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 136



Харків – УкрНДІЛГА
2020

УДК 630.1+630.2+630.4
ББК 43.4
Л 50

Головний редактор	д-р с.-г. наук, проф., член-кор. НААН	В. П. Ткач
Заступник головного редактора	д-р с.-г. наук, проф.	В. Л. Мєшкова
Відповідальний секретар	канд. фіз.-мат. наук	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
канд. 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
канд. 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.	О. С. Мігунова
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 № 10 від 23 червня 2020 р.

Лісівництво і агролісомеліорація. – Х.: УкрНДІЛГА, 2020. – Вип. 136. – 208 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, 2020.− Iss. 136. – 208 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

ББК 43.4

ISSN 1026-3365
eISSN 2663-4147

©Український ордена «Знак Пошани» науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького, 2020

ЛІСІВНИЦТВО

УДК 633.877.3;630.2(292.486)

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.3

П. І. ЛАКИДА[1], В. М. ЛОВИНСЬКА[2]

МОДЕЛЮВАННЯ ХОДУ РОСТУ СОСНОВИХ ДЕРЕВОСТАНІВ ПІВНІЧНОГО ПРИДНІПРОВСЬКОГО СТЕПУ УКРАЇНИ

[1]Національний університет біоресурсів та природокористування України, Інститут лісового та садово-паркового господарства

[2]Дніпровський державний аграрно-економічний університет

Визначено особливості ходу росту за середньою висотою та розроблено динамічну бонітетну шкалу для соснових деревостанів штучного походження Північного Придніпровського Степу України. Аналіз ходу росту сосняків здійснено з використанням експериментальної бази даних тимчасових пробних площ, а також бази даних ВО «Укрдержліспроект» із повидільною таксаційною характеристикою деревостанів. Проведено моделювання основних таксаційних параметрів модальних соснових деревостанів штучного походження досліджуваного регіону. На основі чинних нормативів побудовано динамічні бонітетні шкали росту сосняків в умовах степової зони, де за основу взято базовий вік 60 років. Встановлено відмінності між ростом досліджуваних сосняків та наявною загальнобонітетною шкалою. Отримано таблиці ходу росту сосняків Дніпропетровського регіону, які характеризують деревостан загалом та частину, що вилучається з насадження внаслідок природного відпаду або проведення лісогосподарських заходів. Наведено порівняльний аналіз отриманих результатів таблиць ходу росту сосняків із наявними аналогами для модальних соснових деревостанів інших природно-географічних зон.

Ключові слова: *Pinus sylvestris* L., відносна висота, моделювання, динамічна бонітетна шкала, функція Мітчерліха.

Вступ. Моделювання росту та продуктивності деревостанів є одним із основних методів виявлення закономірностей функціонування найскладніших біологічних систем, до яких належать ліси. Адже саме такі методи дають змогу прогнозувати розвиток і межі можливого господарського використання. Пізнання загальних закономірностей лісоформаційного процесу, динаміки продуктивності лісових фітоценозів ґрунтується на оцінюванні таксаційних параметрів деревостанів під час дослідження їхніх росту, будови та структури. Зрештою емпіричні моделі ростових процесів лісових насаджень мають не тільки теоретичне значення, але й дають можливість отримати широкий спектр практичних застосувань. Так, на сьогоднішній день вкрай актуальним є забезпечення лісовпорядкування лісотаксаційними нормативами для переходу від оцінювання різного роду функцій лісів до визначення показників їхніх біопродукційних процесів.

Сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – один із головних лісоутворювальних видів степової зони України. У Дніпропетровській області цей вид формує як природні (20 %), так і штучні деревостани на загальній площі майже 21,5 тис. га, які виконують переважно санітарно-гігієнічні та рекреаційні функції (Hulchak et al. 2011).

З метою встановлення особливостей росту й розвитку насаджень, для підбору однорідних експериментальних даних використовують загальнобонітетні шкали. Водночас суттєвим недоліком бонітетної класифікації є її сталий характер. З огляду на динамічність процесів у лісових насадженнях, украй актуальним питанням є розроблення динамічних бонітетних шкал і побудова таблиць ходу росту (ТХР), які відбивають не лише сучасний стан деревостанів, але й прогнозують їхні вікові зміни. Формуванням бази ТХР для головних лісоутвворювальних порід у лісах різних регіонів нашої країни займалися багато науковців (Strochinskiy et al. 1992, Bala 2004, Myklush 2008, Lakyda et al. 2012, Tkach et al. 2013, Lakyda & Vasylyshyn 2016). Однак для регіону Придніпровського Північного Степу робіт подібного характеру з формуванням ТХР для модальних деревостанів, зокрема сосни звичайної, нині немає. Внаслідок цього актуальним питанням стало визначення особливостей ходу росту сосняків в умовах Степу зі складанням відповідних ТХР.

Мета дослідження – встановлення закономірностей динаміки таксаційних показників модальних деревостанів сосни звичайної та розроблення таблиць ходу росту в межах Придніпровського Північного Степу України.

Матеріали й методи. Особливості ходу росту соснових деревостанів у лісовому фонді Дніпропетровського обласного управління лісового та мисливського господарства (ДОУЛМГ) досліджували з використанням повидільної бази даних із обробкою 4 016 виділів штучних насаджень сосни звичайної та експериментальних даних із 25 закладених тимчасових пробних площ (ТПП). ТПП закладено в чистих за складом, одновікових соснових насадженнях. На всіх ТПП здійснено суцільний перелік дерев за ступенями товщини. Для побудови кривої висот вимірювали висоти 15–20 дерев. Для аналізу ходу росту за висотою модельні дерева підбирали з вибірки верхніх висот насадження, ранг за діаметром яких становив 75 % і вище. Таксаційні показники модельних дерев і деревостанів визначали загальноприйнятими в лісовій таксації методами (Anuchin 1982, Svalov 1983). Верхню висоту соснових деревостанів моделювали за допомогою відомої ростової функції Мітчерліха, яка має *S*-подібну форму тренду та широко застосовується для встановлення динаміки таксаційних показників:

$$Hвв = a_0 \cdot \left(1 - e^{-a_1 \cdot A}\right)^{a_2}, \quad (1)$$

де $H_{вв}$ – верхня висота деревостану, м;
A – середній вік деревостану, років;
a_0, a_1, a_2 – коефіцієнти регресії.

Числові параметри функції Мітчерліха визначали у програмі ANOVA, яка надає змогу апроксимувати динаміку таксаційних показників деревостанів із використанням нелінійних за параметрами функцій росту.

Верхня висота є важливим показником насадження під час визначення класу бонітету та розроблення відповідних нормативів, однак її нечасто використовують під час лісовпорядних робіт. З огляду на це, здійснено перехід від верхньої висоти до середньої висоти деревостану з використанням такого рівняння:

$$H_{сер} = H_{вв} \cdot a_0 \cdot e\left(a_1 / A\right), \quad (2)$$

де $H_{сер}$ – середня висота деревостану, м;
$H_{вв}$ – верхня висота деревостану, м;
A – вік деревостану, років;
a_0, a_1 – коефіцієнти рівняння.

Для моделювання середнього діаметра соснових насаджень досліджуваного регіону використано алометричну залежність:

$$D_{сер} = a_0 \cdot A^{a_1} \cdot H_{сер}^{\ a_2}, \quad (3)$$

де $D_{сер}$ – середній діаметр деревостанів сосни, см;
A – середній вік деревостанів, років;
$H_{сер}$ – середня висота деревостанів, м;
a_0, a_1, a_2 – коефіцієнти рівняння.

Видове число також визначено через алометричну функцію, де як аргументи використано середні вік, висоту та діаметр насаджень.

Середній (неповний) приріст за запасом або середня зміна запасу $Z_M^{сер}$ – важлива

таксаційна ознака деревостанів, яку визначають шляхом ділення наявного запасу деревостану на його вік:

$$Z_M^{сер} = M_A/A, \quad (4)$$

де M_A – середній запас деревостану на 1 га, м^3·га$^{-1}$;
A – вік деревостану, років.

Визначення поточного приросту деревостану Z_M^{nm} потребує знань запасів деревостанів різного віку. Тоді поточний приріст деревостану визначається як середній за певний період часу (у нашому випадку 5 років):

$$Z_M^{nm} = (M_A - M_{A\text{-}n}) / A, \quad (5)$$

де M_A – запас деревостану у нинішній час, м^3·га$^{-1}$;
$M_{A\text{-}n}$ – запас деревостану n років тому;
n – період часу, років.

Розрахунок суми площ поперечних перерізів визначено через класичну формулу в лісовій таксації: $M = GHF$ (Anuchin 1982).

Розрахунок кількості стовбурів дерев у насадженнях N здійснювали через поділ суми площ поперечних перерізів на 1 га на площу поперечного перерізу середнього дерева.

Моделювання середніх висоти та діаметра частини деревостану, що вирубується, здійснювали через редукційні числа середньої висоти та діаметра деревостану. Коефіцієнти регресії запозичено з цільових таблиць ходу росту для штучних соснових деревостанів (Shvidenko et al. 1987).

Загальну продуктивність деревостанів розраховано шляхом сумування існуючого запасу деревостану та суми запасів частини, що вирубується.

Результати та обговорення. Під час встановлення ходу росту одним із найважливіших таксаційних показників є висота деревостану, оскільки вона має меншу варіацію, ніж інші таксаційні параметри. Показник верхньої висоти насадження є усередненим значенням висот дерев деревостану з рангом вище ніж 75 % за діаметром і має незначну варіабельність.

За результатами агрегації та моделювання даних, одержаних із ТПП, отримано рівняння розрахунку верхньої й середньої висот із визначеними регресійними коефіцієнтами та коефіцієнтами детермінації R^2 (табл. 1).

Таблиця 1

Регресійні рівняння для розрахунку верхньої та середньої висот штучних соснових деревостанів Придніпровського Степу України

Висота	Рівняння	R^2	Оцінка параметрів рівняння			
			коеф.	верхня межа	нижня межа	t-критерій
Верхня	$Hвв = 1{,}797 \cdot \left(1 - e^{-0{,}032 \cdot A}\right)^{1{,}795}$	0,971	a_0	1,479	2,115	11,52
			a_1	0,017	0,047	4,57
			a_2	1,13	2,441	5,58
Середня	$H_{ср} = H_{вв} \cdot 0{,}991 \cdot \exp\left(-7{,}307/A\right)$	0,986	b_0	0,898	1,084	34,17
			b_1	-12,358	-2,256	5,72

Існуюча бонітетна шкала (Kashpor & Strochinsky 2013) не дає можливості здійснювати побудову природних рядів розвитку соснових деревостанів в умовах степової зони. З огляду на це на основі неї створено динамічну бонітетну шкалу, яка характеризує особливості ходу росту соснових деревостанів в умовах Північного Придніпровського Степу. Водночас із зазначеної загальнобонітетної шкали взято висоту соснових деревостанів у базовому віці 60 років. Порівняння особливостей ходу росту за висотою для окремих класів бонітету

змодельованих кривих насіннєвих соснових деревостанів із модифікованою сучасною бонітетною шкалою висот демонструє рисунок 1.

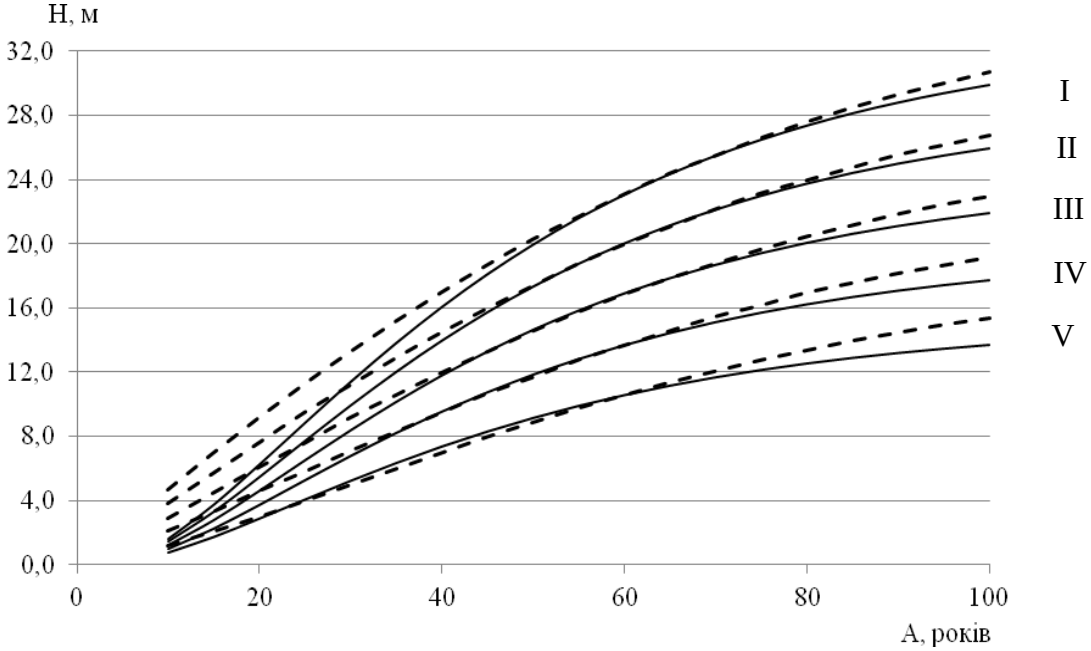


Рис. 1 – Висоти верхніх меж I–V класів бонітету змодельованої динамічної шкали (суцільні лінії) та загальнобонітетної шкали (пунктирні лінії) для насіннєвих штучних соснових деревостанів

Криві росту, отримані в результаті досліджень, відбивають знижену інтенсивність росту в досліджуваному регіоні, як порівняти із загальнобонітетною шкалою, що особливо добре простежується для деревостанів найвищих класів бонітету – I, II до 55-річного віку. У III класі бонітету зафіксовано вирівнювання значень висоти деревостану у 50 років та обернену, проти вищих класів бонітету, тенденцію ростових процесів. Відхилення спадного типу, порівнюючи із загальнобонітетною шкалою, зафіксовані для всіх класів динамічної шкали, що особливо добре виявляється для деревостанів нижчих класів бонітету (IV, V), починаючи із 70-річного віку.

Під час формування таблиць ходу росту для моделювання середньої висоти соснових деревостанів у межах класів бонітету повидільну базу даних ВО «Укрдержліспроект» розділено за встановленими динамічними класами бонітету. За основу моделювання взято функцію Мітчерліха. Значення коефіцієнтів рівняння та відповідні коефіцієнти детермінації R^2 у розрізі основних класів бонітетів наведено в таблиці 2.

Таблиця 2

Коефіцієнти регресії та детермінації для моделювання середніх висот штучних соснових деревостанів у розрізі класів бонітету

Клас бонітету	Коефіцієнти рівняння			R^2
	a_0	a_1	a_2	
I	28,793	0,036	2,275	0,974
II	26,143	0,033	2,274	0,971
III	23,219	0,029	1,990	0,978
IV	19,446	0,028	2,068	0,964
V	8,650	0,069	4,178	0,965

Із наведених у таблиці 2 даних видно, що значення коефіцієнта детермінації має високий ступінь достовірності, і, відповідно, засвідчує прийнятність побудованої регресійної моделі для апроксимації залежності середньої висоти від віку деревостану.

На відміну від середньої висоти, середній діаметр деревостану залежить як від абіотичних, так і від антропогенних факторів. Перед моделюванням середнього діаметра

деревостану за допомогою кореляційного аналізу здійснено перевірку його зв'язку з іншими таксаційними показниками, зокрема середнім віком і середньою висотою деревостану. Одержані дані свідчать про тісний кореляційний зв'язок середнього діаметра із середньою висотою (0,90) і віком (0,73). Оскільки середній діаметр має тісну залежність від віку деревостану та його середньої висоти, не було потреби визначати коефіцієнти для розрахунку цього параметра з погляду досліджуваних класів бонітету. Отримана модель розрахунку середнього діаметра соснових насаджень набула такого вигляду:

$$D_{\text{сер}} = 0{,}679 \cdot A^{0{,}479} \cdot H_{\text{сер}}{}^{0{,}546}, \ (R^2 = 0{,}845) \quad (6)$$

де $D_{\text{сер}}$ – середній діаметр деревостану, см;
$H_{\text{сер}}$ – середня висота деревостану, м;
A – вік деревостану, років.

Отримана математична модель має високий рівень точності, тобто рівняння описує більшість вихідних емпіричних даних (табл. 3).

Таблиця 3

Характеристика коефіцієнтів рівняння для визначення середнього діаметра насадження

Коефіцієнт	Значення коефіцієнта	Стандартна похибка	*t*-критерій	Нижня межа значення коефіцієнта	Верхня межа значення коефіцієнта
a_0	0,679	0,021	32,579	0,638	0,720
a_1	0,479	0,013	37,658	0,454	0,504
a_2	0,546	0,013	42,793	0,521	0,571

Коефіцієнти наведеної моделі є статистично значущими на 95%-му рівні, мають вищі за теоретичні (1,96) *t*-критерії Стьюдента та входять у визначені межі довірчого інтервалу.

Видове число F є показником, що відбиває вплив на деревостан комплексу факторів, а також параметром, що визначає його запас. Динаміка видових чисел може залежати як від віку, висоти, діаметра деревостану, так і від дендрометричних показників крони: діаметра та довжини. Показників середніх видових чисел у повидільній базі даних немає, тому для побудови моделі залежності середніх видових чисел використовували дані ТПП. У результаті модель залежності видового числа соснових деревостанів від їхніх віку, середнього діаметра та середньої висоти набула такого вигляду:

$$F = 0{,}706 \cdot (A^{-0{,}012} \cdot D_{\text{сер}}{}^{-0{,}125} \cdot H_{\text{сер}}{}^{0{,}021}), \quad (7)$$

де F – видове число;
$D_{\text{сер}}$ – середній діаметр деревостану, см;
$H_{\text{сер}}$ – середня висота деревостану, м;
A – вік деревостану, років.

Як наслідок моделювання середнього запасу через функцію Мітчерліха, отримали модель такого вигляду:

$$M = 469{,}073 \cdot (1 - e^{-0{,}083 \cdot H\text{сер}})^{2{,}458}, \ R^2 = 0{,}746 \quad (8)$$

де M – запас деревостану, м^3;
$H_{\text{сер}}$ – середня висота деревостану, м.

Оскільки аргументом для цієї моделі використано середню висоту соснових деревостанів, не було необхідності знаходити регресійні коефіцієнти моделі з погляду класів бонітету. Значення параметрів моделі залежності запасу деревостану від середньої висоти наведені у таблиці 4.

Таблиця 4

Характеристика коефіцієнтів рівняння для визначення середнього запасу насадження

Коефіцієнт	Значення коефіцієнта	Стандартна похибка	*t*-критерій	Нижня межа значення коефіцієнта	Верхня межа значення коефіцієнта
a_0	469,073	14,563	32,210	440,523	497,622
a_1	0,083	0,005	16,6	0,073	0,093
a_2	2,458	0,130	18,908	2,203	2,713

Модель оцінки середнього запасу має доволі високий коефіцієнт детермінації, отримані коефіцієнти рівняння є значущими на п'ятивідсотковому рівні, а фактичні значення *t*-критерію Стьюдента перевищують критичне його значення ($t_{0,05}$ = 1,96).

Змодельований хід росту в порівнянні з фактичними даними запасу залежно від віку модальних соснових деревостанів для I, II, III класів бонітету з їхніми відповідними частками 35,9; 23,2 та 10,0 % за площею в межах регіону наведено на рис. 2.

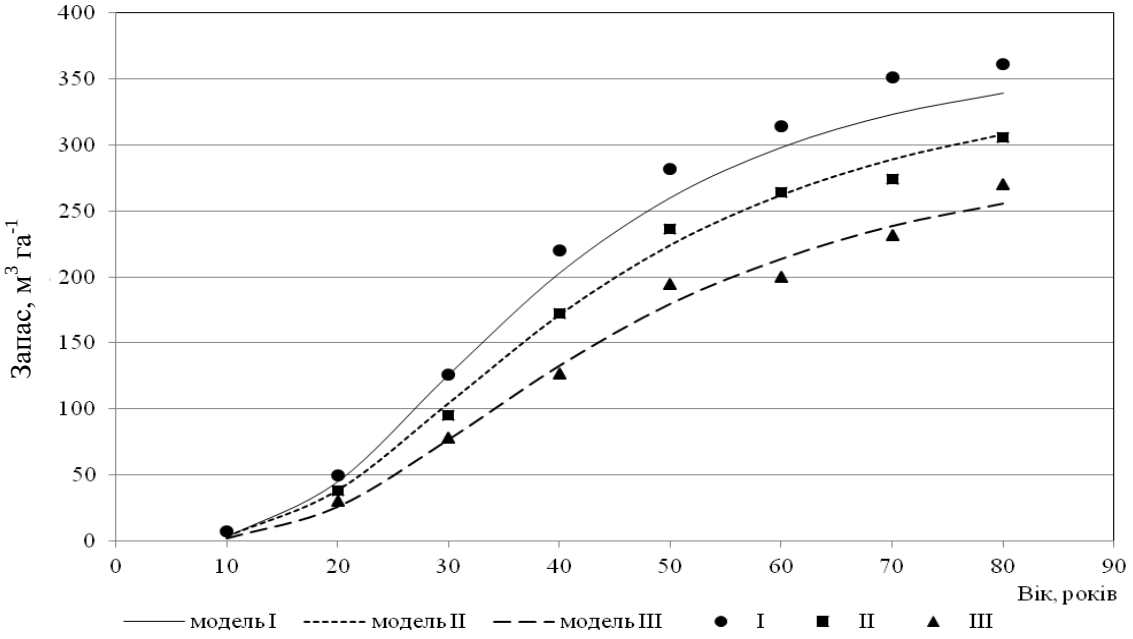


Рис. 2 – Динаміка середніх фактичних і вирівняних запасів соснових деревостанів залежно від віку за основними класами бонітету (точки – фактичні дані, лінії – вирівняні дані)

На рисунку 2 видно неістотні відхилення змодельованих значень запасів від фактичних, що свідчить про доволі точний опис моделлю емпіричних даних.

Фрагмент отриманих таблиць ходу росту модальних соснових деревостанів штучного походження для I класу бонітету в межах Придніпровського Північного Степу наведено в таблиці 5.

За даними таблиці 5 видно, що зі зростанням віку загальна продуктивність соснових деревостанів штучного походження збільшується за 5-річні періоди в середньому на 29 % (16–63 м³·га$^{-1}$) впродовж усього часового періоду росту. Середній приріст стовбурової деревини досліджуваних деревостанів інтенсивно зростає від 10 до 25 років (на 77–24 %), після чого до 50 років його інтенсивність зменшується (до 2 %), а потім має спадну тенденцію, що пояснюється насамперед біологічними особливостями сосни звичайної. Отримані результати таксаційних параметрів та загальної продуктивності соснових деревостанів Північного Придніпровського Степу України порівнювали з даними таблиць ходу росту модальних соснових деревостанів для зони Полісся України (Lakyda et al. 2012)

та соснових деревостанів Лісостепових і Північностепових екорегіонів Європейської частини (Shvydenko et al. 2008) для 20–80-річних деревостанів І класу бонітету (рис. 3).

Таблиця 5

Хід росту модальних штучних соснових деревостанів для І класу бонітету (базова висота у віці 60 років)

Вік, років	Деревостан								Частина, яку вирубують				Загальна продуктивність, м³	Загальний приріст, м³	
	Середня висота, м	Середній діаметр, см	Кількість дерев, шт.	Сума площ поперечних перерізів, м²	Видове число	Запас, м³	Зміна запасу, м³		Середня висота, м	Середній діаметр, см	Кількість дерев, шт.	Запас, м³		середній	поточний
							середня	поточна							
10	1,7	2,8	5261	3,1	0,612	3	0,3	–	1,5	1,9	–	–	3	0,3	–
15	3,6	5,0	4139	8,2	0,574	17	1,1	2,8	3,2	3,5	1122	2,0	19	1,3	3,2
20	5,9	7,5	3158	14,0	0,549	45	2,3	5,6	5,2	5,3	981	6	54	2,7	6,9
25	8,3	10,1	2394	19,1	0,532	84	3,3	7,7	7,4	7,2	763	12	104	4,2	10,1
30	10,6	12,6	1832	22,9	0,519	126	4,2	8,5	9,6	9,1	562	18	165	5,5	12,1
35	12,9	15,1	1426	25,5	0,508	167	4,8	8,2	11,7	11,0	406	23	228	6,5	12,7
40	15,0	17,5	1133	27,1	0,500	203	5,1	7,3	13,6	12,8	293	26	290	7,2	12,4
45	16,9	19,7	921	28,1	0,493	234	5,2	6,2	15,4	14,6	213	27	348	7,7	11,6
50	18,6	21,9	764	28,7	0,487	260	5,2	5,1	17,0	16,3	157	27	401	8,0	10,6
55	20,1	23,9	646	29,0	0,482	281	5,1	4,2	18,5	18,1	117	27	449	8,2	9,5
60	21,4	25,8	557	29,1	0,478	298	5,0	3,4	19,8	19,7	90	26	491	8,2	8,6
65	22,6	27,6	487	29,1	0,474	312	4,8	2,8	20,9	21,3	70	24	530	8,2	7,7
70	23,6	29,3	432	29,1	0,470	323	4,6	2,2	21,9	22,9	55	23	564	8,1	6,9

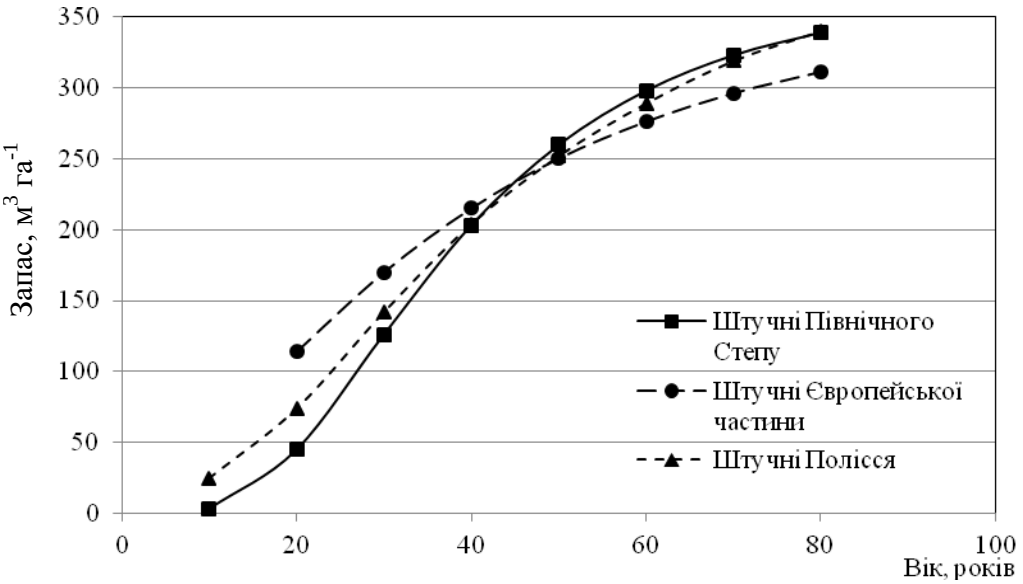


Рис. 3 – Порівняльний аналіз динаміки стовбурового запасу штучних соснових деревостанів із віком

У результаті порівняльного аналізу запасу модальних сосняків установлено, що цей параметр біопродуктивності є нижчим для зони Північного Степу для деревостанів до 30 (Полісся) та 40 (європейська частина) років. Із віком запас для досліджуваного регіону

вирівнюється, а вже починаючи із 40- та 50-річного віку навіть перевищує дані з літературних джерел (максимум на 9 %).

Висновки. В умовах Придніпровського Степу України штучні соснові деревостани характеризуються уповільненим ростом як у молодому, так і старшому віці. Розроблена динамічна шкала виявила істотну відмінність значень висот у порівнянні із сучасною загальнобонітетною шкалою в межах вищих класів бонітету (I, II, III) до 40-річного віку, тоді як для нижчих класів бонітету (IV, V) суттєву розбіжність спадного типу зафіксовано для деревостанів старшого віку.

На основі розробленої динамічної бонітетної шкали та повидільної бази даних побудовано математичні моделі та таблиці ходу росту для соснових деревостанів на корені та вирубуваної частини за середніми висотою, діаметром та запасом на 1 га, а також розраховано загальну продуктивність, середній та поточний прирости досліджуваних деревостанів.

Отримані результати нададуть можливість оцінювати сучасний стан соснових деревостанів Придніпровського Степу України та прогнозувати динаміку їхніх змін, що дасть змогу обґрунтовано здійснювати лісогосподарські заходи, використовуючи розроблені таблиці ходу росту як нормативно-інформаційне забезпечення, з урахуванням регіональних особливостей росту сосняків.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Anuchin, N. P. 1982. Forest mensuration. Moscow, Lesnaya promyshlennost, 552 p. (in Russian).

Bala, O. P. 2004. Modeling of the dynamic of stand indicators of artificial modal oak stands of the Forest-Steppe of Ukraine. Naukovyj visnyk NAU Scientific bulletin of NAU, 71: 155–162 (in Ukrainian).

Hulchak, V. P., Kravchuk, M. F., Dudinets, A. Ya. 2011. The main provisions of forest organization and management of Dnipropetrovsk region. Irpin, 194 p. (in Ukrainian).

Lakyda, P. I., Terentiev, A. Yu., Vasylyshyn, R. D. 2012. Scots pine stands of artificial origin in Ukrainian Polissya – growth and productivity forecast. Korsun-Shevchenkivskyi, FOP Maydachenko I. S., 171 p. (in Ukrainian).

Lakyda, I. P., Vasylyshyn, R. D. 2016. Methodological background for development of a system of growth and productivity models for stands of the main forest-forming tree species of Ukraine. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 129: 3–9.

Kashpor, S. M. and Strochinsky, A. A. (Eds.). 2013. Forest Inventory Handbook. Kyiv, Vinnichenko Publishing House, 496 p. (in Ukrainian).

Myklush, S. I. 2008. The models of grows flat beech forests stands. Scientific bulletin of UNFU, 18.11: 122–133 (in Ukrainian).

Shvydenko, A. Z., Shchepashchenko, D. H., Nylsson, S. and Buluy, Yu. Y. 2008. Tables and models of the growth and productivity of forests of main forest-forming species of Northern Eurasia (normative reference materials). Moscow, Moskovskaya typohrafyya 6, 888 p. (in Russian).

Shvidenko, A. Z., Strochinsky, A. A., Savich, Yu. N., Kashpor, S. N. (Eds.). 1987. Regulatory reference materials for forest inventory in Ukraine and Moldova. Kyiv, Urozhay, 560 p. (in Russian).

Strochinskiy, A. A., Shvidenko, A. Z., Lakida, P. I. 1992. Models of growth and productivity of optimal stands. Kyiv, Publishing house USHA, 144 p. (in Russian).

Svalov, N. N. 1983. The main provisions of the methodology for modeling tree stand productivity. Scientific bulletin of LitSHA, 38–40 (in Russian).

Tkach, V. P., Golovach, R. V., Vedmid, M. M. 2013. Growth course of vegetative oak forest of Left-bank Forest-Steppe. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya],122: 47–55 (in Ukrainian).

Lakyda P. I.[1], Lovynska V. M.[2]

GROWTH MODELLING OF SCOTS PINE STANDS WITHIN NORTHERN PRYDNIPROVSK STEPPE OF UKRAINE

[1]*National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Institute of Forestry and Landscape-Park Management*

[2]*Dnipro State Agrarian and Economic University*

The growth features were determined using average height, and a dynamic growth class scale for pine stands of artificial origin within Northern Prydniprovsk Steppe of Ukraine was developed. To analyse the pine stands growth, the experimental database of temporary sample plots was used, as well as the Ukrderzhlisproekt Production Association database with the subcompartment mensuration characteristics of the stands. The article provides modelling of the main

mensurational indices of the planted modal pine stands for the studied region. Based on the standard growth class scale, dynamic growth class scales for Scots pine stands within Steppe conditions were constructed. At that, the age of 60 was taken as basic. The differences of the studied pine stands' growth with the current standard growth class scale have been established. The yield tables of pine stands within Dnipropetrovsk region have been developed. They characterize the growth stands as in general, so by their removed parts due to natural thinning or forest management activities. A comparative analysis of the obtained results with existing analogues for modal pine stands in other natural geographical areas by means of pine yield tables is done and presented.

K e y w o r d s : *Pinus sylvestris* L., relative height, modelling, dynamic growth class scale, Mitscherlich function.

Лакида П. И.[1], Ловинская В. Н.[2]

МОДЕЛИРОВАНИЕ ХОДА РОСТА СОСНОВЫХ ДРЕВОСТОЕВ СЕВЕРНОЙ ПРИДНЕПРОВСКОЙ СТЕПИ УКРАИНЫ

[1]*Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины, институт лесного и садово-паркового хозяйства*

[2]*Днепровский государственный аграрно-экономический университет*

Определены особенности хода роста по средней высоте и разработана динамическая бонитетная шкала для сосновых древостоев искусственного происхождения Северной Приднепровской Степи Украины. Анализ хода роста сосняков осуществлен с использованием экспериментальной базы данных временных пробных площадей, а также базы данных ПО «Укргослеспроект» с повыдельной таксационной характеристикой древостоев. Проведено моделирование основных таксационных параметров модальных сосновых древостоев искусственного происхождения изучаемого региона. На основе действующих нормативов построены динамические бонитетные шкалы роста сосняков в условиях степной зоны, где за основу взят базовый возраст 60 лет. Установлены различия между ростом исследуемых сосняков и существующей общебонитетной шкалой. Получены таблицы хода роста сосняков Днепропетровского региона, характеризующие древостой в целом и часть, которая изымается из насаждения в результате естественного отпада или лесохозяйственных мероприятий. Приведен сравнительный анализ полученных результатов по таблицам хода роста сосняков с существующими аналогами для модальных сосновых древостоев других природно-географических зон.

К л ю ч е в ы е с л о в а : *Pinus sylvestris* L., относительная высота, моделирование, динамическая бонитетная шкала, функция Митчерлиха.

E-mail: lakyda@nubip.edu.ua; glub@ukr.net

Одержано редколегією: 30.03.2020

УДК 630.18:502(477.82)

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.12

С. І. МУСІЄНКО, В. В. БОНДАРЕНКО, О. М. ТАРНОПІЛЬСЬКА, М. Г. РУМЯНЦЕВ, О. В. КОБЕЦЬ, В. А. ЛУК'ЯНЕЦЬ

СТАН РЕКРЕАЦІЙНО-ОЗДОРОВЧИХ ЛІСІВ ХАРКІВЩИНИ

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

За матеріалами повидільної бази даних ВО «Укрдержліспроект» станом на 01.01.2011 проведено аналіз стану рекреаційно-оздоровчих лісів, що перебувають у постійному користуванні підприємств Державного агентства лісових ресурсів України, в межах Харківської області. Виявлено, що ці ліси займають площу близько 140 тис. га (49 % від загальної площі лісів області), серед яких переважають ліси зелених зон навколо населених пунктів (90 %). Рекреаційно-оздоровчі ліси Харківщини є переважно листяними (73,5 %), серед яких переважають дубняки в умовах свіжого груду. Серед рекреаційно-оздоровчих лісів регіону домінують пристиглі та стиглі порослеві дубові насадження низької продуктивності, ефективність виконуваних ними рекреаційних функцій поступово знижується. У цих лісах потрібне проведення лісогосподарських заходів, зокрема лісовідновних рубок. Актуальною є також перспектива розширення породного складу рекреаційно-оздоровчих лісів для поліпшення їхніх санітарно-гігієнічних та естетичних властивостей.
К л ю ч о в і с л о в а : категорії лісів, тип лісорослинних умов, лісоутворювальні породи.

Вступ. Рекреаційні ресурси – це частина природних ресурсів, що забезпечує відпочинок як засіб відновлення й підтримання працездатності та здоров'я людини (Lytvak & Lytvak 2006). Зважаючи на велике оздоровче значення лісів, створено спеціальні території для відпочинку: паркові масиви, лісопарки, зелені зони відпочинку тощо, тому роль рекреаційно-оздоровчих лісів усіх країн світу з кожним роком зростає (Tokareva 2004). На сьогодні питання, пов'язані з рекреаційно-оздоровчими лісами, досліджують багато вчених і практиків у країнах Європи та Північної Америки (Alberti et al. 2003, Elmendorf et al. 2005, Bryant 2006, Chaudhry 2006, Konijnenddijk et al. 2006, Rysin & Rysin 2012).

В Україні до рекреаційно-оздоровчих лісів належать лісові ділянки, що виконують рекреаційну, санітарно-гігієнічну та оздоровчу функції, які використовують для туризму, заняття спортом, санаторно-курортного лікування та відпочинку населення. Ведення господарства в цих лісах має відповідати основному їхньому призначенню – посиленню санітарно-гігієнічних та естетичних властивостей для поліпшення мікроклімату й умов відпочинку населення (Bondarenko & Furdychko 1994). Нерозумне втручання в екологічну систему не лише порушує її природну рівновагу, але й руйнує комплекс взаємозв'язків, який встановився між її компонентами (елементами). Тому екологічним проблемам приділяють особливу увагу не лише вчені, але й громадськість (Bobrov 1990, Konijnendijk et al. 2006, Kurakin 2006).

Ліси Харківської області виконують переважно екологічні функції – захисні, рекреаційні, природоохоронні та мають обмежене експлуатаційне значення. Харківська область, зважаючи на своє географічне положення, кліматичні особливості та історичну антропогенну трансформацію лісів, належить до малолісних регіонів України (Vakulyuk 1981, Tkach et. al. 2013). Лісистість території області становить 12,1 % і не досягає оптимального рівня (17–20 %), за якого ліси найбільш ефективно виявляють позитивний вплив на клімат, ґрунти, водні ресурси. Усі ліси області належать до категорій, що мають важливе еколого-захисне, соціальне й рекреаційно-оздоровче значення, більшість – до рекреаційно-оздоровчих лісів (Tkach et al. 2013). Антропогенне навантаження на ліси, яке збільшується з кожним роком, призводить до зменшення їхньої стійкості та можливостей повноцінного виконання ними екологічних функцій. З огляду на це, дослідження сучасного стану рекреаційно-оздоровчих лісів дасть змогу науково обґрунтувати шляхи щодо їхнього збереження, захисту, раціонального використання та ефективного відтворення, підвищення їхньої стійкості та посилення виконання ними різноманітних корисних функцій (Musienko et al. 2018).

Мета роботи – на основі матеріалів лісовпорядкування виявити особливості сучасного

стану рекреаційно-оздоровчих лісів Харківської області, що перебувають у постійному користуванні підприємств Держлісагентства України, та їхнього розподілу за розташуванням, типами лісорослинних умов і видовим складом.

Матеріали й методи. Аналіз стану рекреаційно-оздоровчих лісів Харківської області, що перебувають у постійному користуванні державних підприємств лісового господарства, підпорядкованих Державному агентству лісових ресурсів України, проведено за матеріалами бази даних «Лісовий фонд» ВО «Укрдержліспроект» станом на 01.01.2011. Проаналізовано близько 30 тис. таксаційних виділів рекреаційно-оздоровчих лісів. Поділ лісів на категорії здійснювали згідно з «Порядком поділу лісів на категорії та виділення особливо захисних лісових ділянок» (The procedure 2007). Переведення бази даних лісовпорядкування з формату .vff у формат .mdb програмного продукту MS Access здійснювали за допомогою програми, розробленої в лабораторії нових інформаційних технологій УкрНДІЛГА, та за відповідним алгоритмом (Vedmid et al. 2006).

Результати та обговорення. Результати аналізу повидільної бази даних свідчать, що рекреаційно-оздоровчі ліси Харківщини займають площу близько 139 тис. га, або 49,1 % від загальної площі лісів. Серед них переважають ліси зелених зон навколо населених пунктів, частка площі яких становить 90 % (табл. 1).

Таблиця 1

Розподіл площ рекреаційно-оздоровчих лісів Харківської області

Площа лісів області, тис. га	Площа рекреаційно-оздоровчих лісів		Площа насаджень					
			хвойних		листяних		разом	
	Загалом, тис. га / %	Місце розташування	га	%	га	%	га	%
282,3	138,7 / 49,1	У межах округів санітарної охорони лікувально-оздоровчих територій і курортів	–	–	43,0	< 0,1	43,0	< 0,1
		У межах поясів зон санітарної охорони водних об'єктів	4 382,9	3,1	6 733,8	4,9	11 115,7	8,0
		Поза межами лісів зелених зон	–	–	85,3	0,1	85,3	< 0,1
		У межах міст, селищ та інших населених пунктів	1 042,1	0,8	1 515,0	1,1	2 557,1	1,8
		У лісах зелених зон навколо населених пунктів	31 313,6	22,6	93 558,8	67,5	124 872,4	90,1
Разом			36 737,6	26,5	10 1935,9	73,5	138 673,5	100

Порівняно високою часткою площі характеризуються також ліси в межах поясів зон санітарної охорони водних об'єктів (8,0 %) та ліси в межах міст, селищ та інших населених пунктів (1,8 %). Площа інших рекреаційно-оздоровчих лісів Харківщини є незначною.

Рекреаційно-оздоровчі ліси Харківської області в межах округів санітарної охорони лікувально-оздоровчих територій і курортів репрезентовані насадженнями дуба звичайного (*Quercus robur* L.), клена гостролистого (*Acer platanoides* L.) та ясена звичайного (*Fraxinus excelsior* L.), які ростуть в умовах свіжих грудів. Частка цих насаджень становить 81, 18 та 1 % від площі лісів категорії відповідно (табл. 2). Площа рекреаційно-оздоровчих лісів Харківської області в межах поясів зон санітарної охорони водних об'єктів становить 11,1 тис. га. Серед них переважають насадження сосни звичайної та дуба звичайного, частка яких становить близько 70,0 % площі лісів категорії.

Таблиця 2

Розподіл площі рекреаційно-оздоровчих лісів Харківської області за деревними породами

Порода	У межах округів санітарної охорони лікувально-оздоровчих територій і курортів		У межах поясів зон санітарної охорони водних об'єктів		Поза межами лісів зелених зон		У межах міст, селищ та інших населених пунктів		У лісах зелених зон навколо населених пунктів		Разом
	га	%	га	%	га	%	га	%	га	%	га
Робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.)	–	–	1 044,8	9,4	–	–	50,4	2,0	–	–	1 095,2
Береза повисла (*Betula pendula* Roth.)	–	–	–	–	–	–	52,8	2,1	–	–	52,8
В'яз шорсткий (*Ulmus glabra* Huds.)	–	–	125,3	1,1	–	–	–	–	–	–	125,3
Вільха чорна (*Alnus glutinosa* L. Gaerth.)	–	–	324,6	2,9	–	–	–	–	1 282,4	1,0	1 607,0
Дуб звичайний (*Quercus robur* L.)	34,8	80,9	3 429,8	30,9	60,5	70,9	1 173,4	45,9	82 376,0	66,0	87 074,5
Клен гостролистий (*Acer platanoides* L.)	7,6	17,7	193,7	1,7	8,5	10,0	26,9	1,1	–	–	236,7
Липа дрібнолиста (*Tilia cordata* Mill.)	–	–	–	–	12,5	14,6	–	–	–	–	12,5
Сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.)	–	–	4 358,1	39,2	–	–	1 042,1	40,8	31 206,0	25,0	36 606,2
Тополя біла (*Populus alba* L.)	–	–	235,2	2,1	–	–	71,1	2,7	–	–	306,3
Тополя канадська (*Populus deltoides* Bartr. ex Marsh.)	–	–	142,6	1,4	–	–	–	–	–	–	142,6
Тополя чорна (*Populus nigra* L.)	–	–	225,5	2,0	1,0	1,2	32,6	1,3	–	–	259,1
Тополя тремтяча (*Populus tremula* L.)	–	–	–	–	–	–	–	–	1 560,4	1,2	1 560,4
Ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.)	0,6	1,4	260,8	2,3	2,8	3,3	36,0	1,4	1 969,8	1,6	2 270,0
Ясен зелений (*Fraxinus lanceolata* L.)	–	–	311,5	2,8	–	–	–	–	–	–	311,5
Інші (менше 1 %)	–	–	463,8	4,2	–	–	71,8	2,7	6 477,7	5,2	7013,3
Разом	43,0	100	11 115,7	100	85,3	100	2 557,1	100	124 872,4	100	138 673,5

Аналіз розподілу площі лісів цієї категорії за типами лісорослинних умов (ТЛУ) свідчить, що вони ростуть переважно в умовах свіжого груду та свіжого субору (по 19 % від загальної площі), свіжого сугруду (16 %), а також сухого груду (15 %). Загалом на ці ТЛУ припадає 69 % загальної площі лісів категорії (табл. 3). Площі лісів інших ТЛУ є значно меншими.

Площа рекреаційно-оздоровчих лісів Харківської області поза межами лісів зелених зон є незначною і становить лише 85,3 га. До їхнього складу входять лише листяні насадження, серед яких за площею суттєво переважають дубові – 60,5 га (71 %), які ростуть в умовах свіжих грудів (див. табл. 3). Доволі значною є частка липових (15 %) і кленових насаджень (10 %). На насадження із переважанням у складі ясена звичайного та тополі чорної припадає лише 3 та 1 % відповідно (див. табл. 2).

Площа рекреаційно-оздоровчих лісів у межах міст, селищ та інших населених пунктів становить 2,6 тис. га. Серед них переважають насадження дуба звичайного – 46 % та сосни звичайної – 41 % (див. табл. 2). Переважають свіжий груд і субір, частка яких становить по 31 %, а також сухий груд – 17 % (див. табл. 3).

Таблиця 3

Розподіл площі рекреаційно-оздоровчих лісів Харківської області за типами лісорослинних умов

Типи лісорослинних умов	У межах округів санітарної охорони лікувально-оздоровчих територій і курортів		У межах поясів зон санітарної охорони водних об'єктів		Поза межами лісів зелених зон		У межах міст, селищ та інших населених пунктів		У лісах зелених зон навколо населених пунктів	
	га	%	га	%	га	%	га	%	га	%
Сухий бір (A_1)	–	–	381,5	3,4	–	–				
Свіжий бір (A_2)	–	–	558,1	5,0	–	–	174,5	6,8	4 376,2	3,5
Сухий субір (B_1)	–	–	454,9	4,1	–	–	43,0	1,7	–	–
Свіжий субір (B_2)	–	–	2 108,6	19,0	–	–	781,3	30,6	20 772,4	16,6
Вологий субір (B_3)	–	–	–	–	–	–	30,0	1,2	–	–
Сухий сугруд (C_1)	–	–	530,8	4,8	–	–	–	–	–	–
Свіжий сугруд (C_2)	–	–	1 803,1	16,2	–	–	159,9	6,3	7 796,0	6,2
Вологий сугруд (C_3)	–	–	461,7	4,2	–	–	84,2	3,3	–	–
Сирий сугруд (C_4)	–	–	318,9	2,9	–	–	–	–	–	–
Сухий груд (D_1)	–	–	1 605,7	14,4	–	–	444,5	17,4	13 263,4	10,6
Свіжий груд (D_2)	43,0	100	2 136,6	19,2	85,3	100	795,7	31,1	71 773,5	57,5
Вологий груд (D_3)	–	–	556,1	5,0	–	–	–	–	2 191,8	1,8
Сирий груд (D_4)	–	–	77,2	0,7	–	–	–	–	–	–
Інші (менше 1%)	–	–	122,5	1,1	–	–	44,0	1,6	4 699,1	3,8
Разом	43,0	100	11 115,7	100	85,3	100	2 557,1	100	124 872,4	100

У Харківській області найбільша площа рекреаційно-оздоровчих лісів (124,9 тис. га, 90 %) належить до лісів зелених зон навколо населених пунктів. Вони представлені переважно дубом звичайним (66 %) і сосною звичайною (25 %) (див. табл. 2). Найпоширенішими ТЛУ в цих лісах є свіжий груд і свіжий субір, частка площі яких становить 57 та 17 % відповідно (див. табл. 3).

На Харківщині переважають порослеві дубняки, загальна площа яких становить близько 65,0 тис. га, або майже половину всіх рекреаційних лісів регіону. Площа штучних і природних насіннєвих дубових рекреаційних лісів регіону становить понад 20,0 та 2,5 тис. га відповідно. Штучні дубові та соснові рекреаційні ліси Харківщини є порівняно продуктивними (I–II класи бонітету), переважно середньовіковими (VI–VII класи віку) (табл. 4).

Водночас серед порослевих дубняків, а також природних насіннєвих насаджень домінують пристиглі та стиглі деревостани IX–XII класів віку, продуктивність яких є низькою (переважно III клас бонітету). Наявна стійка тенденція до старіння насаджень дуба вегетативного походження. При цьому порослеві насадження поступаються насіннєвим за всіма таксаційними показниками (висотою, діаметром, класом бонітету, запасом).

Аналіз динаміки повнот і класів бонітету порослевих дубняків найбільш поширених підкатегорій рекреаційно-оздоровчих лісів Харківщини за період 2001–2011 рр. свідчить про тенденцію до зниження цих показників. Ефективність рекреаційних функцій, які виконують ці ліси, з віком поступово знижується, а їхній санітарний стан за результатами проведених рекогносцирувальних обстежень погіршується. Отже, незабаром постане гостра необхідність проведення лісовідновних заходів у порослевих дубових рекреаційних лісах області.

Таблиця 4

Середньозважені таксаційні показники рекреаційно-оздоровчих лісів Харківщини

Місце розташування рекреаційно-оздоровчих лісів	Порода	Походження	Рік	Таксаційні показники						
				Площа, %	Вік *A*, років	Діаметр *D*, см	Висота *H*, м	Клас бонітету	Повнота *P*	Запас *M*, $м^3 \cdot га^{-1}$
У межах поясів зон санітарної охорони водних об'єктів	Дуб звичайний	вегетативне	2001	60,3	84	31,1	21,5	II,7	0,63	209
			2011	52,7	90	33,3	21,6	II,8	0,62	207
		насіннєве штучне	2001	27,5	43	15,5	13,1	II,4	0,73	116
			2011	29,2	51	19,0	15,2	II,3	0,72	137
		насіннєве природне	2001	12,2	98	35,1	24,0	II,1	0,63	260
			2011	8,1	109	38,2	23,0	II,6	0,59	225
	Сосна звичайна	насіннєве штучне	2001	100	47	18,8	16,2	II,0	0,75	230
			2011	100	57	23,1	18,9	I,5	0,78	290
У лісах зелених зон навколо населених пунктів	Дуб звичайний	вегетативне	2001	77,3	79	29,1	21,9	II,3	0,67	225
			2011	74,9	85	31,2	22,9	II,4	0,67	237
		насіннєве штучне	2001	19,8	49	17,4	15,2	II,0	0,73	160
			2011	22,6	55	20,0	16,9	I,9	0,72	185
		насіннєве природне	2001	2,9	86	30,0	21,7	II,0	0,67	237
			2011	2,6	88	32,5	23,2	I,8	0,65	251
	Сосна звичайна	насіннєве штучне	2001	100	53	21,9	18,5	I,5	0,74	267
			2011	100	63	24,8	20,7	I,3	0,72	305

У рекреаційних лісах (за винятком лісогосподарської частини лісів зеленої зони) чинні нормативні акти суттєво обмежують режим ведення лісового господарства, в них дозволено лише проведення санітарно-оздоровчих заходів і заходів догляду за лісом (Poryadok 2007). Ведення господарства в рекреаційно-оздоровчих лісах має бути спрямоване насамперед на їхнє збереження, захист від шкідників і забезпечення належного санітарного стану.

У рекреаційно-оздоровчих лісах, виключених із режиму головного користування, доцільно застосовувати лісовідновні рубки в поєднанні з іншими лісогосподарськими заходами. Це сприятиме формуванню високопродуктивних, стійких, довговічних, мішаних насаджень насіннєвого походження, що ефективно виконуватимуть важливі екологічні функції (Tkach et al. 2018).

Для збільшення лісистості області до оптимального рівня необхідно створити нові лісові насадження (Tkach et al. 2013). У приміських лісах із рекреаційною метою доцільно створювати лісопаркові культури, а також лісові масиви з високою стійкістю до забруднення газами, пилом та іншими шкідливими речовинами (Rysin & Rysin 2012). Збільшення лісистості сприятиме підтриманню екологічної рівноваги в ландшафтах і підвищуватиме ресурсний потенціал лісів Харківської області (Musienko et al. 2018). Збільшити лісистість регіону та покращити декоративність зелених насаджень можливо шляхом застосування сучасних наукових підходів до підбору садивного матеріалу (видової складової) та створення штучних насаджень зі збагаченим видовим складом із урахуванням типів лісорослинних умов. Першочерговим завданням має бути проведення робіт для благоустрою рекреаційних зон із метою підвищення естетичних властивостей і запобігання негативним екологічним змінам у лісових екосистемах, які дали б змогу оптимізувати рекреаційне лісокористування (Tkach et al. 2013).

Висновки. Серед рекреаційно-оздоровчих лісів Харківщини переважають листяні насадження (73,5 %), зокрема деревостани дуба звичайного, що ростуть у багатих типах лісорослинних умов (свіжий груд). Хвойні насадження (переважно соснові) займають 26,5 % від загальної площі та ростуть здебільшого в умовах свіжого субору.

У рекреаційних лісах регіону переважають пристиглі та стиглі порослеві дубняки низької продуктивності. Ефективність виконуваних ними рекреаційних функцій поступово

знижується. Виявлено стійку тенденцію до старіння дубових насаджень вегетативного походження. У цих лісах потрібно проводити відповідні лісогосподарські заходи, що дасть змогу сформувати високопродуктивні, стійкі, довговічні, насадження з високими декоративними властивостями, які ефективно виконуватимуть важливі екологічні функції. Актуальною є перспектива розширення породного складу рекреаційно-оздоровчих лісів для підвищення їхніх санітарно-гігієнічних та естетичних властивостей.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Alberti, M., Marzluff, M. J., Shulenberger, E., Bradley, G., Ryan, C., Zumbrunnen, C. 2003. Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. BioScience, 53: 1169–1179.

Bobrov, R. V. 1990. Exam for a forester. Moscow, Prosveshchenye, 157 p. (in Russian).

Bondarenko, V. D. and Furdychko, O. I. 1994. Forest and recreation in the forest. Lviv, Svit, 232 p. (in Ukrainian).

Bryant, M. M. 2006. Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. Landscape and Urban Planning, 76: 23–44.

Chaudhry, P. 2006. Recreational use value of Chandigarh city's urban forestry. Current Science, 91: 1440–1441.

Elmendorf, W. R., Willits, F. K., Sasidharan, V., Godbey, G. 2005. Urban park and forest participation and landscape preference: a comparison between blacks and whites in Philadelphia and Atlanta. U. S. Journal of Arboriculture, 31: 318–326.

Konijnendijk, C. C., Richard, R. M., Kenney, A., Randrup, T. B. 2006. Defining urban forestry – A comparative perspective of North America and Europe. Science Direct. Urban Forestry & Urban Greening, 4: 93–103.

Kurakin, L. V. 2006. Forests of Kharkiv Region. Kharkiv, Slobozhanshchyna Journalistic Foundation, 324 p. (in Ukrainian).

Lytvak, P. V. and Lytvak, I. P. 2006. Dictionary of ecological and biological terms. Zhytomyr, Polissya, 204 p. (in Ukrainian).

Musienko, S., Lyalin, O., Tkach, L., Babenko, V., Sułkowska, M. 2018. Characteristics and current situation of urban forests in Kharkiv region. Folia Forestalia Polonica, Series A – Forestry, 60 (3): 183–191.

Rysin, L. P. and Rysin, S. L. 2012. Urboforestry. Moscow, KMK, 240 p. (in Russian).

The procedure of division of forests on category and determination of protective forest areas. 2007. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine No 733 dated 16.05.2007 (in Ukrainian).

Tkach, V. P., Buksha, I. F., Vedmid, M. M. 2013. Actual problems of forestry development in Kharkiv Region]. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 122: 3–11 (in Ukrainian).

Tkach, V. P., Luk'yanets, V. A., Tarnopilska, O. M., Rumyantsev, M. H. 2018. Ways of reconstruction of noncommercial coppice oak stands in Left-Bank Forest-Steppe zone. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 132: 48–56 (in Ukrainian).

Tokareva, O. V. 2004. Value of suburban forests in a context of sustainable development. Scientific Bulletin of UNFU, 14.5: 232–236 (in Ukrainian).

Vakulyuk, P. G. 1981. Change in the forest cover of Ukraine: lecture notes. Pushkino, 47 p. (in Russian).

Vedmid, M. M., Meshkova, V. L., Zhezhkun, A. M. 2006. Algorithm for studying areas of low-value young stands in oak forests following the materials of forest surveying. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 110: 54–59 (in Ukrainian).

Musienko S. I., Bondarenko V. V., Tarnopilska O. M., Rumiantsev M. H., Kobets O. V., Luk'yanets V. A.

STATE OF RECREATIONAL AND HEALTH-IMPROVING FORESTS IN KHARKIV REGION

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

The analysis of the state of recreational and health-improving forests subordinated to the State Agency of Forest Resources of Ukraine within Kharkiv Region was done based on the materials of the Ukrderzhlisproekt Production Association subcompartment database as of 01.01.2011. It was found that these forests cover an area of about 140 thousand hectares (49 % of the total forest area of the region). At that, forests of green belts around settlements predominate (90 %). Recreational and health-improving forests of Kharkiv Region are represented mainly by deciduous stands (73.5 %), among which oak stands prevail in fresh fertile site conditions. Among the recreational and health-improving forests of the region, premature and mature coppice oak stands of low productivity predominate. The efficiency of their recreational functions is gradually decreasing. The forests require forestry activities, including reforestation. The prospect of expanding the species composition of recreational and health-improving forests to enhance their sanitary-hygienic and aesthetic properties is also relevant.

K e y w o r d s : forest categories, forest site condition types, forest-forming species.

Мусиенко С. И., Бондаренко В. В., Тарнопильская О. М., Румянцев М. Г., Кобец А. В., Лукьянец В. А.

СОСТОЯНИЕ РЕКРЕАЦИОННО-ОЗДОРОВИТЕЛЬНЫХ ЛЕСОВ ХАРЬКОВЩИНЫ

Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого

По материалам повыдельной базы данных ПО «Укргослеспроект» по состоянию на 01.01.2011 проведен анализ состояния рекреационно-оздоровительных лесов, находящихся в постоянном пользовании предприятий Государственного агентства лесных ресурсов Украины, в пределах Харьковской области. Выявлено, что эти леса занимают площадь около 140 тыс. га (49 % от общей площади лесов области), среди которых преобладают леса зеленых зон вокруг населенных пунктов (90 %). Рекреационно-оздоровительные леса Харьковской области представлены преимущественно лиственными насаждениями (73,5 %), среди которых преобладают дубняки в условиях свежего груда. Среди рекреационно-оздоровительных лесов региона преобладают приспевающие и спелые порослевые дубовые насаждения низкой продуктивности, эффективность выполняемых ими рекреационных функций постепенно снижается. Эти леса нуждаются в проведении лесохозяйственных мероприятий, в частности лесовосстановительных рубок. Актуальна также перспектива расширения породного состава рекреационно-оздоровительных лесов для улучшения их санитарно-гигиенических и эстетических свойств.

К л ю ч е в ы е с л о в а : категории лесов, тип лесорастительных условий, лесообразующие породы.

E-mail: musienkosergij_les@ukr.net

Одержано редколегією: 02.06.2020

УДК 630.416.16

CC BY

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.19

В. С. ОЛІЙНИК, А. М. ЗЕЙНАЛЯН

ВИСОТНО-ПОЯСНІ ОСОБЛИВОСТІ ВСИХАННЯ ЯЛИННИКІВ НА ПІВНІЧНО-СХІДНОМУ МЕГАСХИЛІ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ

ДВНЗ «Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника»

Проаналізовано особливості поширення всихання ялинових насаджень у висотному діапазоні гір 350–1 400 м над рівнем моря на прикладі басейну річки Бистриця Солотвинська північно-східного мегасхилу Українських Карпат. Охарактеризовано кількість і площі осередків часткового та суцільного вс ихання для висотних поясів – передгірних ялицево-букових і гірських буково-ялицевих, буково-ялицево-ялинових і ялинових лісів. Наведено верхню межу поширення всихання. Розраховано емпіричні залежності площ осередків різних видів цього явища від гіпсометричних рівнів гірської системи. З'ясовано, що найбільш уразливою до всихання є ялина на висотах 400–900 м н. р. м. Оцінено вплив експозиції та крутизни гірських схилів на поширення процесів усихання. Виявлено, що в передгірних умовах важлива роль у стійкості похідних ялинників належить ландшафтно-лісівничим особливостям. У цих умовах процеси всихання насаджень найменш активно відбуваються в глибині лісових масивів, дещо активніше – на ділянках, що межують із галявинами, зрубами й молодняками, і сягають максимуму в смугах узлісся.

К л ю ч о в і с л о в а : висотні пояси лісу, похідні насадження, висота місцевості, експозиція схилів.

Вступ. Однією з найактуальніших проблем сучасного лісівництва, особливо гірського, є всихання ялинників, яке нерідко набуває масштабів стихійного лиха. Для регіону Українських Карпат ситуація загострюється через те, що тут ялина європейська (*Picea abies* (L.) H. Karst.) є головною лісоутворювальною породою. Нині всиханням у регіоні охоплено 35 тис. га із запасом деревини 14 млн м^3 (Parpan et al. 2014). Щорічні збитки від цього явища сягають 12 тис. грн з га (Shparyk 2017).

Основні причини посилення втрати стійкості лісів регіону з початку 90-х років XX століття, на думку дослідників (Debrynyuk 2011, Holubets 2016), пов'язані з масовим культивуванням ялини за межами її природного ареалу в дубових, букових і ялицевих типах лісу та процесами глобального потепління клімату. Зокрема, в західному регіоні України за останні роки (1991–2011), як порівняти з попереднім 20-річним періодом, середні річні температури повітря зросли на 0,8 °С, а в період активної вегетації (VI–VIII місяці) – до 1,5 °С (Osadchyy & Babichenko 2013).

На цей час у науковій літературі висвітлено якісні показники всихання в гірських лісах та виявлені особливості ведення господарства в похідних ялинниках із урахуванням цього явища (Parpan et al. 2014). Незважаючи на це, необхідно подальше вивчення чинників, що визначають стійкість лісу, оскільки процеси всихання властиві не лише для похідних, але й корінних деревостанів. Окрім того, недостатньо вивчені зміни, пов'язані з висотною мінливістю рельєфу та клімату, передгірних і гірських умов, їхнього впливу на формування часткового й суцільного всихання.

Мета роботи – кількісне оцінювання поширення всихання ялинових насаджень залежно від висотно-поясних, рельєфних особливостей у гірських та передгірних умовах і поширення лісових масивів.

Матеріали й методи. Поширення всихання ялинників вивчали в басейні річки Бистриця Солотвинська на висотно-лісівничому профілі, який охоплював три лісівництва ДП «Солотвинське ЛГ» – Богородчанське, Манявське й Гутянське. Вони, згідно з вертикальною диференціацією рослинності Українських Карпат (Molotkov 1996, Stoyko 2009), послідовно приурочені до передгірних ялицево-букових лісів, гірських буково-ялицевих, буково-ялицево-ялинових та частково ялинових лісів.

Збір та аналіз даних щодо всихання ялинників ґрунтувався на методиці, викладеній у роботі (Rak & Olijnyk 2016), а саме на матеріалах відведення ділянок усихання до вибіркових і суцільних санітарних рубань. Залежно від очікуваного зниження повноти деревостанів до 0,5 і менше ніж 0,5 через вирубування сухостійних, ослаблених і всихаючих дерев (Parpan et

al. 2014) всихання оцінювали як часткове та суцільне відповідно. Із матеріалів лісовпорядкування запозичували дані щодо рельєфу й лісівничо-таксаційних особливостей насаджень ділянок усихання. Загалом проаналізовано 376 осередків у висотному діапазоні 350–1 400 м над рівнем моря за 2011–2019 рр. У таблиці 1 наведено характеристики об'єктів досліджень і площ усихання лісів.

Таблиця 1

Характеристика об'єктів досліджень

Характеристика	Лісництво		
	Богородчанське	Манявське	Гутянське
1. Площа лісового фонду, га	2 985	2 918	4 008
2. Висотний діапазон, м над рівнем моря	300–500	550–1 200	700–1 400
3. Приуроченість до висотних поясів лісів	Передгірні ялицево-букові (100 %)	Гірські буково-ялицеві (90 %) і буково-ялицево-ялинові (10 %)	Гірські буково-ялицево-ялинові (90 %) і ялинові (10 %)
4. Основні лісоутворювальні породи*	Дз – 37 %; Ялє – 20 %; Яцб – 12 %; Бкл – 9 %; інші – 22 %	Бкл – 42 %; Яцб – 25 %; Ялє – 30 %; інші – 3 %	Ялє – 44 %; Бкл – 32 %; Яцб – 22 %; інші – 2 %
5. Загальна площа всихання лісів: – га – від площі лісового фонду, %	 367 12,3	 529 18,1	 365 9,1
6. Площа часткового всихання лісів: – га – від площі лісового фонду, %	 346 11,6	 526 18,0	 318 7,9

*Дз – дуб звичайний (*Quercus robur* L.); Ялє – ялина європйська; Яцб – ялиця біла (*Abies alba* Mill.); Бкл – бук лісовий (*Fagus sylvatica* L.).

За основні показники часткового й суцільного всихання взято кількість охоплених ділянок, їхню площу в межах висотних поясів, площу на 100 га лісу та середню площу осередків усихання для різних елементів рельєфу. Загалом за 9-річний період у досліджуваних умовах усихання насаджень охопило площу 1 260 га, що становить близько 13 % лісового фонду лісництв та 39 % площі ялинників; 94 % площі всихання є частковим.

Результати та обговорення. Висота гірських схилів над рівнем моря є основним абіотичним чинником поширення всихання ялинників. У міру її збільшення зменшуються максимальні температури літнього сезону, з якими пов'язані процеси зниження стійкості насаджень (Sakali et al. 1985, Rak & Olijnyk 2016). У трьох досліджуваних лісництвах можна помітити різницю для різних висотних поясів лісової рослинності (табл. 2). Найкраще це виявлено в змінах площ усихання, зокрема щодо показників на 100 га лісу та розмірів середніх і максимальних осередків. Так, інтенсивність домінантного часткового всихання зростає з передгірних ялицево-букових лісів до гірського буково-ялицевого поясу, а в подальшому – зменшується на гіпсометричних рівнях буково-ялицево-ялинових лісів; у верхньому ялиновому поясі таке всихання відсутнє. Такі самі зміни виявляються і у вертикальному поширенні загального всихання. Що ж стосується суцільного всихання, то, у зв'язку з невеликою його часткою, наявне лише незначне зростання середніх площ у міру зміни висотної поясності.

Такі закономірності, очевидно, пов'язані з двома чинниками:

1) зростання від передгір'я до верхньої межі нижнього гірського поясу площ похідних ялинників, які інтенсивно піддаються всиханню (Rak & Olijnyk 2016);

2) уповільнення цих процесів від висоти 800 м над рівнем моря викликано змінами метеорологічних умов. На цьому рівні помірна кліматична зона з липневими температурами +17… +19 °С переходить у прохолодну зону, де температури є на 2–3 °С меншими, а ще вище у холодній зоні із чистими природними ялиновими лісами температури знижуються до 12°С і менших (Andrianov 1968, Sakali et al. 1985).

Таблиця 2

Розподіл ділянок усихання ялинників за висотно-поясними умовами

Характеристика	Висотний лісовий пояс			
	Передгірний ялицево-букових лісів	Буково-ялицевих лісів	Буково-ялицево-ялинових лісів	Ялинових лісів
Висотний діапазон, м над рівнем моря	300–500	500–800	800–1 200	більше 1 200
Площа лісів поясу, га	2 985	2 885	3 841	200
Всі види всихання				
Кількість осередків, шт.				
– загалом у поясі	124	104	145	3
– на 100 га лісу	4,2	3,6	3,8	1,5
Площа всихання, га				
– загалом у поясі	378	420	458	5
– на 100 га лісу	12,7	14,6	11,9	2,5
– середня	3,0	4,2	3,2	1,7
– максимальна	15,5	17,5	14,4	2,5
Часткове всихання				
Кількість осередків, шт.				
– загалом у поясі	102	98	118	0
– на 100 га лісу	3,4	3,4	3,1	0
Площа всихання, га				
– загалом у поясі	357	413	418	0
– на 100 га лісу	12,0	14,3	10,9	0
– середня	3,5	4,4	3,6	0
– максимальна	15,5	17,5	14,4	0
Суцільне всихання				
Кількість осередків, шт.				
– загалом у поясі	22	6,0	27	3
– на 100 га лісу	0,7	0,2	0,7	1,5
Площа всихання, га				
– загалом у поясі	21	7	40	5
– на 100 га лісу	0,7	0,3	1,0	2,5
– середня	1,0	1,2	1,4	1,7
– максимальна	2,5	1,4	3,7	2,5

Кореляційний аналіз залежності основного показника всихання ялинників – їхніх середніх площ (*S*, га) – від висоти рельєфу над рівнем моря (*h*, м) у передгірних і гірських

умовах свідчить, що її описують достовірні емпіричні рівняння, які мають такий вигляд (1–3):

а) для загального всихання зв'язок є зворотнім параболічним:

$$S = -0{,}000012 \times h^2 + 0{,}0174 \times h - 2{,}39 \text{ при } \eta = 0{,}83 \pm 0{,}07; \quad (1)$$

б) для часткового всихання зв'язок є аналогічним попередньому:

$$S = -0{,}0000095 \times h^2 + 0{,}0132 \times h - 0{,}187 \text{ при } \eta = 0{,}80 \pm 0{,}09; \quad (2)$$

в) для суцільного всихання зв'язок є прямим:

$$S = 0{,}0013 \times h + 0{,}2 \text{ при } r = 0{,}80 \pm 0{,}1. \quad (3)$$

Згідно з наведеними формулами, в досліджуваних умовах площі осередків часткового всихання зростають від 1,8–2,8 га на висоті 300 м до 4 га на рівнях 600–800 м; надалі площі осередків зменшуються і зникають на висотах 1 200–1 300 м. Площі осередків суцільного всихання рівномірно зростають від 300 м (0,6 га) до 1 300 м над рівнем моря (1,9 га). Загалом найбільш уразливими до всихання є насадження на висотах 400–900 м. У цьому висотному діапазоні зосереджено 87 % осередків і 84 % їхньої площі.

На поширення всихання ялинових насаджень впливають експозиція та крутизна схилів. Недавніми дослідженнями у горганському масиві Карпат оцінено їхню роль у суцільному всиханні (Rak & Olijnyk 2016). Зокрема встановлено, що площі осередків суцільного всихання на південних схилах є у 1,8 разу більшими, ніж на північних. Водночас збільшення крутизни інсольованих схилів із 5° до 38° сприяє зростанню площ ділянок усихання з 0,14 до 2 га. Проведений нами аналіз 244 осередків у Манявському і Гутянському лісництвах засвідчив незначну роль експозиції схилів у поширенні часткового всихання насаджень. Так, середня й максимальна площі ділянок такого всихання на південних схилах становлять 4,1 і 17,5 га відповідно, а на північних –3,7 і 16,7 га відповідно, тобто осередки всихання на інсольованих схилах є лише на 5–10 % більшими, ніж на тіньових.

Отже, в умовах різко розчленованого гірського рельєфу зі значним поширенням лісів на стійкість насаджень значно впливає висота схилів над рівнем моря і меншою мірою – їхні експозиція та крутизна. Дещо іншою є ситуація в умовах виположеного передгір'я з острівним розміщенням лісів. Тут важливіша роль належить ландшафтно-лісівничим особливостям лісових масивів.

Результати обстеження однакових за складом, віком і повнотою насаджень на висоті 450 м над рівнем моря у кварталах 15–21 урочища «Дзвиняч» Богородчанського лісництва свідчать, що залежно від місцевих особливостей у передгір'ї можливо виділити три категорії поширення всихання (табл. 3):

1) внутрішньолісові ділянки серед здорових насаджень із мінімальними площами зниження стійкості лісу;

2) внутрішньолісові ділянки, прилеглі до галявин, просік, зрубів і молодняків, із погіршеним мікрокліматом лісу. Тут площа осередків всихання зростає проти першої категорії в 1,2–1,6 разу;

3) ділянки біля узлісся з максимальним впливом мікроклімату польових угідь. Стійкість лісу тут є найменшою. Площі осередків усихання є в 1,4–2,0 разу більшими, ніж у глибині лісових масивів.

На цей час із метою запобігання поширенню всихання ялинників запропоновано комплекс лісогосподарських заходів (Lavnyy & Schnitzler 2014, Parpan et al. 2014), який охоплює рубки (санітарні, догляду, лісовідновні, переформування й головного користування), моніторинг і захист лісу від шкідників і хвороб, лісовідновлення й

технологію лісозаготівель. Очевидно, що в гірських умовах, ураховуючи найбільшу уразливість ялини до всихання, цей комплекс заходів слід прив'язувати до висотного діапазону 450–900 м над рівнем моря, передусім на схилах південної орієнтації, а в передгірних умовах він стосується ділянок лісових масивів, прилеглих до безлісних угідь.

Таблиця 3

Площа всихання насаджень за різних лісівничих особливостей у передгірних умовах

Частка ялини в насадженнях*	Вік, років	Повнота	Площа всихання, га	
			Середній показник	Діапазон
Ділянки всихання в середині лісових масивів (6 об'єктів)				
8–10 Ялє	41–48	0,6–0,85	2,0 ± 0,44	0,7–3,8
Ділянки всихання поруч із просіками, зрубами й молодняком (6 об'єктів)				
7–10 Ялє	41–50	0,6–0,8	2,4 ± 0,41	1,1–4,6
Ділянки всихання біля узлісся (8 об'єктів)				
8–10 Ялє	45–49	0,6–0,85	3,3 ± 0,51	1,4–5,3

*Ялє – – ялина європйська.

Висновки. Поширення всихання ялинових насаджень залежить від висотно-поясних, рельєфних і місцевих лісівничих умов регіону. У всіх лісових поясах переважає часткове всихання ялини над суцільним.

Інтенсивність часткового всихання похідних ялинників збільшується в напрямку від передгірних ялицево-букових до гірських буково-ялицевих лісів, а надалі зменшується в буково-ялицево-ялинових лісах. Часткове всихання відсутнє в ялиновому поясі. Інтенсивність суцільного всихання незначною мірою рівномірне зростання з висотою. На інсольованих схилах стійкість лісу є дещо меншою, ніж на тіньових. Найбільш уразливими до всихання є насадження на висотах 400–900 м.

У передгірних умовах важлива роль у поширенні всихання похідних ялинників належить ландшафтно-лісівничим особливостям лісових масивів. Найстійкішими до нього виявилися внутрішньолісові ділянки. Менш стійкими є насадження, які межують із галявинами, зрубами й молодняками, та уразливі до цього явища ділянки біля узлісся.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Andrianov, M. S. 1968. Climate. In: Nature of the Ukrainian Carpathians. Lviv, Lviv University Publishing House, p. 87–101 (in Ukrainian).

Debrynyuk, Y. M. 2011. Dying of spruce forests: causes and consequences. Scientific Bulletin of UNFU, 21.16: 32–38 (in Ukrainian).

Holubets, M. A. 2016. Osnovu vidnovlennj funkcionalnoi sutu karpatskich lisiv [Bases to restore functional essence of the Carpathian forests]. Lviv, Manuskript, 144 p. (in Ukrainian).

Lavnyy, V. V. and Schnitzler, G. 2014. Conversion felling in the secondary spruce stands experiences in Germany. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 12: 73–78 (in Ukrainian).

Molotkov, P. I. 1966. Beech forests and their management. Moscow, Lesnaya Promyshlennost, 224 p. (in Russian).

Osadchyy, V. and Babichenko V. 2013. The air temperature on the territory of Ukraine in today's climate conditions. Ukrainian geographical journal, 4: 32–39 (in Ukrainian). https://doi.org/10.15407/ugz2013.04.032

Parpan, V. I., Shparyk, Yu. S., Slobodyan, P. Ya., Parpan, T. V. et al. 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).

Rak, A. Ya. and Olijnyk, V. S. 2016. Peculiarities of spreading of spruce stands drying in Gorhany. Foresty and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 129: 175–180 (in Ukrainian).

Sakali, L. I., Dmitrenko, L. V., Kiptenko E. N., Livtik, P. M. 1985. Thermal and water regimes of Ukrainian Carpathians. Leningrad, Hidrometeoisdat, 366 p. (in Russian).

Stoyko, S. M. 2009. Oak Forests of the Ukrainian Carpathians: Ecologial peculiarities, restoration, conservation. Lviv, 220 p. (in Ukrainian).

Shparyk, Yu. S. 2017. Economic results of spruce forests decline in the Ukrainian Carpathians. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine], 15: 129–139 (in Ukrainian).

Oliinyk V. S., Zeinalian A. M.

ALTITUDE FEATURES OF SPRUCE DECLINE ON THE NORTH-EASTERN MEGASLOPE OF UKRAINIAN CARPATHIANS

SHEI "Vasyl Stefanyk Precarpathian National University"

Some peculiarities in how spruce forest decline spreads in the mountain altitude range of 350–1 400 m above sea level were analysed on the example of the Bystrytsia Solotvynska River basin. The latter is located on the north-eastern megaslope of the Ukrainian Carpathians. The areas with partial and entire decline processes and their quantity have been characterized for high altitude forest zones, such as foothill fir-beech, mountain beech-fir, beech-fir-spruce, and spruce forests. The upper limit of spruce decline is given. Empirical dependencies of areas with decline foci of different types on the hypsometric levels of the mountain system are calculated. It was found that spruce is most vulnerable to the decline at altitudes of 400–900 m. The influence of exposure and steepness of mountain slopes on the spread of these processes is estimated. It was revealed that in foothill zones it is a landscape and forestry situation that plays an important role in the stability of secondary spruce forests. The decline processes are at their minimum level in the depth of the forests, while there is a slight increase in areas bordering openings, felling sites, and young stands. The most severe decline occurs at the edges.

K e y w o r d s : high-altitude forest zones, secondary stands, altitude, slope exposure.

Олийнык В. С., Зейналян А. М.

ВЫСОТНО-ПОЯСНЫЕ ОСОБЕННОСТИ УСЫХАНИЯ ЕЛЬНИКОВ НА СЕВЕРО-ВОСТОЧНОМ МЕГАСКЛОНЕ УКРАИНСКИХ КАРПАТ

ГВУЗ «Прикарпатский национальный университет им. Василия Стефаника»

Проанализированы особенности распространения усыхания еловых насаждений в высотном диапазоне гор 350–1 400 м над уровнем моря на примере бассейна реки Быстрица Солотвинская северо-восточного мегасклона Украинских Карпат. Охарактеризованы количество и площади очагов частичного и сплошного видов этого процесса для высотных поясов – предгорных пихтово-буковых и горных буково-пихтовых, буково-пихтово-еловых и еловых лесов. Приведена верхняя граница распространения усыхания. Рассчитаны эмпирические зависимости площадей очагов различных видов этого явления от гипсометрических уровней горной системы. Установлено, что наиболее уязвима к усыханию ель на высотах 400–900 м. Оценено влияние экспозиции и крутизны горных склонов на распространение процессов усыхания. Выявлено, что в предгорных условиях важная роль в устойчивости производных ельников принадлежит ландшафтно-лесоводственным факторам. В этих условиях процессы усыхания насаждений наименее активно происходят в глубине лесных массивов, несколько активнее – на участках, граничащих с полянами, вырубками и молодняками и достигают максимума в полосах опушек.

К л ю ч е в ы е с л о в а : высотные пояса леса, производные насаждения, высота местности, экспозиция склонов.

E-mail: vasyl.oliinyk@pnu.edu.ua

Одержано редколегією: 21.05.2020

УДК 630.5:633.872.1

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.25

М. Г. РУМЯНЦЕВ

ФУНКЦІОНАЛЬНА Й ВІКОВА СТРУКТУРА ДУБОВИХ НАСАДЖЕНЬ СХІДНОГО ПОЛІССЯ ТА ЇХНЯ ПРОДУКТИВНІСТЬ

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

За матеріалами лісовпорядкування (таксаційної повидільної бази даних) проаналізовано розподіл загальної площі вкритих лісовою рослинністю лісових ділянок у межах Східного Полісся за переважаючими породами. Проаналізовано розподіл площі та запасу дубових насаджень за категоріями лісів та їхню вікову структуру з урахуванням походження. З метою розроблення ефективних лісогосподарських заходів, спрямованих на підвищення продуктивності та посилення екологічних функцій дубових лісів, досліджено динаміку основних таксаційних показників залежно від віку насаджень та їхнього походження. Розраховано показники використання лісорослинного потенціалу дубовими насадженнями різного походження за відношенням фактичної продуктивності, що зумовлена сучасним рівнем ведення лісового господарства, до потенційної продуктивності. Розроблено таблиці росту та динаміки продуктивності дубових насаджень з урахуванням походження та категорій лісів, які доцільно застосовувати для прогнозування росту цих насаджень, а також під час визначення обсягів лісогосподарських заходів та черговості їхнього проведення.

К л ю ч о в і с л о в а : *Quercus robur* L., категорії лісів, походження насаджень, групи віку, таблиці росту.

Вступ. Ліси України за екологічним і соціально-економічним значенням та залежно від основних виконуваних ними функцій поділяють на такі категорії: 1) захисні ліси (виконують переважно водоохоронні, ґрунтозахисні та інші захисні функції); 2) рекреаційно-оздоровчі ліси (виконують переважно рекреаційні, санітарні, гігієнічні та оздоровчі функції); 3) ліси природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення (виконують особливі природоохоронні, естетичні, наукові функції тощо); 4) експлуатаційні ліси (The Forest Code of Ukraine 2006, Procedure for Dividing Forests 2007).

У лісовому фонді країни, підпорядкованому Державному агентству лісових ресурсів України, загалом та у Східному Поліссі зокрема одними з найцінніших є дубові насадження, площа яких становить 28 % (1,7 млн га) від загальної площі лісів країни (Kopiy et al. 2017, Rumiantsev et al. 2018, Tkach et al. 2019). Структурний аналіз лісів є основою для практичного розроблення заходів збалансованого багатоцільового використання лісових екосистем із урахуванням їхньої функціональної, видової та вікової структури (Hudyma et al. 2018). Для визначення режиму користування та ефективного ведення лісового господарства в дубових лісах необхідне встановлення функціонального призначення лісу, що визначається його належністю до певної категорії.

Нині лісовпорядкування виділяє площі різних категорій лісів у межах окремих лісогосподарських підприємств, які потім зводить до площ відповідних обласних управлінь. Водночас наукові розробки зазвичай ураховують більші за площею регіони (лісорослинна зона, лісогосподарський округ, лісокультурний район тощо). Для ефективного впровадження наукових розробок і раціонального ведення лісового господарства необхідно, зокрема, мати достовірні дані щодо функціональної та вікової структури лісів із урахуванням окремих порід для відповідних районів, округів, зон тощо. Тому дослідження щодо функціональної та вікової структури, а також продуктивності дубових насаджень Східного Полісся є актуальними для розроблення науково-обґрунтованих заходів із ведення лісового господарства в дубових лісах регіону.

Мета досліджень – на основі матеріалів лісовпорядкування (повидільної бази даних) проаналізувати функціональну та вікову структуру дубових насаджень Східного Полісся з урахуванням їхнього походження та визначити їхню продуктивність у різних категоріях лісів.

Матеріали й методи. Дослідження проводили на території Східного Полісся, що розташоване в північно-східній частині України на лівому березі Дніпра, що охоплює переважно басейн річки Десна та придніпровські райони (Povarnitsyn 1959). Вивчали дубові

насадження різного походження (порослевого, насіннєвого природного та насіннєвого штучного) у межах Східного Полісся в усіх категоріях лісів на площі майже 41,0 тис. га (близько 13,1 тис. таксаційних виділів), у лісогосподарських підприємствах, підпорядкованих Державному агентству лісових ресурсів України.

Дослідженнями охоплено лісовий фонд державних підприємств (ДП) лісового господарства (ЛГ) Чернігівського (ДП «Борзнянське ЛГ», ДП «Городнянське ЛГ», ДП «Добрянське ЛГ», ДП «Корюківське ЛГ», ДП «Новгород-Сіверське ЛГ», ДП «Ніжинське ЛГ», ДП «Остерське ЛГ», ДП «Семенівське ЛГ», ДП «Холминське ЛГ», ДП «Чернігівське ЛГ», а також ДП «Новгород-Сіверська ЛНДС»), Сумського (ДП «Свеське ЛГ», ДП «Середино-Будське ЛГ» та ДП «Шосткінське ЛГ») і Київського та по м. Києву (ДП «Вищедубечанське ЛГ») обласних управлінь лісового та мисливського господарств відповідно до комплексного лісогосподарського районування України та Молдови (Gensiruk et al. 1981).

Матеріали лісовпорядкування (станом на 01.01.2011) були основою для розрахунків. Поділ лісів на категорії, а також виділення особливо захисних лісових ділянок із режимом обмеженого користування здійснювали відповідно до «Порядку поділу лісів на категорії та виділення особливо захисних лісових ділянок» (Procedure for Dividing Forests 2007). Розподіл площ за групами віку й дослідження продуктивності насаджень за запасом деревини аналізували за загальноприйнятими в лісовій таксації методиками (Girs et al. 2005, Hrom 2007).

Кількісне оцінювання ефективності використання лісорослинного потенціалу (ВЛП) дубовими насадженнями проведено шляхом порівняння продуктивності модальних та еталонних (високопродуктивних) насаджень (Tkach et al. 2018). Еталонними (високопродуктивними) дубовими насадженнями вважали ділянки високоповнотних (відносна повнота 0,8 і вище) і високобонітетних (клас бонітету I і вище) насаджень у відповідних класах віку з участю дуба у складі насаджень 7 і більше одиниць.

Результати та обговорення. Аналіз матеріалів лісовпорядкування свідчить, що видовий склад головних лісоутворювальних порід у лісах Східного Полісся є доволі різноманітним і представлений загалом 43 деревними видами. Найбільш поширеними є насадження з участю сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.), які займають 67 % (269,3 тис. га). Насадження з участю берези повислої (*Betula pendula* Roth.) займають 11 %, або 42,2 тис. га, дуба звичайного (*Quercus robur* L.) – 10 %, або 41,0 тис. га, вільхи чорної (*Alnus glutinosa* (L.) Gaerth.) – 5 %, або 20,9 тис. га, осики (*Populus tremula* L.) – 2 %, або 7,4 тис. га (рис. 1).

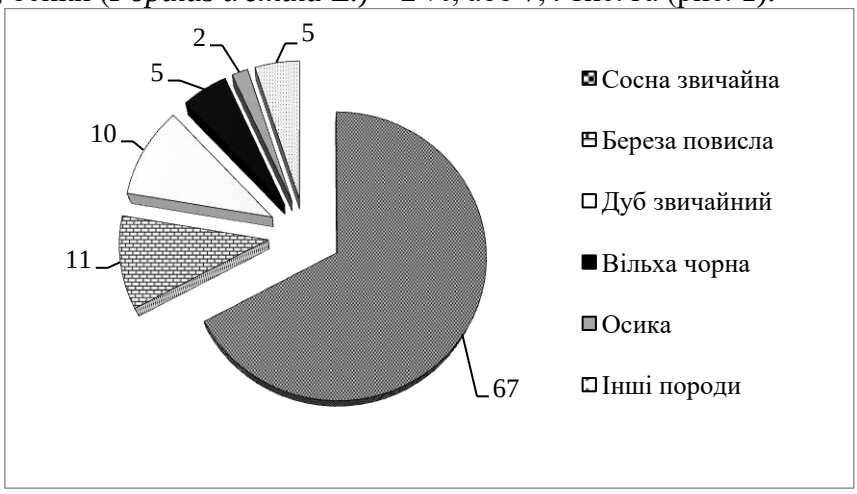


Рис. 1 – Розподіл площі вкритих лісовою рослинністю лісових ділянок Східного Полісся за переважаючими породами, % (за матеріалами лісовпорядкування станом на 01.01.2011)

Дубові насадження хоча й не є найпоширенішими в регіоні досліджень, проте, окрім задоволення потреб народного господарства в цінній дубовій деревині, виконують надзвичайно важливі екологічні та захисні функції.

У результаті проведеного аналізу матеріалів лісовпорядкування виявлено, що найбільша частка від загальної площі дубових лісів Східного Полісся припадає на експлуатаційні ліси – 58,0 % (23 785 га), майже в два рази меншою – 27,2 % (11 132 га) – є частка лісів природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення, а частка рекреаційно-оздоровчих та захисних лісів становить 8,4 % (3 439 га) та 6,4 % (2 634 га) відповідно (табл. 1). Розподіл частки загального запасу в межах категорій лісів приблизно такий самий, як і площі.

Таблиця 1

Розподіл площі та запасу дубових насаджень Східного Полісся за категоріями лісів

Категорії лісів	Площа		Запас		
	га	%	тис. м^3	%	на 1 га, м^3
Ліси природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення					
Заповідні лісові урочища	3 451	8,4	890,9	9,1	258
Пам’ятки природи	7 542	18,4	1 931,1	19,7	256
Регіональні ландшафтні парки (господарська зона)	108	0,3	19,7	0,2	182
Регіональні ландшафтні парки (зона регульованої рекреації)	18	0,1	2,7	0,1	150
Особливо цінні лісові масиви	13		4,4		349
Загалом	11 132	27,2	2 848,8	29,1	256
Рекреаційно-оздоровчі ліси					
Лісогосподарська частина лісів зелених зон	2 651	6,5	634,7	6,5	239
Лісопаркова частина лісів зелених зон	788	1,9	197,2	2,0	250
Загалом	3 439	8,4	831,9	8,5	242
Захисні ліси					
Захисні смуги лісів уздовж автомобільних доріг державного значення	131	0,3	33,1	0,3	252
Захисні смуги лісів уздовж залізниць	670	1,6	164,0	1,7	245
Інші ліси, що мають важливе значення для захисту природного середовища	548	1,3	133,7	1,4	244
Ліси протиерозійні	144	0,4	24,1	0,2	167
Смуги лісів уздовж річок, навколо озер, водойм тощо	1 141	2,8	261,2	2,7	229
Загалом	2 634	6,4	616,1	6,3	234
Експлуатаційні ліси					
Загалом	23 785	58,0	5 497,3	56,1	231
Разом за всіма категоріями лісів	40 990	100	9 794,1	100	239

Серед дубових насаджень у лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення найбільшу площу займають пам’ятки природи (67,7 % від загальної площі лісів категорії, або 7 542 га) та заповідні лісові урочища (31,1 %, або 3 451 га). Регіональні ландшафтні парки займають 1,1 % (126 га), а особливо цінні лісові масиви – менше ніж 0,1 % (13 га).

Дубові насадження в рекреаційно-оздоровчих лісах належать до лісогосподарської (77,1 %, або 2 651 га) та лісопаркової (22,9 %, або 788 га) частин лісів зелених зон.

До захисних лісів, що мають особливо важливе значення для захисту навколишнього природного середовища від несприятливої дії абіотичних та біотичних чинників, належать дубові насадження в межах: смуг лісів уздовж річок, навколо озер, водойм (43,3 % від загальної площі лісів категорії, або 1 141 га), захисних смуг лісів уздовж залізниць (25,4 %, або 670 га), інших лісів, що мають важливе значення для захисту природного середовища (20,8 %, або 548 га), протиерозійних лісів (5,5 %, 144 га) та захисних смуг лісів уздовж автомобільних доріг державного значення (5,0 %, або 131 га).

До категорії експлуатаційних лісів, що займають площу 23 785 га, належать лісові ділянки дубових насаджень, не зайняті лісами природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення, рекреаційно-оздоровчими та захисними лісами (категорії лісів із особливим режимом лісокористування) та призначені для задоволення потреб національної економіки в деревині (The Forest Code of Ukraine 2006, Procedure for Dividing Forests 2007), заготовленій під час проведення рубок головного користування.

Найпродуктивнішими виявилися дубові насадження в межах лісів природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення та рекреаційно-оздоровчих лісів (256 та 242 $м^3 \cdot га^{-1}$ відповідно), менш продуктивними – у межах захисних та експлуатаційних лісів (234 та 231 $м^3 \cdot га^{-1}$ відповідно). Разом за всіма категоріями лісів середній запас на 1 га дубових насаджень незалежно від їхнього походження сягає 239 $м^3 \cdot га^{-1}$.

Особливості ведення лісового господарства в дубових лісах країни загалом і у Східному Поліссі зокрема, з переважанням суцільнолісосічних рубок головного користування та подальшим створенням лісових культур на зрубах, призвели до переважання одновікових насаджень штучного походження. З кожним роком неупинно зменшується площа дубових лісів природного походження, що свідчить про зниження потенційної здатності до самовідновлення та про розірваність природного розвитку насаджень. Це, зі свого боку, призводить до збіднення генофонду дубових насаджень й активізує процеси їхнього ослаблення.

Результати аналізу матеріалів лісовпорядкування щодо сучасного розподілу дубових насаджень за віком (табл. 2) свідчать про його розбалансованість із суттєвим переважанням як за площею, так і за запасом середньовікових дубняків незалежно від їхнього походження.

Таблиця 2

Вікова структура дубових насаджень Східного Полісся з урахуванням категорій лісів та їхнього походження

Групи віку дубових насаджень	Порослеве			Насіннєве природне			Насіннєве штучне			Разом дубові насадження		
	площа, га	запас		площа, га	запас		площа, га	запас		площа, га	запас	
		тис. $м^3$	на 1 га, $м^3$		тис. $м^3$	на 1 га, $м^3$		тис. $м^3$	на 1 га, $м^3$		тис. $м^3$	на 1 га, $м^3$
Ліси природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення												
Молодняки	13	1,6	120	30	2,5	85	504	42,9	85	547	47,0	86
Середньовікові	1 504	417,7	278	3 675	1 062,5	289	3 504	805,5	230	8 683	2 285,7	263
Пристиглі	148	33,4	226	1 243	367,9	296	7	0,8	119	1398	402,1	288
Стиглі й перестійні	282	59,4	210	200	51,5	258	22	3,1	142	504	114,0	226
Загалом	1 947	512,1	263	5 148	1 484,4	288	4 037	852,3	211	11 132	2 848,8	256
Рекреаційно-оздоровчі ліси												
Молодняки	7	1,3	197	33	3,3	100	198	11,1	56	238	15,7	66
Середньовікові	426	116,9	275	1 018	271,1	266	1 300	318,4	245	2 744	706,4	257
Пристиглі	32	7,5	233	323	82,7	256	2	1,0	408	357	91,2	255
Стиглі й перестійні	74	13,5	181	21	4,7	219	5	0,4	83	100	18,6	185
Загалом	539	139,2	258	1395	361,8	259	1 505	330,9	220	3 439	831,9	242
Захисні ліси												
Молодняки	3	0,2	67	3	0,3	91	229	18,3	80	235	18,8	80
Середньовікові	536	151,0	282	452	120,7	267	1 021	216,8	212	2 009	488,5	243
Пристиглі	114	31,2	273	163	49,4	304	15	2,1	143	292	82,7	284
Стиглі й перестійні	37	8,1	220	61	18,0	297	–	–	–	98	26,1	268
Загалом	690	190,5	276	679	188,4	277	1 265	237,2	187	2 634	616,1	234

Закінчення табл. 2

Групи віку дубових насаджень	Порослеве			Насіннєве природне			Насіннєве штучне			Разом дубові насадження		
	Площа, га	Запас		Площа, га	Запас		Площа, га	Запас		Площа, га	Запас	
		тис. м^3	на 1 га, м^3		тис. м^3	на 1 га, м^3		тис. м^3	на 1 га, м^3		тис. м^3	на 1 га, м^3
Експлуатаційні ліси												
Молодняки	89	9,2	104	114	9,4	83	2 966	222,9	75	3 169	241,5	76
Середньовікові	2 216	545,7	246	2 916	757,9	260	7 365	1 638,5	222	12 497	2 942,1	235
Пристиглі	1761	506,5	288	2 828	814,0	288	93	26,9	290	4 682	1 347,4	288
Стиглі й перестійні	830	226,4	273	2 586	735,3	284	21	4,6	214	3 437	966,3	281
Загалом	4 896	1 287,8	263	8 444	2 316,6	274	10 445	1 892,9	181	23 785	5 497,3	231
Разом дубові насадження												
Молодняки	112	12,3	111	180	15,5	87	3 897	295,2	76	4 189	323,0	77
Середньовікові	4 682	1 231,3	263	8 061	2 212,2	274	13 190	2 979,2	226	25 933	6 422,7	248
Пристиглі	2 055	578,6	282	4 557	1 314,0	288	117	30,8	264	6 729	1 923,4	286
Стиглі й перестійні	1 223	307,4	251	2 868	809,5	282	48	8,1	169	4 139	1 125,0	272
Загалом	8 072	2 129,6	264	15 666	4 351,2	278	17 252	3 313,3	192	40 990	9 794,1	239

У результаті аналізу розподілу загальної площі дубових насаджень лісів природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення встановлено, що найбільшу площу займають середньовікові насадження – 8 683 га (78,0 % від загальної площі дубових лісів категорії), а їхній загальний запас сягає 2 285,7 тис. м^3. Значну площу займають пристиглі насадження – 1 398 га (12,6 %), запас яких становить 402,1 тис. м^3. Молодняки ростуть на площі 547 га (4,9 %), а стиглі та перестійні насадження – на площі 504 га (4,5 %) із запасом 47,90 та 114,10 тис. м^3 відповідно.

Серед лісів природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення за площею переважають дубняки насіннєвого природного (5 148 га, або 46,2 % від загальної площі) та насіннєвого штучного (4 037 га, або 36,3 %) походження. Дубняки порослевого походження ростуть на площі 19 479 га (17,5 %). Розподіл загального запасу дубняків у межах досліджуваної категорії лісів приблизно такий самий, як і площі.

У рекреаційно-оздоровчих лісах також суттєво переважають середньовікові насадження, що ростуть на площі 2 744 га (79,8 % від загальної площі дубових лісів категорії). Їхній запас становить 706,4 тис. м^3 (84,9 % від загального запасу дубових лісів категорії). Пристиглі насадження займають площу 357 га (10,4 %), а їхній запас сягає 91,2 тис. м^3 (11,0 %), молодняки мають площу 238 га (6,9 %) і запас 15,7 тис. м^3 (1,9 %), стиглі й перестійні насадження – 100 га (2,9 %) і 18,6 тис. м^3 (2,2 %) відповідно.

Серед рекреаційно-оздоровчих лісів переважають дубняки насіннєвого штучного (1 505 га, або 43,8 % від загальної площі) та насіннєвого природного (1 395 га, або 40,6 %) походження, а дубові насадження порослевого походження займають площу 539 га (15,6 %). Подібним є розподіл загального запасу дубняків у межах рекреаційно-оздоровчих лісів.

Дубняки в захисних лісах характеризуються таким розподілом насаджень за групами віку. Середньовікові насадження є найбільш поширеними й ростуть на площі 2 009 га (76,3 % від загальної площі дубових лісів категорії), а їхній запас сягає 488,5 тис. м^3 (79,3 % від загального запасу дубових лісів категорії). Пристиглі насадження та молодняки займають площу 292 га (11,1 %) та 235 га (8,9 %), а їхній запас становить 82,7 тис. м^3 (13,4 %) та 18,8 тис. м^3 (3,1 %) відповідно. Найменшу площу займають стиглі й перестійні насадження – 98 га (3,7 %) із запасом 26,1 тис. м^3 (4,2 %).

У категорії захисних лісів суттєво за площею переважають дубові насадження насіннєвого штучного походження, що займають площу 1 265 га, або майже половину (48,0 %) від загальної площі дубових лісів категорії. Дубові насадження порослевого та насіннєвого природного походження займають майже однакові площі – 690 га (26,2 %) та 679 га (25,8 %). Розподіл загального запасу дубняків у межах захисних лісів є приблизно таким самим, як і площі, але зі значно меншою часткою за запасом (38,5 %) дубових насаджень насіннєвого штучного походження.

В експлуатаційних лісах серед дубових насаджень понад половину загальної площі (52,5 %) займають середньовікові насадження – 12 497 га, а їхній запас сягає 2 942,1 тис. м^3 (53,5 % від загального запасу дубових лісів категорії). Майже 1/5 загальної площі (19,7 %, або 4 682 га) займають пристиглі насадження із запасом 1 347,4 тис. м^3 (24,5 %). Частка площі стиглих і перестійних насаджень та молодняків є майже однаковою й становить 14,5 % (3 437 га) та 13,3 % (3 169 га) відповідно, а їхній запас – 966,3 тис. м^3 (17,6 %) та 241,5 тис. м^3 (4,4 %) відповідно.

Серед дубняків в експлуатаційних лісах переважають насадження насіннєвого штучного (10 445 га, або 43,9 % від загальної площі) та насіннєвого природного (8 444 га, або 35,5 %) походження, а дубові насадження порослевого походження займають площу 4 896 га (20,6 %). Розподіл загального запасу дубняків у межах експлуатаційних лісів дещо відрізняється від розподілу площі, оскільки найбільший запас – 2 316,6 тис. м^3, або 42,2 % – припадає на насадження насіннєвого природного походження, 34,4 %, або 1 892,9 тис. м^3 – на насадження насіннєвого штучного та 23,4 %, або 1 287,8 тис. м^3 – на насадження порослевого походження.

Загалом найбільшу частку дубових молодняків, зокрема насіннєвого штучного походження, виявлено в експлуатаційних лісах, що пов’язане з особливостями ведення лісового господарства (переважання суцільних рубок і подальше штучне відновлення лісу). Це в майбутньому негативно позначиться на загальному стані дубових лісів, оскільки фактично в лісовому фонді переважатимуть одновікові насадження спрощеної структури, що не відповідає принципу наближеного до природи лісівництва.

Подібну ситуацію необхідно змінювати. Для цього хоча б на невеликих площах у природних різновікових дубових насадженнях доцільно активно запроваджувати вибіркові й поступові системи рубок головного користування в поєднанні із заходами сприяння природному відновленню дуба та догляду за ним. Такі заходи створюватимуть оптимальні умови для формування нового покоління природних дубових лісів у регіоні досліджень.

Прийняття науково-обґрунтованих рішень щодо ведення лісового господарства базується на знаннях особливостей росту насаджень, зокрема динаміки їхніх таксаційних показників. Для виявлення особливостей росту та продуктивності дубових насаджень різного походження в межах Східного Полісся з метою розроблення ефективних лісогосподарських заходів, спрямованих на підвищення продуктивності та посилення екологічних функцій цих лісів, досліджено динаміку основних таксаційних показників залежно від віку насаджень (A) та їхнього походження. Динаміку лісівничо-таксаційних показників насаджень: участь дуба в складі насаджень (У, од); середній діаметр (D, см); середню висоту (H, м); запас модальних (M мод, м^3·га$^{-1}$) та еталонних (M етал, м^3·га$^{-1}$) насаджень – дуже добре апроксимують розраховані за матеріалами лісовпорядкування поліноміальні функції другого порядку (табл. 3). На основі отриманих рівнянь розраховано динаміку основних таксаційних показників модальних та еталонних (високопродуктивних) дубових насаджень.

Для впровадження принципів невиснажливого лісокористування є необхідним визначення потенційної продуктивності лісових земель (максимально можливої в певних умовах). Для досягнення цієї мети розраховано показники використання лісорослинного потенціалу (ВЛП, %) дубовими насадженнями різного походження за співвідношенням фактичної продуктивності (запас модальних дубових насаджень (M мод, м^3·га$^{-1}$), зумовлений

сучасним рівнем ведення лісового господарства) і потенційної (запас еталонних (високопродуктивних) дубових насаджень (*М* етал, $м^3 \cdot га^{-1}$)) (табл. 4–6).

