягом сезону, на відміну від неї, змінюється несуттєво. Оскільки поживні речовини піднімаються до крони у заболонній деревині, ядрова деревина виконує переважно механічні функції й не бере участі у фізіологічних процесах. Водночас можливе переміщення вологи в горизонтальному напрямку від ядра до заболоні (Vikhrov 1954), що, ймовірно, є механізмом регулювання режиму оптимальної вологості фізіологічно активної частини стовбура.

Проведені дослідження в ДП «Маневицьке ЛГ» у 2015 р. пов'язані з масовою появою дерев із частково всохлими кронами, які в наступні роки всихали повністю. Всохла частина крони була заселена верхівковим короїдом і вусачами. Симптоми цього патологічного процесу та розміщення уражених дерев не мали очевидного зв'язку з осередками кореневої губки. Результати щодо визначення відносної вологості дерев із частково всохлою короною свідчать, що вологість заболонної деревини стовбура до початку крони життєздатних дерев без ознак усихання становила 75–95 %. Вологість ядрової деревини була в 1,5–2 рази нижчою (рис. 1).

Вологість заболоні перед гілками крони знижується на 23 % і поступово зменшується до всохлої частини крони на 17 %. Відносна вологість уже сухого пагону становила близько 15 %. Вологість ядрової деревини з висотою знижувалася несуттєво, на 5–7 %, і перед сухим пагоном вона становила 37 %. У дерев із всохлою частиною крони визначено тенденцію до зниження вмісту вологи заболонної деревини в межах крони у порівнянні з деревиною стовбура. Уміст вологи в ядровій деревині стовбурової частини таких дерев є майже вдвічі меншим, ніж у заболонній. У межах крони різниця між вологістю деревини заболоні та ядра зменшується. Таким чином, у дерев із частково всохлими кронами вологість заболоні в межах крони з висотою зменшується, що може бути причиною всихання крони через перевищення витрат вологи на транспірацію над поданням її кореневими системами, а заселення частини крони верхівковим короїдом може бути наслідком її нестачі. За

дослідженнями М. І. Гордієнка зі співавт. (Hordiyenko et al. 1995), В. О. Рибак з співавт. (Rybak et al. 2005), у дерев без ознак патологічних процесів найвищою вологість заболонної деревини стовбурів сосни є в межах крони, а найнижчою – посередині висоти стовбурів у тій частині, де відсутні гілки. Середнє значення має вологість деревини біля кореневої шийки. А. О. Бондар та В. В. Попельнюк (Bondar & Popelniuk 2006) відзначають, що в соснових насадженнях різного віку в умовах Полісся найвищою вологість заболонної деревини є у верхній частині крони та дещо нижчою – в окоренковій частині. На різній висоті стовбура до крони вологість заболоні часто є нижчою, ніж в окоренковій частині; висота розміщення такої зони залежить від лісорослинних умов і віку насадження.

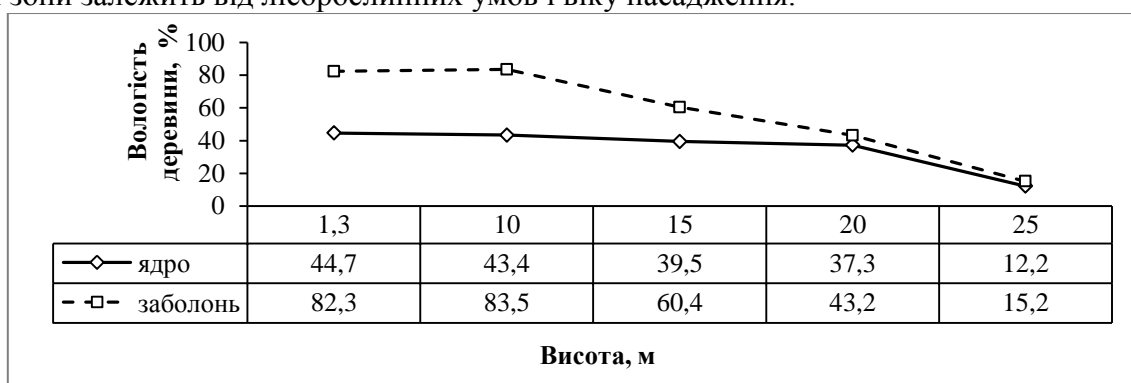


Рис. 1 – Вологість ядрової й заболонної деревини на різній висоті дерев із верхівками, що всихають (ДП «Маневицьке ЛГ», Волинське ОУЛМГ)

Детальніше вивчення змін вологості ядрової та заболонної деревини за висотою проведено у здорових дерев міжосередкового простору (I категорія стану), у хворих (III категорія стану) та стійких до хвороби дерев (I категорія стану) в осередках усихання. Результати визначення вологості заболонної та ядрової деревини дерев різного санітарного стану свідчать (табл. 1), що ядрова деревина стовбура до крони здорових та стійких дерев у середньому містить на 40–48 % менше вологи, ніж заболонна, а хворих – на 40–60 %. Вологість ядрової деревини стовбура крони незалежно від стану дерев є суттєво меншою і становить 57–90 % вологи заболонної деревини.

