

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

ІВАНЕНКО ЮРІЙ СЕРГІЙОВИЧ

УДК 630*38:639*27(477.8)

ДИСЕРТАЦІЯ

**МЕЛІОРАТИВНІ ВЛАСТИВОСТІ ТА РЕКРЕАЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ
ЛІСОВИХ НАСАДЖЕНЬ КАРПАТСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО
ПРИРОДНОГО ПАРКУ**

205 «Лісове господарство»

20 «Аграрні науки та продовольство»

Подається на здобуття ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень.

Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на
відповідне джерело

Ю. С. Іваненко

Науковий керівник

Юхновський Василь Юрійович

доктор сільськогосподарських наук,
професор

Київ – 2023

АНОТАЦІЯ

Іваненко Ю. С. Меліоративні властивості та рекреаційний потенціал лісових насаджень Карпатського національного природного парку. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 205 «Лісове господарство». Національний університет біоресурсів і природокористування України. Київ, 2023.

У дисертаційному дослідженні розглянуто питання щодо оцінки меліоративних властивостей гірських лісових екосистем та встановлення впливу туристичної діяльності на захисні властивості насаджень, які є об'єктами рекреації в межах Карпатського національного природного парку. Також проаналізовано рекреаційні характеристики лісів Карпатського НПП та придатність окремих насаджень для рекреаційної діяльності.

Ліси Українських Карпат є джерелом видового біорізноманіття та осередком збереження багатьох рідкісних видів організмів. Надзвичайна неоднорідність лісового покриву Карпат створює передумови для формування унікальних гірських біоценозів. Проте тривала і виснажлива експлуатація гірських лісів призвела до ряду негативних наслідків, таких як зменшення видового складу, фрагментація природних деревостанів, прискорення розвитку ерозійних процесів та збільшення вразливості лісів до зовнішніх факторів. Ефективне заповідання (створення, заповідників, природних парків, заказників та ін.) цінних гірських екосистем сприяє не лише збереженню цих територій, а створює можливості для досліджень природних процесів формування і розвитку природних лісів. Створення заповідних територій стимулює розвиток рекреаційної діяльності людини. Так, наприклад, на гірський туризм припадає 20% від глобальної туристичної діяльності. Проте не всі лісові екосистеми є однаково стійкими до впливу зовнішніх факторів.

Аналізуючи лісовий фонд Карпатського НПП було встановлено, що найбільш поширеними є деревостани за участю ялини європейської, які займають близько 79 % території. Особливо цінні природні гірські ліси та праліси становлять близько 2,4 тис. га. Переважання ялинників на території Карпатського НПП слугувало

обґрунтуванням для вибору цих деревостанів у якості основного об'єкту досліджень меліоративних властивостей лісових екосистем, так як саме ялинові насадження зазнають найбільшого антропогенного навантаження, в тому числі впливу рекреації. Більше того, насадження ялини європейської є досить чутливими до природно-кліматичних змін, які у комплексі із рекреаційним навантаженням можуть вплинути на захисні властивості таких лісів та призвести до деградації останніх.

У дисертації проведено аналіз досліджень українських та закордонних вчених щодо оцінки захисних властивостей гірських насаджень Карпат, а також особливості формування природних гірських лісів та динаміки зміни лісового покриву. Розглянуто українських за закордонний досвід планування туристичної діяльності з аналізом можливих наслідків від надмірного рекреаційного навантаження на лісові екосистеми.

Виявлено особливості формування кореневих систем ялини європейської в умовах активної рекреації. Встановлено, що окрім кореляційних зв'язків між едафічними факторами та корененаселеністю ґрунтового профілю, значний вплив на формування коренів мають орографічні чинники (характеристики рельєфу місцевості) та структура самого деревостану, під яким формуються кореневі системи. В контексті оцінки поширення кореневих систем ялини встановлено, що переважаючий об'єм коріння міститься у верхньому 40 сантиметровому шарі ґрунту. Незважаючи на більшу масу та об'єм провідного коріння, фізіологічно активна фракція мала більшу площу поверхні, що взаємодіє з ґрунтом.