Таблиця 3

Залежність від віку основних лісівничо-таксаційних показників дубових насаджень Східного Полісся з урахуванням їхнього походження та категорій лісів

Походження дубових насаджень	Ліси природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення		Рекреаційно-оздоровчі ліси	
	Рівняння функцій	R^2	Рівняння функцій	R^2
Порослеве	У = 0,0003 × A^2 +0,0049 × A + 4,1681	0,96	У = -0,0002 × A^2 + 0,0732 × A + 1,7231	0,92
	D = -0,0003 × A^2 + 0,336 × A + 4,0324	0,99	D = 0,0001 × A^2 + 0,2946 × A + 4,3135	0,99
	H = -0,002 × A^2 + 0,4687 × A - 1,4591	0,99	H = -0,0022 × A^2 + 0,5045 × A - 2,9295	0,98
	M мод = -0,0394 × A^2 + 7,3817 × A - 83,343	0,96	M мод = -0,0526 × A^2 + 9,455 × A - 158,5	0,95
	M етал = -0,0598 × A^2 + 11,114 × A - 143,15	0,94	M етал = -0,0681 × A^2 + 12,467 × A -186,47	0,94
Насіннєве природне	У = 0,0002 × A^2 + 0,011 × A + 3,8531	0,95	У = -4E-05 × A^2 + 0,0449 × A + 2,9059	0,73
	D = 7E – 05 × A^2 + 0,3364 × A + 0,9308	0,99	D = -2E-05 × A^2 + 0,2942 × A + 3,7741	0,97
	H = -0,0018 × A^2 + 0,4564 × A - 2,3366	0,98	H = -0,0019 × A^2 + 0,4393 × A - 1,1777	0,97
	M мод = -0,0345 × A^2 + 7,4419 × A -100,29	0,98	M мод = -0,0403 × A^2 + 8,0575 × A -140,93	0,95
	M етал = -0,0516 × A^2 + 10,848 × A -154,78	0,97	M етал = -0,0452 × A^2 + 9,3693 × A -124,33	0,95
Насіннєве штучне	$У$ = -0,0004 × A^2 + 0,105 × A + 2,2154	0,92	У = -0,0003 × A^2 + 0,0782 × A + 3,0343	0,89
	D = -5 E-05 × A^2 + 0,3832 × A - 2,8995	0,99	D = -0,0003 × A^2 + 0,399 × A - 2,2461	0,98
	H = -0,0021 × A^2 + 0,5216 × A - 6,1139	0,99	H = -0,003 × A^2 + 0,6252 × A - 7,9513	0,99
	M мод = -0,0446 × A^2 + 8,4947 × A -142,02	0,98	M мод = -0,0592 × A^2 + 9,9093 × A -163,71	0,95
	M етал = -0,1008 × A^2 + 16,068 × A -226,08	0,97	М етал = -0,0959 × A^2 + 14,913 × A -173,75	0,83
Порослеве	У=-0,0003×A^2+0,0853×A+0,7254	0,91	У = -1E-05 × A^2 + 0,031 × A + 3,6112	0,92
	D=-0,0012×A^2+0,5217×A-4,3073	0,98	D = -0,0014 × A^2 + 0,5142 × A - 2,7357	0,99
	H=-0,0027× A^2+0,5914×A-6,5838	0,98	H = -0,0022 × A^2 + 0,5162 × A - 3,4254	0,99
	M мод = -0,0439 × A^2 + 8,518 × A - 124,78	0,96	M мод = -0,0345 × A^2 + 7,4156 × A-99,937	0,99
	M етал = -0,0747 × A^2 + 13,915 × A -254,89	0,94	M етал = -0,0565 × A^2 + 10,919 × A -99,409	0,97
Насіннєве природне	У = -5E-05 × A^2 + 0,0534 × A + 2,2575	0,96	У = -8E-05 × A^2 + 0,0447 × A + 3,108	0,94
	D = -0,0005 × A^2 + 0,4264 × A - 1,5603	0,97	D = -0,0005 × A^2 + 0,4282 × A - 1,9068	0,99
	H = -0,0022 × A^2 + 0,5235 × A - 4,9502	0,91	H = -0,0019 × A^2 + 0,4722 × A - 3,1063	0,99
	M мод = -0,0413 × A^2 + 8,4513 × A -143,75	0,90	M мод = -0,0384 × A^2 + 7,9288 × A - 119,22	0,98
	М етал = -0,0795 × A^2 + 15,19 × A - 337,05	0,97	M етал = -0,059 × A^2 + 11,933 × A -150,89	0,98
Насіннєве штучне	У = -0,0004 × A^2 + 0,102 × A + 2,0692	0,96	У = -0,0001 × A^2 + 0,0623 × A + 3,2364	0,85
	D = 0,0003 × A^2 + 0,3219 × A - 0,8622	0,98	D = -0,0002 × A^2 + 0,3795 × A - 2,2919	0,99
	H = -0,0022 × A^2 + 0,5196 × A - 5,6764	0,99	H = -0,0016 × A^2 + 0,4569 × A - 3,8304	0,99
	M мод = -0,0534 × A^2 + 9,8607 × A - 174,78	0,95	М мод = -0,0453 × A^2 + 9,0366 × A -157,18	0,98
	M етал = -0,0951 × A^2 + 15,937 × A -241,24	0,97	M етал = -0,0909 × A^2 + 14,528 × A - 145,95	0,98

Результати проведених досліджень свідчать, що частка дуба звичайного в складі дубових насаджень Східного Полісся незалежно від їхнього походження та категорій лісів із віком поступово збільшується. Так, у дубняках порослевого походження в лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення відзначено її збільшення від 4,4 од. у віці 20 років до 9,1 од. у віці 120 років, у дубових насадженнях у рекреаційно-оздоровчих лісах – від 3,7 од. у віці 30 років до 7,6 од. у віці 120 років, у дубових насадженнях у захисних лісах – від 3,0 од. у віці 30 років до 6,6 од. у віці 120 років та в експлуатаційних лісах – від 4,2 од. у віці 20 років до 7,2 од. у віці 120 років відповідно.

Загалом найбільшу участь дуба у складі дубових насаджень порослевого походження виявлено в лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення: середнє значення становить 6,7 од., що перевищує аналогічний показник для дубових насаджень у рекреаційно-оздоровчих лісах на 0,3 од. (на 4,5 %), у захисних лісах – на 1,2 од. (на 17,9 %) та експлуатаційних лісах – на 0,7 од. (на 10,4 %).

Таблиця 4

Динаміка основних таксаційних показників дубових насаджень порослевого походження Східного Полісся та використання ними лісорослинного потенціалу

A, років	У, од.	*D*, см	*H*, м	*M* мод, $м^3 \cdot га^{-1}$	*M* етал, $м^3 \cdot га^{-1}$	ВЛП, %	У, од.	*D*, см	*H*, м	*M* мод, $м^3 \cdot га^{-1}$	*M* етал, $м^3 \cdot га^{-1}$	ВЛП, %
Ліси природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення							Захисні ліси					
20	4,4	10,6	7,1	49	68	71	–	–	–	–	–	–
30	4,6	13,8	10,8	103	142	72	3,0	10,3	8,7	86	105	82
40	4,8	17,0	14,1	149	206	72	3,7	14,6	12,8	146	182	80
50	5,2	20,1	17,0	187	263	71	4,2	18,8	16,2	191	254	75
60	5,5	23,1	19,5	218	308	71	4,8	22,7	19,2	228	311	73
70	6,0	26,1	21,5	240	342	70	5,2	26,3	21,6	256	353	73
80	6,5	29,0	23,2	255	363	70	5,6	29,7	23,4	276	380	73
90	7,0	31,8	24,5	262	373	70	6,0	32,9	24,8	286	392	73
100	7,7	34,6	25,4	261	370	70	6,3	35,9	25,6	288	390	74
110	8,3	37,4	25,9	252	356	71	6,5	38,6	25,8	281	372	76
120	9,1	40,0	26,0	235	329	71	6,6	41,0	25,5	265	345	77
Рекреаційно-оздоровчі ліси							Експлуатаційні ліси					
20	–	–	–	–	–	–	4,2	7,0	6,0	45	96	47
30	3,7	13,2	10,2	78	126	62	4,5	11,4	10,1	91	177	52
40	4,3	16,3	13,7	136	203	67	4,8	15,6	13,7	141	247	57
50	4,9	19,3	16,8	183	267	69	5,1	19,5	16,9	185	305	60
60	5,4	22,3	19,4	219	316	69	5,4	23,1	19,6	221	352	63
70	5,9	25,4	21,6	246	353	70	5,7	26,4	21,9	250	388	64
80	6,3	28,5	23,4	261	375	70	6,0	29,4	23,8	273	413	66
90	6,7	31,6	24,7	266	384	69	6,3	32,2	25,2	288	426	68
100	7,0	34,8	25,5	261	379	69	6,6	34,7	26,2	297	427	69
110	7,4	37,9	25,9	245	361	68	6,9	36,9	26,7	298	418	71
120	7,6	41,1	25,9	219	329	66	7,2	38,8	26,8	293	397	74

У дубових насадженнях насіннєвого природного походження в лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення частка дуба збільшується від 4,2 од. у віці 20 років до 8,1 од. у віці 120 років; у рекреаційно-оздоровчих лісах – від 4,2 од. у віці 30 років до 7,7 од. у віці 120 років; у захисних лісах – від 3,8 од. у віці 30 років до 7,9 од. у віці 120 років; в експлуатаційних лісах – від 4,0 од. у віці 20 років до 7,3 од. у віці 120 років відповідно.

Загалом середня участь дуба у складі дубових насаджень насіннєвого природного походження в лісах різних категорій є приблизно однаковою, різниця не перевищує 0,5 од.

У дубових насадженнях насіннєвого штучного походження в лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення частка дуба збільшується від 4,2 од. у віці 20 років до 8,9 од. у віці 110 років; у рекреаційно-оздоровчих лісах – від 4,5 од. у віці 20 років до 8,1 од. у віці 120 років; у захисних лісах – від 3,9 од. у віці 20 років до 8,5 од. у віці 120 років; в експлуатаційних лісах – від 4,4 од. у віці 20 років до 9,3 од. у віці 120 років.

Загалом середня участь дуба у складі дубових насаджень насіннєвого штучного походження в лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення, рекреаційно-оздоровчих і захисних лісах є приблизно однаковим, різниця не перевищує 0,4 од., а в експлуатаційних лісах його значення є меншим на 0,9 од. (на 12,7 %) проти дубових насаджень у лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення. Це може бути пов’язане з тим, що під час проведення рубок догляду, зокрема прохідних, та вибіркових санітарних рубок зі складу насаджень видаляли й певну частку екземплярів головної породи (див. табл. 4–6).

Максимальні значення середнього діаметра дубових насаджень порослевого походження виявлено у віці 120 років у рекреаційно-оздоровчих (41,1 см) і захисних (41,0 см) лісах, дещо

меншим (40,0 см) є його значення в лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення, а найменшим (38,8 см) – в експлуатаційних лісах.

Таблиця 5

Динаміка основних таксаційних показників дубових насаджень насіннєвого природного походження Східного Полісся та використання ними лісорослинного потенціалу

A, років	У, од.	*D*, см	*H*, м	*M* мод, $м^3 \cdot га^{-1}$	*M* етал, $м^3 \cdot га^{-1}$	ВЛП, %	У, од.	*D*, см	*H*, м	*M* мод, $м^3 \cdot га^{-1}$	*M* етал, $м^3 \cdot га^{-1}$	ВЛП, %
Ліси природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення							Захисні ліси					
20	4,2	7,7	6,1	32	46	70	–	–	–	–	–	–
30	4,4	11,1	9,7	88	124	71	3,8	10,8	8,8	47	73	64
40	4,6	14,5	13,0	142	197	72	4,3	14,7	12,5	118	153	77
50	4,9	17,9	16,0	186	259	72	4,8	18,5	15,7	170	224	76
60	5,2	21,4	18,6	222	310	72	5,3	22,2	18,5	210	288	73
70	5,6	24,8	20,8	252	352	72	5,8	25,8	20,9	245	337	73
80	6,0	28,3	22,7	274	383	72	6,2	29,4	22,8	268	369	73
90	6,5	31,8	24,2	290	404	72	6,7	32,8	24,3	282	386	73
100	7,0	35,3	25,3	299	414	72	7,1	36,1	25,4	288	387	75
110	7,5	38,8	26,1	301	414	73	7,5	39,3	26,0	283	376	75
120	8,1	42,3	26,5	296	404	73	7,9	42,4	26,2	268	360	74
Рекреаційно-оздоровчі ліси							Експлуатаційні ліси					
20	–	–	–	–	–	–	4,0	6,5	5,6	38	70	54
30	4,2	12,6	10,3	65	96	67	4,4	10,5	9,3	84	154	55
40	4,6	15,5	13,4	125	178	70	4,8	14,4	12,7	136	232	59
50	5,1	18,4	16,0	161	231	70	5,1	18,3	15,8	181	298	61
60	5,5	21,4	18,3	197	275	72	5,5	22,0	18,4	218	353	62
70	5,9	24,3	20,3	226	310	73	5,8	25,6	20,6	248	395	63
80	6,2	27,2	21,8	246	336	73	6,2	29,1	22,5	269	426	63
90	6,6	30,1	23,0	258	353	73	6,5	32,6	24,0	283	445	64
100	7,0	33,0	23,8	262	361	73	6,8	35,9	25,1	290	452	64
110	7,4	35,9	24,2	258	359	72	7,1	39,1	25,8	288	448	64
120	7,7	38,8	24,2	246	349	70	7,3	42,3	26,2	279	431	65

Дубові насадження насіннєвого природного походження у віці 120 років характеризуються максимальними значеннями середнього діаметра в межах захисних лісів – 42,4 см, а також лісів природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення та експлуатаційних лісів, де його значення є однаковим і сягає 42,3 см; найменше його значення (38,8 см) виявлено в рекреаційно-оздоровчих лісах.

У дубових насадженнях насіннєвого штучного походження у віці 120 років виявлено майже однакове значення середнього діаметра в захисних, рекреаційно-оздоровчих та експлуатаційних лісах – 42,1, 41,3 й 40,4 см відповідно. У лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення його значення є дещо меншим – 38,6 см у віці 110 років. Дубових насаджень старшого віку в цій категорії лісів не виявлено.

Загалом найбільше середнє значення середнього діаметра виявлено в дубняках насіннєвого природного походження в лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення (35,2 см), дещо меншим (33,6 см) є в захисних лісах; в експлуатаційних лісах діаметр дорівнює 32,3 см, а в рекреаційно-оздоровчих лісах – 31,9 см.

Розраховані значення середнього діаметра перевищують аналогічні для дубових насаджень порослевого походження на 9,9 % (31,7 см) у лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення; на 8,0 % (30,9 см) у захисних лісах; на 12,1 % (28,4 см) в експлуатаційних лісах; на 12,9 % (27,8 см) у рекреаційно-оздоровчих лісах, а для дубняків насіннєвого штучного походження – на 40,3 % (21,0 см), 42,3 % (19,4 см), 45,2 %

(17,7 см) та 34,2 % (21,0 см) відповідно, що пояснюється значно меншим їхнім середнім віком (див. табл. 4–6).

Таблиця 6

Динаміка основних таксаційних показників дубових насаджень насіннєвого штучного походження Східного Полісся та використання ними лісорослинного потенціалу

A, років	У, од.	*D*, см	*H*, м	*M* мод, $м^3 \cdot га^{-1}$	*M* етал, $м^3 \cdot га^{-1}$	ВЛП, %	У, од.	*D*, см	*H*, м	*M* мод, $м^3 \cdot га^{-1}$	*M* етал, $м^3 \cdot га^{-1}$	ВЛП, %
Ліси природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення							Захисні ліси					
20	4,2	4,7	3,5	23	57	40	3,9	5,7	3,8	19	39	48
30	5,0	8,6	7,6	73	165	44	4,8	9,1	7,9	73	151	48
40	5,8	12,3	11,4	126	255	50	5,5	12,5	11,6	134	244	55
50	6,5	16,1	14,7	171	325	53	6,2	16,0	14,8	185	318	58
60	7,1	19,9	17,6	207	375	55	6,7	19,5	17,6	225	373	60
70	7,6	23,7	20,1	234	405	58	7,2	23,1	19,9	254	408	62
80	8,1	27,4	22,2	252	414	61	7,7	26,8	21,8	272	425	64
90	8,4	31,2	23,8	261	404	65	8,0	30,5	23,3	271	423	64
100	8,7	34,9	25,0	253	383	66	8,3	34,3	24,3	259	412	63
110	8,9	38,6	25,9	243	369	66	8,4	38,2	24,9	241	372	65
120	–	–	–	–	–	–	8,5	42,1	25,0	221	339	65
Рекреаційно-оздоровчі ліси							Експлуатаційні ліси					
20	4,5	5,6	3,4	31	86	36	4,4	5,2	4,7	35	78	45
30	5,1	9,5	8,1	80	187	43	5,0	8,9	8,4	83	195	43
40	5,7	13,2	12,3	138	269	51	5,6	12,6	11,9	132	290	45
50	6,2	17,0	15,8	184	332	55	6,1	16,2	15,0	181	353	51
60	6,6	20,6	18,8	218	376	58	6,6	19,8	17,8	222	398	56
70	7,0	24,2	21,1	240	400	60	7,1	23,3	20,3	253	426	60
80	7,4	27,8	22,9	250	406	62	7,6	26,8	22,5	276	435	63
90	7,6	31,2	24,0	249	392	63	8,0	30,2	24,3	299	425	70
100	7,9	34,7	24,6	231	359	64	8,5	33,7	25,9	283	398	71
110	8,0	38,0	24,5	203	316	64	8,9	37,0	27,1	255	362	70
120	8,1	41,3	23,9	163	253	64	9,3	40,4	28,0	218	305	71

Максимальну середню висоту дубових насаджень порослевого походження (26,8 м) визначено у віці 120 років в експлуатаційних лісах. У лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення середня висота сягає 26,0 м, в рекреаційно-оздоровчих лісах – 25,9 м та захисних лісах – 25,5 м.

Серед дубняків насіннєвого природного походження найбільшою середньою висотою у віці 120 років характеризуються насадження в лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення – 26,5 м, дещо менше значення мають насадження в захисних та експлуатаційних лісах – 26,2 м, а найменше (24,2 м) – у рекреаційно-оздоровчих лісах.

Дубові насадження насіннєвого штучного походження у віці 120 років найбільшу середню висоту мають в експлуатаційних лісах – 28,0 м, у захисних лісах вона становить 25,0 м, у рекреаційно-оздоровчих лісах – 23,9 м. У дубняках лісів природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення висота у віці 110 років становить 25,9 м.

Найбільше середнє значення середньої висоти (24,7 м) виявлено в дубових насадженнях насіннєвого природного походження в лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення, дещо менше – 24,0 м – у захисних лісах, тоді як в експлуатаційних лісах цей показник становить 23,5 см, а в рекреаційно-оздоровчих лісах – 22,8 м.

Розраховані значення середньої висоти перевершують аналогічні для дубових насаджень порослевого походження на 6,1 % (23,2 м) у лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення, на 3,3 % (23,2 м) у захисних лісах, на 4,7 % (22,4 м) в експлуатаційних лісах, на 4,4 % (21,8 м) у рекреаційно-оздоровчих лісах, а для дубняків

насіннєвого штучного походження – на 27,9 % (17,8 м), 30,8 % (16,6 м), 34,9 % (15,3 м) та 21,5 % (17,9 м) відповідно, що пояснюється значно меншим їхнім середнім віком.

Серед досліджуваних модальних дубових насаджень Східного Полісся найпродуктивнішими виявилися дубняки насіннєвого природного походження із середнім запасом стовбурової деревини 282 $м^3 \cdot га^{-1}$ у лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення. В захисних та експлуатаційних лісах він виявився однаковим – 267 $м^3 \cdot га^{-1}$, а найменше значення має в рекреаційно-оздоровчих лісах – 245 $м^3 \cdot га^{-1}$.

За запасом дубові насадження порослевого походження дещо поступаються насадженням насіннєвого природного походження: в лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення – на 11,3 % (250 $м^3 \cdot га^{-1}$), в експлуатаційних лісах – на 5,2 % (253 $м^3 \cdot га^{-1}$), в рекреаційно-оздоровчих лісах – на 2,9 % (238 $м^3 \cdot га^{-1}$), у захисних лісах – на 1,1 % (264 $м^3 \cdot га^{-1}$). Для дубових насаджень насіннєвого штучного походження різниця є більш суттєвою та становить: в експлуатаційних лісах – 33,0 % (179 $м^3 \cdot га^{-1}$), у лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення – 27,0 % (206 $м^3 \cdot га^{-1}$), у захисних лісах – 26,9 % (195 $м^3 \cdot га^{-1}$), у рекреаційно-оздоровчих лісах – 15,5 % (207 $м^3 \cdot га^{-1}$).

В експлуатаційних лісах дещо меншим є використання насадженнями лісорослинного потенціалу (див. табл. 4–6). Це пов'язане з активною господарською діяльністю, яка не є обмеженою в експлуатаційних лісах, що, зі свого боку, забезпечує формування сприятливих умов для накопичення значно більшого запасу стовбурової деревини та майже повною відсутністю рекреаційних навантажень на ці насадження.

Загалом середні значення показників лісорослинного потенціалу є невисокими і становлять: для дубових насаджень порослевого походження в лісах природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення – 71 %, в рекреаційно-оздоровчих лісах – 68 %, у захисних лісах – 76 % та експлуатаційних лісах – 63 %; для дубових насаджень насіннєвого природного походження – 72, 71, 73 та 61 % відповідно; для дубових насаджень насіннєвого штучного походження вони є найменшими – 56, 56, 59 та 59 % відповідно.

Особливої уваги заслуговує також факт зниження запасів модальних дубових насаджень порослевого походження в усіх категоріях лісів після досягнення ними віку 90 років; насіннєвого природного походження – після 100–110 років; насіннєвого штучного походження – після 90 років. Ці особливості необхідно враховувати під час обґрунтування нових віків стиглості та внесення відповідних змін до нормативно-правових актів, які регулюють лісогосподарську діяльність, з урахуванням особливостей росту насаджень.

Висновки. Результати досліджень дубових насаджень різних за походженням, складом і віковою структурою мають бути покладені в основу розроблення рекомендацій, впровадження яких сприятиме підтриманню складної ценотичної структури дубових лісів, підвищенню їхньої продуктивності та посиленню виконання ними важливих еколого-захисних і рекреаційних функцій.

Виявлено, що в усіх категоріях лісів вікова структура лісового фонду дубових насаджень є розбалансованою із суттєвим переважанням середньовікових і пристиглих насаджень та незначною часткою молодняків, що свідчить про відсутність оптимального розподілу площ за групами віку і є підставою для проведення відповідних лісогосподарських заходів.

Результати досліджень щодо особливостей росту дубняків бажано надалі використати для обґрунтування й уточнення віків стиглості дубових насаджень Східного Полісся з урахуванням їхнього походження, продуктивності та категорії лісів із метою внесення змін до нормативно-правових актів, що регулюють лісогосподарську діяльність.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Gensiruk, S. A., Shevchenko, S. V., Bondar, V. S. et al. 1981. . Integrated forestry zoning of Ukraine and Moldova. Kyiv, Naukova dumka, 360 p. (in Russian).

Girs, A., Novak, B., Kashpor, S. 2005. Forest management. Kyiv, Aristei, 435 p. (in Ukrainian).

Hrom, M. M. 2007. Forest inventory. Lviv, RVV NLTU, 416 p. (in Ukrainian).

Hudyma, V. D., Parpan, T. V., Plikhtiak, P. P. 2018. The functional and age structure of the mountain forests of the Ukrainian Carpathians. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 133: 71–77 (in Ukrainian). https://doi.org/10.33220/1026-3365.133.2018.71

Kopiy, L. I., Fizyk, I. V., Baran, S., Lavnyi, V. V., Kopiy, S. L., Presner, R. B., Agij, V. O. 2017. Natural seed reproduction of oak plantations as an element close to the nature of forestry. Scientific Bulletin of UNFU, 27 (9): 9–13 (in Ukrainian).

Povarnitsyn, V. O. 1959. Forests of the Ukrainian Polissya. Kyiv, Akademiya nauk Ukrainskoi RSR, 208 p. (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 27.07.2007. Available from: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/733-2007-%D0%BF (last accessed date 26.02.2020) (in Ukrainian).

Rumiantsev, M., Luk'yanets, V., Musienko, S., Mostepanyuk, A., Obolonyk, I. 2018. Main problems in natural seed regeneration of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) stands in Ukraine. Forestry Studies, 69 (1): 7–23.

The Forest Code of Ukraine. 2006. Vidomosti Verkhovnoi Rady Ukrainy, № 21, 63 p. (in Ukrainian).

Tkach, V. P., Kobets, O. V., Rumiantsev, M. H. 2018. Use of forest site capacity by forests of Ukraine. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 132: 3–12 (in Ukrainian).

Tkach, V., Rumiantsev, M., Kobets, O., Luk'yanets, V., Musienko, S. 2019. Ukrainian plain oak forests and their natural regeneration. Forestry Studies, 71: 17–29.

Rumiantsev M. H.

FUNCTIONAL AND AGE STRUCTURE OF OAK STANDS IN EASTERN POLISSIA AND THEIR PRODUCTIVITY

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

The distribution of the total area covered with forest vegetation within the Eastern Polissia zone by prevailing species was carried out based on the forest management materials (inventory subcompartment database). The study analyses the distribution of the oak stands' area and stock by categories of forests and their age structure taking into account their origin. Dynamics of main mensuration indicators depending on stands age and their origin was considered to develop effective forest operations, aimed at enhancing oak stands' productivity and environmental functions. The research enabled obtaining the indexes of forest growth capacity used by various-origin oak stands. It was calculated by relating their actual performance brought about by the current state of forest management level to their potential productivity. The oak stands' yield tables and tables of their productivity dynamics have been developed, taking into account their origin and categories of forests. The tables are recommended to apply when predicting the stands growth as well as when determining the extent of forest operations and their priority.

K e y w o r d s : *Quercus robur* L., forest categories, stand origin, age groups, yield tables.

Румянцев М. Г.

ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ И ВОЗРАСТНАЯ СТРУКТУРА ДУБОВЫХ НАСАЖДЕНИЙ ВОСТОЧНОГО ПОЛЕСЬЯ И ИХ ПРОИЗВОДИТЕЛЬНОСТЬ

Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого

По материалам лесоустройства (таксационной базы данных) проанализировано распределение общей площади покрытых лесной растительностью лесных участков в пределах Восточного Полесья по преобладающим породам. Проанализировано распределение площади и запаса дубовых насаждений по категориям лесов и их возрастной структуре с учетом происхождения. С целью разработки эффективных лесохозяйственных мероприятий, направленных на повышение производительности и усиление экологических функций дубовых лесов, исследована динамика основных таксационных показателей в зависимости от возраста насаждений и их происхождения. Рассчитаны показатели использования лесорастительного потенциала дубовыми насаждениями различного происхождения по соотношению фактической производительности, обусловленной современным уровнем ведения лесного хозяйства, и потенциальной производительности. Разработаны таблицы роста и динамики производительности дубовых насаждений в разрезе их происхождения и категорий лесов, которые целесообразно использовать для прогнозирования роста этих насаждений, а также при определении объемов лесохозяйственных мероприятий и очередности их проведения.

К л ю ч е в ы е с л о в а : *Quercus robur* L., категории лесов, происхождение насаждений, группы возраста, таблицы роста.

E-mail: maxrum-89@ukr.net.

Одержано редколегією 03.03.2020

УДК 630.187 : 630.22

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.37

Ю. С. ШПАРИК[1], Т. В. ПАРПАН[2]

ТЕНДЕНЦІЇ ВСИХАННЯ ЯЛИННИКІВ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ НА ПРИКЛАДІ ВОЛОГОЇ БУКОВО-ЯЛИЦЕВОЇ СУСМЕРЕЧИНИ

[1]Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника
[2]Український науково-дослідний інститут гірського лісівництва імені П. С. Пастернака

Аналіз результатів 10- річних стаціонарних досліджень похідного ялинника віком 117 років в умовах вологої буково-ялицевої сусмеречини Українських Карпат дав змогу визначити такі закономірності всихання ялинників: зменшення частки ялини в породному складі на 5 % за рік, формування складних корінних деревостанів за 15–20 років, зменшення кількості дерев першого ярусу та збільшення кількості дерев у підлеглих ярусах, формування значних запасів мертвої лежачої деревини ялини – до 300 $м^3 \cdot га^{-1}$, поява достатньої кількості життєздатного підросту корінних порід – до 10 тис. шт.$\cdot га^{-1}$. Встановлені закономірності дали можливість запропонувати конкретні показники лісівничих заходів для призначення під час лісовпорядкування ялинників цього типу лісу.

К л ю ч о в і с л о в а : ялина європейська, стадії всихання, тип лісу, яруси деревостану, мертва лежача деревина, підріст, трав’яне вкриття.

Вступ. Масове всихання ялини європейської (*Picea abies* (L.) Karst.) в Українських Карпатах останнім часом науковці вивчають з різних поглядів: для встановлення причин цього явища (Gensiruk 2007, Ustsky 2010, Debrinyuk 2011, Shparyk et al. 2013, Kramarets & Matsyakh 2018); для призначення лісівничих заходів (Krynytsky & Kramarets 2009, Krasnov et al. 2011, Goychuk et al. 2012, Kozlowskiy et al. 2013, Meshkova 2016, Shparyk et al. 2018a, Shparyk et al. 2018b); для розуміння наслідків (Maurer & Yarema 2014, Rak & Oliynik 2016, Shparyk 2017, Shparyk 2019a); для розробки прогнозів (Kozak & Parpan 2019, Parpan et al. 2019, Shparyk 2019b). Встановлено, що найбільш достовірними першопричинами масового всихання ялинників регіону є суттєва зміна лісорослинних умов, тоді як зумовлений глобальним потеплінням розвиток хвороб і шкідників ялини прискорює цей процес. Лісівничими наслідками всихання є масова заміна головної породи з ялини на бук лісовий або на ялицю білу, але не втрата лісового фонду. Найбільш значними можуть бути економічні та соціальні наслідки всихання ялинників, особливо – у довготерміновій перспективі через різке зменшення запасів найбільш прибуткової ялинової деревини. Екологічні наслідки всихання є різноплановими – позитивними з позицій збереження біорізноманіття та негативними для киснепродукувальних функцій лісів. Найбільш ефективним лісівничим заходом із пом’якшення негативних наслідків усихання ялинників є санітарні рубки, які необхідно призначати на підставі лісопатологічного моніторингу, що проводитиметься не рідше двох разів на рік. Результати прогнозування свідчать про значні втрати запасів ялинової деревини і про достовірне зменшення площі ялинових лісів у регіоні вже найближчими роками. Наявний значний обсяг наукової інформації, рекомендацій і висновків дає можливість провести корекцію системи ведення лісового господарства в ялинниках, що всихають, для підтримання й підвищення продуктивності, товарності та поліпшення стану лісів Українських Карпат. Водночас якщо стратегія ведення лісового господарства стала зрозумілою, то особливості призначення лісівничих заходів у різних за типами лісу всихаючих ялинниках ще не встановлені. Вирішення цього питання є актуальним, оскільки на підприємствах лісового господарства регіону розпочалося повторне лісовпорядкування. Тому виявлення закономірностей усихання ялинників Українських Карпат за типами лісу є нагальним завданням лісівничої науки.

Метою досліджень було визначення закономірностей зміни таксаційних показників ялинових лісів в умовах вологої буково-ялицевої сусмеречини Українських Карпат унаслідок усихання ялини для обґрунтування лісівничих заходів у всихаючих ялинниках цього типу лісу під час проведення лісовпорядкування.

Матеріали й методи. Основні дослідження проведено на постійному дослідному об'єкті (ПДО) Ви-1-10, який закладено 08.07.2010 у виділі 26, кварталі 14 Людвиківського лісництва ДП «Вигодське ЛГ». Площа ПДО становила 0,40 га (80 × 50 м). Надґрунтовий покрив у 2010 р.: зімкненість – 0,7; основні види – сфагнум болотний (*Sphagnum palustre* L.), ожика лісова *(Luzula sylvatica* Gaudin*),* папороть жіноча *(Athyrium filix-femina* L.), осока волосиста *(Carex pilosa* Scop.*)*, зеленчук жовтий *(Lamium galeobdolon* L.), квасениця звичайна *(Oxalis acetosella* L.*)*, чорниця *(Vaccinium myrtillus* L.*),* ожина сиза *(Rubus caesius* L.). Тип ґрунту: свіжий бурий лісовий суглинистий, щільний, призматичної структури, мілкий, із виходами скельних порід. Показники ПДО за даними лісовпорядкування 2008 р.: висота над рівнем моря – 800 м, тип лісу – $С_3$-бк-яцСм, категорія – захисні ліси на крутосхилах, схил – ПдСх – 40°, вік – 115 років, склад порід – 8Ял2Яц, клас бонітету – II, повнота – 0,66, висота – 26 м, діаметр – 29 см, запас – 615 $м^3 \cdot га^{-1}$. Вибір цього деревостану обумовлений такими особливостями: його структура є типовою для лісів вологої буково-ялицевої сусмеречини; в ньому всихає ялина (у 2010 р. відмічено стадію початкового всихання); тут не проводили санітарні рубки. Повторні обстеження проведено в 2014 та 2019 рр. Для підготування висновків використано також дані з інших трьох ПДО, які було закладено в цьому ж типі лісу, але в інших підприємствах лісового господарства регіону Українських Карпат.

Перелік досліджень на ПДО охоплював такі види робіт: для вивчення деревостану – нумерацію облікових дерев (товстіших за 6,0 см на висоті 1,3 м), визначення їхньої породи; стану (живе, сухе); діаметрів; шести класів IUFRO, які вказують на ярус, життєвість, положення, функції, товарність і довжину крони кожного дерева; пошкоджень і ступеня розкладання (для сухостійних дерев). Визначали також: висоту модельних дерев (не менше 12 екз.) різних порід і діаметрів; для мертвої лежачої деревини – запас за породами та ступенями розкладання; для підліску – поширення та середню висоту за породами; для підросту – кількість за породами й висотними групами; для надґрунтового покриву – поширення за основними видами трав; для ґрунту – тип. Стадії всихання ялинників ідентифікували за часткою сухостою від запасу першого ярусу і тривалістю всихання (початкова – триває 5–10 років, частка сухостою в першому ярусі є меншою ніж 20 %, прогресивна – триває 10–15 років, частка сухостою більша за 20 %, стабілізація – триває без часового обмеження, частка сухостою менша ніж 10 %). Використані в роботі методика досліджень, критерії стадій усихання та способи розрахунку показників успішно апробовані раніше (Tsuryk 2008, Shparyk 2012, Shparyk et al. 2013).

Результати та обговорення. Отримані результати свідчать, що деревостан ПДО є похідним (у породному складі відсутній бук). Всихання деревостану виявляється у зменшенні кількості дерев, суми площ поперечного перерізу (ППП) та запасу деревини ялини, але динаміка цих показників за період досліджень не є однаковою (табл. 1).

Найважливішою тенденцією під час всихання ялинників є зміна їхнього породного складу, але чітко ці зміни виявляються тільки в чистих ялинниках: частка ялини постійно зменшується на користь частки бука та ялиці. ПДО вже у 2008 р. був змішаним деревостаном (дані лісовпорядкування) і перебував на стадії початкового всихання. Під час першого обстеження (2010 р.) відзначено зменшення частки ялини в породному складі на 2 одиниці та появу нової породи (явора), мертвої лежачої деревини і природного поновлення. Водночас у наступні роки породний склад цього деревостану практично не змінювався: за стабільного породного складу (6Ял3Яц1Яв+Б) зміни участі головних порід не перевищували 10 %. Пояснюється це способом підрахунку: визначаючи породний склад деревостану, брали до уваги також запас сухостійних дерев, тобто ялина, яка за цей час всохла, все одно залишалася в породному складі. Тому на тлі значно менших часток ялиці, явора та берези співвідношення порід майже не змінювалося, але якщо взяти до уваги тільки запас живих дерев, то динаміка породного складу була такою: у 2010 р. – 5Ял4Яц1Яв+Б; у 2014 – 5Яц4Ял1Яв+Б; у 2019 – 6Яц3Ял1Яв+Б. Тобто в умовах вологої буково-ялицевої сусмеречини

Українських Карпат виявлено чітку тенденцію до зменшення частки ялини в породному складі, яке за 10 років сягало 5 одиниць (50 %), або близько 5 % за один рік.

Таблиця 1

Основні показники деревостану ПДО Ви-1-10 за роками обстежень

Ярус	Склад порід*	Дерев, шт.·га$^{-1}$	$H_{сер.}$, м	$D_{сер.}$, см	Сума ППС, м^2·га$^{-1}$	Запас, м^3·га$^{-1}$	Середній клас IUFRO		
							життє-вості	товар-ності	довжини крони
2010 рік									
1	5Ял4Яц1Яв+Б	195	39,0	42,1	27,17	513,0	1,8	4,3	4,9
2	4Ял4Яц2Яв+Б	172	24,5	26,4	9,42	123,9	2,4	4,8	4,8
3	8Яц2Ял+Яв	90	8,5	12,4	1,08	7,9	1,9	5,0	4,4
Сухі	10Ял+Яц+Яв	155	14,0	31,9	12,35	146,9	–	–	–
Разом	6Ял3Яц1Яв+Б	612	31,5	32,3	50,02	791,7	2,1	4,6	4,8
2014 рік									
1	5Ял4Яц1Яв+Б	160	37,5	41,1	21,18	372,3	1,8	4,2	4,7
2	3Ял4Яц3Яв+Б	145	24,0	25,9	7,65	102,4	2,2	4,6	4,8
3	9Яц1Ял+Яв	90	10,0	13,5	1,29	10,7	1,9	4,6	4,2
Сухі	10Ял+Яц+Яв	175	12,5	31,0	13,17	100,9	–	–	–
Разом	6Ял3Яц1Яв+Б	570	31,0	31,1	43,29	586,4	2,0	4,4	4,6
2019 рік									
1	5Ял4Яц1Яв+Б	83	42,5	50,0	16,18	309,4	1,8	4,1	4,9
2	4Ял4Яц2Яв+Б	170	29,0	29,7	11,81	157,2	2,1	4,6	4,9
3	8Яц2Ял+Яв	178	18,5	19,2	2,24	24,7	2,1	4,8	4,4
Сухі	9Ял1Яц	138	14,0	30,5	10,06	82,7	–	–	–
Разом	6Ял3Яц1Яв+Б	568	32,0	33,1	40,28	574,0	2,1	4,5	4,8

*Скорочення порід: Ял – ялина європейська, Яц – ялиця біла, Яв – явір, Б – береза повисла.

Динаміку вертикальної структури деревостану на ПДО оцінено за зміною розподілу дерев за діаметром. Простежується тенденція до зростання кількості дерев найменших ступенів товщини (від 8 до 16 см) і зменшення дерев середніх і великих ступенів товщини (від 20 до 64 см), а достовірні висновки щодо найбільших ступенів товщини (понад 64 см) неможливі у зв'язку з невеликою кількістю таких дерев (рис. 1).

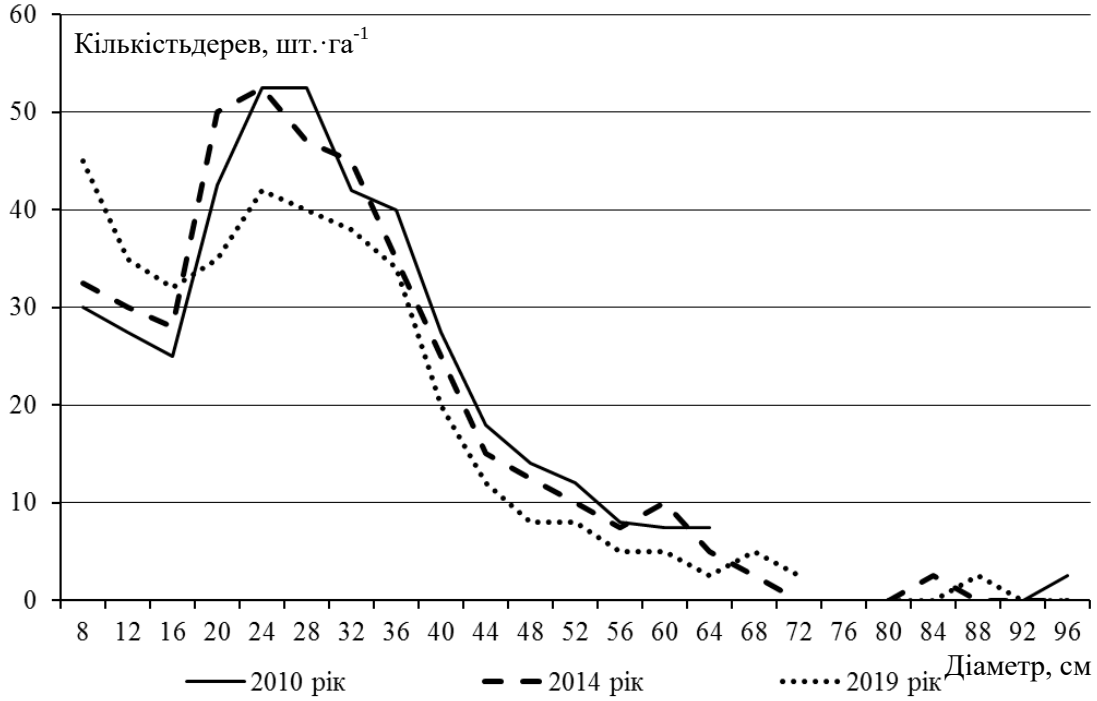


Рис. 1 – Динаміка розподілу дерев за діаметром на ПДО Ви-1-10

На стадії початкового всихання ялинників (у 2014 р.) зменшується кількість дерев, які ростуть у першому (на 18 %) і другому (на 16 %) ярусах, тоді як у третьому ярусі кількість дерев ще не змінюється. Під час переходу до стадії прогресивного всихання (у 2019 р.) кількість дерев і надалі зменшувалася тільки в першому ярусі (на 48 %) і, відповідно до цього, закономірно збільшилася кількість дерев у другому (на 17 %) і третьому (на 98 %) ярусах (див. табл. 1). Це дає підставу стверджувати, що одним із результатів усихання простих за структурою ялинників є їхнє перетворення на складні (трьохярусні) деревостани, які за розподілом дерев за діаметром наближаються до пралісів.

Середній діаметр першого й другого ярусів ялинників на стадії початкового всихання зменшується несуттєво, а в третьому – зростає майже на 9 %. Дерева підлеглого ярусу не всихають (їхня кількість не змінюється), а отримують додаткове освітлення внаслідок усихання верхніх ярусів, їхній ріст прискорюється, і тому середній діаметр третього ярусу починає зростати. На стадії прогресивного всихання середні діаметри всіх ярусів достовірно зростають – відповідно на 22 % у першому ярусі, 15 – у другому та 42 % у третьому. Причиною цього явища є те, що зменшення кількості дерев верхніх ярусів обумовило збільшення освітленості під наметом лісу, що, зі свого боку, призвело до збільшення приросту за діаметром дерев усіх ярусів. За весь період спостережень зміни середнього діаметра сухостою і всього деревостану не були суттєвими (у межах 6 %), так само, як і мінливості діаметрів на ПДО (за роками – 46,7; 46,9 і 45,6 %), але сама мінливість діаметрів постійно була значною. Отже, всихання ялинників веде до збільшення середнього діаметра всіх ярусів, а особливо – на стадії прогресивного всихання і в третьому ярусі.

Зміни запасу на ПДО були суттєвими і на стадії початкового всихання, і на стадії прогресивного всихання (рис. 2).

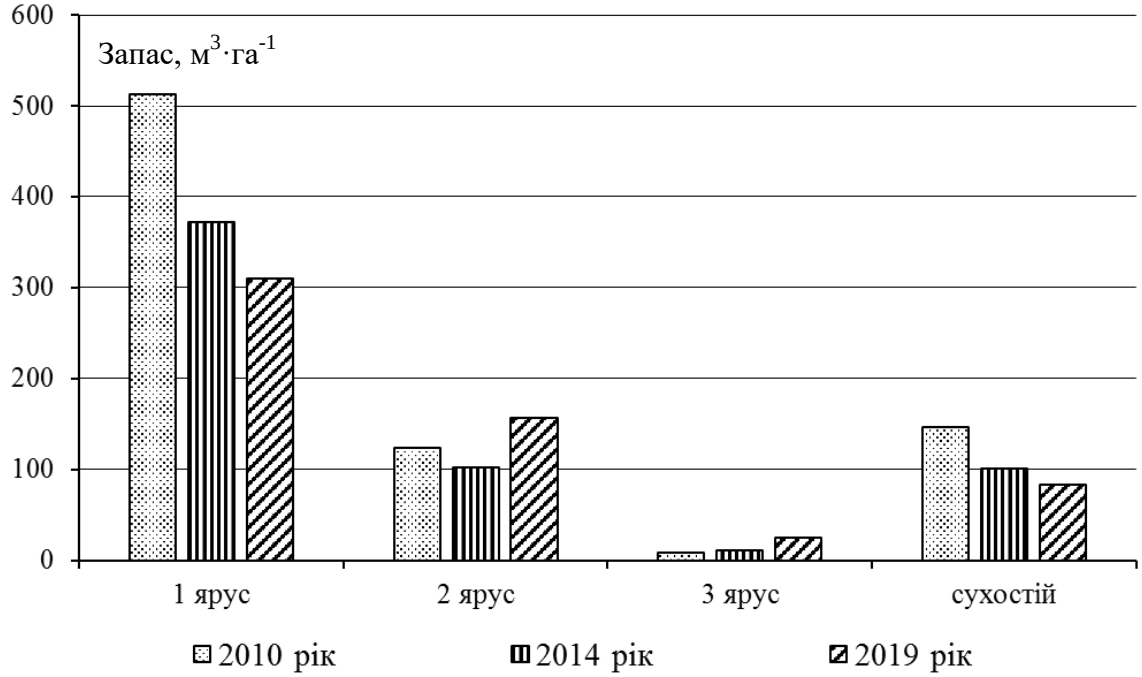


Рис. 2 – Динаміка запасу деревини за ярусами на ПДО Ви-1-10

Тенденції зміни запасу деревини в процесі всихання визначаються динамікою кількості дерев і середнього діаметра. Так, тільки для першого ярусу встановлено стійку тенденцію до зменшення запасу за весь період спостережень. Це є закономірним, оскільки всихають переважно дерева першого ярусу, а приріст тих дерев, що ще не всохли, не встигає відновити запас першого ярусу. Для другого ярусу ця закономірність властива тільки на стадії початкового всихання, а надалі збільшення кількості дерев та їхнього приросту за діаметром забезпечує навіть збільшення запасу другого ярусу, незважаючи на тривання всихання. В

третьому ярусі взагалі не відмічено зменшення запасу на жодній стадії всихання. Постійне зменшення запасу сухостою під час всихання ялинників зумовлене згаданою вище трансформацією одноярусного в трьохярусний деревостан. Це покращило умови росту дерев, що не всохли, внаслідок формування третього ярусу і, відповідно, кращого затінення поверхні ґрунту, що збільшує його вологість. Відзначено також, що сухостій постійно переходить у мертву лежачу деревину й особливо швидко – під час вітровалів (останній стався у 2017 р.).

Особливо важливими для призначення лісівничих заходів є показники дерев, які всохли на ПДО, оскільки такі дерева треба першочергово відводити в санітарну рубку. За породним складом ситуація є доволі чіткою: понад 90 % сухостою становлять дерева ялини, решта – це ялиця та окремі екземпляри інших порід. На стадії прогресивного всихання частка сухостійних дерев ялиці достовірно зростає і, як свідчать обліки, переважно від поперечного раку. Всихають дерева переважно першого ярусу – є чітка тенденція до постійного зменшення їхньої кількості, про що вже йшла мова вище. У другому ярусі дерева всихають тільки на стадії початкового всихання, а надалі кількість дерев у цьому ярусі зростає на 17 %. У третьому ярусі кількість дерев постійно зростає (рис. 3).

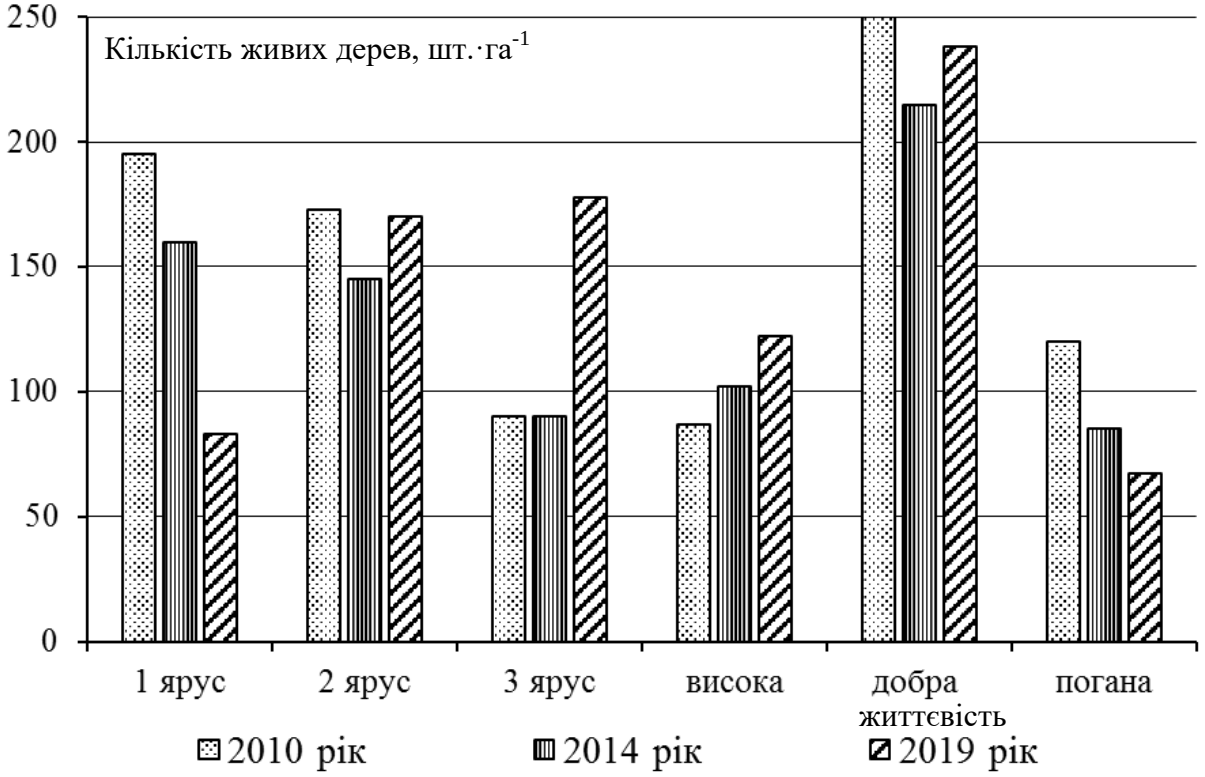


Рис. 3 – Динаміка кількості живих дерев за ярусами і життєвістю на ПДО Ви-1-10

За показником життєвості (другий клас IUFRO) всихають дерева різного стану. Кількість дерев високої життєвості (перша категорія санітарного стану) постійно збільшується, але це зумовлено збільшенням кількості й високою життєвістю дерев третього ярусу, а в першому ярусі кількість дерев високої життєвості постійно зменшується. Кількість дерев доброї життєвості (друга категорія санітарного стану) зменшується на стадії початкового всихання (на 14 %), а надалі кількість таких дерев зростає на 10 %. Кількість дерев поганої життєвості (третя і четверта категорії санітарного стану) постійно зменшується – до 2014 на 29 % і до 2019 р. – ще на 18 % (див. рис. 3). Це означає, що в процесі всихання ялинники найбільше втрачають такі дерева: за породами – ялину; за ярусами – перший ярус; за життєвістю – з поганою життєвістю.

Облік лежачої мертвої деревини на ПДО Ви-1-10 свідчить про різке зростання її запасів від 2010 до 2014 р. й наступне незначне зменшення до 2019 р., що є закономірним з урахуванням динаміки запасів деревостану. Суттєво змінювалося також співвідношення запасів мертвої лежачої деревини за ступенем її розкладання: у 2010 р. домінувала деревина мало- (32 %) і сильнорозкладена (40 %), а це означає, що всихання цих дерев відбулося від 5 до 15 років тому; у 2014 р. суттєво збільшився запас нерозкладеної (25 %) і малорозкладеної (56 %) деревини дерев, що всохли 1–5 років тому; у 2019 р. знову найбільшою була частка малорозкладеної (64 %) і сильнорозкладеної (22 %) деревини – всихання було 5–15 років тому (табл. 2). Відзначимо, що розподіл запасів мертвої лежачої деревини за ступенем розкладу на ПДО жодного разу не наближався до природного розподілу, який властивий пралісам: 10 % – нерозкладеної, 20 – малорозкладеної, 30 – сильнорозкладеної, 40 % – повністю розкладеної деревини (табл. 2).

Таблиця 2

Запаси мертвої лежачої деревини ПДО Ви-1-10 за роками обстежень

Склад порід*	Порода*	Запас, $м^3 \cdot га^{-1}$	Зокрема за ступенем розкладу, $м^3 \cdot га^{-1}$			
			Нерозкладена	Мало-розкладена	Сильно-розкладена	Повністю розкладена
2010 рік						
9Ял1Яц+Б	Б	0,98	-	-	0,58	0,40
	Ял	79,47	6,23	27,66	26,42	19,16
	Яц	11,52	0,31	1,80	9,40	0,00
Разом		91,97	6,54	29,46	36,40	19,57
%		100,0	7,1	32,0	39,6	21,3
2014 рік						
9Ял1Яц+Б	Б	0,34	-	-	-	0,34
	Ял	277,97	71,22	164,92	22,27	19,56
	Яц	16,77	2,92	0,76	6,77	6,32
Разом		295,08	74,14	165,68	29,04	26,22
%		100,0	25,1	56,1	9,8	8,9
2019 рік						
9Ял1Яц+Б	Б	0,25	0,12	-	-	0,13
	Ял	221,76	6,82	148,19	45,08	16,12
	Яц	12,11	2,92	1,35	6,15	7,24
Разом		234,12	9,86	149,54	51,23	23,49
%		100,0	4,2	63,9	21,9	10,0

* Скорочення порід: Ял – ялина європейська, Яц – ялиця біла, Б – береза повисла.

Облік підросту на ПДО свідчить по різке збільшення його кількості від 2010 до 2019 р. та появу нових порід у складі підросту – бука на стадії початкового всихання і берези на стадії прогресивного всихання (табл. 3). Відзначимо великі коливання породного складу підросту (в ялини та ялиці – до 50 %), що пов’язано з насіннєвими роками цих порід. Так, 2011 р. був урожайним для ялини, бука (поблизу ПДО) та явора, і це призвело до збільшення часток ялини й явора і появи бука в породному складі підросту внаслідок зменшення частки ялиці. Водночас 2014 і 2016 рр. були врожайними для бука, ялиці та ялини з відповідним збільшенням частки ялиці та бука замість ялини. Отже, всихання ялинників зумовлює достовірне збільшення кількості підросту (на початковій стадії – в 3–4 рази і на стадії прогресивного всихання – ще майже в 2 рази), а породний склад підросту, що з’явився в процесі всихання, визначає наявність насіння (урожайні роки) окремих порід.

Розподіл підросту за висотними групами також постійно змінюється: на стадії початкового всихання найбільшою є частка середнього за висотою підросту (від 30 до 90 см), який з’явився ще на початку всихання; на стадії прогресивного всихання різко зростає частка дрібного підросту (від 10 до 30 см) – від 20 до 72 %, що зумовлене збільшенням освітленості

під наметом; подальше всихання стабілізує розподіл підросту за висотою таким чином: дрібного – 60 %, середнього – 30 %, високого – 10 %. На динаміку підросту найбільший вплив має інтенсивність всихання, що визначає інтенсивність зміни світлового режиму під наметом. Також важливими чинниками тут є величина приросту підросту у висоту (перехід до третього ярусу) та пошкодження (зламані вершини) під час падіння сухостою.

Таблиця 3

Кількість підросту на ПДО Ви-1-10 за роками обстежень

Склад порід* (за кількістю підросту)	Породи*	Зокрема за висотними групами підросту, шт.·га$^{-1}$							Разом, шт.·га$^{-1}$
		10–20 см	20–30 см	30–50 см	50–70 см	70–90 см	90–130 см	>130 см	
2010 рік									
8Яц1Ял 1Горобина+Яв	Яц	313	63	688	375	0	500	312	2 251
	Ял	0	62	0	0	63	125	63	313
	Горобина	0	0	0	63	62	63	0	188
	Яв	125	0	0	0	0	0	0	125
Разом		438	125	688	438	125	688	375	2 877
2014 рік									
6Ял3Яц1Яв +Бк+Горобина	Ял	2 500	1 688	563	562	125	312	24	5 774
	Яц	1 063	1 250	250	188	125	125	163	3 164
	Яв	250	125	62	0	0	0	0	437
	Бк	250	63	63	0	0	0	0	376
	Горобина	0	0	0	0	63	63	24	150
Разом		4 063	3 126	938	750	313	500	211	9 901
2019 рік									
4Яц3Ял2Бк1Яв +Б+Горобина	Яц	1 688	2 500	750	250	188	188	250	5 814
	Ял	750	1 250	1 688	750	563	250	250	5 501
	Бк	1 250	1 250	250	62	0	0	0	2 812
	Яв	750	750	250	125	62	0	0	1 937
	Горобина	125	0	0	0	0	63	125	313
	Б	250	63	0	0	0	0	0	313
Разом		4 813	5 813	2 938	1 187	813	501	625	16 690

*Скорочення назв порід: Ял – ялина європейська, Яц – ялиця біла, Яв – явір, Б – береза повисла, Бк – бук лісовий.

Для надґрунтового покриття на ПДО встановлено такі закономірності під час всихання ялинників: проєктивне його покриття зростає тільки на стадії початкового всихання (від 0,2–0,3 до 0,6–0,7) паралельно з появою семи нових видів; на стадії прогресивного всихання проєктивне покриття зменшується до 0,3–0,4 без зміни кількості видів. Підлісок практично не змінюється – замість окремих кущів з'являються біогрупи без зміни видового різноманіття (бузина червона (*Sambucus racemosa* L.), і крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.)). Для підстилки характерним є зменшення товщини від 2,5 до 1,5 см із коливанням проєктивного покриття від 10 до 20 %.

Відповідно до встановлених тенденцій усихання під час призначення лісівничих заходів у ялинниках слід враховувати такі положення:

– постійне зменшення частки ялини в породному складі ялинників (приблизно на 5 % за рік) орієнтує лісівничі заходи на збереження ялини до віку стиглості;

– перетворення простих за структурою й переважно похідних ялинників у складні (трьохярусні) корінні деревостани, яке без втручання людини (рубок) відбувається за 15–20 років, свідчить про можливість невтручання людини в процеси всихання, наприклад, в заповідних зонах об'єктів природно-заповідного фонду;

– зменшення кількості дерев першого ярусу на перших двох стадіях усихання ялинників та збільшення кількості дерев у підлеглих ярусах свідчить про недоцільність проведення в цей час рубок догляду, особливо в середньовікових деревостанах;

– зменшення запасу живих дерев на стадії початкового всихання і подальша його стабілізація на стадії прогресивного всихання свідчать про доцільність проведення рубок догляду лише на стадії стабілізації всихання;

– зменшення запасу сухостою на двох останніх стадіях усихання внаслідок сніго- і вітровалів підтверджує відоме положення про втрату товарної деревини за відсутності санітарних рубок і свідчить про на необхідність їхнього проведення хоча б раз на два роки;

– формування значних запасів мертвої лежачої деревини (близько 100 $м^3 \cdot га^{-1}$ за перших 5 років і до 300 $м^3 \cdot га^{-1}$ в наступні 10 років) викликає необхідність ліквідації цієї захащеності, зокрема, і для зменшення небезпеки лісових пожеж;

– за неможливості ліквідації захащеності обов'язковими заходами є профілактика виникнення та поширення осередків шкідників і хвороб ялини (корування лежачої деревини) та проведення протипожежних заходів;

– поява значної кількості життєздатного підросту корінних порід (до 10 тис. шт. $\cdot га^{-1}$ в перші 10 років усихання) обґрунтовує недоцільність штучного лісовідновлення корінних деревостанів у цьому типі лісу.

Висновки. Під час всихання ялинників без втручання людини виялені загальні тенденції: зменшення частки ялини в породному складі; формування значних запасів мертвої лежачої деревини; розвиток підросту, який формує другий і третій яруси деревостану; заміна ялини як домінанатної породи на інші породи.

Встановлені закономірності дали можливість запропонувати конкретні показники лісівничих заходів для призначення під час лісовпорядкування ялинників вологої буково-ялицевої сусмеречини.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Gensiruk, S. A. 2007. Reasons for the Carpathian spruce forests' decline and measures to stop their degradation. [Electronic resource]. Shevchenko Scientific Society. Online magazine of the Society. Available from: https://ntsh.org/content/prichini-vsihannya-yalinovih-lisiv-karpat-i-zahodi-dlya-pripinennya-yih-deg (last accessed date 22.04.2020) (in Ukrainian).

Goychuk, A. F., Reshetnik, L. L., Maksimchuk, N. V. 2012. Methods of forest pathological investigation. Zhitomyr, Polissya, 141 p. (in Ukrainian).

Debrinyuk, Yu. M. 2011. Spruce forests decline: causes and consequences. Scientific Bulletin of UNFU, 21.16: 32–38 (in Ukrainian).

Kozak, I. and Parpan, T. 2019. Forecasting drying up of spruce forests in Transcarpathian (Ukraine) using the FORKOME model. Journal of Forest Science, 65: 209–217. https://doi.org/10.17221/30/2019-JFS

Kozlowsky, M. P., Kramarets, V. O., Tselen', Ya. P. 2013. Current trends and causes of desiccation of European spruce forests in Beskid region and ways to improve their sanitary condition. Naukovi osnovy zberezhennya biotychnoyi riznomanitnosti [Scientific bases of biodiversity conservation], 4(11), 1: 167–180 (in Ukrainian).

Kramarets, V. O. and Matsyakh, I. P. 2018. The role of biotic factors in the drying of spruce forests of the Ukrainian Carpathians. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 17: 121–132 (in Ukrainian). https://doi.org/10.15421/411827

Krasnov, V. P., Tkachuk ,V. I., Orlov, O. O. 2011. Forest Protection Guide. Kyiv, Vidavnichiy dim EKO-inform, 528 p. (in Ukrainian).

Krynytsky, G. T. and Kramarets, V. O. 2009. System of forestry actions for elimination of consequences of mass spruce forests decline in beech-fir forest types of Carpathian forests. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 115: 256–260 (in Ukrainian).

Maurer, V. M. and Yarema, S. I. 2014. Causes and peculiarities of pathogenesis of drying of spruces of Synevir NPP and ways of increasing their biological stability. Scientific Bulletin of NULES of Ukraine, 198(2): 144–149 (in Ukrainian).

Meshkova, V. L. 2016. Climate change: can forest changes be mitigated? Lisoviy visnik [Forest herald], 7: 6–8 (in Ukrainian).

Parpan, T., Kozak, I., Shparyk, Y., Mylenka, M., Balaniuk, I. 2019. Simulation of decline of Norway spruce (Picea abies L. Karst.) forests in Gorgan mountains (Ukrainian Carpathians): case study using Forkome model. Ekológia (Bratislava), 38(4): 353–366. DOI:10.2478/eko-2019-0026

Rak, A. Yu. and Oliynik, V. S. 2016. Peculiarities of spreading of spruce stands drying in Gorgany. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 129: 175–180 (in Ukrainian).

Shparyk, Yu. S. 2012. Characteristics of forests' stability and method for their identification. Scientific Bulletin of UNFU, 22.3: 58–63 (in Ukrainian).

Shparyk, Yu. S. 2017. Economic results of spruce forests' decline in the Ukrainian Carpathians. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 15: 129–139 (in Ukrainian). DOI: https://doi.org/10.15421/411717

Shparyk, Yu S. 2019a. Ecological results of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests' decline in main forest types of the Ukrainian Carpathians. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 18: 145–153 (in Ukrainian). DOI: https://doi.org/10.15421/411915

Shparyk, Yu. S. 2019b. Empirical approaches to forecasting area and wood volume of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests in the Ukrainian Carpathians. Scientific Bulletin of UNFU, 29.3: 18–22 (in Ukrainian). DOI: https://doi.org/10.15421/40290303

Shparyk, Yu. S, Parpan, T. V, Slobodyan, P. Ya, Savchyn, T. I., Buniy, V. Ya. 2013. Spruce forests decline on the north-eastern slope of the Ukrainian Carpathians. Scientific Bulletin of UNFU, 23.5: 141–147 (in Ukrainian).

Shparyk, Yu. S., Slobodyan, P. Ya., Parpan, T. V. 2018a. Recommendations for forestry management in the spruce forests of the Ukrainian Carpathians. In: Recommendations of the UkrRIMF, 5: 159–192 (in Ukrainian).

Shparyk, Yu. S., Slobodyan, P. Ya., Parpan, T. V. 2018b. Recommendations for transformation of secondary spruce stands of the Ukrainian Carpathian in the native stands. In: Recommendations of the UkrRIMF, 5: 193–202 (in Ukrainian).

Tsuryk, Ye. I. 2008. Stands' dynamics inbentory. Lviv, UNFU, 346 p.

Ustsky, I. M. 2010. Causes and spread of pathological processes in spruce forests of Ukraine. Bulletin of the Kharkiv National Agrarian University, series: Forestry, 5: 165–171 (in Ukrainian).

Shparyk Y. S.[1], Parpan T. V.[2]

TRENDS OF SPRUCE FORESTS' DECLINE IN THE UKRAINIAN CARPATHIANS: CASE STUDY IN THE WET MEZOTROPHIC COMMON BEECH – SILVER FIR – NORWAY SPRUCE FOREST TYPE

[1]*Vasyl Stefanyk Precarpathian National University*
[2]*Ukrainian Research Institute of Mountain Forestry named after P. S. Pasternak*

The findings of the 10-year permanent research of the Ukrainian Carpathians Norway spruce forests' decline in the wet mesotrophic Common beech – Silver fir – Norway spruce forest type allowed us to establish the trends of spruce forests' decline (without forestry actions) in the context of their layers and main indicators. The traditional forestry research methods with elements of IUFRO methodologies have been used within this research. The stages of spruce forests' decline in the region (initial decline – 5–10 years, progressive – 10–15 years, decline stabilization – without time restriction) have been identified according to the percentage of dead trees volume in the first layer and the duration of decline in spruce forests. The following trends of spruce forests decline have been established during 10 years: 5% per year decreasing of spruce part in the species composition; formation of uneven-age native stands; tree number decrease in the first layer and their increase in lower layers; the volume of dead trees decreases due to snow- and windfalls; a large number of spruce lying deadwood are formed – up to 300 m^3 per ha; the number of native species of natural regeneration increases rapidly – up to 10 thousand per ha. These trends should serve as the basis when making decisions on forestry management in the declining spruce forests within this forest type.

K e y w o r d s: Norway spruce, decline stages, forest type, stand layer, lying deadwood, natural regeneration, grass cover.

Шпарык Ю. С.[1], Парпан Т. В.[2]

ТЕНДЕНЦИИ УСЫХАНИЯ ЕЛЬНИКОВ УКРАИНСКИХ КАРПАТ НА ПРИМЕРЕ ВЛАЖНОЙ БУКОВО-ПИХТОВОЙ СУРАМЕНИ

[1]*Прикарпатский национальный университет имени Васыля Стефаныка*
[2]*Украинский научно-исследовательский институт горного лесоводства им. П. С. Пастернака*

Анализ результатов 10-летних стационарных исследований производного ельника в условиях влажной буково-пихтовою сурамени Украинских Карпат позволил установить закономерности его усыхания без вмешательства человека в разрезе ярусов и основных показателей: уменьшение доли ели в породном составе на 5 % в год, формирование сложных коренных древостоев за 15–20 лет, уменьшение количества деревьев первого яруса и увеличение количества деревьев в подчиненных ярусах, формирование значительных запасов мертвой лежащей древесины ели – до 300 $м^3 \cdot га^{-1}$, появление достаточного количества жизнеспособного подроста коренных пород – до 10 тыс. шт.$\cdot га^{-1}$, уменьшение запаса сухостоя ели в результате его снеголома и ветровала уже через 5 лет. Эти тенденции должны лечь в основу назначаемых лесоводческих мероприятий при лесоустройстве ельников этого типа леса.

К л ю ч е в ы е с л о в а: ель европейская, стадии усыхания, тип леса, ярусы древостоя, мертвая лежащая древесина, подрост, травяной покров.

E-mail: yuriy.shparyk@pu.if.ua;

Одержано редколегією 04.05.2020

СЕЛЕКЦІЯ, ДЕНДРОЛОГІЯ

УДК: 630.165.6

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.46

С. А. ЛОСЬ[1], В. П. САМОДАЙ[2], Л. І. ТЕРЕЩЕНКО[1], Д. Є. БІРЧЕНКО[3]

СУЧАСНИЙ СТАН БУКА В ДОСЛІДНИХ КУЛЬТУРАХ І ДЕНДРОПАРКАХ ПІВНІЧНОГО СХОДУ УКРАЇНИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЙОГО ВИКОРИСТАННЯ

[1]Український науково-дослідний інститут лісового господарства і агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького
[2]Краснотростянецьке відділення Українського науково-дослідного інституту лісового господарства і агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького
[3]Харківська державна зооветеринарна академія

Представлено узагальнені результати обстеження насаджень бука лісового (*Fagus sylvatica* L.), бука східного *(Fagus orientalis* Lypsky.) та бука кримського (*Fagus taurica* Popl.) у дослідних культурах і дендрологічних парках північного сходу України. Метою досліджень було визначення придатності видів для створення насаджень різного цільового призначення в регіоні. Оцінено 11 насаджень бука за комплексом показників, зокрема за особливостями росту, якістю стовбурів, станом і репродукційним розвитком. За результатами комплексного оцінювання буки лісовий і кримський визнано перспективними для створення плантаційних культур. Буки лісовий, східний і кримський доцільно використовувати також для озеленення в Харківській і Сумській областях.

Ключові слова: *Fagus*, комплексне оцінювання, багатостовбурність, селекційна категорія, репродукція.

Вступ. Види роду бук *Fagus* представлені деревами першої величини, які формують перший ярус деревостанів та є лісоутворювальними. Рід налічує до 10 видів, які розповсюджені в північній півкулі (Zaiachuk 2014).

В Україні природно ростуть два види бука – бук лісовий, європейський, або звичайний (*Fagus sylvatica* L.) і бук кримський (*Fagus taurica* Popl.), який деякі дослідники вважають підвидом бука східного (Kokhno & Parkhomenko 2002). Природний ареал першого з них приурочений до Карпатських гір, де він має надзвичайно велике екологічне та промислове значення. Букові праліси Карпат у 2017 р. отримали статус об'єкта Всесвітньої природної спадщини ЮНЕСКО «Букові праліси і давні ліси Карпат та інших регіонів Європи» (Stoyko 2018, Prots et al. 2019).

Бук кримський, виокремлений Г. І. Поплавською в самостійний вид, вважається проміжною формою між східним та європейським (Poplavskaya 1927). Цей вид природно росте на території Кримських гір. Бук східний (*Fagus orientalis* Lypsky.) розповсюджений на Кавказі, у північній частині Ірану, а також на півночі Туреччини та у східній частині Балканського півострова (Molotkov 1966, Zaiachuk 2014). С. М. Стойко (Stoyko 2018) вважає, що основні причини обмеженого поширення природних букових лісів – посилення континентальності клімату із заходу на схід, недостатня кількість опадів, низька температура в зимовий період. Водночас, за дослідженнями лісових культур бука поза межами природного ареалу, проведеними О. М. Корінько (Korinko 2007), він є зимо- та морозостійким, витримує короткочасне зниження температури до -30…-35° С, а також є посухостійким.

Крона бука добре піддається формуванню, тому його широко застосовують у парковому будівництві для створення живоплотів.

Поза межами природного ареалу бук ще у XIX столітті почали вирощувати в парках. За даними В. Г. Козлова (Kozlov 1992), в Україні культивують 3 види і 15 декоративних форм бука. Крім бука лісового в ботанічних садах, дендропарках і старовинних ландшафтних парках представлені буки східний та американський, а також декоративні форми бука лісового (Kozlov 1992, Rumiankov 2018).

Бук лісовий за межами природного ареалу використовують для створення лісових культур, переважно в західних областях України. На Правобережжі він формує високопродуктивні деревостани (Belous 1962, Kokhno & Parkhomenko 2002, Korinko 2007). Незважаючи на те, що лівобережна частина України вирізняється більш континентальним

кліматом, ніж природний ареал, результати інтродукції бука лісового та кримського у більшості випадків були позитивними (Ihnatenko et al. 2006, Los et al. 2014). За даними попередніх досліджень бук лісовий і кримський в умовах північного Лівобережного Лісостепу переважно мають високі адаптаційні властивості та вирізняються високими кількісними й якісними показниками (Los et al. 2014, 2018). Отже, інтродукцію цих видів слід вважати порівняно успішною.

Метою роботи було визначення перспективності видів роду *Fagus* для створення на північному сході України насаджень різного цільового призначення на основі комплексного оцінювання росту та розвитку видів у дослідних культурах і дендропарках.

Матеріали й методи. У статті наведено узагальнені результати досліджень бука в дендрологічних парках і географічних культурах північного сходу України. Дослідження проведені впродовж останніх років згідно з доопрацьованою методикою комплексного оцінювання перспективності інтродукованих видів.

Об’єктами досліджень були дослідні культури й насадження бука лісового та кримського в дендропарках Сумської та Харківської областей, переважно в умовах свіжої діброви (D_2), на темно-сірих лісових ґрунтах суглинистого механічного складу. Лише одна ділянка (дендропарк ДП «Балаклійське ЛГ») розташована в умовах C_2 (табл. 1, рис. 1).

Таблиця 1

Характеристика обстежених насаджень бука

№ пробної площі (ПП)	Видова назва	Походження насіння	ТЛУ	Вік на час обстеження, років	Площа або кількість рослин, екз.
Сумська область, ДП «Тростянецьке ЛГ», дослідні культури					
1	*Fagus sylvatica* L.	Мукачівський ЛК[1]	D_2	56 (2018)	1,3 га
Сумська область, ДП «Тростянецьке ЛГ», дендропарк					
2	*Fagus sylvatica* L.	Мукачівський ЛК	D_2	55 (2017)	0,2 га
3	*Fagus taurica* Popl.	АР Крим	D_2	55 (2017)	
Харківська область, ДП «Харківська ЛНДС[2]», Південне л-во, географічні культури					
4	*Fagus sylvatica* L.	Мукачівський ЛК, г. Гостра	D_2	48 (2019)	0,15 га
5	*Fagus sylvatica* L.	Мукачівський ЛК, ур. Щирець	D_2	48 (2019)	0,25 га
6	*Fagus sylvatica* L.	Мукачівський ЛК, ур. Березинка	D_2	48 (2019)	0,20 га
Харківська область, ДП «Харківська ЛНДС», Південне л-во, дендропарк УкрНДІЛГА					
7	*Fagus sylvatica* L.	Мукачівський ЛК	D_2	40 (2019)	5 екз.
8	*Fagus taurica* Popl.	АР Крим	D_2	40 (2019)	15 екз.
Харківська область, дендропарк ХНАУ[3]					
9	*Fagus sylvatica* L.	НЛТУ[4], Львів	D_2	50 (2019)	19 екз.
10	*Fagus orientalis* Lypsky.	Ставропільський ботанічний сад	D_2	50 (2019)	5 екз.
Харківська область, дендропарк ДП «Балаклійське ЛГ»					
11	*Fagus sylvatica* L.	невідоме	C_2	58 (2019)	4 екз.

Примітка: Мукачівський ЛК[1] – Мукачівський лісокомбінат; ДП «Харківська ЛНДС»[2] – державне підприємство «Харківська лісова науково-дослідна станція» Українського науково-дослідного інституту лісового господарства та агролісомеліорації імені Г. М. Висоцького (УкрНДІЛГА); ХНАУ[3] – Харківський національний аграрний університет ім. В. В. Докучаєва, НЛТУ[4] – Національний лісотехничний університет України.

Дослідні мішані дубово-букові культури в ДП «Тростянецьке ЛГ» створені в 1964 р. Ряди бука лісового чергуються з рядами дуба звичайного (*Quercus robur* L.) і бука лісового за схемою садіння 2,0 × 0,7 м. Насіння бука отримане з Мукачівського лісокомбінату (нині – ДП «Мукачівське лісове господарство»), жолуді дуба (контроль) – місцевого збору.

Приживлюваність сіянців була доволі високою та сягала в середньому 96 %. Біологічний вік рослин на рік обстеження (2018) становив 58 років.

Географічні культури бука лісового, створені під керівництвом проф. П. І. Молоткова в Південному лісництві ДП «Харківська ЛНДС», представлені деревами трьох походжень: гора Гостра (800–1000 м н. р. м.), урочище Щирець (600–800 м н. р. м.), урочище Березинка (150–200 м н. р. м.) (рис.1).

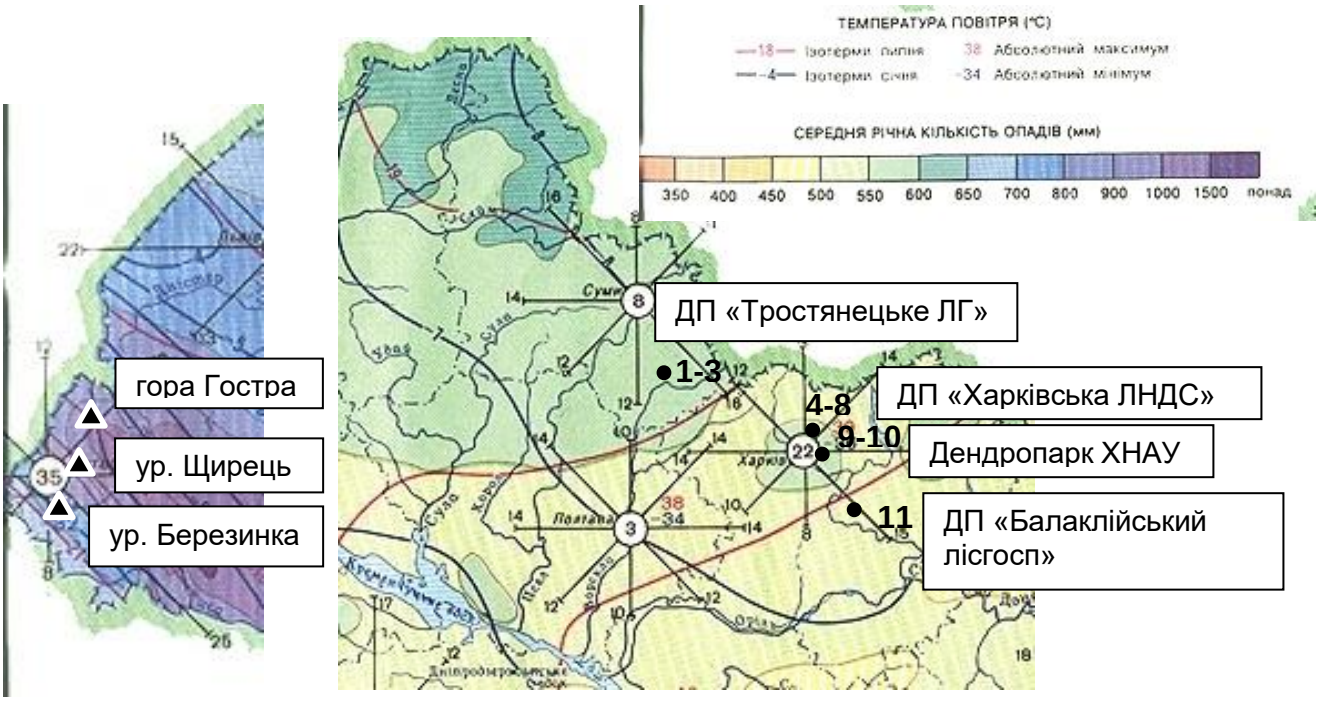


Рис. 1 – Розташування місць заготівлі насіння (▲) та обстежених об'єктів (●) (нумерація відповідно до таблиці 1)

Однорічні сіянці цих походжень бука завезено до м. Харкова у 1973 р. з Мукачівського лісокомбінату. У попередні роки культури обстежено тричі – у 1978, 1981 та 2013 рр. (Molotkov1986, Los et al. 2014). Культури часто пошкоджували ранньовесняні приморозки та зимові морози, і в 1981 р. збереженість дерев бука була низькою.

Ділянки бука обстежено на території чотирьох дендрологічних парків, а саме: ДП «Тростянецьке ЛГ» Сумської області, УкрНДІЛГА на території ДП «Харківська ЛНДС», ХНАУ та ДП «Балаклійське ЛГ» Харківської області.

У дендропарку ДП «Тростянецьке ЛГ» у 1964 р. висаджено окремо буки лісовий і кримський на ділянках загальною площею 0,2 га. Схема садіння – 4,0 × 0,7 м. За даними подальших інвентаризацій колекції у дендропарку збереженість видів бука була високою. Насіння бука лісового отримано з Мукачівського лісокомбінату, а кримського – з Криму. Схема садіння – рядами 4,0 × 0,7 м, площа – 0,2 га. На час обстеження (2017 р.) біологічний вік бука становив 55 років.

У дендропарку УкрНДІЛГА буки лісовий і кримський висаджені у 80-ті роки XX століття за ініціативою П. І. Молоткова у південно-східній частині (Molotkov not published).

Куртини буків лісового та східного в дендропарку ХНАУ розташовані поряд, у його центральній частині. Бук лісовий на ділянці висаджений із порядковим змішуванням із грабом звичайним, бук східний – чистою групою (Sytnyk 2017). На час обстеження у 2019 р. біологічний вік бука становив близько 50 років, збереглося 19 дерев.

Дендрологічний парк у ДП «Балаклійське ЛГ» створений у 1962 р. неподалік від цементного заводу з метою вивчення впливу техногенного забруднення на ріст і розвиток деревних рослин. Попередні дослідження бука стосувалися екологічної пластичності виду (Voron et al. 1996). Бук лісовий представлений 4 екземплярами.

Обстеження проводили відповідно до загальноприйнятих лісотаксаційних (Anuchin 1982) і селекційних методик (Shvidenko et al. 1987, Volosyanchuk et al. 2003). Для кожного дерева визначали: діаметр стовбура на висоті 1,3 м у сантиметрах; висоту в метрах; стан; селекційну категорію (СК); наявність вад і пошкоджень. Стан дерев визначали за шкалою, модифікованою на базі шкал категорій життєздатності дуба та санітарного стану: 1 бал – відмінний; 2 бали – добрий; 3 бали – задовільний; 4 бали – незадовільний; 5 балів – дерево загинуло (Volosyanchuk et al. 2003).

Для оцінювання інтенсивності росту як контроль використано табличні показники штучних насаджень дуба звичайного. Для порівняння кліматичних умов регіонів походження та інтродукції побудовано кліматограми Болла-Тейлора (Asadulaev et al. 2013).

Для визначення перспективності видів використано комплексне оцінювання успішності інтродукції бука на основі дослідження інтенсивності росту, стану, якості стовбурів і репродуктивного розвитку за баловими шкалами (табл. 2).

Таблиця 2

Шкала комплексного оцінювання успішності інтродукції видів бука

Бали	Інтенсивність росту за висотою	Інтенсивність росту за діаметром	Якість стовбурів	Стан, бали	Репродуктив-ний розвиток	Частка багато-стовбурних дерев, %
1	поступаються контролю на 10,1 % і більше	поступаються контролю на 30,1 % і більше	дерева I та II селекційних категорій відсутні	4,5–5,0	не цвітуть	81–100
2	поступаються від контролю на 4,0–10,0 %	поступаються контролю на 10,0–30,0 %	частка дерев I та II селекційних кате-горій 1,0 –10,0 %	3,5–4,4	цвітуть, але насіння не утворюють	61–80
3	на рівні контролю або різниця до 4,0 %	на рівні контролю або різниця до 10,0 %	частка дерев I та II селекційних категорій – 10,1–15,0 %	2,5–3,4	утворюють насіння, але воно не є життєздатним	41–60
4	перевершують контроль на 4,1–10,0 %	перевершують контроль на 10,1–30,0 %	частка дерев I та II селекційних категорій – 15,1–20,0 %	1,5–2,4	утворюють життєздатне насіння, але не дають самосіву	21–40
5	перевершують контроль на 10,1 % і більше	перевершують контроль більш ніж на 30,1 %	частка дерев I та II селекційних категорій – 20,1 % і більше	1,0–1,4	утворюють життєздатне насіння, дають самосів	1–20

Для оцінювання репродуктивного розвитку використано шкалу ступенів акліматизації О. Л. Липи (Lypa 1977). До раніше запропонованої шкали (Grybovich et al. 2018) додано показник ступеня багатостовбурності як показник ступеня морозостійкості та стійкості до інших чинників, які впливають на онтогенез рослин у нових умовах місцезростання. Реакцією цього виду на несприятливі умови довкілля як у маргінальних популяціях, так і в

умовах інтродукції, є зміна форми росту – утворення декількох стовбурів. Так, Г. І. Поплавська (Poplavskaya 1927) у своїх роботах відзначала низькорослість, кущистість і викривлення стовбурів у букових насадженнях біля верхньої межі поширення лісів. Вона пов'язувала це із впливом несприятливих умов росту. За сумою балів види оцінювали як: малоперспективні (6,0–14,0 бала); порівняно перспективні – придатні для створення захисних насаджень і озеленення (14,1–22,0 бала); перспективні – придатні для створення лісових культур, захисних насаджень та озеленення (22,1–30,0 балів).

Результати та обговорення. Основні показники росту та стану насаджень бука наведено в таблиці 3. Оскільки біологічний вік рослин становив від 40 до 58 років (див. табл. 1), порівнювали відносні показники. На переважній більшості ділянок дерева різних видів бука мали добрий і задовільний стан. Масових пошкоджень комахами та уражень хворобами в культурах і дендропарках не виявлено. Поодинокі дерева бука лісового незадовільного стану виявлені у варіанті географічних культур походженням г. Гостра, у дендропарках УкрНДІЛГА та ХНАУ. На ділянці дослідних дубово-букових культур у ДП «Тростянецьке ЛГ» виявлено близько 7 % дерев бука лісового, що всихають через природну внутрішньовидову конкуренцію. Останнім лісовпорядкуванням на ревізійний період у деревостані заплановано проведення догляду.

Бук лісовий представлений на 6 з 9 дослідних об'єктів. За результатами попередніх досліджень авторів (Los et al. 2018), показники інтенсивності росту бука на об'єктах Харківської та Сумської областей помітно різнилися між собою. Найбільшою інтенсивністю росту відзначалися насадження у ДП «Тростянецьке ЛГ», де середній річний приріст за висотою становив від 0,48 до 0,62 м, а за діаметром – від 0,48 до 0,66 см (табл. 3).

Таблиця 3

Характеристика обстежених насаджень буків лісового, кримського та східного

№ ПП*	Видова назва	Середні					Стан, бали	Дерева I та II селекційних категорій, %
		$H_{сер}$, м	$D_{сер}$, см	$V_{сер}$, м^3	річний приріст за H, м	річний приріст за D, см		
Сумська область, ДП «Тростянецьке ЛГ», дослідні культури, дендропарк								
1	*F. sylvatica* L.	26,5	28,5	0,75	0,62	0,66	2,2	10,0
2	*F. sylvatica* L.	20,7	23,5	0,38	0,48	0,55	2,5	23,1
3	*F. taurica* Popl.	21,4	20,4	0,34	0,50	0,48	2,5	24,0
Харківська область, ДП «Харківська ЛНДС», Південне л-во, D_2, географічні культури, дендропарк								
4	*F. sylvatica* L.	16,4	16,6	0,16	0,34	0,35	3,0	0,0
5	*F. sylvatica* L.	17,7	22,7	0,32	0,37	0,47	2,8	0,0
6	*F. sylvatica* L.	15,9	16,4	0,15	0,33	0,34	3,0	0,0
4–6	*Середнє по ділянці*	16,3	17,0	0,16	0,34	0,35	3,0	0,0
7	*F. sylvatica* L.	19,0	13,5	0,12	0,44	0,31	3,0	0,0
8	*F. taurica Popl.*	14,3	15,6	0,13	0,33	0,36	2,3	0,0
Харківська область, дендропарк ХНАУ								
9	*F. sylvatica* L.	14,7	20,5	0,21	0,29	0,41	2,5	5,6
10	*F. orientalis* Lypsky.	19,8	34,9	0,81	0,40	0,70	2,0	0,0
Харківська область, дендропарк ДП «Балаклійське ЛГ»								
11	*F. sylvatica* L.	14,9	27,2	0,24	0,35	0,63	2,8	0,0

*Нумерація відповідно до таблиці 1.

Показники досліджуваних насаджень Харківщини вирізнялися гіршим ростом. Порівняння середніх висот і діаметрів кліматипів бука лісового, а також річних приростів за діаметром і висотою в географічних культурах виявило певні переваги варіанта

походженням із урочища Щирець, яке розташоване на висоті 600–800 м. н. р. м. Якщо порівняти з табличними даними дуба звичайного такого ж віку, у більшості випадків бук поступається дубу. Винятком є кліматип походженням із урочища Щирець, який характеризується більшим середнім діаметром стовбура. Об'єм стовбура середнього дерева (рис. 2.) цього найкращого за інтенсивністю росту кліматипу (0,33 м^3) є вдвічі більшим, ніж інших (0,15–0,16 м^3), і майже таким самим, як дуба звичайного (0,34 м^3).

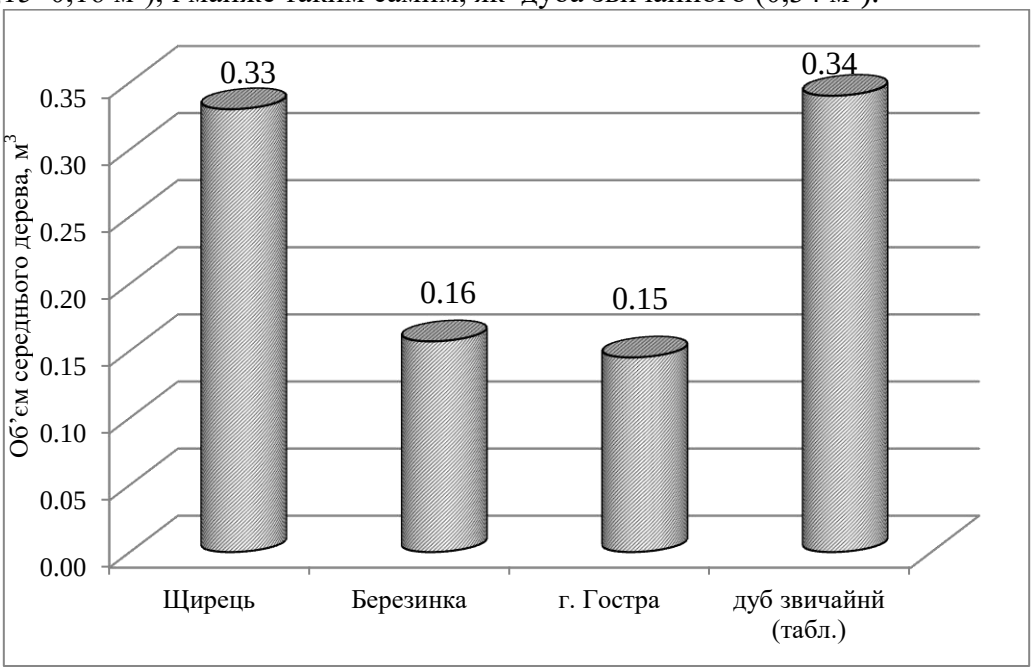


Рис. 2 – Об'єм стовбура середнього дерева варіантів у географічних культурах бука лісового (ДП «Харківська ЛНДС»)

Середні річні прирости за висотою становили від 0,33 (г. Гостра) до 0,37 м (ур. Щирець), а за діаметром – від 0,34 до 0,47 см відповідно. Показники дерев бука в дендрологічному парку УкрНДІЛГА варіювали в таких самих межах. Дещо вирізнялися характеристики дерев у дендропарку ХНАУ, де бук лісовий мав ненабагато менший приріст за висотою (0,29 см), але приріст за діаметром був близьким до його значень на інших об'єктах Харківської області. Приріст бука лісового в дендрологічному парку ДП «Балаклійське ЛГ» за діаметром був найбільшим серед усіх об'єктів із наявністю цього виду (0,6 см).

Порівняння показників росту бука лісового та дуба звичайного місцевого походження, який висаджено як контроль у дослідних культурах ДП «Тростянецьке ЛГ», виявило переваги бука (перевищення за висотою становить 13,5 %, за діаметром – 6,4 %). На інших ділянках контроль був відсутній, тому порівняння проводили з табличними показниками насіннєвих дубових деревостанів. Переважання за обома показниками виявлено тільки в дослідних культурах бука лісового у ДП «Тростянецьке ЛГ», лише за діаметром – у насадженнях походженням з ур. Щирець, дендропарках ДП «Тростянецьке ЛГ» та ДП «Балаклійське ЛГ» (рис. 3). На решті дослідних об'єктів показники росту бука лісового були меншими за табличні показники дуба звичайного.

Показники інтенсивності росту бука кримського у дендропарках ДП «Тростянецьке ЛГ» та УкрНДІЛГА були подібними до показників бука лісового на зазначених об'єктах. Разом із тим, бук східний у дендропарку ХНАУ, маючи приріст за висотою, близький до показників бука лісового на інших об'єктах Харківської області, вирізнявся найбільшим серед усіх насаджень приростом за діаметром – 0,7 м (див. табл. 3). Порівняння з табличними показниками дуба звичайного виявило переваги за висотою бука кримського в дендропарку УкрНДІЛГА і за діаметром – в дендропарку ХНАУ.

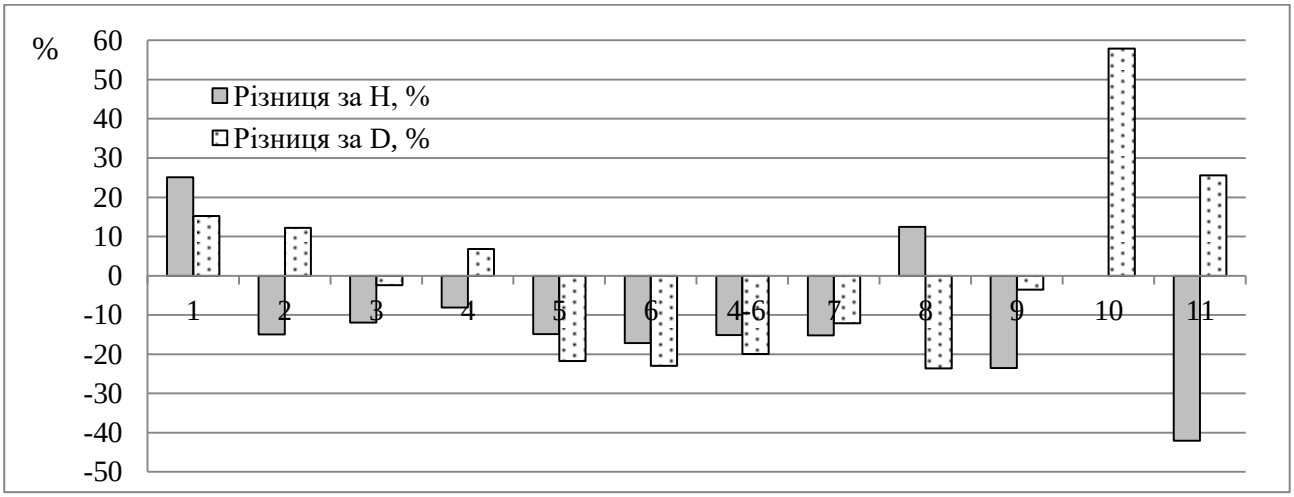


Рис. 3 – Порівняння середніх висот і діаметрів насаджень буків лісового, кримського та східного з табличним показниками культур дуба звичайного (нумерація об'єктів відповідно до табл. 1): 1 – бук лісовий (Тростянець, дослідні культури), 2 – бук лісовий (Тростянець, дослідні культури – дендропарк), 3 – бук кримський (Тростянець, дослідні культури – дендропарк), 4–6 – бук лісовий (Харківська ЛНДС, географічні культури), 7 – бук лісовий (Харківська ЛНДС, дендропарк), 8 – бук кримський (Харківська ЛНДС, дендропарк), 9 – бук лісовий (ХНАУ, дендропарк), 10 – бук східний (ХНАУ, дендропарк), 11 – бук лісовий (Балаклея, дендропарк)

Важливим показником під час оцінювання якості стовбурів є селекційна категорія, яка вказує на якість стовбурів дерев. Так само як і за інтенсивністю росту, кращими виявилися насадження у ДП «Тростянецьке ЛГ» (рис. 4). Частка дерев I і II селекційних категорій становила 23,1–24,0 %. Серед об'єктів, обстежених у Харківській області, найкращою якістю вирізнявся бук лісовий у дендропарку ХНАУ, де відзначено 5,6 % дерев II селекційної категорії, тоді як на решті об'єктів такі дерева були відсутні (рис. 5).



Рис. 4 – Насадження бука лісового на території дендропарку ДП «Тростянецьке ЛГ» (2017 р.)

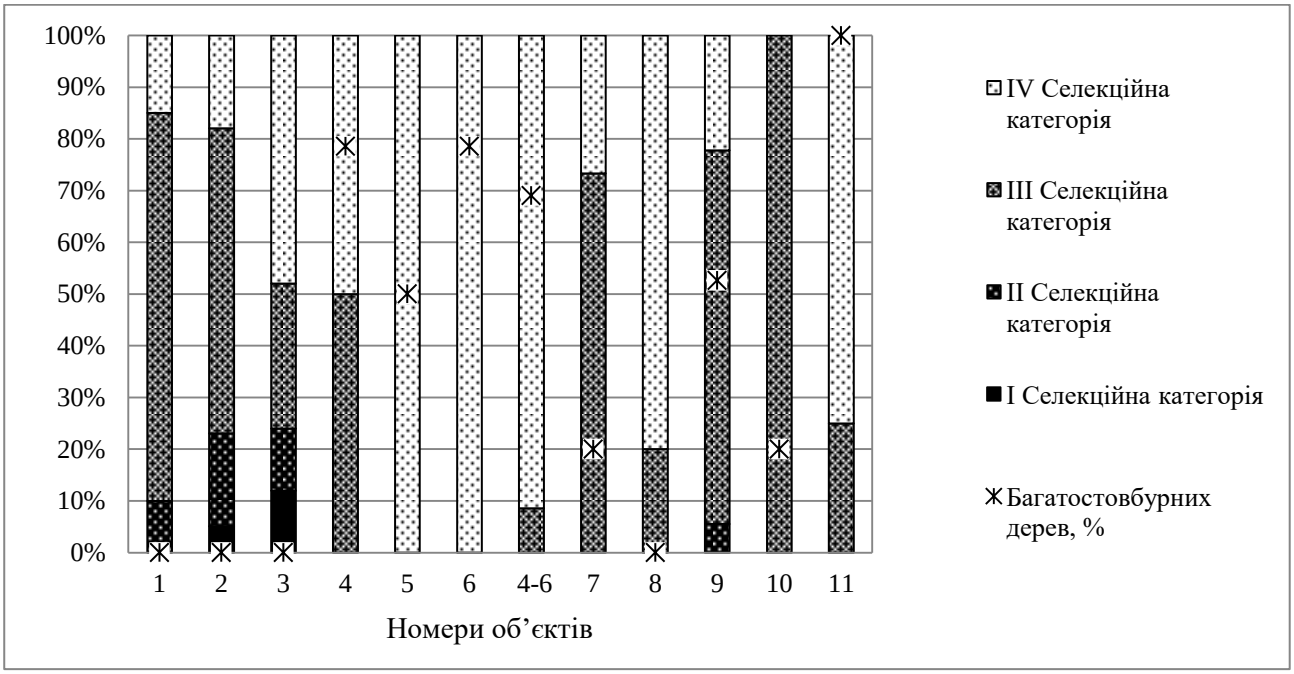


Рис. 5 – Якість стовбурів буків лісового, кримського та східного на обстежених об'єктах: 1 – бук лісовий (Тростянець, дослідні культури), 2 – бук лісовий (Тростянець, дослідні культури – дендропарк), 3 – бук кримський (Тростянець, дослідні культури – дендропарк), 4–6 – бук лісовий (Харківська ЛНДС, географічні культури), 7 – бук лісовий (Харківська ЛНДС, дендропарк), 8 – бук кримський (Харківська ЛНДС, дендропарк), 9 – бук лісовий (ХНАУ, дендропарк), 10 – бук східний (ХНАУ, дендропарк), 11 – бук лісовий (Балаклея, дендропарк)

Іншим важливим показником якості, який одночасно вказує на адаптованість рослин до нових умов, є частка багатостовбурних дерев. Висока частка таких дерев свідчить не лише про погану селекційну структуру, але й на погану адаптованість. Низька частка або відсутність таких дерев може вказувати, навпаки, не лише на добру якість, але й на добру адаптованість насадження. Відзначено відсутність або незначну частку таких дерев у ДП «Тростянецьке ЛГ» і для бука кримського – у дендропарку УкрНДІЛГА (див. рис. 5). Разом із тим, усі дерева в дендропарку ДП «Балаклійське ЛГ» мали по декілька стовбурів. Високу частку таких дерев (50–79 %) виявлено також у варіантах географічних культур у ДП «Харківська ЛНДС».

Як відомо (Lypa 1977), найважливішими для оцінювання успішності інтродукції є не інтенсивність росту, і навіть не стан рослин, а їхня спроможність до насіннєвого розмноження та відновлення в нових умовах. За нашими дослідженнями, у дослідних культурах і на ділянках бука лісового і кримського в дендропарках ДП «Тростянецьке ЛГ», УкрНДІЛГА та ХНАУ відбувається регулярне плодоношення та утворення самосіву (рис. 6). У дендропарку ДП «Тростянецьке ЛГ» поодиноко наявний благонадійний підріст бука лісового заввишки до 0,7 м і віком до 5 років. Більшість із обстежених насаджень оцінено 4–5 ступенем акліматизації за О. Л. Липою.

Аналіз кліматичних умов регіонів заготівлі насіння та розташування об'єктів свідчить, що район Мукачева вирізняється найвищими температурами (середньорічна – +9,6°С) і кількістю річних опадів (683 мм на рік). За близьких температурних режимів між Харковом і Тростянцем (середньорічна температура повітря +7,4 і +7,5°С відповідно) існують відмінності в кількості річних опадів (528 і 630 мм). Район розташування м. Балаклея відрізняється вищими температурами (середньорічна – +7,8°С) та ще меншою річною кількістю опадів (508 мм).



Рис. 6 – Плоди та самосів бука лісового в дендропарку УкрНДІЛГА (2019 р.)

Простежується певна подібність кліматограм для міст Мукачево та Тростянець (рис. 7), водночас для району розташування Тростянця характерні нижчі зимові температури. Аналіз кліматограм міст Харків і Балаклея та міста Мукачево свідчить про значну різницю за кількістю опадів, особливо впродовж вегетаційного періоду. У посушливі періоди влітку у районах міст Харків і Балаклея створюються несприятливі для росту бука екологічні умови, що й пояснює його повільний ріст і погану якість стовбурів. Для бука кримського побудувати такі кліматограми було неможливо через відсутність інформації щодо місць заготівлі його насіння.

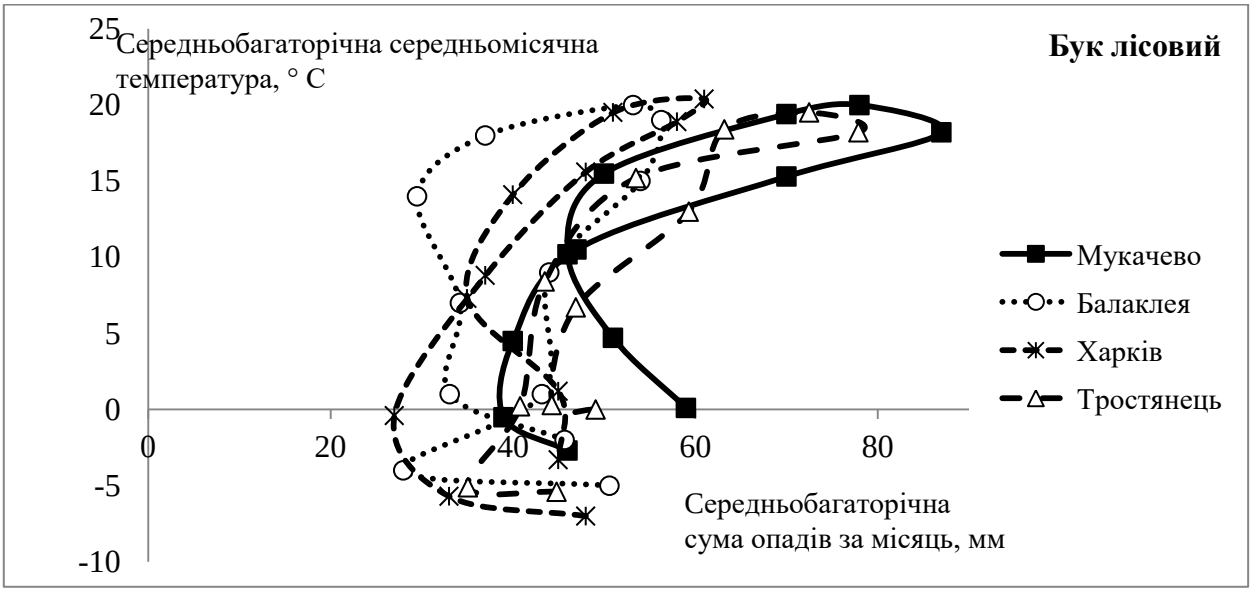


Рис. 7 – Порівняння кліматичних умов дослідних ділянок бука лісового та району заготівлі насіння за допомогою кліматограм Болла-Тейлора

Сумарний показник комплексного оцінювання дерев бука на 10 ділянках у дослідних культурах і дендропарках за 6 характеристиками становить 13–28 балів. Результати оцінювання лише двох насаджень бука лісового (дослідні культури та ділянка в дендропарку ДП «Тростянецьке ЛГ») свідчать про перспективність виду для використання в лісовому господарстві, а два варіанти в географічних культурах та група дерев у дендропарку ДП «Балаклійське ЛГ» визнані малоперспективними. У географічних культурах найкращими характеристиками вирізнявся бук рівнинного походження. Решту оцінено як умовно перспективні (рис. 8). Насадження бука кримського в дендропарку ДП «Тростянецьке ЛГ» та в дендропарку ДП «Харківська ЛНДС» оцінено в 22 бали, що також є доволі високим показником.