Таблиця 1

Відносна вологість ядрової та заболонної деревини сосни різного стану на різній висоті дерева, %

Стан дерев	Частина стовбура		
	Низ від окоренка	Середина до крони	Під впливом крони
Ядрова деревина			
Хворі дерева	21,8 ± 1,56	24,1 ± 0,61	45,5 ± 2,98
Здорові дерева	22,9 ± 0,52	23,2 ± 0,24	47,5 ± 2,92
Стійкі дерева	23,4 ± 0,24	23,9 ± 0,29	42,1 ± 3,18
t хворі/здорові	0,7	1,5	0,5
t хворі/стійкі	1,0	0,2	0,8
t здорові/стійкі	0,9	2,0	1,2
Заболонна деревина			
Хворі дерева	42,8 ± 2,64	48,9 ± 2,78	59,1 ± 1,38
Здорові дерева	53,1 ± 1,51	53,6 ± 0,71	55,0 ± 1,42
Стійкі дерева	50,4 ± 1,33	55,8 ± 0,54	60,7 ± 0,82
t хворі/здорові	3,4**	1,7	2,0*
t хворі/стійкі	2,6*	2,3*	1,0
t здорові/стійкі	1,3	2,4*	3,2**

*Достовірно на 0,05.

**Достовірно на 0,001.

Результати досліджень також свідчать (рис. 2), що вологість ядрової деревини в нижній і середній (до крони), а також верхній (крона) частинах стовбура слабко залежить від стану дерева і становить 22–23 %, 23–24 % та 42–48 % відповідно (відмінності є недостовірними згідно з результатами *t*-тесту в таблиці 1).

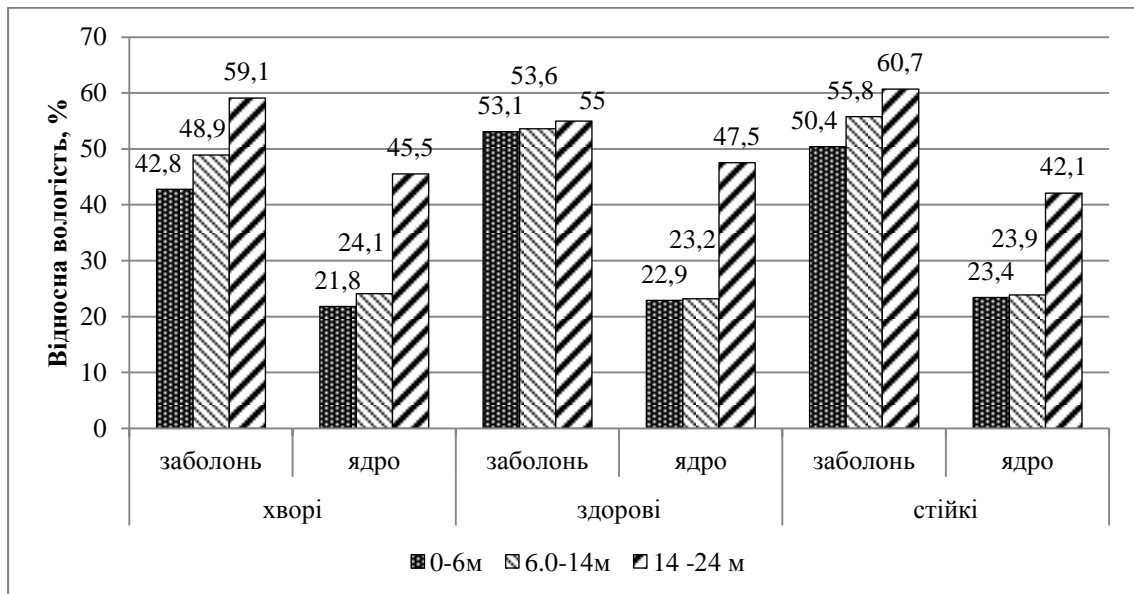


Рис. 2 – Середня відносна вологість ядрової та заболонної деревини дерев сосни різного стану на різній висоті стовбура

У сосновому насадженні, ураженому кореневою губкою, у дерев різного стану зміна вмісту води з висотою в ядровій деревині свідчить про певну відмінність між деревами, що ростуть в осередку всихання (хворі, стійкі), та деревами у міжосередковому просторі (рис. 3).