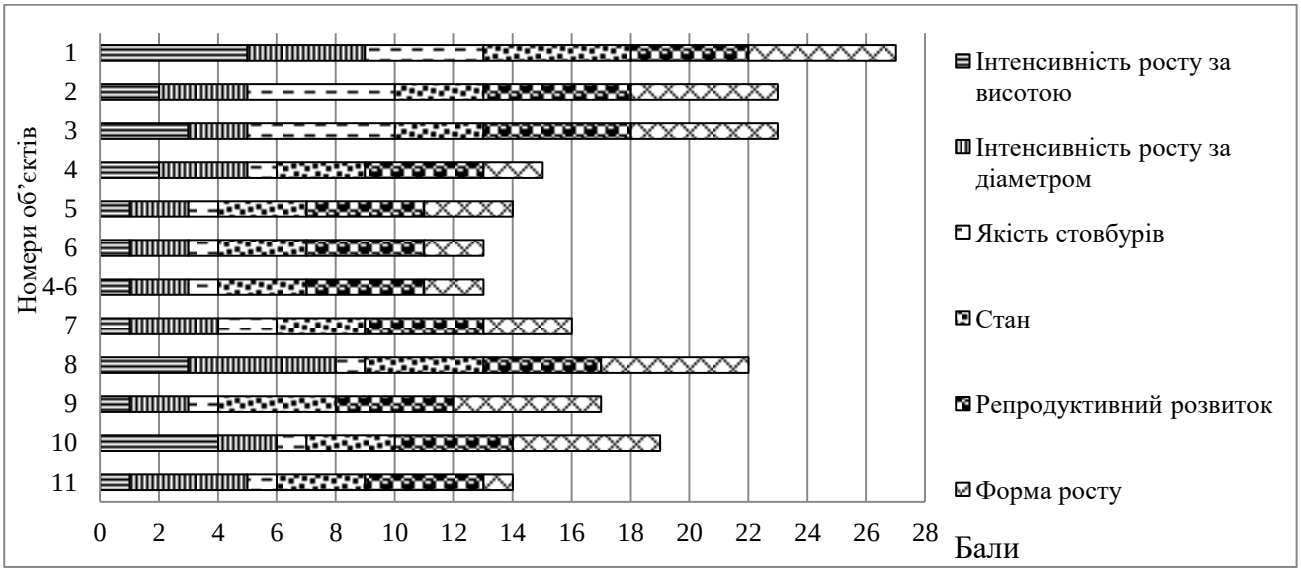


Рис. 8 – Комплексне оцінювання насаджень бука в Харківській та Сумській областях: 1 – бук лісовий (Тростянець, дослідні культури); 2 – бук лісовий (Тростянець, дослідні культури – дендропарк); 3 – бук кримський (Тростянець, дослідні культури – дендропарк); 4–6 – бук лісовий (Харківська ЛНДС, географічні культури); 7 – бук лісовий (Харківська ЛНДС, дендропарк); 8 – бук кримський (Харківська ЛНДС, дендропарк); 9 – бук лісовий (ХНАУ, дендропарк); 10 – бук східний (ХНАУ, дендропарк); 11 – бук лісовий (Балаклея, дендропарк)

Буки лісовий та кримський вирізняються високою декоративністю. Гарна гладка сіра кора, щільна крона насиченого зеленого кольору літом, жовтого з рудим відтінком восени виглядає дуже ефектно та може прикрасити парк або сквер. Проте спеціально декоративність зазначених насаджень ми не вивчали (рис. 9).



Рис. 9 – Бук лісовий у дендропарку ДП «Балаклійське ЛГ» (2019 р.)

Таким чином, за результатами комплексного оцінювання буки лісовий і кримський визнано перспективними для створення плантаційних культур лише в лісостеповій частині Сумської області, буки лісовий, східний і кримський доцільно використовувати для озеленення в Харківській і Сумській областях.

Отримані результати свідчать не лише про високі адаптаційні можливості видів роду *Fagus* в умовах інтродукції, але й про їхню високу пластичність. Тому можемо припустити, що ці види здатні витримати збільшення континентальності клімату природних ареалів без значних втрат продуктивності, але ці питання потребують більш детального вивчення.

Висновки. Бук лісовий у дослідних культурах ДП «Тростянецьке ЛГ» на Сумщині за інтенсивністю росту перевершує різні види бука в інших обстежених об'єктах і дуб звичайний місцевого походження (за висотою – 13,5 %, а за діаметром – 6,4 %).

Найкращою якістю стовбурів вирізняються насадження ДП «Тростянецьке ЛГ». Відсутність або незначну частку дерев бука лісового з декількома стовбурами відзначено у ДП «Тростянецьке ЛГ», а бука кримського – в дендропарку УкрНДІЛГА.

Наявність наявність самосіву, а у дендропарку ДП «Тростянецький лісгосп» – поодинокого підросту бука лісового свідчить, що більшість обстежених насаджень характеризуються 4–5 ступенем акліматизації за О. Л. Липою.

Результати комплексного оцінювання дають змогу рекомендувати використання буків лісового і кримського для створення плантаційних культур у лісостеповій частині Сумської області, а також для озеленення в Харківській і Сумській областях.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Anuchin N. P. 1982. Forest mensuration. Moscow, Lesnaya promyshlennost, 552 p. (in Russian).

Asadulaev, Z. M., Ramazanova Z. R., Sadykova H. A. 2013. Comparative assessment of climatic diagrams and their modifications in the interpretation of botanical studies. Bulletin of the Dagestan Scientific Center [Vestnyk dahestanskoho nauchnoho tsentra], 50: 42–48 (in Russian).

Belous, V. Y. 1962. Beech plantations in the forest enterprises of Vinnitsa and Khmelnitsky Regions of the Ukrainian SSR]. Lesnoy Zhurnal [Russian Forestry Journal], 1: 32–33 (in Russian).

Ihnatenko, V. A., Cherniavskyi. M. V., Samodai V. P. 2006. Productivity of oak-beech stands in the Left-bank Forest Steppe and Transcarpathia. In: Gorgan Biodiversity Conservation and Reproduction, Nadvirna, 70–74 (in Ukrainian).

Grybovich, E., Khalimon, O., Los, S. 2018. Introduced trees in park-monument of landscape art in Poltava city. Formation of urban green areas. Past, present, fiture. Klaipeda State University of Applied Sciences, 1 (15): 126–134.

Kozlov, V. H. 1992. Introduction of beech (*Fagus* L.) species and forms in the Right-Bank of Forest-Steppe of Ukraine and the prospects for their use in the national economy. Extended abstract of PhD thesis. Kyiv, 20 p. (in Russian).

Kokhno, M. A. and Parkhomenko, L. I. 2002. Dendroflora of Ukraine. Wild and cultivated trees and shrubs. Angiosperms part I. Kyiv, Fitosotsiotsentr, 447 p. (in Ukrainian).

Korinko O. M. 2007. The beech crops growing within Ukraine. NAU Scientific Reports [Naukovi dopovidi NAU], 2 (7): 1–6 (in Ukrainian).

Los, S. A., Gritsaychuk, V. V., Chepiga, A. M. 2014. Specific features of growth and development of European beech in the climate of the North East of Ukraine]. Biology and valeology: Bulletin of Kharkiv National Pedagogical University, 16: 77–84 (in Ukrainian).

Los, S. A., Samodai V. P., Tereshchenko L. I. 2018. The beech perspectivity evaluation in the Left-Bank Forest-Steppe of Ukraine conditions. In: Main problems and tendencies of further development of forestry in the Ukrainian Carpathians. Ivano-Frankivsk, NAIR, p. 357–362 (in Ukrainian).

Lypa, O. L. 1977. Dendrology with fundamentals of acclimatization. Kyiv, Vyshcha shkola, 222 p. (in Ukrainian).

Molotkov, P. Y. 1966. Beech forests and their management. Moscow, Lesnaya promyshlennost, 224 p. (in Russian).

Molotkov, P. Y. 1986. Experience of beech planting near Kharkov. Forestry and Forest Melioration, 70: 33–35 (in Ukrainian).

Poplavskaya, G. I. 1927. Materials on the study of Crimean beech variability. Journal of Russian Botanical Society of the Academy of Sciences of the USSR, XII(1–2): 59–76 (in Russian).

Prots, B. H., Pokynchereda, V. F., Berkela, Y. Y. 2019. The result of the second stage of nomination of beech virgin and old-growth forests of Ukraine to the World Natural Heritage of UNESCO. Proceedings of the State Natural History Museum, 35: 89–96 (in Ukrainian).

Rumiankov, Yu. O. 2018. Monogardens of species and forms of beech (*Fagus* L.) in the national dendrological park "Sofiyivka" of the National academy of sciences of Ukraine. Scientific Bulletin of UNFU, 28(5): 44–48 (in Ukrainian). https://doi.org/10.15421/40280509

Shvidenko, A. Z., Strochinsky, A. A., Savich, Yu. N., Kashpor, S. N. (Eds.). 1987. Regulatory reference materials for forest inventory in Ukraine and Moldova. Kyiv, Urozhay, 560 p. (in Russian).

Stoyko, S. M. 2018. Ecology, coenotic heterogeneity of the forest beech formation in Ukraine and the protection of pristine ecosystems. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 17: 149–157 (in Ukrainian).

Sytnyk, I. I. 2017. Parks of Kharkiv National Agrarian University named after VV Dokuchaev. 2nd edition. Kharkiv, 225 p. (in Ukrainian).

Volosyanchuk, R. T., Los, S. A., Torosova, L. O., Kuznecova T., Tereshchenko L., Neyko I. & 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 [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 104: 50–57 (in Ukrainian).

Voron, V. P., Lavrov, V.V., Orlovskyi, V. K. 1996. Resistance of wood and shrub species to agro-technogenic pollution by emissions of Balaklia Cement Plant. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 92: 22–26 (in Ukrainian).

Wysotska, N. Yu. 2013. Methodology of complex evaluation of *Picea* Dietr. species introduction success. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 122: 56–62 (in Ukrainian).

Zaiachuk, V. I. 2014. Dendrology. Second edition with changes and additions. Lviv, Spolom, 676 p. (in Ukrainian).

Los S. A.[1], Samoday V. P.[2], Tereshchenko L. I.[1], Birchenko D. Ye.[3]

CURRENT STATE OF BEECH IN THE EXPERIMENTAL PLANTATIONS AND ARBORETUMS IN NORTHEASTERN UKRAINE AND PROSPECTS OF ITS USE

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

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

[3]*Kharkiv State Zooveterinary Academy*

The article summarises findings concerning the European beech (*Fagus sylvatica* L.), Eastern beech (*Fagus orientalis* Lypsky.) and Crimean beech (*Fagus taurica* Popl.) obtained in experimental plantations and arboretums in North-Eastern Ukraine. The aim of the research was to determine whether the species can be used when creating forest stands of various purposes in the region. Eleven beech stands were assessed according to a set of indicators which included growth characteristics, stem quality, condition and reproductive development. According to the results of a comprehensive assessment, European and Crimean beeches have been recognized as promising for the creation of stands. Furthermore, European, Eastern and Crimean beeches should be used for landscaping in Kharkiv and Sumy Regions.

K e y w o r d s: *Fagus*, complex assessment, multitrunk, selection category, reproduction,.

Лось С. А.[1], Самодай В. П.[2], Терещенко Л. И.[1], Бирченко Д. Е.[3]

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ БУКА В ОПЫТНЫХ КУЛЬТУРАХ И ДЕНДРОПАРКАХ СЕВЕРО-ВОСТОКА УКРАИНЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ ЕГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

[1]*Украинський научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого*

[2]*Краснотростянецкое отделение Украинского научно-исследовательского института лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого*

[3]*Харьковская государственная зооветеринарная академия*

Представлены обобщенные результаты обследований насаждений бука лесного (*Fagus sylvatica* L.), бука восточного (*Fagus orientalis* Lypsky.) и бука крымского (*Fagus taurica* Popl.) в опытных культурах и дендрологических парках северо-востока Украины. Целью исследований было определение пригодности видов для создания насаждений различного целевого назначения в регионе. Оценены 11 насаждений бука по комплексу показателей, в частности, по особенностям роста, качеству стволов, состоянию и репродуктивному развитию. По результатам комплексной оценки буки лесной и крымский признаны перспективными для создания плантационных культур. Буки лесной, восточный и крымский целесообразно использовать также для озеленения в Харьковской и Сумской областях.

К л ю ч е в ы е с л о в а: *Fagus*, комплексная оценка, многоствольность, селекционная категория, репродукция.

E-mail: svitlana_los@ukr.net

Одержано редколегією 07.05.2020

УДК 630.2.56.9

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.58

В. В. МИТРОЧЕНКО

ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРИ НА ПЕРЕБІГ МЕЙОЗУ У ПЛЮСОВИХ ДЕРЕВ СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ З МЕЙОТИЧНИМИ МУТАЦІЯМИ ТА ПЕРЕБУДОВАМИ ХРОМОСОМ У ГЕНОМАХ

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

Досліджено вплив температури на прояв мейотичних мутацій (*ds, ms43, ps + tps*) та перебудов (інверсії, транслокації) в мікроспорогенезі плюсових дерев сосни звичайної. Дослідження проводили на клоновому архіві Старопетрівського лісництва ДП «Київська ЛНДС» у 2003 р. (середньодобова температура в період мейозу становила +15,8°С) та 2004 р. (+10,8°С). У фазі мейозу генеративна система більшості досліджених дерев вирізняється підвищеною чутливістю до температури навколишнього середовища. Встановлено, що експресія мутантних мей-генів *ds, ps + tps* зростає з підвищенням температури, а *ms43* – від температурного режиму не залежить. У дерев з інверсіями частка мікроспороцитів із порушеннями збільшувалася у міру зростання температури, а з транслокацією – утворення тетравалентів відбувалося у разі зниження температури.

Ключові слова: сосна звичайна, мікроспорогенез, мейоз, мутації мейотичних генів, перебудови хромосом, температурна чутливість.

Вступ. Сосна звичайна (*Pinus silvestris* L.) – високополіморфний вид, на підставі вивчення мінливості ознак якого виділено 5 географічних рас і значну кількість кліматипів, які дуже добре адаптовані до умов певного регіону (Pravdin 1964). Вивчення реакції кліматипів на зміну клімату та дію антропогенних факторів набуває великого значення, особливо у зв'язку з глобальним потеплінням. За результатами дослідження географічних культур побудовано широтну модель реакції сосни, що імітує потепління клімату на 1–4°С, яка продемонструвала протилежний характер наслідків потепління у північних і південних частинах ареалу виду (Reich & Oleksyn 2008). Північніше 57° пн. ш. потепління позитивно впливатиме на виживання та ростові процеси сосни, а південніше 54° пн. ш. прогнозується зниження як виживання, так і приросту.

Генеративна сфера сосни звичайної відзначається підвищеною чутливістю до кліматичних змін: навіть у регіонах, де існує позитивний вплив потепління на ростові процеси, генеративна сфера виявляє ознаки пригнічення. Наприклад, на півдні Сибіру через збільшення тривалості осіннього сезону сосна звичайна восени запускає мікроспорогенез (Noskova & Tretyakova 2011). Унаслідок значних порушень у мікроспорогенезі пилок має низьку життєздатність, що призводить до зменшення урожаю шишок. На південному сході Європи в сосни звичайної також виявлене значне зниження врожаю шишок і виходу насіння в посушливі роки (Kuznetsova 2010). Часто виникає ефект взаємодії температурного режиму, посух та техногенного забруднення (Kuznetsova & Mashkina 2011).

Підвищена температура є одним із фізичних мутагенів, хоч і значно слабшим, ніж радіація, ультрафіолетові промені та хімічні речовини (Gershenzon 1983). Особливістю впливу підвищеної температури є те, що вона підсилює дію інших мутагенів, викликаючи появу синергічних ефектів (Petin et al. 1999). На радіоактивно забруднених територіях у зоні аварії на ЧАЕС у сосни звичайної у разі підвищення температури визначали збільшення індукованих радіоактивним випромінюванням ушкоджень хромосом у мейозі мікроспорогенезу; у контрольних дерев рівень порушень у мейозі не змінювався (Mytrochenko & Shlonchak 2004).

Окрім зовнішніх мутагенів значний рівень порушень у мейозі мікро- та макроспорогенезу зумовлюють генетичні фактори: це мутації мейотичних генів та перебудови хромосом, які трапляються у сосни звичайної в природі (Butorina & Pozhidayeva 1981, Suntsov 1985, Butorina et al. 1985, 1988). Дерева сосни, у геномах яких присутні мутантні мей-гени та перебудови хромосом, відзначаються більшою стійкістю, інтенсивнішим ростом, але зниженою репродуктивною здатністю. Природно, що частка таких дерев серед плюсових виявилася значно більшою, ніж серед решти дерев у

насадженнях, де їх відбирали. В окремих регіонах України близько чверті плюсових дерев сосни звичайної містять у геномах мутантні мей-гени та перебудови хромосом (Mytrochenko 2004, 2006). Через значні порушення в мейозі мікро- та макроспорогенезу в більшості цих дерев виявлено генетично зумовлене зниження життєздатності пилку та виповненості шишок насінням (Mytrochenko 2007).

Оскільки в умовах глобальної зміни клімату майже на всій території України можуть сформуватися несприятливі умови для росту та репродукції сосни, тому дослідження впливу факторів навколишнього середовища на окремі етапи формування врожаю насіння у плюсових дерев є актуальними. Залежність від температурного режиму рівня індукованих радіоактивним випромінюванням ушкоджень хромосом у мейозі мікроспорогенезу сосни (Mytrochenko & Shlonchak 2004) навела нас на думку дослідити вплив температури на кількість ушкоджень, спричинених присутністю в геномах плюсових дерев мутантних мей-генів і перебудов хромосом.

Метою роботи було виявлення особливостей перебігу мейозу в процесі мікроспорогенезу плюсових дерев сосни звичайної з мутантними мей-генами та перебудовами хромосом у геномах залежно від температурного режиму.

Матеріали й методи. Дослідження проводили у 2003–2004 рр. на республіканському клоновому архіві плюсових дерев сосни звичайної, створеному на території Старопетрівського лісництва ДП «Київська ЛНДС» у 1986–1989 рр., а також на архівно-маточній плантації, створеній у 1974–1975 рр. Температурний режим у роки досліджень під час проходження мейозу в процесі мікроспорогенезу значно різнився: у 2003 р. (1–7 травня) середньодобова температура становила +15,8°С, у 2004 р. (23–30 квітня) – +10,8°С, а в окремі дні ранком на ґрунті траплялися приморозки.

Шифр клону складається з перших літер назви лісового господарства, в якому відібране плюсове дерево та номера дерева по господарству. Серед клонів плюсових дерев сосни Київської та Харківської областей підібрані 14 клонів із характерними порушеннями в мейозі мікроспорогенезу, спричиненими дією мутантних мей-генів та перебудов хромосом. Клони з мутаціями мей-генів: *ps + tps* – клон Д-7; *ms43* – Пл-38; Ск-5, Ск-19, *ds I* (без розділення центромер сестринських хроматид у першому мейотичному поділі) – Б-6, Св-13; *ds II* (із розділенням центромер) – Б-9, І-513. Перебудови хромосом: гетерозиготні парацентричні інверсії (In) – Д-9, Д-12, Пл-50, Пл-51, Пл-55; гетерозиготні транслокації (Tr) – К-6.

З одних і тих самих рамет клонів щоденно відбирали мікростробіли, фіксували оцтовим алкоголем, промивали 70 % спиртом і зберігали в 70 % спирті в холодильнику. Мейоз вивчали на тимчасових давлених препаратах, що готували за методикою О. М. Шоферистової (Shoferystova 1973). Мікропрепарати переглядали на мікроскопі “Biorex-2” за збільшення 40 × 15, 40 × 7; мікрофотозйомку здійснювали фотоапаратом Canon A310. В анафазі-телофазі першого та другого мейотичних поділів (А-Т I-II) визначали частку мікроспороцитів із порушеннями, характерними для досліджуваних мутацій і перебудов: поліплоїдність (ПП) у А-Т II – для *ps + tps*; мультиполюсне розходження та відставання хромосом (МПР+ВХ) – для *ms43*, відставання хромосом (ВХ) – для *ds I* та *ds II*, мости (М) та фрагменти (Фр) – для In. Для К-6, у геномі якого присутня гетерозиготна транслокація, в метафазі I (М I) визначали частку мікроспороцитів із транслокаційними кільцями (ТК). Загалом досліджували по 500 мікроспороцитів для кожного клону. Різниці між частками мікроспороцитів із порушеннями оцінювали за *t*-критерієм Стьюдента (Lakin 1990).

Результати та обговорення. Результати досліджень залежності прояву дії мутантних мей-генів і перебудов хромосом у мейозі мікроспорогенезу від температурного режиму в період проходження мейозу наведено в таблиці 1.

Таблиця 1

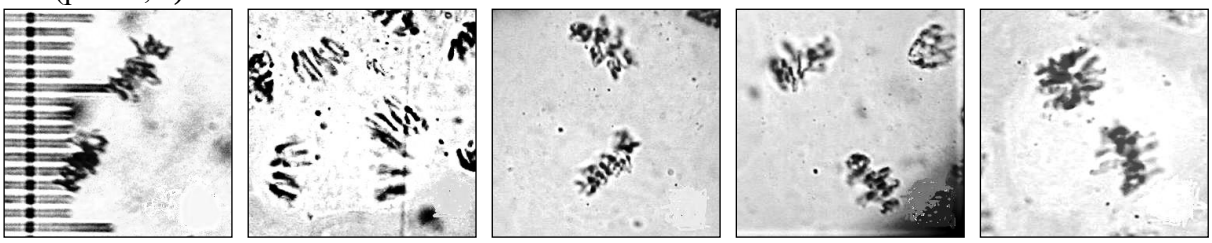
Частота характерних типів порушень у мейозі мікроспорогенезу в плюсових дерев сосни з мутаціями мей-генів і перебудовами хромосом у роки з різним температурним режимом

Символ мутації, перебудови	Шифр клону	Характерний тип порушень**	Кількість досліджених мікроспороцитів (шт.) та частка мікроспороцитів із порушеннями (%)			
			2003 р. (t = 15,8°C)		2004 р. (t = 10,8°C)	
			шт.	%	шт.	%
ps + *tps*	Д-7	ПП	250	4,4*	250	0,0
ms43	Пл-38	МПР + ВХ	500	3,6	500	4,6
	Ск-5		500	3,4	500	3,7
	Ск-19		500	4,8	500	5,0
	Загалом		1500	5,1	1500	4,3
ds I	Б-6	ВХ	500	4,8	500	2,0
	Св-13		500	6,4	500	2,6
	Загалом		1000	5,6*	1000	2,3
ds II	Б-9	ВХ	500	1,6	500	3,0
	І-513		500	1,2	500	6,4
	Загалом		1000	1,4	1000	4,7*
In	Д-9	М + Фр	500	10,0	500	5,8
	Д-12		500	8,4	500	5,3
	Пл-50		500	22,0	500	2,6
	Пл-51		500	6,6	500	1,9
	Пл-55		500	9,8	500	3,0
	Загалом		2500	11,4*	2500	3,7
Tr	К-6	ТК	125	0,0	125	19,2*

*Вірогідно на 5%-му рівні значущості.

**Типи порушень: ПП – поліплоїдність; МПР + ВХ – мультиполюсне розходження та відставання хромосом; ВХ – відставання хромосом; М + Фр – мости та фрагменти; ТК – транслокаційні кільця.

Мутації мей-генів. *Мутація ps + tps*. У сосни звичайної мутацію виявлено та описано А. К. Буторіною (Butorina et al. 1985). Для таких дерев у М II характерна паралельна орієнтація веретен (рис. 1, *а*). Мутація рецесивна, виявляється лише в мікроспорогенезі. За такого типу орієнтації веретен у другому мейотичному поділі за певних умов може відбуватися злиття груп хромосом на обох полюсах клітини (*ps*) або тільки на одному з полюсів (*tps*) (рис. 1, *б*). Це призводить до утворення диплоїдних пилкових зерен. Водночас А. К. Буторіна виділяє тільки паралельну орієнтацію веретен, за якої відбуваються обидва типи злиття груп хромосом. Нашими дослідженнями виявлено, що злиття груп хромосом на одному з полюсів частіше відбувається, коли веретена розміщені не паралельно, а під певним кутом (рис. 1, *в*).



а ***б*** ***в*** ***г*** ***д***

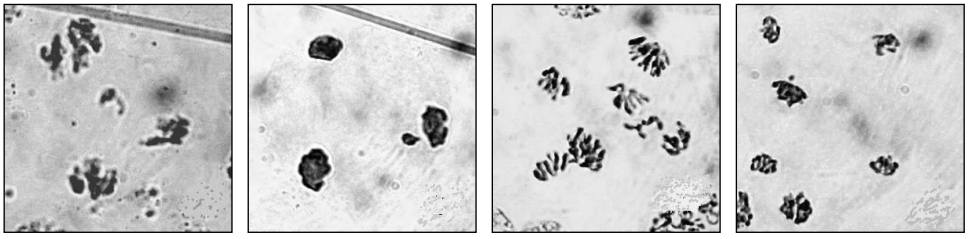
Рис. 1 – Мутація *ps* + *tps* (Д-7): *а* – паралельне розміщення веретен поділу у М II; *б* – під кутом в одній площині; *в* – злиття центрів поділу з одного боку в А II; *г* – Т-подібне розміщення веретен поділу; *д* – перпендикулярне. Збільшення 40 × 15

Загалом для сосни звичайної паралельне розміщення веретен поділу – звичайне явище, яке, поряд із Т-подібним та перпендикулярним (рис. 1, *г*, *д*), присутнє в усіх дерев. У Д-7 частіше виявляється паралельна та під кутом в одній площині орієнтація веретен (рис. 1, *а*,

в), і тільки у цього дерева ми спостерігали їх злиття. В інших дерев злиття веретен відбувається дуже рідко, незважаючи на їхню паралельну орієнтацію.

Вважають, що паралельне розміщення веретен – це тільки передумова їхнього злиття. У наших дослідженнях (див. табл. 1) злиття веретен виявлено у 4,4 % мікроспороцитів лише в теплий 2003 р. Отже, рівень експресивності цього мутантного мей-гена практично повністю залежить від температурного режиму. У дослідах із картоплею також установлено факт залежності частоти утворення диплоїдних мікроспор від температури навколишнього середовища (Veileux & Lauer 1981). Можливо, причина високої термочутливості процесу злиття веретен полягає у зміні сили натягу їхніх ниток у разі високої температури: веретена стають більш пухкими, що й призводить до злиття. Ще однією причиною може бути реакція на підвищення температури цитоплазми мікроспороцитів, що супроводжується зміною її в'язкості.

Мутація ms43. Ця мутація у сосни звичайної також описана А. К. Буторіною (Butorina et al. 1988). Дія цієї мутації полягає в порушенні будови веретена поділу: в А І не формується єдине веретено поділу для розходження всіх хромосом, а тільки для окремих хромосом або кількох груп хромосом. Хромосоми розкидані по клітині або нерівномірно розподіляються між кількома центрами поділу, у результаті чого виникають поліади замість діад і тетрад (рис. 2). Порушення в другому поділі мейозу є наслідком порушень у першому. Мутація є рецесивною і діє тільки у мікроспорогенезі.



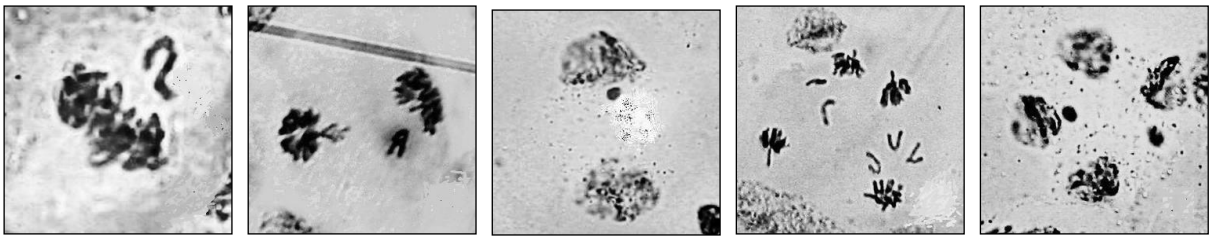
а ***б*** ***в*** ***г***

Рис. 2 – Мутація *ms43* (Ск-21): *а* – нерівномірне трьохполюсне розходження та відставання хромосом у А І, *б* – у Т І; *в* – мультиполюсне розходження хромосом у А ІІ; *г* – у Т ІІ. Збільшення 40 × 7

Характерні для цієї мутації порушення в мейозі (мультиполюсне розходження та відставання хромосом) відзначено в обидва роки досліджень і майже з однаковою частотою: у середньому 5,1 % у 2003 р. і 4,3% у 2004 р. (див. табл. 1). Різниця між загальними щорічними частками характерних для цієї мутації порушень є несуттєвою: $t_{фк} = 0{,}37 < t_{ст} = 1{,}96$. Як показали дослідження дії цього мутантного гена в кукурудзи, він відзначається не термочутливістю, а високою фотоперіодичною чутливістю (Peremyslova 2006).

Мутації десинапсису ds I, ds II. У десинаптичних мутантів є порушеним хіазмоутворення внаслідок передчасного руйнування синаптонемних комплексів, що призводить до утворення псевдоунівалентів, а в А І – відставання хромосом (рис. 3, *а*, *б*). Мутації є рецесивними, діють у жіночій і чоловічій генеративних сферах. Десинаптичні мутанти відрізняються один від одного здатністю центромер сестринських хроматид розділятися в першому мейотичному поділі (Khvostova et al. 1975). У разі розходження центромер сестринських хроматид у першому мейотичному поділі відставання хромосом частіше виявляється в А ІІ (рис. 3, *г*). Унаслідок цих порушень відбувається утворення діад і тетрад із мікроядрами (рис. 3, *в*, *д*). За кількістю псевдоунівалентів в М І десинаптичні гени класифікують за силою десинапсису: виділяють слабкий, середній та повний десинапсис. У всіх досліджених дерев ми визначали слабкий десинапсис.

За підвищеної температури у 2003 р. у дерев із мутантним геном *ds I* частка мікроспороцитів із відставанням хромосом становила в середньому 5,6 %, що є у 2,5 разу більшим, ніж у 2004 р. (див. табл. 1).



а ***б*** ***в*** ***г*** ***д***

Рис. 3 – Мутації *ds I* (Св-13 *а, б, в*) та *ds II* (Б-9 *г, д*): *а* – унівалентн у М I, *б* – відставання хромосом в А I; *в* – діада з мікроядром; *г* – відставання хромосом в А II; *д* – тетрада з мікроядрами. Збільшення 40 × 15

У дерев із мутацією *ds II*, навпаки, частка мікроспороцитів із відставанням хромосом зросла в прохолодний 2004 р. і становила 4,7 % проти 1,4 % у 2003 р. Різниця між частками мікроспороцитів із порушеннями в десинаптичних мутантів у роки спостережень була суттєвою за *t*-критерієм на 5%-му рівні значущості. Можлива причина полягає в термозалежності протеолітичної активності білків-ферментів, які продукують мутантні мей-гени, а протилежний характер реакції на зміну температурного режиму залежить від процесів, які перебувають під контролем цих мутантних мей-генів.

У разі підвищення температури активність ферменту – продукту мутантного гена *ds I,* який призводить до передчасного руйнування білків-когезинів синаптонемного комплексу, – зростає, процес руйнування прискорюється, і частки мікроспороцитів із відставанням хромосом в А I збільшуються.

У разі нормального перебігу мейозу руйнування білків-когезинів центромер сестринських хроматид під час першого мейотичного поділу блокується продуктом специфічного гена, який активується тільки в першому поділі (Bogdanov 2003). Можливо, у мутантів *ds II* мутація цього гена призводить до зменшення кількості або активності ферменту, через що зникає когезія центромер сестринських хроматид. Збільшення активності ферменту у разі високої температури частково блокує процес розходження центромер, і кількість мікроспороцитів із відставанням хромосом зменшується.

Перебудови хромосом*: Інверсії (In).* Інверсія – це перебудова, яка виникає внаслідок розривів і повороту ділянки хромосоми на 180°. Інверсії поділяють на два типи залежно від розміщення відносно центромери: парацентричні – інверсії, що виникли внаслідок розривів в одному плечі хромосоми; перицентричні – внаслідок розривів у різних плечах із захопленням центромери. В організмів з інверсіями в гетерозиготному стані синапсис та кросинговер відбуваються тільки в значних за розміром інвертованих ділянках хромосом і, залежно від типу інверсій, їхні наслідки є різними. Кросинговер в парацентричній інверсії призводить до появи мостів і фрагментів в AI-II (рис. 4, *а–в*), а в перицентричній – до появи хроматид із нестачами та дуплікаціями, без утворення мостів та фрагментів. Отже, під час ана-телофазного анализу ми можемо виявити тільки великі за розмірами парацентричні інверсії в гетерозиготному стані.

Інверсійний поліморфізм часто представлений у популяціях сосни звичайної, особливо в несприятливих умовах (Suntsov 1985). Дерева з гетерозиготними інверсіями відзначаються стійкістю, але мають знижену репродуктивну здатність.

Під час проходження мейозу в рік із високою температурою повітря в усіх досліджених плюсових дерев із інверсіями виявлено в кілька разів більше порушень типу мостів і фрагментів (див. табл. 1). Загальна частка мікроспороцитів із мостами та фрагментами у 2003 р. становила 11,4 %, що є суттєво більшим, ніж у 2004 р., коли мікроспороцитів із такими порушеннями було лише 3,7 % ($t_{фк} = 4{,}65 > t_{ст} = 1{,}96$). Особливо виділяється клон Пл-50, у якого частки мікроспороцитів із порушеннями в різні роки досліджень різняться майже в 10 разів. У цього дерева, ймовірно, присутні кілька інвертованих ділянок: у А I виявлені фрагменти різної довжини (рис. 4, *а*).



а ***б*** ***в*** ***г*** ***д***

Рис. 4 – Перебудови хромосом. Парацентрична інверсія (Пл-50): *а* – фрагменти у А І; *б* – міст і фрагмент у А І; *в* – мости у А ІІ. Транслокація (К-6); *г* – тетравалент кільцеподібної форми у М І; *д* – відкриті біваленти у М І. Збільшення 40 × 15

В організмів із гетерозиготними парацентричними інверсіями рівень хромосомних порушень залежить від частоти та характеру кросинговеру в інвертованій ділянці хромосоми. Процеси кросинговеру та рекомбінації характеризуються значною термочутливістю: принаймні з літературних джерел відомо, що підвищення чи зниження до певних меж температури збільшує частоту кросинговеру в багатьох видів рослин (Zhuchenko & Korol 1985). Вочевидь і в сосни звичайної з підвищенням температури повітря частота кросинговеру в інвертованій ділянці хромосоми зростає, що супроводжується появою значної кількості мікроспороцитів із мостами та фрагментами.

Транслокації (Tr). Транслокація – це взаємний обмін фрагментами між негомологічними хромосомами. За наявності гетерозиготної транслокації, внаслідок синапсису гомологічних локусів негомологічних хромосом, у діакінезі і М І виявляються кільця з чотирьох хромосом. У рослин кільця утворюються незавжди: інколи це – ланцюжок із чотирьох хромосом, інколи кільце розпадається на уніваленти. Якщо синапсис між гомологічними локусами не відбувається, то у М І виявляються відкриті біваленти.

У теплий 2003 р. у плюсового дерева К-6 виявлено мікроспороцити тільки з відкритими бівалентами (рис. 4, *г*) та, зрідка, унівалентами. Тому ми спочатку віднесли дане дерево до десинаптичних мутантів. Але в наступний прохолодний рік у 19,2 % мікроспороцитів (див. табл. 1) виявлено тетраваленти у формі кільця (рис. 4, *д*). Чому ми звернули на це увагу? В організмів із гетерозиготною транслокацією утворюється певна кількість гамет із делеціями та дуплікаціями, що знижує їхню життєздатність (Khvostova et al. 1975). Частота утворення гамет із незбалансованими геномами залежить від типу розходження хромосом у тетраваленті: почергове чи суміжне. Тип розходження хромосом, зокрема, залежить від наявності та форми тетравалентів. Так, у дерева Ск-7, що теж містить у геномі транслокацію, виявлені лише відкриті біваленти та інколи – уніваленти. У цього дерева щорічно близько чверті пилкових зерен та насінних зачатків у шишках – нежиттєздатні (Mytrochenko 2007). Натомість у К-6 життєздатність пилку та виповненість шишок насінням в окремі роки майже не відрізняється від норми. Чому у Ск-7 не утворюються тетраваленти – не з'ясовано. Можливо, це залежить від розміру фрагментів, якими обмінялися хромосоми. Утворення тетравалентів у К-6 за зниженої температури можна пояснити так: синапсис гомологічних ділянок гомеологічних хромосом є ускладненим, а в разі зниження температури збільшується тривалість профази, що сприяє цьому процесу.

Отже, незважаючи на підвищену продуктивність і стійкість плюсових дерев сосни, що містять у геномах мутації мей-генів та перебудови хромосом, генеративна сфера більшості з них виявляє значну чутливість до температурного режиму під час проходження мейозу в процесі мікроспорогенезу. Це може збільшувати рівень мінливості за роками пилкової та насінної продуктивності у цих дерев. Окремі автори вважають, що присутність таких дерев на лісонасінних плантаціях є небажаною не тільки через зменшення врожайності насіння, але й через погіршення його якості (Butorina & Pozhidayeva 1981). Із цим твердженням ми частково не погоджуємося. Особливо це стосується дерев із перебудовами хромосом у геномах. У значної частини потомків таких дерев присутні перебудови хромосом у

гетерозиготному стані, тому що в разі відсутності синапсису і кросинговеру в інвертованих ділянках хромосом та почергового типу розходження хромосом за наявності транслокації, інверсії та транслокації передаються певній кількості потомків як домінантний суперген у незмінному вигляді. Так, аналіз шишок родин від вільного запилення на родинній насінній плантації виявив, що серед потомків К-6 59 % дерев мають черезсмерність шишок; серед потомків Д-9, Д-12 – 24–28 %. Серед потомків плюсових дерев І-2, І-6, І-7, у мейозі яких особливих порушень не виявлено, таких дерев всього 5–6 % (дані не опубліковані).

Дослідження сімей плюсових дерев сосни з Київської області у 30-річних випробних культурах засвідчили перевагу за ростом сімейних дерев із перебудовами хромосом у геномах. Дещо іншу картину виявлено у сімей плюсових дерев мейотичних мутантів (*ds, ms43*) із Харківської області. Оскільки мутантні мей-гени є рецесивними і виявляються лише в гомозиготному стані, то потомство цих дерев, імовірно, буде гетерозиготним за цими генами. Чи мають якусь перевагу гетерозиготи за стійкістю та ростом – невідомо, але дослідження 12- та 14-річних родин від діалельних схрещувань, в яких обоє чи один із батьків є мейотичним мутантом, не виявило ані переваги, ані якогось значного погіршення росту. Ці родини ростуть на рівні контрольних варіантів (Mytrochenko et al. 2010). Отже, плюсові дерева з мутаціями мають проблему з передаванням потомству своїх ростових характеристик, хоча значного погіршення інтенсивності росту не виявлено.

Більшість дерев сосен звичайної та кримської з мутантними мей-генами мають високу смолопродуктивність (Butorina et al. 1985). Такі дерева, як відомо, є стійкішими до заселення короїдами.

Плюсові дерева сосни з мутаціями мей-генів (особливо *ds*) та перебудовами хромосом мають одну здатність, яка може виявитися важливішою для майбутнього лісів, ніж просто підвищення їхньої продуктивності. У таких організмів через порушення синапсису та кросинговеру зменшується частота рекомбінації в зонах хромосом, де вона відбувається в нормі, але різко збільшується в зонах, де зазвичай рекомбінація відсутня (Khvostova et al. 1975). Зміна частоти та спектру рекомбінації виявляються навіть у гетерозигот за окремими мутантними мей-генами. Таким чином, незважаючи на зменшення плодючості, мейотичні мутанти та організми з перебудовами хромосом є джерелом незвичних рекомбінантів, серед яких можуть виявитися форми, здатні добре пристосовуватися до несприятливих умов середовища (Zhuchenko & Korol 1985).

Ми вважаємо, що з огляду на характеристики цих плюсових дерев, ними не слід нехтувати під час створення насінних плантацій. Дерева з мутаціями мей-генів і перебудовами хромосом у геномах, а також їхні потомства необхідно використовувати як базу для подальших селекційних програм, де за допомогою спеціальних схем схрещувань (бекросів) можливо отримати потомство з високою часткою високопродуктивних, стійких гомозигот, уникаючи значного рівня інбридингу.

Висновки. Генеративна система більшості досліджених плюсових дерев сосни звичайної з мутаціями мей-генів та перебудовами хромосом у геномах відзначається підвищеною чутливістю до зміни температурного режиму під час проходження мейозу в процесі мікроспорогенезу.

Високою термочутливістю вирізняються мутантні мей-гени, що контролюють певні процеси синапсису та рекомбінації (*ds I* та *ds II*), а також перебудови хромосом, кількість порушень, спричинених якими у мейозі, залежить від процесів синапсису та рекомбінації (інверсії, транслокації). У дерев з інверсіями частка мікроспороцитів із порушеннями збільшувалася у міру зростання температури, а з транслокацією – утворення тетравалентів відбувалося у разі зниження температури.

Серед мутацій мей-генів, що порушують будову веретен поділу (*ms43, ps + tps*), значна термозалежність виявилася у *ps + tps*. Зміна температурного режиму на експресію мутантного мей-гена *ms-43* не вплинула.

Значна кількість дерев із мутаціями мей-генів та перебудовами хромосом у геномах серед плюсових дерев сосни в окремих регіонах наводить на думку щодо наявності в них певних генетичних факторів, які надають їм перевагу за ростом завдяки високій конкурентноздатності в оптимальних умовах існування або ж стійкості в несприятливих умовах. Тому ними не слід нехтувати під час створення насіннєвих плантацій. Такі дерева слід ретельного вивчати та зберігати на архівно-маточних плантаціях, а їхні потомства – залучати до селекційних програм.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCE

Bogdanov, Yu. F. 2003. Variation and evolution of meiosis]. Russian Journal of Genetics, 39(1): 453–473 (in Russian).

Butorina, A. K. and Pozhidayeva, I. M. 1981. Use of gene mutants in the breeding of forest tree species. In: Development of the fundamentals of tree breeding systems. Proceedings of the meeting. Riga, p. 39–42 (in Russian).

Butorina, A. K., Muraya, L. S., Mashkina, O. S., Visotskaya, A. A. 1985. The new type of meiotic mutation in pine]. Russian Journal of Genetics, 1: 103–111 (in Russian).

Butorina, A. K., Muraya, L. S., Ryazantseva, L. A. 1988. Cytogenetical and biochemical investigation of pine trees (*Pinus sylvestris* L.) differing in resin productivity]. Russian Journal of Genetics, 21(5): 889–899 (in Russian).

Gershenzon, S. M. 1983. Principles of contemporary genetics. Kyiv, Naukova dumka, 560 p. (in Russian).

Khvostova, V. V., Bohdanov, Yu. F., Yachevskaya, Y. L. et al. 1975. Cytology and genetics of meiosis. Moscow, Nauka, 312 p. (in Russian).

Kuznetsova, N. F. 2010. Sensitivity of Scots pine generative sphere to drought. Russian Journal of Forest Science [Lesovedenie], 6: 46–53 (in Russian).

Kuznetsova, N. F. and Mashkina, O. S. 2011. Reaction of Scots pine to stress and its results at ontogenesis and under change of generations. Conifers of the Boreal Area, 28(1–2): 83–90 (in Russian).

Lakin, H. F. 1990. Biometrics. Moscow, Vysshaya shkola, 352 p. (in Russian).

Mytrochenko, V. V. 2004. Disturbances in meiosis at microsporogenesis and gametophytic seedbuds viability in pine plus-trees of Kharkov Region. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 106: 199–209 (in Ukrainian).

Mytrochenko, V. V. 2006. Genetic dependence of disturbance in reproduction in Scots pine plus-trees. In: Proceedings of International Scientific Conference. Lviv, p. 162–164 (in Ukrainian).

Mytrochenko, V. V. 2007. Pollen viability in Scots pine plus-trees with different types disturbances meiosis at microsporogenesis. Bulletin of Taras Shevchenko National University of Kyiv, 12–14: 157–161 (in Ukrainian).

Mytrochenko, V. V. and Shlonchak, H. A. 2004. Dynamics of cytogenetic disturbances in meiosis at microsporogenesis in Scots pine from Chernobyl nuclear-power plant Accident Area. In: Forest radioecology problems. Forest. Human. Chernobyl. Proceedings of Forest Institute of National Academy of Science of Belarus, Gomel, 61: 234–236 (in Russian).

Mytrochenko, V. V., Shlonchak, H. A., Shlonchak, H. V. 2010. Comparative analysis of progenies growth of pine plus-trees from Kharkiv and Kyiv Regions with disturbances and without it in generative sphere. In: Proceedings of Scientific Conference. Kharkiv, p. 132–134 (in Ukrainian).

Noskova, N. Y. and Tretyakova, I. N. 2011. Scots pine reproduction in global climate change condition and strategic way of species preservation. Conifers of the Boreal Area, 28(1–2): 41–46 (in Russian).

Peremyslova, E. E. 2006. Use of homeotic mutation tasselseed2 for investigation of the action of maize meiotic genes micro- and megasporogenesis. Russian Journal of Genetics, 42(4): 519–529 (in Russian).

Petin, V. H., Zhukovskaya, H. P., Pantyukhina, A. H., Rassokhina, A. V. 1999. Low doses and problems of synergistic interaction of environmental factors. Radiation Biology. Radioecology, 39(1): 113–126 (in Russian).

Pravdin, L. F. 1964. Scots pine. Variability, intraspecific systematics and breeding. Moscow, Nauka, 161 p. (in Russian).

Reich, P.B. and Oleksyn, J. 2008. Climate Warming will Reduce Growth and Survival of Scots Pine Except in the Fare North. Ecol. Lett., 11(6): 588–597.

Shoferistova, E. H. 1973. For the methods of chromosomes and pollen dyeing. Botanical journal, 58(7): 1011–1012 (in Russian).

Suntsov, A. V. 1985. About some reasons for the decrease in seed productivity of Scots pine at the southern limit of its growth. In: Sexual reproduction of coniferous plants. Proceedings of the Second All-Union Meeting. Novosibirsk, p. 111–112. (in Russian).

Veileux, R. E. and Lauer, F. I. 1981. Variation of 2n pollen production in clones of *Solanum phureja* Juz. and Buk. Theor. Appl. Genet., 59: 95–100. https://doi.org/10.1007/BF00285897

Zhuchenko, A. A. and Korol, A. B. 1985. Recombination in evolution and breeding. Moscow, Nauka, 400 p. (in Russian).

Mytrochenko V. V.

EFFECT OF TEMPERATURE ON MEIOSIS IN SCOTS PINE PLUS TREES WITH MEIOTIC MUTATIONS AND CHROMOSOME REARRANGEMENTS IN THEIR GENOMES

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

The influence of temperature on the frequency of typical aberrations at meiosis in Scots pine plus trees with meiotic mutations and chromosomal rearrangements was studied. The research was carried out at the clonal archive in Staropetrovsk Forestry in State Enterprise “Kyiv Forest Research Station” in the year 2003 (with average daily temperature during meiotic divisions +15,8º C) and in the year 2004 (+10,8º C). In the meiosis phase the generative sphere of the majority Scots pine plus trees was characterized by an increased sensitivity to temperature influence. It was determined that the mutant mey-genes *ds*, *ps* + *tps* expression increases when a temperature is high. However, the *ms43* does not depend on the temperature regime. In the trees with inversions, a part of aberrant microsporocytes increased when the temperature became higher. At that, the study showed quadrivalents formation in the trees with translocation when temperature decreased.

K e y w o r d s: Scots pine, microsporogenesis, meiosis, meiotic gene mutations, chromosomal rearrangements, temperature sensitivity.

Митроченко В. В.

ВЛИЯНИЕ ТЕМПЕРАТУРЫ НА ПРОХОЖДЕНИЕ МЕЙОЗА У ПЛЮСОВЫХ ДЕРЕВЬЕВ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ С МЕЙОТИЧЕСКИИ МУТАЦИЯМИ И ПЕРЕСТРОЙКАМИ ХРОМОСОМ В ГЕНОМАХ

Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого

Изучено влияние температуры на проявление мейотических мутаций (*ds*, *ms43*, *ps* + *tps*) и перестроек (инверсии, транслокации) в мейозе микроспороспорогенеза плюсовых деревьев сосны обыкновенной. Исследования проводили на клоновом архиве в Старопетровском лесничестве ГП «Киевская ЛНИС» в 2003 г. (среднесуточная температура в период мейоза составляла +15,8°С) и в 2004 г. (+10,8°С). В фазе мейоза генеративная система большинства исследованных деревьев отличается повышенной чувствительностью к температуре окружающей среды. Установлено, что экспрессия мутантных мей-генов *ds*, *ps* + *tps* возрастает с повышением температуры, а *ms43* – от температурного режима не зависит. У деревьев с инверсиями доля микроспороцитов с нарушениями увеличивалась при повышении температуры, а с транслокацией – образование тетравалентов наблюдалось при снижении температуры.

К л ю ч е в ы е с л о в а: сосна обыкновенная, микроспорогенез, мейоз, мутации мейотических генов, перестройки хромосом, температурная чувствительность.

E-mail: klnds@ukr.net

Одержано редколегією 02.06.2020

УДК 630.165.6

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.67

О. М. ПЛОТНІКОВА

ПОПЕРЕДНІ РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ПОТОМСТВ КРАЩИХ ТА НОРМАЛЬНИХ ДЕРЕВ ПСЕВДОТСУГИ МЕНЗІСА (*PSEUDOTSUGA MENZIESII* (MIRB.) FRANCO) В УМОВАХ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

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

Стаття репрезентує результати обстеження потомств кращих та нормальних дерев псевдотсуги Мензіса (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), відібраних у дослідних культурах ДП «Харківська ЛНДС». Досліджено особливості росту дворічних сіянців 22 потомств у теплиці ДП «Гутянське ЛГ» та 17 потомств на родинній насінній плантації у Вінницькій області. Відзначено добрі збережуваність рослин (61,5 %) та стан, велику частку прямостовбурних дерев та високу інтенсивність росту. За результатами комплексного оцінювання потомств у 8-річному віці 5 дерев псевдотсуги можуть бути попередньо рекомендовані для заготівлі насіння й живців із метою створення лісонасінних плантацій в умовах Лісостепу України. Решту 10 слід у подальшому вивчати на основі дослідження їхнього потомства. Насіння від загального збору з дерев, які оцінювали, може бути рекомендовано для створення постійних лісонасінних ділянок.

Ключові слова: *Pseudotsuga menziesii*, потомство, родинна насінна плантація, прямизна стовбура, комплексне оцінювання.

Вступ. Псевдотсуга Мензіса (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), або дугласія, варта уваги як швидкорослий інтродукований вид, який добре себе зарекомендував під час створення плантаційних культур в Європі (Bastien et al. 2013, Debrynyuk 2013, Torchyk & Kholopuk 2013, Podrázský 2015, Spiecker et al. 2019).

В Україні насадження псевдотсуги Мензіса вирізняються швидкістю росту, високими запасами деревної маси та біологічною стійкістю (Shtogryn & Yatsyk 2013, Debrynyuk 2015, Los et al. 2019). У перші 3–4 роки після садіння псевдотсуга Мензіса росте повільніше, ніж інші аборигенні види, а після 10-річного віку збільшує темпи росту та часом переважає не лише аборигенні породи, але й екзоти (Hunchak et al. 1998).

Надзвичайно високою продуктивністю відзначається насадження псевдотсуги Мензіса в генетичному резерваті в Тур'я-Реметівському лісництві ДП «Перечинське ЛГ» на Закарпатті. У 105-річному віці запас деревини тут становив 1910 $м^3$ $га^{-1}$, повнота – 0,92, бонітет – I^f, середня висота дерев – 50,5 м, а середній діаметр – 64,8 см. За селекційною структурою це насадження є плюсовим. У ньому атестовано 11 плюсових дерев, які характеризуються висотою від 48,0 до 61,0 м, діаметром стовбурів від 61,0 до 81,0 см (Shtogryn & Yatsyk 2014, Shtogryn et al. 2013).

На батьківщині в США (Isaac-Rentona et al. 2020) ведуться роботи із селекції та насінництва псевдотсуги Мензіса, зокрема випробування плюсових дерев за потомством. Висновки щодо результатів випробувань її потомств як швидкорослого виду роблять у 20-річному віці (Isaac-Rentona et al. 2020), тоді як попередні результати можуть бути отримані у 5 і 10 років.

У Лісостепу України псевдотсуга Мензіса переважно представлена куртинами або окремими екземплярами в ботанічних садах і дендропарках, тоді як площі її лісових насаджень є незначними (Guz et al. 2011, Plotnikova et al. 2011, Yaroshchuk 2013, Plotnikova 2018). За дослідженнями В. М. Хмілевського (Khmilevskyy 1987) псевдотсуги Мензіса в мішаних культурах за діаметром перевершує всі аборигенні породи і суттєво збільшує продуктивність насадження. У 47-річному віці, за частки 25,7 % від загальної кількості дерев, запас псевдотсуги Мензіса становив майже половину (47,2 %) від загального запасу деревостану. Добрим прикладом успішної інтродукції псевдотсуги Мензіса в лівобережну частину Лісостепу є дослідні культури в Харківській області, де вид добре акліматизувався та відзначається інтенсивним ростом і продуктивністю, на ділянці ведуться роботи щодо відбору кращих індивідуумів (Los & Grygoryeva 2008, Los et al. 2019), які випробовують за потомством (Los et al. 2009).

Впровадження псевдотсуги Мензіса в лісове господарство Лісостепу стримує слабко розвинена лісонасінна база. Тому доцільним є відбір плюсових дерев, створення на їхній основі об'єктів постійної лісонасінної бази та випробування за потомством кращих дерев цього виду.

Метою роботи є аналіз результатів досліджень потомств кращих і нормальних дерев псевдотсуги Мензіса та їхнє комплексне оцінювання для визначення материнських дерев, перспективних для заготівлі насіння й живців та залучення до створення лісонасінних плантацій у Лісостепу України.

Матеріали й методи. Насіння псевдотсуги Мензіса зібрано в жовтні 2010 р. з кращих і нормальних дерев на ділянці дослідних культур хвойних інтродуцентів у вид. 9, кв. 129 Південного л-ва ДП «Харківська ЛНДС». Навесні 2011 р. насіння висіяно в теплиці Краснокутського л-ва ДП «Гутянське ЛГ». Варіантам присвоєно шифр – ряд і місце дерева на ділянці. Суміш насіння сформовано з усіх варіантів, представлених у досліді.

Дворічні сіянці обстежували шляхом вимірювання висоти та довжини кореневої системи 50 штук рослин поспіль для кожного варіанта.

Після обстеження сіянців у дворічному віці співробітники лабораторії селекції УкрНДІЛГА частину стандартного садивного матеріалу (20 варіантів) висадили у випробні культури ДП «Гутянське ЛГ», які, на жаль, загинули. 17 варіантів використано для створення родинної насінної плантації (РНП) на території селекційного комплексу ДП «Вінницька ЛНДС» (кв. 42 Турбівського л-ва) навесні 2013 р. Площа ділянки – 2,0 га, схема садіння 5,0 × 5,0 м, ТЛУ – D_2. Для забезпечення інтенсивного росту й розвитку саджанців протягом перших років після садіння проводили заплановані механізовані та ручні догляди, додатково протягом літа – скошування бур'янів мотокосою Stihl TS 420.

На РНП для кожного дерева визначали висоту, стан, оцінювали наявність вад і пошкоджень, а у 8-річному віці – також діаметр кореневої шийки та прямизну стовбурця. Стан дерев оцінювали за шкалою, модифікованою на базі шкал категорій життєздатності дуба та санітарного стану (Volosyanchuk et al. 2003). Визначаючи прямизну стовбурців, виділяли прямі, зі слабо визначеною кривизною та помітно криві.

Для аналізу ростових показників сіянців і потомств псевдотсуги Мензіса використовували *t*-критерій Стьюдента. Рівень мінливості морфологічних ознак оцінювали за шкалою С. А. Мамаєва (Mamaev 1972): дуже низький (C_V < 7 %); низький (C_V = 8…12 %); середній (C_V = 13…20 %); підвищений (C_V = 21…30 %); високий (C_V = 31…40 %); дуже високий (C_V > 40 %).

Комплексне оцінювання здійснювали за баловою шкалою оцінювання перспективності потомств у випробних культурах (Los et al. 2012) з уточненнями (Grybovich et al. 2018) з використанням рівнозначно вагомих показників: інтенсивності росту, стану, якості стовбурців, без урахування репродуктивного розвитку, оскільки рослини не досягли репродуктивного віку (табл. 1).

Інтенсивність росту потомств псевдотсуги Мензіса за висотою та діаметром порівнювали із середніми показниками досліду.

Комплексне оцінювання кращих дерев базувалося на сумі балів, визначених для потомств за їхніми середніми кількісними та якісними показниками. За отриманими результатами дерева зараховували до однієї з трьох груп, а саме: 1) малоперспективні (4,0–8,0 бала); 2) відносно перспективні (9,0–15,0 бала); 3) перспективні (16,0–20,0 бала).

Отримані дані обробляли статистично в програмі MS Excel.

Результати та обговорення. Перед висіванням насіння псевдотсуги в теплиці проведено перевірку його посівної якості у ВП «Харківська лісонасіннєва лабораторія» ДО «Український ЛСЦ». Енергія проростання насіння становила в середньому 60,6 %, схожість – 64,9 % (Plotnikova & Mikhajlov 2012). Після появи сходів визначали ґрунтову схожість насіння, пізніше – висоту однорічних сіянців (Plotnikova & Grygoryeva 2012).

Таблиця 1

Шкала комплексного оцінювання перспективності потомств у випробних культурах (Los et al. 2012, Grybovich et al. 2018)

Бали	Інтенсивність росту за висотою	Інтенсивність росту за діаметром	Прямизна стовбурців	Стан, бали
1	повільнорослі (поступаються контролю на 10,1 % і більше)	повільнорослі (поступаються контролю на 30,1 % і більше)	прямостовбурні дерева відсутні	4,5–5,0
2	порівняно середньорослі (поступаються контролю на 4,1–10,0 %)	порівняно середньорослі (поступаються контролю на 10,1–30,0 %)	частка дерев із прямими стовбурцями 1,0–10,0 %	3,5–4,4
3	середньорослі (на рівні контролю, різниця до ±4,0 %)	середньорослі (на рівні контролю, різниця до ±10,0 %)	частка дерев із прямими стовбурцями 10,1–15,0 %	2,5–3,4
4	порівняно швидкорослі (перевершують контроль на 4,1–10,0 %)	порівняно швидкорослі (перевершують контроль на 10,1–30,0 %)	частка дерев із прямими стовбурцями 15,1–20,0 %	1,5–2,4
5	швидкорослі (перевершують контроль на 10,1 % і більше)	швидкорослі (перевершують контроль більш ніж на 30,1 %)	частка дерев із прямими стовбурцями 20,1 % і більше	1,0–1,4

За результатами обмірів дворічних сіянців виявлено, що середня висота надземної частини варіантів становила від 20,6 (2-11) до 33,5 см (1-6) (табл. 2). Мінливість у межах варіантів була підвищеною та високою (C_V від 22,2 до 38,7 %), тоді як між варіантами – низькою (C_V = 12,6 %). Суттєво більшу від контролю висоту визначено у двох потомств (1-6 і 9-3). Шість потомств (1-4, 1-5, 2-11, 3-1, 5-1 і 11-18) росли суттєво гірше, решта – на рівні контролю. Довжина кореневої системи у варіантах становила від 16,1 до 25,0 см. Мінливість у межах варіантів була середньою та підвищеною (C_V від 14,8 до 26,8 %), між ними – низькою (C_V = 9,8 %). Суттєво довшу від контролю кореневу систему мали два потомства (3-6 і 5-19). У чотирьох потомств (1-19, 2-11, 4-2 і 7-13) ці показники були суттєво гіршими за контроль. Решта росли на рівні контролю (див. табл. 2).

Таблиця 2

Ростові показники дворічних сіянців псевдотсуги Мензіса в теплиці ДП «Гутянське ЛГ»

Шифр дерева (варіанти)	Висота надземної частини, см			Довжина кореневої системи, см		
	$M \pm m$	C_V, %	$t_ф$	$M \pm m$	C_V, %	$t_ф$
1-4	22,7 ± 1,0	24,1	**-2,8***	20,8 ± 0,8	22,8	1,5
1-5	23,4 ± 0,9	27,7	**-2,3**	19,5 ± 0,5	20,0	0,1
1-6	33,5 ± 1,5	31,4	**4,6**	19,0 ± 0,7	24,9	-0,5
1-19	27,9 ± 1,3	32,0	1,3	17,7 ± 0,6	22,3	**-2,5**
2-11	20,6 ± 0,9	32,6	**-4,6**	16,1 ± 0,4	15,9	**-6,2**
3-1	21,7 ± 1,1	37,2	**-3,2**	18,6 ± 0,5	19,4	-1,2
3-6	28,1 ± 1,2	29,3	1,6	23,2 ± 0,7	21,3	**4,8**
3-16	26,4 ± 1,0	27,4	0,3	18,7 ± 0,5	19,0	-1,1
4-2	23,8 ± 0,9	27,1	-1,9	17,5 ± 0,4	16,6	**-3,4**
5-1	22,2 ± 1,2	38,7	**-2,8**	18,4 ± 0,6	25,0	-1,3
5-19	26,4 ± 0,8	22,2	0,3	19,2 ± 0,6	22,6	-0,3
5-19**	27,0 ± 1,2	32,4	0,7	25,0 ± 0,7	20,3	**6,8**

Закінчення табл. 2

Шифр дерева (варіанти)	Висота надземної частини, см			Довжина кореневої системи, см		
	$M \pm m$	C_V, %	$t_ф$	$M \pm m$	C_V, %	$t_ф$
6-2**	25,9 ± 1,2	34,3	0,0	19,2 ± 0,5	19,5	-0,3
6-15	23,7 ± 0,9	27,7	-2,0	19,9 ± 0,4	14,8	0,8
7-13	28,0 ± 0,9	22,6	1,8	17,9 ± 0,6	24,5	**-2,0**
8-1	27,2 ± 1,1	29,0	0,9	19,4 ± 0,7	25,1	0,0
9-1	24,7 ± 1,0	29,8	-1,0	19,4 ± 0,6	22,3	0,0
9-3	31,2 ± 1,0	22,8	**4,3**	18,9 ± 0,5	20,5	-0,7
10-1	28,6 ± 1,3	32,4	1,7	20,6 ± 0,6	21,1	1,6
11-4	28,0 ± 1,0	25,9	1,6	19,0 ± 0,7	26,1	-0,5
11-18	23,1 ± 0,9	28,3	**-2,5**	20,9 ± 0,8	26,8	1,7
Суміш насіння	25,3 ± 1,3	35,3	-0,5	20,2 ± 0,5	17,1	1,3
Середнє (К)	26,0 ± 0,7	12,1	–	19,4 ± 0,4	9,8	–

*Грубим шрифтом позначено суттєвість різниці, t_{st} = 1,98 при P = 0,95.

**Насіння заготовлено в інші терміни (зразок із дерева 6-2 – кінець серпня, з дерева 5-19 – кінець вересня).

Кореляційний аналіз не виявив зв'язку між ростовими показниками сіянців та їхньою приживлюваністю на плантації.

Під час створення родинної насінної плантації найбільше рослин висаджено в потомствах 5-19, 5-1, 8-1 (понад 70 шт.). Водночас окремі родини (9-3, 6-2, 6-15) представлені незначною кількістю рослин (7–17 шт.). Збережуваність саджанців псевдотсуги Мензіса (рис. 1) на кінець вегетаційного періоду року створення плантації в середньому становила 89,8 %, найкраще прижилися рослини потомства 9-3 (100 %), а найгірше – 6-15 (71,4 %).

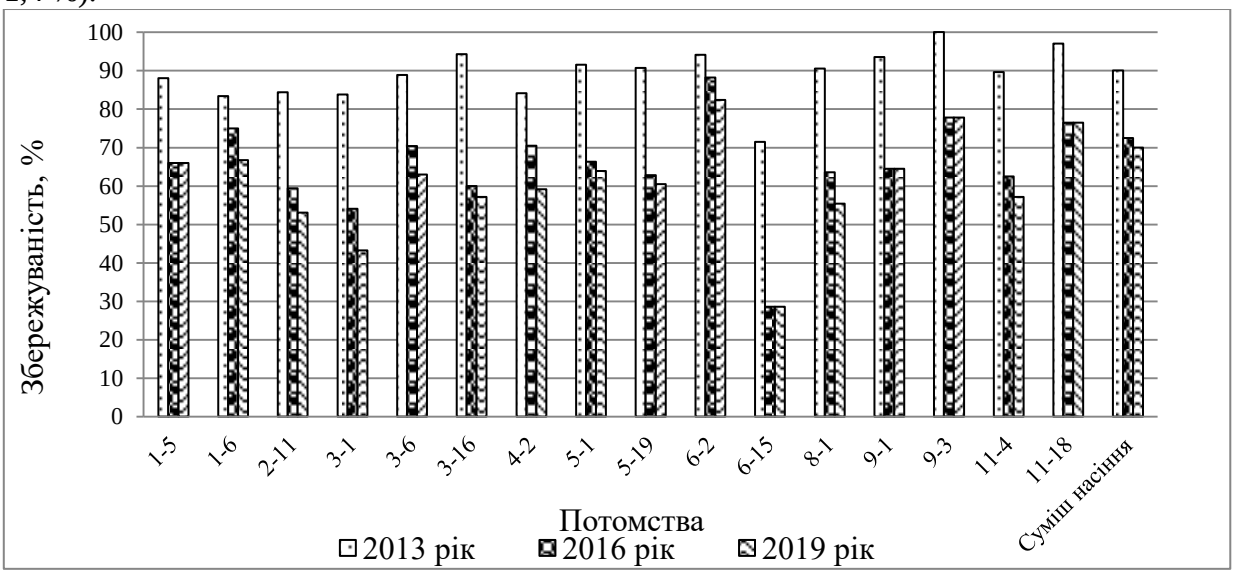


Рис. 1 – Динаміка збережуваності рослин у потомствах кращих та нормальних дерев псевдотсуги Мензіса на РНП ДП «Вінницька ЛНДС» за роками

У 2016 р. в потомстві 6-15 збереглися лише 2 рослини із 7, тому цей варіант був у подальшому виключений з обстеження. Відпад інших потомств становив 8,3–34,3 %. За даними обстеження 2019 р. збережуваність проти 2013 р. зменшилася майже на 30,0 %. Усього на РНП збереглося 408 рослин.

Показники середньої висоти потомств псевдотсуги на РНП за даними обстеження 2013 та 2016 рр. наведено в таблиці 3; біологічний вік рослин на той час становив 3 та 6 років.

Таблиця 3

Характеристика потомств псевдотсуги Мензіса **за висотою на РНП у 2013 та 2016 рр.**

Шифр потомств	Середня висота потомств за роками			
	2013 р.		2016 р.	
	$M \pm m$, см	$t_ф$	$M \pm m$, см	$t_ф$
1-5	26,9 ± 1,34	-1,84	72,7 ± 4,02	-0,14
1-6	41,1 ± 3,28	**3,52***	84,7 ± 9,52	1,19
2-11	21,7 ± 2,03	**-3,78**	71,6 ± 4,00	-0,40
3-1	27,9 ± 2,06	-0,70	71,7 ± 4,52	-0,34
3-6	31,9 ± 2,27	1,07	66,6 ± 6,22	-1,06
3-16	33,2 ± 1,83	**2,06**	62,3 ± 5,85	-1,82
4-2	27,6 ± 1,94	-0,93	70,0 ± 5,75	-0,56
5-1	26,7 ± 1,03	**-2,51**	71,1 ± 3,54	-0,59
5-19	31,7 ± 1,00	**2,14**	79,1 ± 3,69	1,48
6-2	32,0 ± 3,05	0,83	82,0 ± 8,08	1,06
6-15	18,3 ± 4,42	**-2,51**	–	–
8-1	33,1 ± 1,27	**2,72**	75,7 ± 3,46	0,64
9-1	30,6 ± 2,54	0,88	72,3 ± 5,17	-0,19
9-3	32,8 ± 1,25	1,34	62,1 ± 7,23	-1,53
11-4	21,9 ± 1,68	**-5,93**	69,6 ± 5,39	-0,67
11-18	33,9 ± 1,62	**2,58**	79,2 ± 5,60	1,03
Суміш насіння	30,6 ± 0,42	0,73	73,9 ± 5,35	0,11
Середнє (К)	29,4 ± 1,34	–	73,3 ± 1,26	–

*Грубим шрифтом позначено суттєвість різниці, t_{st} = 1,98 при P = 0,95.

Середня висота потомств псевдотсуги Мензіса на РНП у 2013 р. становила від 21,7 до 41,4 см. Мінливість у межах потомств була підвищеною, високою та дуже високою (C_V від 22,4 до 48,6 %), а між ними – високою (C_V = 34,9 %). Суттєво перевершували контроль 5 родин, перевищення були на рівні від 3,7 до 39,3 %; суттєво поступалися контролю 3 родини псевдотсуги – на 9,5–26,4 %. Стан рослин – добрий, частка сіянців відмінного та доброго стану в родинах становила 60,0–100 %. Найбільшу кількість рослин незадовільного стану та сухих відзначено в потомствах 3-16 (6,1 %) та 11-4 (11,7 %).

Під час обстеження плантації навесні 2014 р. рослини характеризувалися добрим станом. Однак молоді прирости деяких екземплярів були пошкоджені пізніми весняними приморозками та в невеликій кількості – дикими тваринами (рис. 2). Водночас пошкодження суттєво не вплинули на загальний стан рослин, оскільки відбулося відновлення крон зі сплячих бруньок та збережених бокових пагонів.

За даними обстеження плантації у 2016 р. середня висота потомств псевдотсуги Мензіса становила від 62,1 (9-3) до 84,7 см (1-6). Визначено підвищений, високий та дуже високий рівні мінливості C_V за цим показником, у межах потомств він становив 24,1–45,7 %, а між ними – 36,1 %. Перевищення відносно контролю за значеннями середньої висоти становило 0,82–15,6 %, відставання – 0,82–15,3 %, установлені різниці є статистично несуттєвими (див. табл. 3).



Рис. 2 –Рослини псевдотсуги Мензіса на родинній плантації, пошкоджені пізніми весняними приморозками (*а*) та дикими тваринами (*б*)

Середня висота потомств навесні 2019 р. становила від 1,29 (8-1) до 1,74 м (1-6) (табл. 4).

Таблиця 4

Характеристика потомств псевдотсуги Мензіса за висотою та діаметром кореневої шийки на РНП у 2019 р.

Шифр потомств	Середня висота, м		Середній діаметр кореневої шийки, см	
	$M \pm m$	$t_ф$	$M \pm m$	$t_ф$
1-5	1,53 ± 0,058	1,58	4,09 ± 0,020	**16,99***
1-6	1,74 ± 0,172	1,81	4,14 ± 0,037	**10,43**
2-11	1,35 ± 0,077	-0,97	3,26 ± 0,025	**-14,23**
3-1	1,44 ± 0,133	0,08	3,64 ± 0,042	-1,70
3-6	1,48 ± 0,097	0,49	3,42 ± 0,025	**-9,17**
3-16	1,51 ± 0,094	0,87	3,73 ± 0,030	0,63
4-2	1,43 ± 0,114	0,00	3,63 ± 0,031	**-2,53**
5-1	1,38 ± 0,067	-0,69	3,46 ± 0,017	**-11,18**
5-19	1,50 ± 0,067	0,96	4,26 ± 0,021	**24,60**
6-2	1,42 ± 0,140	-0,07	3,66 ± 0,046	-0,98
8-1	1,29 ± 0,062	**-2,21**	3,77 ± 0,018	**2,68**
9-1	1,32 ± 0,090	-1,19	3,43 ± 0,028	**-8,85**
9-3	1,38 ± 0,132	-0,38	3,40 ± 0,033	**-9,80**
11-4	1,30 ± 0,105	-1,16	3,45 ± 0,025	**-8,22**
11-18	1,52 ± 0,109	0,80	4,01 ± 0,033	**9,49**
Суміш насіння	1,52 ± 0,087	0,98	3,83 ± 0,025	**3,79**
Середнє (К)	1,43 ± 0,023	–	3,71 ± 0,068	–

*Грубим шрифтом позначено суттєвість різниці, t_{st} = 1,98 при P = 0,95.

Висота найвищих деревець сягала 2,0–2,6 м. Рівні мінливості C_V за показником – підвищений, високий або дуже високий. У межах потомств коефіцієнт варіації становив від 21,7 до 42,5 %, а між ними – 32,8 %. Суттєвих перевищень від контролю за значенням середньої висоти не встановлено. Одне потомство (8-1) суттєво поступалося контролю на 9,8 %.

Середній діаметр кореневої шийки становив від 3,26 (2-11) до 4,26 см (5-19). Мінливість його у межах потомств була підвищеною, високою й дуже високою (C_V від 25,9 до 46,5 %), а між ними – високою (C_V = 36,9 %). Суттєво перевершували контроль за цим показником 5 родин та зразок "суміш насіння" на рівні 1,6–14,8 %. Суттєво поступалися (на 2,2–12,1 %) контролю 7 родин.

Аналіз динаміки росту за висотою виявив збереження високих темпів росту в потомствах 1-6 протягом періоду досліджень (рис. 3).

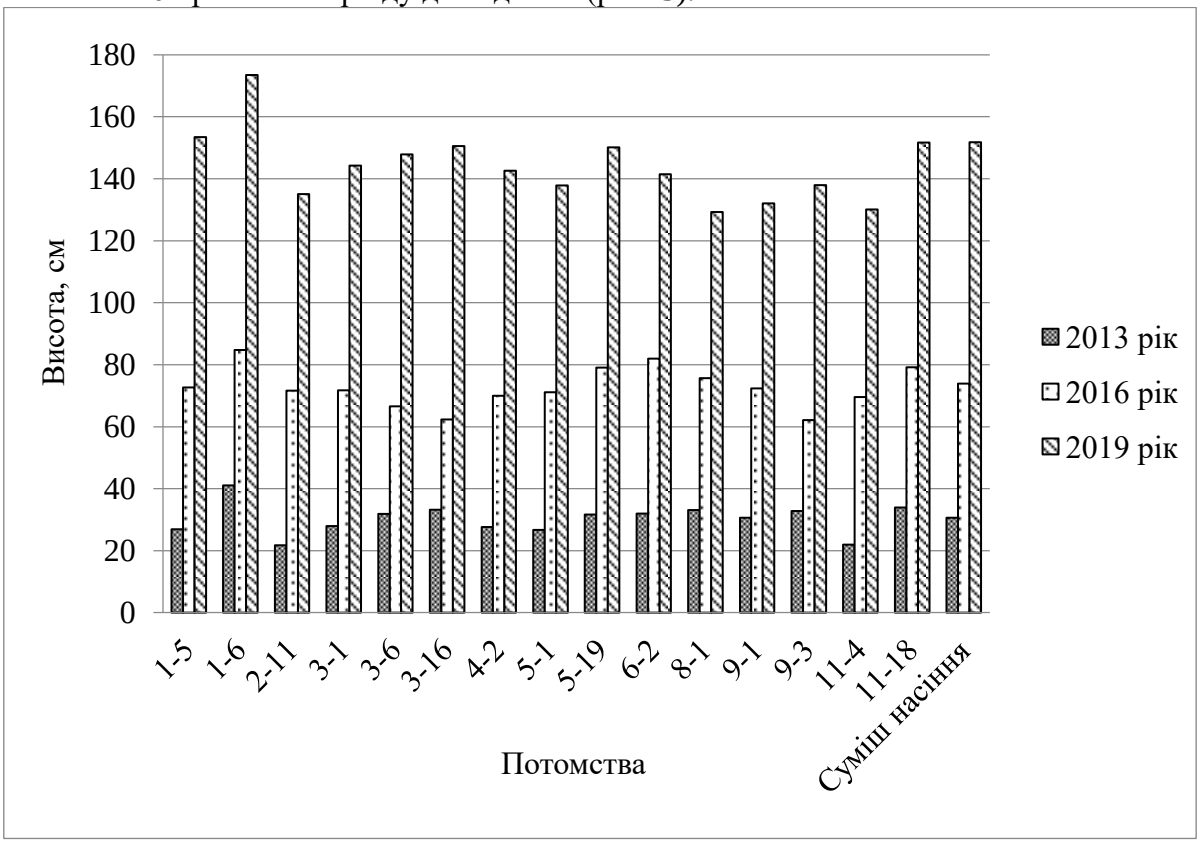


Рис. 3 – Динаміка середніх висот потомства кращих і нормальних дерев псевдотсуги на РНП

У трирічному віці на плантації найвищим було потомство 1-6, найнижчими – потомства 2-11 та 11-4. Під час обстеження у 6 років, крім потомства 1-6, добрим ростом вирізнялися варіанти 5-19, 11-18 та 6-2; у 8 років – також 3-16 та 1-5. За результатами останніх обмірів у родин 8-1, 11-4 зафіксовано найменші значення висот. Решта потомств посідали проміжне положення.

Частка дерев відмінного та доброго стану в різних потомств становила 60,7–100 % (рис. 4). У шести родинах виявлено 1,9–25,0 % дерев незадовільного стану. Частка дерев із прямими стовбурцями становила 42,9 % та більше, з кривими стовбурцями – 1,9–14,3 %.



Рис. 4 – Дерево псевдотсуги Мензіса відмінного стану у 8-річному віці на родинній насінній плантації ДП «Вінницька ЛНДС»

Перевищення середньої висоти восьми потомств псевдотсуги Мензіса над показником контролю (середнє по ділянці) становило від 0 до 21,7 %; відставання – від 0,7 до 9,8 %. За діаметром кореневої шийки значення перевищень були на рівні 0,5–14,8 %, відставань – 1,9–12,1 % (рис. 5).

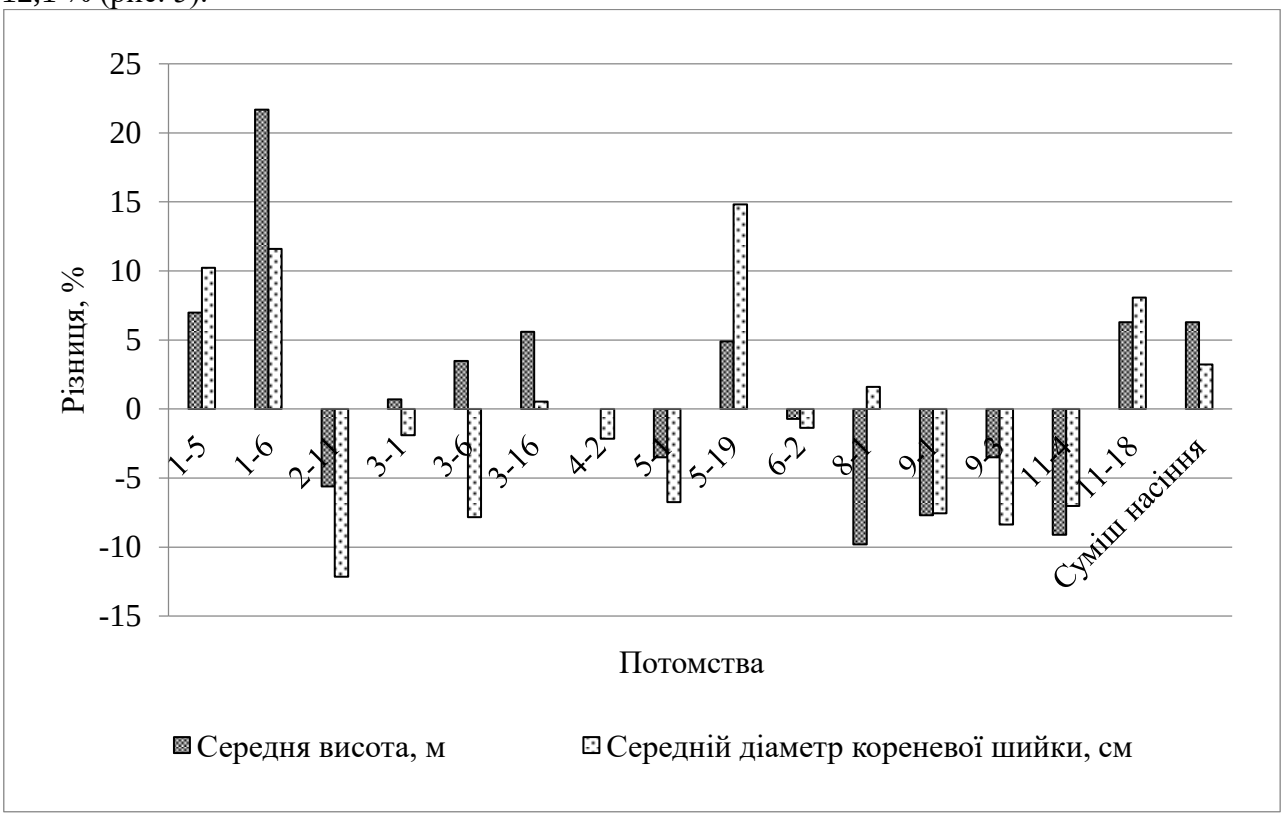


Рис. 5 – Різниця середніх показників потомств і контролю на РНП в ДП «Вінницька ЛНДС»

Комплексне оцінювання показало (рис. 6), що найбільшу суму балів (18,0–16,0) одержали 5 потомств (1-5, 1-6, 3-16, 5-19, 11-18), вони є перспективними. Батьківські дерева цих потомств попередньо можуть бути рекомендовані для розмноження насіннєвим та вегетативним шляхом і створення родинних та клонових насінних плантацій. Решта 10 родин під час оцінювання набрали по 15,0 та 14,0 балів (6 та 4 родини відповідно), що є найменшими значеннями; їх внесено до групи порівняно перспективних. Материнські дерева цих потомств слід у подальшому вивчати на основі дослідження їхніх потомств. Попередні результати оцінювання росту потомства від "Суміші насіння" свідчать про його перспективність, насіння кращих і нормальних дерев псевдотсуги в дослідних культурах (сума балів – 16,0) може бути рекомендовано для створення постійних лісонасінних ділянок (ПЛНД). Малоперспективних варіантів не виявлено.

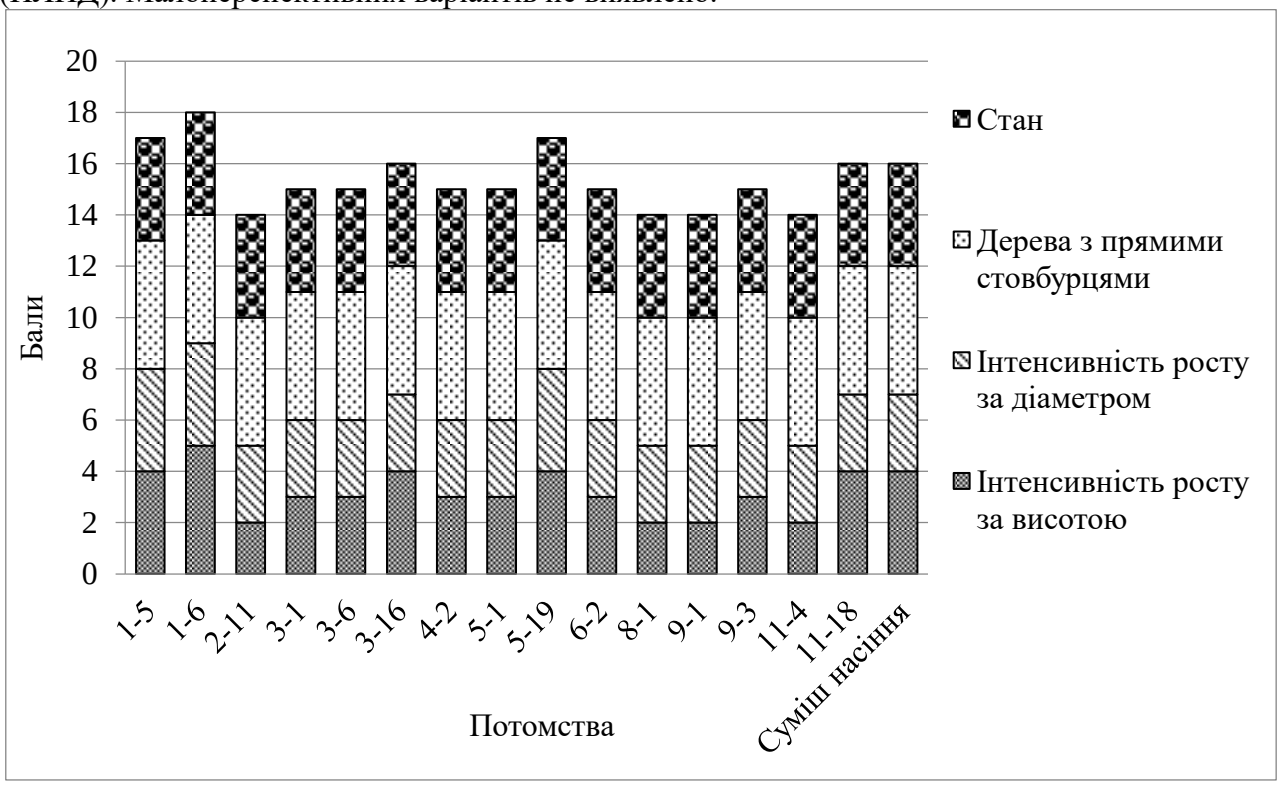


Рис. 6 – Комплексне оцінювання потомств псевдотсуги Мензіса на РНП ДП «Вінницька ЛНДС»

Згідно з Настановами із лісового насінництва (Los et al. 2017) на ЛНП першого рівня має бути представлено не менше ніж 30 клонів (родин) плюсових дерев, які занесені до Держреєстру. Тому для того, щоб РНП була атестована, в подальшому планується доповнити ділянку потомствами кращих дерев, а для кандидатів у плюсові дерева оформити документи для внесення до Державного реєстру.

Висновки. Рівень мінливості сіянців псевдотсуги Мензіса за висотою у дворічному віці в межах варіантів є підвищеним і високим, а між ними – низьким; за довжиною кореневої системи – середнім і підвищеним та низьким відповідно. Мінливість потомств на родинній насінній плантації за висотою протягом 8 років, а за діаметром кореневої шийки у 8-річному віці у межах родин характеризувалася підвищеним, високим і дуже високим рівнями, а між родинами – високим рівнем.

Збережуваність потомств псевдотсуги на плантації у 2019 р. становила в середньому 61,5 %. Стан дерев – добрий. Частка дерев із прямими стовбурцями перевищує 42,9 %.

За результатами комплексного оцінювання росту, стану та якості стовбурців потомств кращих і нормальних дерев псевдотсуги в дослідних культурах ДП «Харківська ЛНДС» рекомендовані екземпляри для заготівлі насіння та живців із метою створення лісонасінних плантацій в умовах Лісостепу України. З метою прискореного створення об’єктів постійної

лісонасінної бази виду рекомендовано організовувати постійні лісонасінні ділянки з залученням усіх відібраних кращих і нормальних дерев на дослідній ділянці (суміш насіння).

Подальші дослідження дадуть змогу уточнити результати випробувань за потомством кращих і нормальних дерев псевдотсуги та встановити початок періоду інтенсивного росту дерев у Лісостепу. Заплановано кращі дерева – кандидати в плюсові, відібрані в дослідних культурах ДП «Харківська ЛНДС», включити до Державного реєстру плюсових дерев.

Подяки. Автор статті висловлює подяку співробітникам ДП «Вінницька ЛНДС» та особисто І. С. Нейку за допомогу в створенні родинної насінної плантації.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Bastien, J-C., Sanchez, L., Michaud, D. 2013. Douglas-fir (*Pseudotsuga Menziesii* (Mirb.) Franco) In: Paques L. (ed), Forest tree breeding in Europe: current state-of-the-art. Springer Science+Dusiness Media, Dordrecht, p. 325–373.

Debrynyuk, Yu. M. 2013. Douglas-fir in Ukraine: distribution, forest plantations characteristics, and perspective of its cultivation. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 122: 24–31 (in Ukrainian).

Debrynyuk, Yu. M. 2015. The peruliarities of quality indicators of seeds of *Pseudotsuga Menziesii* Mirb. Franco in forest stands of the Western region of Ukrainiane. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 13: 114–119 (in Ukrainian). https://doi.org/10.15421/411515

Grybovich, E., Khalimon, O., Los, S. 2018. Introduced trees in park-monument of landscape art in Poltava city. Formation of urban green areas. Past, present, fiture. Klaipeda State University of Applied Sciences, 1 (15): 126–134.

Guz, M. M., Yaroshcuk, R. A., Hrechanyk, R. M. 2011. Genetic resources of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) in Ukraine. Scientific Bulletin of UNFU, 21.14: 15–22 (in Ukrainian).

Hunchak, M. S., Yatsyk, R. M., Andrushkiv Yu. E., 1998. Douglas-fir in Ukraine. Ivano-Frankivsk, 122 p. (in Ukrainian).

Isaac-Rentona, M., Stoehrb, M., Bealle Statlandc C., Woodsd, J. 2020. Tree breeding and silviculture: Douglas-fir volume gains with minimal wood quality loss under variable planting densities. Forest Ecology and Management, 465: 1–13. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118094

Khmilevskyy, V. M. 1987. Increasing forest productivity of the Forest-Steppe of Ukraine though the introduction of Douglas-fir. Extended abstract of PhD thesis. Kharkiv, 23 p. (in Russian).

Los, S. A. and Grygoryeva, V. G. 2008. Selection of candidates for Douglas-fir in experimental plantations in the North-East of Ukraine]. In: The role of botanical gardens in the study of the ontogenesis of introduced plants: Biological Bulletin: Proceedings of the XVI International Scientifical Conference. Kyiv, Vol. 12(2), p. 29–30 (in Ukrainian).

Los, S. A., Grygoryeva, V. G., Kasay, O. M. 2009. Growth and condition of 7-year-old progenies of best douglas-fir trees in the North-East of Ukraine. In: Plant introduction, breeding and protection: Proceedings of the Second International Sci. Conf. Donetsk, Vol. 2, p. 34–39 (in Ukrainian).

Los, S. A. Neyko, I. S. Grigorjeva, V. G., Plotnikova, O. M. 2012. Results of progeny tests of 25-year-old plus trees of English oak halfsibs in Khmelnitsk Region. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 120: 44–50 (in Ukrainian).

Los S. A., Tereshchenko L. I., Haida Yu. I., Shlonchak H. A., Mytrochenko V. V., Shlonchak H. V., Vysotska N. Yu., Torosova L. O., Neyko I. S., Samoday V. P., Hryhor'yeva V. H., Oboznyy O. I., Kokhanyy S. H., Yatsyk R. M., Hrechanyk R. M., Sapiton O. A., Korniyenko V. P., Kuklyshyn V. O., Mykhaylov P. P., Yurkiv Z. M., Blystiv V. I., Hula L. O., Petrychenko N. V., Huz' M. M., Danchuk O. T. 2017. Guidelines on forest seed production [Electronic resource]. 2-nd edition, supplemented and revised. Kharkiv, 107 p. Available from: http://ucfb.info/fileadmin/user_upload/Настанови.pdf (last accessed date 25.03.2020) (in Ukrainian).

Los, S. A., Tereshchenko, L. I., Plotnikova, O. M., Grygoryeva, V. G. 2019. Study of growth and development of coniferous non-native species in Kharkiv Forest Experremental Station. In: Plant introduction: current status, problems and prospects: materials of the International Scientific and Practical Conference. Kharkiv, Kolehium, p. 280–285 (in Ukrainian).

Mamaev, S. V. 1972. Forms of intraspecific variability of tree species. Moscow, Nauka, 283 p. (in Russian).

Plotnikova, O. M. 2018. Complex assessment of perspectives of Douglas-fir (*Pseudotsuga Menziesii* (Mirb.) Franco) in Forest-Steppe conditions of Ukraine. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 132: 73–83 (in Ukrainian).

Plotnikova, O. M. and Grygoryeva, V. G. 2012. Intensity of Douglas-fir one-year-old seedlings growth in the Left-Bank Forest-Steppe of Ukraine. In: International readings dedicated to the 110th birthday of Doctor of Biological Sciences, Professor Leonid Ivanovich Rubtsov. Kyiv, Molyar S. V., p. 338–341 (in Ukrainian).

Plotnikova, O. M. and Mikhajlov P. P. 2012. Induvidual variation of Douglas-fir seed quality in the North-East of Ukraine. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 120: 58–62 (in Ukrainian).

Plotnikova, O. M., Los, S. A., Grygoryeva, V. G., Neyko, I. S., Yelisavenko, Yu. A. 2011. Features of growth of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco in the conditions of Podillya. Scientific Bulletin of UNFU, 21.10: 34–41 (in Ukrainian).

Podrázský, V. 2015. Potential of Douglas-fir as a partial substitute for Norway spruce – review of the newest Czech literature. Beskydy, 8 (1): 55–58.

Shtogryn, A. S. and Yatsyk, R. M. 2013. Distribution and forestry and forest inventory description of the Douglas-fir plantations in the Ukrainian Carpathians. Scientific Bulletin of UNFU, 23.16: 61–68 (in Ukrainian).

Shtogryn, A. S. and Yatsyk, R. M. 2014. Experience in creating Douglas-fir forest plantations. In: Agriciltural science from theory to practice. Proceedings of the International Scientific and Practical Conference. Mykolayiv, 79–83 (in Ukrainian).

Shtogryn, A. S., Yatsyk, R. M., Hayda, Yu. I. 2013. Genetic and selective analysis of clonal seed plantation of *Pseudotsuga Menziesii* Franco in the Cis-Carpathia region. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 123: 46–54 (in Ukrainian).

Spiecker, H., Lindner, M., Schuler, J. (eds). 2019. Douglas-fir – an option for Europe. EFI What science can tell us 9, European Forest Institute, 124 p.

Torchyk, V. Y. and Kholopuk, H. A. 2013. The introduction of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) in Belarus. Tsentr. botan. sad NAN Belarusy, Mynsk, Belarus. navuka, 118 p. (in Russian).

Volosyanchuk, R. T., Los, S. A., Torosova, L. O., Kuznecova T., Tereshchenko L., Neyko I. & 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 [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 104: 50–57 (in Ukrainian).

Yaroshchuk, R. A. 2013. Features of Douglas-fir (Pseudotsuga Menziesii (Mirb.) Franco) in artificial forest plantations West Forest-Steppe Ukraine. Scientific Bulletin of UNFU, 23.1: 79–84 (in Ukrainian).

Plotnikova O. M.

PRELIMINARY RESULTS OF PROGENIES TESTING OF THE BEST AND NORMAL TREES OF DOUGLAS FIR (*PSEUDOTSUGA MENZIESII* (MIRB.) FRANCO) IN THE FOREST-STEPPE IN UKRAINE

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

The results of an observation of progenies of the best and normal trees of Douglas fir (*Pseudotsuga Menziesii* (Mirb.) Franco) selected in the experimental plantation of the Kharkiv Forest Research Station are presented. The growth characteristics of 2-year-old seedlings of 22 progenies in the greenhouse of Guty Forest Enterprise and 17 progenies at seedling seed orchard in Vinnytsia Region were investigated. Good preservation of plants (61.5%) and their condition, high stem straightness and the growth intensity were noted. According to the results of a complex assessment of promising progenies at the age of 8, five trees of Douglas fir can be previously recommended for the harvesting seeds and cuttings for the establishment of seed orchards in the Forest-Steppe conditions of Ukraine, the rest 10 require a further study based on the research of their progenies. The seeds from the total collection of trees that were evaluated, can be recommended for the establishment of permanent forest seed plots.

K e y w o r d s : *Pseudotsuga Menziesii*, progeny, seedling seed orchard, stem straightness, complex assessment.

Плотникова Е. Н.

ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ ПОТОМСТВ ЛУЧШИХ И НОРМАЛЬНЫХ ДЕРЕВЬЕВ ПСЕВДОТСУГИ МЕНЗИСА (*PSEUDOTSUGA MENZIESII* (MIRB.) FRANCO) В УСЛОВИЯХ ЛЕСОСТЕПИ УКРАИНЫ

Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого

Представлены результаты обследования потомств лучших и нормальных деревьев псевдотсуги Мензиса (*Pseudotsuga Menziesii* (Mirb.) Franco), отобранных в опытных культурах ГП «Харьковская ЛНИС». Исследованы особенности роста двухлетних сеянцев 22 потомств в теплице ГП «Гутянское ЛХ» и 17 потомств на семейственной семенной плантации в Винницкой области. Отмечены хорошие сохранность растений (61,5 %) и состояние, большая доля прямоствольных деревьев и высокая интенсивность роста. По результатам комплексного оценивания потомств в 8-летнем возрасте 5 деревьев псевдотсуги могут быть предварительно рекомендованы для заготовки семян и черенков с целью создания лесосеменных плантаций в условиях Лесостепи Украины, остальные 10 требуют дальнейшего изучения на основании исследования их потомства. Семена общего сбора с деревьев, которые оценивались, можно рекомендовать для создания постоянных лесосеменных участков.

К л ю ч е в ы е с л о в а : *Pseudotsuga Menziesii*, потомство, семейственная семенная плантация, прямизна ствола, комплексное оценивание.

E-mail: helen-kasai@ukr.net

Одержано редколегією 30.03.2020

УДК 630.631.811.98

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.78

М. П. САВУЩИК, О. І. ХРОМУЛЯК, Г. А. ШЛОНЧАК, І. В. ЯЩУК

ВПЛИВ РЕГУЛЯТОРІВ РОСТУ РОСЛИН НА РІСТ СІЯНЦІВ СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ В УМОВАХ ВІДКРИТОГО ҐРУНТУ (ДП «КИЇВСЬКА ЛНДС»)

Державне підприємство «Київська лісова науково-дослідна станція»

Наведено результати досліджень впливу регуляторів росту рослин на якісні показники насіння й ростові характеристики сіянців сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.). Дослідження проводили у відкритому ґрунті розсадника ДП «Київська лісова науково-дослідна станція». Для дослідів використано препарати Епін екстра, Гумат ультра, Мегафол і Стімпо. Вплив регуляторів росту рослин на насіння досліджували методом його передпосівного оброблювання водними розчинами препаратів. Регулятори росту рослин застосовували обприскуванням і поливанням сходів від час вирощування сіянців. Встановлено, що із випробуваних препаратів найбільший стимулювальний ефект для пророщування насіння сосни звичайної виявив препарат Стімпо. Підживлення сіянців регуляторами росту рослин сприяло збільшенню біометричних і вагових показників. Максимальне достовірне перевищення висоти, діаметра кореневої шийки, довжини коренів і середньої маси одного сіянця над контролем відзначено в результаті використання препарату Мегафол. Проведені дослідження свідчать про доцільність застосування препарата Стімпо для підготування насіння до висівання й біостимулятора Мегафол – під час вирощування сіянців сосни.

К л ю ч о в і с л о в а : *Pinus sylvestris* L., стимулятори росту рослин, насіння сосни, садивний матеріал.

Вступ. Використання регуляторів росту рослин (РРР) набуває інтенсивного розвитку. РРР розглядають як один із засобів зменшення впливу негативних чинників зовнішнього середовища на рослини із метою прискорення утворення генеративних органів і коренів (Ugarov et al. 2005, Veshitsky et al. 2006). У результаті їхнього впливу покращуються фізіологічно важливі перетворення, інтенсифікуються процеси гідролізу цукрів і білкових речовин, активізується фотосинтез. Препарати з властивостями регуляторів росту широко застосовують у сільському господарстві шляхом оброблювання насіння й посівів (Girko & Sabadin 2001). Використання регуляторів росту в лісокультурній справі значною мірою спричинене зменшенням виходу високоякісного садивного матеріалу в розсадниках. Останнє нерідко пов’язують з ознаками зниження родючості в результаті тривалого тиску на ґрунт, особливо за невиправдано завищених доз гербіцидів, до яких ґрунтовий біоценоз є доволі чутливим (Freiberg & Stetsenko 2012).

Проведені випробовування свідчать про ефективність застосування РРР під час вирощування садивного матеріалу сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) (Popov 2008, Yashchuk & Shlonchak 2019). Показано, що їхнє використання дає значний ефект на всіх етапах вирощування рослин (Bazan & Oleksiychenko 2013, Hrechanyk et al. 2014). Водночас, залежно від діючої речовини та дози стимуляторів росту, ці речовини можуть впливати як позитивно, так і негативно, зокрема мутагенно (Zhigunov et al. 2014). Тому дослідження впливу різних груп РРР на ростові характеристики садивного матеріалу сосни звичайної і способів їхнього застосування є актуальними.

Мета дослідження **–** виявити вплив різних регуляторів росту рослин на посівну якість насіння та ростову активність садивного матеріалу сосни звичайної у відкритому ґрунті.

Матеріали й методи. Дослідження проводили в умовах відкритого ґрунту в розсаднику ДП «Київська лісова науково-дослідна станція». Для випробувань використовували такі РРР: Епін екстра, Гумат ультра, Мегафол і Стімпо в рекомендованих дозах.

Епін екстра – синтезований аналог природної речовини, антистресовий адаптоген широкого спектра дії. Діюча речовина – епібрасинолід.

Гумат ультра – органічна речовина, містить екстракт морських водоростей. Склад – калій 30 %, ламінарія мікронізована.

Мегафол – біостимулятор росту й подолання стресових станів. Склад: рослинні амінокислоти, азот, калій, бетаїн, полісахариди, прогормональні сполуки.

Стімпо – біостимулятор росту. Склад: поліненасичені жирні кислоти, фітогормони, вітаміни, амінокислоти, хітозан, олігосахариди, біогенні мікроелементи (K_2O, Na, Fe, Zn, Mn, Cu, Mg, Ca, Co, K).

Вплив РРР на насіння сосни звичайної визначали шляхом передпосівного оброблювання. Насіння замочували у водних розчинах препаратів протягом 18 годин. Концентрації препаратів розраховували відповідно до рекомендованих виробником доз: Епін екстра – 1 мл/л; Гумат ультра – 0,2 мл/л; Мегафол – 3 мл/л; Стімпо – 0,2 мл/л води. Як контроль використовували насіння сосни звичайної, замочене в дистильованій воді протягом такого ж часу.

Енергію проростання насіння визначали шляхом підрахунку кількості пророслого насіння на 7-му добу пророщування, лабораторну схожість – на 15-ту добу.

Оброблене регуляторами росту рослин насіння підсушували до стану сипучості, протруювали фундазолом і висівали у посівні борозни. У кожному варіанті висіяно по 50 г насіння. За посівами здійснювали класичний агротехнічний догляд.

Регулятори росту рослин застосовували також під час вирощування сіянців. У червні, у період інтенсивного росту, обприскували та поливали сходи відповідними розчинами. Використовували таку концентрацію препаратів: Епін екстра – 1 мл/л; Гумат ультра – 0,2 мл/л; Мегафол – 3 мл/л; Стімпо – 0,2 мл/л води. Витрати розчину становили 0,2 л/пог. м стрічки під час обприскування та 2,0 л / м^2 під час поливання.

Сіянці викопували в жовтні, для вимірювання біометричних характеристик відбирали по 30 сіянців у кожному варіанті та очищували коріння від залишків ґрунту. Визначали висоту сіянців (см), діаметр кореневої шийки (мм), довжину коріння (см), масу коріння та надземної частини, зокрема хвої (г). Одночасно з обмірами сіянців проводили облік кількості бічних пагонів. Повітряно-суху масу визначали після висушування зразків у лабораторній шафі протягом 24 годин за температури 105°С до постійної маси.

Одержані дані обробляли методами математичної статистики (Lapach et al. 2001) за допомогою пакету програм MS Excel.

Результати та обговорення. Енергія проростання насіння характеризує рівень його життєвого потенціалу. Енергія проростання досліджуваного насіння є доволі високою та становить 58 % (табл. 1). Встановлено, що передпосівне оброблювання регуляторами росту насіння сосни звичайної вплинуло на його якість. Із випробуваних препаратів Епін екстра і Стімпо сприяли збільшенню енергії проростання. Найбільш суттєвим виявився вплив препарату Стімпо, в разі застосування якого перевищення становило 38 % щодо контролю.

Таблиця 1

Вплив передпосівного оброблювання регуляторами росту рослин на якість насіння сосни звичайної

Варіант	Енергія проростання		Схожість	
	%	% до контролю	%	% до контролю
Гумат ультра	44	76	60	79
Епін екстра	64	110	80	105
Мегафол	54	93	70	92
Стімпо	80	138	86	113
Контроль	58	–	76	–

Схожість насіння в результаті впливу РРР перевищувала контроль у варіантах Епін екстра і Стімпо на 5 і 13 % відповідно. Гумат ультра не тільки не мав стимулювального ефекту, а навпаки, виявив себе як інгібітор пророщення насіння сосни: зменшення енергії проростання становило 24 %, а схожості – 21 %. Це підтверджує гіпотезу, що певні РРР можуть відігравати роль інгібіторів росту.

Під час передпосівного оброблювання насіння препарати Епін екстра й Стімпо діяли спрямовано на підтримування імунної системи рослин шляхом стимулювання усіх біохімічних процесів у клітинах. Зокрема, така дія суттєво вплинула на прискорення ділення

клітин і пришвидшене проростання насіння. Активаторами росту були амінокислоти й фітогормони. Оскільки Мегафол і Гумат ультра містять у складі калій, цей елемент у результаті його застосування для передпосівного оброблювання насіння сосни діяв як інгібітор. Водночас калій засвоюється рослинами краще під час ґрунтового живлення, що підтверджено нашими дослідженнями.

Випробовувані РРР суттєво вплинули на ростові показники сіянців сосни (табл. 2). Їхня середня висота у варіантах досліду варіювала в межах 9,9–13,9 см, висота контролю становила 8,4 см. При цьому достовірно перевершували контроль три дослідних варіанти.

Таблиця 2

Висота й довжина коріння сіянців, вирощених із застосуванням регуляторів росту

Варіант	Висота, см			Довжина корінців, см		
	M	*m*	*t*	*M*	*m*	*t*
Гумат ультра	12,7	0,3	11,3**	27,8	0,5	7,7*
Епін екстра	10,2	0,2	6,0*	20,2	0,5	-2,8
Мегафол	13,9	0,3	13,7**	30,5	0,6	10,8**
Стімпо	9,9	0,3	3,8	26,9	0,5	6,3
Контроль	8,4	0,2	–	22,2	0,5	–

*достовірно на 5%-му рівні значущості; **достовірно на 1%-му рівні значущості

Застосування Мегафолу найсуттєвіше вплинуло на ріст сіянців сосни звичайної. У цьому варіанті висота сіянців становила 13,9 см та достовірно перевершувала контроль на 1 %-му рівні значущості. Сіянці, підживлені Мегафолом, вирізнялися також добре сформованою й розвиненою кореневою системою. Середня довжина коріння у досліді сягала 30,5 см, на контролі – 22,2 см.