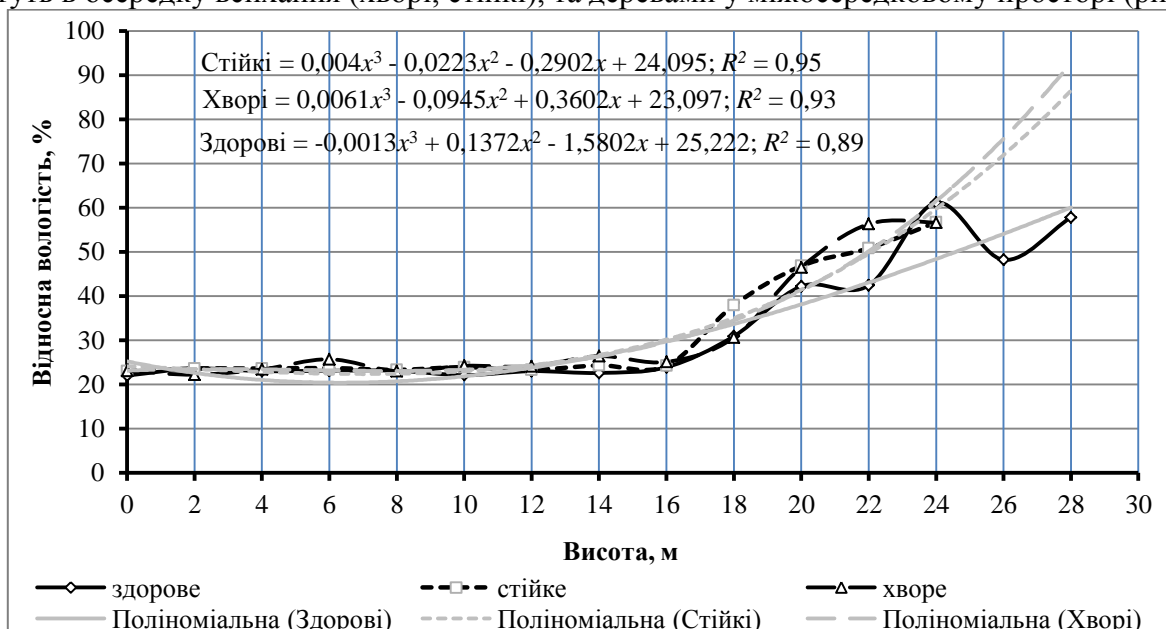


Рис. 3 – Зміни вологості ядрової деревини з висотою у дерев різного стану в сосновому насадженні VI класу віку, ураженому кореневою губкою (ДП «Харківська ЛНДС»)

Загалом вологість ядрової деревини дерев різного стану з висотою збільшується з достатньою достовірністю; її описують поліноміальні рівняння третього ступеня. Криві вологості ядрової деревини хворих та стійких дерев збігаються і з висоти 18 м проходять вище кривої вологості здорових дерев міжосередкового простору. Результати аналізу

свідчать про наявність тенденції зниження вологості ядрової деревини в стовбурі біля крони здорових дерев, що пов'язане, ймовірно, з дефіцитом вологи, який виник у зімкненій частині насадження (міжосередковий простір) під час посухи у вегетаційний період 2019 р.

Вологість заболонної деревини дерев різного санітарного стану з висотою також нерівномірно збільшується, проте характер цих змін більше залежить від стану дерев (рис. 4). Зміну вологості стійких дерев майже функціонально описує поліноміальне рівняння другого ступеня. Крива змін вологості з висотою у здорових дерев міжосередкового простору обернена до кривої змін вологості у стійких дерев; її описує поліноміальне рівняння третього ступеня. Зміна вологості заболоні хворих дерев характеризується різким її збільшенням на висоті 6–8 м (52 %) і також описано поліноміальним рівнянням третього ступеня. Хворі дерева в осередках усихання вирізняються найнижчою вологістю заболоні в нижній частині стовбура (0–4 м) – 41 %. Дещо більшу вологість у цій частині стовбура мають стійкі дерева – 49 %, а найбільшу – здорові дерева міжосередкового простору – 54 %. У середній частині стовбура – 10–16 м (перед кроною) – відносна вологість хворих дерев є найнижчою і становить у середньому 49 %. У межах крони – 18–24 м (28 м для здорових дерев) – найнижчу вологість заболонної деревини зафіксовано в здорових дерев міжосередкового простору, в середньому – 55,8 % (56,3 % – у хворих та 59,9 % – у стійких).

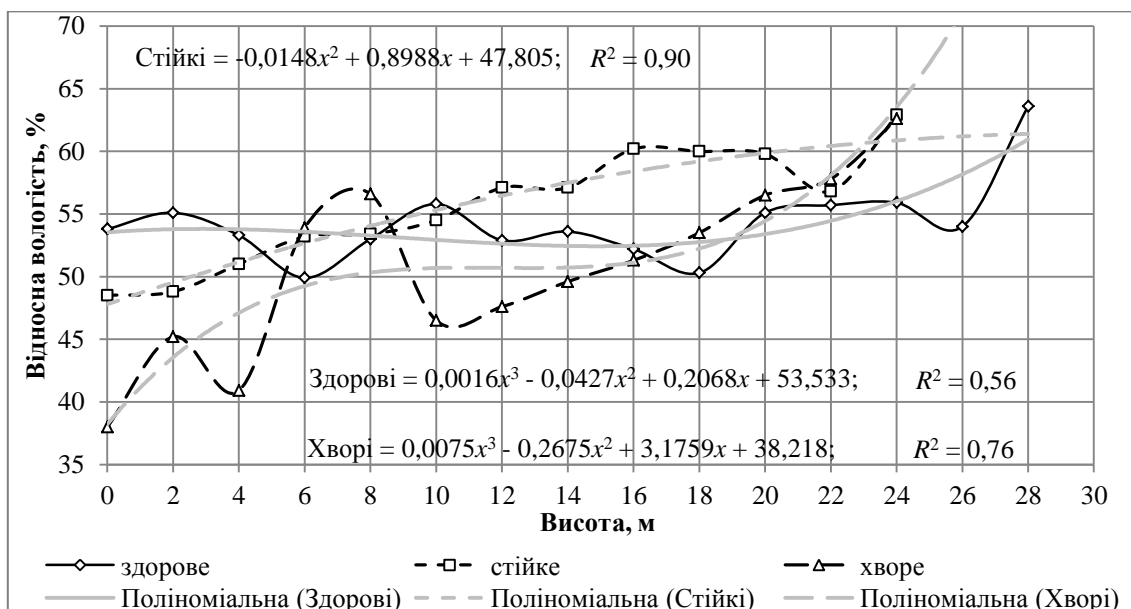


Рис. 4 – Зміни вологості заболонної деревини з висотою дерев різного санітарного стану в насадженні сосни VI класу віку, ураженому кореневою губкою (ДП «Харківська ЛНДС»)

Таким чином, після тривалої посухи 2019 р. вологість деревини стовбура біля крони дерев сосни, що знаходяться в не ураженій кореневою губкою частині насадження, була нижчою, ніж стійких та уражених хворобою дерев в осередках усихання, що може бути сприятливим для поширення верхівкового короїда, життєвий цикл якого проходить під тонкою корою (Meshkova et al. 2015).

Зниження вмісту вологи у нижній частині крони хворих дерев в осередках кореневої губки створює умови для заселення їх стовбурів великим сосновим лубоїдом і шестизубчастим короїдом (*Ips sexdentatus* (Boern.)). Вони пристосовані до життя в грубій корі стовбура (Anuchin et al. 1985). Враховуючи те, що функції кореневих систем уражених кореневою губкою дерев є ослабленими, в умовах осередку світловий режим є кращим, а витрати вологи на транспірацію – порівняно більшими, подання вологи кореневими системами хронічно не компенсує їх, у зв'язку з чим вологість заболоні в нижній частині стовбура знижується. У здорових дерев міжосередкового простору за зоною поширення

хвороби внаслідок посухи виникає тимчасовий дефіцит вологи в кроні дерева, що створює умови для заселення гілок верхівковим короїдом. Тривалі посухи можуть призвести до хронічного дефіциту вологи в місцях із високим вмістом мулистих фракцій (Ustsky & Mukhailichenko 2018) та заселення комахами-ксилофагами, що, зі свого боку, може спричинити суховершинність та всихання насадження. Стійкі до хвороби дерева ростуть у відкритому просторі прогалини, де вологість ґрунту є в 1,5–2 рази вищою, ніж у міжосередковому просторі (Ustsky 2011); крім того, вони вирізняються адаптованою до вільного простору кореневою системою й мають кращий світловий режим. У такому випадку посушливі умови найменше впливають на їхній водний режим.

Висновки. Відносна вологість ядрової деревини майже не залежить від санітарного стану дерев і з висотою збільшується. Натомість вологість заболонної деревини залежить від стану дерев і теж збільшується з висотою. Найбільшу відносну вологість як ядрової, так і заболонної деревини виявлено в стовбурі крони дерев. Зміни вмісту вологи в деревині з висотою стовбура дерев свідчать про тенденції зниження вологості ядрової деревини в стовбурі крони здорових дерев через тривалу посуху. Динаміка зміни вологості заболонної деревини з висотою у дерев різного стану різниться. У нижній частині стовбура найбільшу вологість заболонної деревини мають здорові дерева міжосередкового простору, а найменшу – хворі. У середній частині стовбура (до крони) вміст вологи в заболонній деревині хворих дерев теж є найменшим, проте на висоті 6–8 м він є близьким до значення відносної вологості здорових та стійких до хвороби дерев на цій висоті. У стовбурі крони відносна вологість заболонної деревини здорових дерев, особливо з висоти 18 м і до вершини, є меншою, ніж у хворих та стійких дерев. Зниження вологості заболонної деревини в нижній частині стовбура в уражених кореневою губкою дерев осередку всихання та в стовбурі крон здорових дерев міжосередкового простору внаслідок тривалої посухи може бути сприятливим для поширення великого соснового лубоїда, який заселяє нижню частину стовбура дерев сосни в осередках хвороби, та верхівкового короїда в кронах дерев міжосередкового простору.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

- Andreieva, O. Y. 2016. Stem pests in the foci of pine stands decline in the State Enterprise “Zhytomyr Forest Economy” of Zhytomyr region. The Bulletin of Kharkiv National Agrarian University. Series: Phytopathology and Entomology, 1–2: 3–9 (In Ukrainian).
- Andreieva, O. Y., Guzii, A. I., Vyshnevskiy, A. V. 2018. Distribution of centers of mass reproduction of bark beetles in pine plantations of Rivne Polissya. Scientific Bulletin of UNFU, 28(3): 14–17 (in Ukrainian).
- Anuchin, N. A., Atrokhin, V. H., Vinogradov, V. N. 1985. Forest encyclopedia: in 2 volumes. Vorobiev, G. I. (Ed.). Moscow, Soviet encyclopedia, 563 p. (in Russian).
- Bondar, A. O. and Popelniuk, V. V. 2006. Humidity of needles, leaves and sapwood of Scots pine and oak cultures created in fresh oaks. Forestry, Forest, Paper and Woodworking Industry, 30: 143–148 (in Ukrainian).
- Davydenko, K., Vasaitis, R., Menkis, A. 2017. Fungi associated with *Ips acuminatus* (Coleoptera: Curculionidae) in Ukraine with a special emphasis on pathogenicity of ophiostomatoid species. European Journal of Entomology, 114: 77–85.
- Hammer, O., Harper D. A. T., Ryan, P. D. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. [Electronic resource]. Palaeontologia Electronica 4: 1–9. Available at: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm (accessed 24.11.2021).
- Hordiyenko, M. I., Shabliy, I. V., Shlapak, V. P. 1995. The Scots pine: its features, stand establishment, and productivity. Kyiv, Lybid, 224 p. (in Ukrainian).
- Isaev, A. S. and Girs, A. I. 1975. The interaction between a tree and xylophagous insects (the case study of *Larix sibirica*). Novosibirsk, Nauka, 114 p. (in Russian).
- Kramer, P. J. and Kozlowski, T. T. 1979. Physiology of woody plants. 1st Edition. New York, Academic Press, 811 p.
- Krasnov, V. P., Tkachuk, V. I., Orlov, O. O. 2011. Handbook on forest protection. Kyiv, ECO-Inform Publishing House, 528 p. (in Ukrainian).
- Meshkova, V. and Bobrov, I. 2020. Parameters of *Pinus sylvestris* health condition and *Ips acuminatus* population in pure and mixed stands of Sumy region. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 20: 131–140.