У всіх варіантах досліду із застосуванням РРР середній діаметр кореневої шийки сіянців сосни звичайної становив від 1,5 до 2,1 мм і достовірно перевершував контроль (1,0 мм) (табл. 3). Найкращі показники мали сіянці, оброблені Мегафолом.

Таблиця 3

Ростові показники сіянців, вирощених із застосуванням регуляторів росту

Варіант	Діаметр кореневої шийки, мм			Кількість бічних пагонів, шт.		
	M	*m*	*t*	*M*	*m*	*t*
Гумат ультра	1,8	0,05	14,8**	1,2	0,16	-1,38
Епін екстра	1,5	0,06	8,3*	1,4	0,13	-0,74
Мегафол	2,1	0,07	15,7**	1,8	0,20	0,65
Стімпо	1,9	0,06	15,0**	1,6	0,15	0
Контроль	1,0	0,02	–	1,6	0,24	–

*достовірно на 5%-му рівні значущості; **достовірно на 1%-му рівні значущості

Одночасно з визначенням біометричних характеристик сіянців проведено облік кількості бічних пагонів. Вони забезпечують збільшення фотосинтезувальної маси і, таким чином, що покращує загальний стан сіянців. За цим показником різниці між варіантами досліду достовірно не встановлено.

Ростові показники сіянців не повною мірою характеризують їхню якість, адже життєздатність рослин залежить також від величини асиміляційного апарату та розвитку коріння. Важливими характеристиками є маса надземної частини сіянців і коріння (табл. 4).

Середня маса надземної частини одного сіянця становить від 1,5 г (варіант Стімпо) до 2,4 г (варіант Мегафол), на контролі – 1,0 г, причому достовірно перевершують контроль два дослідних варіанти – Мегафол та Епін.

За часткою хвої в масі надземної частини дослідних варіантів достовірно перевершують контроль сіянці сосни, оброблені Мегафолом. Середня маса коренів сіянців сосни звичайної варіює від 0,5 до 0,7 г у варіантах застосування РРР, а на контролі становить 0,4 г. Достовірно максимальне перевищення маси корінців сіянців у контролі зафіксовано лише у варіанті застосування препарату Мегафол.

Таблиця 4

Вагові показники сіянців, вирощених із застосуванням регуляторів росту

Варіант	Маса надземної частини, г						Маса коренів, г		
	M	*m*	*t*	зокрема хвої					
				M	*m*	*t*	*M*	*m*	*t*
Гумат ультра	1,6	0,19	2,80	0,9	0,07	2,75	0,5	0,04	3,0
Епін екстра	1,6	0,11	4,56*	1,0	0,08	3,44	0,6	0,04	3,75
Мегафол	2,4	0,18	7,42*	1,4	0,11	5,75*	0,7	0,06	5,33*
Стімпо	1,5	0,12	3,92	1,0	0,08	3,00	0,6	0,04	3,75
Контроль	1,0	0,06	–	0,7	0,04	–	0,4	0,02	–

*достовірно на 5%-му рівні значущості; **достовірно на 1%-му рівні значущості.

Також важливим показником якості сіянців є повітряно-суха маса (табл. 5).

Таблиця 5

Повітряно-суха маса сіянців, вирощених із застосуванням регуляторів росту

Варіант	Маса надземної частини				Маса коренів		Співвідношення корінь / надземна частина
	г	до контролю, %	зокрема хвої		г	до контролю, %	
			г	до контролю, %			
Гумат ультра	48,1	159	30,8	144	18,8	165	0,4
Епін екстра	50,0	165	34,0	159	18,6	163	0,4
Мегафол	76,4	252	47,3	220	26,0	228	0,3
Стімпо	48,6	160	33,7	157	19,6	172	0,4
Контроль	30,3	–	21,5	–	11,4	–	0,4

Повітряно-суха маса надземної частини однорічних сіянців варіює залежно від варіанту досліду і достовірно перевершує контроль. Максимальне значення зареєстровано в результаті застосування Мегафолу – 76,4 г, а мінімальне – на контролі – 30,3 г.

Частка хвої у масі надземної частини становить у різних варіантах від 21,5 до 47,3 г. За цим показником усі рослини, оброблені регуляторами росту, перевершують контроль. Найбільші значення зафіксовано в результаті застосування Мегафолу.

Маса кореневих систем сіянців дослідних варіантів становить від 18,6 г (Епін екстра) до 26,0 г (Мегафол), а на контролі –11,4 г.

Висновки. Намочування насіння в розчинах регуляторів росту позитивно впливає на енергію проростання, схожість насіння сосни, вихід сіянців та їхню якість.

Препарат Стімпо найбільшою мірою стимулював енергію проростання та схожість (на 138 і 113 % до контролю відповідно). Найбільший позитивний вплив на біометричні показники сіянців зафіксовано в результаті використання Мегафолу.

Проведені дослідження свідчать про доцільність застосування препарату Стімпо для передпосівного підготування насіння до висівання і біостимулятора Мегафол – під час вирощування сіянців сосни звичайної.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Bazan, T. A. and Oleksiychenko, N. O. 2013. Influence of growth biostimulants on sowing qualities of Scots pine seeds. In: Forests, parks: technologies present and future. Proceedings of the International Scientific and Practical Conference. Kyiv, NUBiP of Ukraine, p. 97–98 (in Ukrainian).

Freiberg, I. A. and Stetsenko, C. K. 2012. Pesticides as one of the causes of lodging of pine seedlings. Proceedings of the St. Petersburg Forestry Academy, 200: 285–291 (in Russian).

Girko, V. S. and Sabadin, N. A. 2001. Phytoregulators of the new generation and their action spectra on the harvest of winter wheat and triticale. Regulators of plant growth and development in biotechnology. Proceedings of the 6th International. Conf. Moscow, ICCA, p. 224 (in Russian).

Hrechanyk, R. M., Hula, L. O., Hbur, V. O. 2014. The effect of growth regulators on Scotch pine (*Pinus sylvestris* L.) seeds germination. Scientific Bulletin of UNFU, 24.9: 60–64 (in Ukrainian).

Lapach, S. N., Chubenco, A. V., Babych, P. N. 2001. Statistical methods in biomedical research using Excel. Kyiv, Morion, 408 p. (in Russian).

Popov, O. F. 2008. Intensification of growing pine planting material in the south of the Left-Bank Forest-Steppe]. Extended abstract of PhD thesis. Kharkiv, 22 p. (in Ukrainian).

Ugarov, V. N., Borisova, V. V., Popov, A. F. 2005. The use of the Baikal EM-1-U product for cultivation of Scots pine seedlings]. Hope of the Planet [Nadezhda planety], 3: 3–6 (in Russian).

Veshitsky, V. A., Dulnev, P. G., Sirik, V. V. 2006. Application problems of plant growth regulators at cultivation of planting material of wood species. [Electronic resource]. Scientific reports of NAU, 4(5). Available from: http://nd.nubip.edu.ua/2006-4/06wawsar.html (last accessed date 18.05.2020) (in Ukrainian).

Yashchuk, I. V. and Shlonchak, H. A. 2019. Experience in cultivating Scots pine seedlings using plant growth regulators in the Klavdiyevske Forestry Enterprise. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 134: 43–46 (in Ukrainian).

Zhigunov, A., Saksa, T., Sved, J., Mochalov, B., Sokolov, A., Yegorov, A., Romanyuk, B. 2014. Establishment of forest plantations with container tree seedlings. St.Petersburg Forest Technical University, St.Petersburg Forestry Research Institute, Northern Research Institute of Forestry, Forestry Institute of the RAN Karelian Research Center, Finnish Forest Research Institute, Forestry Development Centre Tapio. St. Petersburg, Suonenjoki, St. Petersburg Forest Technical University, Finnish Forest Research Institute, 46 p.

Savuschyk M. P., Khromulyak O. I., Shlonchak G. A., Yashchuk I. V.

INFLUENCE OF PLANT GROWTH REGULATORS ON GROWTH OF SCOTS PINE SEEDLINGS IN OPEN GROUND (IN KYIV FOREST RESEARCH STATION)

State Enterprise "Kyiv Forest Research Station"

The results of the research on how plant growth regulators influence qualitative indicators of Scots pine seeds and growth characteristics of their seedlings are presented. The research was conducted at the nursery of the Kyiv Forest Research Station. Epine Extra, Humate Ultra, Megafol and Stimpo were used for the experiments. The effect of the plant growth regulators on seeds was tested by means of the pre-sowing treatment in aqueous solutions of the studied products. The plant growth regulators were used in the process of growing seedlings when spraying and watering the latter. It was found that Stimpo had the most stimulating effect upon germination of Scots pine seeds among the tested products. Feeding the seedlings with the plant growth regulators contributed to the increase of their biometric and weight indicators. At that, Megafol showed the maximum significant excess for height, a root neck diameter, length of roots and average weight of one seedling over control. The findings have shown that it is advisable to use Stimpo products when preparing seeds for sowing and Megafol, when growing pine seedlings.

K e y w o r d s: *Pinus sylvestris* L., plant growth stimulants, pine seeds, planting material.

Савущик Н. П., Хромуляк А. И., Шлончак Г. А., Ящук И. В.

ВЛИЯНИЕ РЕГУЛЯТОРОВ РОСТА РАСТЕНИЙ НА РОСТ СЕЯНЦЕВ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ В УСЛОВИЯХ ОТКРЫТОГО ГРУНТА (ГП «КИЕВСКАЯ ЛНИС»)

Государственное предприятие «Киевская лесная научно-исследовательская станция»

Представлены результаты исследований влияния регуляторов роста растений на качественные показатели семян сосны обыкновенной и ростовые характеристики сеянцев. Исследования проводили в питомнике ГП «Киевская лесная научно-исследовательская станция». Для опытов использованы Эпин экстра, Гумат ультра, Мегафол и Стимпо. Влияние регуляторов роста растений на семена исследовали методом предпосевной обработки в водных растворах препаратов. Регуляторы роста растений применяли при выращивании сеянцев путем опрыскивания и полива всходов. Установлено, что из испытанных препаратов наибольший стимулирующий эффект при проращивании семян сосны обыкновенной проявил препарат Стимпо. Подкормка сеянцев регуляторами роста растений способствовала увеличению биометрических и весовых показателей. Максимальное достоверное превышение высоты, диаметра корневой шейки, длины корней и средней массы одного сеянца относительно контроля отмечено в результате применения препарата Мегафол. Проведенные исследования свидетельствуют о целесообразности применения препарата Стимпо для подготовки семян к посеву и биостимулятора Мегафол – при выращивании сеянцев сосны.

К л ю ч е в ы е с л о в а: *Pinus sylvestris* L., стимуляторы роста растений, семена сосны, посадочный материал.

E-mail: klnds@ukr.net

Одержано редколегією: 21.05.2020

ЛІСОВІДТВОРЕННЯ, АГРОЛІСОМЕЛІОРАЦІЯ, ФІТОМЕЛІОРАЦІЯ

УДК 630.266:630.63(575.3)

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.83

С. В. СИДОРЕНКО[1], В. О. КОРСОВЕЦЬКИЙ[1], С. Г. СИДОРЕНКО[1], Г. Б. ГЛАДУН[2]

СЕЗОННЕ ТА ДОБОВЕ ФОРМУВАННЯ ЗОНИ ЗАТІНЕННЯ В ПРИУЗЛІСНІЙ ЧАСТИНІ ЩІЛЬНИХ ПОЛЕЗАХИСНИХ ЛІСОВИХ СМУГ

[1]Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького
[2]Харківський національний технічний університет сільського господарства ім. Петра Василенка

Лісові смуги сприяють підвищенню загальної продуктивності аграрних угідь. Водночас на приузлісних ділянках полів смуг утворюються несприятливі умови для росту й розвитку сільськогосподарських культур через затінення кронами дерев. Мета роботи полягала у визначенні добових і сезонних змін інтенсивності освітлення та формування тіні залежно від характеристик полезахисних лісових смуг (ПЛС) і виявленні впливу змін світлового режиму приузлісних ділянок на формування фітомаси світлолюбних сільськогосподарських культур. Під час досліджень використано теоретичні розрахунки параметрів сонячного випромінювання, виконані для типових основних і допоміжних полезахисних лісових смуг щільної конструкції. Теоретичні розрахунки порівняли з польовими даними розподілу фітомаси кукурудзи на полі. Для типових щільних ПЛС Лівобережного Лісостепу встановлено показники сезонної та добової динаміки формування тіні від дерев і ступінь недоотримання поверхнею поля сонячної енергії залежно від відстані до полезахисних смуг та їхнього просторового розміщення. Встановлено, що затінення ПЛС мало суттєвий вплив культуру на відстані 1,2–1,5 висоти дерев у полезахисній смузі. Протяжність зони затінення залежала від захисної висоти деревостану та просторового розміщення ПЛС: найбільший вплив затінення зафіксовано на північному боці лісової смуги, найменший – на південному.

Ключові слова: полезахисні смуги, затінення, зона пригнічення, світло, тінь, енергія, висота, конкуренція, фітомаса.

Вступ. Лісові смуги створюють сприятливі умови для підвищення продуктивності аграрних угідь. Проте на прилеглих до їхніх узлісь ділянках сільськогосподарських земель культури зазнають негативного впливу внаслідок затінення кронами дерев. Територія, яка знаходиться поблизу лісової смуги, займає певну частину площі посівів (Polishchuk 2009). З північного боку смуги виникає конкуренція між деревами та рослинами поля не лише за ґрунтову вологу та поживні елементи (N, P, K), але й за світло. Ділянки поля (приузлісні, або присмугові частини полезахисного насадження) отримали назву «зона пригнічення сільськогосподарських культур» (Kowalchuk & Jong 1995, Jørgensen 2009, Abdalla & Fangama 2015, Mayrinck et al. 2019, Sydorenko 2019). Аграрії України називають такі ділянки «депресивною зоною», на дослідження якої спрямовані значні зусилля (Margaylik & Kosumbekov 1976, Nadein 2005, Qadamov & Ikromov 2015, Manaenkov & Abakumova 2015). Напрацювання певною мірою стосувалися архітектоніки кореневих систем (Yascheritsina & Bondarenko 1988, Abakumova & Trubakova 2017) і фітосанітарного стану прилеглих полів (Nadein 2005). Закордонні дослідники, зі свого боку, називали ці ділянки «competition zone» – зоною конкуренції (Onyewotu et al. 1994, Mize et al. 2008, Mayrinck et al. 2019).

Конкуренцію деревних рослин із сільськогосподарськими культурами за вологу та поживні речовини досліджували ще в минулому сторіччі (Bodrov 1937, Vysotsky 1983). Водночас особливості впливу тіні, яку формують лісові смугами, та розподіл сонячної енергії на приузлісних ділянках поля лишаються недостатньо вивченими.

Екологічні умови зони пригнічення відзначаються гіршим освітленням, застоєм повітряних мас та іншими негативними проявами. Сукупно вони створюють у теплий вегетаційний період «ефект теплиці», що негативно позначається на розвитку сільськогосподарських культур. Недобір рослинницької продукції в цій зоні нерідко становить 40–60 %, що загалом знижує меліоративну ефективність захисних лісових насаджень (Godunov & Godunova 2008).

Від кількості сонячної енергії, що потрапляє на земну поверхню, залежить розподіл тепла й вологи, швидкість сходження снігового покриву тощо. Закордонні вчені систематично досліджують конкурентну взаємодію деревних і сільськогосподарських культур (Dupraz et al. 2019) у контексті агролісівництва, коли розглядають вплив поодиноких дерев на формування мікроклімату за різних систем ведення господарства. Наприклад, розроблено математичні моделі взаємодії дерев і сільськогосподарських культур для пояснення механізмів конкуренції в системах «дерево – дерево» та «дерево – сільськогосподарські культури» за світло, воду та поживні речовини (Dupraz et al. 2019).

Канадськими вченими (Morhart et al. 2019) досліджено формування тіні поодинокими деревами у різних агролісівничих системах залежно від ажурності та інших структурних параметрів крони. Для цього використано LIDAR зйомку. Векторні моделі дерев побудовано на основі 3D-хмар точок, зібраних за допомогою наземного лазерного сканування. Змодельовано тіні від дерев та кількісно оцінено втрати сонячної енергії. Отримані результати дали змогу надалі ефективніше планувати розміщення дерев на площі з урахуванням очікуваного зменшення світла та вибирати найкращі комбінації дерев та/або сільськогосподарських культур.

Водночас на теренах Європи про особливості часового та просторового розподілу сонячної енергії на окремих ділянках поля відомо набагато менше. Отримання такої інформації дало би змогу врахувати потреби культурних рослин і варіювати їхнє розміщення у зонах пригнічення, де наявний фактор затінення. Моделювання світлового режиму на прилеглих до захисних лісових смуг ділянках упродовж вегетаційного сезону є важливим для раціонального вибору режимів господарювання на різних ділянках поля. Результати досліджень дадуть можливість оптимізувати використання різних за фізіологічними властивостями монокультур на полях сівозмін, зокрема звернути особливу увагу на висівання в зоні пригнічення стійких до зазначених впливів видів рослин для кормових чи інших господарських потреб.

Метою дослідження є виявлення особливостей добової та сезонної динаміки освітлення й формування тіні залежно від лісівничо-меліоративних характеристик полезахисних лісових смуг, а також оцінювання впливу змін світлового режиму приузлісних ділянок на формування фітомаси світлолюбних сільськогосподарських культур.

Матеріали й методи. Під час досліджень використано теоретичні розрахунки параметрів сонячного випромінювання з урахуванням таких показників, як регіон дослідження, добова та сезонна динаміка інтенсивності сонячного випромінювання (Gordeev & Pridorogin 2017). Для розрахунків використано типове просторове розміщення основних (із південного заходу на північний схід) та допоміжних (із заходу на схід) полезахисних лісових смуг в умовах Лівобережного Лісостепу і враховано їхні лісівничі й таксаційні характеристики. Зміни у світловому режимі внаслідок бар'єрної дії ПЛС проаналізовано через зміни фітомаси кукурудзи (*Zea mais* L.) залежно від відстані до полезахисного насадження. Кукурудза розвивається в умовах порівняно високих температур, вимагає багато світла, споживає протягом вегетації багато мінеральних речовин.

Зразки фітомаси кукурудзи відбирали на відстані 8, 12, 15, 16, 17, 18, 20, 22, 24, 25, 26, 28, 30, 60, 90, 120 метрів від ПЛС, причому точки замірів відбирали за різкими змінами довжини та морфології пагонів кукурудзи на облікових ділянках 2 м^2. Початковою точкою відмежування зони пригнічення був край вертикальної проєкції крони. На облікових площадках заміряли висоту всіх рослин, визначали їхню кількість, зрізали та зважували у сирому вигляді. Із загальної маси рослин відбирали середні зразки (200 г), висушували в сушильній шафі за температури 105 °С впродовж 10 годин і повторно зважували. Показник фітомаси перераховували на облікову ділянку та на 1 га (Pavlovskiy et al. 1985).

За дослідженнями (Sydorenko & Sydorenko 2019), у Лівобережному Лісостепу полезахисні лісові смуги переважно мають щільні конструкції (частка просвітів у ПЛС – від 2,0 до 12,9 %), їхній вік становить 55–74 роки, діаметр – 21,0–28,4 см, середня висота –

20,4 м. Зважаючи на це, в розрахунках використано модель ПЛС, що мають щільну конструкцію, середню висоту 20 м і типове просторове розміщення: з Пд-Зх до Пн-Сх (основні ПЛС) та перпендикулярно основним лісовим смугам (допоміжні ПЛС).

Залежність довжини тіні дерева від його висоти. Довжина тіні від будь-якого об'єкта залежить від висоти самого об'єкта й висоти сонця над горизонтом. Оскільки промені розповсюджуються прямолінійно, а стовбур із поверхнею землі утворюють прямий кут або близький до прямого (за умови, що ділянка має нахил 0°), компоненти системи «поверхня землі – стовбур – сонячні промені» утворюють прямокутний трикутник. Стовбур і поверхня землі (тінь) відповідно є катетами, а сонячні промені – гіпотенузою (рис. 1). У такому випадку розрахунки з великим ступенем достовірності можна проводити за формулою (1) (Bevz et al. 1972):

$$L = ctg\,\alpha \times H, \quad (1)$$

Де L – довжина тіні, м;
H – висота дерева, м;
α – висота сонця над горизонтом, градуси.

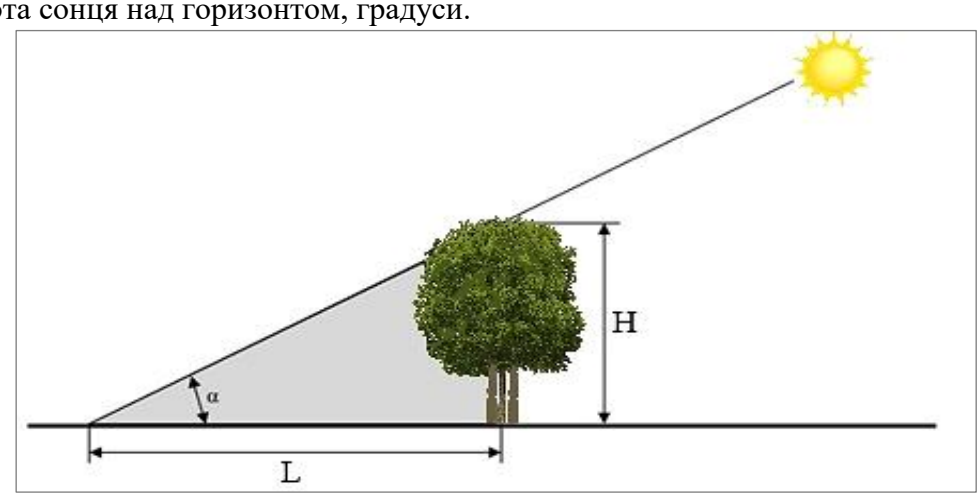


Рис. 1 – Схематичне зображення утворення тіні в лісовій смузі (*L* – довжина тіні, м; *H* – висота дерев, м; α – висота сонця над горизонтом)

Для Харкова максимальна висота сонця над горизонтом становить 63°26'(63,44°) 23 червня, мінімальна – 16°36'(16,60°) 22 грудня (ці значення є справедливими для ±1–2 днів щодо наведених дат і можуть мати невелику похибку за висотою сонця ±5', для спрощення розрахунків використано значення 63° та 16° відповідно з кроком в 1°) (Bortsov & Potovskaya 2013). Для поодинокого дерева добова форма тіні впродовж року є однаковою, змінюватиметься ся лише її розмір. Формування тіні залежить насамперед від висоти стояння сонця, яка має чітку сезонну динаміку (рис. 2).

Кожну секунду на поверхню землі надходить потік сонячного випромінювання. Деякі його частини, наприклад, ультрафіолетове, рентгенівське та частково інфрачервоне випромінювання, поглинають компоненти земної атмосфери. Інші його частини (видиме світло та частково ультрафіолетове й інфрачервоне світло) доходять до поверхні Землі (Feygelson & Krasnokutskaya 1978, Lenobl 1990, Gorchakova 2000, Shatunova 2002, Obraztsova 2003), їх можуть поглинати рослини. Загальна кількість енергії, що надходить на рівну поверхню, перпендикулярну сонячним променям, за середньої відстані від Землі до Сонця поза атмосферою становить 1 367 Вт·м$^{-2}$ (сонячна стала) (Gordeev & Pridorogin 2017). У такому випадку частина випромінювання поглинається атмосферою. Кількість енергії, що доходить до землі на рівні моря (на екваторі), – 1 020 Вт·м$^{-2}$.

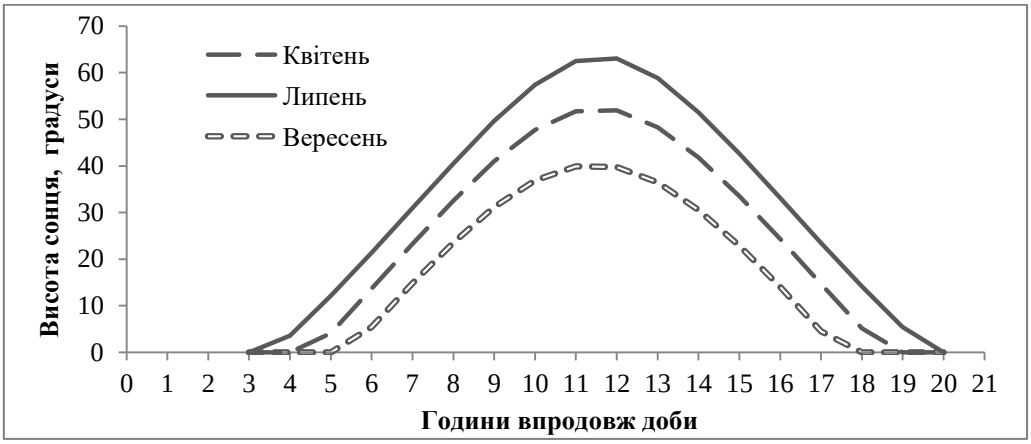


Рис. 2 – Зміни висоти сонця над горизонтом упродовж вегетаційного періоду

Для України цей показник змінюється в межах 500–1 000 Вт·м$^{-2}$ (Lytovchenko & Strikha 2015). Ця величина дещо варіює, зростаючи влітку та зменшуючись узимку, і залежить від висоти над рівнем моря та сонячної радіації. Надходження сонячної енергії на рівну поверхню прямо пропорційно залежить від висоти сонця над горизонтом, тому змінюється як упродовж доби, так і впродовж року за місяцями.

Кількість енергії, що надходить на певну ділянку впродовж доби, розраховували за формулою (2) (Bevz et al. 1972):

$$E = k \times \sin\alpha \text{ , або } E = k \times \cos(90 - \alpha), \quad (2)$$

де k – коефіцієнт 1 020 Вт·м$^{-2}$;

α – кут нахилу сонця відносно горизонту, градуси.

Прилегла до ПЛС територія на відстані до 2,5 H має різну сумарну освітленість, тому наступним кроком було обчислення надходження сонячної енергії на поверхню впродовж дня (для розрахунків використано дані станом на 22 число кожного місяця впродовж вегетаційного сезону). Дані аналізували в нормалізованому стані. Наводили не абсолютні значення надходження сонячної енергії, а відношення енергії (%), що надійшла на поверхню дослідних площадок (0,5H; 1H; 1,5H; 2H; 2,5H), до енергії, що надійшла на відкрите поле.

Результати та обговорення. Першочерговим завданням було моделювання довжини тіні для поодинокого дерева залежно від його висоти та висоти сонця над горизонтом (табл. 1, 2). Довжина тіні в такому випадку збільшується пропорційно збільшенню висоти дерева та зменшенню висоти сонця відносно горизонту (див. рис. 1) і залежить від добової та сезонної динаміки висоти сонця (див. табл. 1).

Видимий діаметр сонця дорівнює 0,5°, тому на кожні 10 м на напівтінь припадає 17 см, або 1,7 % довжини тіні. Оскільки атмосфера та навколишнє середовище сильно розсіюють сонячні промені, напівтінь майже не є видною, тому в подальших розрахунках її не брали до уваги. Зміна висоти сонця впродовж року, як і явище сезонності, виникає через те, що вісь обертання Землі має нахил відносно площини обертання навколо Сонця. Через це кожні півроку Сонце більше освітлює то північну, то південну півкулю, і, відповідно, вище підіймається над горизонтом. Світло є основним кліматичним фактором середовища, що безпосередньо впливає на біофотосинтетичну інтенсивність, динаміку росту рослин, урожайність і якість урожаю, на хід феноритміки, просторове розміщення рослин в агроекологічній системі та на її тепловий і водний режими (Ovsyanikov et al. 2010).

Розрахунки базувалися на типовій моделі основної ПЛС (щільна лісова смуга заввишки 20 м) лісостепової частини Харківської області. Зміни довжини тіні, яку формує основна ПЛС упродовж доби, змодельовано для весняного (III – березень, IV – квітень, V – травень) (рис. 3) і літнього (VI – червень, VII – липень, VIII – серпень) (рис. 4) періодів.

Таблиця 1

Кількість енергії в кВт, що надходить на1 м^2 на годину у різні місяці та часи доби

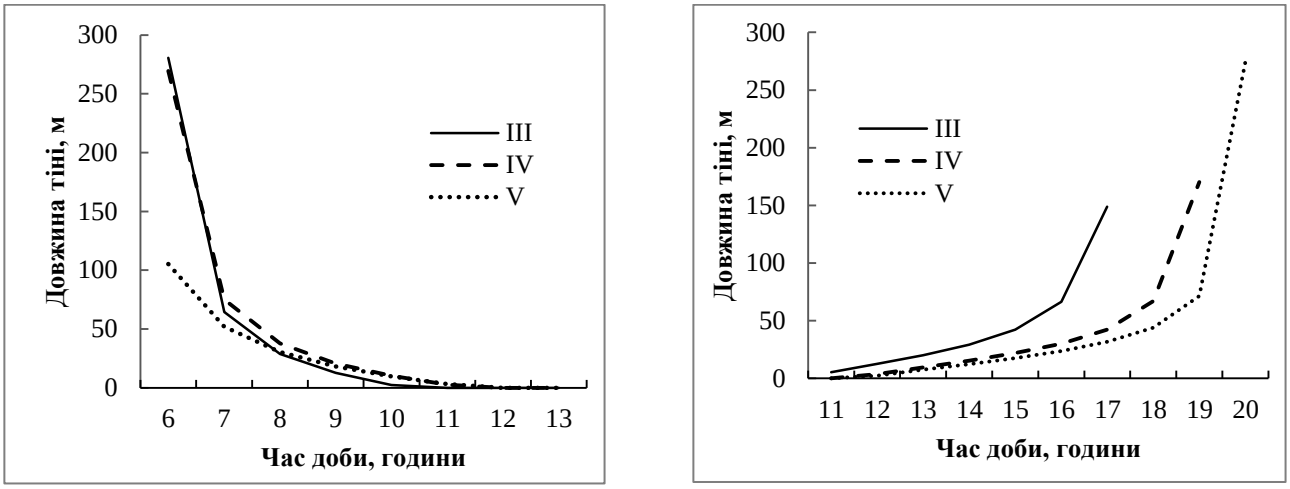
Час доби, години	Місяць							
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5	0,00	0,00	122,39	230,57	24,99	0,00	0,00	0,00
6	0,00	265,10	679,88	772,85	575,69	192,18	0,00	0,00
7	226,09	867,80	1257,70	1338,04	1153,59	795,39	345,57	0,00
8	828,52	1451,85	1816,54	1888,47	1719,37	1383,87	939,24	444,32
9	1377,34	1977,29	2318,82	2386,72	2233,85	1916,43	1469,49	952,86
10	1834,89	2409,53	2729,69	2798,03	2662,25	2356,88	1900,55	1360,09
11	2169,74	2717,65	3021,46	3095,21	2975,60	2676,33	2202,69	1637,29
12	2358,84	2881,70	3174,26	3257,40	3152,46	2851,66	2355,40	1766,19
13	2390,13	2890,42	3177,80	3274,10	3180,69	2871,34	2348,51	1737,47
14	2260,71	2742,51	3031,26	3143,55	3058,13	2734,40	2182,13	1553,60
15	1979,45	2448,46	2745,49	2875,33	2793,46	2449,90	1868,10	1226,34
16	1566,36	2028,32	2339,14	2486,90	2404,69	2037,39	1427,09	779,12
17	1048,43	1511,08	1840,44	2005,29	1918,61	1525,09	889,58	241,44
18	461,50	931,18	1283,56	1463,62	1367,23	947,29	291,94	0,00
19	0,00	328,97	705,68	898,28	789,76	343,65	0,00	0,00
20	0,00	0,00	146,72	347,48	224,17	0,00	0,00	0,00
21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Таблиця 2

Формування тіні залежно від висоти дерева та висоти стояння сонця (поверхня рівна, нахил 0°)

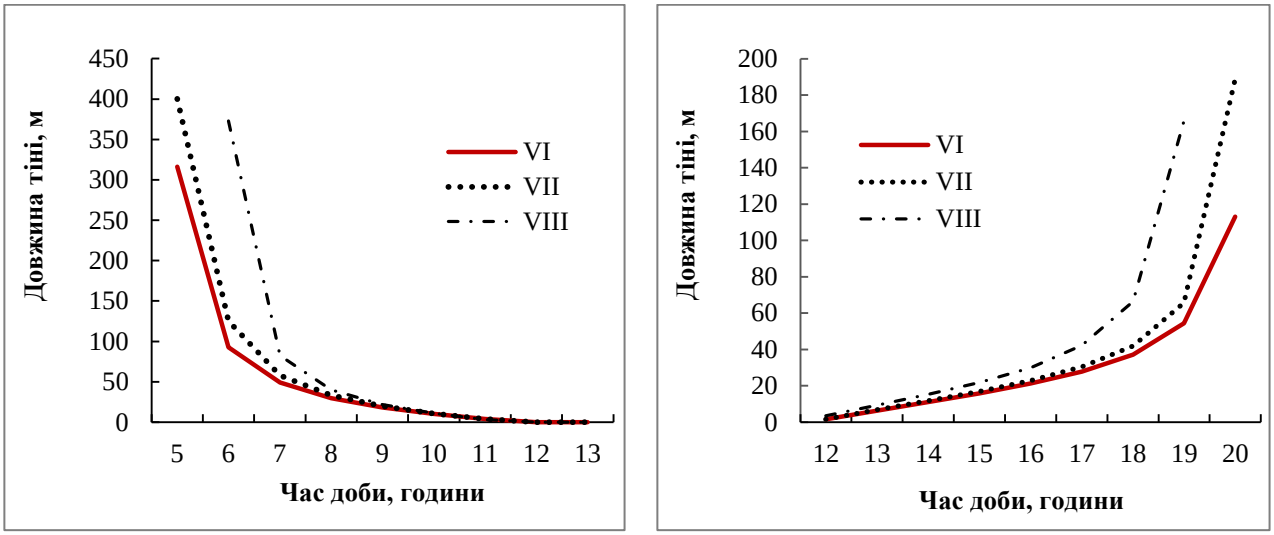
Висота сонця, градуси	Середня висота ПЛС, м													
	1	2	5	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
5	11,4	22,9	57,2	114,3	125,7	137,2	148,6	160,0	171,5	182,9	194,3	205,7	217,2	228,6
10	5,7	11,3	28,4	56,7	62,4	68,1	73,7	79,4	85,1	90,7	96,4	102,1	107,8	113,4
15	3,7	7,5	18,7	37,3	41,1	44,8	48,5	52,3	56,0	59,7	63,4	67,2	70,9	74,6
20	2,7	5,5	13,7	27,5	30,2	33,0	35,7	38,5	41,2	44,0	46,7	49,5	52,2	55,0
25	2,1	4,3	10,7	21,5	23,6	25,7	27,9	30,0	32,2	34,3	36,5	38,6	40,8	42,9
30	1,7	3,5	8,7	17,3	19,1	20,8	22,5	24,3	26,0	27,7	29,4	31,2	32,9	34,6
35	1,4	2,9	7,1	14,3	15,7	17,1	18,6	20,0	21,4	22,9	24,3	25,7	27,1	28,6
40	1,2	2,4	6,0	11,9	13,1	14,3	15,5	16,7	17,9	19,1	20,3	21,5	22,6	23,8
45	1,0	2,0	5,0	10,0	11,0	12,0	13,0	14,0	15,0	16,0	17,0	18,0	19,0	20,0
50	0,8	1,7	4,2	8,4	9,2	10,1	10,9	11,8	12,6	13,4	14,3	15,1	15,9	16,8
55	0,7	1,4	3,5	7,0	7,7	8,4	9,1	9,8	10,5	11,2	11,9	12,6	13,3	14,0
60	0,6	1,2	2,9	5,8	6,4	6,9	7,5	8,1	8,7	9,2	9,8	10,4	11,0	11,6
65	0,5	0,9	2,3	4,7	5,1	5,6	6,1	6,5	7,0	7,5	7,9	8,4	8,9	9,3

За добу впродовж вегетаційного періоду східна частина поля в порівнянні з лісовою смугою на ділянці 0–2,5*H* отримує сонячної енергії на 13,8 % менше від західної частини поля та на 24,2 % менше проти відкритого поля (рис. 5). Кількість енергії, що надходить на поле, залежить від напряму й висоти лісової смуги, часового періоду доби, а також пори року. Якщо лісова смуга розміщена в напрямку з півдня на північ, то в першій половині дня сонце освітлює східну частину захисного насадження, а в другій половині – західну. Кількість енергії приблизно розподіляється порівну. Якщо смуга розміщена в напрямку зі сходу на захід, то впродовж доби освітлюється переважно південний бік. За висоти полезахисного насадження 20 м поле з північного боку на відстані 10 м від лісової смуги прямим сонячним світлом не опромінюється взагалі, або лише декілька годин зранку і ввечері в червні – липні. Освітлення у разі розміщення лісових смуг під певними кутами відносно напрямків зміни широти та довготи має проміжний рівень освітлення між напрямками Південь-Північ і Захід-Схід.



а *б*

Рис. 3 – Довжина тіні, сформованої деревами основної ПЛС у весняний період року (III – березень, IV – квітень, V – травень) упродовж доби: *а* – західна частина смуги; *б* – східна частина смуги



а *б*

Рис. 4 – Довжина тіні, сформованої деревами основної ПЛС у літній період року (VI – червень, VII – липень, VIII – серпень) упродовж доби: *а* – західна частина смуги; *б* – східна частина смуги

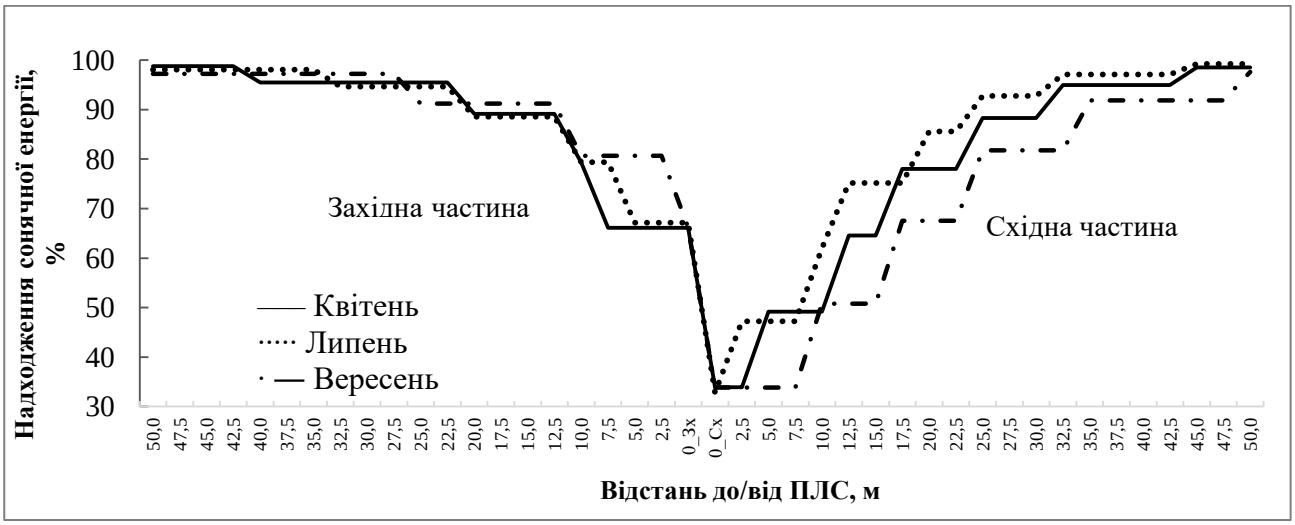
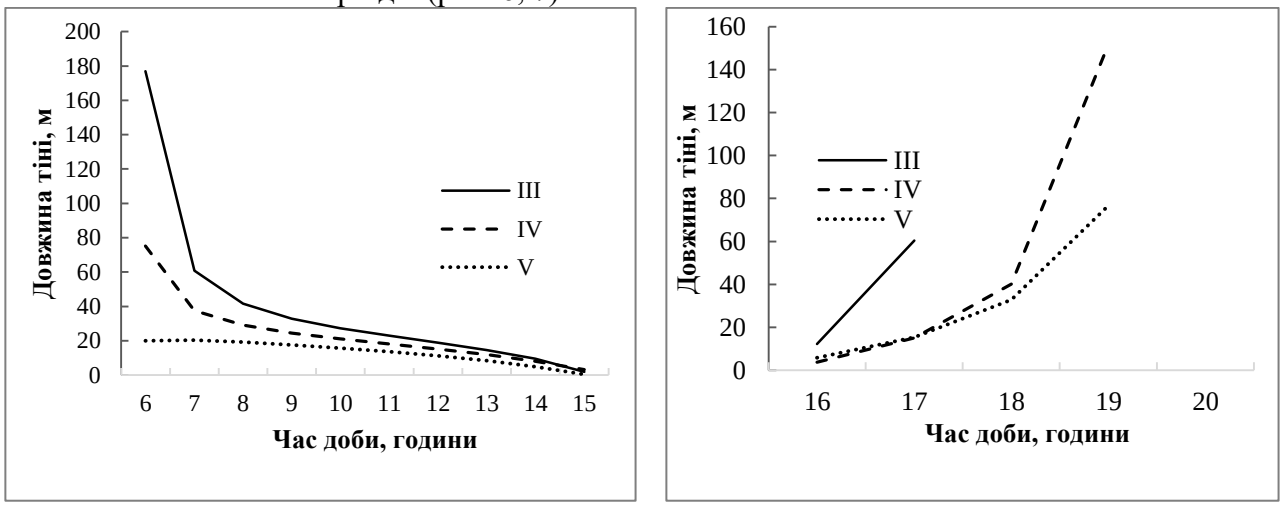


Рис. 5 – Змодельоване надходження сонячної енергії в зоні пригнічення сільськогосподарських культур на відстані до 50 м від основної ПЛС (2,5*H*)

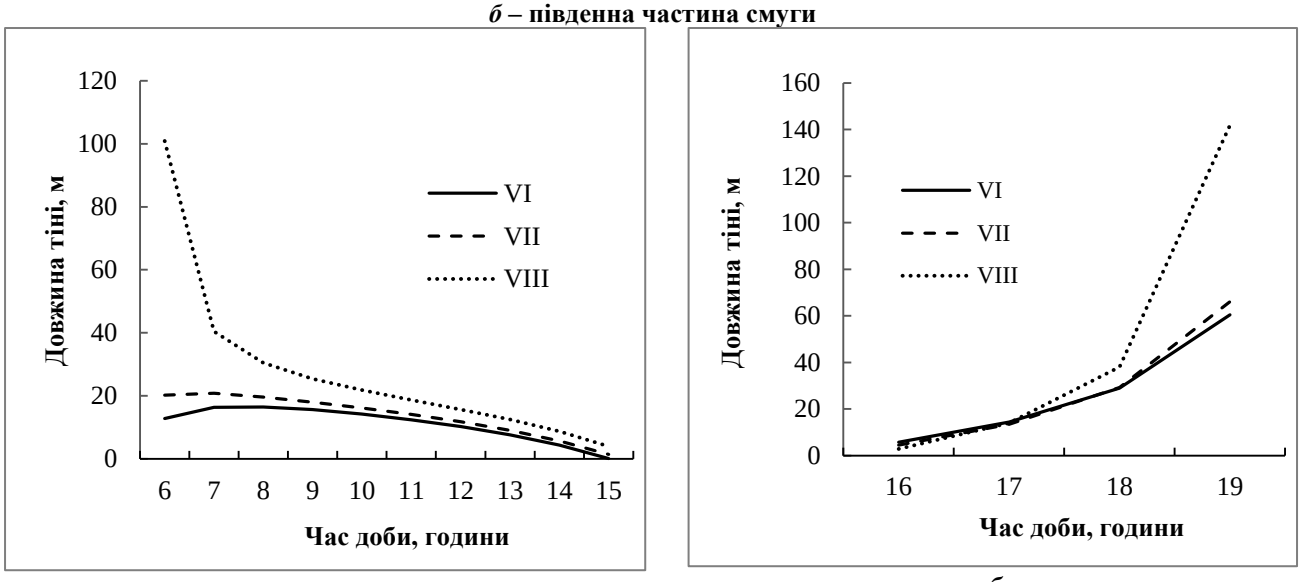
Формування тіні та її рух упродовж світлового дня призводять до нерівномірного розподілу світла та енергії в зоні протяжністю 2,5*H* ПЛС. Так, навесні (квітень – травень) із західної частини смуги на відстані 0,5 *H* на поверхню землі надходить 68,8 % світла, на відстані 1*H* – 89 %; 1,5*H* – 95,5 %; 2*H* – 96 %; 2,5*H* – 98,8 %. На східній частині ПЛС розподіл має такий вигляд: 0,5*H* – 43 %; 1*H* – 71,3 %; 1,5*H* – 85 %; 2*H* – 95 %; 2,5*H* – 97,6 %. Таким чином, надходження сонячної радіації на ділянку поля значно зменшується до частини приузлісного простору лісової смуги 1,5–2*H*, тобто на відстань від насадження 40 м при середній висоті дерев – 20 м.

Зміну довжини тіні, яку формує допоміжна ПЛС упродовж доби, змодельовано для весняного та літнього періодів (рис. 6, 7).



а ***б***

Рис. 6 – Довжина тіні, сформованої деревами допоміжної ПЛС у весняний період року (III – березень, IV – квітень, V – травень) упродовж доби: *а* – північна частина смуги; *б* – південна частина смуги



а ***б***

Рис. 7 – Довжина тіні, сформованої деревами допоміжної ПЛС у літній період року (VI – червень, VII – липень, VIII – серпень) упродовж доби: *а* – західна частина смуги; *б* – східна частина смуги

За умови розміщення ПЛС зі сходу на захід (зазвичай це – допоміжні ПЛС) південна частина присмугових полів отримує значно більше енергії та практично не перебуває в затіненні (96,9 % світла у порівнянні з відкритим полем). Північна частина навесні отримує менше сонячної енергії на 25 %; влітку – на 17 %; восени (вересень) – на 42 %. Територія поля в північній частині захисного насадження має різні рівні освітлення: на ділянках до

0,5*H* – 28,4 %; 1*H* – 71 %; 1,5*H* – 94 %; 2*H* – 99 %; 2,5*H* – 99 %. Натомість ділянки з південного боку мають такий розподіл: 0,5*H* – 92 %; 1*H* – 96,7 %;1,5*H* – 98,5 %; 2*H* – 99 %; 2,5*H* – 99,8 % (рис. 8, 9).

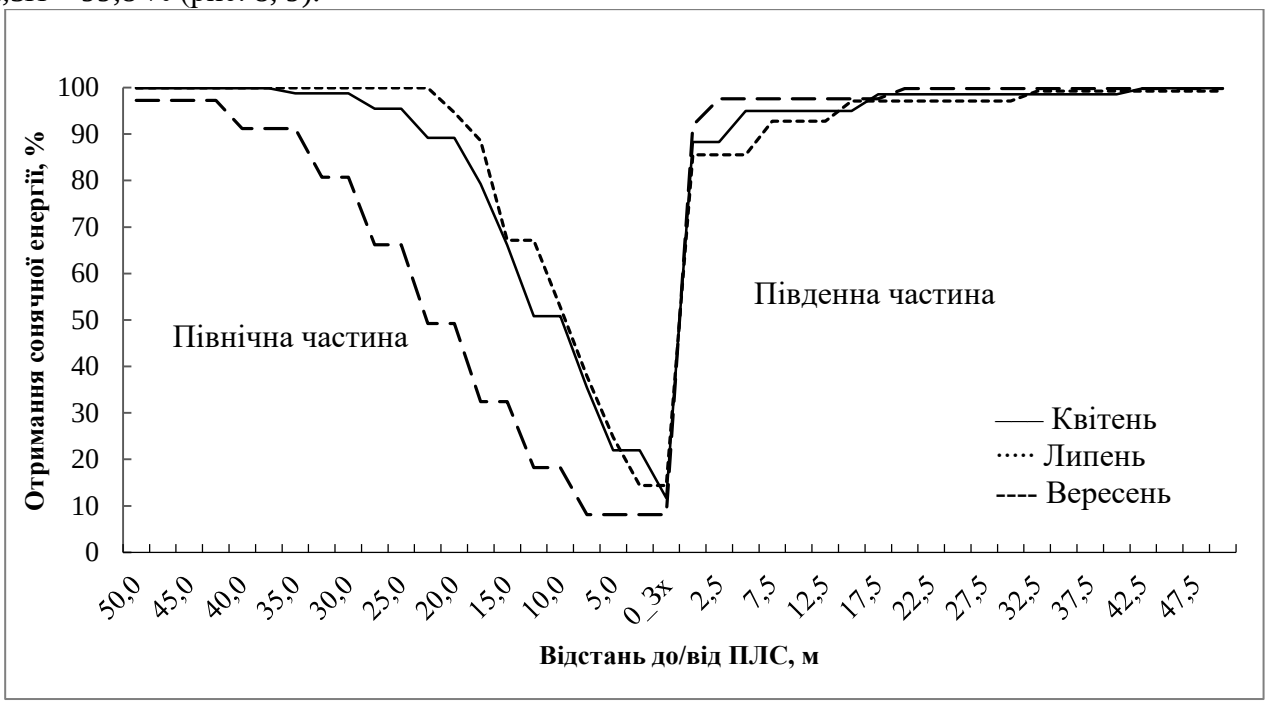


Рис. 8 – Моделювання надходження сонячної енергії в зоні пригнічення сільськогосподарських культур до 50 м від допоміжної ПЛС (2,5*H*)

Отже, південні ділянки практично не перебувають у тіні. Негативний ефект від затінення сільськогосподарських культур відсутній. На таких ділянках поля не потрібно впроваджувати особливих агротехнологій з уведення тіневитривалих культур. Негативний вплив насаджень на відстані до 2,5*H* з південного боку ПЛС є мінімальним.

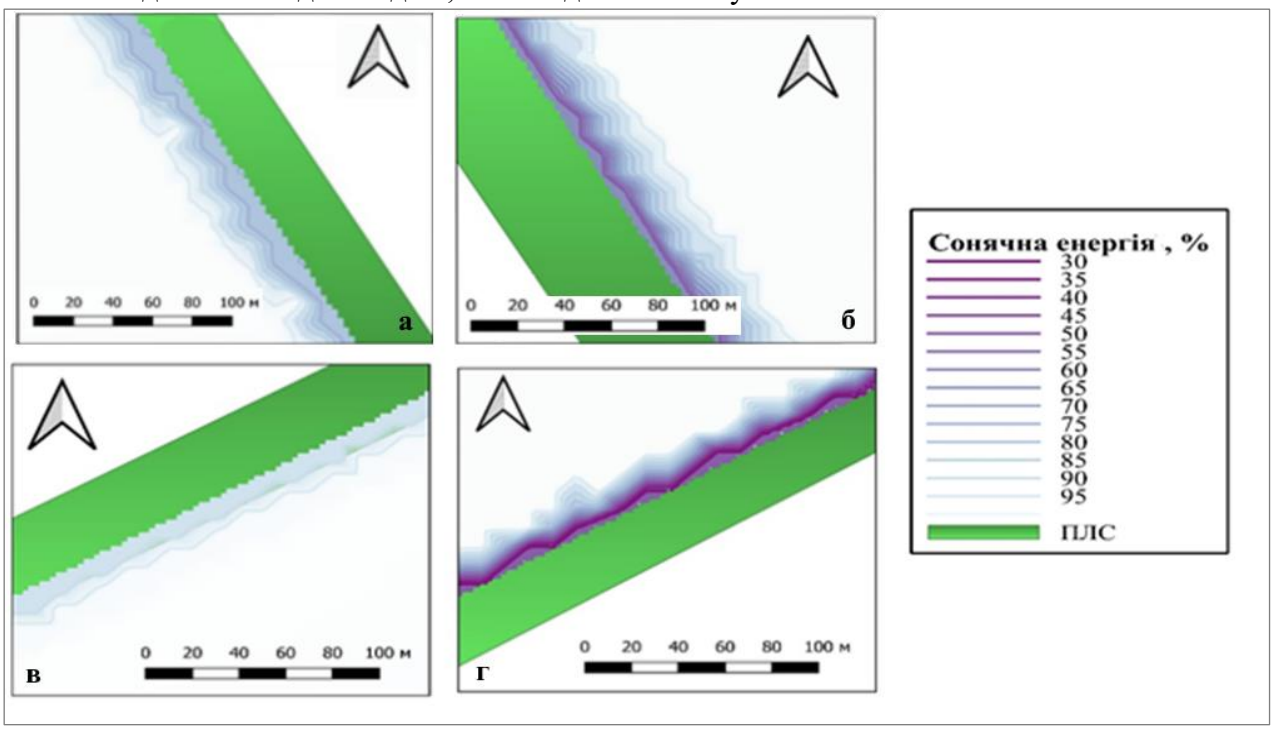


Рис. 9 – Моделювання розподілу сонячної енергії відносно відстані від ПЛС та їхнього просторового розміщення: *а* – затінення із західної частини смуги; б – затінення зі східної частини смуги; *в* – затінення з південної частини смуги; *г* – затінення з північної частини смуги

Фітомаса кукурудзи збільшувалася в міру збільшення відстані від ПЛС від 0 до 25,1 т·га$^{-1}$ (рис. 10). Різке збільшення фітомаси зафіксовано на відстані 0–30 м від ПЛС, що відповідає 1,5–2*H*. Під час регресійного аналізу виявлено, що на 89–97 % (R^2 = 0,97, p = 0,05) варіювання показника надземної фітомаси кукурудзи залежить від відстані до ПЛС (для проміжку 0–1,5*H*) (рис. 11).

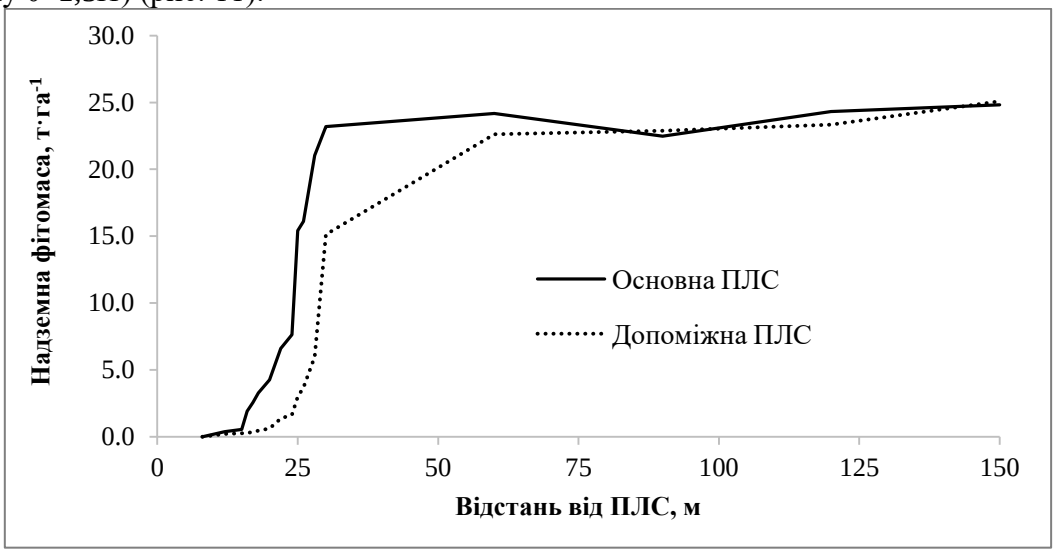


Рис. 10 – Розподіл фітомаси кукурудзи залежно від відстані від ПЛС

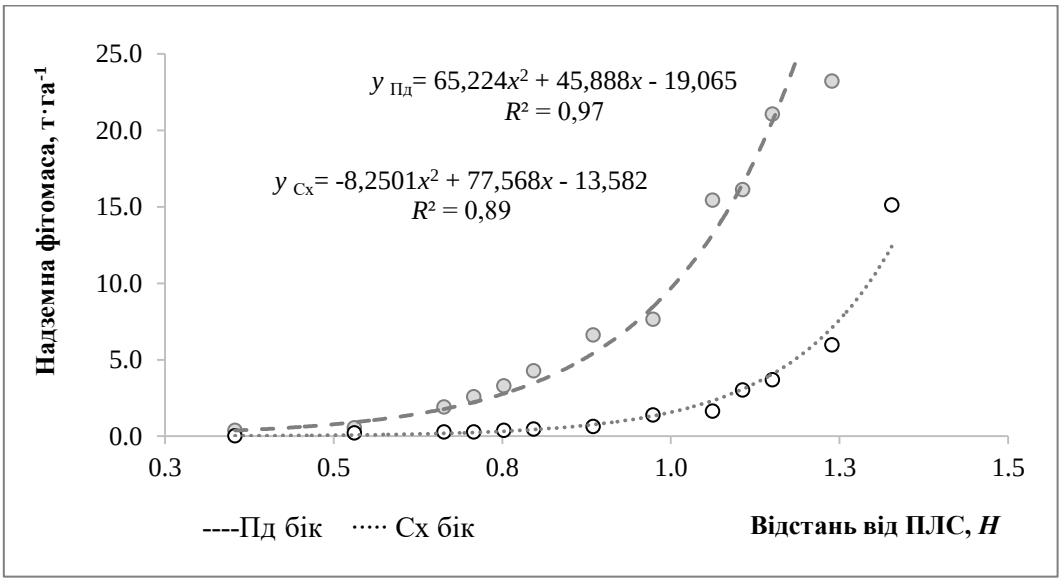


Рис. 11 – Зміни фітомаси кукурудзи в зоні пригнічення впливу основної (Пд – південний бік ПЛС) та допоміжної (Сх – східний бік ПЛС) лісових смуг

В. О. Бодров (Bodrov 1937) зазначав, що у зоні зниження врожайності вздовж узлісся лісових смуг велике значення має фактор затінення. Зазвичай у світлолюбних сільськогосподарських рослин зниження врожайності відбувається на значній частці території. Наприклад, у соняшника зона пригнічення може сягати 20 м, у жита – не перевищує 10 м, а у пшениці зона затінення взагалі майже відсутня.

На нашу думку, виокремлювати зони пригнічення в абсолютних значеннях не є коректним, оскільки встановлено, що вони формуються залежно від висоти насадження та проєкції крони у бік поля.

Г. М. Висоцький (Vysotskiy 1983) у розділі «Практичних підходів» лісової пертиненції називав зону пригнічення «тіньовим боком», або ж, ураховуючи інші особливості мікрокліматичних показників, – «тіньовим узліссям». Такий вплив узлісної частини

пояснюється періодичним відбиттям світлових променів і підвищенням температури із сонячного боку.

Із південного боку захисного насадження ширина зони пригнічення такої сільськогосподарської культури, як кукурудза, становить 22–25 м, тобто до 1,2*H*, а зі східної частини смуги – 1,5*H* (див. рис. 11).

Під час кореляційного аналізу виявлено прямий сильний зв'язок між зміною фітомаси кукурудзи на облікових ділянках і надходженням сонячної енергії на різних відстанях від ПЛС (для східного боку лісової смуги r = 0,74; p = 0,05, для південного r = 0,8; p = 0,05). Суттєвий вплив від затінення виявлено до відстані 30–35 метрів від ПЛС (починаючи з проєкції крони дерев у лісовій смузі).

Висновки. Для типових щільних ПЛС Лівобережного Лісостепу зона суттєвого впливу затінення поля деревами ПЛС у середньому становить 1,2–1,5*H*. Найбільший вплив затінення виявлено з північного боку лісової смуги, найменший – з південного.

Фітомаса вибагливої до умов освітлення сільськогосподарської культури – кукурудзи – зменшується на відстані 0–30 м (1,5 *H*) від ПЛС, а на відстані понад 40 м (2*H*) від ПЛС – суттєво збільшується відносно середніх значень на полі.

В основних полезахисних лісових смугах частка світла, що надходить на поверхню землі, зростає на відстані від 0,5 до 2,5 *H* із західної частини смуги від 68,8 до 98,8 %, а зі східної – від 43 до 97,6 %. Південна частина присмугових полів біля типових допоміжних лісових смуг отримує значно більше енергії та практично не перебуває в затіненні (96,9 % проти відкритого поля). Північна частина отримує на 25 % менше сонячної енергії навесні; на 17 % –влітку; на 42 % –восени (вересень).

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Abakumova, L. I. and Trubakova, K. Y. 2017. Structural peculiarities of the root systems of woody plants in protecting plantations dry steppe. Izvestia Sankt-Peterburgskoj Lesotehniceskoj Akademii, 221: 79–90 (in Russian). DOI: 10.21266/2079-4304.2017.221.79–90

Abdalla, Y. Y. and Fangama, I. M. 2015. Effect of shelterbelts on crop yield in Al-Rahad Agricultural Scheme, Sudan. Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci., 4 (7): 1–4.

Bevz, H. P., Fylchakov, P. F., Shvetsov, K. Y., Yaremchuk, F. P. 1972. Handbook of elementary mathematics. Kyiv, Naukova Dumka, 528 p.

Bodrov, V. A. 1937. Field-protective forestation. Moscow, 268 p. (in Russian).

Bortsov, A. V. and Potovskaia, E. Y. 2013. Determining the intensity of solar radiation for an inclined collecting surface. Bulletin of National Technical University "Kharkiv Polytechnic Institute". Series: Energy: reliability and energy efficiency, 59: 34–39 (in Russian).

Dupraz, C., Wolz, K., Lecomte, I., Talbot, G., Vincent, G., Mulia, R., Bussière, F., Ozier-Lafontaine, H., Andrianarisoa, S., Jackson, N., Lawson, G., Dones, N., Sinoquet, H., Lusiana, B., Asmara, D., Domenicano, S., Reyes, F., Gosme, M., Van Noordwijk, M. 2019. Hi-sAFe: A 3D agroforestry model for integrating dynamic tree–crop interactions. Sustainability, 11: 2293. https://doi.org/10.3390/su11082293

Feygelson, E. M. and Krasnokutskaya, L. D. 1978. Solar radiation streams and clouds. Leningrad, Gidrometeoizdat, 157 p. (in Russian).

Godunov, S. I. and Godunova, E. I. 2008. The state of the depression zone of protective forest belts, depending on their design. Vestnik of the Stavropol state University, 57: 55–60 (in Russian).

Gorchakova, I. A. 2000. Parametrization of integral solar radiation fluxes. Izv. RAS. Atmospheric and ocean physics, 36 (3): 376–386 (in Russian).

Gordeev, A. S. and Pridorogin, M. V. 2017. Available solar energy and the relief of the Earth. Don Agrarian Science Bulletin, 3 (39): 47–55 (in Russian).

Jørgensen, S. E. (Ed.). 2009. Ecosystem Ecology. Denmark, Academic Press, 521 p.

Kowalchuk, T. E. and de Jong, E. 1995. Shelterbelts and their effect on crop yield. Can. J. Soil Sci., 75: 543–550.

Lenobl, Zh. 1990. Transfer of radiation scattering and absorbing atmospheres: Standard methods of calculation. Leningrad, Gidrometeoizdat, 264 p. (in Russian).

Lytovchenko, V. H. and Strikha, M. V. 2015. Solar energy: agenda for the world and Ukraine. Kyiv, K.I.S., 40 p. (in Ukrainian).

Manaenkov, A. S. and Abakumova, L. I. 2015. Increase in efficiency of field-protective forestations in critical droughty regions of Russia. Vestnik of Volga State University of Technology. Ser.: Forest. Ecology. Nature Management, 4(28): 73–83.

Margaylik, G. I. and Kosumbekov, A. 1976. Afforestation in the Western Pamirs. Forestry, II: 67–68 (in Russian).

Mayrinck, R. C., Laroque, C. P, Amichev, B. Y, Van Rees, K. 2019. Above- and below-ground carbon sequestration in shelterbelt trees in Canada: a review. Forests, 10: 922. https://doi.org/10.3390/f10100922

Mize, C. W., Brandle, J. R., Schoeneberger, M. M., Bentrup, G. 2008. Ecological Development and function of shelterbelts in Temperate North America. In: Advances in Agroforestry. Berlin, Germany, Springer Science and Business MediaLLC, Vol. 4: 27–54. DOI: 10.1007/978-1-4020-6572-9_3

Morhart, C., Rosskopf, E., Nahm, M., Kahle, H.-P., Albert-Ludwigs. 2019. The dark side of agroforestry: Modelling shadow projections based on 3D data. p. 837.

Nadein, S. V. 2005. Agroecological influence of forest protective plantations on the phytosanitary state of agricultural crops and productivity of grain-grass crop rotation in agrolandscapes of the Forest-Steppe Central Black Earth Lands. Extended abstract of PhD thesis. Kursk, All-Russian Scientific Research Institute of Agriculture and protection of soil from erosion, 26 p. (in Russian).

Obraztsova, Z. G. 2003. Forest meteorology. Kharkiv, Kharkiv National Agrarian University, 108 p. (in Ukrainian).

Onyewotu, L. O. Z., Ogigirigi, M. A., Stigter.C. J. 1994. A study of competitive effects between a *Eucalyptus camaldulensis* shelterbelt and an adjacent millet (*Pennisetum typhoides*) crop. Agriculture, Ecosystems & Environment, 51 (3): 281–286. https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)90139-2

Ovsyanikov, A. S., Zhidehina, T. V., Skrinnikova, M. K. 2010. Assessment of photosynthetic activity of fruit, berry and non-traditional crops in connection with crop formation. Michurinsk, Voronezh, Kvarta, 52 p. (in Russian).

Pavlovskiy, Ye. S., Baranov, V. A., Bialyi, O. M. (Eds.). 1985. Methods of system studies of agricultural landscapes. Moscow, All-Union Academy of Agricultural Sciences, 112 p. (in Russian).

Polishchuk, O. P. 2009. Forestry and reclamation efficiency of shelterbelts of different constructions formed by care fellings in the conditions of Kyiv upland region. Extended abstract of PhD thesis. Kyiv, National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, 19 p. (in Ukrainian).

Qadamov, A. and Ikromov, I. I. 2015. The influence of forest shelterbelt on wind erosion and yield level of potatoes in the Wakhan valley of GBAO. TASHN reports, 4: 23–28 (in Russian).

Shatunova, M. V. 2002. Method of calculation of the solar radiation fluxes in the atmosphere in view of the interaction of radiation and cloud cover. Extended abstract of PhD thesis. Moscow, 20 p. (in Russian).

Sydorenko, S. V. 2019. Agroecology impact of shelterbelts of their current stage. In: Forest reproduction and forest reclamation in Ukraine: origins, current state, current challenges and prospects in the Anthropocene. Proceedings of the International scientific-practical conference dedicated to the 100th anniversary of the Department of Forest Reproduction and Forest Reclamation (Kyiv, 6-8 November, 2019). Kyiv, Lira-K Publishing House, p. 135–136 (in Ukrainian).

Sydorenko, S. V. and Sydorenko, S. H. 2019. Current status and growth of shelterbelts in the Kharkiv region and their meliorative efficiency. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 133: 39–53 (in Ukrainian). https://doi.org/10.33220/1026-3365.133.2018.39

Vysotsky, G. N. 1983. Protective afforestation. Kiev, Naukova dumka, 208 p. (in Russian).

Yascheritsina, L. A. and Bondarenko, I. V. 1988. Spatial distribution of root systems of the stand in sheltered forest belts of the dry steppe. Modern issues of field protection afforestation [VNIALMI], 3(95): 69–77 (in Russian).

Sydorenko S. V.[1], Korsovetskyi V. O.[1]., Sydorenko S. H.[1], Hladun H. B.[2]

SEASONAL AND DAILY FORMATION OF THE SHADING ZONE IN THE EDGE PART OF DENSE FIELD SHELTERBELTS

[1]*Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky*
[2]*Kharkiv National Technical University of Agriculture named after Petro Vasylenko*

Field shelterbelts increase the overall productivity of agricultural lands. However, their edge parts have a negative impact on the growth and development of crops due to the shadow created by the crowns. The aim of the study was to discover diurnal and seasonal variations in lighting and shadow formation depending on the shelterbelt characteristics as well as to find out how variations in the lighting regime of the edge area influences the biomass produced by light-demanding crops. Theoretical calculations of solar radiation parameters were used in the research. Calculations were performed for typical primary and secondary dense shelterbelts. The theoretical calculations were compared with the field data on the crop (corn) phytomass distribution in the field. The indicators of seasonal and daily dynamics of shadow formation were found out for typical dense shelterbelts within Left-Bank Forest-Steppe. The degree of solar energy shortfall on the surface of the field was calculated depending on the distance to shelterbelts and their spatial allocation. It was determined that a significant impact of shading from shelterbelts varies from 1.2 to 1.5*H*, where *H* is an average tree height in the shelterbelt. The length of the shading zone depends on the protective height of the stand and its spatial allocation: the strongest shading effect is observed on the northern side of the shelterbelt, the slightest, on the southern side.

K e y w o r d s : shelterbelts, shading, depression zone, light, shadow, energy, height, competition, phytomass.

Сидоренко С. В.[1], Корсовецкий В. А.[1], Сидоренко С. Г.[1], Гладун Г. Б.[2]

СЕЗОННОЕ И СУТОЧНОЕ ФОРМИРОВАНИЕ ЗОНЫ ЗАТЕНЕНИЯ В ПРИОПУШЕЧНОЙ ЧАСТИ ПЛОТНЫХ ПОЛЕЗАЩИТНЫХ ЛЕСНЫХ ПОЛОС

[1]*Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации имени Г. Н. Высоцкого*

[2]*Харьковский национальный технический университет сельского хозяйства им. Петра Василенко*

Лесные полосы способствуют повышению общей производительности аграрных угодий. Однако на приопушечных участках лесных полей создаются неблагоприятные условия для роста и развития сельскохозяйственных культур из-за затенения кронами деревьев. Цель работы заключалась в определении суточных и сезонных изменений освещения и формирования тени в зависимости от характеристик полезащитных лесных полос (ПЛП) и установлении влияния изменений светового режима приопушечных участков на формирование фитомассы светолюбивых сельскохозяйственніх культур. При исследовании использованы теоретические расчеты параметров солнечного излучения. Расчеты выполнены для типичных основных и вспомогательных ПЛП плотной конструкции. Теоретические вычисления сравнивали с полевыми данными распределения фитомассы кукурузы на поле. Для типичных плотных ПЛП Левобережной Лесостепи установлены показатели сезонной и суточной динамики формирования тени деревьев. Рассчитана степень недополучения поверхностью поля солнечной энергии в зависимости от расстояния от полезащитных полос и их пространственного размещения. Установлено, что затенение ПЛП имело существенное влияние на культуру на расстоянии 1,2–1,5 высоты деревьев в полезащитной полосе. Протяженность зоны затенения зависит от защитной высоты древостоя и пространственного размещения ПЛП: наибольшее влияние затенения отмечено на северной стороне лесной полосы, незначительное – на южной.

К л ю ч е в ы е с л о в а : полезащитные полосы, затенение, зона депрессии, свет, тень, энергия, высота, конкуренция, фитомасса.

E-mail: svit23sydorenko@gmail.com; sydorenkosg@uriffm.org.ua; gladun_g@ukr.net

Одержано редколегією 18.05.2020

ЕКОЛОГІЯ І МОНІТОРИНГ

УДК 630.536:630.531:630:528.8
https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.95

Д. І. БІДОЛАХ

ВИЗНАЧЕННЯ ГОРИЗОНТАЛЬНИХ ПАРАМЕТРІВ ЕЛЕМЕНТІВ БЛАГОУСТРОЮ ЗА МАТЕРІАЛАМИ ЗЙОМКИ БЕЗПІЛОТНИМИ ЛІТАЛЬНИМИ АПАРАТАМИ

ВП НУБіП України «Бережанський агротехнічний інститут

Опрацьовано можливість використання результатів зйомки території об'єктів благоустрою з безпілотного літального апарата DJI Phantom 4 для визначення їхніх лінійних горизонтальних параметрів. Установлено, що такий підхід дає змогу підвищувати якість, точність і швидкість визначення довжин елементів благоустрою за актуальним картографічним матеріалом, що опрацьовується у середовищі геоінформаційних систем (ГІС). Апробацію запропонованого способу проведено на базі території скверу в центральній частині міста Бережани Тернопільської області шляхом порівняння результатів геоінформаційного аналізу та традиційних підходів до вимірювань. Виявлено, що запропонований спосіб дає змогу отримувати результати доволі високої точності з підвищенням рівня автоматизації робіт і полегшенням процесу складання балансу території. Такий підхід дає можливість вимірювати довжини досліджуваних елементів за допомогою засобів ГІС із мінімізацією трудомістких польових робіт і підвищенням їхньої точності у порівнянні з індикацією параметрів за безкоштовними матеріалами дистанційного зондування Землі. Він може бути використаний для парковпорядкування, інвентаризації зелених насаджень, розроблення проєктів благоустрою, озеленення та реконструкцій, а також для наукових досліджень.

Ключові слова: вимірювання довжини елементів озеленення, безпілотний літальний апарат, ортофотоплан, ГІС.

Вступ. Зважаючи на важливу роль зелених насаджень у формуванні безпечного та комфортного життєвого простору людини, в них мають регулярно проводитися заходи захисту, бережливої експлуатації, відтворення та примноження. Для вирішення цього питання важливого значення набуває наявність достовірної та актуальної інформації про стан об'єктів благоустрою. Водночас різні дослідники (Danilin et al. 2005, Slobodyanyk 2014) відзначають неспроможність традиційних методів збору та аналізу інформації забезпечити виконання цієї вимоги повною мірою. Виявлено (Rossinina et al. 2006), що процес переходу суб'єктів господарювання на нові технології оброблення, збереження та передавання інформації про стан об'єктів ведення господарства з використанням комп'ютерів мало торкнувся зеленого будівництва.

Підвищення ефективності методів отримання інформації щодо стану об'єктів благоустрою є неможливим без залучення новітніх технологій (Buksha et al. 2008, Markham 2016). Для сфер, які у своїй діяльності використовують картографічні матеріали, супутникові знімки, тривимірні моделі території та інші просторові дані, важливими стають технології дистанційного зондування Землі (ДЗЗ), матеріали яких інтерпретують у геоінформаційних системах (ГІС). Не є винятком і сфера садово-паркового господарства, для якої потрібне оперування різними шарами картографічної інформації, робота з цифровими моделями місцевості, визначення та візуалізація розташування рослинності, дорожньо-стежкової мережі, використання параметрів дерев і чагарників, будівель, споруд і малих архітектурних форм (МАФ), а також опрацювання іншої просторової інформації. Як свідчать висновки окремих науковців (Trubina et al. 2014), геоінформаційне картування найкраще відповідає завданням обліку зелених насаджень та об'єктів благоустрою, оскільки дає змогу інтегрувати просторову інформацію щодо особливостей розташування зелених насаджень у базу даних, яка містить якісні та кількісні показники структури та стану насаджень. Водночас такий підхід створює умови для врахування всіх об'єктів озеленення завдяки можливостям підключення цифрової картографічної основи в поєднанні із семантичною (атрибутивною) інформацією.

Залучення космічної зйомки для картографування місцевості постійно змінює й удосконалює її парадигму та, як наслідок, набуває популярності у багатьох сферах, зокрема менеджменті та інвентаризації зелених насаджень, містобудуванні та ландшафтній екології

(Qi Chen 2007). Поява нових методів збирання геоданих (супутникові знімки надвисокої роздільної здатності, повітряне лазерне сканування, гіперспектральні зйомки та ін.), за переконанням дослідників (Rylskiy 2018), зумовлює доцільність проведення нових досліджень стосовно вивчення можливостей змін та вдосконалення інформаційного забезпечення зеленого будівництва з використанням матеріалів ДЗЗ.

Відповідно до рекомендацій різних науковців (Wood et al. 1999, Lefsky et al. 2002, Danilin et al. 2005, Mura et al. 2015, Rylskiy 2018), для дослідження об'єктів благоустрою, зокрема для виявлення детальних місць розташування їхніх окремих елементів, текстурного дешифрування, побудови детальних карт і тривимірних моделей ландшафтів найкраще використовувати матеріали ДЗЗ надвисокої роздільної здатності. Останнім часом чимало авторів (Berteška & Ruzgienė 2013, Bidolakh & Kuziovych 2016, Greenwood et al. 2019, Hernandez et al. 2016, Khokthong et al. 2019, Krause et al. 2019) звертають увагу також на доцільність використання матеріалів зйомки з безпілотних літальних апаратів (БПЛА) як альтернативи знімків із високою та надвисокою роздільною здатністю, зважаючи на їхню дешевизну, можливість управління часом проведення зйомки, деталізацією та іншими параметрами.

Описуючи перспективи використання вищезгаданих технологій для процесу впорядкування зелених насаджень, неможливо оминути увагою й недоліки цього підходу. Як свідчать дослідження (Mullayarova 2018), система інвентаризації міських насаджень із використанням інтерпретації матеріалів ДЗЗ в ГІС має певні труднощі реалізації в умовах загущених біогруп і насаджень лісових типів, а тому найкраще підходить для лінійних і рідколісних площинних зелених насаджень, у яких перекриття крон є мінімальними. До цих труднощів слід додати витрати на придбання геоінформаційної системи, апаратної частини комплексу та серверів для зберігання інформації. До того ж слід пам'ятати, що вартість підготовки спеціалістів з ГІС часто наближається до ціни самого програмного продукту, яка інколи може вимірюватися тисячами умовних одиниць. Відповідно до цього, згідно з висновками науковців (Debelaya & Morozova 2018), доволі потужний потенціал комплексного поєднання методів ГІС із матеріалами ДЗЗ для управління міськими об'єктами зеленого господарства й досі залишається нереалізованим унаслідок відсутності кваліфікованих спеціалістів, фінансового забезпечення, а також актуальних даних про стан об'єктів благоустрою.

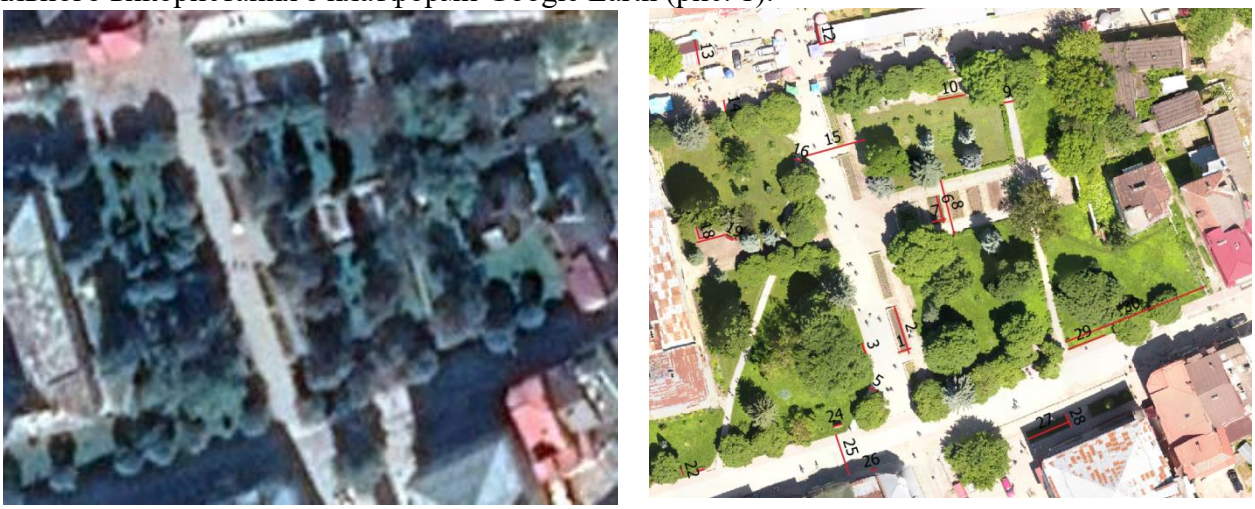
Мета дослідження – виявлення можливостей визначення горизонтальних параметрів елементів благоустрою за матеріалами БПЛА.

Матеріали й методи. Об'єктом дослідження обрано спосіб визначення лінійних розмірів елементів благоустрою за матеріалами БПЛА-зйомки. Предметом дослідження стали можливості вдосконалення процесу вимірювання горизонтальних параметрів об'єктів благоустрою для потреб парковпорядкування шляхом використання сучасних методів.

Дослідження проводили на базі паркових ландшафтів центральної частини міста Бережани в Тернопільській області шляхом знімання території досліджень із безпілотного літального апарата (БПЛА) DJI Phantom 4, експорту отриманої інформації, її трансформації та створення ортофотоплану. Опрацювання отриманої картографічної основи, яка прив'язана до відповідної системи координат, у середовищі ГІС дає змогу виконувати лінійні вимірювання об'єктів із одночасною реєстрацією їхнього місця розташування в системі координат.

Для отримання матеріалів БПЛА-аерофотозйомки території об'єкта благоустрою проводять калібрування компаса БПЛА. Після отримання чіткого супутникового сигналу в системах GPS/ГЛОНАСС проводять знімання цієї території з квадрокоптера. При цьому виконують аерофотозйомку за попередньо спланованим маршрутом. Після цього серію аерофотознімків експортують на комп'ютер для здійснення їхнього поєднання та ортотрансформації з метою створення ортофотоплану.

Для можливості зіставлення якісних характеристик різної картографічної основи порівнювали створений ортофотоплан в середовищі ГІС Quantum GIS 3 з фрагментом прив'язаного в цій же системі координат космічного знімка із супутника Pleiades-1A від Французького Національного центру космічних досліджень (CNES), отриманого на правах вільного використання з платформи Google Earth (рис. 1).



а ***б***

Рис. 1 – Порівняння матеріалів ДЗЗ для території центральної частини м. Бережани (Тернопільська обл.): *а* – супутниковий знімок; *б* – БПЛА-ортофотоплан із позначеними місцями проведення вимірів

Для перевірки можливості отримання інформації про лінійні розміри об'єктів за цими картографічними матеріалами проведено натурні виміри за допомогою мірної рулетки для елементів, які можливо відстежити за обома знімками: розміри доріжок, МАФ, квітників і газонів. Після цього визначали ті самі розміри засобами ГІС за матеріалами ДЗЗ з наступним зіставленням із даними натурних вимірювань. Такий підхід передбачалося використати для одержання інформації про розміри елементів благоустрою, обчислення балансу території, впорядкування території та зелених насаджень, а також виконання інших завдань.

Завданням дослідження обрано розроблення підходу до вимірювання горизонтальних параметрів об'єктів садово-паркового господарства, перевірку його точності та ефективності шляхом порівняння з традиційними методами отримання такої інформації. Для реалізації цього завдання нами запропоновано використання аерофотозйомки території з безпілотного літального апарата з подальшим визначенням розмірів елементів благоустрою за опрацьованим у середовищі ГІС ортофотопланом території.

Результати й обговорення. У процесі дешифрування матеріалів ДЗЗ виявлено кращу деталізацію відображення дорожньо-стежкової мережі, контурів будівель, місць розташування дерев та МАФ за ортофотопланом, порівнюючи з безкоштовним космічним знімком. Під час виконання вимірювань засобами ГІС відзначено також кращу інформативність матеріалів БПЛА-зйомки та простіший процес визначення меж елементів за ним. Аналіз отриманої інформації (табл. 1) свідчить про вищу точність результатів за матеріалами зйомки з БПЛА проти безкоштовних космічних знімків, які доступні для використання з платформи Google Earth. Так, виміри за ортофотопланом характеризуються середньою випадковою помилкою вимірювань $\delta = 0{,}14$ м за середньоквадратичного відхилення $S = 6{,}36$ та коефіцієнта варіації $C_v = 1{,}198$ із розкидом значень відхилень від результатів натурних вимірювань у межах від -5,9 до +12,1 % (рис. 2). Водночас найбільші похибки виникали для дрібних елементів місцевості з розмірами до 3 м, що може бути наслідком впливу тіней об'єктів і помилками, викликаними точністю самого ортофотоплану, роздільна здатність якого становила 4,5 см.

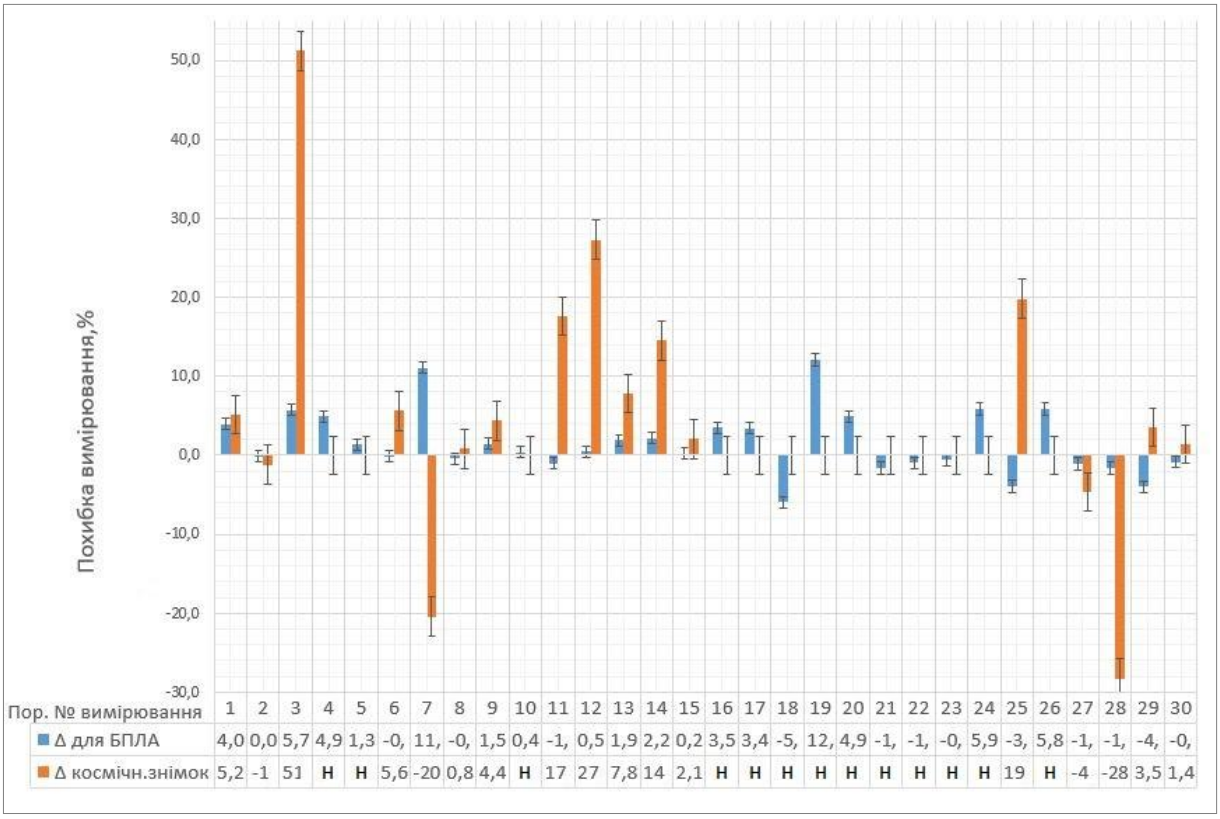
Таблиця 1

Результати вимірювань лінійних параметрів елементів благоустрою за даними ДЗЗ для об'єкта дослідження

№ з/п	Об'єкт	Ортофотоплан		Космічний знімок		Натурні виміри, м	Примітка
		Розмір, м	Відхилення, %	Розмір, м	Відхилення, %		
1	Квітник 1 ширина	2,72	4,0	2,75	5,2	2,615	
2	Квітник 1 довжина	10,80	0,0	10,67	-1,2	10,800	
3	Лава 1 довжина	1,78	5,7	2,54	51,2	1,680	с/і*
4	Смітник 1 діаметр	0,43	4,9	н/п*	–	0,410	
5	Доріжка 1 ширина	1,44	1,3	н/п	–	1,420	
6	Квітник 2 довжина	6,05	-0,1	6,39	5,6	6,050	
7	Квітник 2 ширина	2,72	11,1	1,95	-20,4	2,450	с/і
8	Доріжка 2 ширина	12,35	-0,4	12,5	0,8	12,400	
9	Доріжка 3 ширина	2,08	1,5	2,14	4,4	2,050	
10	Газон 1 розмір	6,16	0,4	н/п	–	6,138	
11	МАФ 1 ширина	2,87	-1,0	3,41	17,6	2,900	с/і
12	МАФ 1 довжина	4,02	0,5	5,09	27,3	4,000	с/і
13	МАФ 2 ширина	5,35	1,9	5,66	7,8	5,250	с/і
14	Доріжка 4 ширина	2,25	2,2	2,52	14,5	2,200	
15	Дорога 1 ширина	13,58	0,2	13,83	2,1	13,550	
16	Доріжка 5 ширина	1,49	3,5	н/п	–	1,435	
17	МАФ 3 ширина	2,27	3,4	н/п	–	2,195	
18	МАФ 3 довжина	2,49	-5,9	н/п	–	2,647	
19	Лава 2 довжина	1,68	12,1	н/п	–	1,500	
20	Смітник 2 діаметр	0,43	4,9	н/п	–	0,410	
21	Мощення 1 розмір	6,76	-1,6	н/п	–	6,870	
22	МАФ 4 ширина	1,34	-1,0	н/п	–	1,350	
23	Лава 3 довжина	1,67	-0,6	н/п	–	1,680	
24	МАФ 5 ширина	1,99	5,9	н/п	–	1,875	
25	Дорога 2 ширина	9,13	-3,9	11,38	19,8	9,500	с/і
26	Клумба розмір	1,27	5,8	н/п	–	1,200	
27	Газон 2 довжина	9,79	-1,1	9,44	-4,6	9,900	с/і
28	Газон 2 ширина	2,99	-1,6	2,18	-28,3	3,040	с/і
29	Газон 3 довжина	8,73	-4,0	9,42	3,5	9,100	с/і
30	Газон 4 довжина	32,76	-0,9	33,52	1,4	33,050	

* н/п – не піддаються вимірюванню; с/і – складнощі ідентифікації.

У процесі аналізу вимірювань за супутниковим знімком зазначено такі статистичні показники для цього процесу: δ = 0,63 м за середньоквадратичного відхилення S = 7,74 та коефіцієнта варіації C_v = 0,972 із розкидом значень відхилень від результатів натурних вимірювань у межах від -28,3 до +51,2 %. До того ж для 13 елементів (43,3 % вимірів) неможливо було здійснити вимірювання за даними матеріалами через погану їхню видимість, а для 9 вимірів (30,0 %) виникли проблеми з ідентифікацією меж елементів за космічним знімком, що також знизило точність вимірювань.



Пор. № вимірювання	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Δ для БПЛА	4,0	0,0	5,7	4,9	1,3	-0,	11,	-0,	1,5	0,4	-1,	0,5	1,9	2,2	0,2	3,5	3,4	-5,	12,	4,9	-1,	-1,	-0,	5,9	-3,	5,8	-1,	-1,	-4,	-0,
Δ космічн.знімок	5,2	-1	51	Н	Н	5,6	-20	0,8	4,4	Н	17	27	7,8	14	2,1	Н	Н	Н	Н	Н	Н	Н	Н	Н	19	Н	-4	-28	3,5	1,4

Рис. 2 – Відхилення результатів вимірювань за матеріалами ДЗЗ
(Н – елементи, для яких не можливо було здійснити виміри)

Наведені характеристики свідчать про вищу ефективність використання ортофотоплану за матеріалами БПЛА-зйомки, як порівняти з безкоштовними супутниковими знімками, для визначення лінійних розмірів за ними. Причиною цього є вища просторова роздільна здатність і краща якість деталізації першого підходу.

Розглядаючи це питання, також неможливо оминути увагою вплив орографічних факторів на точність визначення лінійних параметрів елементів благоустрою. Загальновідомо, що на картографічних матеріалах відображаються не дійсні довжини ліній, а їхні проєкції на горизонтальну площину. У геодезичних вимірюваннях ухили ліній до 3 градусів не беруть до уваги, зважаючи на їхній незначний вплив на результати. За більших кутів нахилу території для відкладання довжин ліній на карти й плани визначають величину горизонтального прокладання, яка є добутком дійсної довжини лінії та косинуса кута її нахилу. Виходячи з цього, також рекомендуємо користуватися цим принципом під час зворотного процесу отримання довжин ліній за картографічними матеріалами. Тобто виміряні за матеріалами ДЗЗ горизонтальні прокладання об’єктів для ліній із нахилом більше ніж 3 градуси переводити в довжини з урахуванням їхнього нахилу за формулою (1):

$$S = L*cos\alpha^{-1}\,, \qquad (1)$$

де S – горизонтальне прокладення;

L – дійсна довжина лінії;

α – кут нахилу лінії.

За наявності цифрової моделі рельєфу (ЦМР) або тривимірного макету території геоінформаційні системи здатні в автоматичному режимі вираховувати дійсні довжини ліній, що значно спрощує обмірні роботи за матеріалами ДЗЗ та підвищує їхню точність.

Проведені дослідження дають підстави рекомендувати для потреб дослідження зелених насаджень та інших елементів благоустрою об’єктів зеленого господарства матеріали ДЗЗ

високої просторової роздільної здатності. Для таких цілей можна використовувати супутникові знімки зі значенням цього параметра не більше ніж 10 см на піксель. Проте, зважаючи на їхню високу вартість станом на сьогодні, пропонуємо використовувати для таких цілей результати БПЛА-зйомки у вигляді ортофотоплану території. Для підвищення точності результатів рекомендовано виконувати БПЛА-зйомку в час найменшої довжини тіней та за висоти знімання не більше ніж 100 м (за більшої висоти знімання погіршується просторова роздільна здатність). Оброблення результатів рекомендуємо проводити засобами ГІС на основі ЦМР або тривимірного макету території.

За результатами проведених досліджень отримано патент на корисну модель «Спосіб дистанційного моніторингу об'єктів садово-паркового господарства» (Бідолах et al. 2020).

Висновки. Використання сучасних методів досліджень у садово-парковому господарстві дає змогу не тільки істотно підвищити точність отриманої інформації, але й забезпечити її оперативність, автоматизацію та універсальність, що є важливою умовою сталого розвитку урболандшафтів. У контексті дослідження можливостей використання методів ДЗЗ для удосконалення процесу впорядкування об'єктів благоустрою нами підтверджено доцільність залучення переваг БПЛА-зйомки як аналога матеріалів супутникової зйомки з високою роздільною здатністю для вимірювання горизонтальних параметрів елементів благоустрою. Результати досліджень свідчать про вищу ефективність використання ортофотоплану за матеріалами БПЛА-зйомки проти безоплатних супутникових знімків для визначення лінійних розмірів за ними. Для спрощення інтерпретації матеріалів ДЗЗ рекомендовано використовувати геоінформаційні системи, які дають змогу проводити виміри безпосередньо за геокодованим у системі координат ортофотопланом. Загалом такий підхід може бути використаний для потреб парковпорядкування, обчислення балансу території, впорядкування території та зелених насаджень, а також для проведення інших наукових досліджень.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Berteška, T. and Ruzgienė, B. 2013. Photogrammetric mapping based on UAV imagery. Geodesy and Cartography, 39(4): 158–163. https://doi.org/10.3846/20296991.2013.859781

Bidolakh, D. I, Leshchenko, O. Yu. Kolesnichenko, O. V. 2020. Patent 141617 UA, u201907878. National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine. (in Ukrainian).

Bidolakh, D. I. and Kuziovych, V. S. 2016. Remote research of horticulture objects with the using of drones. Scientific Journal "Ukrainian Journal of Forestry and wood Science", 255: 201–209. (in Ukrainian).

Buksha, I. F., Buksha, M. I., Kuziovych, V. S. 2008. Application of advanced measuring and computer technologies in landscape gardening. Scientific Bulletin of UNFU, 18.7: 46–53 (in Ukrainian).

Danilin, I. M., Medvedev, E. M., Abe, N. I., Khudak, A. T., Sankt-Onge, B. 2005. High technologies of the XXI age for aerospace monitoring and forest taxation. Forest taxation and forest inventory [Lesnaya taksatsiya i lesoustroystvo]. 1 (34): 28–38 (in Russian)

Debelaya, I. D. and Morozova, G. U. 2018. Development of GIS structure on example of specially protected natural territory of local value "Dynamo park" in Khabarovsk. International Research Journal, 3 (69): 75–80 (in Russian). https://doi.org/10.23670/IRJ.2018.69.003

Greenwood, W. W., Lynch, J. P., Zekkos, D. 2019. Applications of UAVs in civil infrastructure. Journal of Infrastructure Systems, 25(2): 04019002. https://doi.org/10.1061/(ASCE)IS.1943-555X.0000464

Hernandez, J. G., Gonzalez-Ferreiro, E., Sarmento, A., Silva, J., Nunes, A., Correia, A. C., Fontes, L., Tomé, M., Diaz-Varela, R. 2016. Using high resolution UAV imagery to estimate tree variables in *Pinus pinea* plantation in Portugal. Forest Systems, 25(2): 09. https://doi.org/10.5424/fs/2016252-08895

Khokthong, W., Zemp, D. C., Irawan, B., Sundawati, L., Kreft, H., Hölscher, D. 2019. Drone-Based assessment of canopy cover for analyzing tree mortality in an oil palm agroforest. Frontiers in Forests and Global Change, 2. https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00012

Krause, S., Sanders, T. G. M., Mund, J.-P., Greve, K. (2019). UAV-Based Photogrammetric Tree Height Measurement for Intensive Forest Monitoring. *Remote Sensing*, *11*(7): 758 p. https://doi.org/10.3390/rs11070758

Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Harding, D. J., Parker, G. G., Acker, S. A., Gower, S. T. 2002. Lidar remote sensing of above-ground biomass in three biomes. Global Ecology and Biogeography, 11(5): 393–399. https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2002.00303.x

Markham, D. 2016. This startup will use drones to map forests and plant trees at 1/10th of the usual cost. [Electronic resource]. Treehugger. Available from: http://54.84.108.13/clean-technology/startup-using-drones-plant-trees-110th-usual-cost.html (last accessed date 20.05.2020).

Mullayarova, P. I. 2018. On the modernization of the existing methodology for inventory of green spaces, taking into account modern achievements of aerospace research and GIS technologies. Vestnik of the Siberian State University of Geosystems and Technologies (SSUGT), 23(1): 132–141 (in Russian)

Mura, M., McRoberts, R. E., Chirici, G., Marchetti, M. 2015. Estimating and mapping forest structural diversity using airborne laser scanning data. Remote Sensing of Environment, 170(1): 133–142. https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.09.016

Qi Chen. 2007. Airborne LIDAR data processing and information extraction. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 73(2): 109–112.

Rossinina, A. A., Nicheporchuk, V. V., Shevelev, S. L., Artemiev, O. S. 2006. Cartographic study of the dynamics of green spaces of an industrial metropolis. International Research Journal, 3 (69): 75–80 (in Russian).

Rylskiy, I. A. 2018. Approaches to the determination of taxation indicators of forests using aerospace images and LIDAR data. InterKarto. InterGis, 24(2): 216–240. https://doi.org/10.24057/2414-9179-2018-2-24-216-240 (in Russian).

Slobodyanyk, M. P. 2014. Vykorystannia metodiv dzz ta GIS-tekhnolohii dlia monitorynhu lisovykh resursiv [The using of remote sensing methods and GIS technology for monitoring of forest resources]. Visnyk geodezii ta kartohrafii [Newsletter of geodesy and cartography], 1: 27–31 (in Ukrainian).

Trubina, L. K., Mullayarova, P. I., Baranova, E. I. Nikolaeva, O. N. 2014. Some approaches to geoinformation mapping of green spaces. Interexpo Geo-Siberia, 2: 68–73 (in Russian).

Wood, J., Wm, D., Oderwald, R., & Wynne, R. 1999. Tree inventories and GIS in urban forestry. [Electronic resource]. Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University. Project report. Available from: https://www.researchgate.net/publication/237369026_Tree_Inventories_and_GIS_in_Urban_Forestry (last accessed date 20.05.2020).

Bidolakh D. I.

DETERMINATION OF THE HORIZONTAL PARAMETERS OF LANDSCAPING ELEMENTS BY MEANS OF THE UAV-SURVEY MATERIALS

Separated Subdivision of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine "Berezhany Agrotechnical Institute"

The possibility of using the results of the survey of landscaping objects done by the Phantom 4 UAV DJI in determining linear horizontal parameters has been explored. It was established that this approach allows improving the quality, accuracy and speed of determining the length of the landscaping elements according to the actual cartographic data processed in the GIS-environment. The proposed method was tested in the park landscapes of Berezhany in Ternopil Region by comparing the results obtained by this approach and by the traditional measurement method. It was found that the proposed method with improved automatic process produces high accuracy results as well as it simplifies drawing the balance of a territory. This approach allows us to determine linear horizontal parameters of landscaping elements using software with the minimization of labor-intensive field work and improves the accuracy of the results compared to free remote sensing materials. It can be used in park management, settlement gardening, in inventory of the greenery, when developing landscaping projects, and for other studies.

Key words: greenery elements length measurement, unmanned aerial vehicle, orthophotoplane, GIS.

Бидолах Д. И.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ГОРИЗОНТАЛЬНЫХ ПАРАМЕТРОВ ЭЛЕМЕНТОВ БЛАГОУСТРОЙСТВА ПО МАТЕРИАЛАМ СЪЕМКИ БЕСПИЛОТНЫМИ ЛЕТАТЕЛЬНЫМИ АППАРАТАМИ

ВП НУБиП Украины «Бережанский агротехнический институт»

Исследована возможность использования результатов съемки территории объектов благоустройства с беспилотного летательного аппарата DJI Phantom 4 для определения их линейных горизонтальных параметров. Установлено, что такой подход позволяет повышать качество, точность и скорость измерения элементов благоустройства по актуальным картографическим материалам, которые обрабатываются в среде ГИС. Апробация предложенного способа реализована на базе территории сквера в центральной части города Бережаны Тернопольской области путем сравнения результатов геоинформационного анализа и традиционных подходов к измерениям. Определено, что предложенный способ позволяет получать результаты достаточно высокой точности с повышением уровня автоматизации работ и облегчением процесса составления баланса территории. Такой подход позволяет измерять длины исследуемых элементов с помощью средств ГИС с минимизацией трудоемких полевых работ и повышением их точности по сравнению с индикацией параметров по материалам бесплатных ДЗЗ. Он может быть использован для паркоустройства, инвентаризации зеленых насаждений, в процессе разработки проектов благоустройства, озеленения и реконструкции, а также других научных исследований.

Ключевые слова: измерение длины элементов озеленения, беспилотный летательный аппарат, ортофотоплан, ГИС.

E-mail: dimbid@ukr.net *Одержано редколегією: 26.05.2020*

УДК: 630.4

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.102

В. В. БОГОМОЛОВ

ПІДХОДИ ДО ОПТИМІЗАЦІЇ РОЗМІЩЕННЯ ПОЖЕЖНИХ ВЕЖ ЛІСОГОСПОДАРСЬКОГО ПІДПРИЄМСТВА

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

У зв'язку з підвищенням рівня пожежної небезпеки в лісах України виникла нагальна потреба в розширенні мережі камер телеспостереження за пожежами. Додаткові телекамери встановлюють із метою підвищення точності визначення координат пожежі, що, зі свого боку, зменшує час мобілізації сил і засобів для її гасіння. Викладено чисельний метод розрахунку видимості камер телеспостереження за пожежами на засадах сфероїдної геодезії та з використанням відомих алгоритмів опрацювання даних. Надано обґрунтування величини максимальної дальності телеспостереження та висоти підняття диму. Запропоновано підхід до вибору підмножини пожежних веж із загальної множини за умови максимуму видимої площі у найбільш пожежонебезпечних частинах лісових масивів. Показано підхід до виявлення найперспективніших місць для встановлення нових веж або для вибору наявних висотних споруд на цифровій моделі місцевості. Наведені підходи застосовано для двох лісогосподарських підприємств східної України, в результаті чого надано рекомендації щодо розміщення додаткових систем телеспостереження.

Ключові слова: пожежно-спостережна вежа, система телеспостереження, зона видимості, цифрова модель рельєфу.

Вступ. Останнім часом температура повітря на Землі збільшилася на 0,8°С у порівнянні з доіндустріальним періодом (Shvidenko et al. 2018). На тлі потепління клімату в України підвищилися кількість і площа пожеж. Так, за період 1981–2010 рр. кількість пожеж на території країни збільшилась у 2,6 разу (Balabukh and Zibtsev 2016). Особливо небезпечним для деяких регіонів України виявився квітень поточного року. За даними, опублікованими на Урядовому порталі (State Forest Resources Agency 2020), з початку року тільки до 13 квітня на території підприємств Державного агентства лісових ресурсів України ліквідовано 772 лісові пожежі на площі 1 505 га.

Серед традиційних заходів мінімізації збитків від пожеж найдієвішим є організація ефективного спостереження за пожежами з використанням пожежно-спостережних веж із метою їхнього раннього виявлення. Існуючі вежі часто оснащують системами телеспостереження. Так, тільки за період 2014–2018 рр. в Київському обласному та по м. Києву управлінні лісового та мисливського господарства облаштовано системами телеспостереження 26 пожежних веж. У зв'язку з підвищенням рівня пожежної небезпеки виникає потреба у встановленні нових веж. Відомі також випадки встановлення систем телеспостереження на вежі операторів стільникового зв'язку та інші висотні споруди. Зокрема, тільки в Луганській області для встановлення трьох телесистем задіяно вежі операторів мобільного зв'язку (Luhansk Regional State Administration 2018). Одну з камер телеспостереження ДП «Вовчанське ЛГ» також установлено на такій вежі (State Forest Resources Agency 2014).

З необхідністю доповнення мережі пожежних веж стикались і в інших країнах світу. Так, у Баябатському районі провінції Сіноп Туреччини проаналізовано наявну мережу пожежно-спостережних веж і запропоновано новий варіант їхнього розміщення з вилученням неефективних і залученням нових веж (Kucuk et al. 2017). Видимість розраховували за умови висоти підняття диму 90 м. У результаті новий варіант мережі пожежних веж дає змогу збільшити площу спостереження на 8 %.

Метою досліджень був пошук підходів для оцінювання ефективності мережі пожежних веж підприємств лісового господарства, облаштованих системами телеспостереження, та надання рекомендацій щодо її розширення.