Meshkova, V. L., Kochetova, A. I., Zinchenko, O. V. 2015. Pine engraver beetle *Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827): Insecta: Coleoptera: Scolytinae in the South-Eastern Steppe of Ukraine. The Kharkiv Entomological Society Gazette, 23(2): 64–69 (in Ukrainian).

Rybak, V. O., Hordiyenko, M. I., Maurer, V. M., Hrynchenko, V. V., Hordiyenko, N. M., Fuchylo, Ya. D. 2005. Silvicultural experience in Boyarka Forest Research Station of National Agrarian University. Kyiv, PPNAU, 522 p. (in Ukrainian).

Utsky, I. M. 2011. Soil features in Novgorod-Siversky Polissya pine stands affected by root rot. Forest Journal, 2: 48–52 (in Ukrainian).

Utsky, I. M. and Mykhailichenko, O. A. 2018. Granulometric composition of soil in planted pine stands affected by root rot and water regime in the foci of decline. Forestry and Forest Melioration, 133: 142–148 (in Ukrainian). <https://doi.org/10.33220/1026-3365.133.2018.142>

Vikhrov, V. E. 1954. The structure and physical and mechanical properties of oak wood. Moscow, Academy of Sciences of USSR, 263 p.

Yemelyanov, V. G. 2004. Fundamentals of wood science and forest commodity science. Kharkiv, KSAU named after V. V. Dokuchaev, 337 p. (in Ukrainian).

Utsky I. M.¹, Mykhailichenko O. A.¹, Dyshko V. A.¹, Mostepanuk A. A.²

MOISTURE CONTENT IN SCOTS PINE HEARTWOOD AND SAPWOOD IN STANDS DAMAGED BY *HETEROBASIDION ANNOSUM* (FR.) BREF.

¹Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky

²State Enterprise 'Kharkiv Forest Research Station'

The paper outlines the findings in Volyn and Kharkiv regions on the changes in the heartwood and sapwood moisture content with the height of the tree in the root rot foci (affected trees and those resistant to the disease) and in the space between the foci (healthy trees) during a prolonged drought. The results of the study showed that affected trees have the lowest sapwood moisture content in the lower part of their trunks (0–4 m), while the sapwood moisture content in healthy trees is relatively lower in the trunks of the crown. The moisture content in the heartwood of the trunk up to the crown does not depend on the tree's condition, but in the crown, it is slightly lower in healthy trees in the space between the foci. Moisture content in both heartwood and sapwood of the trees in the decline foci increases with height and its highest level is in a trunk of a crown. In the trunk of the crown, the relative sapwood moisture content in healthy trees from a height of 18 m up to the top is less than that in affected and resistant trees. A decrease in sapwood moisture content in the lower part of the trunk of the affected trees in the decline foci and in the trunk of healthy trees in the area outside the foci due to a prolonged drought may enable the spread of *Tomicus piniperda* which inhabits a lower trunk as well as *Ips acuminatus* in the treetops in the area outside the root rot foci.

Key words: root rot, relative wood moisture content, sapwood, heartwood, trunk height, tree crown, tree trunk.

E-mail: ustskiy@uriffm.org.ua; valya_dishko@ukr.net

Одержано редколегією 25.03.2021

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРІВ

Редколегія збірника «Лісівництво і агролісомеліорація» (Україна, 61024, Харків-24, Пушкінська, 86, УкрНДЛГА) приймає до друку оригінальні статті, а також повідомлення та оглядові статті з лісівництва й лісознавства та суміжних галузей обсягом до 10 сторінок. Усі рукописи рецензують щонайменше два незалежні рецензенти. Редакційна колегія ухвалює остаточне рішення щодо можливості опублікування роботи. Редакція залишає за собою право вносити в текст необхідні зміни. Текст статті має відповідати загальним вимогам до написання наукових праць і бути відповідно структурованим (має містити такі розділи: **Вступ, Мета дослідження, Матеріали й методи, Результати та обговорення, Висновки, Посилання**, див. «Довідку для рецензента»). В тексті необхідно чітко сформулювати постановку завдання, мету досліджень, методику робіт, викласти результати і стислі висновки. Мета дослідження не повинна дублювати назву статті.

До редколегії подають електронний варіант статті, який слід надсилати на адресу:

Valentynameshkova@gmail.com або obolonik@uriffm.org.ua

Обов'язково зазначають контактну адресу (**e-mail**) одного з авторів.

Текст набирати у текстовому редакторі Word, подавати у форматі *.doc (*.docx). **Стили не застосовувати.**

У лівому верхньому куті зазначають УДК (10 pt). ІНІЦІАЛИ ТА ПРИЗВИЩЕ АВТОРІВ набирають великими буквами (12 pt, курсив), рівняють по центру. НАЗВУ СТАТТІ набирають великими літерами (12 pt, напівгрубий, рівняння по центру). Нижче вміщують (курсивом) *повну офіційну назву установи, де працюють автори*. Якщо автори працюють у різних установах, після кожного прізвища ставлять індекс, відповідно до якого розміщують назви установ. Анотацію українською мовою (**120–150 слів**) розміщують після назви установи, набирають шрифтом 10 pt, у кінці її вміщують ключові слова. Ключові слова не повинні повторювати слова із назви статті. Текст статті набирають шрифтом Times New Roman 12 pt, між рядками одинарний інтервал, розмір паперу А4, береги: угорі та внизу – 2,1 см, бокові – 2 см; номери сторінок у файлі не ставити. Рівняння тексту – по ширині, абзацний відступ 0,8 см.

Таблиці й рисунки повинні мати загальні назви та єдину нумерацію, бажано розміщувати їх після першого згадування. Ілюстрації не повинні дублювати таблиці.

Таблиці й рисунки надавати **лише в книжному форматі**.

Графіки й діаграми виконують засобами *Microsoft Excel*. Використовують **лише чорно-біле забарвлення та штрихування**. Назви рисунків набирають у тексті, а не на рисунку. Окремо додають файл *.xls для зручності редагування.

Скановані чорно-білі рисунки або фотографії подають у форматі *.jpg. На мікрофотографіях зазначають збільшення.

Назви рослин і тварин під час першого згадування слід наводити латинською мовою курсивом.

Автоматичні посилання на джерела **заборонені**. У тексті посилаються на автора (-рів) і рік публікації (у круглих дужках). Прізвища авторів наводять у транслітерації латиницею або в англійському варіанті написання, наприклад (Meshkova et al. 2002).

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES вміщують після тексту статті. Джерела не нумерують, наводять за абеткою.

Назви джерел, написаних російською чи українською мовами, а також назви журналів (збірників), слід навести у перекладі на англійську мову, а потім у квадратних дужках [] – мовою оригіналу, зазначити мову оригіналу (in Ukrainian).

Зразки оформлення ПОСИЛАНЬ

Монографії:

Meshkova, V. L. 2009. Seasonal development of the foliage browsing insects [Сезонное развитие хвоелистогрызущих насекомых]. Kharkiv, Novoe slovo, 396 p. (in Russian).

Частина книги:

Davydenko, K. and Meshkova, V. 2017. The current situation concerning severity and causes of ash dieback in Ukraine caused by *Hymenoscyphus fraxineus*. In: Vasaitis, R. & Enderle, R. (Eds.). Dieback of European Ash (*Fraxinus* spp.): Consequences and Guidelines for Sustainable Management. Uppsala, p. 220–227.

Yeterevskaya, L. V., Donchenko, M. T., Lehtsier, L. V. 1984. Systematics and classification of man-made soils [Систематика и классификация техногенных почв]. In: Plants and Industrial Environment [Растения и промышленная среда]. Sverdlovsk, p. 14–21 (in Russian).

Без автора:

Current increment of forest stands and its desktop determining [Текущий прирост древостоев и его камеральное определение]. 1980. [Razin, G. S., Ed.]. Leningrad, LenNIILH, 46 p. (in Russian).

Статті у періодичних виданнях:

Los, S. A., Tereshchenko, L. I., Shlonchak, H. A., Samoday, V. P. and Neyko, I. S. 2015. Results of pine and oak plus trees selection in the plains of Ukraine and in Crimea in 2010–2014 [Результати відбору плюсових дерев сосни і дуба в рівнинній частині України та Криму у 2010–2014 pp.]. Forestry and Forest Melioration [Лісівництво і агролісомеліорація], 126: 139–147 (in Ukrainian).

Матеріали конференцій

Slobodyan, P. Ya. 2013. Classification of trees in stands for forest protection needs [Класифікація дерев у лісостані для потреб лісозахисту]. In: Forestry Education and Science: History, current State and Development Prospects. Proceedings of the International Scientific and Practical Conference [Лісівнича освіта і наука: історія, сучасний стан та перспективи розвитку: матеріали міжнародної науков-практ. конф.]. Kharkiv, KhNAU, p. 155–158 (in Ukrainian).

Дисертації

Sydorenko, S. G. 2017. Postpyrogenic growth of Scots pine stands in the Left-bank Forest Steppe of Ukraine [Постпірогенний розвиток сосняків Лівобережного Лісостепу України]. PhD thesis [Дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. наук]. Kharkiv, 191 p. (in Ukrainian).

Автореферати дисертацій

Bobrov, I. O., 2016. Spread and injuriousness of pine bark bug in the stands of Novgorod-Siverske Polissya [Поширеність і шкідливість соснового підкорового клопа в насадженнях Новгород-Сіверського Полісся]. Extended abstract of PhD thesis [Автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. наук]. Kharkiv, 22 p. (in Ukrainian).

Методичні рекомендації

Methodical recommendations on inspection of stem forest pests' foci [Методичні рекомендації щодо обстеження осередків стовбурових шкідників лісу]. 2010. Meshkova, V. L. (Ed.). Kharkiv, URIFFM, 27 p. (in Ukrainian).

Стандарти:

Forest inventory sample plots. Establishing method. Corporate standard 02.02-37-476:2006 [Площі пробні лісовпорядні. Метод закладання. СОУ 02.02-37-476:2006]. 2007. Valid from May 1, 2007. Kyiv, Ministry of Agrarian Policy of Ukraine, 32 p. (in Ukrainian).

Електронні ресурси:

WeatherUnderground [Weather Forecast and Reports – Long Range and Local]. 2017. [Electronic resource]. The Weather Company, LLC. Available at: <https://www.wunderground.com/history/airport/UKHH> (accessed 30.04.2020).