Матеріали й методи. Для виконання аналізу наявних мереж пожежних веж і планування їхнього розширення автором було спеціальне програмне забезпечення мовою програмування C# FireWatch, в основі якого лежить обчислювальний апарат сфероїдної

геодезії (Seeber 2003) та деякі відомі алгоритми оперування даними (Knuth 2011). Вихідною інформацією для виконання розрахунків були цифрові моделі рельєфу (ЦМР), дані лісовпорядкування ВО «Укрдержліспроект» (таксаційні та картографічні) та дані щодо розміщення наявних пожежних веж.

Ефективність мережі пожежних веж оцінювали за допомогою чисельного значення їхнього покриття. Під покриттям вежі розуміли певну площу або набір комірок ЦМР, які видно з вершини вежі без перешкод. Відповідно 2-разове або 3-разове покриття – це площа, яку видно одночасно з двох або трьох веж. На площі з одноразовим покриттям є можливість визначення місця займання тільки з однієї вежі і, як наслідок, – визначити лише напрямок до пожежі, без точних її координат. На площі з дворазовим покриттям з'являється можливість визначити координати місця загоряння за винятком тих випадків, коли загоряння сталось у створі між вежами. Площа триразового покриття гарантує точне визначення координат місця загоряння без винятку. За збільшення кількості камер, які можуть фіксувати пожежу, зменшується ймовірність слідкування за розвитком пожежі проти сонця або в умовах атмосферного задимлення.

Дані лісовпорядкування

Для оцінювання ефективності мережі пожежних веж дуже важливо встановити ту частину території лісогосподарського підприємства, яка є найпріоритетнішою для спостереження. Особливо таке обмеження території нагляду є актуальним в умовах недостатнього фінансування та неможливості охоплення наглядом усієї території підприємства. Насамперед потрібно забезпечити спостереженням території з першим і другим класами пожежної небезпеки. Це зумовлюється тим, що виникнення пожеж на таких лісових ділянках можливе впродовж усього пожежонебезпечного періоду.

Для встановлення меж території спостереження та визначення класів пожежної небезпеки використано таксаційні дані та цифрові картографічні дані лісовпорядкування для ДП «Кролевецьке ЛМГ» за 2016 р. та ДП «Ізюмське ЛГ» за 2010 р. Розрахунок класів пожежної небезпеки проводили на основі алгоритму, викладеного у роботі (Polupan et al. 2011). Розрахунки класів пожежної небезпеки свідчать, що загалом ділянки з першим і другим класами пожежної небезпеки становлять 65 та 53 % від площ ДП «Ізюмське ЛГ» та ДП «Кролевецьке ЛМГ» відповідно (табл. 1, 2).

Таблиця 1

Розподіл площ за класами пожежної небезпеки у ДП «Ізюмське ЛГ»

Код	Назва	Площі за класами пожежної небезпеки, га					Середній-зважений клас пожежної небезпеки	Загалом, га
		1	2	3	4	5		
1	Артемівське	1 147,2	2 728,8	755,1	940,2	539,7	2,5	6 111,0
2	Завгороднівське	1 597,4	1 297,4	353,0	1 511,3	821,9	2,8	5 581,0
3	Ізюмське	2 484,1	2 658,7	338,4	383,8	495,0	2,0	6 360,0
4	Червонооскільське	3 735,5	1 204,3	978,7	356,1	401,5	1,9	6 676,1
5	Піщанське	2 144,3	2 566,4	951,5	470,9	834,9	2,3	6 968,0
6	Петрівське	1 698,6	1 022,7	234,1	1 057,3	694,2	2,6	4 706,9
7	Придонецьке	1 921,7	2 852,7	798,0	1 488,5	826,1	2,5	7 887,0
8	Студенецьке	2 547,9	2 080,2	849,8	375,1	489,0	2,1	6 342,0
9	Барвінківське	673,0	121,3	1 197,1	85,5	327,1	2,7	2 404,0
Загалом		17 949,7	16 532,5	6 455,7	6 668,7	5 429,4	2,3	53 036,0

З іншого боку, в кожному з цих підприємств є по одному лісництву з незначною площею лісів першого та другого класів пожежної природної небезпеки. Це Барвінківське і Ярословецьке лісництва, в яких площі першого і другого класів становлять 33 і 4 % від площ лісництв відповідно. Ці лісництва надалі були виключені з розрахунку. Решту ділянок із першим і другим класами пожежної небезпеки поєднували у збірні полігони.

Таблиця 2

Розподіл площ за класами пожежної небезпеки у ДП «Кролевецьке ЛМГ»

Код	Назва	Площі за класами пожежної небезпеки, га					Середній-зважений клас пожежної небезпеки	Загалом, га
		1	2	3	4	5		
1	Хрещатицьке	2 464,7	875,6	1 004,1	701,4	192,7	2,1	5 238,5
2	Гружчанське	745,9	1 807,7	963,6	693,8	161,8	2,5	4 372,8
3	Дубовицьке	1 829,2	1 950,5	573,0	85,1	86,2	1,8	4 524,0
4	Кролевецьке	270,1	1 211,2	1 837,8	194,1	75,8	2,6	3 589,0
5	Ярославецьке	44,0	83,2	3 266,6	95,9	100,3	3,0	3 590,0
Загалом		5 353,9	5 928,2	7 645,1	1 770,3	616,8	2,4	21 314,3

За умови розрахунку видимості пожежної вежі на основі ЦМР, створеної по поверхні лісових насаджень, виникає необхідність врахування висоти деревостану. На рисунку 1 бачимо профіль рельєфу, що проведено через протипожежні розриви за даними ЦМР ALOS. У разі виникнення пожежі всередині розриву дим має піднятися на висоту 19 м, як це видно з профілю, перш ніж його помітить спостерігач. Саме такою є висота насаджень у виділі 12 кварталу 524 і за даними таксації.

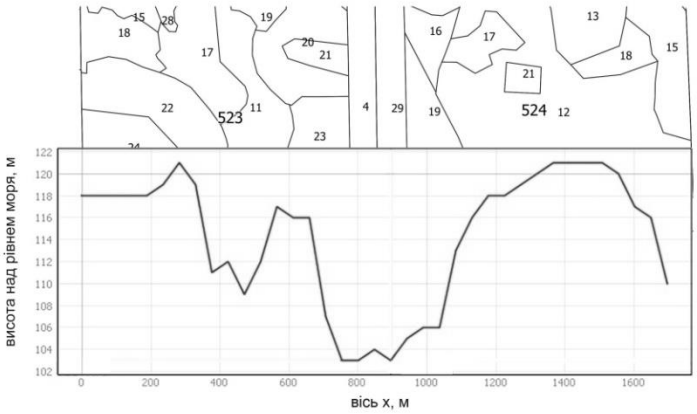


Рис. 1 – Профіль рельєфу, що проведено у кварталах 523, 524 Піщанського лісництва за ЦМР супутника ALOS

Висота деревостану переважної більшості соснових насаджень ДП «Ізюмське ЛГ» (57 %) становить 17–25 м (рис. 2). У ДП «Кролевецьке ЛМГ» 67 % соснових насаджень мають деревостан висотою 19–30 м. Ці результати розподілу висот дають можливість для подальших розрахунків покриття вежі встановити висоту підняття диму 21 м для ДП «Ізюмське ЛГ» і 25 м для ДП «Кролевецьке ЛМГ».



Рис. 2 – Частотний розподіл висот (вісь абсцис) соснових насаджень у ДП «Ізюмське ЛГ»

ЦМР дає відповідь на те, якою є абсолютна позначка поверхні Землі в точці із заданими координатами. Фактично ЦМР – це двовимірна матриця з певною кількістю рядків і стовбців, яка відповідає частині земної поверхні. Кожна комірка такої матриці має однакову ширину і довжину з власними координатами центру й значенням висоти.

Використовували два типи ЦМР:

- побудовані на основі топографічної карти;
- готові ЦМР, які є результатом виконання глобальних міжнародних програм.

ЦМР першого типу будують за даними позначок висот за допомогою таких програмних засобів, як Surfer (Golden Software 2017). Вона вирізняється відсутністю лісового покрову. У наявності є вихідні дані в цифровому вигляді (горизонталі та позначки висот) у масштабі 1 : 200 000. У цьому дослідженні таким чином побудовано ЦМР території ДП «Ізюмське ЛГ» (рис. 3).

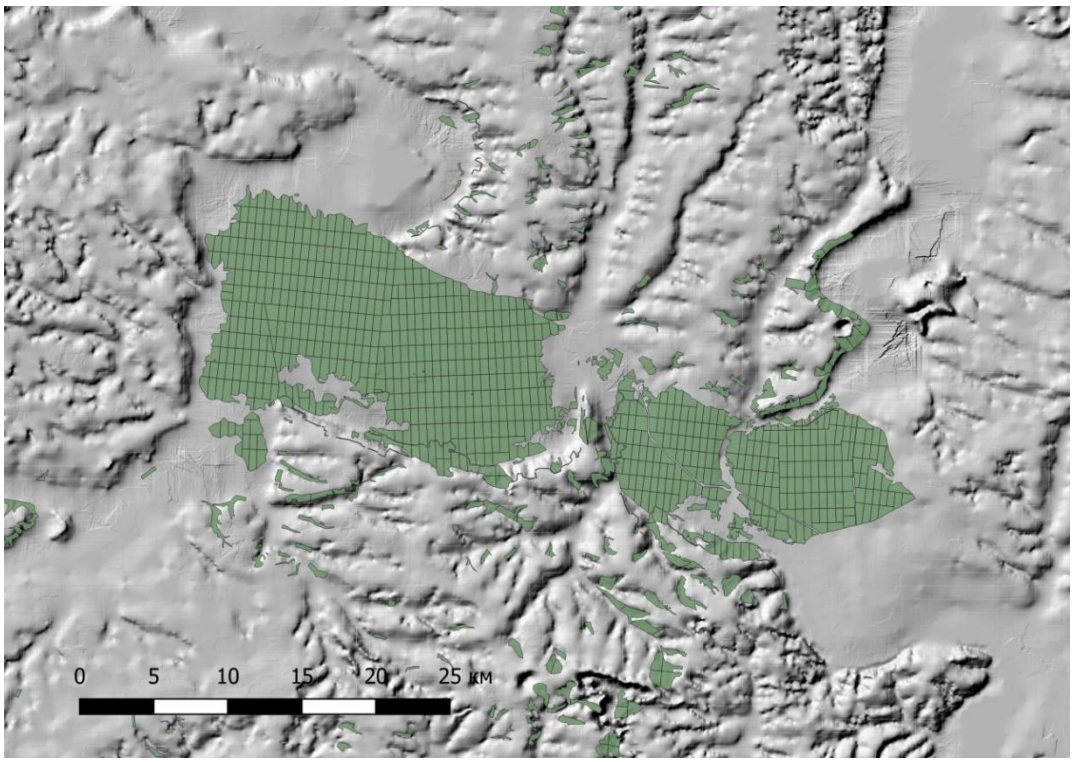


Рис. 3 – ЦМР ДП «Ізюмське ЛГ», побудована на основі топокарти масштабу 1 : 200 000

ЦМР другого типу створювали в рамках міжнародної програми SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) за допомогою радіометра ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer) та супутника ALOS (Advanced Land Observation Satellite). Ці дані застосовують для вирішення, зокрема, завдань з охорони навколишнього середовища (Courty et al. 2019). Дані цих супутників можуть бути завантажені на безоплатній основі у вигляді файлів формату GeoTIFF практично для будь-якої частини земної поверхні.

У цьому дослідженні використано два фрагменти ЦМР супутника ALOS на території обох лісогосподарських підприємств.

Встановлення покриття однієї вежі.

Площа території, яку буде видно з однієї вежі, визначається насамперед її висотою. За умовно плаского рельєфу дальність спостереження d може бути розрахована за формулою визначення відстані до видимого горизонту (1):

$$d = \sqrt{(R + h)^2 - R^2}, \quad (1)$$

де R – радіус Землі – 6 371 000 м, h – висота вежі, м.

Так, за висоти вежі 35 м ця відстань становитиме 21 118 м.

В умовах перетнутої місцевості частина території може бути невидимою для спостерігача навіть на відстані, яка менша, ніж відстань до горизонту. Тобто потрібно врахувати й кривизну форми Землі, і рельєф її поверхні.

Припустимо, що ми маємо для кожної комірки ЦМР геодезичні координати L, B, H (довготу, широту та висоту). Далі виконаємо перехід до прямокутних просторових координат за формулами (2–4):

$$\begin{bmatrix} X \\ Y \\ Z \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} (N+H)\cdot \cos B \cdot \cos L \\ (N+H)\cdot \cos B \cdot \sin L \\ (N\cdot(1-e^2)+H)\cdot \sin B \end{bmatrix}, \quad (2)$$

$$N = \frac{a}{\sqrt{1-e^2\cdot sin^2 B}}, \quad (3)$$

$$e = \frac{a^2 - b^2}{a^2}, \quad (4)$$

де a – велика піввісь, а b – мала піввісь земного еліпсоїда.

З прямокутних просторових координат переходимо до нормальної земної системи координат (рис. 4), яку, зокрема, використовують для навігації повітряних об'єктів радіолокаційними станціями (Bogachev et al. 2018). У закордонній літературі ця система координат згадується як local ellipsoidal system (Seeber 2003).

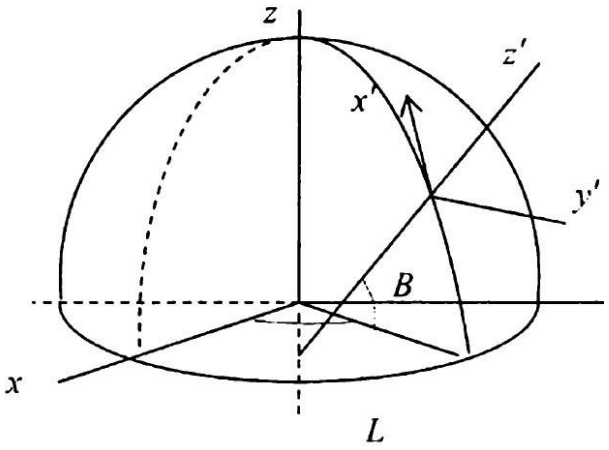


Рис. 4 – Нормальна земна система координат на поверхні еліпсоїду

Початок системи знаходиться у деякій точці на висоті H від поверхні еліпсоїда. Вісь z' розташована на продовженні нормалі до поверхні еліпсоїда в цій точці та орієнтована в бік підвищення висот. Вісь x′ спрямована в бік збільшення довгот, а вісь y′ співпадає з дотичною до меридіана в цій точці та спрямована в бік осі обертання еліпсоїду.

Для переходу від прямокутної просторової до нормальної земної системи використовують такі перетворення. Припустимо, що точка спостереження (у контексті теми статті це – вершина вежі) представлена координатами $\{X_0, Y_0, Z_0\}$, а точка, яку спостерігають, – $\{X_1, Y_1, Z_1\}$. Тоді перетворення координат обчислюють за формулою:

$$\begin{bmatrix} x \\ y \\ z \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} -\sin L_0 & \cos L_0 & 0 \\ -\sin B_0 \cdot \cos L_0 & -\sin B_0 \cdot \cos L_0 & \cos B_0 \\ \cos B_0 \cdot \cos L_0 & \cos B_0 \cdot \sin L_0 & \sin B_0 \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} X_1 - X_0 \\ Y_1 - Y_0 \\ Z_1 - Z_0 \end{bmatrix} \quad (5)$$

На рис. 5 проілюстровано тривимірну модель рельєфу в нормальній земній системі координат із профілем завдовжки 60 км, що проходить через початок координат на вершині пожежної вежі заввишки 35 м.

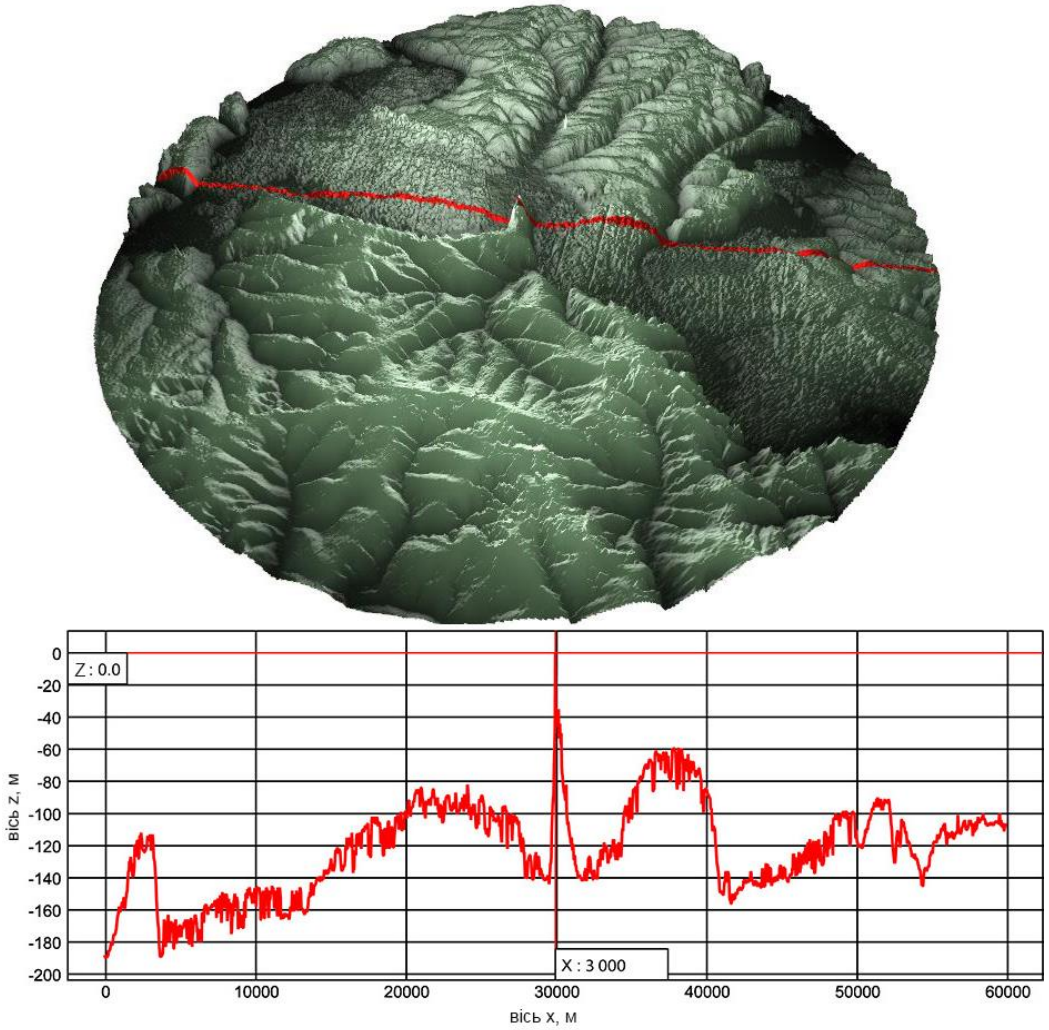


Рис. 5 – Зображення рельєфу в нормальній земній системі координат із профілем, що проходить через вершину вежі

Далі переходимо до визначення видимості комірок ЦМР у нормальній земній системі координат із початку координат, тобто з вершини вежі. Для кожної комірки з'єднуємо її центр $P(x,y,z)$ із вершиною вежі $T(0,0,0)$ (рис. 6). Далі вздовж відрізка CP відшукуємо послідовно комірки згідно з алгоритмом Брезенхейма (Rogers 1989). Якщо висота комірки в точці $B_2(x_2,y_2,z_2)$ виявляється вищою за допустиму ($z_2 > z_1$), то тестування зупиняють, а комірку з центром $P(x,y,z)$ фіксують як невидиму для прямого спостереження з точки T. Якщо не знайдено жодної комірки, де виконується умова $z_2 > z_1$, то комірка $P(x,y,z)$ вважитиметься видимою.

Порогове значення z_1 розраховують таким чином: $z_1 = -TA$, $z = -TC$. Трикутники TAB і TCP подібні. У подібних трикутників відношення однакових сторін зберігаються, тобто $\frac{TA}{TC} = \frac{AB_1}{CP}$, звідси $TA = \frac{TC \cdot AB_1}{CP}$. Кінцева формула обчислення порогового значення (6):

$$z_1 = z * \frac{\sqrt{{x_1}^2+{y_1}^2}}{\sqrt{x^2+y^2}} \quad (6)$$

Додатково враховують коефіцієнт рефракції атмосфери k_r (Brunner 1984) за формулою (7):

$$z_{act} = z_1 + \frac{CP^2}{D_E} * k_r, \quad (7)$$

де D_E – це діаметр Землі – 12 742 000 м, а CP – відстань від вежі до комірки, м (рис. 6).

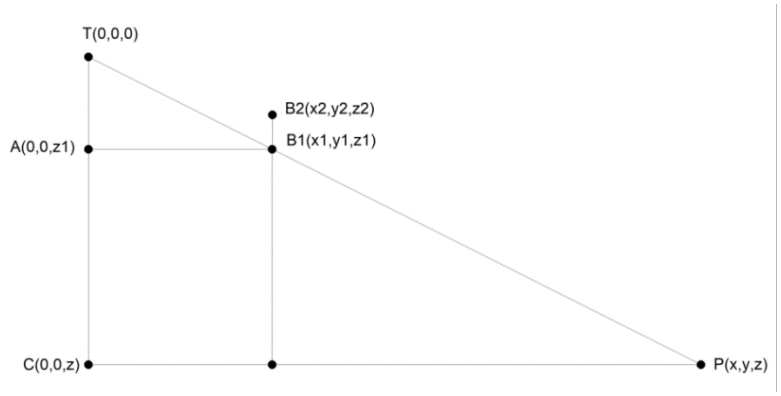


Рис. 6 – Креслення для розрахунку висоти допустимої перешкоди z_1

Для прикладу проведено розрахунок покриття вежі заввишки 35 м на горі Кременець (рис. 7).

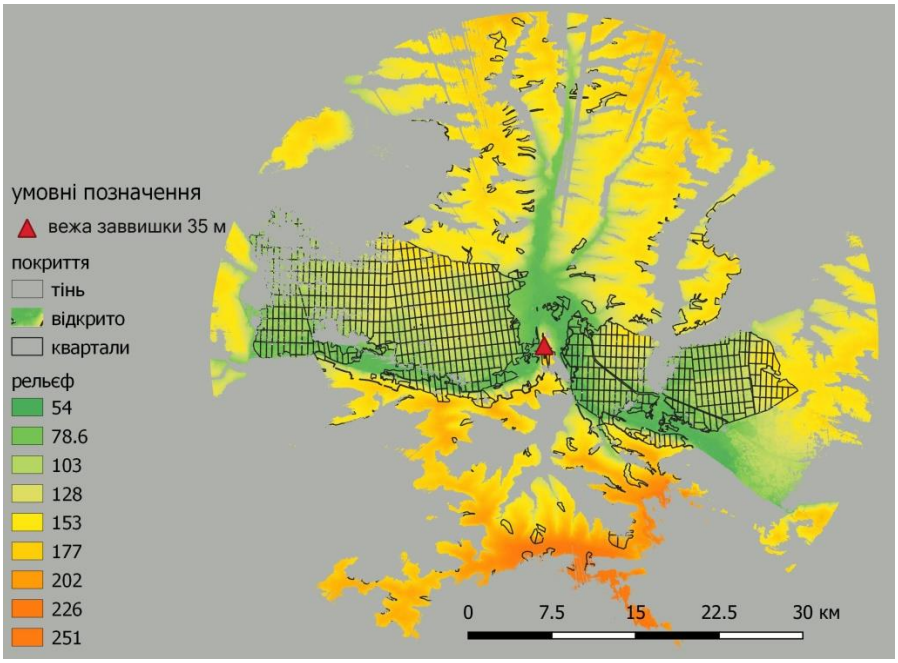


Рис. 7 – Покриття вежі заввишки 35 м на горі Кременець у м. Ізюм

Максимальна дальність спостереження

Дальність спостереження обмежується такими факторами:

- дальність горизонту;
- рефракція атмосфери;
- рельєф поверхні;
- технічні особливості системи телеспостереження;
- атмосферні явища (туман, задимлення).

Вище зазначено, що дальність горизонту з висоти 35 м за умов плаского рельєфу становить 21 км, але ця відстань може перевищувати 30 км, якщо вежу встановлено в оптимальному для спостереження місці (див. рис. 7).

Завдяки рефракції атмосфери об'єкти, які знаходяться на певній відстані від точки спостереження, можуть як підвищуватися, так і знижуватися відносно розрахункової висоти. Згідно з формулою (7) за стандартного коефіцієнта рефракції 0,13 на відстані 10 км поправка становитиме 1 м. Тобто висота об'єкта спостереження буде на 1 м вищою за істинну. Коефіцієнт рефракції може значно змінюватися влітку протягом дня. Так, дослідження впливу рефракції на точність геодезичних вимірювань у приземному шарі повітря, які проводили влітку 2008 р. в Німеччині неподалік від Гамбургу (Hirt et al. 2010), показали коливання коефіцієнта рефракції від -4 до 16 в сонячні літні дні. За критичної рефракції, коли радіус кривизни світлового променю дорівнює радіусу Землі, коефіцієнт рефракції становить 1,0. а поправка на висоту об'єкта на відстані 10 км – 7,8 м. За негативних коефіцієнтів рефракції, які існують вранці, об'єкти спостерігаються на висоті, нижчій за істинну. Відповідно горизонт наближається, і площа спостереження з вежі зменшується.

Існують також певні технічні особливості експлуатації системи телеспостереження, які впливають на максимальну дальність виявлення об'єктів певного розміру. Так, у 1984 р. визначено, що за допомогою телевізійних установок ПТУ-59 виявлення шлейфу диму заввишки 15 м можливе з відстані 13,4 км (Orlov 1986). Зараз оптичні можливості систем телеспостереження значно поліпшились. Наприклад, доволі поширеними є об'єктиви, які мають максимальну фокусну відстань 130 мм і роздільну здатність 1920×1080 (Full HD). За таких параметрів вертикальний кут огляду становить 1,3°, що на відстані 20 км охоплюватиме поле зору заввишки 454 м, а один піксель відповідатиме 454/1080 = 0,42 м. У вищезгаданій статті вказано, що для розрізнення об'єкта необхідно 5 пікселів, зокрема диму. Це означає, що за максимальної фокусної відстані 130 мм на відстані 20 км можна розрізнити дим заввишки 2 м. Водночас для підвищення частоти огляду території телеспостереження ведеться за вертикальних кутів огляду близько 30°, що зменшує максимальну дальність спостереження проти можливої.

Димка або туман також зменшують дальність телеспостереження.

Досвід телеспостереження за пожежами на півночі Київської області свідчить, що середня відстань між 21 пожежними вежами у 13 км (рис. 8) забезпечує оперативне реагування на пожежі.

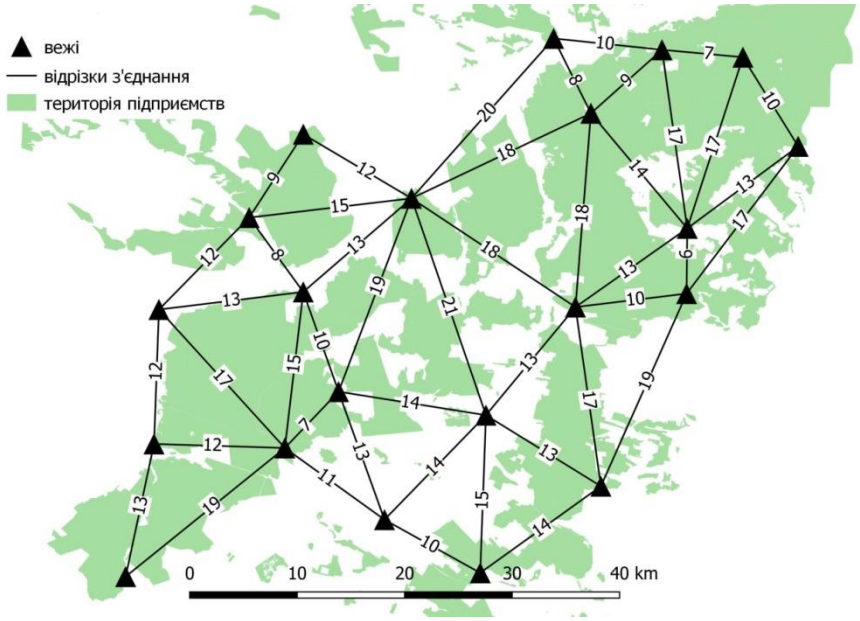


Рис. 8 – Відстані між пожежними вежами на півночі Київської області

Для подальших розрахунків покриття веж використовуватимемо значення 13 км як максимальну дальність спостереження за пожежами з використанням телесистем.

Розрахунок покриття мережі пожежних веж

Після розрахунку покриття k веж ми будемо мати k множин комірок, які видно з відповідної вежі. Припустимо, що ми маємо мережу, яка складається з двох веж. Тоді A_1 і A_2 – це множини комірок покриття відповідно з першої та другої веж. Об'єднання $C_1 = A_1 \cup A_2$ цих множин дасть нам одноразове покриття мережі з двох веж, тому що комірки множини C_1 будуть видимі принаймні з однієї з двох веж. Перетин множин $C_3 = A_1 \cap A_2$ дасть нам дворазове покриття, тому що комірки множини повинні належати і першій, і другій множині, тобто будуть видимі з двох веж.

Розрахунок покриття множини веж полягатиме у визначенні для кожної комірки переліку веж, з яких цю комірку видно. Встановимо для кожної вежі унікальний номер і визначимо матрицю з кількістю стовбців і рядків, як у ЦМР, та ініціалізовану двійковими нульовими значеннями $M = \begin{matrix} 0000 & 0000 \\ 0000 & 0000 \\ 0000 & 0000 \end{matrix}$. Далі виконаємо тест видимості для кожної комірки кожної вежі. Якщо окремий тест дає позитивний результат, то відповідний номеру вежі знак елементу матриці встановлюється в одиницю. Наприклад, якщо комірку із стовпчиком i та рядком j видно з вежі номер 2, то в одиницю буде встановлено другий знак з правого боку, що буде записано як $M_i^j = 0010$. Якщо цю ж саму комірку буде видно також із вежі номер 4, то матимемо $M_i^j = 1010$. Бітові операції над цими двійковими числами дають змогу визначати два необхідних параметри:

- зі скількох веж видно цю комірку;
- чи видно цю комірку з певної підмножини веж.

Для розрахунку площі n-разового покриття потрібно знайти суму площ комірок, для яких кількість веж є більшою чи дорівнює n. На рисунку 9 наведено приклад зображення одноразового та дворазового покриття двох наявних веж ДП «Кролевецьке ЛМГ».

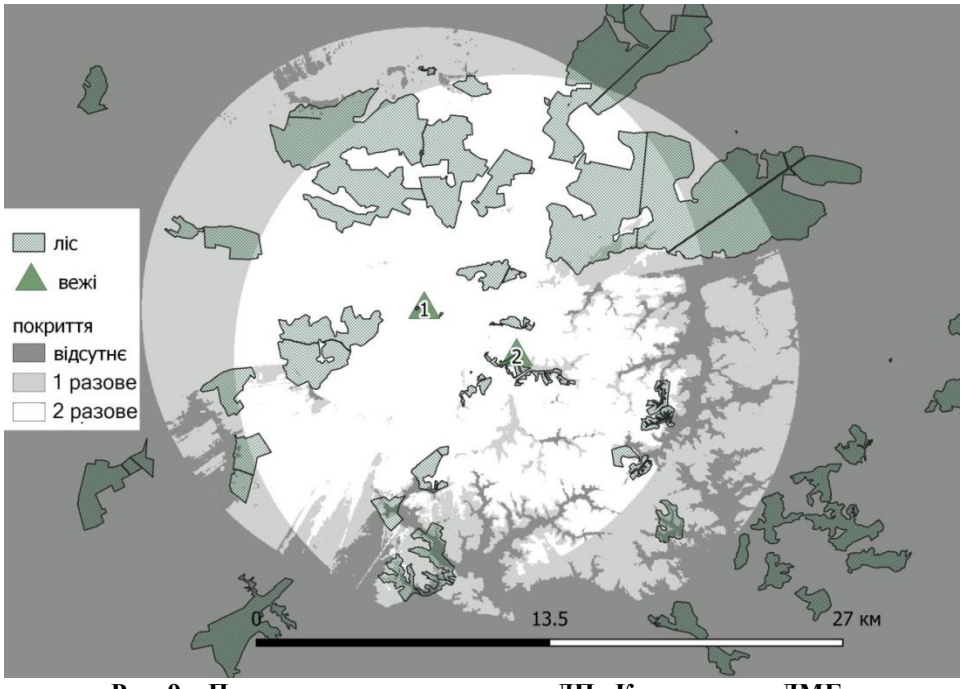


Рис. 9 – Покриття двох наявних веж ДП «Кролевецьке ЛМГ»

Визначення перспективних місць для спостереження за пожежами на рельєфі місцевості. До недавнього часу практика вибору позиції нової вежі з огляду на рельєф

обмежувалася вивченням топографічних карт та візуальним оглядом потенційної точки на місцевості. За допомогою безкоштовного додатка Google Earth проводять розрахунки профілю рельєфу між двома точками. Це дає змогу отримати уявлення про перспективність встановлення пожежної вежі у тій чи іншій точці. Крім того, за допомогою таких програмних засобів, як QGIS (Cuckovic 2016) і ArcGIS, можна побудувати покриття однієї або декількох веж. Цей підхід, однак, не дає можливості визначити найперспективніші місця для встановлення веж.

Особливості рельєфу в гірській місцевості Карпат і Криму, у долинах великих річок або в яружно-балочних мережах не дають змоги візуально з топографічної карти визначити місця з найбільшим покриттям веж. Особливо важко зробити такий вибір, коли йдеться про нагляд за пожежами на певній території.

Автором пропонується такий підхід до визначення найбільш придатних для спостереження локацій:

- у межах прямокутника, який охоплює територію потенційного спостереження, будуємо ЦМР на розрідженій сітці (комірка зі стороною 1 000 м);
- у центрі кожної комірки встановлюємо вежу з однаковою висотою;
- для кожної вежі розраховуємо і записуємо площу покриття;
- для кожної вежі розраховуємо і записуємо частку площі покриття від усієї площі спостереження у відсотках.

Таким чином отримуємо сітку, в якій кожна комірка має значення частки площі покриття від загальної площі спостереження. Можна також вивести ізолінії цієї величини (рис. 10).

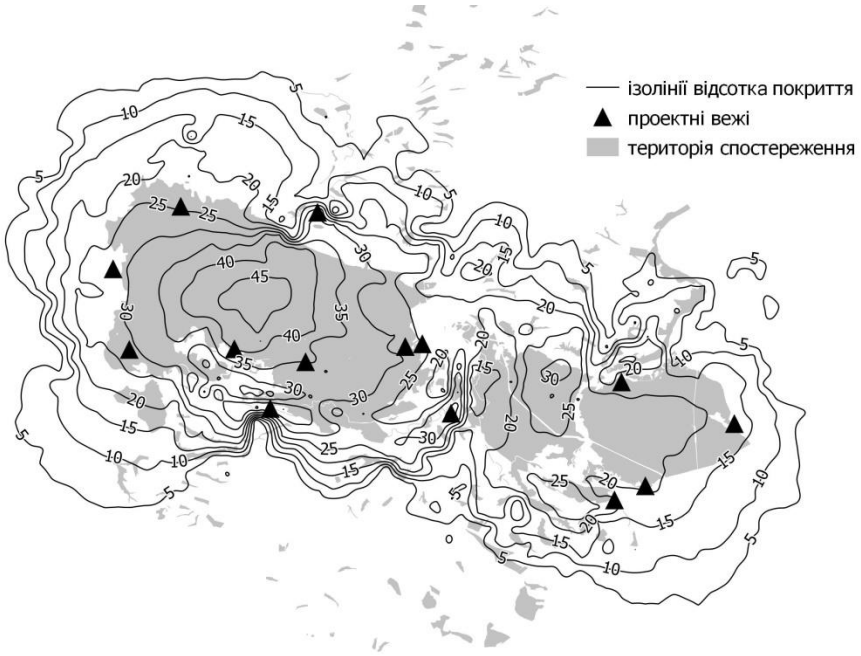


Рис. 10 – Карта перспективних місць встановлення пожежних веж на території ДП «Ізюмське ЛГ»

На рисунку, зокрема, видно, що місця, де буде забезпечено покриття більше ніж 30 %, знаходяться часто за межами території підприємства.

Оптимальне розміщення веж. Встановлено, що площину можна покрити без проміжків тільки трьома видами правильних багатокутників (Weisstein 2020): правильними шестикутниками, квадратами і правильними трикутниками (рис. 11). При цьому кожна вершина буде спільною для 3, 4 і 6 багатокутників відповідно. Якщо ми маємо намір забезпечити всю територію нагляду трикратним покриттям веж, то вибір відносного розташування веж у вершинах правильних трикутників буде очевидним.

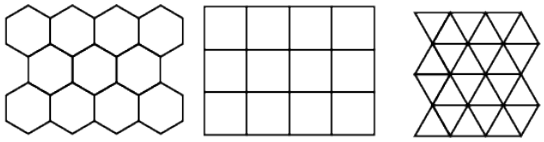


Рис. 11 – Замощення площини правильними багатокутниками

З розвитком мобільного зв'язку пошук оптимального розміщення веж є нагальним питанням. Так, у роботі (Gautam et al. 2006) представлено алгоритм оптимального розміщення *n* кіл однакового радіуса в певному полігоні з вимогою покриття цього полігону хоча би однією точкою кожного кола. У разі застосування подібних алгоритмів виявиться, що більшість веж потрібно розміщувати серед лісу без електричного струму, доріг і охорони. Виконання всіх цих передумов призведе до значних фінансових витрат. Воно можливе або на території, яка межує з конторами лісництв, або в межах населених пунктів. Крім того, доцільно розглядати можливість монтажу системи телеспостереження на вежі оператора стільникового зв'язку.

Вважатимемо, що в межах полігону, який обмежується певною ізолінією відсотка покриття площі території нагляду, ми встановили *n* потенційних місць розміщення систем телеспостереження. Припустимо, що нам потрібно з цих *m* веж вибрати такі *k*, які б давали максимальне *n*-кратне покриття. Комбінації веж з m по k генеруються з використанням лексикографічного алгоритму (Knuth 2011). Для кожної такої комбінації знаходимо мінімальну відстань між вежами D_{min}. Якщо ця відстань є меншою за порогове значення, то комбінацію пропускаємо. Інакше розраховуємо *n*-разове покриття. У результаті матимемо площі $C_n^m = \frac{m!}{k!*(m-k)!}$ комбінацій підмножин веж за винятком тих, які не пройшли тест на мінімальну відстань. З набору комбінацій обиратимемо саме ту, для якої визначено максимальну площу.

Результати та обговорення. Розрахунки покриття проведено за двома вказаними об'єктами для зміни таких параметрів:

- кратність покриття (1-, 2-, 3-разове);
- кількість веж, що планується використати для спостереження;
- мінімальна відстань між вежами D_{min}.

ДП «Ізюмське лісове господарство»

Розрахунки покриття пожежних веж проводили на основі ЦМР супутника ALOS із розміром комірки 30 м у межах полігонів, що відповідають частині площі підприємства з переважанням ділянок першого і другого класів пожежної небезпеки. Фактично це площа всього підприємства за виключенням площі Барвінківського лісництва 50 632 га. Перспективні вежі встановлено на території контор лісництв або в межах населених пунктів, які знаходяться у сприятливих місцях на поверхні території підприємства.

Загалом прораховано 417 варіантів покриття з 5, 6, 7, 8, 9 і 10 веж із обмеженнями мінімальної відстані між вежами від 6 до 13 км (табл. 3). Аналіз найбільших значень покриття серед множини їхніх варіантів (табл. 4) дає можливість зробити висновки щодо розміщення пожежних веж:

- навіть у разі вибору для телеспостереження п'яти веж 1, 2, 3, 4 і 5 забезпечується можливість спостереження за 89 % території з однієї вежі і 55 % з двох;
- додання чотирьох веж 6, 7, 9, 10 підвищує дворазове покриття в 1,5 разу (до 83 %), а триразове – у 17 разів (до 61 %);
- залучення до розрахунку покриття десятої вежі № 11 дає незначний ефект (на 0,1 % для одноразового, 1 % для дворазового і 12 % для триразового покриття), тому вважатимемо підмножину 9 веж 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10 найдоцільнішою для цієї території нагляду (рис. 12).

Таблиця 3

Параметри перспективних пожежних веж ДП «Ізюмське ЛГ»

№ з/п	Прив'язка	Висота, м	Абсолютна позначка основи, м	Площа покриття, га	Частка від площі нагляду, %
1	Кременець	35	154	18 023,7	35,6
2	Заводи	48	143	21 454,5	42,4
3	Левківка	48	126	7 200,3	14,2
4	Протопопівка	48	70	14 489,6	28,6
5	Яремівка	48	111	13 603	26,9
6	Оскіл	48	84	11 525	22,8
7	Кримки	48	148	9 653,3	19,1
8	Співаківка	48	88	19 575,2	38,7
9	Завгороднівське	48	0	14 623,7	28,9
10	Піщане	48	96	15 043,9	29,7
11	Петрівське	48	73	12 643,8	25,0
12	Придонецьке	48	90	16962,5	33,5
13	Студенецьке	48	73	11 557,2	22,8
14	Ізюм	48	83	12 444,6	24,6

Таблиця 4

Результати розрахунків покриття веж ДП «Ізюмське ЛГ»

Кількість веж	D_{min}, км	Кількість варіантів	Площа покриття, га			Частка від площі підприємства, %		
			1-разове	2-разове	3-разове	1-разове	2-разове	3-разове
5	13	4	45 194	27 754	1 824	89	55	4
6	11	15	45 466	36 234	8 302	90	72	16
7	10	4	45 964	38 637	11 769	91	76	23
8	9	4	46 045	39 233	20 542	91	77	41
9	6	100	46 312	41 957	30 906	91	83	61
10	6	12	46 360	42 880	34 543	92	85	68

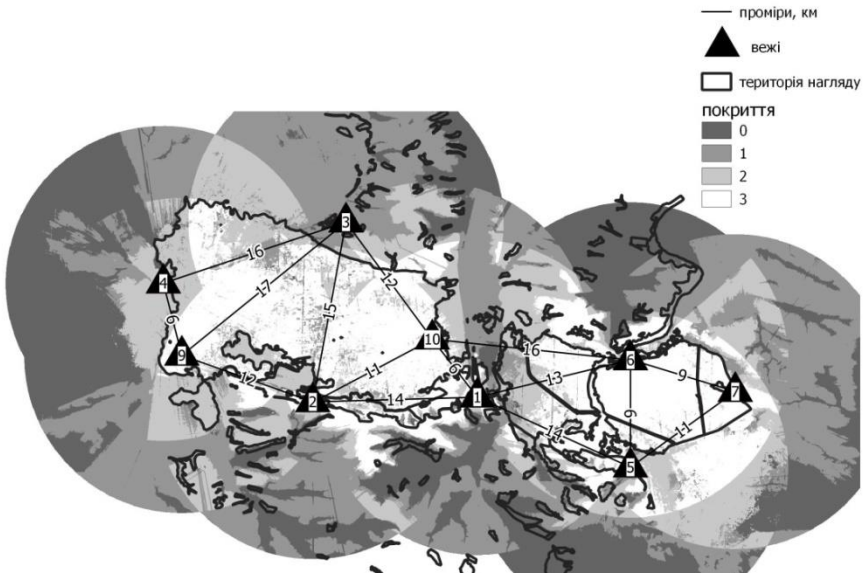


Рис. 12 – Графічне зображення покриття ДП «Ізюмське ЛГ» мережею з 9 веж

ДП «Кролевецьке лісомисливське господарство»

Розрахунки покриття перспективної пожежної мережі проводили на основі ЦМР супутника ALOS із розміром комірки 30 м у межах найбільш пожежонебезпечних ділянок. Площа спостереження за пожежами охоплює територію підприємства за виключенням

Ярославецього лісництва і становить 17 724 га. Вежі пропонується встановлювати на території контор лісництв або використовувати наявні вежі операторів мобільного зв'язку (таблиця 5).

Таблиця 5

Параметри перспективних пожежних веж ДП «Кролевецьке ЛМГ»

№ п/п	Прив'язка	Висота, м	Абсолютна позначка основи, м	Площа покриття, га	Відсоток від площі нагляду
1	Кролевецьке ЛГ	40,0	148	8 956,4	50,5
2	Гружчанська	40,0	199	9 559,4	53,9
3	Дубовицьке ліництво	48,0	168	7 999,6	45,1
4	Хрещатинське лісництво	48,0	152	9 540,9	53,8
5	Гружчанське лісництво	48,0	158	11 642,6	65,7
6	Воронцове вежа	40,0	168	8 539,5	48,2
7	Ярославецьке Київстар	40,0	202	3 491,4	19,7
8	Алтинівка Київстар	40,0	177	3 108,4	17,5
9	Мутино Київстар	40,0	156	965,1	5,4
10	Обтове Київстар	40,0	132	5 343,3	30,1

Наразі спостереження за пожежами ведуть за допомогою систем телеспостереження, встановлених на першій і другій вежах. Це забезпечує одноразове покриття 10 982 га (62 %) і дворазове 7 533 га (43 %) (див. рис. 9).

Динаміка зміни площі покриття при додаванні кількості веж (табл. 6) свідчить, що:

- доволі високого одноразового (94 %) і дворазового (54 %) покриття можливо досягти в разі встановлення телесистем на 5 веж 2, 6, 7, 8, 10 (рис. 13);
- суттєвого підвищення триразового покриття (до 73 %) можливо досягти тільки в разі додавання телесистем ще на чотири вежі;
- незначне зростання триразового покриття в разі додавання кількості веж зумовлюється значною роз'єднаністю лісових урочищ.

Таблиця 6

Результати розрахунків покриття веж ДП «Кролевецьке ЛМГ»

Кількість веж	$D_{\min}$, км	Кількість варіантів	Площа покриття, га			Частка від площі нагляду, %		
			1-разове	2-разове	3-разове	1-разове	2-разове	3-разове
3	13	45	13 999	7 389	2 054	79	42	12
4	13	30	15 130	8 841	2 962	85	50	17
5	13	9	16 610	9 600	3 832	94	54	22
6	13	1	16 966	9 719	4 322	96	55	24
7	10	1	17 176	13 209	8 105	97	75	46
8	9	1	17 261	14 362	10 437	97	81	59
9	7	1	17 272	14 595	12 759	97	82	72
9	7	1	17 229	14 493	12 885	97	82	73
10	7	1	17 273	14 724	13 555	97	83	76

Висновки. З метою забезпечення раннього виявлення лісових пожеж із використанням оптимально розміщених пожежних веж обґрунтовано: – математичний апарат для розрахунку покриття однієї вежі; – значення параметрів розрахунку – максимальної дальності спостереження та висоти підняття диму.

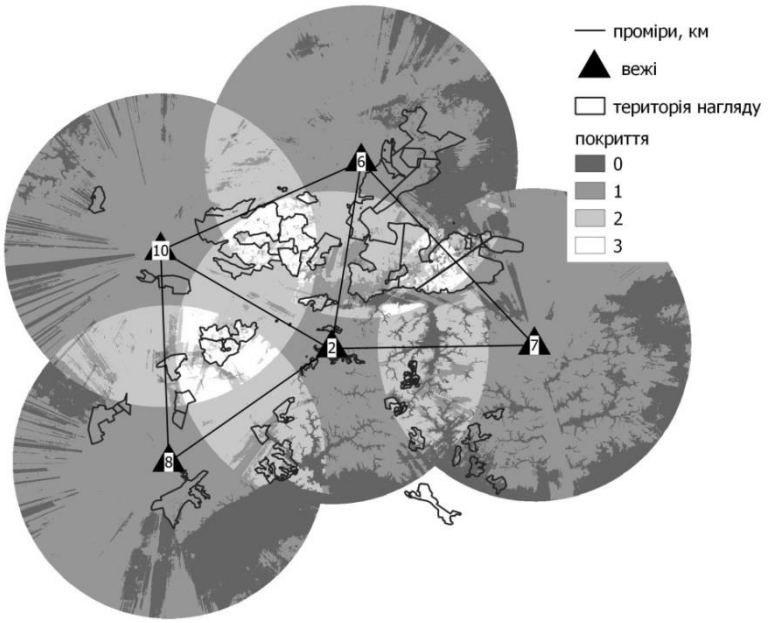


Рис. 13 – Графічне зображення покриття ДП «Кролевецьке ЛМГ» мережею з 9 веж

Розроблено підходи: – до розрахунку перспективних місць установлення веж в умовах перетнутої місцевості; – до вибору тієї підмножини з наявної множини веж, для якої площа покриття є найбільшою.

Ефективність застосування зазначених підходів підтверджено на прикладі двох лісогосподарських підприємств. Дані розрахунків покриття веж, наведених у публікації, можна вважати рекомендаціями щодо розгортання двох систем телеспостереження.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Balabukh, V. O. and Zibtsev, S. V. 2016. Impact of climate change on the quantity and area of forest fires in the north part of the Black Sea region of Ukraine. Hydrometeorological Journal, 18: 60–71 (In Ukrainian with English summary).

Bogachev, A., Merkulov, V. I., Chernov, V. S., Zagrebelnyi, I. R. 2018. Mathematical models of relative movement of air objects for observation procedures in aviation airborne radars. Part 2. Mathematical models in antenna, beam and spherical coordinate systems. [Electronic resource]. Zhurnal Radioelektroniki – Journal of Radio Electronics, 2. Available from: http://jre.cplire.ru/jre/feb18/6/text.pdf (last accessed date 25.05.2020) (in Russian). DOI 10.30898/1684-1719.2018.2.8

Brunner, F. K. 1984. Geodetic refraction: Effects of electromagnetic wave propagation through the atmosphere. Springer, Berlin (in English).

Courty, L.G., Soriano-Monzalvo, J. C., Pedrozo-Acuña, A. 2019. Evaluation of open-access global digital elevation models(AW3D30, SRTM, and ASTER) for floodmodelling purposes. J Flood Risk Management, 12 (Suppl. 1): e12550. https://doi.org/10.1111/jfr3.1255014 of 14 COURTY ET AL

Cuckovic, Z. 2016 Advanced viewshed analysis: a Quantum GIS plug-in for the analysis of visual landscapes. Journal of Open Source Software, 1(4): 32, doi:10.21105/joss.00032 2

Gautam, K. Das, Sandip, Das, Subhas, C. Nand, Bhabani, P. Sinha. 2006, Efficient algorithm for placing a given number of base stations to cover a convex region. Journal of Parallel and Distributed Computing, 66(11): 1353–1358. https://doi.org/10.1016/j.jpdc.2006.05.004

Golden Software Surfer. 2017. Full User's Guide. Golden Software, LLC.

Hirt, C., Guillaume, S., Wisbar, A., Bürki, B., Sternberg, H. 2010. Monitoring of the refraction coefficient in the lower atmosphere using a controlled setup of simultaneous reciprocal vertical angle measurements, J. Geophys. Res., 115: D21102. doi:10.1029/2010JD014067

Knuth, D. E. 2011. The Art of computer programming: Combinatorial algorithms, Part 1. New Jersey, Addison-Wesley Professional, 883 p.

Kucuk, O., Topaloglu, O., Altunel, A., Cetin, M. 2017. Visibility analysis of fire lookout towers in the Boyabat State Forest Enterprise in Turkey. Environmental Monitoring and Assess, 189: 329. DOI: 10.1007/s10661-017-6008-1

Luhansk Regional State Administration. 2018. A set of measures on prevention and liquidation of forest fires is involved in the Region, briefing. [Electronic resource]. Available from:

http://loga.gov.ua/oda/press/news/v_oblasti_zadiyaniy_kompleks_zahodiv_z_poperedzhennya_ta_likvidaciyi_lisovih_pozhezh (last accessed date 10.05.2020) (in Ukrainian).

Orlov, O. K. 1986. Forest fire detection using television installations. In: Wildfires and their control. Proceedings of scientific works. Leningrad, LenNIILKH, p. 92–95 (in Russian).

Polupan, A. V., Bogomolov, V. V., Ostapchik, O. V., Borisenko, O. I. 2017. Methods of division of forest land plots into fire hazard classes during fire-fighting arrangement with the use of GIS. In: Modern information technologies for management of ecological security, nature, activities in emergency situations. Proceedings of Int. Conf. Kyiv, p. 168–170 (in Ukrainian).

Rogers, D. F. 1989. Procedural elements for computer graphics. Moscow, Mir, 512 p. (in Russian).

Seeber, G. 2003. Satellite Geodesy. Berlin, New York, Walter de Gruyter, 589 p.

Shvidenko, A., Buksha, I., Krakovska, S. 2018. Vulnerability of Ukraine's forests to climate change. Kyiv, Nika-Centre, 128 p. (in Ukrainian with English summary).

State Forest Resources Agency of Ukraine. 2014. Kharkiv Regional Department of Forestry and Hunting have intensified their efforts to control forest fires. [Electronic resource]. Available from: http://dklg.kmu.gov.ua/forest/control/uk/publish/article?art_id=122060&cat_id=32888 (last accessed date 10.05.2020) (in Ukrainian).

State Forest Resources Agency of Ukraine. 2020. During the weekend foresters responded 60 times to suppress forest fires. [Electronic resource]. Available from: https://www.kmu.gov.ua/news/derzhlisagentstvo-za-vihidni-lisivniki-60-raziv-viyizhdzhali-na-gasinnya-lisovih-pozhezh (last accessed date 10.05.2020) (in Ukrainian).

Weisstein, E. W. 2020. Regular Tessellation. [Electronic resource]. From MathWorld –A Wolfram Web Resource. Available from: https://mathworld.wolfram.com/RegularTessellation.html (last accessed date 10.05.2020).

Bogomolov V. V.

APPROACHES TO OPTIMIZING THE LOOKOUT TOWERS PLACEMENT IN A FOREST ENTERPRISE

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

Due to an increased level of fire danger in Ukrainian forests, there is an urgent task to expand a network of television fire surveillance cameras. Additional cameras are installed in order to increase the accuracy of determining the coordinates of the fire, which in turn reduces the time of mobilizing forces and means to extinguish it. A numerical method for calculating the visibility of fire surveillance cameras has been proposed. It was designed based on spheroidal geodesy and by using well-known data processing algorithms. Both the maximum range of television surveillance and the smoke height have been grounded. An approach to selecting a subset of lookout towers from the total set is proposed on conditions that the most fire hazardous parts of the forest are the maximum visible areas. An approach is shown to identifying the most promising places to install new towers or select existing high-rise buildings on a digital terrain model. The above approaches were applied in two forestry enterprises in eastern Ukraine. As a result the recommendations on the placement of additional television surveillance systems were given.

K e y w o r d s: fire lookout tower, television surveillance system, visibility area, digital terrain model**.**

Богомолов В. В.

ПОДХОДЫ К ОПТИМИЗАЦИИ РАЗМЕЩЕНИЯ ПОЖАРНЫХ ВЫШЕК ЛЕСОХОЗЯЙСТВЕННОГО ПРЕДПРИЯТИЯ

Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого

В связи с повышением уровня пожарной опасности в лесах Украины возникла насущная необходимость в расширении сети камер теленаблюдения за пожарами. Дополнительные телекамеры устанавливают с целью повышения точности определения координат пожара, что в свою очередь уменьшает время мобилизации сил и средств для его тушения. Приведен численный метод расчета видимости камер теленаблюдения за пожарами, основанный на математических выкладках сфероидической геодезии и с использованием известных алгоритмов обработки данных. Представлено обоснование величины максимальной дальности теленаблюдения и высоты подъема дыма. Предложен подход к выбору подмножества пожарных вышек из общего множества при условии максимума видимой площади в наиболее пожароопасных частях лесных массивов. Показан подход к выявлению наиболее перспективных мест для установки новых вышек или для выбора имеющихся высотных сооружений на цифровой модели местности. Приведенные подходы применены для двух лесохозяйственных предприятий восточной Украины, в результате чего даны рекомендации по размещению дополнительных систем теленаблюдения.

К л ю ч е в ы е с л о в а: пожарно-наблюдательная вышка, система теленаблюдения, зона видимости, цифровая модель рельефа.

E-mail: nit@uriffm.org.ua

Одержано редколегією 01.06.2020

УДК 630.182.59

CC BY

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.117

М. А. БОНДАРУК, І. Ф. БУКША, О. Г. ЦЕЛІЩЕВ

СИНФІТОІНДИКАЦІЙНЕ МОДЕЛЮВАННЯ КЛІМАТОПІВ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА ДАНИМИ МОНІТОРИНГУ ЛІСІВ ЛІСОСТЕПОВОЇ ЧАСТИНИ УКРАЇНИ

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

Викладені в роботі методичні підходи синфітоіндикаційного моделювання й приклади їхнього застосування розкривають перспективність цього наукового напряму для регіонального (зонального) екологічного моніторингу кліматичних режимів лісових екосистем. Розроблено моделі клімафону (термо-, контрасто-, омбро- та кріофони) лісових екосистем Лісостепової лісогосподарської області та клімафонів хвойних, мішаних і листяних лісів; визначено тенденції динаміки фітоіндикаційних показників кліматичних режимів згідно зі змінами лісорослинних умов. Порівняння отриманої балової оцінки в різні часові періоди (наприклад, раз на 5 років) у кожному регіоні України дасть можливість оцінювати інтенсивність, глибину, спрямованість (тренд), просторовий розподіл та особливості зміни кліматичних режимів унаслідок впливу кліматичних змін на лісові екосистеми України на регіональному та національному рівнях, що є важливою складовою моніторингу лісових екосистем в умовах зміни клімату. Об'єкти досліджень – 642 ділянки моніторингу лісів І рівня в межах Лісостепової лісогосподарської області України.

Ключові слова: синфітоіндикація, лісові кліматопи, лісовий моніторинг, лісові екосистеми, лісорослинні умови, кліматичні режими.

Вступ. Сучасні прояви зміни клімату супроводжуються значними проблемами, пов'язаними з посиленням інтенсивності та збільшенням частоти посух, повеней, лісових пожеж, збільшенням площ осередків та шкідливості комах, збудників хвороб тощо. Згідно з результатами широкомасштабного моделювання (La Querre C. et al. 2015), до кінця XXI ст. очікується підвищення температури на +4°C, що може спричинити незворотні зміни у довкіллі, зокрема у лісових екосистемах Європи. Всебічне вивчення та систематизація особливостей прояву зміни клімату в різних природних регіонах України, оцінювання уразливості лісів до очікуваної (прогнозної) зміни клімату є важливою умовою для розроблення оптимальної стратегії мінімізації наслідків такого впливу, сталого управління лісами та невиснажливого лісокористування в умовах зміни навколишнього природного середовища (Buksha et al. 1998). В Україні вплив зміни клімату на ліси досліджували науковці УкрНДІЛГА (Buksha et al. 1998, 2014, Buksha 2010) та Інституту екології Карпат (Stoyko 2009), зокрема розроблено методи прогнозного моделювання впливу зміни клімату на життєздатність головних лісових порід у регіональному аспекті (для 5 кліматичних регіонів) за сценарієм МГЕЗК A1B у XXI столітті, порівнюючи з кліматичною нормою (1961–1990 рр.) (Buksha, Bondaruk, Buksha et al. 2017, Buksha, Bondaruk, Tselyshchev et al. 2017, Buksha, Shvydenko, Bondaruk et al. 2017, Buksha et al. 2018). Але кліматичні режими лісів, як окремих екотопів, так і цілих регіонів, можуть значно відрізнятися від показників, одержаних у стандартних умовах метеостанцій і використаних для побудови кліматичних моделей, оскільки 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 2016).

Актуальність досліджень зумовлена необхідністю розроблення методичних підходів для дослідження динаміки кліматичних режимів лісових екосистем на основі синфітоіндикаційного моделювання кліматопів лісових екосистем із використанням результатів натурних обстежень рослинності на ділянках моніторингу лісів І рівня. В основу методики синфітоіндикації («син» – угруповання) покладено використання екологічних шкал, точніше, даних амплітуд видів щодо зміни різних екологічних факторів. Методика синфітоіндикації набула поширення і в Західній Європі. Одні з найпопулярніших геоботанічних програм TURBOVEG і JUSCE (Tichy 2002) включають оброблення геоботанічних описів і розрахунок екологічних показників на основі шкал Г. Елленберга, а з

2012 р. до цієї програми включено шкали Я. П. Дідуха, що містять інформацію про 3 300 видів флори України за 12 факторами (Didukh 2011). За основу побудови кліматичних шкал узято чотири складові клімату, які в різній формі відображені в клімадіаграмі Вальтера: радіаційний баланс (терморежим, Tm), континентальність (контрасторежим, Kn), аридність або гумідність (омброрежим, Om) і суворість зим (кріорежим, Cr).

Метою досліджень було розроблення методичних підходів та проведення синфітоіндикаційного моделювання кліматопів лісових екосистем Лісостепової лісогосподарської області України для реалізації регіонального (зонального) моніторингу кліматичних режимів лісових екосистем.

Об'єкти досліджень – лісова рослинність на 642 ділянках моніторингу лісів I рівня в межах Лісостепової лісогосподарської області України (представлено 49 типів лісу в 15 типах лісорослинних умов (ТЛУ)). Основні типи лісу – свіжа грабова діброва (33,9 % від загальної кількості досліджених лісових ділянок) і свіжа кленово-липова діброва (13,8 %). Серед грудових типів достатньо розповсюдженими є також волога грабова діброва і свіжий грабово-дубово-сосновий груд (3,9 і 2,0 %). Серед сугрудових типів найбільш поширеними є свіжий і вологий грабово-дубово-сосновий сугруди (5,0 і 3,1 %) 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 %). Інші типи лісу становлять менше 2 % від загальної кількості досліджених лісових ділянок.

Матеріали й методи. Підбір та закладання дослідних ділянок (кругових перелікових площадок) здійснювали з використанням методичних рекомендацій із моніторингу лісів (Methodical recommendations 2008). Загальна характеристика лісових масивів містить визначення місцезнаходження за лісогосподарським районуванням (Hensyruk et al. 1981), ТЛУ та типу лісу (Ostapenko 1997). Загальний геоботанічний опис охоплював повний перелік видів, 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 уточнення та визначення назв видів використовували визначник та номенклатурний чек-ліст вищих судинних рослин України (Prokudin 1987, Mosyakin & Fedoronchuk 1999).

Для індикації екологічних режимів лісових екосистем на ценотичному рівні організації рослинних угруповань (синфітоіндикація), визначення для конкретних місцезростань (ділянок моніторингу) екологічних параметрів, а саме мікрокліматичних показників: терморежиму, режиму континентальності, кріорежиму, особливостей їхньої зміни за типами лісорослинних умов, нами використано розроблений Я. П. Дідухом метод фітоіндикації провідних факторів за уніфікованими шкалами екологічних амплітуд видів флори України (Didukh 2011). Кількісні індекси для фітоценозу розраховували за формулою в балах на основі середньої градації індексів усіх інформативних видів, беручи до уваги індекси їхньої рясності-покриття (Didukh & Plyuta 1994). Переведення балової оцінки екологічних режимів у відповідні їм абсолютні розмірності здійснено за Я. П. Дідухом (Didukh 2011).

Для характеристики екологічних умов лісових екосистем району досліджень, аналізу закономірностей зміни певних екологічних чинників та їхньої диференціації на лісотипологічному рівні організації розраховано мінімальні ($x_{\min}$), середні ($\overline{x}$) та максимальні ($x_{\max}$) значення екологічних режимів за типами лісорослинних умов, за угрупованнями лісів (хвойні, мішані, листяні) та загалом в області. Синфітоіндикаційне моделювання кліматопів лісових екосистем для регіонального (зонального) моніторингу кліматичних режимів лісових екосистем здійснювали шляхом розрахунку фонових рівнів (середнє значення в межах стандартних відхилень (Lakin 1980)) кліматичних факторів (термофон, контрастофон, омброфон, кріофон) для хвойних, мішаних і листяних лісів та загалом для Лісостепової лісогосподарської області (Bondaruk & Tselishchev 2015). Достовірність різниць між середніми значеннями режимів для екотопів за окремими рослинними угрупованнями визначали за критерієм Стьюдента на рівні значущості 0,95 (Lakin 1980).

Результати та обговорення. Мікрокліматичні показники термального клімату (терморежим, Tm) (радіаційний баланс – кількість тепла, яке потрапляє на 1 $см^2$ на рік) кліматопів лісів області наведено в таблиці 1 та на рисунку 1. Спектр умов термоклімату в лісових кліматопах області змінюється від субмікротермальних до субмезотермальних і має амплітуду від 6,71 (Tm = 34 $ккал \cdot см^{-2}$ на рік, або 1 423 МДж $м^2 \cdot рік^{-1}$) до 10,46 бала (Tm = 50 $ккал \cdot см^{-2}$ на рік, або 2 093 МДж $м^2 \cdot рік^{-1}$).

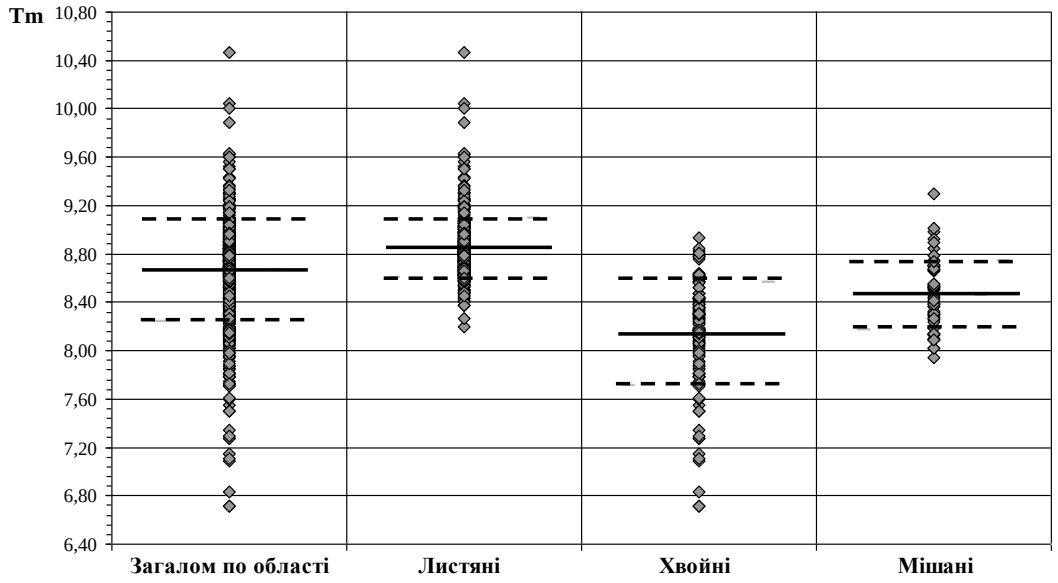
Таблиця 1

Синфітоіндикаційна оцінка кліматичних режимів кліматопів за типами лісорослинних умов у межах Лісостепової лісогосподарської області

ТЛУ	Значення екологічного фактору					
	x_{min}	x_{max}	$\overline{x}$	x_{min}	x_{max}	$\overline{x}$
	Термальний клімат (Tm)			Вологість клімату (Om)		
A_1	7,15	8,15	7,79	12,97	14,20	13,79
A_2	6,71	8,30	7,65	12,80	15,07	13,66
A_3	–	–	7,35	–	–	13,46
B_1	–	–	8,17	–	–	13,13
B_2	6,83	10,00	8,22	12,17	15,25	13,45
B_3	7,28	8,43	7,79	13,52	13,93	13,73
C_1	8,18	9,57	9,01	12,07	13,23	12,74
C_2	7,87	10,46	8,68	11,50	15,08	13,46
C_3	7,72	9,30	8,53	12,57	15,23	13,78
C_4	8,37	9,07	8,74	12,83	13,80	13,38
D_1	8,57	9,62	8,96	11,60	13,27	12,54
D_2	7,72	10,04	8,81	11,42	14,72	13,11
D_3	8,14	9,19	8,80	12,80	14,17	13,34
D_4	8,41	8,69	8,55	13,13	13,52	13,33
D_5	–	–	8,65	–	–	12,65
Листяні ліси	8,19	10,46	8,85	11,42	14,23	13,09
Хвойні ліси	6,71	8,93	8,13	12,17	15,25	13,60
Мішані ліси	7,94	9,30	8,45	12,83	14,64	13,75
Загалом	6,71	10,46	8,66	11,42	15,25	13,26
	Континентальність клімату (Kn)			Кріоклімат (Cr)		
A_1	8,45	9,03	8,67	7,77	8,11	7,99
A_2	8,61	9,60	9,16	7,22	8,31	7,58
A_3	–	–	8,96	–	–	7,63
B_1	–	–	9,13	–	–	7,87
B_2	8,16	9,61	9,01	7,04	9,94	7,95
B_3	8,46	8,96	8,76	7,38	8,04	7,72
C_1	8,04	8,89	8,38	8,58	8,94	8,75
C_2	7,50	9,40	8,52	7,29	10,12	8,33
C_3	7,33	9,13	8,50	7,26	9,08	8,11
C_4	7,52	8,59	8,19	7,24	8,64	7,96
D_1	8,03	8,85	8,43	8,00	9,40	8,57
D_2	6,58	9,31	8,03	7,74	10,08	8,55
D_3	7,23	9,00	7,99	7,83	9,05	8,53
D_4	8,19	8,52	8,35	7,92	8,00	7,96
D_5	–	–	8,69	–	–	8,19
Листяні ліси	6,58	9,40	8,08	7,24	10,12	8,54
Хвойні ліси	7,75	9,61	8,93	7,04	8,76	7,91
Мішані ліси	7,67	9,26	8,58	7,26	9,08	8,15
Загалом	6,58	9,61	8,30	7,04	10,12	8,38

Кліматопи, які формуються в борових і суборових умовах, характеризуються найменшими середніми значеннями (7,35–8,32 бала) термоклімату, в умовах сугрудів і грудів – найбільшими (8,53–9,01 бала). У сухих гігротопах усіх типів лісорослинних умов середні значення показників термоклімату є вищими за аналогічні показники вологіших

типів. Термофон кліматопів лісів Лісостепової області є наближеним до субмезотермального (рис. 1): середнє значення 8,66 бала (Tm = 44 ккал·см$^{-2}$ на рік, або 1 842 МДж м^2·рік$^{-1}$) у межах стандартних відхилень 8,24 і 9,08 бала (Tm = 40–45 ккал·см$^{-2}$ на рік, або 1 675–1 884 МДж м^2·рік$^{-1}$). Фонові значення показників термоклімату кліматопів листяних і мішаних лісів практично вкладаються в межі стандартних відхилень термофону лісів області, кліматопів хвойних лісів – виходять за межі стандартних відхилень у бік зменшення до 7,70 бала (Tm = 38 ккал·см$^{-2}$ на рік, або 1 591 МДж м^2·рік$^{-1}$) показників термоклімату. Середні значення режиму термоклімату у 8,13 бала для хвойних лісів, у 8,45 бала для мішаних та у 8,85 бала для листяних лісів свідчать про розташування вісі лісів Лісостепової лісогосподарської області в проміжній зоні між мішаними та листяними угрупованнями лісів (див. рис. 1).



Різниця між середніми значеннями режиму для кліматопів: 1) між фоновими значеннями та листяними лісами: ΔTm = 0,19 – достовірна ($t_{факт.}$ = 8,42 при t_{st_05} = 1,96 і k = 1 089); 2) між фоновими значеннями та хвойними лісами: ΔTm = 0,53 достовірна ($t_{факт.}$ = 13,25 при t_{st_05} = 1,96 і k = 775); 3) між фоновими значеннями та мішаними лісами: ΔTm = 0,21 – достовірна ($t_{факт.}$ = 3,71 при t_{st_05} = 1,96 і k = 698); 4) між листяними та хвойними лісами: ΔTm = 0,71 – достовірна ($t_{факт.}$ = 24,28 при t_{st_05} = 1,96 і k = 582); 5) між листяними та мішаними лісами: ΔTm = 0,39 – достовірна ($t_{факт.}$ = 11,20 при t_{st_05} = 1,96 і k = 505); 6) між хвойними та мішаними лісами: ΔTm = 0,32 – достовірна ($t_{факт.}$ = 5,18 при t_{st_05} = 1,96 і k = 191).

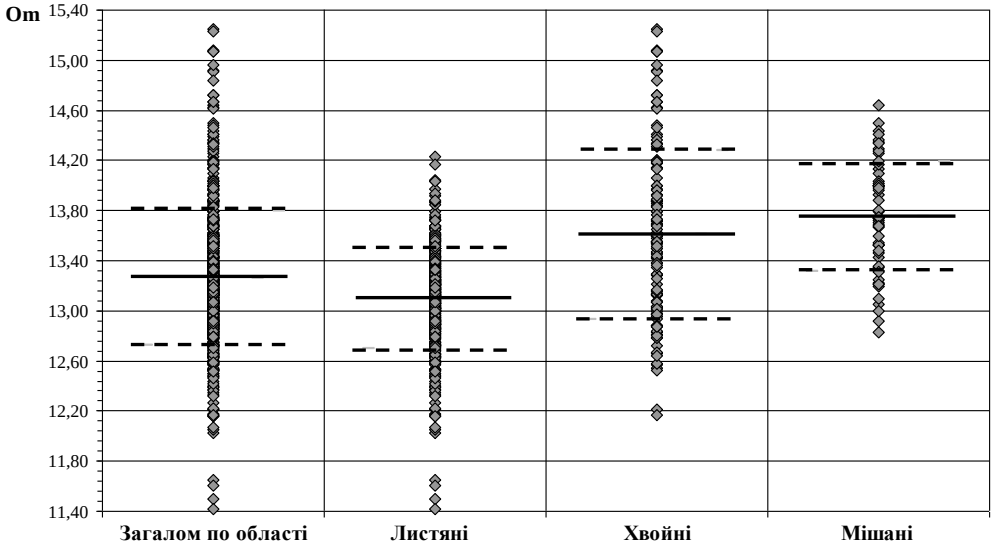
Рис. 1 – Термофон кліматопів (Tm). Горизонтальними суцільними лініями показано середні значення режимів, горизонтальними штриховими – межі стандартного відхилення

Терморежим кліматопів хвойних лісів є характерним для кліматопів інтразональних лісових ценозів термозони, проміжної між суббореальною і неморальною, та сприятливим для розвитку видів екогрупи, проміжної між субмікротермальною та субмезотермальною (Didukh 2011). Термальний режим кліматопів мішаних лісів, а надто листяних лісів, зсувається до мікроклімату лісових кліматопів неморальної термозони, який сприяє розвитку екогрупи субмезотермальних видів. Середні значення режиму термального мікроклімату для кліматопів листяних, хвойних і мішаних лісів достовірно відрізняються від фонових значень і одне від одного.

Показник вологості (аридності або гумідності) клімату екотопів є інтегральним, тобто узагальнює вплив опадів, температури та вологості повітря, та пов’язаний із випаровуванням і транспірацією, вологістю ґрунту, рівнем ґрунтових вод тощо. Цей фактор визначається як різниця між річною кількістю опадів і потенційним випаровуванням в певних кліматичних умовах з поверхні, яка має необмежені запаси вологи.

Мікрокліматичні показники аридності або гумідності (омброрежиму, Om) лісових кліматопів Лісостепової області наведено в таблиці 1 та на рисунку 2. Спектр умов

омброклімату в лісових кліматопах (див. табл. 1) має амплітуду від 11,42 до 15,25 бала (Om = -200…+400 мм). Тобто показники гумідності коливаються в межах від трохи вологішого за субарідофітний до мезоомброфітного режиму. Нульова ізолінія, яка відповідає умовам, коли кількість опадів дорівнює потенційному випаровуванню вологи, проходить майже межею лісової та лісостепової зон, зсуваючися на південь приблизно на 50 км (Didukh & Plyuta 1994). Від'ємні значення омброрежиму (Om = 0…-120 мм, Om = -120…-200 мм) відповідають ізолініям, які охоплюють Сумську, південні частини Київської та Хмельницької областей і Харківську, Полтавську, Черкаську, Кіровоградську області; в межах Одеської області значення можуть бути більш від'ємними (Om = -200…-300 мм), проте максимальні показники є більш характерними для південної частини Одеської області поза межею Лісостепової області. Показники омброрежиму, які перевищують нульові значення (Om = 0…+200 мм) є характерними для Чернігівської, північної частини Київської, Житомирської, Хмельницької, південних частин Рівненської, Волинської, Львівської, Івано-Франківської та Чернівецької областей. В одних випадках показники омброрежиму лісових екотопів відповідають даним обласних метеостанцій, а в інших перевершують останні щодо збільшення гумідності середовища. Насамперед це викликано тим, що метеостанції розташовані в стандартних умовах рельєфу (плато), на сухих ґрунтах і на площадках із викошеним трав'яним покривом. А кліматопи лісів розташовані в різних умовах рельєфу (від верхів'я балок і підвищених ділянок надзаплавних терас до западин, блюдець, улоговин плато і знижених ділянок заплав) на ґрунтах від дуже сухих до заболочених. Також слід брати до уваги трансформувальний вплив лісів на мікроклімат щодо оптимізації його гумідності (Didukh 2016). Кліматопи, які формуються в умовах сухих сугрудів і грудів, характеризуються найменшими показниками середніх значень омброклімату (12,54 і 12,74 бала), у вологих і сирих типах лісоростинних умов суборів, сугрудів і грудів – найбільшими (13,33–13,78 бала).



Різниця між середніми значеннями режиму для кліматопів: 1) між фоновими значеннями та листяними лісами: ΔOm = 0,17 – достовірна ($t_{факт.}$ = 5,61 при t_{st_05} = 1,96 і k = 1 089); 2) між фоновими значеннями та хвойними лісами: ΔOm = 0,34 достовірна ($t_{факт.}$ = 6,47 при t_{st_05} = 1,96 і k = 775); 3) між фоновими значеннями та мішаними лісами: ΔOm = 0,49 – достовірна ($t_{факт.}$ = 6,75 при t_{st_05} = 1,96 і k = 698); 4) між листяними та хвойними лісами: ΔOm = 0,51 – достовірна ($t_{факт.}$ = 10,99 при t_{st_05} = 1,96 і k = 582); 5) між листяними та мішаними лісами: ΔOm = 0,66 – достовірна ($t_{факт.}$ = 11,74 при t_{st_05} = 1,96 і k = 505); 6) між хвойними та мішаними лісами: ΔOm = 0,14 – недостовірна ($t_{факт.}$ = 1,50 при t_{st_05} = 1,96 і k = 191).

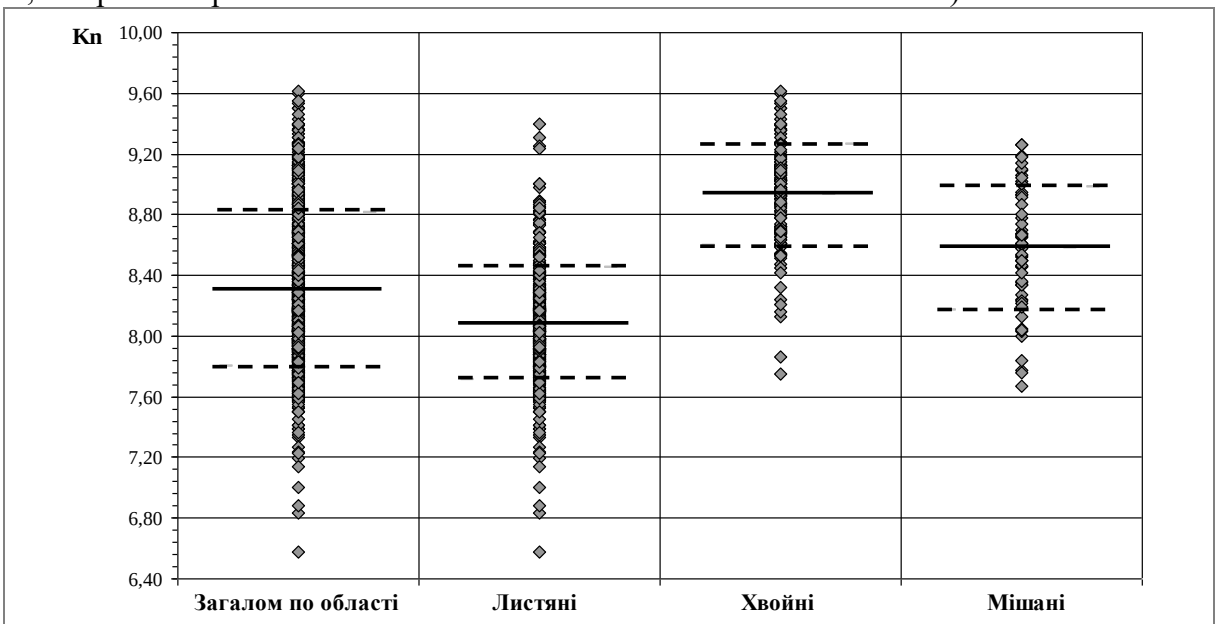
Рис. 2 – Омброфон кліматопів (Om). Горизонтальними суцільними лініями показані середні значення режимів, горизонтальними штриховими – межі стандартного відхилення

Омброфон кліматопів лісів Лісостепової лісогосподарської області: середнє значення 13,26 бала (Om = 0…+200 мм) у межах стандартних відхилень 12,72 і 13,80 бала (Om від

0…+200 мм до +200…+400 мм) охоплює діапазон режимів від субомброфітного до проміжного між субомброфітним і мезоомброфітним (див. рис. 2). Фонові значення показників омброклімату кліматопів листяних лісів 12,69–13,49 бала (Om = -100…+200 мм) знаходяться практично в межах стандартних відхилень омброфону лісів області, екотопів мішаних і хвойних лісів – виходять за межі стандартних відхилень у бік збільшення гумідності до 14,19 і 14,27 бала (Om = +200…+400 мм). Середні значення режиму гумідності мікроклімату для кліматопів листяних, хвойних і мішаних лісів достовірно відрізняються від фонових значень і одне від одного за винятком різниці між середніми значеннями режиму для кліматопів мішаних і хвойних лісів, яка є недостовірною.

Континентальність (контрасторежим, Kn) клімату, як і гумідність, є інтегральним показником, який залежить від величини річних і добових амплітуд температури повітря, його вологості та радіаційного балансу. Для рівнинної частини України значення континентальності зростають із північного заходу і заходу на схід і південний схід (Didukh 2011).

Мікрокліматичні показники континентальності лісових кліматопів Лісостепової лісогосподарської області подано в таблиці 1 та на рисунку 3. Континентальність клімату екотопів області варіюється в межах від 6,58 до 9,61 бала (Kn = 110…150 %), або від наближеного до геміокеанічного до проміжного між геміконтинентальним і субконтинентальним режимами. Кліматопи, які формуються в борових і суборевих умовах, характеризуються найбільшими середніми значеннями контрасторежиму (8,67–9,16 бала, або геміконтинентальний режим), у сугрудових і грудових умовах – найменшими (8,19–8,69 бала, або режим проміжний між геміокеанічним і геміконтинентальним).



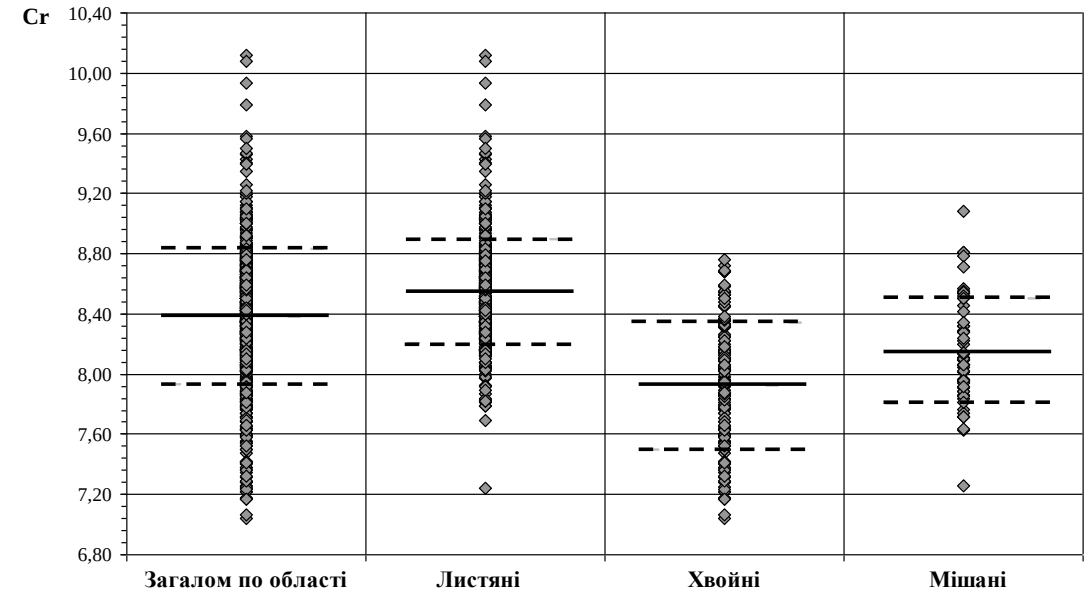
Різниця між середніми значеннями режиму для кліматопів: 1) між фоновими значеннями та листяними лісами: ΔKn = 0,22 – достовірна ($t_{факт.}$ = 7,99 при t_{st_05} = 1,96 і k = 1 089); 2) між фоновими значеннями та хвойними лісами: ΔKn = 0,63 достовірна ($t_{факт.}$ = 13,72 при t_{st_05} = 1,96 і k = 775); 3) між фоновими значеннями та мішаними лісами: ΔKn = 0,27 – достовірна ($t_{факт.}$ = 4,01 при t_{st_05} = 1,96 і k = 698); 4) між листяними та хвойними лісами: ΔKn = 0,85 – достовірна ($t_{факт.}$ = 24,00 при t_{st_05} = 1,96 і k = 582); 5) між листяними та мішаними лісами: ΔKn = 0,50 – достовірна ($t_{факт.}$ = 9,60 при t_{st_05} = 1,96 і k = 505); 6) між хвойними та мішаними лісами: ΔKn = 0,35 – достовірна ($t_{факт.}$ = 6,25 при t_{st_05} = 1,96 і k = 191).

Рис. 3 – Контрастофон кліматопів (Kn). Горизонтальними суцільними лініями показані середні значення режимів, горизонтальними штриховими – межі стандартного відхилення

Контрастофон кліматопів лісів Лісостепової області: середнє значення 8,30 бала в межах стандартних відхилень 7,79 і 8,81 бала (Kn = 121…130 %) є проміжним між геміокеанічним і геміконтинентальним (див. рис. 3). Фонові значення показників континентальності клімату

кліматопів листяних лісів перебувають у межах стандартних відхилень контрастофону лісів Лісостепової області, мішаних і хвойних лісів – виходять за межі стандартних відхилень контрастофону лісів області у бік збільшення континентальності до 8,98 і 9,27 бала, або до геміконтинентального режиму (Kn = 131...140 %). Вісь контрасторежиму кліматопу лісів Лісостепової області розташована між середніми значеннями континентальності листяних (8,08 бала) та мішаних (8,58 бала) лісових угруповань. Середнє значення континентальності хвойних лісів (8,93 бала) перебуває поза верхньою межею контрастофону лісів області. Пояснюється це зменшенням середовищетвірної функції (нівелювання контрастів річних і добових амплітуд температури повітря, його вологості та радіаційного балансу) хвойних лісів, порівнюючи з мішаними та листяними (Olszewski 1991). Середні значення режиму континентальності мікроклімату для кліматопів листяних, хвойних і мішаних лісів достовірно відрізняються від фонових значень і одне від одного.

Суворість зим (кріорежим, Cr). Основними метеорологічними елементами, що впливають на зимівлю рослин, є температура повітря і сніговий покрив (Didukh 2011). Характеристикою зимових екстремальних умов є середня температура найхолодніших місяців (в Україні це найчастіше січень, іноді – лютий). У північних і континентальних районах вона є нижчою, в південних і приморських – вищою. Ці показники також змінюються залежно від рельєфу, експозиції та крутизни схилів. Мікрокліматичні показники кріорежиму лісових кліматопів Лісостепової лісогосподарської області наведено на рисунку 4 та в таблиці 1. Спектр умов кріорежиму клімату лісових кліматопів області змінюється від 7,04 (Cr = - 14…-100°C), або від субкреофітного режиму з помірними зимами, до 10,02 бала (Cr = -2…+2°C), або до режиму, проміжного між гемікріофітним і акріофітним із зимами між м'якими й теплими. Збільшення середніх значень показників кріорежиму, тобто зменшення суворості зим, у кліматопах відбувається паралельно збільшенню показників терморежиму. Кліматопи, які формуються в борових і суборових умовах, характеризуються



Різниця між середніми значеннями режиму для кліматопів: 1) між фоновими значеннями та листяними лісами: ΔCr = 0,17 – достовірна ($t_{факт.}$ = 6,70 при t_{st_05} = 1,96 і k = 1 089); 2) між фоновими значеннями та хвойними лісами: ΔCr = 0,46 достовірна ($t_{факт.}$ = 10,98 при t_{st_05} = 1,96 і k = 775); 3) між фоновими значеннями та мішаними лісами: ΔCr = 0,23 – достовірна ($t_{факт.}$ = 3,80 при t_{st_05} = 1,96 і k = 698); 4) між листяними та хвойними лісами: ΔCr = 0,63 – достовірна ($t_{факт.}$ = 17,62 при t_{st_05} = 1,96 і k = 582); 5) між листяними та мішаними лісами: ΔCr = 0,40 – достовірна ($t_{факт.}$ = 8,28 при t_{st_05} = 1,96 і k = 505); 6) між хвойними та мішаними лісами: ΔCr = 0,23 – достовірна ($t_{факт.}$ = 3,66 при t_{st_05} = 1,96 і k = 191).

Рис. 4 – Кріофон кліматопів (Cr). Горизонтальними суцільними лініями показані середні значення режимів, горизонтальними штриховими – межі стандартного відхилення

найменшими середніми значеннями кріоклімату (7,58–7,79 бала), в умовах сугрудів і грудів – найбільшими (7,96–8,75 бала). Найменшою морозобійністю (8,57 і 8,75 бала) характеризуються кліматопи підвищень в верхніх частин схилів південної експозиції в умовах сухих сугрудів і грудів, які вирізняються більшим радіаційним і тепловим балансом, ніж низинні місцевості.

Кріофон кліматопів лісів Лісостепової області: середнє значення 8,38 бала в межах стандартних відхилень (7,73 і 8,83 бала) від проміжного між субкреофітним і гемікріофітним (Cr = -10,0…-6,0°C) між помірними та м'якими зимами до гемікріофітного з м'якими зимами (Cr = -6,0…-2,0°C) (див. рис. 4). Фонові значення показників кріоклімату кліматопів листяних і мішаних лісів майже вкладаються в межі стандартних відхилень кріофону лісів області, хвойних лісів – незначно виходять за межі стандартних відхилень кріофону в бік збільшення морозності до 7,49 бала, або до режиму, проміжного між субкріофітним і гемікріофітним (Cr = -10,0…-6,0°C). Середні значення кріорежиму мікроклімату для кліматопів листяних, хвойних і мішаних лісів достовірно відрізняються від фонових значень і одне від одного.

Висновки. Викладені методичні підходи синфітоіндикації та приклади їхнього застосування розкривають перспективність цього наукового напряму для регіонального (зонального) екологічного моніторингу кліматичних режимів лісових екосистем.

Для проведення екологічного моніторингу розроблено моделі клімафону лісових екосистем Лісостепової лісогосподарської області та клімафонів хвойних, мішаних і листяних лісів; визначено тенденції динаміки фітоіндикаційних показників кліматичних режимів згідно зі змінами лісорослинних умов.

Порівняння отриманої балової оцінки в різні часові періоди (наприклад, раз на 5 років) у кожному регіоні України дасть можливість оцінювати інтенсивність, глибину, спрямованість (тренд), просторовий розподіл та особливості зміни кліматичних режимів унаслідок дії кліматичних змін на лісові екосистеми України на регіональному та національному рівнях.

ПОСИЛАННЯ - REFERENCES

Bondaruk, M. A. and Tselishchev, O. H. 2015. Phytoindication of climatic regimes of forest ecosystems ecotopes for Central Russian upland steppe and forest for forestry disnrict of Ukreine. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 127: 144–153 (in Ukrainian).

Buksha, I. 2010. Study of climate change impact on forest ecosystems, and development of adaptation strategies in forestry of Ukraine. In: 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, p. 157–179.

Buksha, I., Bondaruk, M., Buksha, M., Tselishev, O., Pyvovar, T., Pasternak, V. 2017. Vulnerability assessment of the main forest tree species due to climate change in Ukraine (Poster). [Electronic resource]. IUFRO 125th anniversary world congress. (18-22th of September 2017). Freiburg, Germany. 427. Available from: http://iufro2017.com/wp-content/uploads/2017/11/IUFRO17_Abstract_Book.pdf (last accessed date 20.05.2020).

Buksha, I. F., Bondaruk, M. A., Tselyshchev, O. H., Pyvovar, T. S., Buksha, M. I., Pasternak, V. P. 2017. Vitality forecasting for Scots pine and English oak in condition of climate change in the lowland of Ukraine. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 130: 146–158 (in Ukrainian).

Buksha, I. F., Bondaruk, M. A., Tselishchev, O. H., Pyvovar, T. S., Buksha, M. I. 2018. Modeling the impact of climate change on phytocenoses of forest beech in Ukraine. In: The main problems and trends of further development of forestry in the Ukrainian Carpathians. Proceedings of international science-practice conference. Ivano-Frankivsk, p. 154–160 (in Ukrainian).

Buksha, I. F., Gozhik, P. F., Emelaynova, J. L., Trofimova, I. V., Shereshevskiy, A. I. 1998. Ukraine and global green-house effect. Book 2. Vulnerability and adaptation of ecological and economic systems to climate changes. Kyiv, Publishing house of Agency on rational use of energy and ecology, 208 p. (in Ukrainian).

Buksha, I. F., Pyvovar, T. S., Buksha, M. I. 2014. Vulnerability assessment of eastern Ukrainian forests to climate change: case study on the base of GIS technology use. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 12: 30–37.

Buksha, I. F., Shvydenko, A. Z., Bondaruk, M. A., Tselishchev, O. H., Pivovar, T. S., Buksha, M. I., Pasternak, V. P., Krakovska, S. V. 2017. Methodology for modeling and assessing the impact of climate change on forest phytocenoses of Ukraine. cientific Herald of NULES of Ukraine. Series: Forestry and Decorative Gardening, 266: 26–38.

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).

Gensiruk, S. A., Shevchenko, S. V., Bondar, V. S. et al. 1981. Integrated forestry zoning of Ukraine and Moldova. Kyiv, Naukova dumka, 360 p. (in Russian).

Lakin, G. F. 1980. Biometrics. Moscow, Vysshaya shkola, 293 p. (in Russian).

La Querre C. et al. 2015. Global carbon budget 2014. Earth System Science Data, 7: 47–55.

Methodical recommendations for forest monitoring in Ukraine Level I. 2008. Kharkiv, URIFFM: 47 p. (in Ukrainian).

Mosyakin, S. L. and Fedoronchuk, M. M. 1999. Vascular plants of Ukrain. A nomenclatural checklist. Kyiv, Institute of Botany, 346 p.

Olszewski, J. L. 1991. Rola ekosystemow lesnych w modificacji termoklimatu lokalnogo Puszczy Bialowieskiej. Acta Univ. Wratisl., 1213: 109–114.

Ostapenko, B. F. 1997. Typological diversity of forests of Ukraine. Forest-Step. Kharkiv, Kharkiv State Agrarian University, 128 p. (in Ukrainian).

Prokudin, Yu. N. (Ed.) 1987. Determinant of higher plants of Ukraine. Kyiv, Naukova dumka, 548 p. (in Russian).

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. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02069.x

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. In: Selected works. Vol. 1. Moscow, Academy of Sciences of SSSR, p. 159–497 (in Russian).

Bondaruk M. A., Buksha I. F., Tselishchev O. G.

SYNPHYTOINDICATION MODELLING OF CLIMATOPES OF FOREST ECOSYSTEMS BASED ON THE FOREST MONITORING DATA FOR FOREST-STEPPE REGION IN UKRAINE

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

The synphytoindication modelling methodological approaches and examples of their application presented in the article reveal the prospects of the research area for regional (zonal) ecological monitoring of climatic regimes in forest ecosystems. Models of forest ecosystems climaphone (thermo-, contrast-, ombro- and cryophones) in Forest-Steppe forestry district and climaphones of coniferous, mixed and deciduous forests have been developed for ecological monitoring. The trends of synphytoindicators of climatic regimes according to the change of forest conditions were defined. Comparison of the point assessment obtained in different time periods (for example, once every 5 years) in each Ukrainian region will assess the intensity, depth, direction (trend), spatial distribution and features of climate regimes due to climate change in forest ecosystems of Ukraine at the regional and national levels, which is an important component of forest monitoring under conditions of climate change. The objects of the research were 642 first level monitoring plots within Forest-Steppe forestry district, Ukraine.

K e y w o r d s : synphytoindication, forest climatopes, forest monitoring, forest ecosystems, forest conditions, climatic regimes.

Бондарук М. А., Букша И. Ф., Целищев А. Г.

СИНФИТОИНДИКАЦИОННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ КЛИМАТОПОВ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА ОСНОВАНИИ ДАННЫХ МОНИТОРИНГА ЛЕСОВ ЛЕСОСТЕПНОЙ ЧАСТИ УКРАИНЫ

Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого

Изложенные в работе методические подходы синфитоиндикационного моделирования и примеры их использования раскрывают перспективность этого научного направления для регионального (зонального) экологического мониторинга экологических режимов лесных экосистем. Для проведения экологического мониторинга разработаны модели климафона (термо-, контрасто-, омбро-, криофоны) лесных экосистем Лесостепной лесохозяйственной области и климафонов хвойных, смешанных и лиственных лесов; определены тенденции динамики фитоиндикационных показателей климатических режимов согласно изменению лесорастительных условий. Сравнение полученной бальной оценки в различные временные периоды (например, раз в 5 лет) позволит оценивать интенсивность, глубину, направленность (тренд), пространственное распределение и особенности изменения климатических режимов вследствие влияния климатических изменений на лесные экосистемы Украины на региональном и национальном уровнях, что является важной составляющей мониторинга лесных экосистем в условиях изменения климата. Объекты исследований – 642 площадки мониторинга лесов I уровня в пределах Лесостепной лесохозяйственной области Украины.

К л ю ч е в ы е с л о в а : синфитоиндикация, лесные климатопы, лесной мониторинг, лесные экосистемы, лесорастительные условия, климатические режимы.

E-mail: bm1961@ukr.net *Одержано редколегією: 22.05.2020*

УДК 630.164.4:582.475.4:546.36.027.137
https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.126

В. П. КРАСНОВ[1], О. В. ЖУКОВСЬКИЙ[2], О. О. ОРЛОВ[2]

ВДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДИКИ ВІДБОРУ ЗРАЗКІВ ДЕРЕВИНИ СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ (*PINUS SYLVESTRIS* L.) З МЕТОЮ ВИЗНАЧЕННЯ ПИТОМОЇ АКТИВНОСТІ ^{137}Cs

[1]Державний університет «Житомирська політехніка»
[2]Поліський філіал Українського науково-дослідного інституту лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

Досліджено розподіл ^{137}Cs у деревині стовбура 80-річної сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) у свіжих борах. Встановлено зменшення величини питомої активності ^{137}Cs в деревині, яка сформувалася в ті самі роки, але на різній висоті. Так, величина цього показника в деревині 1997–1993 рр. утворення біля окоренка становила 4 730 ± 348 Бк·кг$^{-1}$, на висоті 6 м – 3 510 ± 257 Бк·кг$^{-1}$ (в 1,3 разу менше), на висоті 12 м – 3 330 ± 294 Бк·кг$^{-1}$ (в 1,4 разу менше) і на висоті 22 м – 2870 ± 148 Бк·кг$^{-1}$ (в 1,7 разу менше). Подібні закономірності відзначено і в деревині, яка утворилася в інші періоди спостереження: значення питомої активності ^{137}Cs у них зменшуються з висотою. На всіх висотах стовбура в деревині, утвореній протягом 1997–1993 рр., визначено найбільші значення питомої активності радіонукліда; із заглибленням до ядра стовбура цей показник знижується. Біля окоренка величина показника в зовнішньому шарі (1997–1993 рр. утворення) становила 4 730 ± 348 Бк·кг$^{-1}$, а в центрі стовбура (1923–1927 рр. утворення) – 1 000 ± 117 Бк·кг$^{-1}$, що є в 4,7 разу меншим. Під час проведення радіоекологічних досліджень для визначення середньої питомої активності ^{137}Cs в деревині стовбура рекомендовано відбирати зразки деревини через 1–2 м вздовж стовбура й визначити середнє з використанням усіх отриманих даних щодо цього показника на всіх висотах стовбура.
Ключові слова: деревина, сосна звичайна, питома активність^{137}Cs, радіоактивне забруднення, радіонукліди.

Вступ. Вже в перші роки після аварії на ЧАЕС радіоекологи, які вивчали лісові екосистеми, розпочали досліджувати рівні радіоактивного забруднення тих чи інших їхніх компонентів, а в подальшому – шляхи й темпи міграції радіонуклідів у певних біогеоценозах. Одним із завдань у той період було відпрацювання методик подібних досліджень. Для їхнього обґрунтування необхідно було знати біологічні та екологічні особливості досліджуваних видів, які могли належати навіть до різних царств живих організмів. З урахуванням багатокомпонентності лісових екосистем це викликало багато проблем, деякі з яких до цього часу залишаються невирішеними. З огляду на це, дослідження, спрямовані на вдосконалення методик вивчення радіоактивного забруднення деревних порід і перерозподілу радіонуклідів у лісових екосистемах, є актуальними.

Одним із завдань у цьому напрямі було визначення питомої активності ^{137}Cs в частинах та органах деревних порід і насамперед у деревині, яка має найбільшу масу в складі фітоценозу і яка, на думку вчених, могла утримувати значну частку цього радіоактивного елемента. Ці дослідження мали наукове значення, оскільки давали змогу встановити закономірності міграції радіонуклідів у лісових екосистемах і розробити прогнозні моделі виявлених процесів, а також практичне, оскільки давали можливість встановити сучасні (на певний час) рівні радіоактивного забруднення деревини та розробити обґрунтований прогноз її використання. Крім того, для регламентування використання деревини на певних радіоактивно забруднених площах необхідно здійснювати радіаційний контроль деревини, що також потребує обґрунтування методики її відбору. Так, згідно з існуючими нормативними документами (Kaletnyk et al. 1998), необхідно відбирати зразки деревини у вигляді тирси на висоті стовбура 1,3 м без конкретизації глибини її відбору.

Відомо, що в перші роки після надходження ^{137}Cs до лісових екосистем рівні радіоактивного забруднення деревини були невеликими. Це пояснювалося тим, що лише невелика кількість цезію надійшла до деревних порід позакореневим шляхом, переважно через листя та хвою (Shcheglov 1999). У подальшому відбулося переміщення радіонукліда з крон дерев на нижче розташовані яруси рослинності та на поверхню ґрунту, його поступове заглиблення в лісову підстилку та мінеральні горизонти лісових ґрунтів. Залежно від типу

лісорослинних умов і породного складу насаджень темпи цього заглиблення були різними (Petryayev et al. 1992, Davydov et al. 1996, Krasnov 1998). Вже після певного заглиблення радіоактивних елементів у лісову підстилку почалося надходження ^{137}Cs до деревних порід кореневим шляхом – через кореневу систему. Цей процес відбувається за участі мікоризних грибів, з якими деревні породи завжди мають симбіотичні зв'язки (Vinichuk & Johanson 2003). З часом радіонукліди надійшли до гумусово-елювіального горизонту мінеральної частини ґрунту, де сконцентрована основна кількість сисних коренів сосни звичайної, і міграція ^{137}Cs до деревних порід прискорилася (Krasnov et al. 2007).

Оскільки головні деревні породи є едифікаторами лісів і мають важливе господарське значення, вже в перші роки після аварії на ЧАЕС дослідники приділяли їм значну увагу. У наукових публікаціях у перші 10 років після аварії науковці відзначали залежність радіоактивного забруднення деревини від щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Проте величини вмісту радіонукліда, отримані різними дослідниками в тих самих деревних породах за однакових рівнів радіоактивного забруднення ґрунту, різнилися (Bulavik 1998). У наступний період активізувалися дослідження щодо радіоактивного забруднення частин і органів деревних порід, радіального розподілу ^{137}Cs у стовбурі, а також розподілу сумарної активності цього радіоактивного елемента в лісових екосистемах (Krasnov 1998, Irkliienko et al. 1998, Perevolotskiy 2006, Bulko et al. 2017).

Під час дослідження розподілу ^{137}Cs в деревині в радіальному напрямку всі дослідники відзначали максимальний вміст радіонукліда в периферійній частині з поступовим зменшенням цього показника в деревині в напрямку до центру стовбура, а також суттєві коливання значення питомої активності радіонукліда в межах одного річного кільця (Masuchika et al. 1988, Monoshima & Bondietti 1994, Buzinny et al. 2000, Orlov 2009, Krasnov et al. 2016, Golyaka et al. 2017). Отримані результати вказували на важливу роль деревного ярусу в утриманні радіонуклідів та загальному їхньому перерозподілі в лісових екосистемах. Водночас для подібних досліджень потрібно було вирішити питання методичного характеру: як встановити середню питому активність стовбура деревної породи, як відбирати зразки деревини для порівняння розподілу радіонукліда в стовбурі тощо.

Відзначені відмінності результатів, які отримали різні автори, на нашу думку, можуть пояснюватися декількома обставинами: проведенням досліджень у різних екологічних умовах (деревні породи мають широкий екологічний ареал); методикою відбору зразків (із живого чи спиляного дерева, з якої частини стовбура); наявністю різних типів спектрометричних приладів і насамперед чутливістю детекторів, якими були обладнані ці прилади; використанням технічного обладнання для відбору зразків та їхньої підготовки; використанням різних посудин Марінеллі, в які вміщують зразок для вимірювання питомої активності ^{137}Cs (у разі використання чутливіших детекторів можна використовувати менші за об'ємом посудини).