Sanitary Forests Regulations in Ukraine [Санітарні правила в лісах України]. 2016. [Electronic resource]. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine No 756 dated 26 October 2016 [Постанова Кабінету міністрів України від 26 жовтня 2016 р. № 756]. Available at: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/555-95-п> (accessed 30.04.2020) (in Ukrainian).

Анотацію англійською мовою набирають за такими ж правилами, як і українською, але вміщують після «ПОСИЛАНЬ». Перед текстом анотації англійською мовою (10 рт) вміщують прізвища та ініціали авторів, назву статті, назву установи, після тексту анотації – ключові слова.

Окремим файлом (формат **.doc**, **.rtf**) до статті необхідно подати **розширене резюме (SUMMARY) англійською мовою (загальна кількість знаків без пробілів 2700–3000)**. Резюме має бути відповідним чином структурованим, зокрема має містити такі структурні елементи: **Introduction, Materials and Methods, Results, Conclusions, Key words**. Таке резюме у паперовому варіанті друкуватися не буде, але є обов'язковим для розміщення на веб-сторінці видання.

Сайт збірника «Лісівництво і агролісомеліорація»: <http://forestry-forestmelioration.org.ua>

ДОВІДКА РЕЦЕНЗЕНТА

Рецензент статей, які можуть бути надруковані у збірнику наукових праць «Лісівництво і агролісомеліорація», має звернути увагу на такі аспекти.

1. Назва статті – чи відображає зміст і мету статті, чи є достатньо унікальною (з уточненням регіону, лісорослинних умов тощо) і достатньо лаконічною.

2. Чи тема відповідає науковому профілю збірника?

3. Чи є тема актуальною, чи містить новизну та практичне значення?

4. Анотація – чи відповідає змісту та висновкам, чи достатнього обсягу (120–150 слів)?

5. Резюме англійською мовою, яке має розміщуватися на сайті, має містити 2700–3000 знаків без пробілів і бути структурованим: *Introduction. Materials and Methods. Results. Conclusions. Key words.*

6. Ключові слова мають бути адекватні статті (до 5 слів чи словосполучень). Вони не повинні повторювати слова із назви статті.

7. У Вступі має бути наведено стан питання, вказано, що не вивчено або вивчено недостатньо, які є суперечні дані. В кінці вступу має бути сформульована мета дослідження. Мета не повинна дублювати назву статті.

8. Матеріали й методи. Де, коли і як проведено дослідження? Які статистичні методи використано для аналізу одержаних даних? Чи надано достатні подробиці, щоб незалежний дослідник міг відтворити роботу? Якщо методика вже опубліковано, на них має бути посилання. Будь-які зміни в існуючих методиках також мають бути описані.

9. Результати та обговорення. Чи результати дослідження вірно представлені? Чи коректно побудовані таблиці та графіки? Чи на всі таблиці та рисунки є посилання у тексті? Звернути увагу на точність округлення цифр у графіках і таблицях, на наявність пояснень символів у примітках. Чи наявний аналіз отриманих даних, порівняння з подібними публікаціями з інших регіонів? Дати можливі пропозиції за необхідності.

10. Чи висновки повно і вірно ілюструють результати дослідження, чи вони впливають із результатів?

11. Чи можуть або мають деякі частини статті бути скорочені, вилучені, розширені або перероблені? Чи є рекомендації з погляду стилю і мови?

12. Список літератури. Чи задовільні кількість літературних джерел і доцільність посилань? Чи оформлений список літератури за абеткою та згідно із сучасними вимогами, чи на всі джерела списку є посилання у тексті?

13. Рекомендації:

a. опублікувати без змін

b. може бути опублікована після незначних змін

c. може бути опублікована після значних змін

d. має бути відхилена

Додаткові думки, зауваження та рекомендації рецензента:

Підпис рецензента

ЗМІСТ

ЛІСІВНИЦТВО	
<i>Зейналян А. М., Олійник В. С.</i> Вплив метеорологічних явищ на стійкість ялиників Горган в Українських Карпатах <i>Zeinalian A. M., Oliinyk V. S.</i> Influence of meteorological phenomena on resilience of Gorgan spruce forests in the Ukrainian Carpathians	3
<i>Румянцев М. Г., Висоцька Н. Ю., Борисенко О. І., Юцик В. С., Хромуляк О. І.</i> Сучасний стан і продуктивність соснових насаджень Харківської області <i>Rumiantsev M. H., Vysotska N. Yu., Borysenko O. I., Yushchuk V. S., Khromuliak O. I.</i> Current state and productivity of pine stands in Kharkiv region	10
<i>Ткач В. П., Румянцев М. Г., Лук'янець В. А., Кобець О. В.</i> Природні дубові молодняки Лівобережного Лісостепу та особливості проведення в них доглядів механізованим способом <i>Tkach V. P., Rumiantsev M. H., Luk'yanets V. A., Kobets O. V.</i> Natural young oak stands of Left-Bank Forest-Steppe and features of tending felling there by means of mechanized method	20
СЕЛЕКЦІЯ, ДЕНДРОЛОГІЯ	
<i>Душко В. А., Усцький І. М., Торосова Л. О., Михайліченко О. А.</i> Морфометричні ознаки потомства сосни звичайної з різною стійкістю до кореневої губки в умовах Харківщини <i>Dyshko V. A., Ustsky I. M., Torosova L. O., Mykhailichenko O. A.</i> Morphometric features of Scots pine progenies with different resistance to annosum root rot in Kharkiv region	28
<i>Рижченко Т. С.</i> Оптимізація режиму стерилізації експлантів <i>Juglans regia</i> L. <i>Ryzhenko T. S.</i> Optimization of explant sterilization mode for <i>Juglans regia</i> L.	35
<i>Терещенко Л. І., Приходько О. Б., Лось С. А.</i> Дослідження українських екотипів сосни звичайної в географічних культурах 1975–1976 років створення на Донеччині <i>Tereshchenko L. I., Prikhodko O. B., Los S. A.</i> Research of Scots pine Ukrainian ecotypes in provenance test established in 1975–1976 in Donetsk region	42
ЛІСОВІДТВОРЕННЯ, АГРОЛІСОМЕЛІОРАЦІЯ, ФІТОМЕЛІОРАЦІЯ	
<i>Соломаха Н. Г., Короткова Т. М., Сидоренко С. В., Сидоренко С. Г., Юрченко В. А., Тупчий О. М.</i> Видовий склад і лісівничо-таксаційна характеристика полезахисних лісових смуг, створених Г. М. Висоцьким в умовах Байрачного Степу України <i>Solomakha N. G., Korotkova T. M., Sydorenko S. V., Sydorenko S. G., Yurchenko V. A., Tupchii O. M.</i> Species composition and forestry characteristics of field shelterbelts established by G. M. Vysotsky in Ukrainian ravine steppe	52
ЕКОЛОГІЯ І МОНІТОРИНГ	
<i>Бондарук М. А., Целищев О. Г.</i> Синфітоіндикаційна оцінка едафотопів лісових екосистем за даними моніторингу лісів лісостепової частини України <i>Bondaruk M. A., Tselischev O. G.</i> Synphytoindication assessment of edaphotopes of forest ecosystems based on forest monitoring data in forest-steppe region of Ukraine	61
<i>Ворон В. П., Мельник Є. Є., Сидоренко С. Г.</i> Динаміка стану пірогенно пошкоджених сосняків зеленої зони міста Харків <i>Voron V. P., Melnyk Ye. Ye., Sydorenko S. H.</i> Health condition dynamics in fire-damaged pine stands of the Kharkiv City green belt	69
<i>Ворон В. П., Мельник Є. Є., Сидоренко С. Г., Коваль І. М., Сидоренко С. В.</i> Сукцесії трав'яного покриву в пірогенно пошкоджених соснових фітоценозах лісостепової частини Харківщини <i>Voron V. P., Melnyk Ye. Ye., Sydorenko S. G., Koval I. M., Sydorenko S. V.</i> Grass cover successions in the fire-damaged pine phytocenoses in the forest-steppe part of Kharkiv region	79
<i>Клименко А. В.</i> Вікові дерева житлових масивів Києва як залишки колишніх соснових лісів <i>Klimenko A. V.</i> Century-old trees in residential areas of Kyiv as former pine woods traces	87
<i>Новак А. А., Вицега Р. Р.</i> Роль походження деревостанів у формуванні радіального приросту дуба звичайного (<i>Quercus robur</i> L.) у Західному Лісостепу України <i>Novak A. A., Vytseha R. R.</i> The role of the trees origin in the formation of radial growth of oak (<i>Quercus robur</i> L.) in the Ukrainian Western Forest-Steppe	97
<i>Парпан Т. В., Василюшин І. О., Юник Т. Р., Фалько Р. І., Ройбу К.-К., Котос М.-Г., Мурса А., Стірбу М.-І., Томеску Ц.-В., Сіміонюк В.</i> Інвентаризація відмерлої деревини в господарських та старовікових лісах на постійних пробних ділянках <i>Parpan T. V., Vasylyshyn I. O., Yunyk T. R., Falko R. I., Roibu C.-C., Cotos M.-G., Mursa A., Știrbu M.-I., Tomescu C.-V., Simioniuc V.</i> Inventory of dead wood in managed and old-growth forests on permanent sample plots	106

<i>Сидоренко С. Г. Пожежні режими ландшафтів Лівобережного Лісостепу</i> <i>Sydorenko S. H. Landscape fire regime patterns in the Left-bank Forest-Steppe</i>	115
ЗАХИСТ ЛІСУ	
<i>Meshkova V. L., Vorobei A. D., Omelich A. R. Predatory insects in collapsing foci of bark beetles in Sumy region</i> <i>Мешикова В. Л., Воробей А. Д., Омеліч А. Р. Хижі комахи в осередках, що згасають, у Сумській області</i>	124
<i>Андрєєва О. Ю. Нематоди у деревині сосни звичайної в осередках короїдів Рівненської області</i> <i>Andreieva O. Yu. Nematodes in the Scots pine wood in the bark beetles foci within Rivne region</i>	132
<i>Усцький І. М., Михайліченко О. А., Дишко В. А., Мостепанюк А. А. Вологість ядрової та заболонної деревини сосни звичайної в насадженнях, уражених кореневою губкою</i> <i>Ustsky I. M., Mykhailichenko O. A., Dyshko V. A., Mostepanuk A. A. Moisture content in Scots pine heartwood and sapwood in stands damaged by <i>Heterobasidion annosum</i> (Fr.) Bref.</i>	139
ПРАВИЛА ДЛІЯ АВТОРІВ	146
ДОВІДКА РЕЦЕНЗЕНТА	148