Мета дослідження полягає у встановлені закономірностей радіального розподілу ^{137}Cs в деревині сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) для обґрунтування методики відбору зразків деревини для наукових досліджень і радіаційного контролю продукції з деревини.

Матеріали й методи. Дослідження проведено на тимчасовій пробній площі (ТПП) у 1997 р. у Повчанському лісництві (кв. 49, вид. 11) ДП «Лугинське лісове господарство». Результати цих досліджень не використовували для публікацій раніше, вони мають цінність для відпрацювання методики, оскільки надають інформацію про доволі тривалий період утворення деревини (1923–1997 рр.). На ТПП насадження мало таку лісівничо-таксаційну характеристику: склад – 10Сз, вік – 80 років, повнота – 0,7; клас бонітету – II, тип лісорослинних умов – свіжий бір (A_2); підріст – поодинокі екземпляри сосни звичайної та берези повислої (*Betula pendula* Roth.); підлісок – поодиноко зіновать руська (*Chamaecytisus ruthenicus* (Fisch. ExWol.) Klaskova) та горобина звичайна (*Sorbus aucuparia* L.); живий надґрунтовий покрив складався з плеуроція Шребера (*Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt.), дикрана багатоніжкового (*Dicranum polysetum* Sw.), вереса звичайного (*Calluna*

vulgaris (L.) Hull), брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.), смовді гірської (*Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench), куничника наземного (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth); ґрунт – дерново-слабопідзолистий піщаний. Щільність радіоактивного забруднення ґрунту в 1997 р. – 791,8 кБк·м$^{-2}$.

Тимчасову пробну площу розміром 100 × 100 м (1 га) закладали за стандартною методикою (Forest inventory sample plots 2006). На ній проведений суцільний таксаційний перелік дерев, за результатами якого визначено параметри середнього модельного дерева для трьох основних ступенів товщини. У подальшому дерева (3 шт.), близькі за таксаційними показниками до середніх модельних, підбирали на ТПП і спилювали. Стовбур дерев розділяли на відрізки завдовжки 2 м, на вершині яких випилювали кружки деревини завтовшки 4 см та вкладали в пакети з етикеткою (номер дерева, висота відбору деревини). У камеральних умовах на кожному кружку виділяли річні кільця деревини, утворені за 5-річні проміжки часу (з 1993 до 1923 р.). Виділену деревину зрізали, починаючи від периферійних кілець до середини кружка. Отримані зразки подрібнювали, висушували до повітряно-сухого стану в сушильних шафах і надалі аналізували на багатоканальному гамма-спектроаналізаторі імпульсів СЕГ-005-АКП із сцинтиляційними детекторами БДЕГ-20-Р1 та БДЕГ-20-Р2 з метою визначення питомої активності ^{137}Cs. Середня відносна похибка вимірювання активності радіонукліда ± 8 % (довірчий рівень – 0,95). Результати досліджень обробляли за допомогою пакета прикладних програм Microsoft Excel.

Результати та обговорення. Отримані матеріали (табл. 1) демонструють значення питомої активності ^{137}Cs в деревині стовбура сосни звичайної на різній висоті та за різного часу її утворення. Зіставлення даних дає змогу відзначити, що на всіх висотах у деревині, утвореній протягом 1997–1993 рр. визначено найбільші значення питомої активності радіонукліда, а в міру заглиблення до ядра стовбура цей показник знижується. Так, біля окоренка величина аналізованого показника у зовнішньому шарі (1997–1993 рр. утворення) становила 4 730 ± 348 Бк·кг$^{-1}$, а в центрі стовбура (1923–1927 рр. утворення) – 1 000 ± 117 Бк·кг$^{-1}$, що є в 4,7 разу меншим. На висоті 6 м це зменшення становило 3,1 разу – від 3 510 ± 257 Бк·кг$^{-1}$ (1997–1993 рр. утворення) до 1 130 ± 76 Бк·кг$^{-1}$ (1942–1938 рр. утворення); на висоті 12 м – 3,4 разу – від 3 330 ± 294 Бк·кг$^{-1}$ (1997–1993 рр. утворення) до 990 ± 145 Бк·кг$^{-1}$ (1942–1938 рр. утворення); на висоті 20 м – 1,4 разу – від 2 810 ± 116 Бк·кг$^{-1}$ (1997–1993 рр. утворення) до 2 080 ± 107 Бк·кг$^{-1}$ (1987–1983 рр. утворення).

Зменшення питомої активності ^{137}Cs в деревині визначали в ті самі роки, але значення показника залежало від висоти. Так, у деревині 1997–1993 рр. утворення біля окоренка воно становило 4 730 ± 348 Бк·кг$^{-1}$, на висоті 6 м – 3 510 ± 257 Бк·кг$^{-1}$ (в 1,3 разу менше), на висоті 12 м – 3 330 ± 294 Бк·кг$^{-1}$ (в 1,4 разу менше), на висоті 22 м – 2 870 ± 148 Бк·кг$^{-1}$ (в 1,7 разу менше). Подібні закономірності існують і для деревини, яка утворилася в інші періоди спостереження: значення питомої активності ^{137}Cs в них зменшуються з висотою.

Встановлені закономірності пояснюються тим, що ^{137}Cs, як і інші макро- і мікроелементи, піднімається з ґрунту стовбуром сосни звичайної у невеликій, зовнішній частині ксилеми (3–7 річних кілець) (Ivanov & Dubinin 1992). Також відомо, що цей радіонуклід є хімічним аналогом калію, хімічного елемента, який є дуже важливим для рослинних клітин і сконцентрований переважно в їхній цитоплазмі (Aleksahin & Naryshkin 1977). За певної нестачі останнього ^{137}Cs посідає його місце під час створення молекул клітин у різних частинах рослин. Цілком природно припустити, що подібне частіше стається у нижній частині стовбура. Доволі значний вміст радіонукліда в шарах деревини, яка утворилася до аварії на ЧАЕС, може пояснюватися двома факторами: надходженням радіонукліда дочорнобильського походження – із глобальних випадінь, які утворилися внаслідок випробувань у відкритих середовищах ядерної зброї у 50–60-ті роки минулого століття, а також дифузією радіонукліда серцевинними променями в глибше розташовану деревину (Kramer & Kozlovskiy 1983).

Таблиця 1

Розподіл питомої активності ^{137}Cs в деревині стовбура сосни звичайної різних років утворення на різній висоті

Висота відбору зразка, м	Питома активність ^{137}Cs у деревині річних кілець, Бк·кг$^{-1}$														
	1997–1993	1992–1988	1987–1983	1982–1978	1977–1973	1972–1968	1967–1963	1962–1958	1957–1953	1952–1948	1947–1943	1942–1938	1937–1933	1932–1928	1927–1923
22	2 870 ± 148	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
20	2 810 ± 116	2 060 ± 271	2 080 ± 107	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
18	2 030 ± 515	1 300 ± 191	1 750 ± 90	2 200 ± 138	2 180 ± 422	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
16	3 190 ± 336	1 800 ± 119	1 650 ± 106	1 810 ± 114	1 800 ± 81	1 750 ± 179	1 220 ± 151	–	–	–	–	–	–	–	–
14	3 520 ± 231	1 810 ± 189	1 760 ± 79	1 730 ± 129	1 850 ± 79	1 910 ± 146	1 650 ± 102	1 450 ± 61	–	–	–	–	–	–	–
12	3 330 ± 294	2 210 ± 186	1 830 ± 274	1 570 ± 128	1 560 ± 64	1 710 ± 275	1 530 ± 269	1 090 ± 200	990 ± 145	–	–	–	–	–	–
10	3 210 ± 95	1 840 ± 42	1 710 ± 49	1 770 ± 124	1 650 ± 77	1 740 ± 107	1 810 ± 118	1 500 ± 76	1 150 ± 76	1 240 ± 131	–	–	–	–	–
8	3 040 ± 228	1 780 ± 105	1 720 ± 84	1 590 ± 135	1 540 ± 170	1 770 ± 175	1 750 ± 90	1 860 ± 166	1 170 ± 119	1 030 ± 130	1 090 ± 86	–	–	–	–
6	3 510 ± 257	1 770 ± 65	1 710 ± 93	1 730 ± 131	1 920 ± 95	1 910 ± 64	1 820 ± 151	1 670 ± 27	1 390 ± 132	1 180 ± 59	1 190 ± 120	1 130 ± 76	–	–	–
4	4 640 ± 628	1 880 ± 84	1 910 ± 152	1 620 ± 71	1 760 ± 204	1 900 ± 102	1 840 ± 87	1 810 ± 157	1 610 ± 189	1 490 ± 143	1 040 ± 62	930 ± 32	1 010 ± 67	–	–
2	3 990 ± 231	1 850 ± 69	1 900 ± 151	1 800 ± 125	1 790 ± 55	1 910 ± 122	1 820 ± 215	1 800 ± 292	1 850 ± 171	1 780 ± 272	1 720 ± 283	1 050 ± 241	920 ± 54	930 ± 103	–
0	4 730 ± 348	2 390 ± 184	2 220 ± 97	2 150 ± 44	2 080 ± 59	2 160 ± 234	2 270 ± 44	2 080 ± 269	2 050 ± 201	2 080 ± 361	1 950 ± 375	1 600 ± 407	1 310 ± 216	1 030 ± 118	1 000 ± 117

Наведені вище дані дають змогу згрупувати їх (табл. 2) та проаналізувати з огляду можливого використання певної частини деревини для визначення середнього значення питомої активності ^{137}Cs в деревині стовбура сосни звичайної.

Таблиця 2

Середня питома активність ^{137}Cs в деревині сосни звичайної біля окоренка залежно від глибини її відбору (за різної кількості років утворення)

Період утворення деревини	Кількість років	Статистики середньої питомої активності ^{137}Cs в деревині, Бк·кг$^{-1}$				Зменшення у порівнянні до 1997–1993 рр., разів
		$M \pm m$	σ	V, %	P, %	
1997–1993	5	4 733 ± 348	603	12,7	7,4	–
1997–1987	10	3 562 ± 229	396	11,1	6,4	1,3
1997–1983	15	3 115 ± 184	318	10,2	5,9	1,5
1997–1977	20	2 874 ± 146	253	8,8	5,1	1,6
1997–1973	25	2 716 ± 114	198	7,3	4,2	1,7
1997–1967	30	2 623 ± 105	181	6,9	4,0	1,8
1997–1963	35	2 573 ± 96	166	6,5	3,7	1,8
1997–1957	40	2 511 ± 117	203	8,1	4,7	1,9
1997–1953	45	2 460 ± 124	215	8,7	5,0	1,9
1997–1947	50	2 422 ± 143	248	10,2	5,9	2,0
1997–1943	55	2 379 ± 164	284	11,9	6,9	2,0
1997–1937	60	2 314 ± 181	313	13,5	7,8	2,1
1997–1933	65	2 237 ± 181	314	14,0	8,1	2,2
1997–1927	70	2 151 ± 176	305	14,2	8,2	2,2
1997–1923	75	2 074 ± 170	295	14,2	8,2	2,3
Середнє		2 716 ± 153	265	9,7	5,6	–

Ми вже відзначали, що найбільші значення питомої активності радіонукліда властиві периферійній частині деревини і зменшуються до центру стовбура. Це пояснює зменшення середньої питомої активності ^{137}Cs в деревині в разі збільшення зразка за рахунок внутрішніх її шарів. Отже, якщо для радіологічного контролю відбиратимуть деревину із зовнішніх шарів, то величина питомої активності ^{137}Cs в ній буде значно більшою, ніж у деревині, що знаходиться всередині стовбура (до 2,3 разу). Визначення середньої питомої активності радіонукліда, враховуючи неоднорідність радіальних приростів деревини в різних частинах стовбура, стає проблематичним і вимагає представництва в зразку деревини кожного року (у нашому випадку – періоду) утворення. Необхідно також зазначити, що величина питомої активності ^{137}Cs в межах одного періоду утворення варіює незначною мірою (коефіцієнти варіації перебувають у межах 6,5–14,2 %). Це вказує на однорідність процесу накопичення радіонукліда в річних кільцях по діаметру стовбура у певні роки та періоди часу.

Зазначений розподіл є також важливим для практики радіаційного контролю. Зазвичай круглий ліс іде на переробку, з нього виготовляють різноманітні необрізні та обрізні сортименти. При цьому видаляють зовнішню, найбільш радіоактивно забруднену частину. Тому слід рекомендувати здійснювати радіаційний контроль на певній стадії виробництва сортиментів. У такому разі на стадії відведення лісосік головного користування необхідно після суцільного переліку дерев спилювати декілька з них, розрізати на сортименти, з яких відбирати зразки деревини для радіаційного контролю. Складніше визначити середню питому активність ^{137}Cs у стовбурі для наукових цілей.

Вище ми вже зазначили, що значення питомої активності ^{137}Cs змінюється з висотою. Для дослідження виявлених закономірностей ми здійснили розрахунки середньої питомої активності в деревині (всіх років утворення) на різній висоті стовбура (табл. 3).

Таблиця 3

Середня питома активність ^{137}Cs в деревині сосни звичайної (всіх років утворення) на різній висоті стовбура

Період утворення деревини	Висота відбору зразка, м	Питома активність ^{137}Cs, Бк·кг$^{-1}$, та статистики її визначення			
		$M \pm m$	σ	V, %	P, %
1997–1923	0	2 074 ± 170	295	14,2	8,2
1997–1923	2	1 778 ± 131	227	12,8	7,4
1997–1927	4	1 786 ± 99	172	9,6	5,5
1997–1933	6	1 725 ± 44	77	4,5	2,6
1997–1937	8	1 656 ± 72	124	7,5	4,3
1997–1943	10	1 746 ± 20	35	2,0	1,1
1997–1947	12	1 762 ± 162	281	16,0	9,2
1997–1957	14	1 960 ± 24	41	2,1	1,2
1997–1963	16	1 889 ± 59	102	5,4	3,1
1997–1967	18	1 963 ± 146	252	12,8	7,4
1997–1977	20	2 303 ± 102	177	7,7	4,4
1997–1987	22	2 773 ± 55	96	3,5	2,0
Середнє для всього масиву даних на всіх висотах (12 зразків)		1 951 ± 30	52	2,7	1,5
Середнє за даними на висотах через 4 м, починаючи з окоренка (6 зразків)		1 912 ± 17	29	1,5	0,9
Середнє за даними на висотах через 6 м, починаючи з окоренка (4 зразки)		1 881 ± 60	104	5,5	3,2
Середнє за даними на висотах через 8 м, починаючи з окоренка (3 зразки)		1 873 ± 89	154	8,2	4,8
Середнє за даними на висоті відбору зразка 0, 11 і 22 м (1 зразок)		2 200 ± 26	45	2,0	1,2

Встановлено, що цей показник поступово збільшується з висотою від $2\,074 \pm 170$ до $2\,773 \pm 55$ Бк·кг$^{-1}$ (у 1,3 разу). Це, напевно, пояснюється зменшенням із висотою частки шарів деревини, які мали менші величини питомої активності ^{137}Cs (утворених до аварії на ЧАЕС).

Помічена неоднорідність питомої активності ^{137}Cs за висотою та діаметром стовбура свідчить про необхідність конкретизації деяких методичних моментів під час проведення радіоекологічних досліджень і в практиці використання деревини. Так, під час вивчення розподілу радіонукліда в лісових екосистемах необхідні знання щодо його вмісту в стовбурі (сумарної активності), а для цього, зі свого боку, необхідно знати середню величину питомої активності ^{137}Cs у ньому. Природно, що чим більшою є кількість вимірів, тим точність визначення цієї величини є більшою. У нашому випадку найточнішою середньою величиною питомої активності ^{137}Cs в деревині стовбура є середнє арифметичне, обчислене з урахуванням значень цього показника у всіх зразках деревини, відібраних по всій висоті стовбура (через 2 м). Воно становило 1951 ± 30 Бк·кг$^{-1}$ (див. табл. 3). Подібну методику – розпилювання стовбура на певні відрізки (в нашому випадку 2 м), відбору зразків деревини в рівній кількості по всьому діаметру з кожного відрізка та розрахунок середнього по всьому масиву даних – можна рекомендувати для наукових досліджень, які вимагають доволі точних даних, або коли необхідно виявити та обґрунтувати доволі тонкі закономірності. Оскільки подібна методика є доволі складною й вимагає багато зусиль, часу, людей і їхньої кваліфікації, ми спробували спрогнозувати зниження навантаження на працівників служби радіаційного контролю за рахунок зменшення кількості зразків без розпилювання стовбура на значну кількість відрізків. У таблиці 3 наведені також дані розрахунку середньої величини питомої активності ^{137}Cs в деревині стовбура в разі відбору меншої кількості зразків – через 4 м (6 зразків) – $1\,912 \pm 17$ Бк·кг$^{-1}$, 6 м (4 зразки) – $1\,881 \pm 60$ Бк·кг$^{-1}$ і 8 м (3 зразки) – $1\,873 \pm 89$ Бк·кг$^{-1}$, а також середнє за даними на висоті відбору зразка 0, 11 і 22 м (вершина, середина і низ стовбура) – $2\,200 \pm 26$ Бк·кг$^{-1}$.

Результати дисперсійного аналізу отриманих даних свідчать про існування суттєвих відмінностей ($F_ф = 12{,}44…86{,}35 > F_{т\,(0{,}95)} = 7{,}71$) між середніми значеннями питомої активності ^{137}Cs в деревині стовбура (всього масиву і через 4, 6 і 8 м) та з урахуванням значень показника у зразках деревини, відібраних на висоті стовбура 0, 11 і 22 м (табл. 4).

Таблиця 4

Результати однофакторного дисперсійного аналізу середньої питомої активності ^{137}Cs у стовбурі сосни звичайної під час відбору зразків у різних варіантах

Середні значення за варіантами відбору зразків	Весь масив даних на всіх висотах (12 зразків)	На висотах через 4 м, починаючи з окоренка (6 зразків)	На висотах через 6 м, починаючи з окоренка (4 зразки)	На висотах через 8 м, починаючи з окоренка (3 зразки)
На висотах через 4 м, починаючи з окоренка (6 зразків)	1,31			
На висотах через 6 м, починаючи з окоренка (4 зразки)	1,09	0,24		
На висотах через 8 м, починаючи з окоренка (3 зразки)	0,69	0,19	0,01	
Середнє за даними на висоті відбору зразка 0, 11 і 22 м (1 зразок)	39,09	86,35	23,77	12,44

Примітка: $F_{теоретичне} = 7{,}71$; $p = 0{,}95$

Разом із тим між середніми величинами питомої активності ^{137}Cs у зразках деревини стовбура, відібраних через 2 (всього масиву), 4, 6 і 8 м достовірна різниця відсутня.

Висновки. Питома активність ^{137}Cs в деревині стовбура сосни звичайної зменшується від периферії до її центра та з висотою. В окоренковій частині стовбура це зменшення сягає 4,7 разу (від $4\,730 \pm 348$ до $1\,000 \pm 117$ Бк·кг$^{-1}$). У деревині 1997–1993 рр. утворення цей показник біля окоренка становив $4\,730 \pm 348$ Бк·кг$^{-1}$, а на висоті 22 м – $2\,870 \pm 148$ Бк·кг$^{-1}$ (в 1,6 разу менше). Одержані дані дають змогу вдосконалити методику визначення середньої питомої активності ^{137}Cs в деревині стовбура, а саме: відбирати зразки деревини через 1–2 м уздовж стовбура із включенням усіх річних кілець, а результати, отримані для різних сортиментів, порівнювати з гігієнічним нормативом питомої активності ^{137}Cs в деревині.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCE

Aleksahin, R. M. and Naryshkin, M. A. 1977. Migration of radionuclides in forest biogeocenoses. Moscow, Nauka, 142 p. (in Russian).

Bulavik, I. M. 1998. Justification of forest use in the conditions of radioactive contamination of Belarusian Polesie. Extended abstract of doctoral thesis. Gomel, Forest Institute of National Academy of Science of Belarus, 39 p. (in Russian).

Bulko, N. I., Shabaleva, M. A., Mitin, N. V., Tolkacheva, N. V., Kozlov, A. K. 2017. Features and dynamics of the processes of ^{137}Cs entering the components of pine phytomass from hydromorphic peat soils in the far zone of the Chernobyl accident for a long post-accident period. In: Problems of forest science and forestry. Collection of scientific papers. Gomel, Forest Institute of National Academy of Science of Belarus, 77: 345–357 (in Russian).

Buzinny, M., Los, I., Shepelevich, K. 2000. The distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the biomass of pine trees planted in 1987–1988 in the near zone of the Chernobyl nuclear power plant. Applied Radiation and Isotopes, 52: 905–910.

Davydov, N. N., Zagrebin, A. B., Kaletnik, N. N., Podkur, P. P. 1996. Behavior of radionuclides in forest soils of the Chernobyl accident zone and their transition to forest products. Chernobyl-96. Results of 10 years of work to eliminate the consequences of the Chernobyl accident. Zelenyy Mys, p. 267 (in Russian).

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).

Golyaka, D. M., Levchuk, S. Ye., Protsak, V. P., Kashparov, I. O. 2017. Distribution of ^{137}Cs content in the wood of the trunk of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) of Zhytomyr Polissya after the Chornobyl accident. Nuclear physics and atomic energy, 18(1): 63–71 (in Ukrainian).

Irkliienko, S. P., Turko, V. M., Kalish, O. B., Landin, V. P. 1998. The content of ^{137}Cs in the layers of radial growth of Scots pine trunks and the possibility of using wood products in conditions of high radioactive contamination. Problems of forest ecology and forest use. Zhytomyr, Polissky Branch of URIFFM, 5: 22–28 (in Ukrainian).

Ivanov, A. I. and Dubinin, A. I. 1992. The cross-sectional area of sapwood and the area of the moisture transit zone in it in ordinary pine. Lesovedeniye [Forestry], 5: 28–37 (in Russian).

Kaletnyk, M. M., Savushchyk, M. P., Krasnov, V. P., Davydov, M. M., Orlov, O. O., Irkliienko, S. P., Turko, V. M., Landin, V. P., Korniienko, V. P., Tsyhankov, M. Ya. 1998. Instructions for sampling and preparation of samples for radiometric control of forestry products. Kyiv, 22 p. (in Ukrainian).

Kramer, P. D. and Kozlovskiy, T. T. 1983. Physiology of woody plants. Moscow, Lesnaya promyshlennost, 464 p. (in Russian).

Krasnov, V. P. 1998. Radioecology of forests of Polissya of Ukraine. Zhytomyr, Volyn, 112 p. (in Ukrainian).

Krasnov, V. P, Kurbet, T. V., Shelest, Z. M., Boiko, O. L., Zborovska, O. V. 2016. ^{137}Cs distribution in the wood of scots pine radial growth in the forests of Ukrainian Polissia. Nuclear physics and atomic energy, 17(4): 394–399.

Krasnov, V. P., Orlov, A. A., Buzun, V. A., Landin, V. P., Shelest, Z. M. 2007. Applied Forest Radioecology. Zhytomyr, Polissia, 680 p. (in Russian).

Masuchika, K., Yoshinobu, K., Katsuo, O. et. al. 1988. Distribution of environmental cesium-137 in tree rings. Journal of Environmental Radioactivity, 8: 15–19.

Monoshima, N., and Bondietti, E. A. 1994. The radial distribution of Sr-90 and Cs-137 in trees. Journal of Environmental Radioactivity, 22: 93–109.

Orlov, O. O. 2009. Regularities of ^{137}Cs radial distribution in trunk wood of the main forest-forming tree species of Ukrainian Polyssya. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 116: 214–220 (in Ukrainian).

Perevolotskiy, A. N. 2006. Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in forest biogeocenoses. Gomel, RNIUP Institut radiologii, 255 p. (in Russian).

Petryayev, Ye. P., Ovsyannikova, S. V., Lyubnina, I. L., Rubinchik, S. Ya. 1992. Forms of radionuclides in soils of contaminated regions of Belarus. Minsk News of the Academy of Sciences of the BSSR, 4: 65–69 (in Russian).

Shcheglov, A. I. 1999. Biogeochemistry of technogenic radionuclides in forest ecosystems. Moscow, Nauka, 268 p. (in Russian).

Vinichuk, M. M. and Johanson, K. J. 2003. Accumulation of ^{137}Cs by fungal mycelium in forest ecosystems of Ukraine. Journal of Environmental Radioactivity, 64: 27–43.

Krasnov V. P.[1], Zhukovskyi O. V.[2], Orlov O. O.[2]

IMPROVEMENT OF THE SAMPLING METHOD FOR SCOTS PINE *(PINUS SYLVESTRIS* L.) WOOD USED TO EVALUATE SPECIFIC ACTIVITY OF ^{137}Cs

[1]*Zhytomyr Polytechnic State University*
[2]*Poliskiy Branch of Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky*

^{137}Cs distribution in 80-year-old Scots pine wood (*Pinus sylvestris* L.) was studied in fresh poor forest site conditions (A_2). The findings showed a decrease of ^{137}Cs specific activity in the wood at the same years of formation but at different height. Thus, this index in the wood of 1997–1993 formation was 4730 ± 348 Bq·kg^{-1} near the stem base, at the height of 6 m – 3510 ± 257 Bq·kg^{-1} (1.3 times less), at the height of 12 m – 3330 ± 294 Bq·kg^{-1} (1.4 times less), at the height of 22 m – 2870 ± 148 Bq·kg^{-1} (1.7 times less). Similar regularities were also observed in the wood formed in another periods of observation.

At all height levels the highest values of radionuclide specific activity were found in the wood of 1997–1993 formation years, and with deepening to the stem core this index decreased. Thus, the studied parameter in outer layer of 1997–1993 years formation was 4 730 ± 348 Bq·kg^{-1} near the stem base, and it made 1 000 ± 117 Bq·kg^{-1} in the trunk core of 1923–1927 years formation, which is 4.7 times less. When doing radioecological research on determining ^{137}Cs specific activity in the stem wood it is recommended to carry out sampling by 1–2 m intervals along the trunk with subsequent determination of the mean value based on the obtained data at all height levels.

K e y w o r d s : wood, Scots pine, specific activity ^{137}Cs, radioactive contamination, radionuclides.

Краснов В. П.[1], Жуковский О. В.[2], Орлов А. А.[2]

СОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ МЕТОДИКИ ОТБОРА ОБРАЗЦОВ ДРЕВЕСИНЫ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ (*PINUS SYLVESTRIS* L.) С ЦЕЛЬЮ ОПРЕДЕЛЕНИЯ УДЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ ^{137}Cs

[1]*Государственный университет «Житомирская политехника»*
[2]*Полесский филиал Украинского научно-исследовательского института лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого*

Исследовано распределение ^{137}Cs в древесине ствола 80-летней сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) в свежих борах. Установлено, что наблюдается уменьшение величины удельной активности ^{137}Cs в древесине в одни и те же годы образования, но на разной высоте. Так, величина данного показателя в древесине 1997–1993 гг. образования у комля составляла 4 730 ± 348 Бк·кг$^{-1}$, на высоте 6 м – 3 510 ± 257 Бк·кг$^{-1}$ (в 1,3 раза меньше), на высоте 12 м – 3 330 ± 294 Бк·кг$^{-1}$ (в 1,4 раза меньше), на высоте 22 м – 2 870 ± 148 Бк·кг$^{-1}$ (в 1,7 раза меньше). Подобные закономерности отмечены в древесине, которая образовалась в другие периоды: значение удельной активности ^{137}Cs в них уменьшаются с высотой.

На всех высотах ствола в древесине, образованной в течение 1997–1993 гг., определены наибольшие значения удельной активности радионуклида, а с углублением к ядру ствола этот показатель снижается. Так, у комля значение анализируемого показателя во внешнем слое (1997–1993 гг. образования) составляло 4 730 ± 348 Бк·кг$^{-1}$, а в центре ствола (1923–1927 гг. образования) – 1 000 ± 117 Бк·кг$^{-1}$, что в 4,7 раза меньше. При проведении радиоэкологических исследований для определения средней удельной активности ^{137}Cs в древесине ствола рекомендуется отбор образцов древесины через 1–2 м по длине ствола и последующее определение среднего с использованием всех полученных данных по данному показателю на всех высотах ствола.

К л ю ч е в ы е с л о в а : древесина, сосна обыкновенная, удельная активность ^{137}Cs, радиоактивное загрязнение, радионуклиды.

E-mail: volodkrasnov@gmail.com

Одержано редколегією: 11.05.2020

УДК 630.43:630.561.24

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.134

С. Г. СИДОРЕНКО

ПОЖЕЖОСТІЙКІСТЬ І ПОСТПІРОГЕННИЙ ВІДПАД СОСНОВИХ ЛІСІВ ЛІВОБЕРЕЖНОЇ ЧАСТИНИ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ ЗА РІЗНИХ РІВНІВ ПОЖЕЖНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ЗА УМОВАМИ ПОГОДИ

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

Пожежі є одними з найнебезпечніших чинників дестабілізації лісів. Визначення особливостей постпірогенного розвитку сосняків дає змогу пом'якшити негативні наслідки, спричинені лісовими пожежами, та допомогти в прийнятті рішень стосовно ведення господарства в таких лісах. Виявлено, що санітарний стан насаджень залежав від значення комплексного показника пожежної небезпеки (КППН) на момент пожежі та погіршувався у міру його збільшення (r = 0,71; p = 0,05). За вищих значень КППН підвищуються інтенсивність тепловиділення під час пожежі та ступінь вигорання лісової підстилки. Встановлено, що за КППН від 1 500 до 3 000 балів індекс санітарного стану насаджень варіює від II,0 до III,9; частка відпаду сягає 20 %. За подальшого збільшення значень КППН понад 5 000 балів індекс стану насадження через рік після пожежі становить III,5–V,0. З'ясовано, що висота полум'я та висота нагару на стовбурах достовірно не залежать від рівня пожежної небезпеки за умовами погоди. Вдосконалено підходи до прогнозування постпірогенного відпаду на рівні насадження з урахуванням характеристик пожежонебезпечного сезону, ступеня пошкодження дерев у насадженні та його таксаційних характеристик.
К л ю ч о в і с л о в а : прогностичні моделі, наслідки лісових пожеж, соснові насадження, санітарний стан.

Вступ. Вплив лісових пожеж на стан насадження залежить від низки чинників, таких як вид пожежі, її інтенсивність, тривалість, переважний тип пошкодження у пройденому пожежею насадженні та характеристик деревостану (Voron & Sydorenko 2014). До дії вторинних факторів належать заселення дерев шкідниками, розвиток хвороб лісу, допожежний стан насадження та рівень його ослаблення; також доволі важливою є тривалість посух (Agafonov & Alekseev 1989). Закордонні науковці (Furyaev et al. 2017) наводять дані стосовно впливу характеристик пожежонебезпечного сезону на зміну пожежостійкості насаджень. Під терміном «пожежостійкість» вчені розуміють здатність деревного виду чи насадження виживати після одиничної теплової дії. Наслідком цієї теплової дії є вигорання наземних горючих матеріалів під час низової пожежі та спроможність сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) зберігати свою популяцію в різноманітних умовах середовища. Насадження з однаковим рівнем пошкодження, заподіяного за різних сезонів року, можуть характеризуватися різними величиною та тривалістю відпаду. Так, частка сухостійних дерев у середньовікових сосняках через рік після весняних пожеж була у п'ять разів нижчою, ніж після літніх (2,7 % проти 13,8 %) (Sydorenko 2017). Інтенсивність відпаду в пошкоджених улітку стиглих сосняках може бути у 10 разів більшою, ніж після весняних пожеж. У результаті досліджень (Sydorenko & Liubchych 2019) запропоновано математично-статистичну модель, яка як вхідні параметри використовує показники вогнестійкості середньовікових дерев (природний ступінь товщини, висоту розташування грубої кори) і ступінь пошкодження (середню висоту нагару на стовбурах) та дає змогу оцінювати ризики всихання індивідуальних дерев у насадженні. Водночас для рівня насадження таблиці щодо прогнозування відпаду містять лише висоту нагару та сезон пожежі, проте не враховують основні таксаційні показники деревостану, що впливають на його пожежостійкість (Usenia & Churylo 2001, Voron et al. 2014, Voron et al. 2019).

Метою роботи є удосконалення підходів до прогнозування постпірогенного відпаду на рівні насадження з урахуванням характеристик пожежонебезпечного сезону, ступеня пошкодження дерев у насадженні та його таксаційних характеристик.

Матеріали й методи. Для оцінювання постпірогенного відпаду насаджень використано матеріали 58 пробних площ (ПП) лабораторії екології лісу Українського науково-дослідного інституту лісового господарства та агролісомеліорації імені Г. М. Висоцького (УкрНДІЛГА). Деревостани на ПП різнилися за віком (43–95 років), таксаційними характеристиками

(діаметром: 17–51 см, висотою: 18,0–25,7 м, повнотою: 0,5–1,0), інтенсивністю пошкодження (середня висота нагару на рівні насадження – від 0,4 до 4,9 м), часом пошкодження (2005–2018 рр.) та формою пожежі (рухлива та стійка). Пробні площі закладено переважно в лісах лісостепової частини Харківської області в умовах свіжих борів і суборів. Для дослідження брали однорічний післяпожежний період.

Для аналізу метеорологічних показників узято дані метеостанції в місті Харків. За умовами погоди на основі метеоданих для оцінювання пожежної небезпеки розраховано комплексний показник пожежної небезпеки (КППН) (Nesterov 1945). Значення КППН для поточної доби визначено за формулою (1):

$$КППН = k \times КП_{n-1} + t\,(t - \tau), \quad (1)$$

де t – температура, °С і τ – точка роси, °С, визначені о 12 годині дня;

k – коефіцієнт, який враховує опади за минулу добу.

Для визначення показника k взято такі умови: без опадів – k = 1; 3 мм і більше – k = 0 (Nesterov 1945). Обраховано значення КППН на кожну добу пожежонебезпечного періоду з 2005 до 2019 рр. Отже, кожне пошкоджене насадження на дослідних ділянках під час аналізу мало такі характеристики: КППН на момент пожежі, середньозважені показники пошкодження й таксаційні характеристики насадження.

Кореляційний, регресійний і множинний регресійний аналізи проводили за загальноприйнятими методиками (Atramentova & Utevska 2007).

Під час кореляційного аналізу зв'язок вважали функціональним за коефіцієнта кореляції 1,00, дуже сильним – 0,90–0,99, сильним – 0,70–0,89, значним – 0,50–0,69, помірним – 0,30–0,49, слабким – 0,10–0,29 (Atramentova & Utevska 2007).

Результати та обговорення. У результаті низових лісових пожеж найчастіше утворюються горільники – ділянки, де відбувається часткова загибель дерев. Якщо у випадку повного вигорання лісогосподарські заходи зводяться до суцільного вирубування загиблих деревостанів і подальшого лісовідновлення, то для горільників призначення цих заходів є складнішим завданням, яке вимагає максимально достовірної діагностики постпірогенного стану насаджень і прогнозування його зміни.

Під час попередніх досліджень післяпожежний розвиток сосняків розглядали окремо для різних груп віку та сезонів (весна та літо), зважаючи на відмінності в характеристиках насаджень і самих пожеж. Навесні зазвичай виникали рухливі пожежі, коли внаслідок пошкодження вигорав лише верхній опадовий шар лісових горючих матеріалів (ЛГМ). Влітку за формою найчастіше виникали стійкі низові пожежі.

Незважаючи на простоту дослідження, такий підхід не є універсальним. Основним його недоліком є те, що залежно від посушливості природних умов навіть навесні можуть виникати стійкі низові пожежі, які призводять до загибелі насадження. А влітку, навпаки, за достатньої кількості опадів часто виникають рухливі пожежі, які не спричиняють катастрофічних для насадження наслідків.

Процес висихання підстилки відбувається пошарово і завершується тільки в період сильної посухи (Nesterov 1945). Швидкість висихання різних видів ЛГМ має істотні відмінності та залежить від КППН (Melehov 1939, Nesterov 1949, Kurbatskiy 1970). Обсяги вигорання наземних горючих матеріалів, особливо ферментативного та гуміфікованого шарів лісової підстилки, прямо залежали від рівня її вологості. Значення КППН, крім пожежної небезпеки, опосередковано є показником ступеня висихання ЛГМ та, як наслідок, обсягів вигорання наземних ЛГМ (Kurbatskiy 1970). За низьких значень КППН вигорає частково лише верхній опадовий шар підстилки. За значення понад 1 000 балів настає пірологічна стиглість нижніх шарів підстилки (ферментативного та гуміфікованого), залежно від їхньої щільності, характеристик ділянки й таксаційних показників насадження.

Зважаючи на те, що інтенсивність пошкодження дерев під час пожежі залежала від обсягів вигорання горючих матеріалів, проведено аналіз кореляції значень КППН із характеристиками пожеж і санітарним станом пройдених низовими пожежами насаджень (рис. 1, 2.)

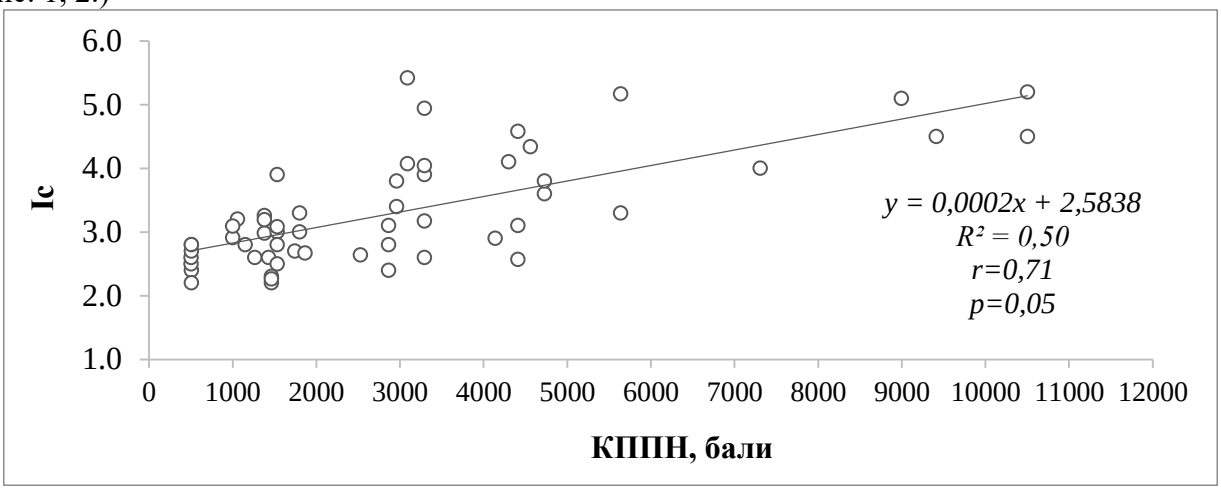


Рис. 1 – Індекс санітарного стану соснових насаджень, пройдених низовими пожежами, після 12-місячного післяпожежного періоду за різного рівня пожежної небезпеки за умовами погоди (КППН)

Санітарний стан насаджень залежав від рівня КППН на момент пожежі та погіршувався у міру збільшення КППН (r = 0,71 p = 0,05). За КППН до 1 000 балів зазвичай виникали рухливі низові пожежі. Індекс стану насаджень не перевищував 3 балів, частка сухостою була незначною – до 1,5 % (за рахунок дерев V класу Крафта). За КППН від 1 500 до 3 000 балів наслідки для насадження були істотнішими: за таких умов I_c варіював від II,0 до III,9, а частка відпаду сягала 20 %. У разі подальшого збільшення значення КППН після низових пожеж стан насадження через рік після пожежі становив IV,5–V,0 (всихаюче насадження). Такі результати пояснюються тим, що інтенсивність тепловиділення низової пожежі (I_s, кВт·м^2) залежить від типу ЛГМ та актуального стану горючих матеріалів, які є провідниками горіння за КППН (Volokitina & Sofronov 2002).

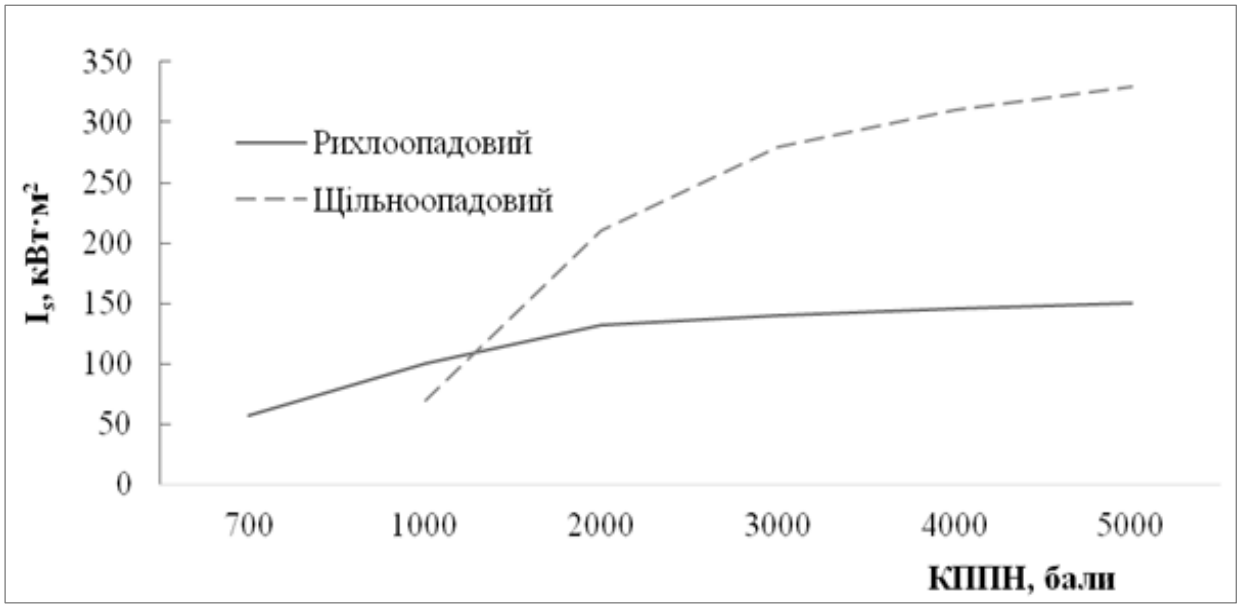


Рис. 2 – Інтенсивність тепловиділення основних провідників горіння (побудовано на основі даних Волокітіної та Софронова (Volokitina & Sofronov 2002)

Як підсумок, застосування різних підходів до прогнозування постпірогенного відпаду, які базуються на сезоні пожежі, потребує удосконалення (Sydorenko & Liubchych 2019). Так, деякі дослідники стверджують, що інтенсивність відпаду є найвищою після осінніх і зимових пожеж (Menges & Deyrup 2001). Водночас М. Харінгтон (Harrington 1987) доводив, що інтенсивніший постпірогенний відпад відбувався після весняних палів (активний сезон), як порівняти з осінніми (сухий сезон). В. Тіес зі співавторами (Thies et al. 2006), на противагу, визначав більший відпад дерев після осіннього палу, ніж після весняного. Логічно припустити, що сам собою сезон як фактор слабко впливає на відпад. Основну роль у такому випадку відіграють характер і рівень пошкодження. Тобто влітку інтенсивність пожежі може бути більшою, особливо за тривалих посух, коли ЛГМ висихають до критичного рівня. Така гіпотеза знайшла підтвердження у роботі В. Тіеса (Thies et al. 2006).

Альтернативним варіантом диференціації сценаріїв післяпожежного розвитку насаджень є використання прямої чи опосередкованої інформації щодо актуального стану ЛГМ на момент пожежі та обсягів їхнього вигорання. Для цього доцільним є використання балів за КППН чи класів КППН.

Встановлено, що КППН суттєво не впливає на середню висоту полум'я під час пожежі (опосередковано проаналізовано через висоту нагару на стовбурах дерев). Висота нагару на стовбурах є основним індикатором для оцінювання післяпожежного розвитку насадження (рис. 3). Під час регресійного аналізу виявлено, що варіювання ознаки «висота нагару» лише на 15 % залежало від впливу комплексного показника пожежної небезпеки за умовами погоди. Адже на висоту полум'я під час пожежі впливала низка факторів, які не враховують під час обчислення КППН: швидкість вітру і напрям, особливості наземних комплексів горючих матеріалів (надґрунтовий покрив, підріст і підлісок), актуальний стан горючих матеріалів (уміст вологи), рельєф тощо.

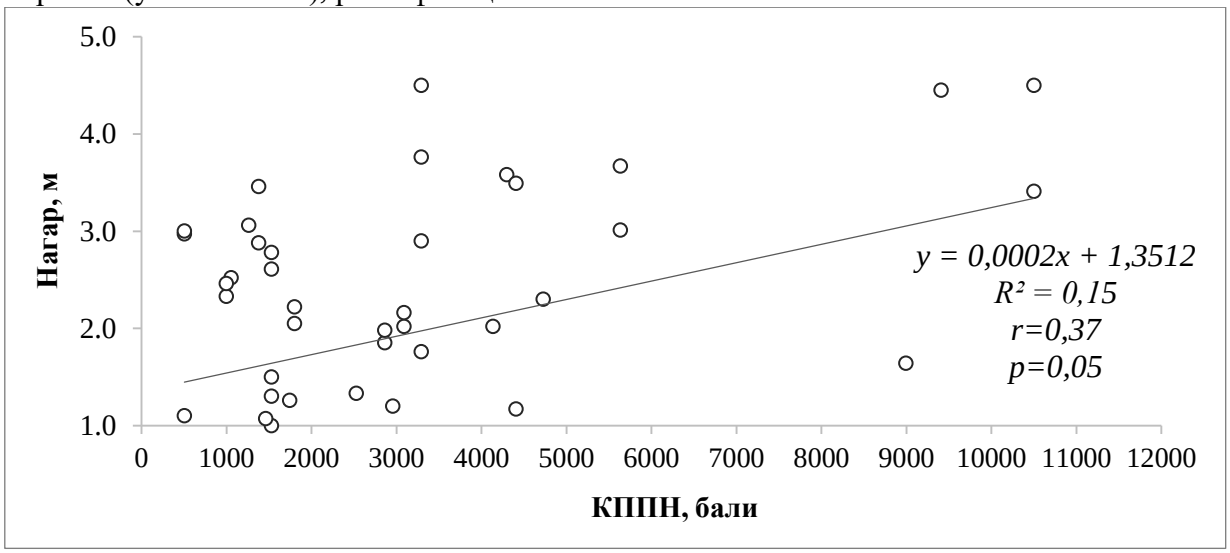


Рис. 3 – Залежність висоти нагару на стовбурах дерев від КППН

У міру збільшення середньої висоти нагару на стовбурах зростає частка відпаду в пошкоджених насадженнях. Отже, збільшення вогнестійкості дерев пов'язане зі збільшенням діаметра стовбура дерев у деревостані. Було прийняте рішення включити ці змінні до простої лінійної моделі. Запропонована модель має такий вигляд (2):

$$B = 18{,}24 \times H_{\text{наг сер}} - 0{,}5 \times d \ (R^2 = 0{,}69;\ p = 0{,}05), \quad (2)$$

де B – післяпожежний відпад через рік після пожежі, %;

$H_{\text{наг сер}}$ – середня висота нагару на стовбурі в насадженні, м;

d – середній діаметр насадження, см.

Така модель дає змогу лише певною мірою оцінити можливі наслідки низової лісової пожежі, оскільки має порівняно низьке значення коефіцієнта детермінації. Таке його значення пояснюється відсутністю даних щодо обсягів вигорання наземних ЛГМ чи точної дати пожежі.

Доцільнішим є використання моделі, яка додатково містить значення КППН, що окрім пожежної небезпеки опосередковано є показником ступеня висихання ЛГМ, та, як наслідок, обсягу вигорання наземних ЛГМ. За низьких значень КППН вигорає частково лише верхній опадовий шар підстилки. Модель у такому випадку має вигляд (3):

$$B = 12{,}83 \times H_{\text{наг сер}} - 0{,}82 \times d + \text{КППН} \times 0{,}005 \ (R^2 = 0{,}8;\ p = 0{,}05), \quad (3)$$

де B – післяпожежний відпад через рік після пожежі, %;
$H_{\text{наг сер}}$ – середня висота нагару на стовбурі в насадженні, м;
d – середній діаметр насадження, см;
КППН – комплексний показник пожежної небезпеки за умовами погоди, бали.

Цей підхід (3) дасть можливість прогнозувати післяпожежний відпад у пошкоджених низовими пожежами соснових насадженнях із урахуванням динаміки ризиків, спричинених погодними умовами. Така модель може бути використана для генерування динамічних таблиць (табл. 1–2), які враховують поточний КППН, середню висоту нагару та середній діаметр насадження.

Таблиця 1

Визначення післяпожежного відпаду за значень КППН до 500 балів

Середній діаметр, см	Висота нагару, м						
	0,5	1	1,5	2	2,5	3	≥3,5
16	0	1	7	14	20	26	33
18	0	0	6	12	18	25	31
20	0	0	4	10	17	23	30
22	0	0	2	9	15	21	28
24	0	0	1	7	13	20	26
26	0	0	0	5	12	18	25
28	0	0	0	4	10	17	23
30	0	0	0	2	9	15	21
32	0	0	0	0	7	13	20
34	0	0	0	0	5	12	18
36	0	0	0	0	4	10	16
38	0	0	0	0	2	8	15
40	0	0	0	0	0	7	13
42	0	0	0	0	0	5	12
44	0	0	0	0	0	3	10
46	0	0	0	0	0	2	8
48	0	0	0	0	0	0	7
50	0	0	0	0	0	0	5

Попередніми дослідженнями (Sydorenko 2017) встановлено, що значний вплив на постпірогенний розвиток окремих дерев має ступінь їхнього розвитку, виражений через клас Крафта чи природні ступені товщини кожного дерева, а також такі характеристики дерева, як товщина кори, наявність кореневих лап, висоту грубої кори, вік тощо. Зважаючи на це, раціональним є застосування дворівневої системи діагностики: для рівня насадження та рівня індивідуальних дерев.

На рівні насадження модель (3) дає змогу оперативно оцінити можливі обсяги відпаду та наслідки для лісу, а також визначити ділянки з потенційним ризиком повної загибелі. Дані

можуть бути використані для попереднього оцінювання збитків від низової пожежі та бути основою для прийняття управлінських рішень щодо санітарних рубок.

Таблиця 2

Визначення післяпожежного відпаду за значень КППН понад 7 000 балів

Середній діаметр, см	Висота нагару, м										
	0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5	4	4,5	5	≥6
16	28	35	41	48	54	60	67	73	80	86	99
18	27	33	40	46	52	59	65	72	78	84	97
20	25	31	38	44	51	57	64	70	76	83	96
22	23	30	36	43	49	55	62	68	75	81	94
24	22	28	35	41	47	54	60	67	73	80	92
26	20	27	33	39	46	52	59	65	71	78	91
28	18	25	31	38	44	51	57	63	70	76	89
30	17	23	30	36	43	49	55	62	68	75	87
32	15	22	28	34	41	47	54	60	67	73	86
34	14	20	26	33	39	46	52	58	65	71	84
36	12	18	25	31	38	44	50	57	63	70	83
38	10	17	23	30	36	42	49	55	62	68	81
40	9	15	21	28	34	41	47	54	60	66	79
42	7	13	20	26	33	39	46	52	58	65	78
44	5	12	18	25	31	37	44	50	57	63	76
46	4	10	17	23	29	36	42	49	55	61	74
48	2	8	15	21	28	34	41	47	53	60	73
50	0	7	13	20	26	33	39	45	52	58	71

У пройдених низовими пожежами сосняках, де прогнозований обсяг відпаду є незначним, із метою збереження насадження доцільно провести індивідуальний облік пошкоджених дерев. Для цього варто застосувати індивідуальний рівень – встановити ризик всихання окремих дерев шляхом використання моделі (4) або генерованих на її основі таблиць імовірності відпаду. Такі таблиці генерують для кожного насадження індивідуально, використовуючи формулу (4) та підходи, описані в роботі (Sydorenko 2017):

$$P = \frac{exp(2{,}67 - 5{,}20 \times \text{ПСТ} + 0{,}61 \times H_{\text{сер}})}{1 - exp(2{,}67 - 5{,}20 \times \text{ПСТ} + 0{,}61 \times H_{\text{сер}})}, \quad (4)$$

де P – ймовірність усихання (від 0 до 1);
ПСТ – природний ступінь товщини;
$H_{\text{сер}}$ – середня висота нагару на стовбурі, м.

Показник природного ступеня товщини (ПСТ) для практичного використання в таблицях відпаду має бути конвертований у ступені товщини за діаметром. Для цього використовують середній діаметр насадження таксаційного виділу, де проводитиметься подеревний облік (5):

$$d_n = \text{ПСТ}_n \times d_{\text{сер}}, \quad (5)$$

де d_n – діаметр, що відповідає певному (n) ступеню ПСТ_n дерева у насадженні;
ПСТ_n – природний ступінь товщини дерева;
$d_{\text{сер}}$ – середній діаметр насадження, см.

Використання такого підходу дає можливість удосконалити наявні методи щодо прогнозування післяпожежного відпаду та пом’якшити негативні наслідки лісових пожеж, зокрема зміни товарності деревини. Також це дасть можливість зберегти цінні насадження соснових лісів, пройдені низовими пожежами.

Висновки. Виявлено залежність між наслідками низових лісових пожеж і показником пожежної небезпеки за умовами погоди. Такий зв'язок пояснюється тим, що швидкість і ступінь висихання наземних лісових горючих матеріалів залежить від показника горимості за умовами погоди. За високих рівнів природної пожежної небезпеки підвищується інтенсивність тепловиділення під час пожежі та ступінь вигорання лісової підстилки. Отже, збільшується ризик загибелі насадження.

Виявлено, що висота полум'я та висота нагару на стовбурах достовірно не залежать від рівня пожежної небезпеки за умовами погоди, адже на характер пожежі і, як наслідок, на висоту полум'я під час пожежі впливає низка факторів, які не враховують під час обчислення КППН: швидкість і напрям вітру, особливості наземних комплексів горючих матеріалів, їхні об'єм та актуальний стан (уміст вологи), рельєф тощо.

Запропоновано удосконалені моделі прогнозування післяпожежного відпаду дерев на рівні насадження, які містять змінні: середню висоту нагару на стовбурах, середній діаметр насадження та КППН. Запропоновано методику використання дворівневого алгоритму прогнозування постпірогенного відпаду для рівня насадження та рівня окремого дерева. Такий підхід за умови залучення більшого обсягу даних для побудови моделей та всебічного їхнього тестування дасть змогу точніше прогнозувати постпірогенний відпад у пошкоджених насадженнях. Застосування точних методів прогнозування відпаду дасть можливість пом'якшити негативні наслідки лісових пожеж, спричинені змінами товарності пошкоджених пожежами насаджень, та зберегти цінні соснові ліси, пошкоджені низовими пожежами.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Agafonov, A. F. and Alekseev, Y. A. 1989. Drying of pure pine stands on burned areas. Forestry, 12: 37–39 (in Russian).

Atramentova, L. O. and Utevska, O. M. 2007. Group comparison and relations analysis. Kharkiv, Ranok Publishing House, 176 p. (in Ukrainian).

Furyaev, V. V., Tsvetkov, P. A., Furyaev, I. V. 2017. Fire resistance of pine forests of Eurasia in extreme fire seasons. Conifers of the boreal area, 35(3–4): 68–73 (in Russian).

Harrington, M. G. 1987. Ponderosa pine mortality from spring, summer, and fall crown scorching. Journal of Applied Forestry, 2: 14–16.

Kurbatskiy, N. P. 1970. Study of the quantity and properties of forest combustible materials. In: Forest pyrology issues. Krasnoyarsk, IliD SO AN SSR, p. 5–58 (in Russian).

Melehov, I. S. 1939. The experience of studying fires in the forests of the North. Arkhangelsk, ALTI, 40 p. (in Russian).

Menges, E. S. and Deyrup, M. A. 2001. Postfire survival in south Florida slash pine: interacting effects of fire intensity, fire season, vegetation, burn size, and bark beetles. International Journal of Wildland Fire, 10(1): 53–63.

Nesterov, V. G. 1949. Forest fire danger and methods for its determination. Moscow, Goslesbumizdat, 76 p. (in Russian).

Sydorenko, S. G. 2017. Postpyrogenic growth of Scots pine stands in the Left-bank Forest Steppe of Ukraine. PhD thesis. Kharkiv, 191 p. (in Ukrainian).

Sydorenko, S. G. and Liubchych A. M. 2019. Postfire tree mortality modelling for pine stands damaged by summer surface fires in the Left-Bank Forest-Steppe of Ukraine. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 135: 157–162 (in Ukrainian).

Thies, W. G., Westlind, D. J., Loewen, M., Brenner, G. 2006. Prediction of delayed mortality of fire-damaged ponderosa pine following prescribed fires in eastern Oregon, USA. International Journal of Wildland Fire, 15: 19–29.

Usenia, V. V. and Churylo, V. S. 2001. Dynamics of post-fire mortality in pine stands. Problems of Forest Science and Forestry: Collection of Scientific Papers of Forest Institute of NAS of Belarus, 52: 209–214 (in Russian).

Volokitina, A. V. and Sofronov, M. A. 2002. Classification and mapping of plant combustible materials. Novosibirsk, SO RAN, 314 p. (in Russian).

Voron, V. P. and Sydorenko, S. H. 2014. Features of the postfire development of young pine stands. Problems of Forest Science and Forestry: Collection of Scientific Papers of Forest Institute of NAS of Belarus, 74: 513–523 (in Russian).

Voron, V. P., Koval, I. M., Melnyk, Ye. Ye., Sydorenko, S. H., Bolohov, O. Yu., Tkach, O. M. 2014. Recommendations for forest management under anthropogenic impact. Kharkiv, 60 p. (in Ukrainian).

Voron, V. P., Koval, I. M., Sydorenko, S. H., Melnyk, Ye. Ye., Bolohov, O. Yu., Tkach, O. M., Tymoshchuk, I. V. 2019. Recommendations for measures to increase the fire resistance of forests and methods for forecasting their post-fire development. Kharkiv, 26 p. (in Ukrainian).

Sydorenko S. H.

FIRE RESISTANCE AND POST-PYROGENIC MORTALITY OF PINE FORESTS IN THE LEFT-BANK PART OF KHARKIV REGION AT DIFFERENT LEVELS OF FIRE HAZARD

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

Fires are one of the most dangerous destabilizing factors for forests. It is important to know specific aspects of a post-pyrogenic development of pine forests as it both enables mitigating negative consequences and assists in taking management measures for forests damaged by surface fires. It was revealed that the health condition of the stands had depended on the fire hazard level at the time of the fire, and it worsened as fire hazard increased (r = 0.71; p = 0.05). At a high level of fire hazard (estimated by Nesterov methodology), the fire intensity (intensity of heat release during the fire) and the amount of burnt forest litter also increases. It has been shown that with fire hazard from 1,500 to 3,000, the stands' health condition index varies from II,0 to III,9; at that, the mortality rate reaches 20%. With a further increase in the fire hazard up to more than 5,000, the health condition index of damaged stands in a year after the fire makes III,5–V,0. It was found that the flame height and the bark char height on the trunks do not depend statistically significantly on the level of fire hazard by weather condition. The approaches to predicting postfire mortality at a stand level have been improved by taking into account data on the fire hazard during the fire season, as well as the damage level to trees in the pine stands and its morphometric characteristics.

K e y w o r d s: postfire mortality models, fire resistance, fire hazard, consequences of forest fires.

Сидоренко С. Г.

ПОЖАРОУСТОЙЧИВОСТЬ И ПОСТПИРОГЕННЫЙ ОТПАД СОСНОВЫХ ЛЕСОВ ЛЕВОБЕРЕЖНОЙ ЧАСТИ ХАРЬКОВСКОЙ ОБЛАСТИ ПРИ РАЗНЫХ УРОВНЯХ ПОЖАРНОЙ ОПАСНОСТИ

Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого

Пожары являются одним из наиболее опасных факторов дестабилизации лесов. Определение особенностей постпирогенного развития сосняков позволяет смягчить негативные последствия, вызванные лесными пожарами, а также помочь в принятии решений относительно ведения хозяйства в таких лесах. Выявлено, что санитарное состояние насаждений зависит от уровня комплексного показателя пожарной опасности (КППО) на момент пожара, и ухудшалось по мере его увеличения (r = 0,71; p = 0,05). При наличии высоких показателей КППО повышается интенсивность тепловыделения при пожаре и степень выгорания лесной подстилки. Установлено, что при КППО от 1500 до 3000 баллов индекс санитарного состояния насаждений варьирует от II,0 до III,9; доля отпада достигает 20 %. При дальнейшем увеличении показателя КППО свыше 5 000 баллов индекс состояния насаждения через год после пожара составляет III,5–V,0. Установлено, что высота пламени и высота нагара на стволах достоверно не зависят от уровня пожарной опасности по условиям погоды. Усовершенствованы подходы к прогнозированию постпирогенного отпада на уровне насаждения с учетом характеристик пожароопасного сезона, а также степени повреждения деревьев в насаждении и его таксационных характеристик.

К л ю ч е в ы е с л о в а: прогностические модели, пожароустойчивость, пожарная опасность, последствия лесных пожаров.

E-mail: serhii88sido@gmail.com

Одержано редколегією: 28.05.2020

УДК 633.875;630.22/.23(292.486)(477)
https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.142

С. А. СИТНИК, П. І. ЛАКИДА

ФІТОМАСА ТА ДЕПОНОВАНИЙ ВУГЛЕЦЬ У РОБІНІЄВИХ НАСАДЖЕННЯХ ПІВНІЧНОГО СТЕПУ УКРАЇНИ

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Наведено результати оцінювання обсягів загальної фітомаси та акумульованого в ній вуглецю в робінієвих насадженнях степової зони України, підпорядкованих Дніпропетровському обласному управлінню лісового та мисливського господарства, в період 1973–2011 рр. За ревізійний період площа робінієвих насаджень досягла 17,6 тис. га із загальною фітомасою до 1,96 млн т. Оцінено розподіл загальної фітомаси за структурними компонентами насадження – фітомасою деревини та кори стовбурів, фітомасою деревини та кори гілок крони, листям, коренями й піднаметовою рослинністю. У робінієвих насадженнях регіону дослідження акумульовано до 0,98 млн т вуглецю. Середня щільність вуглецю в робінієвих насадженнях варіювала від 3,21 до 5,56 кг·$(м^2)^{-1}$.

К л ю ч о в і с л о в а : робінія звичайна, загальна фітомаса, структурні компоненти фітомаси, пул вуглецю.

Вступ. Біогеохімічний цикл вуглецю є комплексом процесів, у ході яких відбувається перенесення вуглецю між біосферними резервуарами, в яких він є присутнім у вигляді біоорганічних сполук і в різних формах: нейтральній (вугілля, графіт, карбіди), відновній (вуглеводні, метан), окисній (карбонати, вуглекислий газ) (Vyshenska 2014). У біотичному циклі вуглецю виділяють два етапи, які відіграють біосферну роль і пов’язані з виділенням і поглинанням кисню: фіксацію вуглекислого газу в процесі фотосинтезу з еквівалентним виділенням кисню та мінералізацію органічних речовин із виділенням вуглекислого газу й поглинанням кисню (Zavarzin & Kudeyarov 2006).

На суходолі органічні сполуки вуглецю розподілені нерівномірно в абсолютному та відносному співвідношеннях, що пояснюється багатьма факторами, основними серед яких є кліматичні показники – температура й вологість (Hudiburg et al. 2009). У холодному кліматі переважна кількість органічного вуглецю міститься в ґрунті, а в природних зонах теплого клімату – зв’язана у фітомасі. У контексті глобальної зміни клімату на особливу увагу заслуговують дослідження кількісних змін потоків і пулів вуглецю в лісових екосистемах, що знаходить відображення в роботах українських і закордонних учених (Kauffman et al. 2009, Mendoza-Ponce & Galicia 2010, Head et al. 2019, Lesiv et al. 2019).

Зміна концентрації вуглекислого газу в атмосфері свідчить про необхідність дослідження ролі лісів як найбільш потужного резервуару акумуляції атмосферного вуглецю в надземній фітомасі деревостанів. Складніша, проти інших наземних екосистем, фітоценотична структура лісів обумовлює високу енергоємність системи і, відповідно, інтенсивний фотосинтетичний стік вуглекислого газу (Shvidenko et al. 2008). Ратифікація Україною в 2004 р. Кіотського протоколу відкрила нові перспективи в оцінюванні ролі лісів держави у поглинанні вуглецю. Роботами вітчизняних учених переконливо доведено ефективність депонування вуглецю деревними породами лісостанів у різних природних зонах України – Карпатах (Vasylyshyn & Lakyda 2005), Поліссі (Lakyda & Blishhik 2010, Lakyda et al. 2010), Лісостепу (Lakyda & Mateiko 2016).

Особливо актуальним є дослідження вуглецедепонувальних властивостей лісоутворювальних деревних порід у лісах природної зони степу, де рівень лісистості в Україні є найнижчим, а видове різноманіття деревних видів, які використовують для створення лісових культур, – найбіднішим. У лісостанах Північного Степу України, підпорядкованих Державному агентству лісових ресурсів України, широко представлені штучні за походженням та чисті за складом деревостани робінії звичайної (*Robinia pseudoacacia* L.), які в межах Дніпропетровської області займають площу до 17 683,7 га (Lakyda & Sytnyk 2014). Біологічним та екологічним особливостям робінії звичайної, яка формує протиерозійні та рекультиваційні лісові насадження у степовій зоні, присвячені

роботи С. Г. Коханого (Kohanyiy 1978), М. А. Лохматова (Lokhmatov 1990), О. М. Масюка **(**Masuyk 2009).

Оцінювання обсягів фітомаси й вуглецю та їхніх трендів на регіональному рівні за наявності таксаційної оцінки лісів, одержаної в процесі періодичного або безперервного лісовпорядкування на регіональному рівні, дасть змогу визначити роль фітомаси лісів у депонуванні парникового газу на рівні держави.

Мета дослідження – оцінювання динаміки обсягів загальної фітомаси та депонованого вуглецю в насадженнях робінії звичайної Північного Степу України.

Матеріали й методи. Об'єктом дослідження були лісові робінієві насадження степової зони. Предмет дослідження – фітомаса й депонований вуглець робінієвих насаджень.

Вихідними даними для оцінювання загальної фітомаси та розподілу за структурними компонентами й депонованого вуглецю робінієвих насаджень були матеріали лісовпорядкування лісів, які підпорядковані Дніпропетровському обласному управлінню лісового та мисливського господарства, а саме: площа вкритих робінієвими деревостанами лісових ділянок; запас стовбурової деревини, вікова структура, середній бонітет. Таксаційні й лісівничі характеристики робінієвих насаджень наведено станом на 01.01.1973, 01.01.1978, 01.01.1983, 01.01.1996, 01.01.2002, 01.01.2011. Розподіл запасу стовбурової деревини за групами віку наведено у таблиці 1.

Таблиця 1

Розподіл запасу стовбурової деревини робінієвих деревостанів за групами віку, %

Група віку	Рік					
	1973	1976	1983	1996	2001	2011
Молодняки	40,4	9,5	4,1	12,5	9,5	1,9
Середньовікові	45,2	46,7	61,6	42,9	36,2	35,6
Пристиглі	8,2	23,4	19,9	18,3	10,6	8,7
Стиглі і перестійні	6,2	20,4	14,4	26,3	43,7	58,8

Оброблення вихідних дослідних даних здійснено за допомогою Excel та прикладної програми Carbon, розробленої П. І. Лакидою (Lakyda 2002). Калькуляційна програма Carbon передбачає розрахунок та інтегрування обсягів загальної фітомаси лісових насаджень у межах адміністративної області за такими компонентами фітомаси: деревина і кора стовбурів; деревина і кора гілок крони; листя; корені; піднаметова рослинність. Окрім перелічених компонентів розраховують щільність фітомаси й вуглецю (кг·(м^2)$^{-1}$). Як і для компонентів фітомаси, алгоритмом програми передбачено калькуляцію загального обсягу депонованого вуглецю та його щільності на 1 м^2 укритих робінієвими насадженнями ділянок. Розрахунок фітомаси здійснено з використанням даних запасу стовбурової деревини та середньої щільності. Загальні обсяги вуглецю, депонованого у фітомасі, оцінювали за перехідними коефіцієнтами. Дослідники беруть уміст вуглецю рівним 0,50 абсолютно сухої маси коренів, стовбура і гілок, для фракції фітомаси листя цей коефіцієнт дорівнює 0,45 (Matthews 1993).

Результати та обговорення. Актуальна концентрація вуглекислого газу в атмосферному повітрі певного регіону залежить від обсягів викидів техногенного вуглецю та функціонування його біотичних резервуарів. Оцінювання загальної фітомаси й бюджету вуглецю в лісах Північного Степу України дасть змогу приймати оптимальні рішення щодо режимів експлуатації промислових об’єктів та розрахувати баланс парникових газів.

Ресурсний потенціал регіону дослідження є втричі більшим проти загальнодержавного рівня. Загалом у Дніпропетровській області видобувається до 40 видів мінеральної сировини, що обумовлює високий рівень індустріального розвитку й антропопресії, похідною яких є забруднення атмосферного повітря внаслідок викидів полютантів від стаціонарних і пересувних джерел. На рисунку 1 наведено динаміку емісії діоксиду вуглецю в Дніпропетровській області.

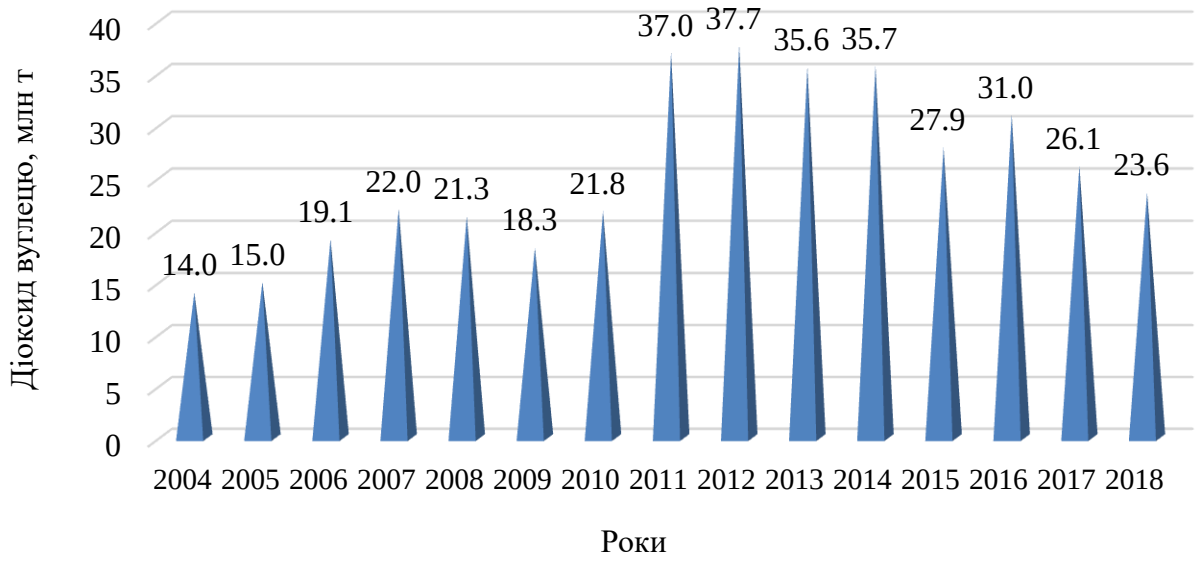


Рис. 1 – Викиди діоксиду вуглецю в атмосферне повітря Дніпропетровської області (Environment 2020)

Максимальні обсяги антропогенного вуглецю (35,6–37,7 млн т), викинутого до атмосферного повітря, зареєстровано у 2011–2014 роках, в останні п'ять років емісія зменшувалася, проте рівня обсягів викидів 2004–2005 рр. не досягнуто. Акумулюючи вуглець техногенного походження, лісові екосистеми постають регуляторами змін, зумовлених впливом додаткової емісії парникового газу, який є результатом діяльності виробничих технологій (Gough 2008). Основним показником вуглецевого циклу є його запас у пулах екосистеми з розмірністю тС·га$^{-1}$ (Shvidenko et al. 2008).

Використання програми Carbon дало змогу одержати характеристику обсягів загальної фітомаси, її розподіл за структурними компонентами надземної й підземної фітомаси та бюджет вуглецю в робінієвих насадженнях лісів Дніпропетровської області (табл. 2).

Таблиця 2

Фітомаса й депонований вуглець робінієвих насаджень лісів Дніпропетровської області

Площа, тис. га	Запас стовбурової деревини, млн м^3	Компоненти фітомаси, млн т						Щільність фітомаси, кг·(м^2)$^{-1}$	Вуглець, млн т
		Листя	Деревина і кора гілок	Деревина і кора стовбурів	Корені	Підземна рослинність	Разом		
1973 рік									
10,8	0,27	0,0323	0,1175	0,4487	0,0731	0,0249	0,6965	6,44	0,3466
1978 рік									
15,8	0,87	0,036	0,1774	0,7052	0,0974	0,0316	1,0476	6,63	0,5220
1983 рік									
15,1	0,71	0,0411	0,195	0,8059	0,1104	0,0322	1,1846	7,85	0,5907
1996 рік									
16,1	1,76	0,0319	0,2392	0,9812	0,1338	0,0384	1,4245	8,90	0,7107
2002 рік									
16,6	2,18	0,0376	0,3191	1,2300	0,1654	0,0409	1,7930	10,80	0,8949
2011 рік									
17,6	2,73	0,0379	0,381	1,3506	0,1497	0,0424	1,9616	11,20	0,9789

Станом на 01.01.2011 фітомаса робінієвих насаджень регіону дослідження сягала майже 2,0 млн т, і у ній акумульовано до 0,98 млн т вуглецю. Упродовж 38 років площа робінієвих

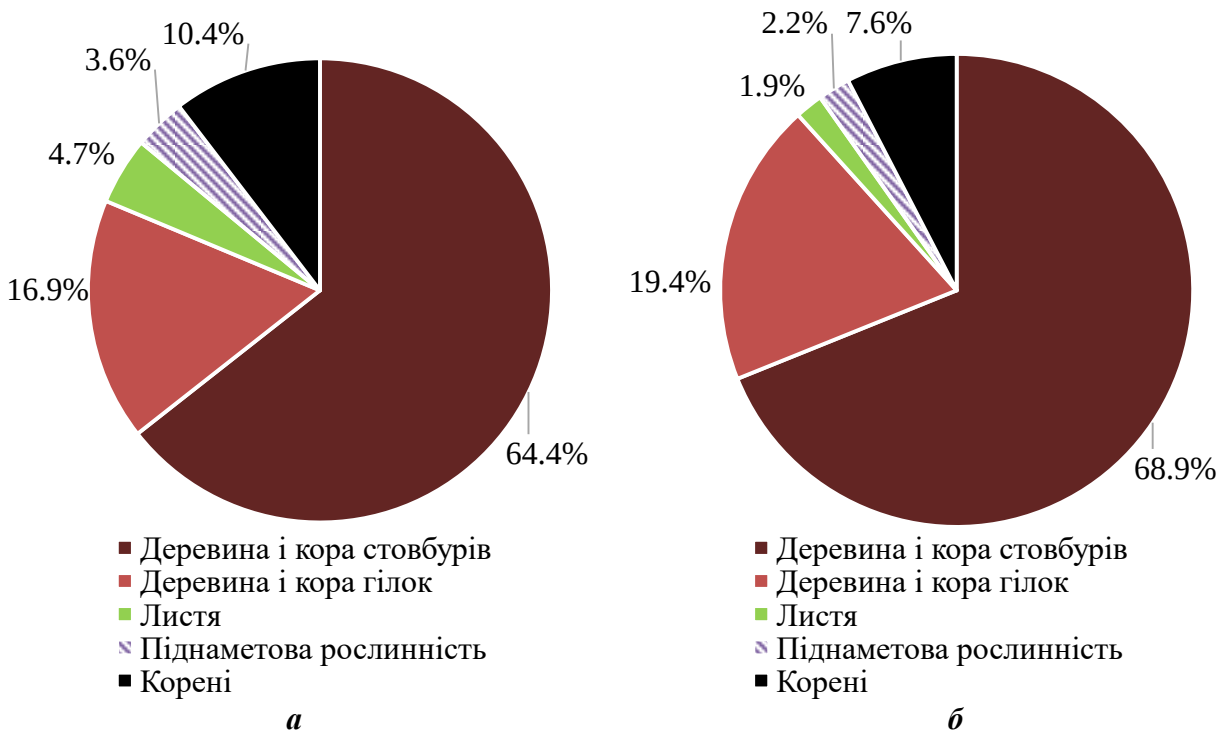
насаджень збільшилася від 10,8 до 17,6 тис $м^2$. Усі насадження робінії мають штучне походження, лісові культури цього виду створено переважно для виконання протиерозійної функції та як рекультиваційні насадження на девастованих землях. У ревізійний період закономірно інтенсивно збільшувався загальний запас стовбурової деревини від 0,27 до 2,73 млн $м^3$. Середні запаси за роками змінювалися таким чином: 1973 – 25,11; 1978 – 55,16; 1983 – 47,00; 1996 – 66,72; 2002 – 131,33; 2011 – 154,62 $м^3 \cdot га^{-1}$ (див. табл. 2).

Щільність фітомаси та вуглецю значною мірою залежить від якісних параметрів компонентів фітомаси деревного виду, умов місцезростання та динаміки запасів стовбурової деревини за віком (Lakyda et al. 2010, Lakyda & Mateiko 2016). Проти 1973 р. у 2011 р. відбулося збільшення фітомаси робінієвих насаджень на 226,8 %. Зазначене збільшення зумовлене зміною вікової структури насадження, яка призвела до переважання стиглих і перестійних деревостанів. У лісогосподарській зоні Північного Степу України вік стиглості робінії звичайної в лісах із особливим режимом користування становить 31–35 років, із обмеженим режимом користування – 26–30 років. Аналіз динаміки середньої щільності загальної фітомаси робінієвих деревостанів демонструє непропорційну їхню зміну. У період 1973–1978 рр. площа, зайнята робінієвими насадженнями, збільшилася на 5,0 тис. га, а загальна фітомаса змінилася на 0,3511 млн т. Зміна середньої щільності фітомаси у зазначений період відбулася незначною мірою – від 6,44 до 6,63 $кг \cdot (м^2)^{-1}$, що може бути зумовлене збільшенням площі молодняків, внесок яких у формування загальної фітомаси насадження був незначним. У наступні періоди обліку збільшення площі під створеними лісовими культурами робінії звичайної було несуттєвим, проте ріст і розвиток деревостанів із перерозподілом загального запасу за групами віку спричиняв збільшення загальної фітомаси насаджень та її кількості на одиницю площі.

Вуглець, акумульований у фітомасі досліджуваних насаджень, становив 0,3466 (1973 р.) – 0,9789 млн т (2011 р.). Зміна середньої щільності вуглецю для вкритих робінієвими насадженнями ділянок у період обліку становила : 1973 – 3,21; 1978 – 3,30; 1983 – 3,91; 1996 – 4,41; 2002 – 5,39; 2011 – 5,56 $кгС \cdot (м^2)^{-1}$. Збільшення щільності вуглецю у фітомасі робінієвих насаджень за один рік знаходиться в діапазоні 0,02–0,11 $кгС \cdot (м^2)^{-1}$. За середньорічного об'єму викидів діоксиду вуглецю в атмосферне повітря регіону дослідження 27,7 млн т та річного збільшення щільності вуглецю депонування техногенного вуглецю робінієвими насадженнями може становити від 3,5 до 19,4 тис. т, що становить дуже незначну частку емісії, а саме 0,01–0,07 % (див. табл. 2).

Насадження робінії звичайної були об'єктом у дослідженнях зміни запасу вуглецю, депонованого у фітомасі згаданого виду в Сеулі (Kil et al. 2006). Запаси вуглецю розраховано за алометричними рівняннями. У 2010 рр. на площі 3,37 тис. га вуглець у фітомасі робінієвих деревостанів оцінено у 185,2 тис. т, тобто його щільність становила 0,05 $тС \cdot га^{-1}$. Середня щільністю вуглецю фітомаси робінієвих деревостанів, які ростуть в умовах Північного степу, – 4,30 $кгС \cdot (м^2)^{-1}$, що також є більшим значенням за аналогічний показник у лісах Фінляндії – 3,8 $кгС \cdot (м^2)^{-1}$ та Іспанії – 3,1 $кгС \cdot (м^2)^{-1}$. Продуктивнішими за робінієві насадження за цим показником є ліси Швеції – 4,6 $кгС \cdot (м^2)^{-1}$, Італії – 5,5 $кгС \cdot (м^2)^{-1}$, Польщі – 11,9 $кгС \cdot (м^2)^{-1}$ та Німеччини – 13,1 $кгС \cdot (м^2)^{-1}$ (Harmon 1986, Vasylyshyn & Lakyda 2005).

Одним із завдань роботи було оцінювання динаміки фракційної структури фітомаси насадження за досліджуваними роками. Розподіл загальної фітомаси за структурними компонентами на початок ревізійного періоду (01.01.1973) та станом на 01.01.2011 наведено на рисунку 2. Наведені діаграми демонструють збереження тенденції розподілу загальної фітомаси насаджень за фракціями протягом усього періоду спостереження: найбільшу частку в загальній фітомасі робінієвих насаджень становила фітомаса деревини й кори стовбурів деревостанів, найменшою часткою відзначалася піднаметова рослинність.



а *б*

Рис. 2 – Розподіл загальної фітомаси робінієвих насаджень Північного Степу України за структурними компонентами у 1973 (а) та 2011 (б) роках.

За розрахунками часток (%) складових надземної та підземної частини робінієвих насаджень отримано такі тренди:

– деревина і кора стовбурів – 64,4→67,3→68,0→68.9→68,6→68,9;
– деревина і кора гілок – 16,9→16,9→16,5→16,7→17,8→19,4;
– листя – 4,7→3,4→3,4→2,2→2,1→1,9;
– піднаметова рослинність – 3,6→3,0→2,7→2,7→2,3→2,2;
– корені – 10,4→9,3→9,3→ 9,3→9,2→7,6.

З ростом і формуванням робінієвих насаджень протягом трьох десятиріч відбувався незначний перерозподіл часток фітомаси між структурними складовими. Частка фітомаси надземної частини деревостанів, а саме фітомаси деревини й кори стовбурів, збільшилася на 4,5 %, деревини й кори гілок – на 3,5 %. Збільшення часток зазначених фракцій фітомаси відбувалося на тлі зменшення асиміляційних органів. У молодняках частка фітомаси листя сягає 5 %, тоді як у стиглих і перестійних деревостанах фотосинтезувальні вегетативні органи можуть становити до 2 % від загальної фітомаси насадження.

Встановлені тенденції зміни загальної фітомаси насаджень робінії звичайної за структурними компонентами узгоджуються з біоекологічними особливостями їхнього функціонування, зазначеними в роботі М. А. Лохматова (Lokhmatov 1990). У розвитку насаджень досліджуваного виду в найпоширеніших типах сухих умов степової зони автор наводив такі закономірності, як інтенсивність ростових процесів від перших років формування насадження; швидке розростання кореневих систем у перші роки та зниження його інтенсивності надалі; раннє, з 3–5-річного віку, утворення суцільної, пухкої, але тонкої підстилки; добра збереженість, проте слабкий ріст інших видів під наметом у сухих умовах (переважно через брак вологи) і значне пригнічення, та навіть повне їхнє випадання зі складу в сприятливих умовах місцезростання.

Висновки. За період із 1973 до 2011 р. площа робінієвих насаджень у лісах, що перебувають у постійному користуванні підприємств, підпорядкованих Державному агентству лісових ресурсів України, в межах Дніпропетровської області збільшилася на 6,8 тис. га і становила 17,6 тис га із загальним запасом стовбурової деревини до 2,73 млн м^3. У

фракційному складі загальної фітомаси простежується домінування фітомаси компонентів стовбурів. На 1 м^2 площі робінієвих насаджень у середньому припадає до 11,2 кг загальної фітомаси. За середньорічного обсягу викидів діоксиду вуглецю в атмосферне повітря регіону дослідження 27,7 млн т та річного збільшення депонування техногенного вуглецю функціональні робінієві насадження Північного Степу України можуть депонувати незначну частку емісії техногенного вуглецю – 0,01–0,07 %.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Environment. 2020. [Electronic resource]. Main Department of Statistics in Dnipropetrovsk Region. Available from: http://www.dneprstat.gov.ua/statinfo/ns/ (last accessed date 25.03.2020).

Gough, C. 2008. State of the art in carbon dioxide capture and storage in the UK: an experts' review. Int. J. Greenhouse Gas Control, 2 (1): 155–168.

Harmon, M. E. 1986. Ecology of course woody debris in temperate ecosystems. Advances in ecological research, 15: 133–302.

Head, M., Bernier, P., Levasseur, A., Beauregard, R., Margni, M. 2019. Forestry carbon budget models to improve biogenic carbon accounting in life cycle assessment. Journal of Cleaner Production, 213: 289–299.

Hudiburg, T., Law, B., Turner, D. P. 2009. Carbon dynamics of Oregon and Northern California forests and potential land-base carbon storage. Ecological Applications, 19: 163–180.

Kauffman, J., Hughes, R., Heider, C. 2009. Dynamics of C and nutrient pools associated with land conversion and abandonment in Neotropical landscapes. Ecological Applications, 19: 1211–1222.

Kil, S. H., Kim, J. H., Newman, G., Park, G. S., Ohga, S. 2016. Estimation and Change in Carbon Stock of *Robinia pseudoacacia* L. in Seoul, Korea. Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University, 61(1): 17–21.

Kohanyy, S. G. 1978. Productivity of the mast form black locust in the Lower Dnipro. Forestry and Forest Melioration [Lesovodstvo i agrolesomelioratsiya], 50: 77–82 (in Russian).

Lakyda, P. I. 2002. Phytomass of Ukrainian forests. Ternopil, Zbruch, 256 p. (in Ukrainian).

Lakyda, P. I., Bilous, A. M., Vasilishin, R. D. 2010. Aspen forests in Eastern Polissya of Ukraine – the aboveground phytomass and deposited carbon. Korsun-Shevchenkivskyi, FOP Maydachenko I. S., 255 p. (in Ukrainian).

Lakyda, P. I. and Blishhik, I. V. 2010. Phytomass of alder forests in Western Polissya of Ukraine. Korsun-Shevchenkivskyi, FOP Majdachenko I. S., 237 p. (in Ukrainian).

Lakyda, P. I. and Mateiko, I. M. 2016. Phytomass and deposites carbon of common ash trees and stands in Right-Bank Forest Steepe of Ukraine. Kyiv, Komprynt, 218 p. (in Ukrainian).

Lakyda, P. I. and Sytnyk, S. A. 2014. Peculiarities of forest inventory structure of *Robinia pseudoacacia* L. stands in Dnieper Northern Steppe of Ukraine. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 125: 25–31 (in Ukrainian).

Lesiv, M., Shvidenko, A., Shhepashhenko, D. 2019. Spatial assessment of the carbon budget of the forest for Ukraine. Mitigation and Adaptation Strategy for Global Change, 24: 985–1006 (in Russian).

Lokhmatov, N. A. 1990. Development and restoration of steppe forest stands. Balakleya, Sim, 495 p. (in Russian).

Masuyk, O. N. 2009. Features of the formation of the root system of black locust in the different forestry condition created on reclamation lands. Visnyk DNU, 10(1–2): 65–70 (in Ukrainian).

Matthews, G. 1993. The carbon contents of tree. Forestry Commission, 4: 1–21.

Mendoza-Ponce, A. and Galicia, L. 2010. Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in central Mexico. Forestry, 83(5): 497–506.

Shvidenko, A., Lakyda, P., McCallum. I. 2008. Carbon, climate and managed land in Ukraine: Integrated data and models of land use for NEESI (Forest Sector). Report on work of the International Institute for Applied System Analysis. Laxenburg, Austria.

Vasylyshyn, R. D. and Lakyda, P. I. 2005. Perfomance analysis of the stands in the Ukrainian carpathians. Scientific Bulletin of National Agrarian University [Naukovyi visnyk NAU], 83: 282–287 (in Ukrainian).

Vyshenska, I. H. 2014. The role of forest ecosystem components in carbon accumulation as a factor in maintaining stability to extremal factors. Proceeding. Biology and Ecology [Naukovi zapysky. Biolohiia ta ekolohiia chynnykiv], 158: 61–65 (in Ukrainian).

Zavarzin, G. A. and Kudeyarov, V. N. 2006. Soil as the main source of carbon dioxide and a reservoir of organic carbon in Russia. Bulletin of the Russian Academy of Sciences, 76(1): 4–29 (in Russian).

Sytnyk S. A., Lakyda P. I.

PHYTOMASS AND CARBON DEPOSITED BY BLACK LOCUST STANDS WITHIN NORTHERN STEPPE OF UKRAINE

National University of Life and Environmental Science of Ukraine

The assessment results of the total phytomass amount and the carbon accumulated in the black locust forest stands in the Steppe zone of Ukraine subordinated to the Dnipropetrovsk Regional Forestry and Hunting Department, carried

out from 1973 to 2011, are presented. During the analysed period, the area of black locust stands reached 17.6 thousand ha with a total phytomass of up to 2.0 million tons. The study estimated the phytomass distribution by the stands' structural components, namely by the trunks' wood and bark phytomass, the crown branches' wood and bark phytomass, by leaves, roots and understorey vegetation. Up to 0.98 million tons of carbon were accumulated in the black locust stands within the study region. The average carbon density in the studied stands varied from 3.21 to 5.56 kg·$(m^2)^{-1}$.

K e y w o r d s: *Robinia pseudoacacia*, total stand phytomass, structural components of phytomass, carbon pool.

Сытник С. А., Лакида П. И.

ФИТОМАССА И ДЕПОНИРОВАННЫЙ УГЛЕРОД РОБИНИЕВЫХ НАСАЖДЕНИЙ СЕВЕРНОЙ СТЕПИ УКРАИНЫ

Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины

Приведены результаты оценивания общей фитомассы и аккумулированного углерода в робиниевых насаждениях лесов степной зоны Украины, находящихся в подчинении Днепропетровского управления лесного и охотничьего хозяйства, в период с 1973 по 2011 г. За ревизионный период площадь робиниевых насаждений достигла 17,6 тыс. га с общей фитомассой до 2,0 млн т. Оценено распределение фитомассы по структурным компонентам насаждения – фитомассе древесины и коры стволов, фитомассе древесины и коры ветвей кроны, листьям, корням и подпологовой растительности. В робиниевых насаждениях северной Степи Украины аккумулировано до 0,98 млн т углерода. Средняя плотность углерода в робиниевых насаждениях варьировала от 3,21 до 5,56 кг·$(м^2)^{-1}$.

K л ю ч е в ы е с л о в а: робиния псевдоакация, общая фитомасса, структурные компоненты фитомассы, пул углерода.

E-mail: sytnyk.s.a@dsau.dp.ua

Одержано редколегією: 08.04.2020

ЗАХИСТ ЛІСУ

UDK 630.4

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.149

K. V. DAVYDENKO[1], D. O. BATURKIN[1,2]

PINE ENGRAVER BEETLE *IPS ACUMINATUS* AS A POTENTIAL VECTOR OF *SPHAEROPSIS SAPINEA*

[1]Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky
[2]State Forest Protection Service "Kharkivlisozahyst"

The pine engraver beetle *Ips acuminatus* Gyll. is a potential vector of the Sphaeropsis tip blight pathogen according to Leach's postulates. The specimens of *I. acuminatus* were associated with numerous fungi species, namely *Sphaeropsis sapinea* (Fr.) Dyko & B. Sutton and ophiostomatoid species. The association between opportunistic pathogen *S. sapinea* and *I. acuminatus* has been confirmed for 62.9 % of all branches (44 % of needle samples and 82 % of wood samples). The presence of *S. sapinea* in the galleries and on the surface of the beetle indicates that *I. acuminatus* may transport the pathogen and later introduce it into healthy trees. The bark beetle can transfer pathogenic fungus during maturation feeding on the shoots of healthy pine crowns and into the branches during making galleries.
K e y w o r d s : Sphaeropsis tip blight, insect-fungus interaction, Scots pine.

Introduction. Scots pine (*Pinus sylvestris* L) is the main forest-forming tree species in Ukraine. Pine forests occupy about 2.5 million ha of land in Ukraine or 34 percent of all forest-covered area in all climate zones: Forest, Forest-Steppe, and Steppe. Having the widest in Eurasia range of all conifers, the southern boundary of the Scots pine range passes through the territory of Ukraine. Scots pine is among the most important tree species in Ukrainian forests, and occupy vast areas of poor sandy soil and degraded habitats. This species is tolerant of poor soil, drought, wind, and frost (Houston Durant et al. 2016).

For many years, a gradual decline of Scots pine forests has been observed in the Ukrainian regions (Meshkova & Borysenko 2017). Recent studies have shown that drought-induced initial pine decline resulted in significant tree damage by pine bark beetles (Meshkova et al. 2018, Davydenko 2019). Among the bark beetles, a considerable economic damage is caused by the pine engraver beetle *Ips acuminatus* (Gyllenhal 1827) (Coleoptera: Scolytidae) and six-toothed bark beetle *Ips sexdentatus* (Börner 1767) (Coleoptera: Scolytidae) (Meshkova & Borysenko 2017, Davydenko 2019). The majority of bark beetles are well-known for developing long-term ecological and evolutionary relations of symbiosis with special fungi, so-called ophiostomatoid fungi (Six 2003, 2012, Linnakoski et al. 2012). However, bark beetles were revealed to be a vector of the vast number of other tree pathogens and therefore then can play a key role in the spread of different forest diseases, for instance, Pine pitch canker (Bezos et al. 2015), Dutch elm disease (Linnakoski et al. 2012), vascular wilt and vascular stain diseases (Linnakoski et al. 2012), increasing the aggressiveness and success of bark beetle attacks (Krokene & Solheim 1998). Many fungal species could be disseminated by insects, and entry into plant tissues is aided by insect damage (Agrios 1997). Most of the fungi involved are Ascomycetes. In some cases, the association involves the creation of infection through wound lesions, but more frequently, the insects are directly implicated in vectoring as the primary facilitator of spore transmission (Agrios 1997).

Sphaeropsis sapinea (Fr.) Dyko & B. Sutton (=*Diplodia pinea*) causes shoot blight, canker, collar rot, root disease, and blue stain of many pine species and conifers of various ages in ornamental plantations, and natural stands in different continents (Oblinger et al. 2013, Davydenko 2018). The pathogen was found in Ukraine for the first time in the 1990s but no records of an outbreak or massive decline caused by *S. sapinea* have been observed until 2010 (Meshkova et al. 2012). *S. sapinea* has been registered in many areas in Europe, but the data on the first records in Ukraine are controversial. Probably, most results of *S. sapinea* findings have not been reported in the available literature, or identification was made only to the genus level based on symptoms (Sphaeropsis sapinea 2020). Generally, a southern fungus moves north during drought periods: it is known that *S. sapinea* can be released from its latent stage by host water stress (Stanosz et al. 2007,

Hanso & Drenkhan 2009). Unfortunately, no data about the spread of *S. sapinea* in Ukraine are known, excluding some regions in the Left-Bank Ukraine (Davydenko 2018, Meshkova et al. 2012). Moreover, this pathogen was found to be in close relation with *Ips acuminatus* (Davydenko et al. 2017). Previously, associations between *S. sapinea* and other bark beetles, namely *Tomicus piniperda, Hylastes attenuates, Hylurgops palliates,* have been reported from northern Spain (Bezos et al. 2015). Furthermore, an association between the exotic insect *Leptoglossus occidentalis* and *S. sapinea* has been revealed in Italy on pine cones (Luchi et al. 2012).

The etiologies of bark beetle and associated tree diseases are usually identified as they become apparent. To a great extent, that is due to the fact that causal agents are often easy to isolate and the completion of Koch's postulates is straightforward in practice (Ploetz et al. 2013). However, the regular incidence of secondary and other additional beetle species in damaged trees, which play no role in the development of tree diseases, makes it unclear about the roles of the respective beetle in tree disease transmission (Ploetz et al. 2013). Leach (1940) reviewed insects which vector plant pathogens and developed four rules to confirm that an insect is the vector of a respective pathogen. He pointed out that it is necessary to demonstrate four postulates: (1) a close association of the insect with diseased plants; (2) regular visits of healthy plants by the insect; (3) an association of the pathogen with the insect; and (4) the development of the disease in healthy plants after interaction with pathogen-infected insects. Therefore, our study also provides evidence that *S. sapinea* is commonly associated with *I. acuminatus* in Ukraine, contributing to the decline and dieback of *P. sylvestris*.

The aim of the study was to determine whether the pine engraver beetle, *Ips acuminatus*, is a vector for the pathogen *S. sapinea*. To confirm this, Leach's postulates (Leach 1940, Bezos et al. 2015) were tested: (1) a close, although not constant, the association between *I. acuminatus* and trees affected by Diplodia tip blight; (2) regular visit by *I. acuminatus* to healthy Scots pine forest; (3) the presence of the pathogen on the insect in nature; and (4) whether *I. acuminatus* can successfully vector the pathogen to disease-free host material under controlled conditions.

Materials and Methods. The field study was carried out in 2016. Association between bark beetles and healthy/infested crowns of pine trees has been studied by different authors (Ploetz et al. 2013, Bezos et al. 2015, Lieutier et al. 2015) and different methods were used for testing Leach's postulates (Bezos et al. 2015). In the present study, we tried to demonstrate the capability of *I. acuminatus* to infest symptomless green crowns of *P. sylvestris* in plots affected by *S. sapinea*. To confirm an association between *I. acuminatus* and diseased trees (postulate 1), an inspection of cut Scots pine trees attacked by *I. acuminatus* was carried out to find trees infested by bark beetles and *S. sapinea*. Field study sites were pure pine forest stands located in Sumy Region in Ukraine (Ohtyrske Forest Enterprise). To make sure that *S. sapinea* is present in sites, visual symptomatic branches have been collected (Figure 1).



Fig. 1 – Pycnidia of *S. sapinea* on cones (left) and needles (right) and typical damage (in the middle) of the host *(Pinus sylvestris)*

The stands at all sites were ca. 60–80-year-old plantations of Scots pine (*Pinus sylvestris*) where *S. sapinea* was found according to morphological symptoms using wet chamber and light microscopy (Figure 2).

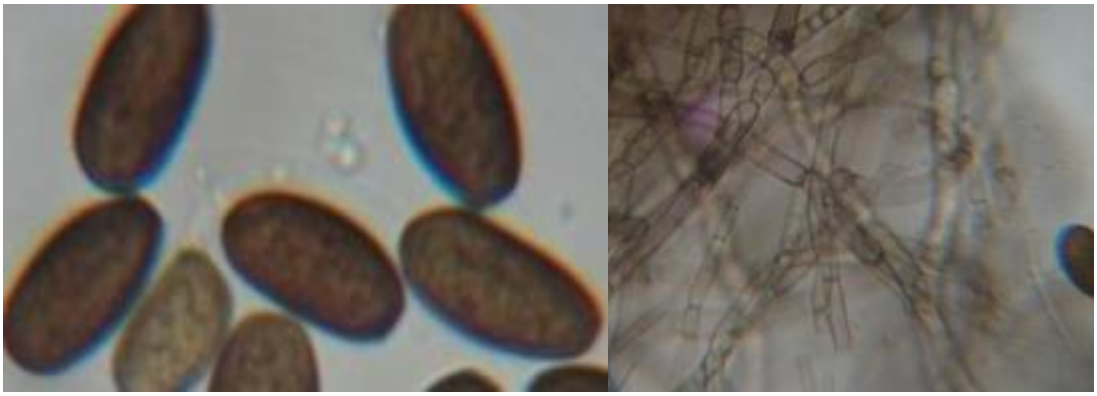


Fig. 2 – Mature conidia (left) and branched mycelium (right) of *S. sapinea* (400 ×)

Simultaneously, examination and sampling of Scots pine trees attacked by *I. acuminatus* were carried out in disease-free stands (postulate 2). To determine whether *I. acuminatus* regularly visits healthy Scots pines, also fallen branches and shoots of *P. sylvestris* affected by pine engraver beetle were collected and analysed for the presence of the pathogen.

Adults of *I. acuminatus* were collected individually from infested trees of *P. sylvestris* from all sites (disease-free and with the presence of *S. sapinea*) and stored singly until analyses for associated fungal pathogens (postulate 3). For this, 192 individuals from four sites were collected randomly and analysed.

Fungal culturing and molecular identification. To determine whether the pathogen occurs on the insects in nature (postulate 3), sampled adults of *I. acuminatus* were checked for the pathogen presence. Samples for fungal isolation were placed on 2 % malt extract agar (MEA, Difco, BD, Franklin Lakes, NJ, USA) containing 200 ppm of cycloheximide and 300 ppm of streptomycin (Sigma-Aldrich), to be selective for *Diplodia* and *Ophiostoma* species and avoid the growth of bacterial isolates and fast-growing fungi such as *Trichoderma* spp, *Penicillium* spp. etc. Obtained cultures were used to get pure isolates by transferring mycelium from the edges of single colonies to fresh 2% MEA. Cultures were incubated at 22 °C for 10–12 days and grouped according to the morphological characteristics of colonies and conidiophores, and single spore cultures were prepared from germinating conidia of isolates representing morphological groups of different sites (Linnakoski et al. 2012).

The morphological identification of *S. sapinea* was based on the macro- and microscopic characteristics of the isolates. Specimens were observed both under a stereomicroscope and a light microscope after anamorph fruiting structures were mounted on glass slides in cotton blue.

DNA was extracted from the single spore cultures of the isolates representing morphological groups of different sites. Approximate DNA concentrations were determined at 260 nm using the Nano-drop 2000 spectrophotometer (Nano-drop Technologies, Wilmington, DE, USA), and extracts were diluted to 10 ng μl−1 in double-distilled water (Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, USA). The presence of *S. sapinea* was verified using the specific primer pairs DpF and BotR described by Stanosz et al. (2007). PCR was performed in a final volume of 50 μl. Each tube contained: 0.8 lM forward primer (Sigma-Aldrich, Schnelldorf, Germany); 0.8 lM reverse primer (Sigma-Aldrich); 12.5 μl TaqManTM AmpliTaq Gold PCR Master Mix (Applied Biosystems, California, USA); 5–10 ng fungal DNA. Each DNA sample was assayed in duplicate. Negative controls (sterile water) and DNA from reference strain were included in all reactions. A Biometra T1 Thermocycler (Whatman Biometra, Gottingen, Germany) was used for the PCR with the following cycler protocol: 95°C for 5 min, 30 cycles of 95°C for 1 min, 53°C for 1 min and 72°C for 1 min with a final extension of 72°C for 5 min. PCR fragments were analysed by agarose gel electrophoresis with 0.7 g in 100 ml 1 9 Tris-boric acid-EDTA buffer (TBE) and visualized by SYBR Safe (Life Technologies, Milan, Italy) staining.

Vector tests. To confirm the vector of the pathogen by *I. acuminatus*, the disease was produced experimentally under controlled conditions (postulate 4) on healthy shoots which were attacked by artificially inoculated specimens of *I. acuminatus*. For this, ten adults of *I. acuminatus* insects were inoculated with a conidial suspension of *S. sapinea*. Each insect was inoculated with 50 µl of the suspension by micropipette. The suspension was obtained from a pure culture of *S. sapinea* growing on MEA and forming typical spores. Scots pine branches (5–7) with diameters 13–18 mm were put in glass receptacles with water to avoid the desiccation. These branches were checked preliminary for disease-free (*S. sapinea)* by molecular methods to be sure that latent infection of *S. sapinea* absents (Davydenko 2018). Branches together with inoculated specimens of *I. acuminatus* were placed onto plastic containers for maturation feeding and colonization for 45 days. Afterward, all branches were visually checked to find symptoms of Spaheropsis shoot blight (SSB). Moreover, 3–5 pieces of wood tissue ca. 1 cm length and 3–5 needles from each shoot with visible entry holes and maturation feeding were removed and plated on MEA containing antibiotics in order to re-isolate *S. sapinea* using classical phytopathological methods (Davydenko 2018).

Statistical analyses. All data were tested for adherence to the normal distribution using the Kolmogorov – Smirnov test. The differences between the insect and wood samples in relation to the presence/absence of *S. sapinea* were analysed by Fisher's exact test and by the analysis of variance (ANOVA) followed by Tukey's HSD post hoc test. The significance was evaluated at the 0.05 *p*-level. Statistical analysis was carried out using the statistical software package PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis (Hammer et al. 2001).

Results and Discussion. *Postulate 1&2: the association between I. acuminatus and P. sylvestris in both infested by S. sapinea and disease-free sites.*

In general, 120 samples of branch, shoots and needles of Scots pine attacked by *I. acuminatus* were collected from 12 randomly selected trees at four sites. A sampling of needles and wood resulted in 197 morphological groups of fungal cultures. Molecular analyses of fungal morphological groups using *S. sapinea* specific primers demonstrated the absence of *S. sapinea* in free-disease sites attacked by *I. acuminatus* (Figure 3).

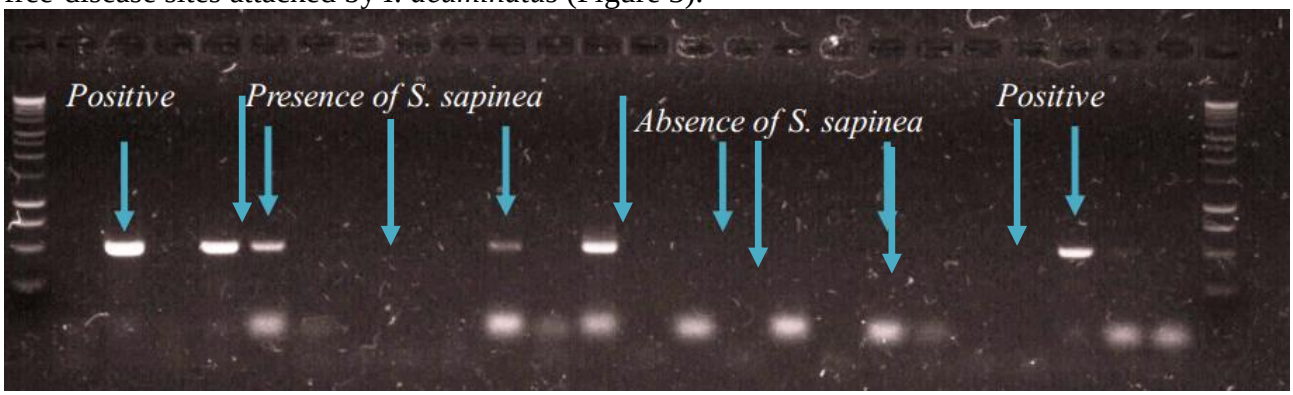


Fig. 3 – UV visualization of PCR on agarose gel electrophoresis (staining 1% TBE buffer)

All shoot samples in disease-free areas where *I. acuminatus* was present demonstrated the absence of *S. sapinea* infection (Table 1).

However, two from 30 needle samples collected from Site 2 disease-free demonstrated the presence of *S. sapinea,* probably in the latent stage, because no symptoms of SSB has been observed. However, *Z*-test showed that a single case is not significantly different from the sample (Z = -1.6202, *p*-value (two-tailed) = 0.10519), so we can assume that postulate 1 has been proved. All symptomatic samples of shoots and needle collected at sites 3 and 4 showed the presence of SSB pathogen (Table 1). *F*-test showed a significant difference between presence/absence of SSB at diseases-free and disease-presence sites (F = 72.25, df = 15, *p*-value =1.744E-09), that is a crucial proof for postulate 2. Furthermore, *F*-test illustrates a significant difference (F = 36, df = 7, *p*-value = 0.0009645) between the infection rate into needles and wood (shoots), but probably, this does not prove the general applicability of results to spread the infection. We consider that different

infection rates could be explained by the various qualities of samples for DNA extraction and using species-specific primers. Therefore, our results only reaffirmed the possibility for *I. acuminatus* to visit both infested and not infested by SSB areas (postulate 1 and 2).

Table 1

Frequency of positive for *S. sapinea* samples collected in Sumy Region in both disease-free and SSB infested sites

Site	Forestry, compartment (subcompartment)	Frequency of samples with *S. sapinea, %*			
		Plot 1		Plot 2	
		needles	shoots	needles	shoots
Site 1 disease-free	Ohtyrske, 15 (1)	0.00	0.00	0.00	0.00
Site 2 disease-free	Huhryanske, 96 (2)	6.67	0.00	0.00	0.00
Site 3 infested by *S. sapinea*	Ohtyrske, 30 (16)	60.00	33.33	83.33	26.67
Site 4 infested by *S. sapinea*	Huhryanske, 104 (1)	43.33	23.33	76.67	36.67

Postulate 3 association of the pathogen with the insect: Samples of specimens of *I. acuminatus* and shoots with signs of maturation feeding or breeding galleries were analysed aiming to identify fungal phytopathogens, in particular ophiostomatoid fungi and *S. sapinea*. The most abundant fungal phylum was Ascomycota for all samples accounting for an average of 87.8% of the total species. The most commonly detected fungi from pure culture from the insects were *Sphaeropsis sapinea* (39.58%) and ophiostomatoid fungi (Table 2).

Table 2

Relative abundance of main fungal taxa obtained from adults of *Ips acuminatus* and breeding galleries collected on *Pinus sylvestris* in Sumy Region (Ukraine)

Species	SSB-free		Infested by SSB	
	Insects	Galleries	Insects	Galleries
Ophiostomatoid species:				
Ophiostoma piceae (Münch) Sydow & P. Sydow	14.58	16.67	14.58	16.67
Ophiostoma ips (Rumbold) Nannfeldt	10.42	12.5	10.42	12.5
Ophiostoma minus (Hedgc.) Syd. & P. Syd	14.58	18.75	14.58	18.75
Ophiostoma sp.1	8.33	6.25	8.33	6.25
Ophiostoma sp.2	22.92	10.42	22.92	10.42
Ophiostoma sp.3	22.92	0	22.92	0
Other pathogens:				
Sphaeropsis sapinea (Fr.) Dyko & B. Sutton	6.3	0	39.58	16.67
Lophodermium sp.	0	0	4.17	0
Other fungi:				
Mucoromycotina	8.3	6.3	18.75	4.17
Basidiomycota	8.3	4.2	4.17	6.25
Unidentified ascomycetes	14.6	10.4	6.25	8.33
Unidentified species	10.4	0	4.17	2.08

A total of 96 breeding galleries were sampled from symptomatic trees, and 16.67 % of them gave rise to *S. sapinea* colonies when plated on MEAs. The *S. sapinea* pycnidia were also observed on samples placed in wet chambers. Our study demonstrated that *S. sapinea*was found to be associated with *I. acuminatus* (Table 2) that has already been confirmed by our previous study (Davydenko et al. 2017, Davydenko 2019). A few specimens of *I. acuminatus* collected in disease-free sites were identified to be associated with *S. sapinea* (6.3% of all beetles). No *S. sapinea* was

found in the galleries of *I. acuminatus* in disease-free trees. Other pathogens such as *Lophodermium* species were found to be associated with *I. acuminatus,* that confirmed our previous results (Davydenko et al. 2017, Davydenko 2018, 2019).

Postulate 4: Vector test under control condition. To confirm that the bark beetles of *I. acuminatus* can vector pathogen *S. sapinea* during maturation feeding or making breeding galleries into branches with *I. acuminatus,* the disease was produced experimentally under controlled conditions. Individuals of bark beetles were collected from dying Scots pine trees infested by bark beetles (Ohtyrske Forest Enterprise). Our study showed that the most common species was *Ips acuminatus* (82.8% of all samples), while 17.3% were *Tomicus piniperda* and *Ips sexdentatus* that colonize the lower part of the stem with thick bark; only a few specimens of *Tomicus minor* were found which colonize the upper part of the stem with thin bark, that had already been revealed in the previous study (Meshkova & Zinchenko 2013).

Scots pine branches were cut from disease-free trees and checked preliminary by molecular analyses with Diplodia-specific primers randomly. SSB-free Scots pine branches (5–7) with diameters 13, 15, and 18 mm together with inoculated by *S. sapinea* specimens of *I. acuminatus* were placed into plastic containers. Results of check of branch samples in the presence/absence of *S. sapinea* demonstrate the capacity of *I. acuminatus* to vector *S. sapinea* (Figure 4) as well as other fungal pathogens, e.g. ophiostomatoid fungi (Davydenko et al. 2017, Davydenko 2019).

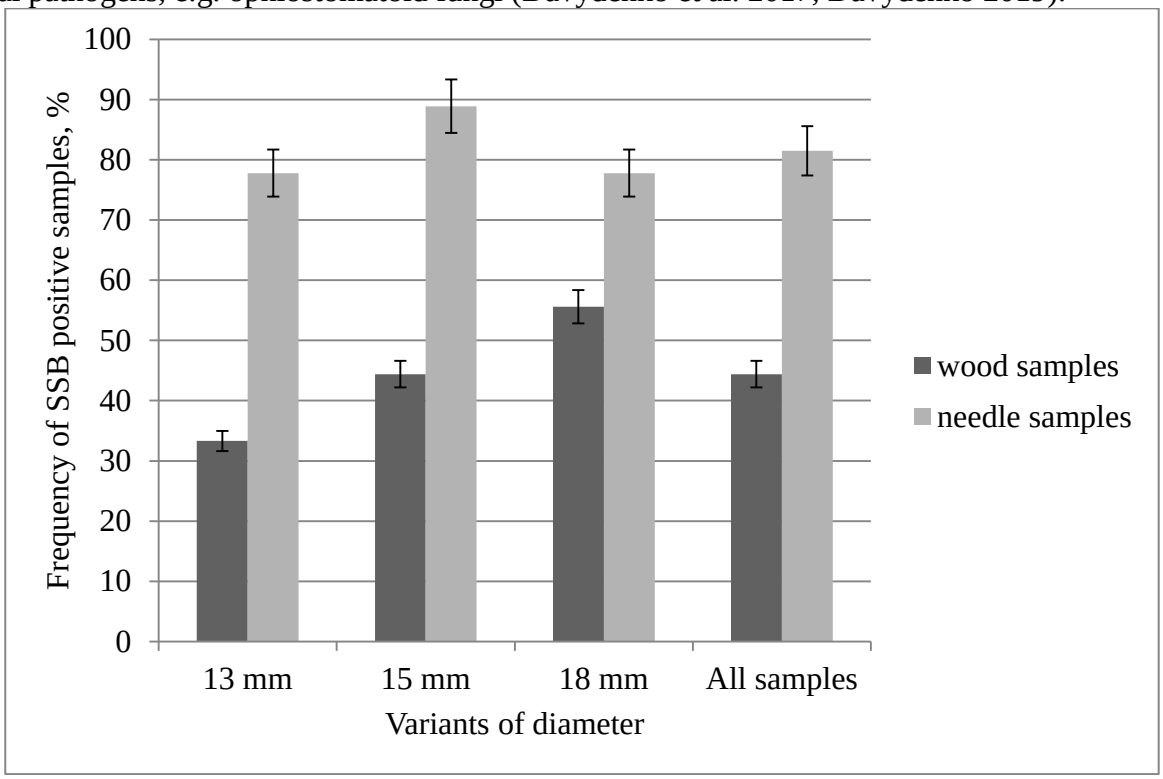


Fig. 4 – Frequency of needle and wood samples indicating presence of Spaheropsis shoot blight (branches diameter 13, 15 and 18 mm)

In general, 62.9% of all branches (44% of needle samples and 82% of wood samples) showed the presence of *S. sapinea*, while any confirmation of the *S. sapinea* presence in control samples was not found and all groups showed a significant difference comparing with control one ($\chi^2_f = 9.49$, *p*-value is 0.0132 Chi-square at Cochran – Mantel – Haenszel test).

According to SSB data for different branch diameter, the chi-squared test statistic is 1.20 with an associated $p < 0.1371$, so the null hypothesis is not rejected, since $p > 0.05$, and a conclusion is made that branch diameter is not associated with SSB infection. As no data from the Chi-square test indicate that the probabilities of the two variables are related, we cannot consider a relationship between variables.

Therefore, our results confirm postulate 4 which indicates the development of the disease in healthy plants after their interaction with pathogen-infested insects. Undoubtedly, not all the samples with *S. sapinea* showed SSB typical symptoms. However, this could be explained by the existence of the latent phase of *S. sapinea* that has been confirmed by various authors worldwide (Davydenko 2019), so the development of typical symptoms could slow down.

The association between *I. acuminatus* and *P. sylvestris* trees affected by *S. sapinea* was observed during field sampling in 2015–2016 and during other field studies. Bark beetles and breeding galleries collected from symptomatic trees were positive for *S. sapinea*. This may indicate that the larvaes/beetles were already infected by SSB when making a gallery or that the crown and bark was already infected with *S. sapinea.* The probability of *I. acuminatus* being contaminated with the pathogen would be increased by the insects excavating their breeding galleries in diseased trees (Bezos et al. 2015, Davydenko et al. 2017).

Conclusion. Our study confirmed that *Ips acuminatus* is probably a vector of *Sphaeropsis sapinea*, according to Leach's postulates.

Our study demonstrates that specimens of *I. acuminatus* were associated with numerous fungi species, which were generally dominated by tree pathogens, namely *Sphaeropsis sapinea* and ophiostomatoid species. The association between opportunistic pathogen *S. sapinea* and *I. acuminatus* is of considerable importance to forest health, particular to drought-stressed Scots pines. The presence of *S. sapinea* in the galleries and on the surface of the beetle indicates that *I. acuminatus* may transport the pathogen and later introduce it into healthy trees. Moreover, the shoots are most likely to become infected with the pathogen during maturation feeding. However, further studies are required for a better understanding of the relationship between the life cycles of the *I. acuminatus* and the *S. sapinea*. For this tree disease, improved detection, prediction, and management should be the major goals of future research.

REFERENCES

Agrios, G. N. 1997. Plant pathology. 4th ed. San Diego, Academic Press, 635 p.

Bezos, D., Martínez-Álvarez, P., Diez, J. J. & Fernández, M. M. 2015. The pine shoot beetle *Tomicus piniperda* as a plausible vector of *Fusarium circinatum* in northern Spain. Annals of Forest Science, 72(8): 1079–1088.

Davydenko, K. V. 2018. Sphaeropsis shoot blight in pine plantations under stress conditions. Proceedings of the KhNAU: Phytopathology and entomology, (1-2): 29–36.

Davydenko, K. 2019. A comparative characteristic of fungal communities associated with *Ips acuminatus* in different regions of Ukraine. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, (18): 118–128.

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. Palaeontologia Electronica, 4: 1–9.

Hanso, M. and Drenkhan, R. 2009. *Diplodia pinea* is a new pathogen on Austrian pine (*Pinusnigra*) in Estonia. Plant Pathology, 58 (4): 797–797.

Houston Durant, T., de Rigo, D., Caudullo, G. 2016. *Pinus sylvestris* in Europe: Distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., & Mauri, A. (Eds.). European atlas of forest tree species. Publication Office of the European Union, Luxemburg, e016b94, p. 132–135.

Krokene, P. and Solheim, H. 1998. Pathogenicity of four blue-stain fungi associated with aggressive and nonaggressive bark beetles. Phytopathology, 88(1): 39–44.

Leach, J. G. 1940. Insect Transmission of Plant Diseases. New York, McGraw-Hill Book Co., Inc., 615 p.

Lieutier, F., Långström, B., Faccoli, M. 2015. The genus *Tomicus*. In: Bark Beetles. Academic Press, p. 371–426.

Linnakoski, R., De Beer, Z. W., Niemelä, P., Wingfield, M. J. 2012. Associations of conifer-infesting bark beetles and fungi in Fennoscandia. Insects, 3(1): 200–227.

Luchi, N., Mancini, V., Feducci, M., Santini, A., Capretti, P. 2012. *Leptoglossus occidentalis* and *Diplodia pinea*: a new insect-fungus association in Mediterranean forests. Forest Pathology, 42(3): 246–251.

Meshkova, V. L. and Borysenko, O. I. 2017.GIS-based prediction of the foliage browsing insects' outbreaks in the pine stands of the SE "Kreminske FHE". Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 15: 12–18.

Meshkova, V. L. and Zinchenko, O. V. 2013. Colonization by stem insects of the pine stands weakened by different causes. The Bulletin of Kharkiv National Agrarian University. Series: Phytopathology and Entomology, (10): 126–131 (in Ukrainian).

Meshkova, V., Borysenko, O., Pryhornytskyi, V. 2018. Forest site conditions and other features of Scots pine stands favorable for bark beetles. Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine, 16: 106–114.

Meshkova, V. L., Davydenko, K. V., Tovstukha O. V. 2012. Diplodia blight in pine plantations in Sumy Region. In: Proceedings of Scientific Conference of the Teaching Staff, Scientists, and Post-Graduate Students of the Kharkiv National Agrarian University named after V. V. Dokuchayev. (10–13 January, 2012). Ch. 1. Kharkiv, KhNAU, p. 257–259 (in Ukrainian).

Oblinger, B. W., Smith, D. R., Stanosz, G. R. 2013. Diplodia shoot blight damage to understory red pine seedlings. Northern Journal of Applied Forestry, 30(1): 23–27.

Ploetz, R. C., Hulcr, J., Wingfield, M. J., De Beer, Z. W. 2013. Destructive tree diseases associated with ambrosia and bark beetles: black swan events in tree pathology? Plant Disease, 97(7): 856–872.

Stanosz, G. R., Smith, D. R., Leisso, R. 2007. Diplodia shoot blight and asymptomatic persistence of *Diplodia pinea* on or in stems of jack pine nursery seedlings. Forest Pathology, 37(3): 145–154.

Six, D. L. 2003. Bark Beetle-Fungus Symbioses. In: Bourtzis, K., Miller, T. (Eds). Boca Raton, FL, USA, CRC Press, p. 97–114.

Six, D. L. 2012. Ecological and evolutionary determinants of bark beetle–fungus symbioses. Insects, 3(1): 339–366. doi.org/10.3390/insects3010339

Sphaeropsis sapinea (Sphaeropsis blight). 2020. [Electronic resource]. Invasive Species Compendium. CABI. Available from: https://www.cabi.org/isc/datasheet/19160 (last accessed date 19.05.2020).

Давиденко К. В.[1], Батуркін Д. О.[1,2]

ВЕРХІВКОВИЙ КОРОЇД *IPS ACUMINATUS* ЯК ПОТЕНЦІЙНИЙ ПЕРЕНОСНИК ПАТОГЕНА *SPHAEROPSIS SAPINEA*

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

[2]*Державне спеціалізоване лісозахисне підприємство «Харківлісозахист»*

Визначено згідно з постулатами Ліча, що верхівковий короїд *Ips acuminatus* здатний бути переносником патогена *Sphaeropsis sapinea*,. Зібрані жуки *I. acuminatus* проаналізовано за допомогою молекулярних методів. Виявлено зв'язок жуків із численними видами грибів, зокрема патогенних, а саме *Sphaeropsis sapinea* та групою офіостомових грибів. Підтверджено всі чотири постулати Ліча, що ідентифікують перенесення збудника діплодіозу. Перенесення гриба *Sphaeropsis sapinea* за допомогою *I. acuminatus* підтверджено експериментально для 62.9 % усіх гілок (44% проб хвої та 82 % проб деревини). Наявність *S. sapinea* в ходах та на поверхні тіла жука *I. acuminatus* свідчить, що він може переносити збудника діплодіозу та пізніше інфікувати ним здорові дерева під час додаткового живлення на пагонах крон сосни та під час заселення гілок і стовбура.

К л ю ч о в і с л о в а : діплодіоз, , взаємодія грибів і комах, сосна звичайна,.

Давиденко К. В.[1], Батуркин Д. А.[1,2]

ВЕРШИННЫЙ КОРОЕД *IPS ACUMINATUS* КАК ПОТЕНЦИАЛЬНЫЙ ПЕРЕНОСЧИК ПАТОГЕНА *SPHAEROPSIS SAPINEA*

[1]*Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого*

[2]*Государственное специализированное лесозащитное предприятие «Харьковлесозащита»*

По результатам исследований согласно постулатам Лича определено, что вершинный короед *Ips acuminatus* способен быть потенциальным переносчиком патогена *Sphaeropsis sapinea*. Собранные жуки *I. acuminatus* проанализированы с помощью молекулярных методов. Установлена прямая связь жуков с многочисленными видами грибов, в т. ч. патогенными, а именно *Sphaeropsis sapinea* и группой офиостомовых грибов. Подтверждены все четыре постулата Лича, идентифицирующие перенос возбудителя диплодиоза. Перенос гриба *Sphaeropsis sapinea* с помощью *I. acuminatus* подтвержден экспериментально для 62,9% веток (44 % проб хвои и 82 % проб древесины). Наличие *S. sapinea* в ходах и на поверхности тела жука свидетельствует о том, что *I. acuminatus* может переносить возбудителя диплодиоза и позже инфицировать им здоровые деревья во время дополнительного питания на побегах крон сосны и во время заселения ветвей и ствола.

К л ю ч е в ы е с л о в а : диплодиоз, , взаимодействие грибов и насекомых, сосна обыкновенная.

E-mail: kateryna.davydenko74@gmail.com; baturkin.denis@ukr.net

Одержано редколегією 22.05.2020

UDC 630.2

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.157

***V. L. MESHKOVA*[1,2], *V. L. BORYSOVA*[2]**

INCIDENCE OF ASH DIEBACK IN THE LEFT-BANK FOREST-STEPPE DEPENDING ON STAND CHARACTERISTICS

1. Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky
2. Kharkiv National Agrarian University named after V. V. Dokuchaev

The incidence of ash dieback in the forest-steppe part of Sumy and Kharkiv Regions was analysed taking into account the type of forest site conditions, the stand age, relative stocking density, site index class and the proportion of European ash in the stand composition. Ash dieback is quite widespread in inspected stands of the Left-Bank Forest-Steppe of Sumy and Kharkiv Regions. The disease spreads similarly in natural and artificial stands. It was more often revealed in the fresh fertile forest site conditions, however, such forest site conditions are the most spread and the most favourable for European ash. It was found that ash dieback incidence tends to grow with a stand aging and lasts up to the stand's age of 80. It can be explained by the development of stem and collar rots which occur later. Ash dieback incidence is the highest in the stands with 40–70 % of ash in their composition, at a relative density of stocking over 0.5 in the stands of different site index classes.
K e y w o r d s : forest site conditions, stand age, relative stocking density, site index class, ash proportion.

Introduction. European ash (*Fraxinus excelsior* L.) is currently threatened across most of its distributional range by ash dieback caused by *Hymenoscyphus fraxineus* (Baral et al. 2014). In eastern Ukraine, the ash decline symptoms were observed for the first time in 2010 and the *H. fraxineus* was detected in symptomatic shoots in 2012 (Davydenko et al. 2013). Later it was reported for different regions of Ukraine (Matsiakh & Kramarets 2014, Davydenko & Meshkova 2017, Davydenko et al. 2019). The disease results in both a premature death of trees and stands, and deterioration of wood quality (Metzler et al. 2012, Langer 2017). The disease is characterized by a rapid gradual dieback of ash crowns during the growing season. The symptoms of the disease are necrotic spots on the bark of shoots, discoloration of wood and leaves, necrosis of leaves, a premature leaf fall, necrosis of the trunk, death of shoots and water shoots (Fig. 1).



Fig. 1 – Epicormic shoots of European ash affected by ash dieback

The pathogen spreads during the summer with spores that occur on the infected leaves in the litter in winter and are carried by the wind. These spores infect the leaves of healthy ash trees during the next summer, leading to leaf wilting, necrosis of shoots and stem.

Our previous research has showed that European ash susceptibility to different pathogens as well as the severity of tree damage increase with tree age (Meshkova et al. 2019). To predict the threat of ash damage, it was necessary to determine how its incidence depends on other characteristics of the stands.

The aim of this work was to reveal the features of ash dieback distribution in the different forest site conditions, age, the relative density of stocking, site index, and ash proportion in the stand composition in the Left-Bank Forest-Steppe of Ukraine.

Materials and Methods. Inspection of ash stands was carried out in 2016–2019 at 52 permanent sample plots and 125 temporary sample plots in the State Forest Enterprises located in the Left-Bank Forest-Steppe, particularly in four forestries (Neskuchanske, Lytovske, Makivske and Krasnianske forestries) of Trostyanets Forest Enterprise of Sumy Region (hereinafter referred to as Sumy Region) and in two forest enterprises of Kharkiv Region: Chuguyevo-Babchanske Forest Enterprise (Kochetokske Forestry) and Skrypayivske Training and Experimental Forest Enterprise (Skrypayivske and Mokhnachanske forestries) (hereinafter referred to as Kharkiv Region).

Presence or absence of visual signs of ash dieback were registered, particularly necrotic spots on the bark of shoots, discoloration of wood and foliage, necrosis of foliage and stems, dieback of twigs and epicormic shoots. All inspected subcompartments with European ash (*Fraxinus excelsior* L.) as the main forest-forming species and subcompartments with the ash dieback symptoms were grouped by the types of forest site conditions, age, the relative density of stocking, site index and proportion of European ash in the stand composition.

The distribution of ash stands with the ash dieback symptoms and without them was compared using the chi-square test (Atramentova & Utevskaya 2008) in MS Excel.

Results and Discussion. The analysis revealed the ash dieback symptoms in 47.9% of subcompartments of plantations and 52.1% in the natural stands in Sumy Region. All inspected ash stands in Kharkiv Region had natural origin. Therefore, in the further analysis, we considered the data sets regardless of the origin of a stand.

In Sumy Region, most of the inspected ash stands (98.1 %) and dieback symptomatic ash stands are in the fresh fertile forest site conditions. Only 1.5% of subcompartments are in fresh relatively fertile forest site conditions and 0.5% in wet fertile forest site conditions. Therefore, the distribution of ash dieback by ash proportion in the stands composition, age, relative density of stocking and site index class in Sumy Region was analysed in the fresh fertile forest site conditions.

In inspected ash stands in Kharkiv Region, the types of forest site conditions were presented somewhat more widely, although fresh fertile forest site conditions also dominated (Fig. 2). Statistical analysis has showed that the differences in the distribution of all stands and dieback infected stands in Kharkiv region are significant ($\chi^2_{fact.} = 23.1$; $\chi^2_{0.05} = 9.49$).

The distribution of ash stands by three age groups was analysed: up to 40 years old, 41–80 years old, and over 80. In the inspected stands in Sumy Region, the tendency of ash stands over 80 to predominate is clearly expressed (Fig. 3).

The proportion of subcompartments with the stands aged 41–80 years is 2.3 times larger than the proportion of those under 40 years old, and the proportion of stands over 80 years old is 1.9 times larger than that of the stands aged 41–80 (see Fig. 3). Among the stands affected by ash dieback, almost half (47.9%) was aged 41–80 and slightly more than a third (37.5%) were over 80 years old. At the same time, the proportion of subcompartments with ash dieback symptoms at the age of 41–80 is significantly higher than the available stands of such age, and it is significantly lower at the age of over 80. This may be due to the fact that the stands over 80 years old are often affected by the stem and root rot (Davydenko et al. 2019). Statistical analysis has showed that the differences in the distribution of all stands and dieback infected stands in Sumy Region by age are significant ($\chi^2_{fact.} = 8.4$; $\chi^2_{0.05} = 5.99$).

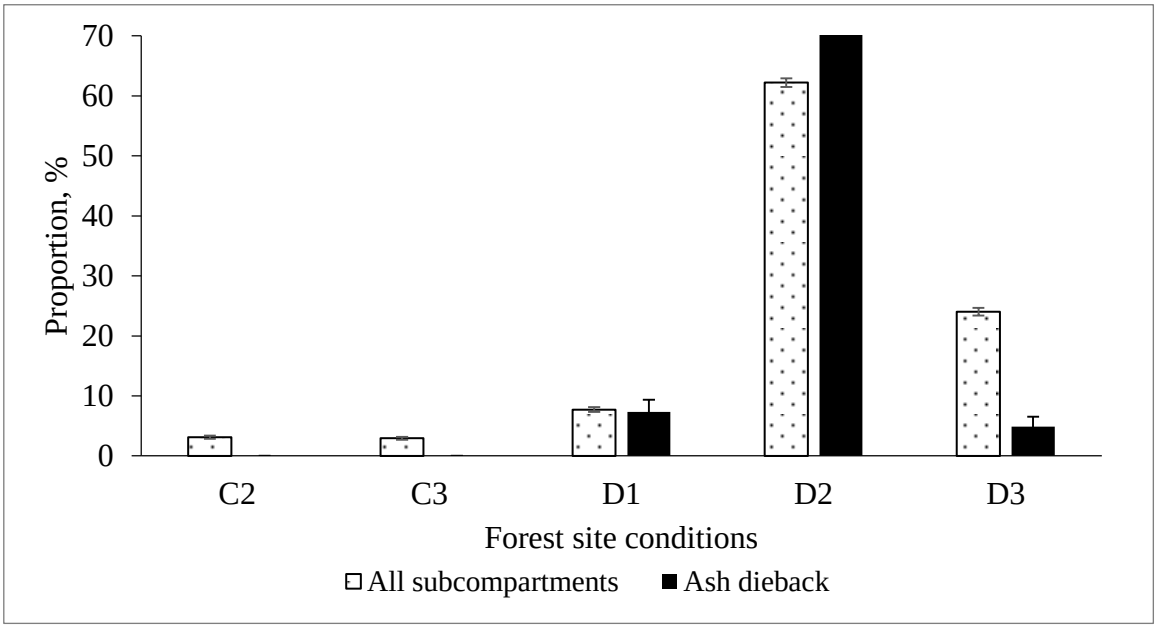


Fig. 2 – Distribution of all stands with European ash and the stands with the ash dieback symptoms by forest site conditions (Kharkiv Region)

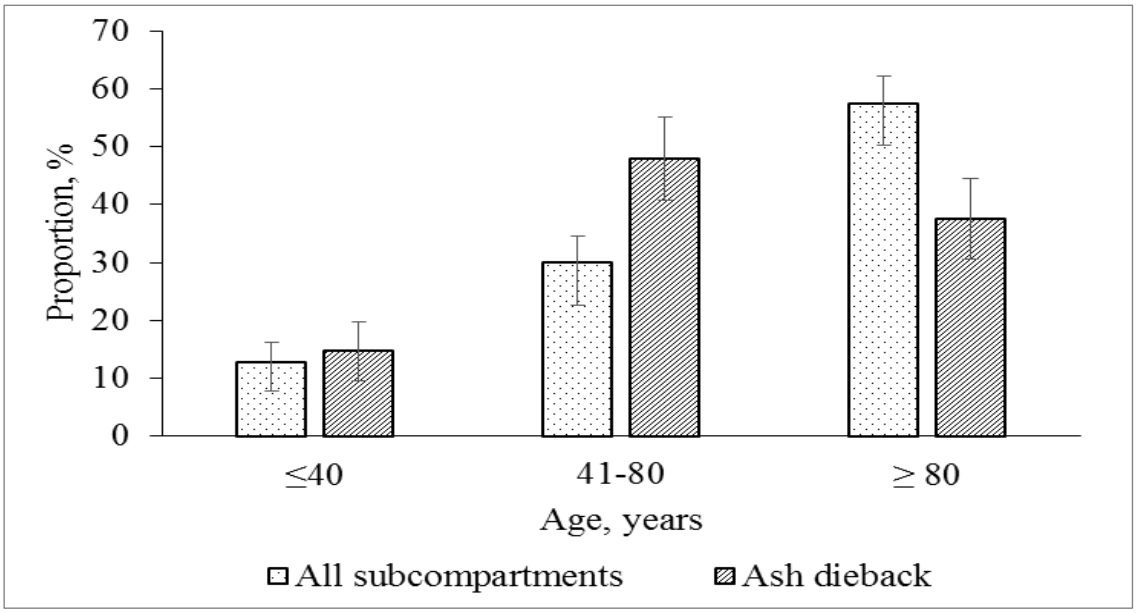


Fig. 3 – Distribution of all stands with European ash and the stands with the ash dieback symptoms by age (Sumy Region)

Among the inspected ash stands in Kharkiv Region, more than half (54.2%) were aged 41–80 years old, a slightly smaller share (32.4%) were up to 40 years old, and only 13.4% – over 80 (Fig.4). The ash dieback symptoms were found among the largest number of stands aged 41–80 years (75.6%). The differences in the distribution of all stands and dieback infected stands in Kharkiv Region by age are significant ($\chi^2_{fact.} = 10.8$; $\chi^2_{0.05} = 5.99$).

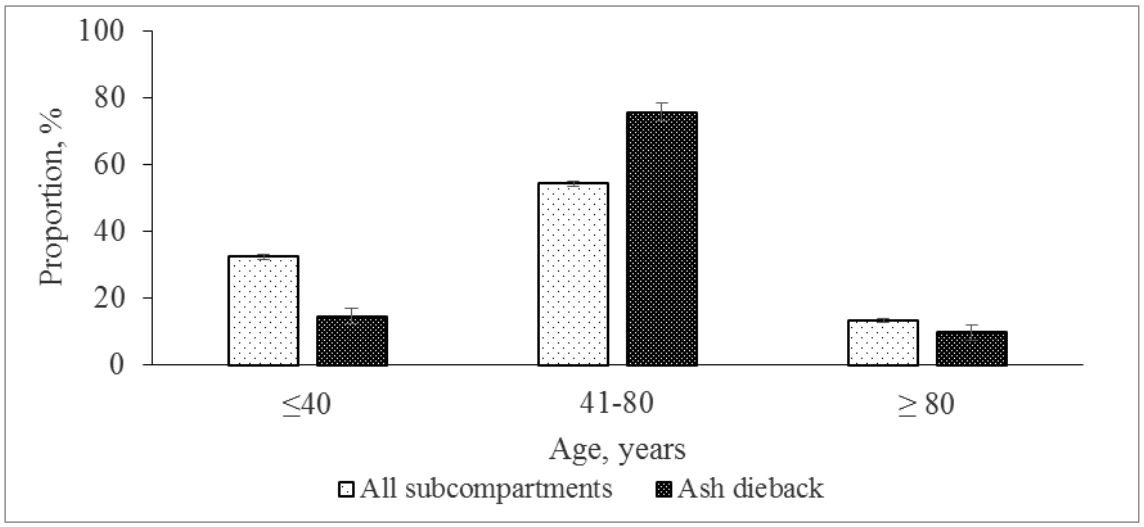


Fig. 4 – Distribution of all stands with European ash and the stands with the ash dieback symptoms by age (Kharkiv Region)

In most of the inspected stands of Sumy Region (60.3%), the proportion of ash in the composition did not exceed 30 %. The plots with 40–70 % of ash made 38.5%, while with over 80 % – about 1 % only (Fig. 5).

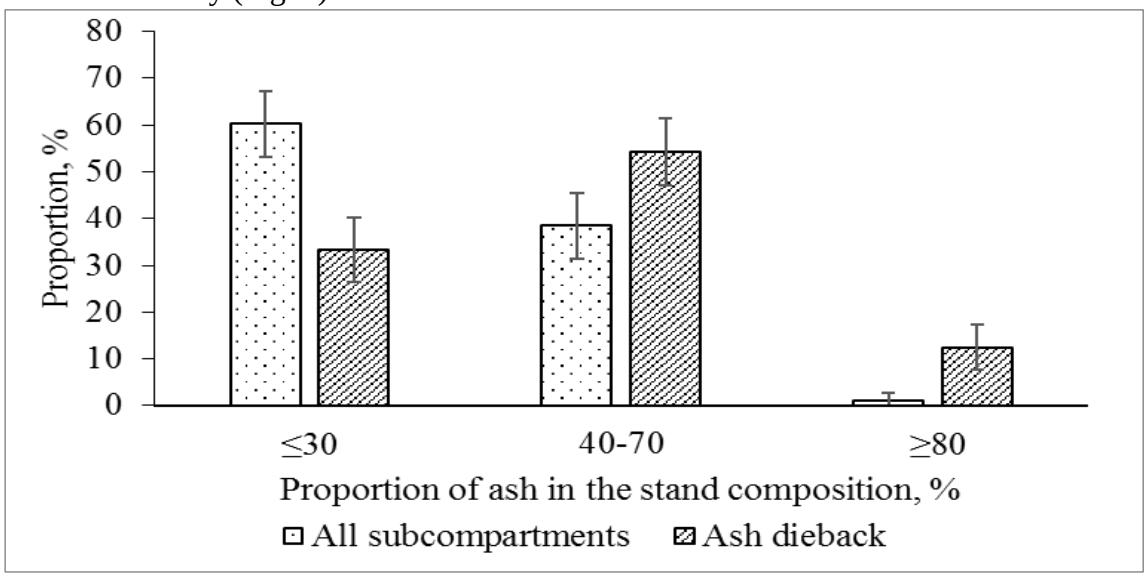


Fig. 5 – Distribution of all stands and the stands with the ash dieback symptoms by ash proportion in their composition (Sumy Region)

Among the stands with 10–30 % of common ash in the composition, the proportion of plots with symptoms of the disease was lower than the proportion of available plots with such composition, and in the remaining plots – higher. Most often, the ash dieback symptoms were found in the stands with 40–70 % of ash in the composition (54.2%) (see Fig. 5). The data obtained are explained by the fact that the disease is characteristic of ash. The differences in the distribution by ash proportion in all stands and dieback infected stands in Sumy Region are significant ($\chi^2_{fact.}$=19.8; $\chi^2_{0.05}$ = 5.99).

In the inspected stands in Kharkiv Region, the proportion of ash in the stand composition ranged from 10% to 70%, and the representation of stands with 10–30% and 40–70% of ash was quite close – 44.8% and 55.2%, respectively (Fig. 6). The frequency of subcompartments with the ash dieback symptoms in the stands with 40–70% of ash was almost three times higher than in the stands with 10–30% of ash in their composition. The differences in the distribution by ash

proportion in all stands and dieback infected stands in Kharkiv Region are significant ($\chi^2_{fact.}$ = 8.1; $\chi^2_{0.05}$ = 3.84).

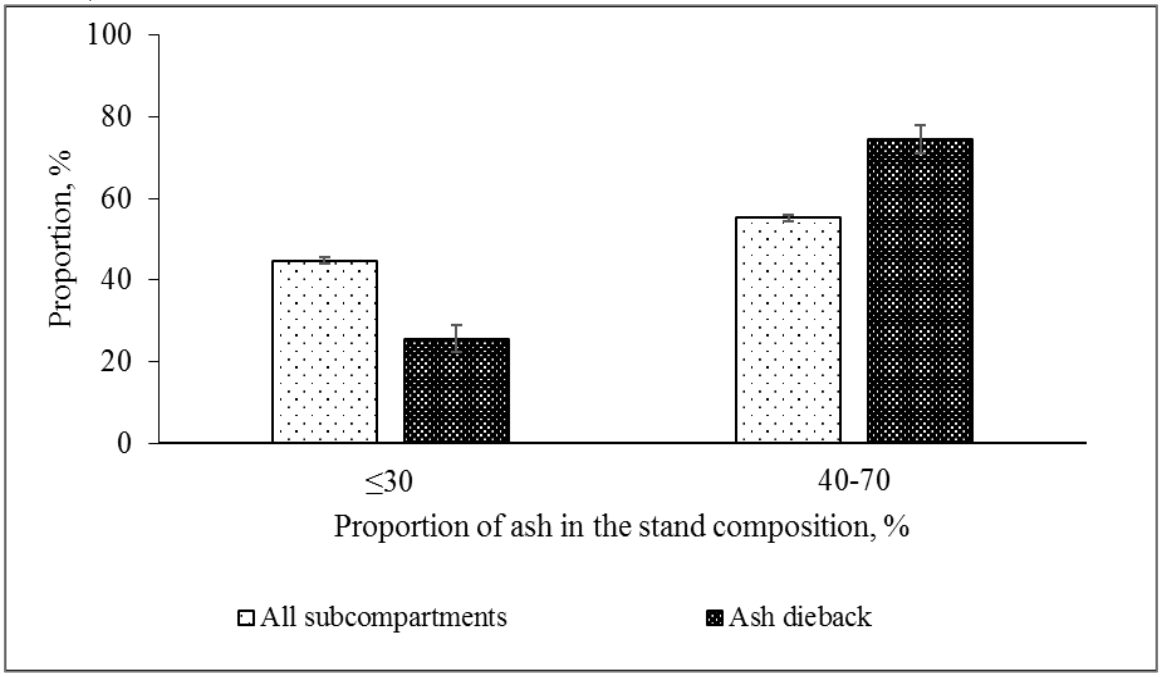


Fig. 6 – Distribution of all stands and the stands with the ash dieback symptoms by ash proportion in the composition (Kharkiv Region)

Among the inspected stands of Sumy Region with common ash in their composition, the proportion of stands with a low density of stocking (≤ 0.6) is only 11.5% (Fig. 7).

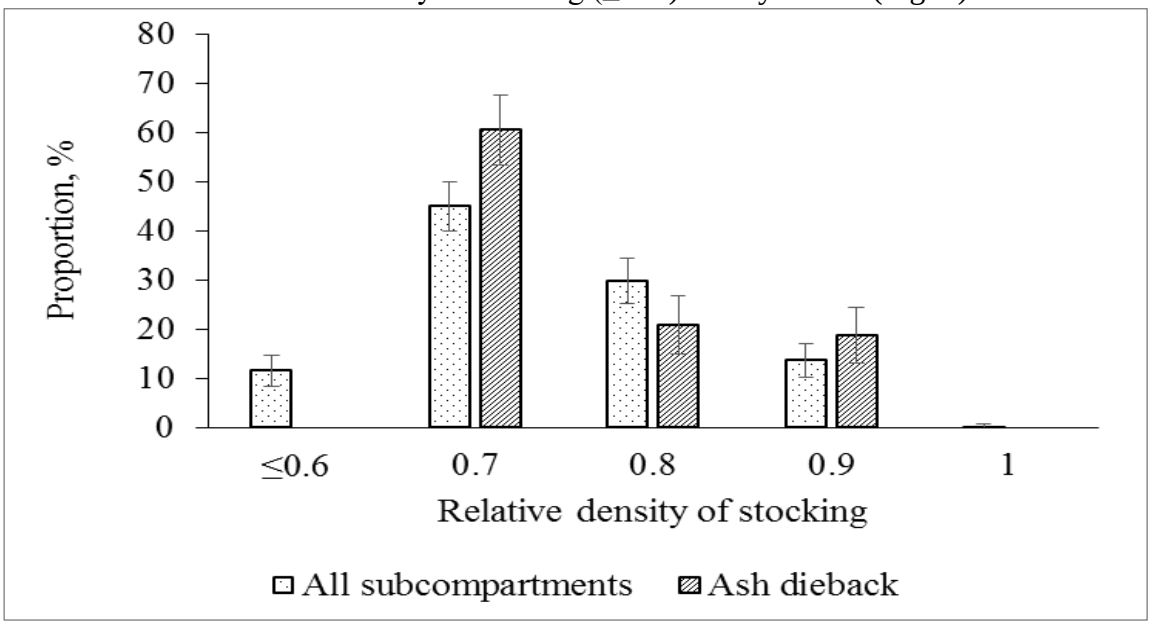


Fig. 7 – Distribution of all ash stands and the stands with the ash dieback symptoms by relative stocking density (Sumy Region)

The ash dieback symptoms were only found in the stands with a density of stocking of 0.7–0.9. At a relative density of stocking of 0.7, the proportion of stands with ash dieback is significantly higher than that of all stands, while these proportions at a higher relative density of stocking differ insignificantly. The data obtained may be due to the fact that the relative density of stocking has decreased due to the disease development in previous years. The differences in the distribution by

the relative density of stocking of all stands and dieback infected stands in Sumy Region are not significant ($\chi^2_{fact.} = 2.5$; $\chi^2_{0.05} = 5.99$).

Inspected stands in the Forest-Steppe part of Kharkiv Region were represented by the relative density of stocking from 0.3 to 0.8 (Fig. 8).

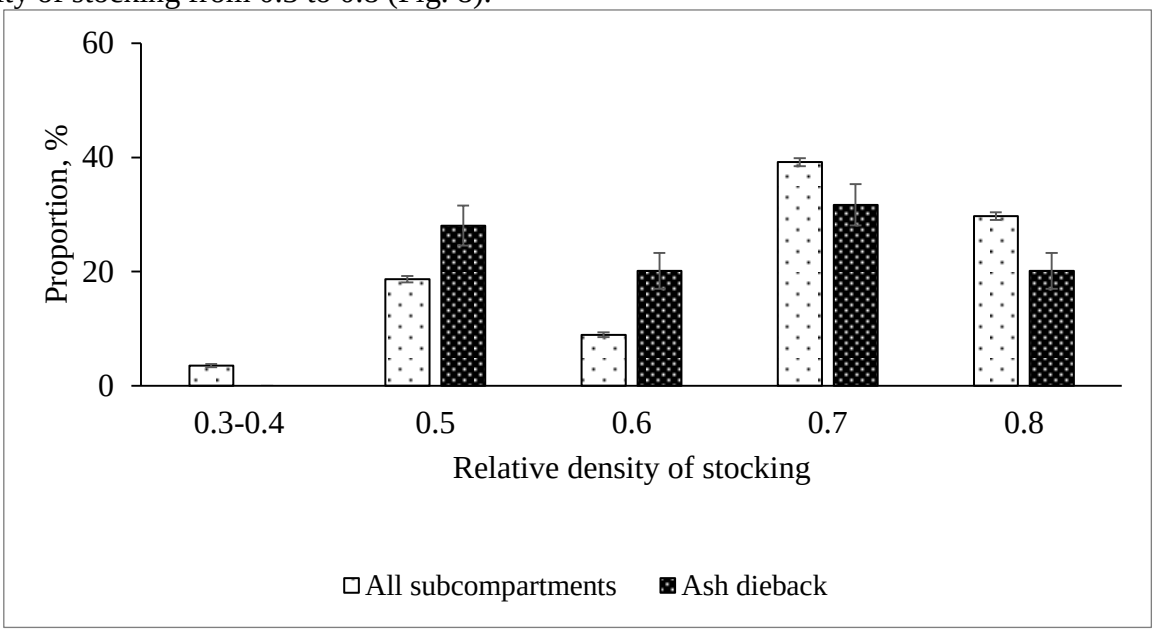


Fig. 8 – Distribution of all ash stands and the stands with the symptoms of ash dieback by relative stocking density (Kharkiv region)

No ash dieback signs were found in the stands with a relative density of stocking of 0.3–0.4. The proportion of subcompartments with ash dieback symptoms at a relative stocking density of 0.5 and 0.6 is significantly higher than that of all ash stands, and at a relative stocking density of 0.7 and 0.8 it is lower (see Fig. 9). The differences in the distribution by the relative density of stocking of all stands and dieback infected stands in Kharkiv Region are significant ($\chi^2_{fact.} = 12.3$; $\chi^2_{0.05} = 9.49$).

The absolute majority (95.8%) of the inspected ash stands in Sumy Region grow according to the I and higher site index classes (Fig. 9).

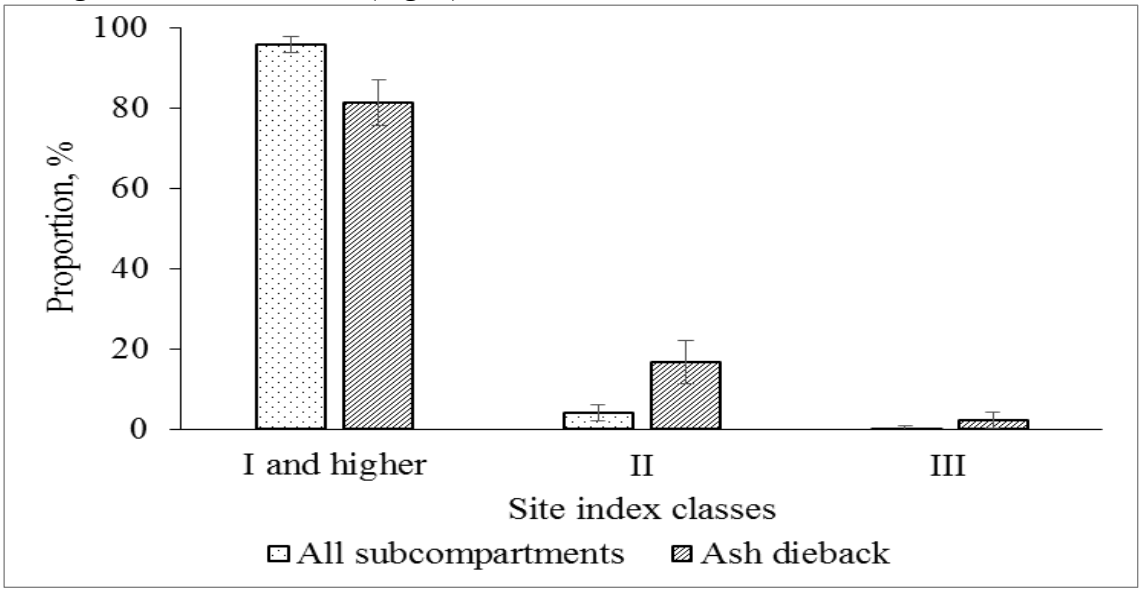


Fig. 9 – Distribution of all ash stands and ash stands with dieback by site index classes (Sumy Region)

Among the stands with the ash dieback symptoms, 81.3% of plots are characterized by I and higher site index classes, i.e. the disease covers significantly fewer plots than those available with

such site index. The proportion of ash stands of II site index class, on the contrary, is significantly lower in the forest fund than among those affected by ash dieback. Indirectly, this may indicate that less productive stands are more susceptible to the disease. The differences in the distribution of all stands and dieback infected stands in Sumy Region are significant ($\chi^2_{fact.} = 50.2$; $\chi^2_{0.05} = 5.99$).

In comparison with the inspected stands in Sumy Region (see Fig. 9), in Kharkiv the stands of I and higher site index classes make only 21.6%, the stands of II site index class make 54.3%, and even III and IV site index classes are presented (15.5 and 8.6% respectively) (Fig. 10).

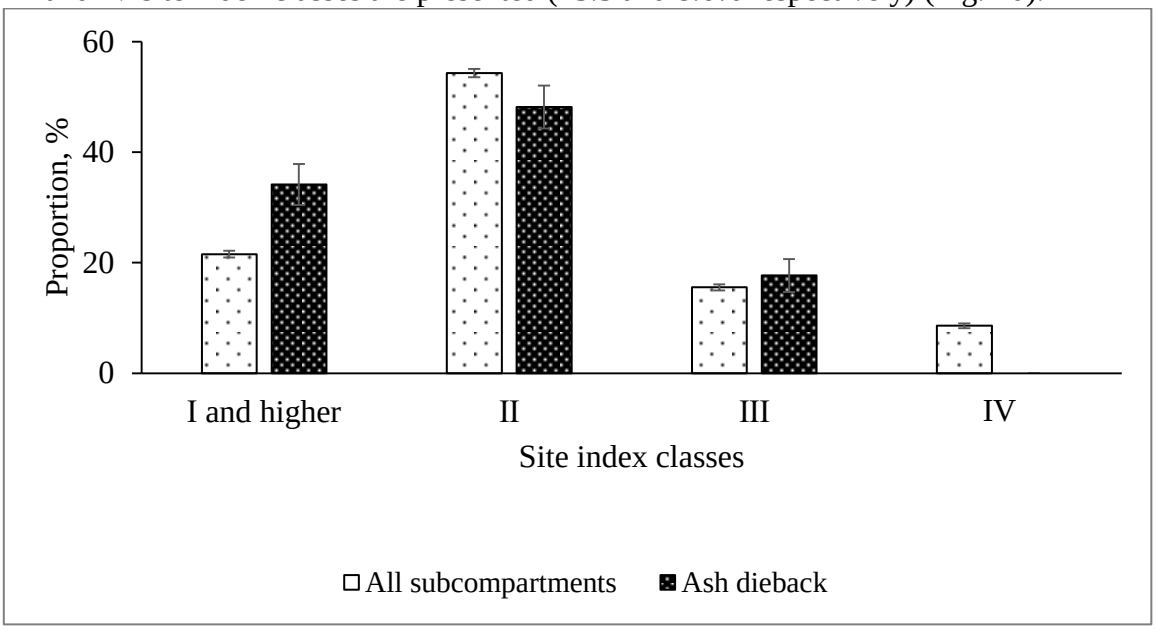


Fig. 10 – Distribution of all ash stands and ash stands with dieback by site index classes (Kharkiv Region)

The ash necrosis symptoms were found on trees of all site index classes except IV class. The differences in the distribution of all stands and dieback infected stands in Kharkiv Region are significant ($\chi^2_{fact.} = 10.5$; $\chi^2_{0.05} = 7.81$).

Conclusions.

1. Ash dieback is quite widespread in the inspected stands of the Left-Bank Forest-Steppe in Sumy and Kharkiv Regions.

2. The spread of the disease occurs similarly in natural and artificial stands.

3. The disease was detected more often in the fresh fertile forest site conditions; however, such forest site conditions are most spread and most favourable for European ash.

4. The ash dieback incidence tends to grow with a stand aging up to 80 years old which can be explained by the development of stem and collar rots later.

5. Ash dieback incidence is the highest at 40–70% of ash in the stand composition, at a relative density of stocking over 0.5 and in the stands of different site index classes.

REFERENCES

Atramentova, L. A. and Utevskaya, O. M. 2008. Statistical methods in biology. Gorlovka, 148 p. (in Russian).

Baral, H. O., Queloz, V. K., Hosoya, T. S. 2014. *Hymenoscyphus fraxineus*, the correct scientific name for the fungus causing ash dieback in Europe. IMA fungus, 5(1): 79–80. https://doi.org/10.5598/imafungus.2014.05.01.09

Davydenko, K., Borysova, V., Shcherbak, O., Kryshtop, Ye., Meshkova, V. 2019. Situation and perspectives of ash (*Fraxinus* spp.) in Ukraine: focus on eastern border. Baltic Forestry, 25(2): 193–202. https://doi.org/10.46490/vol25iss2pp293

Davydenko, K. and Meshkova, V. 2017. The current situation concerning severity and causes of ash dieback in Ukraine caused by *Hymenoscyphus fraxineus*. In: Dieback of European Ash (*Fraxinus spp.*) – consequences and guidelines for sustainable management. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences, p. 220–227.

Davydenko, K., Vasaitis, R., Stenlid, J., Menkis, A. 2013. Fungi in foliage and shoots of *Fraxinus excelsior* in eastern Ukraine: a first report on *Hymenoscyphus pseudoalbidus*. Forest Pathology, 43(6): 462–467. https://doi.org/10.1111/efp.12055

Langer, G. 2017. Collar rots in forests of Northwest Germany affected by ash dieback [Electronic resource]. Baltic Forestry, 23: 4–19. Available from: https://www.balticforestry.mi.lt/bf/PDF_Articles/2017-23%5B1%5D/Baltic%20Forestry%202017.1_004-019.pdf (last accessed date 19.05.2020).

Matsiakh, I. P. and Kramarets, V. O. 2014. Declining of common ash (*Fraxinus excelsior* L.) in western Ukraine. Scientific Bulletin of UNFU, 24.7: 67–74 (in Ukrainian).

Meshkova, V., Borysova, V., Didenko, M., Nazarenko, V. 2019. Incidence and severity of symptoms assigned to *Fraxinus excelsior* bacterial disease in the Left-bank forest steppe of Ukraine [Electronic resource]. Forestry ideas, 25(1): 171–181. Available from: https://forestry-ideas.info/issues/issues_Index.php?pageNum_rsIssue=2&totalRows_rsIssue=16&journalFilter=63 (last accessed date 19.05.2020).

Metzler, B., Enderle, R., Karopka, M., Topfner, K., Aldinger, E. 2012. Development of ash dieback in a provenance trial on different sites in southern Germany. Allgemeine Forst Und Jagdzeitung, 183(7–8): 168–180.

Мєшкова В. Л.[1,2], Борисова В. Л.[2]

ПОШИРЕНІСТЬ ХАЛАРОВОГО НЕКРОЗУ ЯСЕНА В ЛІВОБЕРЕЖНОМУ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ ЗАЛЕЖНО ВІД ХАРАКТЕРИСТИК НАСАДЖЕНЬ

[1]*Український НДІ лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького*
[2]*Харківський Національний аграрний університет ім. В. В. Докучаєва*

Проаналізовано поширення халарового некрозу ясена в лісостеповій частині Сумської та Харківської областей із урахуванням типу лісорослинних умов, віку, повноти, бонітету насаджень та участі ясена у складі. Поширеність хвороби є однаковою у природних і штучних насадженнях. Хворобу частіше виявляють в умовах свіжого груду, але такі умови є найбільш поширеними та сприятливими для ясена звичайного. Тенденція збільшення поширення халарового некрозу з віком насаджень виявляється до 80 років, що можливо пояснити розвитком пізніше стовбурових і окоренкових гнилей. Поширеність халарового некрозу є найбільшою в насадженнях із 40–70 % ясена у складі, за відносної повноти понад 0,5 у насадженнях різних класів бонітету.

К л ю ч о в і с л о в а : лісорослинні умови, вік насадження, повнота, бонітет, участь ясена у складі насаджень.

Мешкова В. Л.[1,2], Борисова В. Л.[2]

РАСПРОСТРАНЕННОСТЬ ХАЛАРОВОГО НЕКРОЗА ЯСЕНЯ В ЛЕВОБЕРЕЖНОЙ ЛЕСОСТЕПИ УКРАИНЫ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ХАРАКТЕРИСТИК НАСАЖДЕНИЙ

[1]*Украинский НИИ лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого*
[2]*Харьковский Национальный аграрный университет им. В. В. Докучаева*

Проанализирована встречаемость халарового некроза ясеня в лесостепной части Сумской и Харьковской области с учетом типа лесорастительных условий, возраста, полноты, бонитета насаждений и участия ясеня в составе. Распространение заболевания одинаково в естественных и искусственных насаждениях. Болезнь чаще обнаруживалась в условиях свежего груда, однако такие условия наиболее распространены и наиболее благоприятны для ясеня обыкновенного. Тенденция к увеличению распространения халарового некроза с возрастом насаждений проявляется до 80 лет, что может быть объяснено развитием позже стволовых и комлевых гнилей. Распространение халарового некроза наиболее высоко в насаждениях с 40–70 % ясеня в составе, при относительной полноте более 0,5 в насаждениях различных классов бонитета.

К л ю ч е в ы е с л о в а : лесорастительные условия, возраст насаждения, полнота, бонитет, участие ясеня в составе насаждений.

E-mail: Valentynameshkova@gmail.com; borisova.valentina@ukr.net

Одержано редколегією 22.05.2020

УДК: 630.4

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.165

О. Ю. АНДРЕЄВА[1], І. Д. ІВАНЮК[2], Т. М. ІВАНЮК[1], І. П. БУДНІК[2]

ТИПОЛОГІЧНА СТРУКТУРА СОСНОВИХ НАСАДЖЕНЬ ЦЕНТРАЛЬНОГО ПОЛІССЯ

[1]Житомирський національний агроекологічний університет
[2]Малинський лісотехнічний коледж

У лісовому фонді державних лісогосподарських підприємств Житомирської області, які є характерними для Центрального Полісся, соснові насадження становлять від 31,5 до 87,7 % від площі вкритих лісовою рослинністю земель. Переважають свіжі та вологі субори й сугруди. Частка чистих соснових насаджень становить у середньому 23,9 % від площі вкритих лісовою рослинністю земель і 37,3 % від площі соснових насаджень, а потенційно можлива для створення чистих соснових насаджень – 7,7 і 11,2 % відповідно. Здійснені розрахунки є підставою для підвищення стійкості соснових насаджень регіону шляхом збільшення площі мішаних насаджень на ділянках із придатними для цього лісорослинними умовами. Водночас слід брати до уваги можливість зміни гігротопів унаслідок зміни клімату останніх років.

К л ю ч о в і с л о в а : типи лісорослинних умов, трофотоп, гігротоп, чисті соснові насадження.

Вступ. Погіршення санітарного стану соснових лісів в останнє десятиліття мало наслідком зростання обсягів санітарних рубок і виникнення нових осередків стовбурових шкідників у багатьох регіонах (Siitonen 2014, Sazonov et al. 2017), зокрема у Центральному Поліссі (Borodavka et al. 2016, Andreieva et al. 2018, Andreieva et al. 2019).

Значну роль в ослабленні соснових лісів відіграла зміна клімату (Balabukh et al. 2013, Getmanchuk et al. 2017, Andreieva 2018, Shviydenko et al. 2017), зокрема зниження рівня ґрунтових вод (Information yearbook 2019), яке не могло не відбитися на структурі гігротопів (Mikhovich & Fedets 1965) та принадності ділянок як для вирощування тих або інших порід (Buzun et al. 2018), так і для заселення дерев шкідливими комахами (Meshkova 2019). Під час дослідження поширення осередків усихання було показано, що мішані насадження, зокрема сосново-березові, є стійкішими проти чистих соснових до дії різноманітних негативних чинників, зокрема до заселення короїдами (Andreieva & Goychuk 2018, Meshkova & Borysenko 2018). Тому одним зі шляхів підвищення стійкості насаджень є виявлення резервів для створення мішаних насаджень.

Метою досліджень було виявлення особливостей розподілу за типами лісорослинних умов площі лісового фонду окремих лісогосподарських підприємств, зокрема – площі соснових насаджень і площі чистих соснових насаджень.

Матеріал й методи. В аналізі використали базу даних лісового фонду ВО «Укрдержліспроект» станом на 2010 р. стосовно 14 державних лісогосподарських підприємств Житомирської області, які є характерними для Центрального Полісся. Дані щодо динаміки площ соснових насаджень, охоплених суцільними санітарними рубками, взято зі щорічної звітності Житомирського обласного управління лісового та мисливського господарства та Державного спеціалізованого лісозахисного підприємства (ДСЛП) «Вінницялісозахист» за 2011–2019 рр.

Географічні координати центрів лісових масивів визначали засобами MapInfo. Розрахунок описової статистики та однофакторний дисперсійний аналіз динаміки площі соснових насаджень, охоплених суцільними санітарними рубками (Atramentova & Utevskaya 2008), виконано засобами пакету програм MS Excel.

Результати та обговорення. Аналіз даних стосовно площі соснових насаджень, охоплених суцільними санітарними рубками, свідчить про значне варіювання цього показника як за роками, так і за окремими лісогосподарськими підприємствами (табл. 1).

Різниці динаміки цього показника в лісогосподарських підприємствах загалом не є достовірними ($F_{факт.}$ = 0,15; $F_{0,05}$ = 4,49; P = 0,7), хоча коефіцієнти кореляції між окремими підприємствами є значущими (табл. 2). Території підприємств, у яких достовірно корелює

динаміка площі суцільних санітарних рубок, не обов'язково межують, а значення коефіцієнтів кореляції цих показників із географічною широтою є дуже низькими ($r < 0{,}004$).

Таблиця 1

Статистичні показники динаміки площ соснових насаджень, охоплених суцільними санітарними рубками, у лісовому фонді державних лісогосподарських підприємств Житомирської області (розміщені в порядку зростання географічної широти)

Державне лісогосподарське підприємство	Широта, градуси	Площа, га				
		середня	стандартна похибка	міні-мальна	макси-мальна	коефіцієнт варіювання
Баранівське ЛГ	50,17	148	35,1	40	347	75,2
Коростишівське ЛГ	50,19	110	21,1	20	219,4	60,8
Радомишльське ЛГ	50,29	93	25,2	0	228	85,8
Новоград-Волинське ЛГ	50,34	77	17,2	0	178	70,6
Коростенське ЛГ	50,37	48	9,9	9	111,2	65,8
Малинське ЛГ	50,46	121	17,5	46	196	45,5
Городницьке ЛГ	50,48	155	22,6	29	260	46,1
Ємільчинське ЛГ	50,52	36	11,9	0	108	104,9
Лугинське ЛГ	51,05	95	23,3	12	219	77,7
Білокоровицьке ЛГ	51,06	141	16,1	73	204	36,1
Народицьке ЛГ	51,12	120	30,1	12	314	79,6
Олевське ЛГ	51,19	153	25,3	34	298	52,3
Овруцьке ЛГ	51,22	115	16,8	40	220	46,1
Словечанське ЛГ	51,22	64	13,8	5	127	67,8

Таблиця 2

Результати кореляційного аналізу динаміки площ насаджень, охоплених суцільними санітарними рубками в лісовому фонді окремих державних лісогосподарських підприємств Житомирської області

Державне лісогосподарське підприємство	Бара-нівське ЛГ	Коростишівське ЛГ	Радомишльське ЛГ	Новоград-Волинське ЛГ	Коростенське ЛГ	Малинське ЛГ	Городницьке ЛГ
Коростишівське ЛГ	0,40	1					
Радомишльське ЛГ	0,60	0,80	1				
Новоград-Волинське ЛГ	0,60	0,83	0,70	1			
Коростенське ЛГ	0,46	0,95	0,74	0,85	1		
Малинське ЛГ	0,36	0,71	0,70	0,60	0,69	1	
Городницьке ЛГ	-0,11	0,60	0,33	0,34	0,67	0,61	1
Ємільчинське ЛГ	-0,11	0,80	0,43	0,65	0,81	0,56	0,78
Лугинське ЛГ	-0,05	0,66	0,44	0,48	0,57	0,81	0,63
Білокоровицьке ЛГ	0,03	0,31	0,06	0,26	0,46	0,38	0,84
Народицьке ЛГ	-0,09	0,69	0,38	0,34	0,66	0,77	0,81
Олевське ЛГ	0,76	0,64	0,80	0,59	0,67	0,78	0,38
Овруцьке ЛГ	0,31	0,05	0,18	-0,03	0,06	-0,04	0,28
Словечанське ЛГ	0,50	0,76	0,88	0,63	0,80	0,78	0,67

Закінчення табл. 2

Державні лісогосподарські підприємства	Ємільчинське ЛГ	Лугинське ЛГ	Білокоровицьке ЛГ	Народицьке ЛГ	Олевське ЛГ	Овруцьке ЛГ
Лугинське ЛГ	0,74	1				
Білокоровицьке ЛГ	0,48	0,32	1			
Народицьке ЛГ	0,77	0,85	0,50	1		
Олевське ЛГ	0,28	0,43	0,26	0,46	1	
Овруцьке ЛГ	-0,15	-0,15	0,50	-0,10	0,22	1
Словечанське ЛГ	0,55	0,50	0,45	0,56	0,86	0,32

Примітка: $r_{0,05} = 0,53$; $r_{0,01} = 0,66$.

Аналіз розподілу площі вкритих лісовою рослинністю земель лісогосподарських підприємств Житомирської області за трофотопами (табл. 3) свідчить про переважання суборів (у середньому 54,3 %, від 30,7 до 76,4 %) і сугрудів (у середньому 34 %, від 7,2 до 60,6 %).

Таблиця 3

Розподіл площі вкритих лісовою рослинністю земель (чисельник) і соснових насаджень лісогосподарських підприємств (знаменник) Житомирської області за трофотопами (порядок розміщення – за географічною широтою)

Державне лісогосподарське підприємство	Широта, градуси	Розподіл за трофотопами, %			
		A – бори	B – субори	C – сугруди	D – груди
Баранівське ЛГ	50,17	1,9 / 3,9	37,1 / 67,0	57,9 / 29,1	3,1 / 0,0
Коростишівське ЛГ	50,19	0,1 / 0,1	50,6 / 62,2	49,3 / 37,7	0,1 / 0,0
Радомишльське ЛГ	50,29	7,2 / 8,6	76,4 / 86,6	16,4 / 4,8	0,0 / 0,0
Новоград-Волинське ЛГ	50,34	2,0 / 6,1	35,3 / 73,4	42,5 / 18,9	20,2 / 1,6
Коростенське ЛГ	50,37	8,7 / 12,3	30,7 /56,8	60,6 / 30,9	0,0 / 0,0
Малинське ЛГ	50,46	13,9 / 17,7	59,5 / 72,8	26,6 / 9,5	0,0 / 0,0
Городницьке ЛГ	50,48	1,7 / 2,8	66,3 / 91,1	32,0 / 6,1	0,0 / 0,0
Ємільчинське ЛГ	50,52	2,9 / 6,6	50,4 / 84,1	46,7 / 9,3	0,0 / 0,0
Лугинське ЛГ	51,05	12,0 / 22,4	43,3 / 63,0	43,6 / 14,6	1,2 / 0,0
Білокоровицьке ЛГ	51,06	8,1 / 13,8	58,3 / 79,0	33,2 / 7,2	0,4 / 0,0
Народицьке ЛГ	51,12	33,3 / 37,6	59,1 / 61,0	7,2 / 1,5	0,4 / 0,0
Олевське ЛГ	51,19	10,9 / 16,0	67,0 / 79,0	22,1 / 5,1	0,0 / 0,0
Словечанське ЛГ	51,22	18,8 / 25,5	58,3 / 68,0	22,9 / 6,4	0,0 / 0,0
Овруцьке ЛГ	51,22	17,4 / 21,3	68,0 / 73,8	14,6 / 4,9	0,0 / 0,0
Мінімальна частка, %	–	0,1 / 0,1	30,7 / 56,8	7,2 / 1,5	0,0 / 0,0
Максимальна частка, %	–	33,3 / 37,6	76,4 / 91,1	60,6 / 37,7	20,2 / 1,6
Середня частка, %	–	9,9 / 13,9	54,3 / 72,7	34,0 / 13,3	1,8 / 0,1

Груди займають невелику частку площі (у середньому 1,8 %, відсутні у лісовому фонді восьми лісогосподарських підприємств, максимум – 20,2 %, визначений у ДП «Новоград-Волинське ЛГ»). На бори в різних лісогосподарських підприємствах припадає від 0,1 % до 33 % площі вкритих лісовою рослинністю земель. У розподілі соснових насаджень за трофотопами ще помітніше переважають субори (у середньому 72,7 %, від 56,8 до 91,1 %), а середня й максимальна частки борів серед соснових насаджень є більшими, ніж серед усіх насаджень лісового фонду аналізованих підприємств (див. табл. 3).

Лісовий фонд аналізованих підприємств представлений переважно гігротопами від сухих до мокрих, хоча сухі гігротопи відсутні в лісовому фонді Державних підприємств

«Коростишівське ЛГ», «Городницьке ЛГ» та «Ємільчинське ЛГ», а в решті підприємств становлять не більше 2,9 % (табл. 4).

Таблиця 4

Розподіл площі вкритих лісовою рослинністю земель (чисельник) і соснових насаджень лісогосподарських підприємств (знаменник) Житомирської області за гігротопами (порядок розміщення – за географічною широтою)

Державне лісогосподарське підприємство	Широта, градуси	Розподіл за гігротопами, %				
		1 – сухі	2 – свіжі	3 – вологі	4 – сирі	5 – мокрі
Баранівське ЛГ	50,17	0,1 / 0,1	34,2 / 47,6	56,6 / 50,4	8,7 / 1,6	0,4 / 0,3
Коростишівське ЛГ	50,19	0,0 / 0,0	61,1 / 68,7	32,5 / 30,7	6,2 / 0,4	0,2 / 0,1
Радомишльське ЛГ	50,29	0,2 / 0,3	81,4 / 90,7	13,1 / 8,6	4,6 / 0,5	0,7 / 0,0
Новоград-Волинське ЛГ	50,34	0,1 / 0,2	15,2 / 36,6	73,7 / 57,2	10,1 / 5,0	1,0 / 0,9
Коростенське ЛГ	50,37	1,2 / 3,0	35,9 / 52,9	57,3 / 42,0	4,5 / 1,4	1,0 / 0,8
Малинське ЛГ	50,46	1,6 / 1,9	70,6 / 83,2	23,7 / 14,6	3,9 / 0,3	0,2 / 0,0
Городницьке ЛГ	50,48	0,0 / 0,0	8,9 / 13,6	65,4 / 62,4	21,9 / 19,2	3,8 / 4,8
Ємільчинське ЛГ	50,52	0,0 / 0,0	6,8 / 15,4	65,8 / 63,1	22,5 / 16,5	4,9 / 5,0
Лугинське ЛГ	51,05	1,0 / 1,9	31,0 / 50,2	52,8 / 40,1	12,2 / 5,3	3,0 / 2,5
Білокоровицьке ЛГ	51,06	0,4 / 0,6	26,2 / 31,7	48,4 / 45,3	18,2 / 14,4	6,8 / 8,1
Народицьке ЛГ	51,12	2,9 / 3,3	58,5 / 64,2	32,8 / 30,7	5,5 / 1,7	0,3 / 0,2
Олевське ЛГ	51,19	0,7 / 1,1	15,2 / 19,6	51,8 / 50,1	23,1 / 18,7	9,1 / 10,5
Словечанське ЛГ	51,22	2,7 /3,9	41,9 / 47,8	39,8 / 36,9	12,3 / 8,1	3,2 / 3,2
Овруцьке ЛГ	51,22	1,3 / 1,7	60,5 / 64,8	30,4 / 29,7	6,8 / 3,0	1,0 / 0,8
Мінімальна частка, %	–	0,0 / 0,0	6,8 / 13,6	13,1 / 8,6	3,9 / 0,3	0,2 / 0,0
Максимальна частка, %	–	2,9 / 3,9	81,4 / 90,7	73,7 / 63,1	23,1 / 19,2	9,1 / 10,5
Середня частка, %	–	0,9 / 1,3	39,1 / 49,1	46,0 / 40,1	11,5 /6 ,9	2,6 / 2,7

Порівняно небагато за площею визначено мокрих типів лісорослинних умов (у середньому 2,6 %, від 0,2 до 9,1 %), дещо більше – сирих типів лісорослинних умов (у середньому 6,9 %, від 0,3 до 19,2 %), що пов'язане як із проведенням меліоративних заходів у минулому столітті, так і зі зменшенням останнім часом рівня ґрунтових вод (Buzun et al. 2018). Свіжі умови переважають у лісовому фонді державних підприємств «Коростишівське ЛГ», «Радомишльське ЛГ», «Малинське ЛГ», «Народицьке ЛГ», «Словечанське ЛГ» та «Овруцьке ЛГ», а вологі – у ДП «Баранівське ЛГ», «Новоград-Волинське ЛГ», «Коростенське ЛГ», «Городницьке ЛГ», «Народицьке ЛГ», «Ємільчинське ЛГ», «Олевське ЛГ» та «Лугинське ЛГ» (див. табл. 4).

Частки площі соснових насаджень, що припадають на сухі та свіжі умови, є більшими, а на свіжі й вологі умови – меншими, ніж частка площі всіх насаджень у лісовому фонді більшості проаналізованих лісогосподарських підприємств. Водночас частка площі соснових насаджень у мокрих умовах у дев'яти лісгоспах є меншою, в одному – однаковою та в чотирьох – більшою, ніж така частка від площі всіх насаджень (див. табл. 4).

Як відомо (Buzun et al. 2018), чисті соснові насадження доцільно створювати переважно там, де вирощування інших порід не є можливим, а саме: у типах лісорослинних умов A_1, B_1 і A_2. Для кожного з аналізованих державних лісогосподарських підприємств розраховано потенційно можливу площу чистих соснових насаджень і зіставлено з фактичною площею таких насаджень (табл. 5).

Аналіз свідчить, що соснові насадження в лісовому фонді окремих лісогосподарських підприємств становлять від 31,5 до 87,7 % від площі вкритих лісовою рослинністю земель.

Частка чистих соснових насаджень становить у середньому 23,9 % (від 9,5 до 51,4%) від площі вкритих лісовою рослинністю земель і 37,3 % (від 23,2 до 60,5 %) від площі соснових насаджень. Найбільшу частку чистих соснових насаджень визначено в лісовому фонді

державних підприємств «Народицьке ЛГ», «Овруцьке ЛГ» і «Словечанське ЛГ» з північної частини регіону та «Радомишльське ЛГ» і «Коростишівське ЛГ» з південної частини регіону.

Таблиця 5

Площа вкритих лісовою рослинністю земель, соснових насаджень і чистих соснових насаджень у лісовому фонді лісогосподарських підприємств Житомирської області (порядок розміщення – за географічною широтою)

Державне лісогосподарське підприємство	Площа				
	вкрита лісовою рослинністю, га	соснових насаджень, га / %*	чистих соснових насаджень		
			фактична, га / % */ %**	потенційно можлива, га / %*/ %**	різниця, га
Баранівське ЛГ	39 175	18 790 / 48,0	7 210 / 18,4 / 38,4	607 / 1,5 / 3,2	6 603
Коростишівське ЛГ	22 198	16 331 / 73,6	6 712 / 30,2 / 41,1	23 / 0,1 / 0,1	6 689
Радомишльське ЛГ	24 763	19 051 / 76,9	11 526 / 46,5 / 60,5	1 771 / 7,2 / 9,3	9 755
Новоград-Волинське ЛГ	26 479	8 349 / 31,5	2 618 / 9,9 / 31,4	480 / 1,8 / 5,7	2 138
Коростенське ЛГ	28 094	11 084 / 39,5	2 710 / 9,6 / 24,4	1 413 / 5,0 / 12,7	1 297
Малинське ЛГ	26 207	18 853 / 71,9	7 067 / 27,0 / 37,5	3 381 / 12,9 / 17,9	3 686
Городницьке ЛГ	33 553	18 981 / 56,6	5 884 / 17,5 / 21,0	256 / 0,8 / 1,3	5 628
Ємільчинське ЛГ	43 920	17 930 / 40,8	4 163 / 9,5 / 23,2	200 / 0,5 / 1,1	3 963
Лугинське ЛГ	26 385	13 726 / 52,0	4 840 / 18,3 / 35,3	2 584 / 9,8 / 18,8	2 256
Білокоровицьке ЛГ	51 683	26 999 / 52,2	7 145 / 13,8 / 26,5	1 587 / 3,1 / 5,9	5 558
Народицьке ЛГ	48 891	42 858 / 87,7	25 143 / 51,4 / 58,7	15 795 / 32,3 / 36,9	9 348
Олевське ЛГ	55 144	36 448 / 66,1	11 288 / 20,5 / 31,0	2 369 / 4,3 / 6,5	8 919
Словечанське ЛГ	67 255	47 375 / 70,4	19 139 / 28,5 / 40,4	9 122 / 13,6 / 19,3	10 017
Овруцьке ЛГ	35 751	28 300 / 79,2	12 092 / 33,8 / 42,7	5 216 / 14,6 / 18,4	6 876
Мінімальне значення	22 198	8 349 / 31,5	2 618 / 9,5 / 23,2	23 / 0,1 / 0,1	1 297
Максимальне значення	67 255	47 375 / 87,7	25 143 / 51,4 / 60,5	15 795 / 32,3 / 36,9	10 017
Середнє значення	37 821,3	23 220 / 60,5	9 109,7 / 23,9 / 37,3	3 200,3 / 7,7 / 11,2	5 909,5

*Частка від площі вкритих лісовою рослинністю ділянок, %;
**Частка від площі соснових насаджень, %

Теоретично можлива частка чистих соснових насаджень становить у середньому 7,7 % (від 0,1 до 32,3 %) від площі вкритих лісовою рослинністю земель та 11,2 % (від 0,1 до 36,9 %) від площі соснових насаджень. Найбільшу частку чистих соснових насаджень можливо створювати в лісовому фонді державних підприємств «Народицьке ЛГ», «Овруцьке ЛГ», «Словечанське ЛГ» та «Лугинське ЛГ» з північної частини регіону та «Малинське ЛГ» з південної частини регіону (див. табл. 5).

Різниця між фактичною та теоретично можливою площею чистих соснових культур у лісовому фонді всіх проаналізованих лісогосподарських підприємств є додатною та становить 5 909,5 га. Максимальні різниці (8 919–10 017 га) визначено стосовно лісового

фонду Державних підприємств «Словечанське ЛГ», «Народицьке ЛГ» та «Олевське ЛГ» з північної частини регіону та «Радомишльське ЛГ» – з південної.

Здійснені розрахунки є підґрунтям підвищити стійкість соснових насаджень регіону шляхом збільшення площі мішаних соснових насаджень на ділянках із придатними для цього лісорослинними умовами.

Водночас слід брати до уваги можливість зміни гігротопів унаслідок зміни клімату останніх років. Відповідні розрахунки планується здійснити через порівняння розподілу площі вкритих лісовою рослинністю земель за матеріалами попереднього (до 2010 р.) та останнього (2017–2019 рр.) лісовподрядкувань.

Висновки.

1. Не виявлено значущих зв'язків між площею суцільних санітарних рубок в осередках усихання соснових лісів і географічною широтою.

2. У лісовому фонді проаналізованих державних лісогосподарських підприємств Центрального Полісся соснові насадження становлять від 31,5 до 87,7 % площі вкритих лісовою рослинністю земель. Переважають субори (у середньому 54,3 %, від 30,7 до 76,4 %) та сугруди (у середньому 34 %, від 7,2 до 60,6 % площі вкритих лісовою рослинністю земель).

3. Частка чистих соснових насаджень становить у середньому 23,9 % (від 9,5 до 51,4%) від площі вкритих лісовою рослинністю земель та 37,3 % (від 23,2 до 60,5 %) від площі соснових насаджень, а теоретично можлива частка чистих соснових насаджень – у середньому 7,7 % (від 0,1 до 32,3 %) від площі вкритих лісовою рослинністю ділянок та 11,2 % (від 0,1 до 36,9 %) від площі соснових насаджень. Максимальні різниці (8 919–10 017 га) визначено стосовно лісового фонду Державних підприємств «Словечанське ЛГ», «Народицьке ЛГ», «Олевське ЛГ» та «Радомишльське ЛГ».

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Andreieva, O. Yu. 2018. Climatic factors influencing the Scots pine decline in the Central Polissya. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 133: 119–127.

Andreieva, O. Y. and Goychuk, A. F. 2018. Spread of Scots pine stands decline in Korostyshiv Forest Enterprise. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 132: 148–154 (in Ukrainian). https://doi.org/10.33220/1026-3365.132.2018.148

Andreieva, O. Y., Guzii, A. I., Vyshnevskyi, A. V. 2018. Spread of bark beetles foci in pine stands of Rivne Polissya. Scientific Bulletin of UNFU, 28(3): 14–17 (in Ukrainian). https://doi.org/10.15421/40280302

Andreieva, O. Yu., Vyshnevskyi, 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). DOI: 10.36930/40290803

Atramentova, L. A. and Utevskaya, O. M. 2008. Statistical methods in biology. Gorlovka, 148 p. (in Russian).

Balabukh, V. O., Zhyla, S. M., Orlov, O. O., Yaremchenko O. A. 2013. Vulnerable ecosystems of Polissya natural reserve and its environs in conditions of global warming: problems and ways of solving. Kyiv, NVP Interservis Ltd, 92 p. (in Ukrainian).

Borodavka, V. O., Getmanchuk, A. I., Kychylyuk, O. V., Voytyuk, V. P. 2016. Pathological processes of declining pine stands in Volyn Polissya. [Electronic resource]. Scientific Herald of NULES of Ukraine. Series: Forestry and Decorative Gardening, 238: 102–118. Available from: http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Lisivnytstvo/article/view/10474. (last accessed date 18.05.2020) (in Ukrainian).

Buzun, V. O., Turko, V. M., Siruk, Y. V. 2018. Book of Zhytomyr forests: Historical and economic essay. Zhytomyr, O. O. Evenok, 440 p. (in Ukrainian).

Getmanchuk, A., Kychylyuk, O., Voytyuk, V., Borodavka, V. 2017. Regional climate changes as primary cause of pine stands decline in Volyn Polissya. Scientific Bulletin of UNFU, 27(1): 120–124 (in Ukrainian).

Information yearbook on the activation of dangerous exogenous geological processes according to EGP monitoring data. 2019. Kyiv; State Service of Geology and Subsoil of Ukraine, State Research and Production Enterprise "State Geological Information Fund Of Ukraine", 16: 111 p. (in Ukrainian).

Meshkova, V. L. 2019. Decline of pine forest in Ukraine with the participation of bark beetles: causes and trends. Izvestia Sankt-Peterburgskoj Lesotehniceskoj Akademii, 228: 312–335 (in Russian). https://doi.org/10.21266/2079-4304.2019.228.312-335

Meshkova, V. L. and *Borysenko, O. I.* 2018. Prediction for bark beetles caused desiccation of pine stands. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 132: 155–161.

Mikhovich, A. I. and Fedets, I. F. 1965. Change in forest site conditions under the influence of drainage in Polesie of the Ukrainian SSR. Forestry and Forest Melioration [Lesovodstvo I agrolesomelioratsiya], 3: 29–35 (in Russian).

Sazonov, A. A., Kukhta, V. N., Tapchevskaya, V. A. 2017. Outbreak of mass reproduction of pine engraver beetle (*Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827), Scolytinae, Coleoptera) in the forests of the Byelorussian Polesie. In: O. I. Borodin, V. A. Tsinkevich, A. N. Varaksin (Eds.). Results and prospects of development of entomology in Eastern Europe: a collection of articles of the II International Scientific and Practical conference, September 6–8, 2017, Minsk. Minsk, p. 366–378 (in Russian).

Shvidenko, A., Buksha, I., Krakovska, S., Lakyda, P. 2017. Vulnerability of Ukrainian forests to climate change. Sustainability, 9(7): 1152. https://doi.org/10.3390/su9071152

Siitonen, J. 2014. *Ips acuminatus* kills pines in southern Finland. Silva Fennica, 48 (4). Article ID: 1145. 7 p. http://dx.doi.org/10.14214/sf.1145

Andreieva O. Yu.[1], Ivaniuk I. D.[2], Ivaniuk T. M.[1], Budnik I. P.[2]

TYPOLOGICAL STRUCTURE OF PINE FORESTS IN CENTRAL POLISSIA

[1]*Zhytomyr National Agroecological University*
[2]*Malynsky Forestry College*

The study showed that pine stands comprise from 31.5 to 87.7 % of the total area covered by forest vegetation in the forest fund of the analyzed state forestry enterprises of Zhytomyr Region, characteristic for Central Polissia. Fresh and moist fairly poor and fairly fertile forest site conditions prevail. The proportion of pure pine stands averages 23.9% of the area covered by forest vegetation and 37.3% of the area of pine stands. At that, the potential proportions are 7.7 and 11.2% respectively. The calculations allow increasing the pine stands' resistance in the region by enlarging the area of mixed pine stands at sites with proper forest conditions. At the same time, the possibility that hyhrotopes may change as a result of recent climate change should be taken into account.

K e y w o r d s : types of forest site conditions, trophotop, hyhrotop, pure pine stands.

Андреева Е. Ю.[1], Иванюк И. Д.[2], Іванюк Т. Н.[1], Будник И. П.[2]

ТИПОЛОГИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА СОСНОВЫХ НАСАЖДЕНИЙ ЦЕНТРАЛЬНОГО ПОЛЕСЬЯ

[1]*Житомирский национальный агроэкологический университет*
[2]*Малинский лесотехнический колледж*

Установлено, что в лесном фонде проанализированных Государственных лесохозяйственных предприятий Житомирской области, характерных для Центрального Полесья, сосновые насаждения составляют от 31,5 до 87,7 % от площади покрытых лесной растительностью земель. Преобладают свежие и влажные субори и сугрудки. Доля чистых сосновых насаждений составляет в среднем 23,9 % от площади покрытых лесной растительностью земель и 37,3 % от площади сосновых насаждений, а потенциально возможная доля – 7,7 и 11,2 % соответственно. Проведенные расчеты могут быть основой повышения устойчивости сосновых насаждений региона путем увеличения площади смешанных насаждений на участках с подходящими для этого лесорастительными условиями. В то же время следует учесть возможность изменения гигротопов в результате изменения климата последних лет.

К л ю ч е в ы е с л о в а : типы лесорастительных условий, трофотоп, гигротоп, чистые сосновые насаждения.

E-mail: andreeva-lena15@ukr.net

Одержано редколегією 22.05.2020

УДК 630.644.2:630.443.3

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.172

О. А. МИХАЙЛІЧЕНКО[1], І. М. УСЦЬКИЙ[1], І. В. ГНОЄВИЙ[2]

ВПЛИВ КОРЕНЕВОЇ ГУБКИ НА РІСТ, СТРУКТУРУ ТА САНІТАРНИЙ СТАН СОСНОВИХ НАСАДЖЕНЬ, СТВОРЕНИХ НА СТАРООРНИХ ЗЕМЛЯХ У ЛІСОСТЕПУ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

[1]Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького
[2]Харківська державна зооветеринарна академія

Одним із найнебезпечніших збудників хвороб хвойних лісів є коренева губка (*Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref.). Всихання насаджень, уражених кореневою губкою, відбувається нерівномірно, тому їх можна умовно розподіляти на фрагменти, що мають різні стан, лісівничо-таксаційні показники та швидкість росту: осередок всихання, міжосередковий простір та еталонна частина міжосередкового простору. Встановлено, що за розподілом кількості стовбурів за ступенями товщини різні фрагменти уражених кореневою губкою насаджень належать до різних генеральних сукупностей. Виявлено, що в Лівобережному Лісостепу густота штучних соснових насаджень III–X класів віку, створених на староорних землях і уражених кореневою губкою, в осередках усихання є достовірно меншою, ніж у міжосередковому просторі та еталонній частині міжосередкового простору (на 1–31 та 24–50 % відповідно). Середні висота й діаметр дерев, що ростуть в осередку всихання, є меншими на 1,6 та 1,8 % відповідно проти висоти й діаметра дерев, що ростуть у міжосередковому просторі, та на 5,2 та 3,7 % – проти відповідних показників еталонної частини міжосередкового простору. Визначено, що уражена частина соснового насадження – осередок всихання та міжосередковий простір – за станом є ослабленою та всихаючою: індекс санітарно стану становить від 2,0 до 3,7 та від 1,8 до 3,4 для осередку всихання та міжосередкового простору відповідно. Не уражена кореневою губкою частина насадження (еталонна частина міжосередкового простору) має ослаблений та сильно ослаблений санітарний стан через загущеність і відсутність рубок догляду. Запас ураженого кореневою губкою насадження залежить від поширення осередків усихання та від площі, яку займають власне осередки хвороби, міжосередковий простір та еталонна частина міжосередкового простору.

Ключові слова: *Heterobasidion annosum*, лісівничо-таксаційні показники, густота насадження, запас насадження,.

Вступ. Протягом 50–70 років XX ст. на землях, виведених із сільськогосподарського користування, створено близько 1 млн га соснових насаджень, більшість яких є чистими за складом і схильними до ураження кореневими гнилями, збудником яких є гриб *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. (Alekseev 1974, Ladeyshchikova et al. 1974, Negrutskiy 1986). Станом на 2009 р. площа соснових насаджень, в яких виявлено ті чи інші патологічні процеси, становила близько 100 тис. га, третина з них була уражена кореневою губкою(Ustskiy et al. 2014). Аналіз динаміки патологічних процесів у Харківській області за останні 20 років свідчить, що основним чинником погіршення стану соснових насаджень є ураження кореневою губкою. Частка площ насаджень, уражених цією хворобою, становила близько 69 % від загальної площі насаджень, у яких виявлено патологічні процеси (Ustskiy & Mykhailichenko 2018).

Патологічний процес у соснових насадженнях, уражених кореневою губкою, відбувається нерівномірно та суттєво впливає на їхній ріст і розвиток. Ураження кореневою губкою погіршує санітарний стан і знижує продуктивність цих насаджень (Negrutskiy 1986). Так, запас уражених кореневою губкою насаджень, залежно від класу віку, є на 8–23 % меншим проти запасу неуражених насаджень того самого віку (Mykhailichenko et al. 2014). Унаслідок розвитку хвороби в соснових насадженнях, через усихання дерев від кореневих гнилей та наслідки вітровалів (Garbelotto & Gonthier 2013), втрати ділової деревини можуть сягати 40−50 % запасу (Savich 1965). Дослідження товарно-сортиментної структури деревостанів у Східному Поліссі засвідчило, що запас ділової деревини в соснових насадженнях, уражених кореневою губкою, в осередку всихання є в 1,5–2,0 разу меншим, ніж у міжосередковому просторі (Vedmid et al. 2013b). В умовах Волинського Полісся вихід і вартість ліквідної деревини в міжосередкових просторах соснових насаджень, уражених кореневою губкою, є на 42 % більшими, ніж в осередках усихання (Musienko et al. 2018).

Мета досліджень полягає у виявленні особливостей росту, продуктивності та стану уражених кореневою губкою соснових насаджень на староорних землях.

Матеріали й методи. Дослідження проводили в соснових насадженнях Лісостепу Харківської області в ДП «Вовчанське ЛГ», ДП «Гутянське ЛГ» та ДП «Харківська ЛНДС».

Ріст, структуру й санітарний стан соснових насаджень III–X класів віку, створених на староорних землях, вивчали на 70 пробних площах (ПП), закладених у чистих соснових насадженнях, уражених кореневою губкою. Тип лісорослинних умов обраних ділянок – свіжий субір (B_2), тип лісу – свіжий дубово-сосновий субір (B_2-*дС*). На кожній із ділянок соснових насаджень, відповідно до загальноприйнятих у лісівництві й лісовій таксації методик досліджень, закладали ПП: стандартні – в осередку всихання (уражена частина, середня площа ПП ($S_{\text{сер.ПП}}$) становила 0,32 ± 0,02 га, середня густота ($N_{\text{сер. дер.}}$) –201 ± 1,3 шт.) та міжосередковому просторі (частина насадження між осередками всихання з порушеною структурою та поодиноким дифузним всиханням і ослабленням, $S_{\text{сер.ПП}}$ = 0,30 ± 0,04 га, $N_{\text{сер. дер.}}$ = 204 ± 0,8 шт.); кругові – в еталонній частині міжосередкового простору (без ознак патологічного всихання, з непорушеною структурою, $S_{\text{сер.ПП}}$ = 0,20 ± 0,01 га, $N_{\text{сер. дер.}}$ = 199 ± 2,1 шт.) (Neretin et al. 2006, Hrom 2007).

Висоти дерев вимірювали за допомогою висотоміра Haglöf для 10–15 дерев на кожній пробній площі. Санітарний стан дерев визначали відповідно до Санітарних правил в лісах України (Sanitary Forests Regulations in Ukraine 2016). За співвідношенням категорій санітарного стану дерев на пробних площах розраховували індекс стану згідно з рекомендаціями УкрНДІЛГА (Voron et al. 2011). Цей показник характеризує ступінь ослаблення насаджень, його визначають за формулою (1):

$$I_{\text{c}} = \frac{K_1 \cdot n_1 + K_2 \cdot n_2 + K_3 \cdot n_3 + \cdots + K_6 \cdot n_6}{N}, \quad (1)$$

де I_{c} – індекс стану деревостану;
K_1, ..., K_6 – категорія стану дерев (від I до VI);
n_1, ..., n_6 – кількість дерев певної категорії стану;
N – загальна кількість дерев на пробній площі.

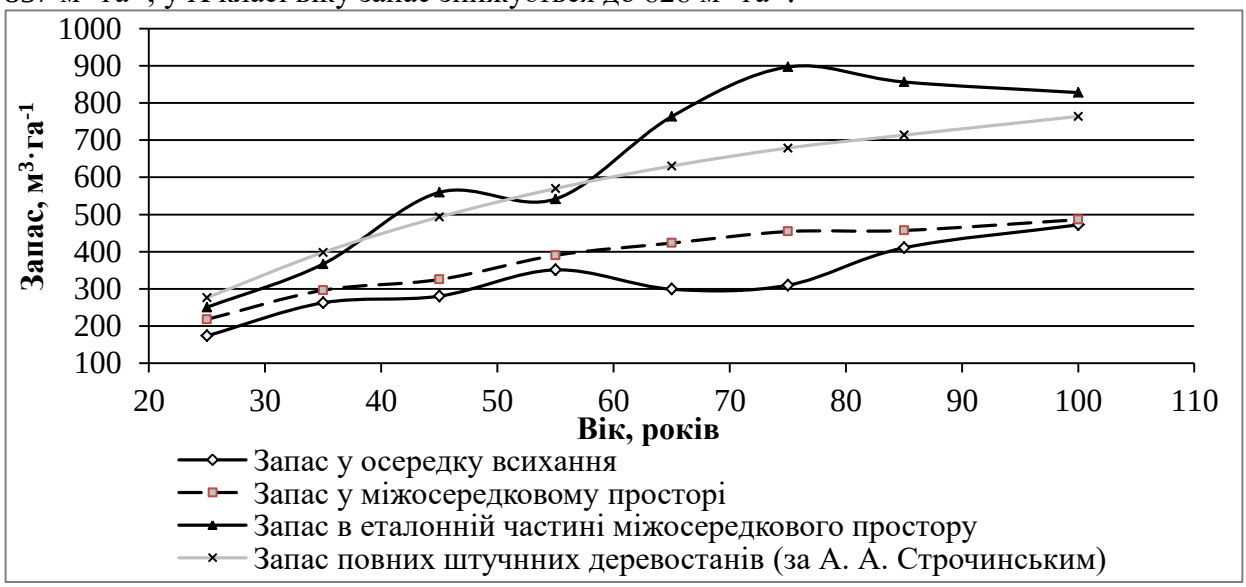
Продуктивність насадження зумовлена закономірностями розподілу кількості стовбурів за ступенями товщини залежно від середнього діаметра насадження. Тому під час досліджень використовували непараметричний критерій узгодженості Колмогорова-Смірнова (λ) (Massey 1951). Для цього порівнювали два ряди емпіричних розподілів діаметрів дерев на пробних площах (осередок усихання – Ос, міжосередковий простір – Мо та еталонна частина міжосередкового простору – Ет. мо), закладених в уражених кореневою губкою соснових насадженнях, та оцінювали їхню належність до однієї генеральної сукупності. За рівнів імовірності – 0,95 та 0,99 граничні значення критерію λ дорівнюють 1,36 і 1,63 відповідно.

Загалом кожне з вибраних насаджень має особливості, проте однакові характер поширення хвороби, умови виростання та вік дають змогу аналізувати зміни таксаційних показників на тлі єдиного патологічного процесу.

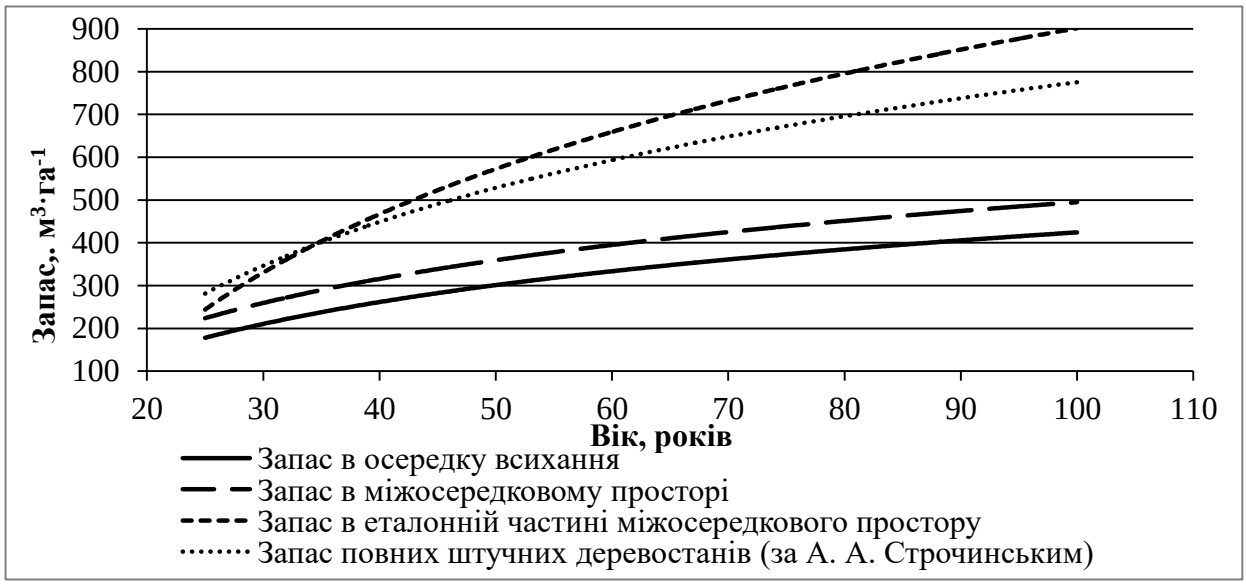
Результати та обговорення. Аналіз даних пробних площ свідчить, що таксаційні показники фрагментів соснових насаджень в осередку всихання є загалом нижчими, ніж у міжосередковому просторі та його еталонній частині. Лише на окремих ПП уражена частина насадження має дещо вищі середній діаметр чи середню висоту, що не позначається на закономірності щодо більшої продуктивності неураженої частини насадження. Аналіз обчисленого значення λ свідчить, що порівнювані частини насадження належать до різних генеральних сукупностей, які описують різні криві: між осередком усихання та еталонною частиною міжосередкового простору λ становить 1,37–16,24, тобто достовірність відмінностей перевершує 95–99 % рівень. Між осередком усихання та міжосередковим простором λ варіює в межах 1,98–27,03, тобто ці вибірки являють різні сукупності.

Дослідні соснові насадження, уражені кореневою губкою, характеризуються високим бонітетом (I–I^{c}), причому дерева, що ростуть у міжосередковому просторі, відзначаються кращим ростом, ніж дерева в осередку всихання.

Динаміка запасу в еталонній частині міжосередкового простору соснових насаджень (рис. 1, *а*) свідчить про значне його накопичення в V–VI класах віку, близько – 551 м^3·га$^{-1}$. З віком простежується поступове збільшення запасу, максимум якого припадає на IX клас віку – 857 м^3·га$^{-1}$; у X класі віку запас знижується до 828 м^3·га$^{-1}$.



а



б

Рис. 1 – Динаміка запасу (*а*) та зв'язок між запасом і віком (*б*) в осередку всихання (M_{Oc}), міжосередковому просторі (M_{Mo}) та еталонній частині міжосередкового простору ($M_{Ет. мо}$) соснових насаджень, уражених кореневою губкою

Зв'язок між запасом і віком в еталонній частині міжосередкового простору описує логарифмічна функція (2) (рис. 1, *б*):

$$M_{Ет. мо} = 474{,}23\ln(A) - 1282{,}4, \quad R^2 = 0{,}94. \qquad (2)$$

Встановлено накопичення запасу в осередках усихання соснових насаджень з III до VI класу віку (173–351 м^3·га$^{-1}$). У насадженнях VII та VIII класів віку виявлено значне ураження

дерев кореневою губкою, що, зі свого боку, призвело до зменшення запасу (299–309 $м^3 \cdot га^{-1}$). Розладнання насаджень сповільнюється до IX та X класів віку, патологічні процеси стабілізуються за рахунок відпаду й видалення хворих та ослаблених дерев у молодшому віці, що сприяє збільшенню запасу до 410–472 $м^3 \cdot га^{-1}$. Зв'язок між запасом і віком в осередку всихання описує логарифмічна функція (3):

$$M_{Oc} = 177{,}79\ln(A) - 394{,}32, \quad R^2 = 0{,}82. \tag{3}$$

Накопичення запасу в міжосередковому просторі соснових насаджень відбувається з III до X класу віку (218–486 $м^3 \cdot га^{-1}$). Зв'язок між запасом і віком у міжосередковому просторі характеризується логарифмічною функцією (4):

$$M_{Mo} = 195{,}68\ln(A) - 406{,}13, \quad R^2 = 0{,}98. \tag{4}$$

Розглянута динаміка зміни запасів визначає величину приросту за запасом у різних за станом фрагментах соснових насаджень, уражених кореневою губкою. Так, в еталонній частині міжосередкового простору середній приріст за запасом Δ_A з III до VII класу віку становить $\Delta_A = 9{,}8…12{,}4$ $м^3 \cdot га^{-1}$, з VIII до X класу віку $\Delta_A = 10{,}8…8{,}2$ $м^3 \cdot га^{-1}$.

В осередку всихання запас соснових насаджень збільшується з III до VI класу віку, проте середній приріст Δ_A майже не змінюється і становить 6,2–7,4 $м^3 \cdot га^{-1}$. Із VII до VIII класу віку середній приріст зменшується: $\Delta_A = 4{,}6...4{,}1$ $м^3 \cdot га^{-1}$, а в IX та X класах віку, навпаки, дещо збільшується: $\Delta_A = 4{,}8…4{,}7$ $м^3 \cdot га^{-1}$.

У міжосередковому просторі відбувається поступове зменшення середнього приросту з III до X класу віку від 8,7 до 4,8 $м^3 \cdot га^{-1}$. Отже, середній приріст за запасом в осередку всихання від III до X класу віку є меншим, ніж у міжосередковому просторі та в еталонній частині міжосередкового простору соснових насаджень, уражених кореневою губкою.

Загалом динаміка запасу в осередку всихання та міжосередковому просторі соснових насаджень, уражених кореневою губкою, свідчить, що з віком хвороба суттєво впливає на приріст насаджень. Вирівняні криві запасів соснових насаджень в осередку всихання та міжосередковому просторі, якщо порівняти з кривою повних штучних соснових деревостанів за даними А. А. Строчинського (Strochinsky et al. 2007), характеризують вплив патологічного процесу на їхній ріст. Про закономірності розвитку соснових насаджень, створених на староорних землях, без патологічного відпаду (еталонна частина міжосередкового простору) можна судити за зміною їхньої густоти з віком (рис. 2), яку з високою точністю описує поліноміальна функція другого порядку (5):

$$N_{Ет.\ мо} = 0{,}0002 \times A^2 - 0{,}0346 \times A + 2{,}4946, \quad R^2 = 0{,}91. \tag{5}$$

Інтенсивні освітлення та прочищення призводять до зменшення густоти насаджень у молодому віці. Із віком в еталонній частині міжосередкового простору з VI до X класу віку відбувається збільшення густоти, як порівняти з повними сосновими деревостанами (від 0,4 до 33 %). Загущені фрагменти в соснових насадженнях, уражених кореневою губкою (еталонна частина міжосередкового простору), формуються внаслідок впливу ґрунтових умов та людського фактору під час відводу дерев у рубку догляду.

Зменшення густоти в ураженій частині насаджень (осередок всихання) відбувається з III до VI класу віку через патологічний відпад. Із VII до X класу віку патогенний відпад уповільнюється і, відповідно, густота насаджень змінюється несуттєво.

Зв'язок між густотою й віком в осередку всихання характеризує поліноміальна функція другого порядку (6):

$$N_{Oc} = 0{,}0003 \times A^2 - 0{,}0455 \times A + 2{,}3351, \quad R^2 = 0{,}88. \tag{6}$$

Динаміка густоти насаджень є дуже подібною в ураженій частині насадження (осередок всихання) та в міжосередковому просторі, проте частка дерев в осередку всихання є на 1–31 % меншою, ніж у міжосередковому просторі.

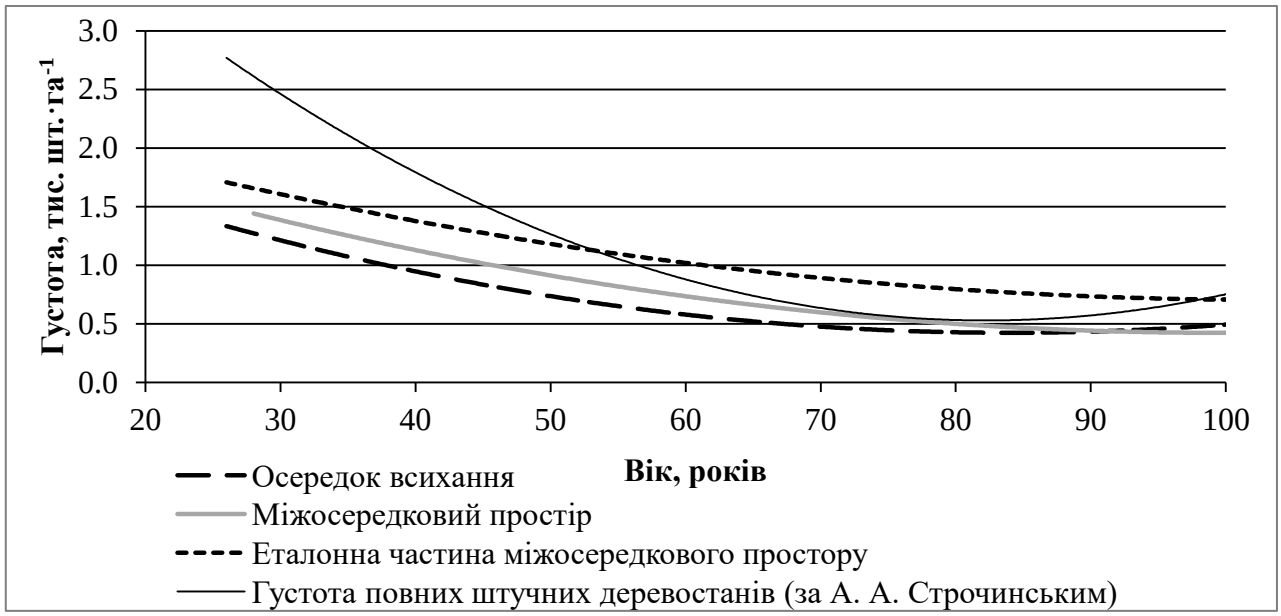


Рис. 2 – Зв'язок між густотою та віком у фрагментах соснових насаджень, уражених кореневою губкою

Якщо виключити наявний патологічний процес, то синхронність змін густоти в різних за станом частинах насаджень пов'язана із впливом кліматичних показників і віку, а фрагментарність ґрунтових умов призводить до локального утворення осередків усихання та міжосередкового простору, частина якого найменше піддається цим впливам. Це підтверджують також дослідження в Східному Поліссі (Vedmid et al. 2012, 2013a, Raspopina et al. 2013).

Динаміка висоти деревостанів із віком має особливості у різних за станом фрагментах ураженого кореневою губкою насадження (рис. 3).

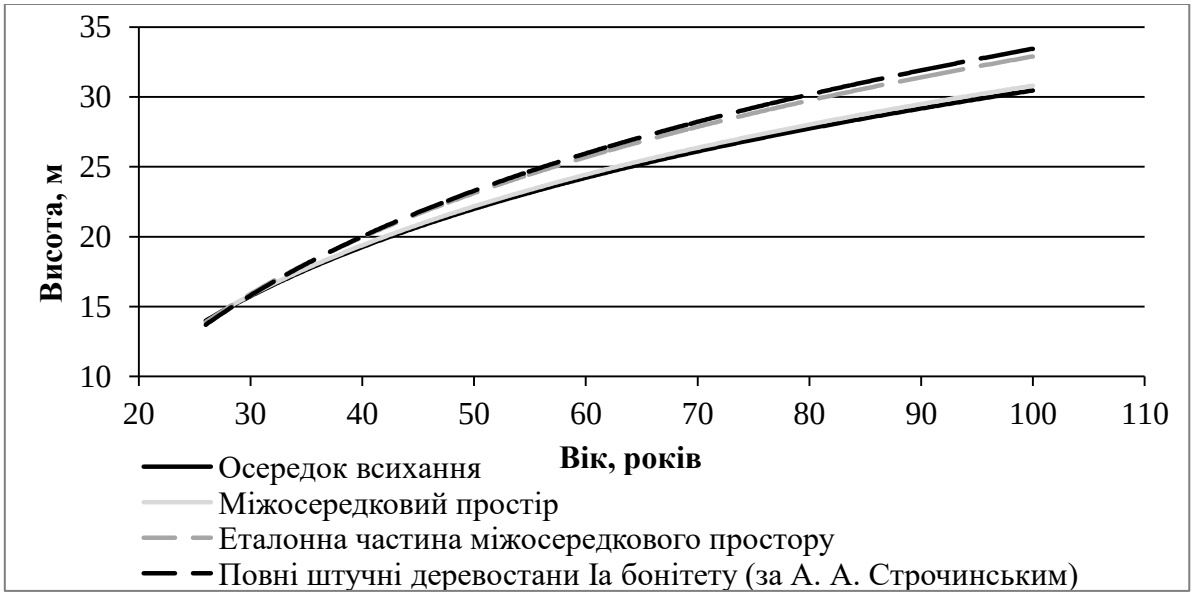


Рис. 3 – Зв'язок між віком та висотою дерев, що ростуть у фрагментах соснових насаджень, уражених кореневою губкою

Середня висота соснових насаджень закономірно збільшується з віком. Залежність між віком та висотою дерев, що ростуть в осередку всихання, міжосередковому просторі та еталонній частині міжосередкового простору соснових насаджень III–X класів віку, описують логарифмічні функції (7–9):

$$h_{Oc} = 12{,}222\ln(A) - 25{,}82, \qquad R^2 = 0{,}91; \tag{7}$$

$$h_{Mo} = 12{,}459\ln(A) - 26{,}567, \qquad R^2 = 0{,}88; \tag{8}$$

$$h_{Ет.\ мо} = 14{,}115\ln(A) - 32{,}102, \quad R^2 = 0{,}96. \tag{9}$$

Динаміка середньої висоти дерев, що ростуть в еталонній частині міжосередкового простору соснових насаджень, уражених кореневою губкою, свідчить, що вони характеризуються більшим приростом за висотою, ніж повні штучні деревостани в молодому віці, від 1 % в III класі віку до 2 % в VIII класі віку.

Зіставлення вікових змін середньої висоти дерев осередку всихання та міжосередкового простору свідчить, що з віком різниця в середній висоті стає більшою. Якщо з III до VI класу віку вона становить близько 1 %, то з VII до X класу віку – близько 3 %.

Уповільнення росту дерев за висотою в осередку всихання в більш ранньому віці (починаючи з IV класу віку) є наслідком зрідження насадження через патологічний відпад і диференціацію дерев за станом.

Зважаючи на варіювання трофності й щільності ґрунту та наявності на різній глибині фізичної глини або фізичного піску, формуються різні умови зволоження та родючості. Зі свого боку, збільшення вмісту поживних речовин і зволоженості сприяє кращому росту дерев. Тому, унаслідок фрагментарності (відмінності) ґрунтових умов, ріст дерев за діаметром у частинах соснових насаджень, уражених кореневою губкою, відбувається інтенсивніше в молодому віці (рис. 4).

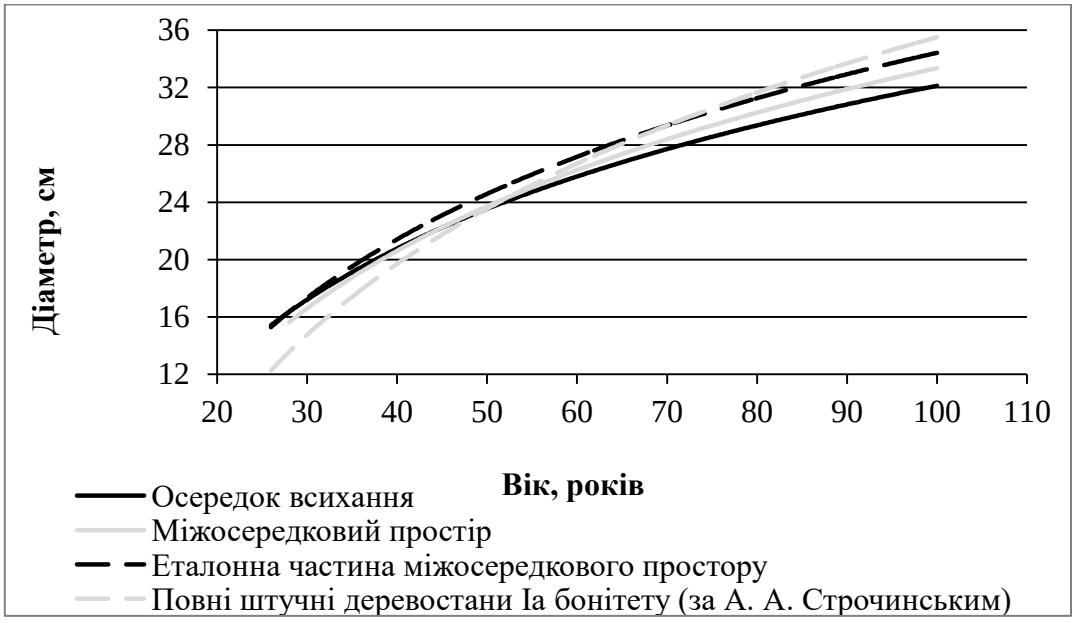


Рис. 4 – Зв'язок між віком і діаметром дерев, що ростуть у фрагментах соснових насаджень, уражених кореневою губкою

Підтвердженням цього є встановлена залежність між віком і діаметром дерев, що ростуть в осередку всихання, міжосередковому просторі та еталонній частині

міжосередкового простору соснових насаджень III–X класів віку, яку описують логарифмічні функції (10–12):

$$d_{Oc} = =12{,}4\ln(A) - 24{,}975, \qquad R^2 = 0{,}93; \tag{10}$$

$$d_{Mo} = 13{,}923\ln(A) - 30{,}758, \qquad R^2 = 0{,}88; \tag{11}$$

$$d_{Ет.\ мо} = 14{,}206\ln(A) - 30{,}991, \quad R^2 = 0{,}96. \tag{12}$$

Отже, середній діаметр дерев, в еталонній частині міжосередкового простору соснових насаджень III–VIII класів віку, уражених кореневою губкою, є більшим на 24–2 % від середнього діаметра повних штучних деревостанів відповідних класів віку. Середній діаметр дерев у міжосередковому просторі соснових насаджень III–X класів віку в середньому є більшим на 2 %, ніж дерев в осередку всихання, та меншим на 2 %, ніж в еталонній частині міжосередкового простору. Середній діаметр дерев в осередку всихання соснових насаджень, є більшим, ніж у міжосередковому просторі, лише в IV та VI класах віку на 7 та 1 % відповідно, що пояснюється інтенсивним ростом здорових і мало уражених дерев в осередках усихання на зрідженому просторі прогалини (більше вологи та світла).

Можливо, що фактори, що позитивно впливають на ріст дерев в осередку всихання, викликають депресію росту в дерев у міжосередковому просторі. Так негативний вплив посушливих років на ріст дерев у міжосередковому просторі є більшим, ніж в осередку всихання, де вологість ґрунту на прогалинах є суттєво вищою.

Санітарний стан соснових насаджень, уражених кореневою губкою, зумовлений впливом антропогенних і природніх факторів (Ladeyshchikova et al. 2001). Найвпливовішими з них є ґрунтові умови, зміна гідротермічного режиму, всі види рубок догляду високої й дуже високої інтенсивності. За даними пробних площ установлено, що індекс санітарного стану дерев I_c в осередку всихання становить 3,1 ± 0,08, у міжосередковому просторі – 2,7 ± 1,13 та в еталонній частині міжосередкового простору – 2,5 ± 0,5. Результати узагальнення обліків свідчать, що насадження III–IV класів віку є ослабленими, а ступінь їхнього ураження – слабким. Насадження V–X класів віку визначено як сильно ослаблені, а ступінь їхнього ураження змінюється від середнього до сильного. Отже, з віком санітарний стан соснових насаджень, уражених кореневою губкою, погіршується.

У фрагментах насаджень, уражених кореневою губкою, залежність індексу санітарного стану сосни звичайної від віку характеризують поліноміальні функції третього порядку (рис. 5).

Для дерев сосни в осередку всихання (13):

$$I_c^1 = -9E\text{-}06A^3 + 0{,}0011A^2 - 0{,}0169A + 2{,}3209, \quad R^2 = 0{,}77. \tag{13}$$

Для дерев сосни в міжосередковому просторі (14):

$$I_c^2 = -6E\text{-}06A^3 + 0{,}0011A^2 - 0{,}0485A + 3{,}0074, \quad R^2 = 0{,}59. \tag{14}$$

Для дерев сосни в еталонній частині міжосередкового простору (15):

$$I_c^3 = 3E\text{-}06A^3 - 0{,}0007A^2 + 0{,}0528A + 1{,}1816, \quad R^2 = 0{,}75. \tag{15}$$

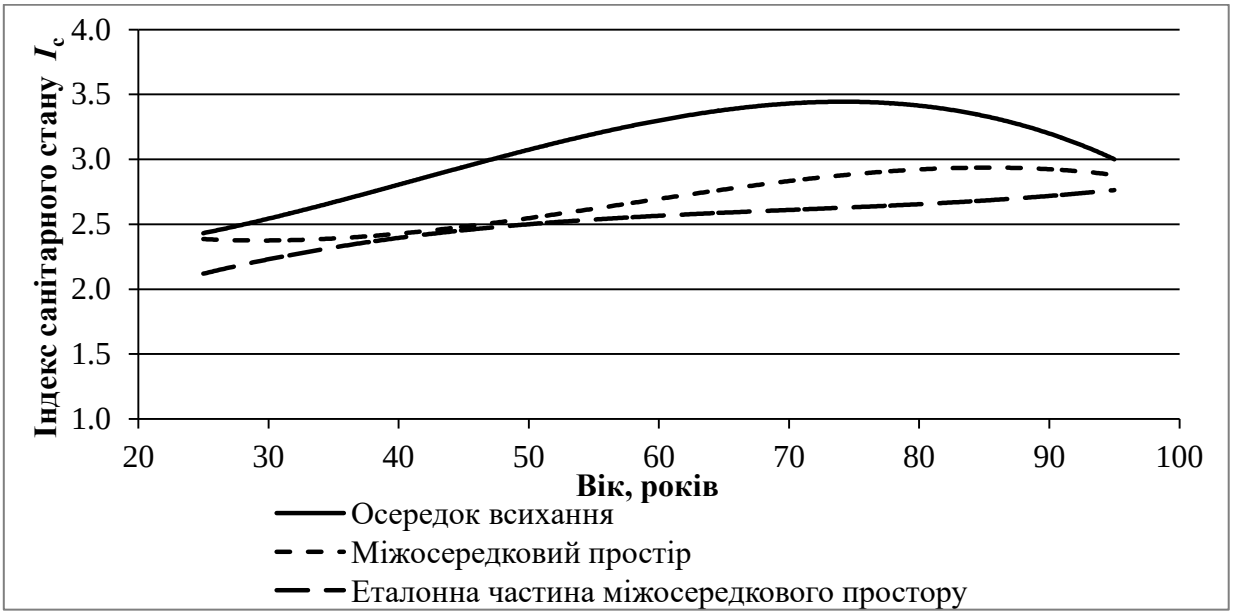


Рис. 5 – Залежність індексу санітарного стану сосни звичайної від віку у фрагментах соснових насаджень, уражених кореневою губкою

У соснових насадженнях IX та X класів віку активність осередків всихання знижується; індекс санітарного стану сосни звичайної в осередку всихання становить 3,1–3,2, а в міжосередковому просторі – 2,3–3,0. I_c сосни звичайної у насадженнях VI–VIII класів віку, в яких ураження прогресує найбільшою мірою, має вищі значення: в осередку всихання – в середньому 3,4, в міжосередковому просторі – 2,8.

Результати досліджень свідчать, що частка дерев I та II категорій санітарного стану (здорові та ослаблені) зменшується з віком (рис. 6). Встановлено, що з IV–X класів віку відбувається зменшення частки здорових та ослаблених дерев в осередку всихання насаджень від 66 % (537 шт.·га$^{-1}$) до 24 % (101 шт.·га$^{-1}$). У міжосередковому просторі частка здорових та ослаблених дерев також має тенденцію до зменшення від 69 % (1007 шт.·га$^{-1}$) в IV класі віку до 17 % (73 шт.·га$^{-1}$) в X класі віку. В еталонній частині міжосередкового простору частка здорових та ослаблених дерев також зменшується: від 62 % (700 шт.·га$^{-1}$) в IV класі віку до 22 % (139 шт.·га$^{-1}$) у X класі віку (рис. 6, *а*). У V–X класах віку частка дерев I та II категорій санітарного стану в еталонній частині міжосередкового простору зменшується в 1,5–3,0 разу від початкової кількості в III класі віку. Виявлено різке, нерівномірне зменшення частки дерев I та II категорій стану з VI до X класу віку в осередку всихання у 2,0–2,5 разу та в міжосередковому просторі у 2,0–3,0 разу.

Частка дерев сосни третьої та четвертої категорій санітарного стану (сильно ослаблені та всихаючі) у різних фрагментах соснових насаджень нерівномірно збільшується з віком. Встановлено, що частка таких дерев, починаючи з IV класу віку, в осередку всихання є меншою, що пов’язане з патологічними процесами, на тлі яких відбувається значна диференціація дерев за станом (див. рис. 6, *б*). У міжосередковому просторі насаджень переважають дерева III–IV категорій стану, а в еталонній частині міжосередкового простору – III, що пов’язане з фрагментарною загущеністю деревостанів та відсутністю природного відпаду. Частка свіжого та старого сухостою (V–VI категорії стану) в осередку всихання соснових насаджень збільшується з III до VII класу віку (з 4 % (62 шт.·га$^{-1}$) до 18 % (98 шт.·га$^{-1}$)), хвороба поширюється та прогресує, потім зменшується та має місце згасання хвороби з VII до X класу віку (з 18 % (98 шт.·га$^{-1}$) до 8 % (33 шт.·га$^{-1}$)) (рис. 6, *в*).

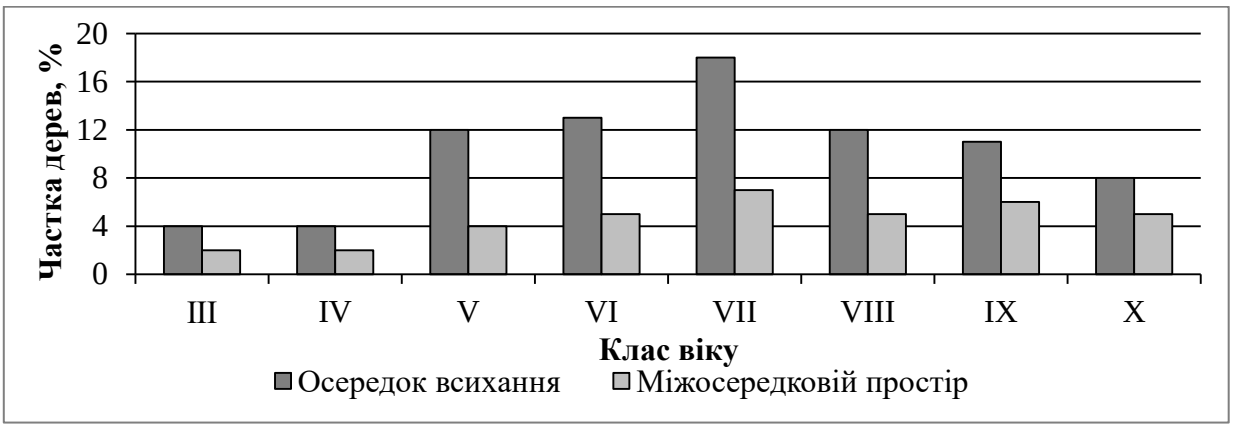
Аналогічну динаміку відзначено в міжосередковому просторі, де частка сухостійних дерев збільшується з 2 до 7 % (з 36 до 43 шт.·га$^{-1}$) у насадженнях III–VII класах віку, а в насадженнях VIII–X класів віку становить 5 % (28 шт.·га$^{-1}$).



а



б



в

Рис. 6 – Динаміка часток дерев сосни звичайної I–II (*а*), III–IV (*б*), V–VI (*в*) категорій санітарного стану у фрагментах соснових насаджень, уражених кореневою губкою

В еталонній частині міжосередкового простору сухостою не виявлено. Отже, починаючи з VII класу віку, відпад дерев із віком уповільнюється, що пов’язане з поступовою адаптацією до наявних умов дерев, які залишилися, проте в разі виникнення екстремальних умов у насадженнях (посухи, вітровали тощо) процес усихання відновиться.

Незважаючи на низьку генетичну стійкість сосни до ураження кореневою губкою, вона є толерантною до ураження, а в умовах достатнього вологозабезпечення зберігає задовільний приріст за висотою та діаметром (Ladeyshchikova et al. 2001).

З аналізу отриманих даних випливає, що запас насадження, ураженого кореневою губкою, складається з частки запасів насадження в осередках усихання, в міжосередковому просторі та в його еталонній частині. Встановлено, що оскільки площа фрагментів із різним санітарним станом у соснових насадженнях, уражених кореневою губкою, варіює, то

загальний його запас залежить від площі, яку вони займають. Зважаючи на те, що площа міжосередкового простору є найбільшою, а запас цієї частини насадження становить найбільшу частку в насадженнях всіх вікових груп, то позначим цю частку k_1, в осередку всихання – k_2, а в еталонній частині міжосередкового простору, площа якої є найменшою, – k_3. Таким чином, у математичній формі принцип формування загального запасу насадження, ураженого кореневою губкою, можна записати у вигляді (16):

$$M_{\text{ун}} = S_1 M_{\text{мр}} k_1 + S_2 k_2 M_{\text{мр}} + S_3 M_{\text{мр}} k_3, \quad (16)$$

де: $M_{\text{ун}}$ – запас ураженого насадження, $м^3 \cdot га^{-1}$;

$M_{\text{мр}}$ – запас насадження в міжосередковому просторі, $м^3 \cdot га^{-1}$;

S_1, S_2 та S_3 – площі міжосередкового простору, осередку всихання та еталонної частини міжосередкового простору відповідно, га;

k_1, k_2, k_3 – коефіцієнти запасу міжосередкового простору, осередку всихання та еталонної частини міжосередкового простору відповідно.

Висновки. У зв'язку з нерівномірним поширенням патологічного процесу, соснове насадження в ураженій частині осередку кореневої губки є ослабленим і всихаючим, у міжосередковому просторі – ослабленим і сильно ослабленим, у неураженій (еталонній частині міжосередкового простору) – ослабленим і сильно ослабленим.

Кількість дерев в осередку всихання соснових насаджень III–X класів віку є на 24–50 % меншою, ніж в еталонній частині міжосередкового простору, та становить від 1 до 31 % від кількості дерев у міжосередковому просторі. Середня висота та середній діаметр дерев в осередках усихання насаджень III–X класів віку є меншими, ніж у міжосередковому просторі та еталонній частині міжосередкового простору, причому з віком різниця збільшується.

Чим більшим є приріст за діаметром у міжосередковому просторі, тим менший він в осередку всихання. Запас деревостану еталонної частини міжосередкового простору, яка розміщена фрагментарно на незначних площах у насадженні, ураженому кореневою губкою, є суттєво більшим, ніж у міжосередковому просторі, і може перевершувати запас повних соснових деревостанів певного віку. Запас насадження, ураженого кореневою губкою, залежить від розподілу площі, яку займають осередки хвороби, міжосередковий простір та еталонна частина міжосередкового простору.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Alekseev, I. A. 1974Scientific bases for forest management activities to control root rot in the forests of Polissya and Forest-Steppe of Ukrainian SSR. Extended abstract of PhD thesis. Leningrad, 35 p. (in Russian)

Massey, F. J. Jr. 1951. The Kolmogorov-Smirnov Test for Goodness of Fit. Journal of the American Statistical Association, 46(253): 68–78. DOI: 10.1080/01621459.1951.10500769

Garbelotto, M. and Gonthier, P. 2013. Biology, epidemiology, and control of *Heterobasidion* species worldwide. Ann. Rev. Phytopath., 51: 39–59. DOI:10.1146/annurev-phyto-082712-102225

Hrom, M. M. 2007. Forest inventory. Lviv, RVV NLTU, 416 p. (in Ukrainian).

Ladeyshchikova, E. I., Pobegaylo, A. I., Belyy, G. D., Alekseev, I. A., Chernykh, A. G., Pasternak, G. M., Shekhovtsov, A. G., Korobchenko, A. G. 1974. bout the predisposing causes to the disease for pine forests on formerly arable lands. In: Ladeyshchikova, E. I., Pobegaylo, A. I., Pasternak, G. M., Ladnykh, L. F. (Eds). Root Rot. Kharkiv, Prapor, p. 22–31 (in Russian).

Ladeyshchikova, O. I., Ustsky, I. M., Chernykh, O. H., Mokrytsky, V. O., Bersneva, L. O. 2001. A guide to protect pine plantations against root rot. Kharkiv, URIFFM, 28 p. (in Ukrainian).

Musienko, S., Luk'yanets, V., Tarnopylska, O., Kobets, O., Babenko, V. 2018. Merchantability and assortment structure of pine stands affected by root rot in the Volyn Polissya region, Ukraine. Central European Forestry Journal, 64(2): 96–103. https://doi.org/10.1515/forj-2017-0034

Mykhailichenko, O. A., Ustsky, I. M., Vedmid, M. M., Lozitsky, V. G. 2014. Growth characteristics of pine stands affected by annosum root rot in Novgorod-Siverske Polissya. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 124: 36−41 (in Ukrainian).

Negrutskiy, S. F. 1986. The annosum root rot. Moscow, Agropromizdat, 196 p. (in Russian).

Neretin, S. D., Chiglyaev, I. F., Yosipenko, A. D., Zaremskiy, A. D. Shvets, M. I. 2006. Instruction on forest surveying in Ukraine. Field works. State Forestry Committee of Ukraine, Irpin, 75 p. (in Ukrainian).

Raspopina, S. P., Tarnopilska, O. M., Lukjanetc, V. A., Kobets, O. V. 2013. Standing forest and characteristics of soils in focuses of dispersion a pine fungus (*Heterobasidion annosum* (Fr) Bref.) on abandoned agricultural lands of East Polissya. Scientific Bulletin of UNFU, 23.13: 64–73 (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 from: http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/555-95-п (last accessed date 22.04.2020) (in Ukrainian).

Savich, Yu. N. 1965. Features of development of pine crops in fresh fairly infertile pine site type in Polesie and Forest-Steppe. A Extended abstract of PhD thesis. Kyiv, 22 p. (in Russian).

Strochinsky, A. A., Kashpor, S. M., Berezivskyy, L. M. 2007. The sum of the cross-sectional areas and the stock of the stands at relative density of stocking of 1.0. Forest mensuration standards. Kyiv, Vydavnychiy Tsentr NAU, 19 p. (in Ukrainian).

Ustskiy, I. M. and Mykhailichenko, O. A. 2018. Dynamics of pathological processes in forests of Kharkiv region for the period of 1992–2012. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 133: 147–156 (in Ukrainian) https://doi.org/10.33220/1026-3365.133.2018.149

Ustskiy, I. M., Mihaylichenko O. A., Taran T. V. 2014. Quantitative assessment of the dynamics of pathological processes in the forests of Ukraine (as of 2009). Kharkiv, URIFFM, 32 p. (in Ukrainian).

Vedmid, M. M., Kobets, O. V., Lunachevsky, L. S., Tarnopilska, O. M., Motoshkov, O. V., Lozitsky, V. G. 2012. Growth characteristics of modal pine stands, planted on abandoned agricultural lands in Novgorod-Siversky and Chernihiv Polissya. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 121: 25–33 (in Ukrainian).

Vedmid, M. M., Lukjanets, V. A., Golovach, R. V., Lozicky, V. G. 2013a. Condition of pine stands on old-arable lands in Koryukivsko-Schorskiy natural region. Scientific bulletin of UNFU, 23.17: 21–28 (in Ukrainian).

Vedmid, M. M., Tarnopilska, O. M., Kobets, O. V., Zuev, E. S., Lozitsky, V. G. 2013b. State, productivity and assortment structure of first generation pine and birch stands cultivated on abandoned agricultural lands of East Polissya. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 122: 12−23 (in Ukrainian).

Voron, V. P., Bondaruk, M. A., Koval, I. M., Tselishchev, O. H., Pluhatar, Yu. V., Romanenko, O. I., Melnyk, Ye. Ye., Papelbu, V. V., Leshchenko, V. O. 2011. Monitoring and enhancement of sustainability of anthropogenically disturbed forests. In: Recommendations of URIFFM. Kharkiv, Nove slovo, 304 p. (in Ukrainian).

Mykhailichenko O. A.[1], Ustsky I. M.[1], Gnoevy I. V.[2]

INFLUENCE OF ROOT ROT ON GROWTH, STRUCTURE AND HEALTH CONDITION OF THE PINE STANDS ESTABLISHED ON FORMERLY ARABLE LAND IN FOREST-STEPPE, KHARKIV REGION

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

[2]*Kharkiv State Zooveterinary Academy*

Due to an uneven distribution of the pathological process, the stand infected by root rot is divided into fragments with different health conditions, mensuration characteristics, and dynamics of growth processes. The fragments are decline focus, the area between the foci, and the reference area between the foci. The study showed that all empiric pools of trunk number distribution by thickness, depending on the average diameter in different fragments affected by root rot, belongs to different general populations. The density of annosum-infected pine stands of III–X age classes established on former agricultural land within Left-Bank Forest-Steppe in Ukraine was found to be 1–31% less within the decline foci as compared to the area outside the foci. Also, it was 24–50% less compared to the reference part of the area between the foci. The average height and diameter indices of the trees growing within the decline foci were lower compared to those of the trees growing outside the foci, by 1,6 % and 1,8% respectively. The variables were 5.2% and 3.7% lower as compared to the reference area outside the foci. The affected parts of the pine stand inside and outside the decline foci were found to be weakened and dying – their health condition indexes were from 2.0 to 3.7 and 1.8 to 3.4, respectively. The part of the stand non-affected by root rot (reference area between the foci) had weakened and severely weakened health due to the overstocking and lack of thinning. The stock of the stand infected by root rot depends on the area covered by the disease foci, the area between the foci and the reference area.

K e y w o r d s: *Heterobasidion annosum*, stand characteristics,stand density, growing stock.

Михайличенко А. А.[1], Усцкий И. М.[1], Гноевой И. В.[2]

ВЛИЯНИЕ КОРНЕВОЙ ГУБКИ НА РОСТ, СТРУКТУРУ И САНИТАРНОЕ СОСТОЯНИЕ СОСНОВЫХ ДРЕВОСТОЕВ, СОЗДАННЫХ НА СТАРОПАХОТЯХ В ЛЕСОСТЕПИ ХАРЬКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

[1]*Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого*

[2]*Харьковская государственная зооветеринарная академия*

Одним из наиболее опасных возбудителей болезней хвойных лесов является корневая губка (*Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref.). Усыхание насаждений, пораженных корневой губкой, происходит неравномерно, поэтому их можно условно разделить на фрагменты с различным состоянием, таксационными показателями и динамикой ростовых процессов: очаг усыхания, межочаговое пространство и эталонная часть

межочагового пространства. Установлено, что сравниваемые эмпирические совокупности распределения количества стволов по ступеням толщины в зависимости от среднего диаметра в различных фрагментах пораженных корневой губкой древостоев принадлежат к разным генеральным совокупностям. Определено, что в условиях Левобережной Лесостепи густота искусственных сосновых древостоев III–X классов возраста, созданных на старопахотных землях и пораженных корневой губкой, в очагах усыхания меньше по сравнению с межочаговым пространством и эталонной частью межочагового пространства на 1–31 % и 24–50 % соответственно. Высота и диаметр деревьев, растущих в очагах усыхания, меньше на 1,6 и 1,8 % соответственно по сравнению с показателями деревьев, растущими в межочаговом пространстве, и на 5,2 и 3,7 % соответственно по сравнению с эталонной частью межочагового пространства. Установлено, что пораженная часть соснового древостоя – очаг усыхания и межочаговое пространство – характеризуется ослабленным и усыхающим состоянием: индекс санитарного состояния составляет от 2,0 до 3,7 и от 1,8 до 3,4 соответственно для очага усыхания и межочагового пространства. Не пораженная корневой губкой часть древостоя (эталонная часть межочагового пространства) имеет ослабленное и сильно ослабленное санитарное состояние вследствие загущенности и отсутствия рубок ухода. Запас древостоя, пораженного корневой губкой, зависит от площади занимаемой собственно очагами болезни, межочаговым пространством и эталонной частью межочагового пространства.

К л ю ч е в ы е с л о в а : *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref., таксационные показатели,густота насаждения, запас насаждения.

E-mail: ustskiy@uriffm.org.ua

Одержано редколегією 28.04.2020

УДК 630.266:630.632.9:591.5

https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.184

С. В. СИДОРЕНКО, О. В. ЗІНЧЕНКО, Ю. Є. СКРИЛЬНИК, О. М. КУКІНА, С. Г. СИДОРЕНКО

ЕНТОМОКОМПЛЕКС І САНІТАРНИЙ СТАН ПОЛЕЗАХИСНИХ ЛІСОВИХ СМУГ ДП «ДГ “ЕЛІТНЕ” ІР ІМ. В. Я. ЮР’ЄВА НААН УКРАЇНИ»

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

Полезахисні лісові смуги (ПЛС) забезпечують формування біологічної повноцінності сільгоспугідь і баланс біогеоценозів, підвищують фауністичне біорізноманіття. Таксаційні дані, породний склад і санітарний стан полезахисних насаджень визначають специфічне середовище існування певних видів комах і формування відповідних ентомокомплексів. Метою роботи було визначення санітарного стану дерев у полезахисних лісових смугах та уточнення складу ентомокомплексу на найпоширеніших деревних породах. Польові дослідження проводили впродовж вегетаційного періоду з використанням загальноприйнятих ентомологічних і лісівничих методів. Досліджувані лісові смуги за санітарним станом були ослабленими та сильно ослабленими (індекс санітарного стану насаджень становив від II,1 до III,0). У результаті ентомологічного аналізу визначено 45 видів комах із 32 родів і 13 родин. Із них комахи-ксилофаги представлені 23 видами, комахи-філофаги – 21 видом. Загалом, зрідка траплялися 43,2 % видів, масовими та звичайними були 25 і 22,7 % видів відповідно, поодиноко траплялися 9,1 % видів. Ясен звичайний мав індекс санітарного стану IV,1, ясен зелений – III,6, клен гостролистий – III, 9. Виявлено, що недогляд та нехтування проведенням лісівничих та агротехнічних заходів у ПЛС спричинили часткове всихання дерев у насадженні, внаслідок чого поширилися збудники захворювань і шкідливі комахи, які заселяли окремі дерева у насадженні.

К л ю ч о в і с л о в а : індекс санітарного стану, комахи-ксилофаги, комахи-філофаги.

Вступ. Полезахисні лісові смуги (ПЛС) – важливий елемент сучасного агроландшафту. Вони відіграють важливу роль у регулюванні мікроклімату прилеглих сільськогосподарських земель. Лісові смуги також сприяють формуванню флористичного та фауністичного різноманіття зі специфічною ентомофауною, створенню нових топічних зв’язків, збалансуванню нових біогеоценозів і в такий спосіб є надійним засобом формування біологічної повноцінності сільгоспугідь (Chegodaeva et al. 2005, Jose 2009, Koshelev & Matrukhan 2010, Petrovych 2014, Zhitovoz 2016, Udawatta et al. 2019).

Нині встановлено видовий склад комах-листогризів та їхні трофічні зв’язки в ПЛС Лівобережного Лісостепу України (Baydyk & Berezhnenko 2013, Meshkova et al. 2018). Існує низка праць щодо досліджень комплексу листогризів у штучних насадженнях лісопаркової частини регіону (Novak et al. 2012, Kukina & Zinchenko 2017). Досліджено видовий склад, популяційні показники, поширеність і шкідливість окремих видів стовбурових комах у штучно створених насадженнях (Prokhorov 2010, Terekhova & Skrylnik 2014), вплив збудників хвороб на стан і стійкість насаджень головних лісоутворювальних порід (Meshkova & Davydenko 2017, 2019). Фахівці Національного університету біоресурсів і природокористування України оцінювали ентомологічне різноманіття агроекосистем із урахуванням очікуваної щільності ентомофауни та агроекологічної зональності сільськогосподарських угідь України (Lisovyy et al. 2016).

Водночас дослідження ентомокомплексу в меліоративних насадженнях мають брати до уваги взаємодії лісового та аграрного біоценозів. Вік, висота деревостану, склад насадження, конструктивні особливості – це характеристики лісових смуг, які мають значний вплив на формування видового складу й розселення комах. Таксаційні показники полезахисного насадження, його породний склад і санітарний стан є індикаторами специфічного середовища існування певних видів комах і формування відповідних ентомокомплексів.

Метою досліджень було оцінювання санітарного стану полезахисних лісових смуг та уточнення ентомокомплексу на найпоширеніших деревних породах.

Матеріали й методи. Дослідження проводили у 2018–2019 рр. протягом вегетаційного періоду в ПЛС № 7, 11, 15, 23, 38, які розміщені на території ДП «Дослідне господарство “Елітне” Інституту рослинництва ім. В. Я. Юр’єва Національної академії аграрних наук

України» (Харківська область). У роботі використовували загальновизнані ентомологічні та лісівничі методи (Mozolevskaya et al. 1984, Vorontsov et al. 1991). Таксономічну належність видів комах визначали за допомогою літературних джерел (Fauna of Ukraine 1980, Vasiliev 1987).

На кожній ділянці лісових смуг визначали кількість рядів, висоту насадження, ажурність поздовжнього профілю та конструкцію (Instructions for design 1979, Methods of system studies 1985, Agroforestry 2010). Вік насаджень становив 66–70 років. Загальну характеристику стану полезахисних лісових смуг за матеріалами пробних площ (ПП) наведено в таблиці 1.

Таблиця 1

Лісівничо-меліоративна характеристика систем полезахисних лісових смуг Харківської області «Елітне»

№ ПЛС	Склад*	Координати GPS:	Вік, років	*D*, см	Захисна висота, м	Кількість рядів	*M*, $м^3 \cdot га^{-1}$	Ажурність, %		Конструкція
								у кронах	між стовбурами	
7	8Язл2Дз+Клг	50°01′36″ 36°31′15″	70	24,3	20,0	6	425,1	10	0	Щільна
11	4Дз4Язл2Клг	50°01′16″ 36°30′23″	70	23,3	18,2	6	258,6	10	2	Щільна
15	4Дз5Язл1Клг	50°00′47″ 36°29′03″	69	24,1	17,9	5	440,2	15	12	Ажурно-щільна
23	3Дз3Язл2Яз 2Клг	50°00′45" 36°30′20″	70	25,8	20,3	7	395,0	25	25	Ажурна
38	7Клг3Язл+Дз	50°01′23″ 36°31′25″	66	21,6	17,9	7	231,3	25	15	Ажурно-щільна

*Язл – ясен зелений; Дз – дуб звичайний; Клг – клен гостролистий.

Частоту трапляння певного виду комах оцінювали як частку зразків (%), на яких виявляли певний вид комах, від загальної кількості зразків (дерев) за шкалою: вид масовий – особини (імаго, личинки, лялечки) певного виду наявні на 100–71 % зразків (дерев); вид звичайний – особини виду наявні на 70–21 % зразків; вид трапляється зрідка – особини виду наявні на 20–5 % зразків; вид трапляється поодиноко – особини виду наявні на 4–1 % зразків. Заселеність листя визначали як частку (%) заселених листків від загальної кількості проаналізованих листків.

Індекс санітарного стану I_c насаджень розраховано як суму добутків показника категорії стану на кількість дерев у цій категорії, поділену на загальну кількість обстежених дерев. Здоровими (I) вважали насадження з індексом I,0–I,5; ослабленими (II) – I,5–II,5; дуже ослабленими (III) – II,5–III,5; всихаючими (IV) – з показниками III,5–IV,5 та загиблими (V) – IV,5–VI,0 (Mozolevskaya & Sharapa 2003).

Результати та обговорення. Лінійні насадження різного породного складу мали переважно щільну конструкцію. За структурою полезахисні лісові смуги складалися з декількох деревних ярусів. Деревостани були складними за формою та будовою, мали розвинені підріст і підлісок. До складу основних деревних порід, які було обстежено під час досліджень, належали: ясен зелений (*Fraxinus lanceolata* L.) – 45 %; дуб звичайний (*Quercus robur* L.) – 26 %, клен гостролистий (*Acer platanoides* L.) – 25 % та ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.) – 4 %. Із підліскових порід росли клен татарський (*Acer tataricum* L.) та акація жовта (*Caragana arborescens* Lam.), які траплялися в усіх лісомеліоративних насадженнях, які досліджували в системі ПЛС ДП «ДГ “Елітне” ІР ім. В. Я. Юр’єва НААН України».

Насадження лісових смуг за санітарним станом характеризувалися як ослаблені та сильно ослаблені (I_c насаджень становив від II,1 до III,0). Так, у ЛС № 38 насадження було сильно ослабленим через вплив низової пожежі, значну його частку було ушкоджено буревієм. Стовбури дерев крайніх рядів, незалежно від породи, мали видимі пошкодження вогнем (нагар на стовбурах і підсушини на них). Найгіршим санітарним станом у лісовій

смузі відзначалися дерева клена гостролистого (I_c – III,9), які мали симптоматичне всихання крони, що є характерним для ураження грибом *Verticillium* sp. (рис. 1).



Рис. 1 – Полезахисна лісова смуга № 38 із наявністю всихання клена гостролистого: ліворуч – загальний вигляд ПЛС зі всихаючими кронами; праворуч – густий підріст на місцях всохлих дерев

У процесі обстеження зовнішні ознаки ураження клена виявлялися у всиханні окремих гілок (особливо верхньої частини крони) або всієї крони. Подекуди розвивалися водяні пагони, а навколо всохлих стовбурів – густий підріст (див. рис. 1). Відомо (Meshkova & Davydenko 2017), що для кленів, уражених вертицильозом, є характерним відмирання значної частини крони, тому можна припустити, що дерева є ураженими вертицильозом.

Крім того, на листі клена гостролистого виявляли пошкодження фітопатогенним мікроскопічним грибом *Rhytisma acerinum*. Характерні пошкодження листків зафіксовано на підрості *Acer platanoides* на узлісних частинах полезахисних смуг. Це захворювання є поширеним у насадженнях регіону. Його анаморфна стадія спричинює утворення на листках клена чорних склероціальних плям, що зменшує фотосинтетичну площу листкових пластинок.

Під час аналізу дерев різних порід за санітарним станом (табл. 2) виявлено, що дерева клена гостролистого мали найкращі показники (I,0–II,8), але лише за умови незначної частки цієї породи в насадженні (до 5 % у ПЛС № 7). У ПЛС № 15, 11, 38 індекс санітарного стану дуба поступався середньому I_c в насадженні на 2–5 % (F_{crit} = 31,2; F_t = 3,9; $p \leq 0,05$). Лише в ПЛС № 7 та № 23 стан дуба був на 19–50 % кращим від інших порід (F_{crit} = 56,1; F_t = 3,9; $p \leq 0,05$). Домінування клена гостролистого знижувало загальну стійкість дерев у насадженні, санітарний стан дерев у ПЛС варіював у межах III–IV категорій стану.

У результаті ентомологічного аналізу головних лісоутворювальних порід ПЛС визначено 45 видів комах із 32 родів та 13 родин, які належать до трьох рядів: Твердокрилі (Coleoptera), Лускокрилі (Lepidoptera) та Перетинчастокрилі (Hymenoptera). Твердокрилі представлені п’ятьма родинами: вусачі (Cerambycidae) – 12 видів; златки (Buprestidae) – 4 види; довгоносики (Curculionidae) – 7 видів і по одному виду з родини каптурники (Bostrichidae) та трубкокрути (Attelabidae). Лускокрилі налічували 8 родин: листовійки (Tortricidae) – 6 видів; п’ядуни (Geometridae) – 4 види; еребіди (Erebidae) – 1 вид; молі-строкатки (Gracillariidae) – 2 види; одноколірні мінуючі молі (Tischeriidae) – 1 вид; молі-крихітки (Nepticulidae) – 2 види. Ряд Перетинчастокрилі представлений 2 родинами – справжні пильщики (Tenthredinidae) та горіхотворки (Cynipidae) по 2 види (табл. 3).

Виявлені види комах належать до двох груп: ксилофаги та філофаги. Розвиток комах-ксилофагів (23 види) відбувається під корою або у верхньому шарі деревини стовбурів, гілок чи пнів, а розвиток і живлення комах-філофагів (22 вид) – на листі.

Таблиця 2

Розподіл дерев за породами та категоріями санітарного стану в полезахисних лісових смугах системи ДП «ДГ "Елітне" ІР ім. В. Я. Юр'єва НААН України»

Порода*	Категорія санітарного стану						I_c
	I	II	III	IV	V	VI	
ПЛС № 7							
Дз	70,8	20,8	4,2	0	4,2	0	I,5
Клг	100	0	0	0	0	0	I,0
Язл	27,6	22,4	2,6	2,6	2,6	42,1	III,6
Разом	12,7	14,3	2,9	2,6	4,9	62,5	III,0
ПЛС № 11							
Дз	4,4	26,7	40,0	17,8	11,1	0	II,6
Клг	10,7	21,3	32,0	21,3	6,7	8,0	II,5
Яз	8,2	53,1	12,2	16,3	10,2	0	II,2
Разом	8,3	32,0	28,4	18,9	8,9	3,6	II,4
ПЛС № 15							
Дз	8,3	54,2	29,2	4,2	0	4,2	II,5
Клг	6,3	43,8	18,8	31,3	0	0	II,8
Яз	32,4	29,4	29,4	5,9	0	2,9	II,2
Разом	5,4	23,0	23	12,3	1,9	34,5	III,0
ПЛС № 23							
Дз	15,8	84,2	0	0	0	0	I,7
Клг	68,8	18,8	0	12,5	0	0	I,2
Яз	2,9	47,1	8,8	23,5	0	17,6	II,6
Язл	5,2	20,6	34	16,5	5,2	18,6	II,9
Разом	16,9	36,8	17,9	13,9	2,5	11,9	II,1
ПЛС № 38							
Дз	0	0	0	100	0	0	IV,0
Клг	0	2,6	11,7	74,6	3,3	7,8	III,9
Яз	0	0	15,1	54,7	21,6	8,6	IV,1
Разом	0	2	12,3	70,4	7,4	7,9	III,9

* Дз – дуб звичайний; Клг – клен гостролистий; Язл – ясен зелений; Яз – ясен звичайний

Більшість видів комах траплялися зрідка – 43,2 %, частка масових і звичайних видів становила 25 та 22,7 % відповідно, поодиноко траплялися 9,1 % видів (див. табл. 3).

Найпоширенішими з родини довгоносиків (Curculionidae) були *Hylesinus toranio* та *Scolytus intricatus,* пошкодження яких відзначали під корою стовбурів та гілок ясена (рис. 2, *а*) та дуба звичайного. Т. В. Нікуліна (2009) описує топічну конкуренцію міжвидових відносин представників роду *Hylesinus* Fabricius. Всі вони віддають перевагу помірно освітленим ділянкам лісу з розрідженими деревостанами. Авторка акцентує увагу на залежності окремих видів від вікового градієнта кормової породи в насадженні. Так, *H. crenatus* селиться в окоренковій частині старих ясенів, що виключає можливість пошкодження молодих насаджень (Nikulina 2009).

Серед виявлених видів комах із родини вусачів чотири були масовими – *Cerambyx scopolii*, *Mesosa curculionoides, Rhagium sycophanta, Xylotrechus antilope*. Всі вони заселяють ослаблені дерева дуба звичайного, клена гостролистого та ясена звичайного. Серед златок масовими видами були *Agrilus angustulus, A. biguttatus, A. sulcicollis,* а *A. viridis* – звичайним. Ці види додатково живляться на молодому листі дуба звичайного відразу після виходу імаго. Надалі вони заселяють переважно дерева дуба звичайного та клена гостролистого III–IV (зрідка II) категорій санітарного стану. За літературними даними (Cherepanov 1979, Vasiliev 1987, Gamayunova & Kukina 2008) встановлено, що разом із дубовим верхівковим вусачем дерева заселяють *Rhopalopus clavipes* F., *Chlorophorus varius* Mull., *Purpuricenus kaehleri* Kr. В умовах Харківської області зазвичай разом із дубовим верхівковим вусачем можуть розвиватися *Leiopus nebulosus* L., *Phymatodes testaceus* L., *Plagionotus detritus* L., *Scolytus intricatus* Ratz., *Chrysobothris affinis* F. і златки роду *Agrilus.*

Таблиця 3

Видовий склад комах лісових порід полезахисних смуг
ДП «ДГ "Елітне" ІР ім. В. Я. Юр'єва НААН України»

Ряд	Вид	Українська назва	Кормова порода*	Місце розвитку (живлення)	Трапляння**
Coleoptera	Cerambycidae				
	Cerambyx scopolii (Fussli, 1775)	Малий дубовий вусач	Дз, Клг	під корою стовбурів та пнів	+++
	Exocentrus adspersus (Mulsant, 1846)	Крапчастій щетинистий вусачик	Дз	під корою гілок	++
	Leiopus linnei (Linnaeus, 1758)	Вусач Ліннея	Яз	під корою стовбурів та гілок	●
	Leiopus nebulosus (Linnaeus, 1758)	Сірий кленовий вусачик	Дз, Клг	під корою стовбурів та гілок	+
	Mesosa curculionoides (Linnaeus, 1761)	Довгоносикоподібний очкастий вусач	Дз, Клг	під корою стовбурів та гілок	+++
	Platycerus caraboides (Linnaeus, 1758)	Рогачик синій	Дз	відмерлі корені	●
	Saperda scalaris (Linnaeus, 1758)	Мармуровий скрипун	Дз, Клг	під корою стовбурів та гілок	++
	*Stenocorus quercus (*Götz, 1783)	Вусач-стенокор дубовий	Дз	відмерлі корені	+
	Ropalopus macropus (Germar, 1824)	Малий кленовий вусач	Дз, Клг	під корою стовбурів та гілок	++
	Ropalopus clavipes (Fabricius, 1775)	Великий кленовий вусач	Дз, Клг	під корою гілок	+
	Rhagium sycophanta (Schrank, 1781)	Рагій рудий	Дз, Язв	під корою стовбурів та пнів	+++
	Xylotrechus antilope (Schönherr, 1817)	Дубовий верхівковий кліт	Дз	під корою стовбурів та гілок	+++
	Buprestidae				
	Agrilus angustulus (Illiger, 1803)	Златка вузькотіла дубова верхівкова	Дз	під корою гілок	+++
	Agrilus biguttatus (Fabricius, 1777)	Дубова двоплямиста вузькотіла златка	Дз	під корою пнів та стовбурів	+++
	Agrilus sulcicollis (Lacordaire, 1835)	Златка дубова подовжена	Дз	під корою гілок	+++
	Agrilus viridis (Linnaeus, 1758)	Вузькотіла зелена златка	Клг	під корою стовбурів та гілок	++
	Curculionidae				
	Hylesinus crenatus (Fabricius, 1787)	Великий ясеневий лубоїд	Яз	під корою стовбурів	+
	Hylesinus toranio (D'Anthoine, 1788)	Маслинний лубоїд	Яз	під корою стовбурів та гілок	+++
	Hylesinus varius (Fabricius, 1775)	Ясеневий лубоїд	Яз	під корою стовбурів та гілок	++
	Otiorhynchus fullo (Schrank, 1781)	Малий строкатий скосар	Клг	під корою стовбурів та гілок	+
	Scolytus intricatus (Ratzeburg, 1837)	Дубовий заболонник	Дз	під корою гілок	+++
	Stereonychus fraxini (De Geer, 1775)	Довгоносик ясеневий слизистий	Яз	листя	+
	Xyleborus monographus (Fabricius, 1792)	Дубовий непарний короїд	Дз, Клг,	під корою стовбурів, товстих гілок	+
	Bostrichidae				
	Xylopertha retusa (Olivier, 1790)	Каптурник втиснутий	Дз	під корою гілок	+

Закінчення табл. 3

Ряд	Вид	Українська назва	Кормова порода*	Місце розвитку (живлення)	Трапляння**
Coleoptera	Attelabidae				
	Attelabus nitens (Scopoli, 1763)	Трубкокрут дубовий	Дз	листя	+
Lepidoptera	Tortricidae				
	Archips rosana (Linnaeus, 1758)	Розанова листовійка	Дз, Клг, Клт	листя	++
	Archips crataegana (Hubner, 1796)	Листовійка-товстунка глодова	Дз, Клг, Клт	листя	++
	Archips xylosteanus (Linnaeus, 1758)	Листовійка строкато-золотиста	Дз, Клг, Клт	листя	++
	Pandemis cerasana (Hubner, 1786)	Кривовуса смородинова листовійка	Дз, Клг, Клт	листя	++
	Pandemis heparana (Denis &. Schiffrrmuller, 1775)	Кривовуса вербова листовійка	Дз, Клг, Клт	листя	++
	Tortrix viridana (Linnaeus, 1758)	Листовійка зелена дубова	Дз	листя	+
	Geometridae				
	Apocheima hispidaria (Denis &. Schiffrrmuller, 1775)	П’ядун-шовкопряд жовтовусий	Дз, Клг, Клт	листя	+
	Erannis defoliaria (Linnaeus, 1758)	П’ядун обдирало	Дз, Клг, Клт	листя	+
	Erannis marginaria (Fabricius, 1777)	П'ядун обдирало облямований	Дз, Клг, Клт	листя	+
	Operophtera brumata (Linnaeus, 1758)	Зимовий п’ядун	Дз	листя	+
	Erebidae				
	Lymantria dispar (Linnaeus, 1758)	Непарний шовкопряд	Дз	листя	●
	Gracillariidae				
	Acrocercops bronchialardella (Fabricius, 1798)	Міль дубова широкомінуюча	Дз	листя	+
	Phyllonorycter roboris (Zeller, 1839)	Міль-строкатка дубова	Дз	листя	+
	Tischeriidae				
	Tischeria ekebladella (Bjerkander, 1795)	Міль дубова одноколірна мінуюча	Дз	листя	+
	Nepticulidae				
	Stigmella aceris (Frey, 1857)	Кленова міль-строкатка	Клг	листя	+
	Stigmella spp.	Міль-строкатка *spp.*	Клг	листя	+++
Hymenoptera	Tenthredinidae				
	Macrophya punctumalbum (Linnaeus, 1767)	Білокрапковий ясеневий пильщик	Яз	листя	+
	Tomostethus nigritus (Fabricius, 1804)	Ясеневий чорний пильщик	Яз	листя	+++
	Cynipidae				
	Diplolepis quercusfolii (Linnaeus, 1758)	Горіхотворка дубова	Дз	листя	+
	Neuroterus numismalis (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	Горіхотворка нумізматична	Дз	листя	●

* Дз – дуб звичайний; Клг – клен гостролистий; Клт – клен татарський; Яз – ясен звичайний.
** +++ масовий; ++ звичайний; + трапляється зрідка; ● трапляється поодиноко.



Рис. 2 – Пошкодження листяних порід комахами: *а* – заселення ясена звичайного *Hylesinus toranio;* *б* – пошкодження листя дуба звичайного личинками з комплексу листовійок; *в* – пошкодження листя клена гостролистого мінерами *Stigmella sp*.

Такі види, як *Xylopertha retusa* та *Attelabus nitens,* відмічали поодиноко. Перший вид заселяє переважно центральну частину сухих гілок повалених дерев дуба звичайного, а другий розвивається та живиться на його листках.

Більшість личинок із родин листовійок і п'ядунів за спеціалізацією живлення є поліфагами, тому погризи помічали на деревах дуба звичайного (рис. 2, *б*), клена гостролистого та клена татарського. Переважна частка цих видів траплялися зрідка або були звичайними.

Упродовж дослідного періоду відзначали пошкодження листя дуба звичайного та клена гостролистого, заподіяні комахами-мінерами, які також траплялися зрідка. Масовим виявився один вид із роду молі-крихітки (*Stigmella sp*.), який пошкоджував листя молодих дерев клена гостролистого. Заселеність листя окремих дерев сягала понад 70 % (рис. 2, *в*).

Під час дослідження ентомокомплексу системи полезахисних лісових смуг навчально-наукового виробничого центру «Дослідне поле» ХНАУ ім. В. В. Докучаєва (Baydyk & Berezhnenko 2013) було виявлено значно меншу частку комах-мінерів, майже в однаковому співвідношенні з комахами-листогризами – 32,6 та 30 % відповідно.

Під час досліджень лісових смуг у першій декаді травня над деревами ясена звичайного фіксували масовий літ імаго *Tomostethus nigritus*, а на початку червня – *Macrophya punctumalbum,* проте під час огляду пошкодженої крони переважали личинки *Tomostethus nigritus*.

Упродовж сезону на листі дерев дуба звичайного визначено 2 види комах із родини горіхотворки – *Diplolepis quercusfolii* за трапляннням був звичайним, а *Neuroterus numismalis* траплявся зрідка.

Дослідження виявили ураження деревостанів різними чинниками. Їхня сукупна дія спричинила часткове всихання дерев у насадженні, що сприяло поширенню збудників захворювань і шкідливих комах, які заселяли окремі дерева у ПЛС. Відсутність лісогосподарських доглядів у досліджених полезахисних насадженнях призвела до суттєвого зменшення їхньої життєздатності та послаблення захисних функцій.

Лісові смуги ажурної та продувної конструкції є оптимальними з погляду меліоративного впливу. Водночас у таких насадженнях не створюються сприятливі умови для розвитку деревних порід і ускладнюється формування лісового середовища. Тому такі насадження мають нижчу біологічну стійкість та є уразливими до пошкодження й заселення комахами. Догляд за полезахисними смугами, захист їх від шкідників і хвороб може мати успіх лише за умови системного проведення комплексних лісівничо-меліоративних заходів,

спрямованих на охорону ПЛС та підтримання їх у належному стані, зокрема шляхом регулювання складу насаджень.

Висновки. Найгірший санітарний стан у ПЛС мали ясен звичайний – IV,1 та ясен зелений – III,6. Клен гостролистий мав індекс санітарного стану III,9, що пов'язане зі значним усиханням крон, імовірно – з ураженням вертицильозом.

У полезахисних насадженнях виявлено 45 видів комах із 32 родів і 13 родин. Із них комахи-ксилофаги представлені 23 видами, комахи-філофаги – 22 видами. Загалом траплялися зрідка 43,2 % видів, масовими та звичайними були 25 та 22,7 % видів відповідно, поодиноко траплялися 9,1 % видів.

Через відсутність проведення лісівничо-меліоративних заходів у полезахисних лісових смугах створюються умови для швидкого розвитку багатьох видів фітофагів, зокрема комах-листогризів. Накопичення великої частки ослаблених дерев клена гостролистого створює умови для масового розмноження комах-ксилофагів.

Виявлено, що в системі полезахисних лісових смуг ДП «ДГ "Елітне" ІР ім. В. Я. Юр'єва НААН України» сформувався типовий для агроландшафтів ентомокомплекс, який був однорідним у дослідних лінійних насадженнях, незважаючи на відмінності таксаційних показників і конструкції.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Agroforestry: Terms and definitions. State Standard 4874:2007. 2010. Valid from January 1, 2009. Kyiv, Derzhspozhyvstandart Ukrayiny, 18 p. (in Ukrainian).

Baydyk, G. V. and Berezhnenko, Zh. I. 2013. Insect pests of oak in the field protective forest belts of the training & scientific production centre "Doslidne pole" of Kharkiv National Agrarian University named after V. V. Dokuchajev. The Bulletin of Kharkiv National Agrarian University. Series Phytopathology and Entomology, 10. 22–28 (in Ukrainian).

Chegodaeva, N. D., Kargin, I. F., Astradamov, V. I. 2005. Influence of field protective forest belt on water-physical properties of soil and composition of the population of earthworms of adjacent fields. Saransk, Mordovskoe knizhnoe izd-vo, 125 p. (in Russian).

Cherepanov, A. I. 1979. Long-horned beetles of North Asia: (Cerambycinae, Clytini, Stenaspini). Novosibirsk, Nauka, Sib. Otdel., 470 p. (in Russian).

Fauna of Ukraine. Tortricidae. 1980. [Dolin, V. G., Ed.] Kyiv, Naukova dumka. Vol. 15, Iss. 10 (in Ukrainian).

Gamayunova, S. G., Kukina, O. M. 2008. Features of the development of *Xylotrechus antilope* Schönh. (Cerambicidae, Coleoptera) in oak forests of the Kharkiv region. Forestry & Forest Melioration. 113: 272–280.

Instructions for design and cultivation of protective forest plantations on lands of agricultural enterprises of the Ukrainian SSR. 1979. Kyiv, Ministry of Agriculture, 39 p. (in Russian).

Jose, S. 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. Agrofor. Syst., 76: 1–10.

Koshelev, V. A. and Matrukhan, T. I. 2010. Location and structure of ornithocomplexes in agrolandscapes of the south of Zaporozhye Region. Bulletin of Zaporizhzhia National University, 1: 41–53 (in Ukrainian).

Kukina, O. M. and Zinchenko, O. V. 2017. Complex of foliage browsing insects on the trees of the lower layer of foliage Kharkiv's Lisopark. In: New concepts of zoological research. Preceedings of Ukrainian Zoological Conference (12–16 September 2017, Kharkiv). Kharkiv, p. 29–30 (in Ukrainian).

Lisovyy, M. M., Chayka, V. M., Vahalyuk, L. V., Minyaylo, A. A., Syutkina, N. H. 2016. Depletion of species diversity of the entomofauna in steppe agricultural landscapes in Ukraine. Plant and Soil Science, 235: 249–260 (in Ukrainian).

Meshkova, V. l. and Davydenk,o K. V. 2017. Verticillium wilt on norway maple (*Acer platanoides* L.) in the east of Ukraine. Scientific Bulletin of UNFU, 14: 174–179.

Meshkova, V. L. and Davydenko, K. V. 2019. Monitoring of deciduous species health in urban and forest stands. In: Monitoring and biological control methods of woody plant pests and pathogens: from theory to practice. Proceedings of international conference (Moscow, 22–26 April, 2019). Moscow, p. 118–119 (in Russian).

Meshkova, V. L., Baydyk, G. V., Berezhnenko, Zh. I. 2018. Dynamics of English oak foliage damage by insects in the field protective forest belts of Kharkiv region. The Bulletin of Kharkiv National Agrarian University. Series: Phytopathology and Entomology, 1–2: 92–100 (in Ukrainian).

Methods of system studies of agricultural landscapes. 1985. [Pavlovskyi, Ye. S., Baranov, V. A., Bialyi, O. M. (Eds.)]. Moscow, All-Union Academy of Agricultural Sciences, 112 p. (in Russian).

Mozolevskaya, E. G. and Sharapa, T. V. 2003. Some results of applying the state index of stands during monitoring. Forestry Bulletin [Moscow], 2: 142–145 (in Russian).

Mozolevskaya, E. G., Kataev, O. A., Sokolova, E. S. 1984. Methods of forest pathological examination of foci of stem pests and forest diseases. Moscow, Lesnaya promyshlennost, 152 p. (in Russian).

Nikulina, T. V. 2009. Interspecific competitive relationships of the bark beetles developing in ash. ZOOCENOSIS – 2009. Biodiversity and the role of animals in ecosystems. Vth International Science Conference. Ukraine, Dnipropetrovsk, DNU: 216-218.

Novak, L. V, Gamayunova, S. G., Kukina, O. N. 2012. Geometrid moths in complex outbreak of lepidoptera. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 120: 133–139 (in Russian).

Petrovych, O. Z. 2014. Shelterbelts in the context of the concept of ecosystem services. Optimization and Protection of Ecosystems, 11: 42–49 (in Ukrainian).

Prokhorov, A. V. 2010. Annotated list of buprestid beetles (Coleoptera: Buprestidae) of the wood-and-steppe and steppe zones of Ukraine. Ukrainska Entomofaunistyka, 1(4): 1–72 (in Russian).

Terekhova, V. V. and Skrylnik, Yu. E. 2014. The first results of study of jewel beetles (Coleoptera, Buprestidae) of National Nature Park "Dvorichanskyi". The Journal of V.N.Karazin Kharkiv National University. Series: biology, 19(1097): 40–45 (in Russian).

Udawatta, R. P., Rankoth, L. M., Jose, S. 2019. Agroforestry and Biodiversity. Sustainability, 11: 1–22. https://doi.org/10.3390/su11102879

Vasiliev, V. P. (Ed.). 1987. Pests of crops and forest plantations. Vol. 1. Kyiv, Urozhay, 440 p. (in Russian).

Vorontsov, A. I., Mozolevskaya, E. G., Sokolova, E. S. 1991. Forest protection technology. Moscow, Ekologiya, 304 p. (in Russian).

Zhitovoz, A. V. 2016. The state of forest shelter belts in agricultural landscapes of the south of Kyiv Region. Scientific Bulletin of UNFU, 26.1: 76–85 (in Ukrainian).

Sydorenko S. V., Zinchenko O. V., Skrylnyk Yu. Ye., Kukina O. M, Sydorenko S. H.

ENTOMOCOMPLEX AND HEALTH CONDITION OF FOREST SHELTERBELTS OF THE STATE ENTERPRISE "ELITNE RESEARCH FARM OF PLANT PRODUCTION INSTITUTE NAMED AFTER V. YA. YURYEV OF NAAS"

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

Forest shelterbelts contribute to the formation of faunal diversity with a specific entomofauna and ecosystem balance, forming at that farmland's biological value. Stand characteristics, species composition, and health of a field shelterbelt determine the specific habitat of certain insect species and the formation of relevant entomocomplexes. The aim of the study was to estimate the health of the trees in protective forest belts and to specify the entomocomplex for the most common tree species. Field studies were carried out during the growing season using general entomological and forest methods. By their health condition, forest shelterbelts were characterized as weakened and severely weakened: the health condition index of the stands varied from II,1 to III,0. The maple trees had the most optimal condition: the health condition index varied from 1.0 to 2.8 points. In shelterbelts 15, 11, and 38, the health index of oak trees was 2–5% lower than the average health condition index in the stand. The better condition of oak, as compared to other species, was registered only in two shelterbelts The entomological analysis showed that 45 species of insects from 32 genera and 13 families were present in the main forest-forming species in the studied forest shelterbelts. Among them, xylophagous insects were represented by 23 species and philophagous insects by 21 species. In general, 43.2% of the species were rare, widespread and common species made 25% and 22.7 %, respectively, and 9.1% of the species were single. Despite the significant number of identified xylophagous species, most of them can populate only weakened and very weakened trees. The study showed that the combined effect caused by the absence and neglect of forestry and agrotechnical interventions in the shelterbelts caused partial dying of the trees, resulting in the spreading of the foci of pathogens and harmful insects, which invaded individual trees in the forest stands.

K e y w o r d s: health condition index, xylophagous insects, philophagous insects.

Сидоренко С. В., Зинченко О. В., Скрыльник Ю. Е., Кукина О. М., Сидоренко С. Г.

ЭНТОМОКОМПЛЕКС И САНИТАРНОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЛЕЗАЩИТНЫХ ЛЕСНЫХ ПОЛОС ГП «ОПЫТНОЕ ХОЗЯЙСТВО "ЭЛИТНОЕ" ИНСТИТУТА РАСТЕНИЕВОДСТВА ИМ. В. А. ЮРЬЕВА НААН УКРАИНЫ»

Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого

Полезащитные лесные полосы (ПЛП) обеспечивают формирование биологической полноценности сельхозугодий и баланс экосистем, повышают фаунистическое биоразнообразие. Таксационных данные, породный состав и санитарное состояние полезащитных насаждений определяют специфическую среду существования видов насекомых и формирование соответствующих энтомокомплексов. Целью работы было определение санитарного состояния деревьев в полезащитных лесных полосах и уточнение состава энтомокомплекса наиболее распространенных древесных пород. Полевые исследования проводили в течение вегетационного периода с использованием общепринятых энтомологических и лесных методов. Лесные полосы

по санитарному состоянию характеризовались как ослабленные и сильно ослабленные (индекс санитарного состояния насаждений варьировал от II,1 до III,0). В результате энтомологического анализа были определены 45 видов насекомых из 32 родов и 13 семейств. Из них насекомые-ксилофаги представлены 23 видами, насекомые-филлофаги – 21 видом. В целом, изредка встречались 43,2 % видов, массовыми и обычными были 25 и 22,7 % видов соответственно, одиночными – 9,1 % видов. Ясень обыкновенный имел индекс санитарного состояния IV,1, ясень зеленый – III,6, клен остролистный – III,9. Выявлено, что недосмотр и пренебрежение проведением лесоводственных и агротехнических мероприятий в ПЛП, привели к частичному усыханию деревьев в насаждении, что способствовало распространению возбудителей заболеваний и насекомых-вредителей, которые заселяли отдельные деревья в насаждении.

К л ю ч е в ы е с л о в а : индекс санитарного состояния, насекомые-ксилофаги, насекомые-филлофаги.

E-mail: svit23sydorenko@gmail.com; zinch.ov@gmail.com

Одержано редколегією: 22.05.2020

ЕКОНОМІКА, МИСЛИВСТВОЗНАВСТВО

УДК 630.68:630*624
https://doi.org/10.33220/1026-3365.136.2020.194

А. С. ТОРОСОВ, І. М. ЖЕЖКУН, А. О. КАЛАШНІКОВ, Ю. В. ХАРЧЕНКО

ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА ЗАПАСІВ ДЕРЕВОСТАНІВ ТА ВІКІВ СТИГЛОСТІ СОСНОВИХ І ДУБОВИХ НАСАДЖЕНЬ

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

Наведено методику економічного оцінювання деревостанів за чинними та проєктними віками стиглості з урахуванням актуального поділу лісів за категоріями, класами бонітету та походженням. Визначено показники загальних запасів деревостанів та їхнього розподілу за розмірно-якісними категоріями деревини в певному віці проведення рубок головного користування за чинними та проєктними віками стиглості. Розраховано площі та проведено грошове оцінювання запасів деревини стиглих деревостанів сосни звичайної та дуба звичайного за віками стиглості (2010–2040 рр.) на прикладі державних лісогосподарських підприємств Харківської та Чернігівської областей. Порівняно вартісні показники запасів деревостанів сосни й дуба у віці стиглості на перспективу до 2040 р. Обґрунтовано економічну доцільність застосування вартісних показників для визначення віків стиглості деревостанів.

К л ю ч о в і с л о в а : рубки головного користування, товарна структура, категорія лісів, рентна плата, вартісні показники, порівняльна ефективність.

Вступ. У сучасних умовах під час визначення віків стиглості деревостанів слід орієнтуватися не тільки на суто лісівничі критерії. Необхідне також грошове оцінювання запасів деревини залежно від віків стиглості деревостанів, а відповідно, й віків рубок головного користування, що є основою управління віковою структурою й складом лісів. Ефективне використання деревних ресурсів (отримання максимального доходу) залежатиме переважно від розподілу рубок за певними періодами, а обсяг рубок має відповідати темпам росту насаджень (Pirs 2006).

Недосконаліть і недостатня диференційованість віків стиглості деревостанів у лісах України в сучасних економічних реаліях, насамперед відповідно до категорій лісів, продуктивності, типів лісу, а також походження, негативно відбивається на ефективності лісокористування (Tkach et al. 2002, Maturity age 2007). Запровадження в Україні практики орієнтування на економічні показники під час встановлення віків стиглості лісових деревних порід ускладнюється низкою причин, зокрема:

– браком у країні досвіду застосування ринкових (цінових) факторів як основного критерію для визначення віків рубок лісу і превалювання біологічних та об’ємних показників росту деревних порід;

– періодичними підвищеннями розмірів директивно встановлених ставок рентних платежів на необроблену деревину без їхнього економічного обґрунтування;

– відсутністю в країні практики безперервних біржових торгів, а, відповідно, і котирувань деревини з метою встановлення обґрунтованих ринкових цін та отримання оперативної інформації щодо середньої вартості (за певний проміжок часу) відповідних сортиментів круглого лісу деревних порід. Продаж переважно необробленої деревини (круглого лісу) через суттєві недоліки застосування механізму квартальних аукціонів надає результати, відмінні від випадку превалювання вільних ринкових цін (Zhezhkun 2018).

Подолання визначених недоліків і перешкод на шляху впровадження грошових критеріїв для визначення віків стиглості та віків рубок деревостанів насамперед в експлуатаційних лісах сприятиме підвищенню економічної ефективності (прибутковості) діяльності лісогосподарських підприємств та збільшенню надходжень коштів до державного й місцевого бюджетів.

Останні законодавчо затверджені віки стиглості (захисної, природної, економічної, кількісної та технічної) для основних лісоутворювальних деревних порід (сосни, ялини, дуба насіннєвого, бука, берези та вільхи) датовані ще 80-ми роками XX ст. (Shvidenko et al. 1987). За понад 30 років в Україні суттєво змінилася соціально-економічна система

господарювання, що призвело до запровадження в лісовому господарстві ринкового механізму ціноутворення на деревину. Зазначимо, що основний недолік чинних віків стиглості полягає в їхній неузгодженості із сучасним поділом лісів за категоріями та недостатнім урахуванням вікової структури насаджень (Girs 2009, 2011). Віки кількісної та технічної стиглостей, на яких побудовані розрахунки віків рубок головного користування та обсягів користування деревиною (розрахункової лісосіки), недостатньо враховують технічну якість деревини та її грошову вартість (Girs et al. 2013). Тому в останні десятиріччя виникла необхідність перегляду чинних віків стиглості. Із цією метою колективом науковців країни під керівництвом директора УкрНДІЛГА проф. В. П. Ткача було розроблено проєкт віків стиглості деревостанів (Maturity age 2007). Під час визначення віків стиглості для основних лісоутворювальних порід взято до уваги поділ лісів за категоріями (експлуатаційні та з обмеженим режимом лісокористування – захисні, рекреаційні, природоохоронні) та класами бонітету (високобонітетні та низькобонітетні) з урахуванням природних зон України (Полісся, Лісостеп, Степ, Гірський Крим, Карпати).

У подальшому запропоновані проєктом віки стиглості уточнено з урахуванням у перехідному періоді як природоохоронних, так і лісоексплуатаційних інтересів галузі та суспільства. (Girs at al. 2018). Основне уточнення базового варіанту проєкту (2007 р.) полягає у зниженні на один клас віку стиглості соснових деревостанів від I і вище та дубових від II класу бонітету і вище.

Метою дослідження є економічне оцінювання віків стиглості насаджень сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) і дуба звичайного (*Quercus robur* L.) та порівняння вартості їхніх запасів за чинними та проєктними нормативами.

Матеріали й методи. Методика економічного оцінювання віків стиглості базується на проведенні узагальнених розрахунків на прикладі підприємств Харківського (лісостепова й степова природні зони) та Чернігівського (Полісся й лісостепова природна зона) обласних управлінь лісового та мисливського господарства (ОУЛМГ) за чинними й проєктними віками стиглості та їхньому порівнянні для двох головних лісоутворювальних порід України: сосни звичайної та дуба звичайного. Для розрахунків використано затверджені нормативно-довідкові матеріали, електронну повидільну базу даних лісогосподарських підприємств ВО «Укрдержліспроект» станом на 01.01.2011, чинні та проєктні віки стиглості деревостанів, ставки рентної плати за спеціальне використання лісових ресурсів.

Економічне оцінювання здійснювали за 10-річчями на період 2010–2040 рр. із визначенням прогнозних площ деревостанів для всіх категорій лісів: природоохоронних, рекреаційно-оздоровчих, захисних та експлуатаційних (Torosov et al. 2019). Під час прогнозування площ деревостанів у віці стиглості площі насаджень із попереднього класу віку переходили до наступного. Для забезпечення однакових умов під час порівняння економічної оцінки деревини в динаміці (2010–2040 рр.) враховували таке:

– середній запас деревини відповідної породи на 1 га прийнято незмінним протягом усього періоду розрахунків;

– товарну структуру деревостанів визначено для чинних і проєктних віків стиглості на рівні базового (2010) року, вона є незмінною протягом усього періоду розрахунків;

– ставки рентної плати за заготівлю деревини основних лісових порід узято на рівні 2018 р. (Tax Code of Ukraine 2018).

На основі показників базового періоду визначали вартість загальних запасів деревини за віками стиглості та порівнювали їх у 2010, 2020, 2030, 2040 рр.

Результати та обговорення. Проєктними нормативами віків стиглості проти чинних передбачаються відповідні зміни залежно від природної зони, класу бонітету насаджень та категорії лісів. Для сосни звичайної окремо виділяють деревостани I й вищих та II й нижчих класів бонітету (за чинними нормативами вік стиглості встановлений для всіх класів бонітету). При цьому вік стиглості для захисних, рекреаційних і природоохоронних деревостанів сосни знижено на один клас віку для деревостанів II і нижчих класів бонітету, а

для експлуатаційних I і вищих класів бонітету – підвищено на один клас віку. Для дуба звичайного, враховуючи ще й походження та залежно від рівня продуктивності вік стиглості підвищено для насіннєвих деревостанів на один-два класи віку та знижено на один-два класи віку для порослевих. Зазначена диференціація віків стиглості суттєво вплинула на розподіл площ і запасів деревостанів, товарно-сортиментну структуру деревини, що відповідним чином відбилося й на вартості деревини.

За результатами розрахунків визначено площі, запаси деревостанів, проведено вартісне оцінювання обсягів деревини за проєктними та чинними віками стиглості сосни звичайної (табл. 1, 2) і дуба звичайного (табл. 3, 4) у державних лісогосподарських підприємствах Харківського та Чернігівського ОУЛМГ.

Таблиця 1

Економічна оцінка деревостанів сосни звичайної за проєктними віками стиглості

Регіон Природна зона	Віки стиглості	Категорія лісів*	Площа та вартість запасу деревини за роками (чисельник – га, знаменник – тис. грн.)			
			2010 р.	2020 р.	2030 р.	2040 р.
Харківська область Лісостеп	101–110; 91–100	РПЗ	1 810 102 523	2 484 146 566	3 632 228 193	6 003 385 987
Харківська область Степ	91–100; 81–90	РПЗ	2 488 113 814	3 811 188 758	9 413 521 771	9 328 471 756
Чернігівська область Полісся	91–100; 81–90	Експлуатаційні	4 822 253 857	14 167 799 915	28 895 1 670 155	17 011 973 901
	101–110; 91–100	РПЗ	2 708 161 324	6 032 364 759	8 297 510 811	17 400 1 083 582
Чернігівська область Лісостеп	91–100; 81–90	Експлуатаційні	80 4 276	572 41 429	1 740 127 346	372 27 420
	101–110; 91–100	РПЗ	97 6 728	183 13 166	514 37 081	1 149 85 889

*РПЗ – рекреаційно-оздоровчі, природоохоронні та захисні ліси.

Таблиця 2

Економічна оцінка деревостанів сосни звичайної за чинними віками стиглості

Регіон Природна зона	Віки стиглості	Категорія лісів*	Площа та вартість запасу деревини за роками (чисельник – га; знаменник – тис. грн.)			
			2010 р.	2020 р.	2030 р.	2040 р.
Харківська область Лісостеп	121–130	РПЛ	360 20 252	865 48 661	1 092 61 431	1 850 104 074
	101–110	ЗЛ	376 20 603	546 29 918	1 241 68 001	1 832 100 385
	–	Разом РПЗ	736 40 855	1 411 78 580	2 333 129 433	3 682 204 459
Харківська область Степ	111–120	РПЛ	150 7 144	265 12 621	1 011 48 153	2 530 120 502
	91–100	ЗЛ	627 30 954	1 992 98 342	5 614 277 156	3 857 190 415
	–	Разом РПЗ	777 38 098	2 257 110 964	6 625 325 309	6 387 310 917

Закінчення табл. 2

Регіон Природна зона	Віки стиглості	Категорія лісів*	Площа та вартість запасу деревини за роками (чисельник – га; знаменник – тис. грн.)			
			2010 р.	2020 р.	2030 р.	2040 р.
Чернігівська область Полісся	81–90	Експлуат.	14 208 845 378	29 783 1 772 042	15 763 937 902	13 147 782 210
	121–130	РПЛ	285 17 501	746 45 726	2655 162 637	5207 318 869
	101–110	ЗЛ	325 17 919	652 35 934	711 39 154	1 302 71 716
	–	Разом РПЗ	611 35 421	1 399 81 661	3 366 201 791	6 509 390 585
Чернігівська область Лісостеп	81–90	Експлуат.	612 39 124	1 721 109 945	419 26 777	482 30 839
	121–130	РПЛ	6 429	30 2 177	127 9 132	171 12 283
	101–110	ЗЛ	1 670	5 414	7 534	38 2 915
	–	Разом РПЗ	7 497	35 2 591	134 9 667	210 15 199

*РПЛ – рекреаційно-оздоровчі й природоохоронні ліси; ЗЛ – захисні ліси.

Площа стиглих деревостанів сосни звичайної та вартість їхніх запасів деревини поступово збільшуються проти 2010 року в обох досліджуваних ОУЛМГ. Вартість запасів деревини сосни за проєктними віками стиглості в Харківській області у 2040 р. проти 2010 р. збільшилася у Лісостепу – у 2,5 разу, у Степу – у 3 рази. У Чернігівській області в категоріях захисних, природоохоронних і рекреаційних лісів збільшуються площі та вартість запасів деревини сосни у 2020–2040 рр. В експлуатаційних лісах за проєктними віками стиглості відбувається збільшення вартості запасів деревостанів сосни як проти базового періоду, так і порівнюючи з чинними віками стиглості за всіма десятиріччями.

Таблиця 3

Економічна оцінка деревостанів дуба звичайного за проєктними віками стиглості

Регіон Природна зона	Віки стиглості	Категорія лісів* Походження	Площа та вартість запасу деревини за роками (чисельник – га; знаменник – тис. грн.)			
			2010 р.	2020 р.	2030 р.	2040 р.
Харківська область Лісостеп	151–160; 131–140; 111–120	РПЗ Насіннєве	140 15 744	126 14 067	328 36 381	421 46 388
Харківська область Лісостеп	111–120; 81–90	РПЗ Порослеве	11 581 838 989	8 978 734 021	15 625 1 376 127	18 844 1 769 082
Харківська область Степ	121–130; 111–120; 91–100	РПЗ Насіннєве	216 23 133	198 21 967	593 56 795	448 43 610
Харківське ОУЛМГ Степ	91–100; 71–80	РПЗ Порослеве	5436 393 099	8261 647 746	2519 211 289	2418 229 073
Чернігівська область Полісся	131–140; 121–130; 91–100	Експлуатаційні Насіннєве	285 20 836	947 69 945	1942 145 994	1260 97 491
	151–160; 131–140; 111–120	РПЗ Насіннєве	289 21 916	639 50 823	1243 100 823	1113 89 015

Закінчення табл. 3

Регіон Природна зона	Віки стиглості	Категорія лісів* Походження	Площа та вартість запасу деревини за роками (чисельник – га; знаменник – тис. грн.)			
			2010 р.	2020 р.	2030 р.	2040 р.
Чернігівська область Полісся	91–100; 71–80	Експлуатаційні Порослеве	337 20 540	821 48088	734 41 102	527 29 950
	111–120; 81–90	РПЗ Порослеве	193 10 726	235 13783	399 27 210	353 25 112
Чернігівська область Лісостеп	131–140; 121–130; 91–100	Експлуатаційні Насіннєве	43 3 259	154 10 293	390 26 502	491 37 356
Чернігівська область Лісостеп	151–160; 131–140; 111–120	РПЗ Насіннєве	234 23 608	66 6 760	192 20 200	363 38 230
Чернігівська область Лісостеп	91–100; 71–80	Експлуатаційні Порослеве	87 6333	173 12580	105 7518	83 5953
Чернігівська область Лісостеп	111–120; 91–100	РПЗ Порослеве	162 7 186	477 37 411	534 47 131	342 30 416

*РПЗ – рекреаційно-оздоровчі, природоохоронні та захисні ліси.

У дубових деревостанах лісогосподарських підприємств Харківського та Чернігівського ОУЛМГ наявна аналогічна тенденція щодо грошової оцінки деревини у разі порівняння чинних і проєктних віків стиглості (див. табл. 3, 4). Одержана економічна оцінка вартості запасів деревини сосни й дуба за областями з погляду природних зон підтверджує загальну тенденцію щодо збільшення вартості за проєктними віками стиглості порівнюючи з чинними (табл. 5, 6).

Таблиця 4

Економічна оцінка деревостанів дуба звичайного за чинними віками стиглості

Регіон Природна зона	Віки стиглості	Категорія лісів* Походження	Площа та вартість запасу деревини за роками (чисельник – га; знаменник – тис. грн.)			
			2010 р.	2020 р.	2030 р.	2040 р.
Харківська область Лісостеп	161–170; 91–100;	РПЛ. Насіннєве	14 1 289	21 1 369	62 4 529	177 12 496
	161–170; 91–100	РПЛ Порослеве	3 971 278 581	7 154 506 349	3 602 271 335	3 893 318 719
	131–140; 71–80	ЗЛ Насіннєве	16 1 723	24 2 356	157 12 539	111 10 804
	131–140; 71–80	ЗЛ Порослеве	526 32 125	630 52 685	1 193 121 267	1 992 212 180
	–	Разом РПЗ	4528 313 719	7831 562 760	5 015 409 672	6 175 554 201
Харківська область Степ	161–170; 91–100;	РПЛ. Насіннєве	29 2 504	201 18 548	243 22 108	355 23 900
	161–170; 91–100	РПЛ Порослеве	2 880 165 948	2 036 121 473	2 302 151 174	1 746 149 020
	131–140; 71–80	ЗЛ Насіннєве	55 4 849	92 8 189	107 9 375	595 46 833

Закінчення табл. 4

Регіон Природна зона	Віки стиглості	Категорія лісів* Походження	Площа та вартість запасу деревини за роками (чисельник – га; знаменник – тис. грн.)			
			2010 р.	2020 р.	2030 р.	2040 р.
Харківська область Степ	131–140; 71–80	ЗЛ Порослеве	1 249 73 276	2 815 201 134	2 319 224 763	1 048 105 128
	–	Разом РПЗ	4 214 246 579	5 146 349 346	4 972 407 422	3 745 324 883
Чернігівська область Полісся	111–120; 91–100; 61–70	Експлуатаційні Насіннєве	825 64 829	1 635 126 716	1 508 111 403	1 882 139 963
	161–170; 91–100	РПЛ Насіннєве	15 925	95 5 532	103 6 007	192 11 155
	131–140; 71–80	ЗЛ Насіннєве	–	13 629	118 9502	73 4696
	–	Разом РПЗ	15 925	109 6 161	221 15 510	265 15 851
Чернігівська область Полісся	91–100; 61–70	Експлуатаційні Порослеве	461 22 551	865 46 776	716 39 894	563 31 847
	161–170; 91–100	РПЛ Порослеве	65 3 305	94 4 770	92 4 664	103 7 573
	131–140; 71–80	ЗЛ Порослеве	8 227	4 258	50 4 559	23 33 077
	–	Разом РПЗ	73 3 532	97 5 029	142 9 223	127 40 650
Чернігівська область Лісостеп	111–120; 91–100; 61–70	Експлуатаційні Насіннєве	113 11 402	296 26 769	665 60 687	976 96 643
	161–170; 91–100	РПЛ Насіннєве	6 242	1 36	13 589	241 11034
	131–140; 71–80	ЗЛ Насіннєве	–	2 196	2 196	6 628
	–	Разом РПЗ	5 242	3 233	15 785	248 11 663
Чернігівська область Лісостеп	91–100; 61–70	Експлуатаційні Порослеве	87 5 848	176 11 692	100 6 666	84 5 516
	161–170; 91–100	РПЛ Порослеве	8 302	122 4 791	98 3 876	60 4 277
	131–140; 71–80	ЗЛ Порослеве	–	–	5 119	–
	–	Разом РПЗ	8 302	122 4791	103 3996	60 4277

*РПЛ – рекреаційно-оздоровчі й природоохоронні ліси; ЗЛ – захисні ліси.

У лісах Харківського ОУЛМГ вартість запасів деревини дуба в лісостеповій зоні за проєктними віками стиглості перевищує вартість за чинних віків стиглості за всіма періодами розрахунків.

У степовій зоні Харківської області наявна значна частина низькопродуктивних дубових деревостанів порослевого походження, тому, порівнюючи з лісостеповою, відбувається зниження товарності деревостанів і погіршення санітарного стану насаджень. Для таких насаджень проєктом передбачено суттєве зниження віків стиглості (на один – три класи віку), що призводить до збільшення площ і вартості запасів деревостанів у 2020 р. майже в

два рази. Надалі, з 2040 р., ситуація стабілізується внаслідок підвищення частки площі високобонітетних насаджень і покращення їхньої товарної структури.

Таблиця 5

Порівняння вартості запасів соснових деревостанів за віками стиглості, тис. грн

Віки стиглості	Рік			
	2010	2020	2030	2040
Харківська область				
Лісостеп				
Проєктні	102 522	146 566	228 193	385 987
Чинні	40 855	78 580	129 434	204 460
Різниця, +/-	+61 667	+67 986	+98 759	+181 527
Степ				
Проєктні	113 813	188 758	521 771	471 756
Чинні	38 098	110 964	325 310	310 917
Різниця, +/-	+75 715	+77 794	+196 461	+160 839
Разом в області				
Проєктні	216 335	335 324	749 964	857 743
Чинні	78 953	189 544	454 744	515 377
Різниця, +/-	+137 382	+145 780	+295 220	+342 366
Чернігівська область				
Полісся				
Проєктні	415 181	1 164 673	2 180 965	2 057 482
Чинні	880 800	1 853 704	1 139 694	1 172 796
Різниця, +/-	-465 619	-689 031	+1 041 271	+884 686
Лісостеп				
Проєктні	11 003	54 595	164 427	113 309
Чинні	39 622	112 536	36 444	46 039
Різниця, +/-	-28 619	-57 941	+127 983	+67 270
Разом в області				
Проєктні	426 184	1 219 268	2 345 392	2 170 791
Чинні	920 422	1 966 240	1 176 138	1 218 835
Різниця, +/-	-494 238	-746 972	+1 169 254	+951 956

Таблиця 6

Порівняння вартості запасів дубових деревостанів за віками стиглості, тис. грн

Віки стиглості	Рік			
	2010	2020	2030	2040
Харківська область				
Лісостеп				
Запропоновані	854 734	748 089	1 412 508	1 815 470
Чинні	313 719	562 760	409 672	554 201
Різниця, +/-	+541 015	+185 329	+1 002 836	+1 261 269
Степ				
Запропоновані	416 232	669 713	268 085	272 684
Чинні	246 579	349 346	407 422	324 883
Різниця, +/-	+169 653	+320 367	-139 337	-52 199
Разом в області				
Запропоновані	1 270 966	1 417 802	1 680 593	2 088 154
Чинні	560 298	912 106	817 094	879 084
Різниця, +/-	+710 668	+505 696	+863 499	+1 209 070
Чернігівська область				
Полісся				
Запропоновані	74 020	182 641	315 130	241 569
Чинні	91 838	184 684	176 031	228 313
Різниця, +/-	-17 818	-2 043	+139 099	+13 256

Закінчення табл. 6

Віки стиглості	Рік			
	2010	2020	2030	2040
Лісостеп				
Запропоновані	40 387	67 046	101 352	111 956
Чинні	17 795	43 487	72 135	118 101
Різниця, +/-	+22 592	+23 559	+29 217	-6 145
Разом в області				
Запропоновані	114 407	249 687	416 482	353 525
Чинні	109 633	228 171	248 166	346 414
Різниця, +/-	+4 774	+21 516	+168 316	+7 111

За запропонованими віками стиглості, як порівняти з чинними, коливання економічної оцінки деревини сосни звичайної на Півночі України (Чернігівська область) є більшим, ніж у Північно-Східному регіоні (Харківська область). У дубових деревостанах наявна зворотна ситуація. Отже, зміна віків стиглості більшою мірою вплине на економічну оцінку деревини сосни звичайної в Чернігівській області та дуба звичайного в Харківській області.

Висновки. Під час встановлення віків стиглості лісоутворювальних деревних порід необхідно застосовувати комплексний підхід із використанням як лісівничо-таксаційних показників деревостанів, так і економічної оцінки насаджень. Методичний підхід щодо економічного оцінювання віків стиглості заснований на прогнозних показниках змін площ деревостанів та запасів деревини у віці стиглості за 10-річними періодами до 2040 р. (базовий – 2010 рік) для всіх категорій лісів. Відзначено загальну тенденцію збільшення вартості запасів деревини за проєктними віками стиглості, як порівняти з чинними нормативами, починаючи з 2030–2040 рр. «Відкладений» ефект зростання вартісних показників зумовлений відтермінуванням строків рубок головного користування, оскільки проєктом передбачено в Поліссі та Лісостепу підвищення віку стиглості на один-два класи за лісівничо-таксаційними показниками деревостанів. При цьому диференціація проєктних віків стиглості за I і вищими класами бонітету для сосни та насіннєвого дуба суттєво вплинула на розподіл площ і запасів деревостанів, товарно-сортиментну структуру деревини, що позитивно позначилося на вартості запасів деревини.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Girs, O. A. 2009. Ripeness of forest stands and scientific bases of the prediction of the use of arboreal resources in the forests of different purposes. Extended abstract of PhD thesis. Kyiv, 34 p. (in Ukrainian).

Girs, O. A. 2011. Maturity of forest stands and the use of wood resources in forests of different functional purposes. Korsun-Shevchenkivskyy, Vyd-vo Maydachenko, 315 p. (in Ukrainian).

Girs, O., Lakyda, P., Tkach, V., Pasternak, V. 2018. Methodical recommendations for specifying the age of maturity of the dominant forest-forming species of Ukraine. Kyiv, NULES, 41 p. (in Ukrainian).

Girs, O. A., Novak, B. I., Kashpor, S. M. 2013. Forest inventory. Kyiv, Fitosotsiotsentr, 384 p. (in Ukrainian).

Maturity age for forest stands. 2007. Project. (Tkach V. P., Ed.) Kyiv, Derzhkomlishosp Ukrayiny, 20 p. (in Ukrainian).

Pirs, P. 2006. Introduction to Forestry Economics. Kyiv, Eko-inform, 224 p. (in Ukrainian).

Tax Code of Ukraine. 2018. [Electronic resource]. Available from: http://kodeksy.com.ua/podatkovij_kodeks_ukraini.htm (last accessed date 07.10.2019) (in Ukrainian).

Shvidenko, A. Z., Strochinsky, A. A., Savich, Yu. N., Kashpor, S. N. (Eds.). 1987. Regulatory reference materials for forest inventory in Ukraine and Moldova. Kyiv, Urozhay, 559 p. (in Russian).

The method of determining the prescribed annual cut. 2000. [Electronic resource]. Order of State Forestry Committee of Ukraine No 105 dated 14.09.2000. Available from: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0160-07 (last accessed date 15.09.2019) (in Ukrainian).

Tkach, V. P., Pasternak, V. P., Buksha, I. F. 2002. Ages of maturity in Ukrainian forests and ways of fellings system improvement. Forestry and Forest Melioration [Lisivnytstvo i ahrolisomelioratsiya], 101: 98–104 (in Ukrainian).

Torosov, A. S., Zhezhkun, I. M., Kalashnikov, A. O., Kharchenko, Yu. V. 2019. Economic justification of main felling age for forest stands. Scientific Bulletin of UNFU, 29.4: 82–85 (in Ukrainian).

Zhezhkun, I. M. 2018. To the question of establishing market prices for untreated wood. Scientific Bulletin of UNFU, 28(4): 63–68 (in Ukrainian).

Torosov A. S., Zhezhkun I. M., Kalashnikov A. O., Kharchenko Yu. V.

ECONOMIC EVALUATION OF GROWING STOCK AND MATURITY AGES OF PINE AND OAK STANDS

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

The methodology for economic evaluation of growing stock by the current and projected maturity ages of stands for the current forests' division into categories, site classes and origin is presented. The indicators of the total volume of growing stock and the stands distribution for dimensionally-quality categories of wood at a specific age of main-use felling by the current and projected maturity ages were determined. The areas were calculated and a monetary valuation was made for the stand volumes of Scots pine and pedunculate oak for maturity ages (2010–2040) on the example of state forestry enterprises of Kharkiv and Chernihiv Regions. A comparison was made for the cost indicators of the growing stock volumes of pine and oak at the mature age for the long term until 2040. The economic feasibility of the use of cost indicators in determining maturity ages of stands was grounded.

K e y w o r d s: main-use felling, commodity structure, forest category, rent, cost indicators, comparative effectiveness.

Торосов А. С., Жежкун И. Н., Калашников А. О., Харченко Ю. В.

ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЗАПАСОВ ДРЕВОСТОЕВ И ВОЗРАСТОВ СПЕЛОСТИ СОСНОВЫХ И ДУБОВЫХ НАСАЖДЕНИЙ

Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого

Представлена методика экономической оценки древостоев по действующим и проектным возрастам спелости по категориям лесов, класам бонитета и происхождением насаждений. Определены показатели общих запасов древостоев и их распределение по размерно-качественным категориям древесины в конкретном возрасте проведения рубок главного пользования по действующим и проектным возрастам спелости. Рассчитаны площади и проведена денежная оценка запасов древесины сосны обыкновенной и дуба черешчатого по возрастам спелости (2010–2040 гг.) на примере государственных лесохозяйственных предприятий Харьковской и Черниговской областей. Проведено сравнение стоимостных показателей запасов древесины сосны и дуба в возрасте спелости на перспективу до 2040 г. Обоснована экономическая целесообразность применения стоимостных показателей при определении возрастов спелости древостоев.

К л ю ч е в ы е с л о в а: рубки главного пользования, товарная структура, категория лесов, рентная плата, стоимостные показатели, сравнительная эффективность.

E-mail: torosov@uriffm.org.ua

Одержано редколегією: 17.10.2019

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРІВ

Редколегія збірника «Лісівництво і агролісомеліорація» (Україна, 61024, Харків-24, Пушкінська, 86, УкрНДІЛГА) 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 досліждення**, **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 вказують контактну адресу **(e-mail)** одного з авторів.

Текст набирати у текстовому редакторі Word, подавати у форматі *.doc (*.docx). **Стилі не застосовувати**.

У лівому верхньому куті вказують УДК (10 pt). ІНІЦІАЛИ ТА ПРІЗВИЩЕ 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, поля: верхнє – 2,1; нижнє – 2,1; ліве – 2; праве – 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 у 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 при першому згадуванні 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 Russian).

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 техногенніх почв]. In: Plants and Idustrial 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 рр.]. 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 обсиеження 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 for 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 from: https://www.wunderground.com/history/airport/UKHH (last accessed date 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 from: http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/555-95-п (last accessed date 30.04.2020) (in Ukrainian).

Анотацію англійською і російською мовами набирають за такими ж правилами, як і українською, але вміщують після «ПОСИЛАНЬ». Перед текстом анотації англійською й російською мовами (10 pt) 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 проведені дослідження? Які статистичні методи використано для аналізу одержаних даних? Чи надано достатні подробиці, щоб незалежний дослідник міг відтворити роботу? Якщо методики 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 випливають 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

З М І С Т

ЛІСІВНИЦТВО	
Лакида П. І., Ловинська В. М. **Моделювання ходу росту соснових деревостанів Північного Придніпровського Степу України** *Lakyda P. I., Lovynska V. M.* **Growth modelling of Scots pine stands within Northern Prydniprovsk Steppe of Ukraine**	3
Мусієнко С. І., Бондаренко В. В., Тарнопільська О. М., Румянцев М. Г., Кобець О. В., Лук'янець В. А. **Стан рекреаційно-оздоровчих лісів Харківщини** *Musienko S. I., Bondarenko V. V., Tarnopilska O. M., Rumiantsev M. H., Kobets O. V., Luk'yanets V. A.* **State of recreational and health-improving forests in Kharkiv Region**	12
Олійник В. С., Зейналян А. М. **Висотно-поясні особливості всихання ялинників на північно-східному мегасхилі Українських Карпат** *Oliinyk V. S., Zeinalian A. M.* **Altitude features of spruce decline on the north-eastern megaslope of Ukrainian Carpathians**	19
Румянцев М. Г. **Функціональна й вікова структура дубових насаджень Східного Полісся та їхня продуктивність** *Rumiantsev M. H.* **Functional and age structure of oak stands in Eastern Polissia and their productivity**	25
Шпарик Ю. С., Парпан Т. В. **Тенденції всихання ялинників Українських Карпат на прикладі вологої буково-ялицевої сусмеречини** *Shparyk Y. S., Parpan T. V.* **Trends of spruce forests' decline in the Ukrainian Carpathians: Case study in the wet mezotrophic common beech – silver fir – Norway spruce forest type**	37
СЕЛЕКЦІЯ, ДЕНДРОЛОГІЯ	
Лось С. А., Самодай В. П., Терещенко Л. І., Бірченко Д. Є. **Сучасний стан бука в дослідних культурах і дендропарках північного сходу України та перспективи його використання** *Los S. A., Samoday V. P., Tereshchenko L. I., Birchenko D. Ye.* **Current state of beech in the experimental plantations and arboretums in northeastern Ukraine and prospects of its use**	46
Митроченко В. В. **Вплив температури на перебіг мейозу у плюсових дерев сосни звичайної з мейотичними мутаціями та перебудовами хромосом у геномах** *Mytrochenko V. V.* **Effect of temperature on meiosis in Scots pine plus trees with meiotic mutations and chromosome rearrangements in their genomes**	58
Плотнікова О. М. **Попередні результати досліджень потомств кращих та нормальних дерев псевдотсуги Мензіса (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) в умовах Лісостепу України** *Plotnikova O. M.* **Preliminary results of progenies testing of the best and normal trees of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) in the Forest-Steppe in Ukraine**	67
Савущик М. П., Хромуляк О. І., Шлончак Г. А., Ящук І. В. **Вплив регуляторів росту рослин на ріст сіянців сосни звичайної в умовах відкритого ґрунту (ДП «Київська ЛНДС»)** *Savuschyk M. P., Khromulyak O. I., Shlonchak G. A., Yashchuk I. V.* **Influence of plant growth regulators on growth of Scots pine seedlings in open ground (in Kyiv Forest Research Station)**	78
ЛІСОВІДТВОРЕННЯ, АГРОЛІСОМЕЛІОРАЦІЯ, ФІТОМЕЛІОРАЦІЯ	
Сидоренко С. В., Корсовецький В. О., Сидоренко С. Г., Гладун Г. Б. **Сезонне та добове формування зони затінення в приузлісній частині щільних полезахисних лісових смуг** *Sydorenko S. V., Korsovetskyi V. O., Sydorenko S. H., Hladun H. B.* **Seasonal and daily formation of the shading zone in the edge part of dense field shelterbelts**	83
ЕКОЛОГІЯ І МОНІТОРИНГ	
Бідолах Д. І. **Визначення горизонтальних параметрів елементів благоустрою за матеріалами зйомки безпілотними літальними апаратами** *Bidolakh D. I.* **Determination of the horizontal parameters of landscaping elements by means of the UAV-survey materials**	95
Богомолов В. В. **Підходи до оптимізації розміщення пожежних веж лісогосподарського підприємства** *Bogomolov V. V.* **Approaches to optimizing the lookout towers placement in a forest enterprise**	102
Бондарук М. А., Букша І. Ф., Целіщев О. Г. **Синфітоіндикаційне моделювання кліматопів лісових екосистем за даними моніторингу лісів лісостепової частини України** Bondaruk M. A., Buksha I. F., Tselishchev O. G. **Synphytoindication modelling of climatopes of forest ecosystems based on the forest monitoring data for forest-steppe region in Ukraine**	117
Краснов В. П., Жуковський О. В., Орлов О. О. **Вдосконалення методики відбору зразків деревини сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) з метою визначення питомої активності ^{137}Cs** *Krasnov V. P., Zhukovskyi O. V., Orlov O. O.* **Improvement of the sampling method for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) wood used to evaluate specific activity of ^{137}Cs**	126

Сидоренко С. Г. **Пожежостійкість і постпірогенний відпад соснових лісів лівобережної частини Харківської області за різних рівнів пожежної небезпеки за умовами погоди** *Sydorenko S. H.* **Fire resistance and post-pyrogenic mortality of pine forests in the left-bank part of Kharkiv Region at different levels of fire hazard**	134
Ситник С. А., Лакида П. І. **Фітомаса та депонований вуглець у робінієвих насадженнях Північного Степу України** *Sytnyk S. A., Lakyda P. I.* **Phytomass and carbon deposited by black locust stands within Northern Steppe of Ukraine**	142
ЗАХИСТ ЛІСУ	
Davydenko K. V., Baturkin D. O. **Pine engraver beetle *Ips acuminatus* as a potential vector of *Sphaeropsis sapinea*** *Давиденко К. В., Батуркін Д. О.* **Верхівковий короїд *Ips acuminatus* як потенційний переносник патогена *Sphaeropsis sapinea***	149
Meshkova V. L., Borysova V. L. **Incidence of ash dieback in the Left-Bank Forest-Steppe depending on stand characteristics** *Мєшкова В. Л., Борисова В. Л.* **Поширеність халарового некрозу ясена в Лівобережному Лісостепу України залежно від характеристик насаджень**	157
Андреєва О. Ю., Іванюк І. Д., Іванюк Т. М., Буднік І. П. **Типологічна структура соснових насаджень Центрального Полісся** *Andreieva O. Yu., Ivaniuk I. D., Ivaniuk T. M., Budnik I. P.* **Typological structure of pine forests in Central Polissia**	165
Михайліченко О. А., Усцький І. М., Гноєвий І. В. **Вплив кореневої губки на ріст, структуру та санітарний стан соснових насаджень, створених на старооpних землях у Лісостепу Харківської області** *Mykhailichenko O. A., Ustsky I. M., Gnoevy I. V.* **Influence of root rot on growth, structure and health condition of the pine stands established on formerly arable land in Forest-Steppe, Kharkiv Region**	172
Сидоренко С. В., Зінченко О. В., Скрильник Ю. Є., Кукіна О. М., Сидоренко С. Г. **Ентомокомплекс і санітарний стан полезахисних лісових смуг ДП «ДГ "Елітне" ІР ім. В. Я. Юр'єва НААН України»** *Sydorenko S. V., Zinchenko O. V., Skrylnyk Yu. Ye., Kukina O. M, Sydorenko S. H.* **Entomocomplex and health condition of forest shelterbelts of the State Enterprise "Elitne Research Farm of Plant Production Institute named after V. Ya. Yuryev of NAAS"**	184
ЕКОНОМІКА, МИСЛИВСТВОЗНАВСТВО	
Торосов А. С., Жежкун І. М., Калашніков А. О., Харченко Ю. В. **Економічна оцінка запасів деревостанів та віків стиглості соснових і дубових насаджень** *Torosov A. S., Zhezhkun I. M., Kalashnikov A. O., Kharchenko Yu. V.* **Economic evaluation of growing stock and maturity ages of pine and oak stands**	194
ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРІВ	203
ДОВІДКА РЕЦЕНЗЕНТА	205