У дисертаційному дослідженні розглянуто питання впливу рекреаційної діяльності на процеси ущільнення гірських ґрунтів. Встановлено статистично значущу різницю між показниками твердості ґрунтів та відстанями від полотен туристичних маршрутів вглиб лісового середовища. На самих маршрутах твердість ґрунту переважає $60 \text{ кг} \cdot \text{см}^{-2}$ ($\sim 6 \text{ МПа}$) у верхніх ґрунтових шарах, що унеможлиблює поширення та розвиток кореневих систем ялини європейської. Дані процеси є наслідком активної рекреаційної діяльності, яка не лише відображається

на зміні живого надґрунтового покриву, а й на зміні фізичної структури лісових ґрунтів.

Показники твердості ґрунту в гірських умовах є надзвичайно неоднорідними. У шарах ґрунту, твердість якого перевищувала $20 \text{ кг}\cdot\text{см}^{-2}$, було зафіксовано найменші об'єми фізіологічно активних та провідних коренів. Саме після глибини 20 см спостерігалось подібне збільшення ґрунтової твердості у менш порушених рекреацією ділянках, що також впливає і на зниження корененаселеності у глибших ґрунтових шарах.

Під наметом ялиників Карпатського НПП проаналізовано розподіл, структуру та фракційний склад лісової підстилки. Було встановлено статистично достовірну різницю в обсягах накопиченої підстилки між насадженнями, які прилягають до туристичних маршрутів та знаходяться під впливом рекреаційного навантаження, а також на віддалених від маршрутів ділянках. При значній деградації полотна туристичного маршруту, рекреанти використовують узбіччя у якості неформальних обхідних стежок, що негативно відображається як на живому надґрунтовому покриві, так і на накопиченні лісової підстилки. Найменші запаси лісової підстилки було зафіксовано під наметом насаджень, які безпосередньо прилягають до маршрутів.

Окрім впливу туристичної діяльності на кількість лісової підстилки, встановлено кореляційні зв'язки між товщиною підстилки та збільшенням висоти над рівнем моря. При аналізі складу лісової підстилки, вплив домішки бука лісового (до 20 % складу насадження) на розподіл фракцій, не було встановлено.

У дослідженні розглянуто питання поглинальних здібностей лісової підстилки в гірських умовах. В залежності від досліджуваних насаджень максимальна кількість поглинутої лісовою підстилкою вологи варіюється від $42,3 \text{ т}\cdot\text{га}^{-1}$ до $187,3 \text{ т}\cdot\text{га}^{-1}$, що становить об'єм в 1,5 рази більший від сухої маси. Потужний покрив лісової підстилки не лише перешкоджає поверхневому стоку, а й поглинає значну кількість вологи, тим самим попереджаючи розвиток ерозійних процесів.

В останні десятиліття відбувався бурхливий розвиток туристичної діяльності на території Карпатського НПП. Проте питання моніторингу кількості відвідувачів та оцінка впливу рекреантів на екосистеми парку залишається недостатньо вивченим. Існує припущення, що реальна кількість відвідачів перевищує офіційну статистичну інформацію. За результатами комплексної оцінки рекреаційного потенціалу насаджень була розрахована максимально допустима кількість відвідувачів, яка орієнтовно складає 498670 осіб на рік, з урахуванням заповідної зони як території з обмеженим доступом. Проте реальна кількість рекреантів, що можуть відвідувати протягом року екосистеми Карпатський НПП є значно меншою, так як при розрахунку кількості відвідувачів не було враховано поточну кількість туристичних маршрутів та їх пропускну спроможність, а також не враховані території, порушені рекреаційною діяльністю (наприклад, екопізнавальна стежка «На Говерлу»).

Оцінено рекреаційний потенціал на рівні всієї території парку, а також встановлено придатність окремих насаджень вздовж туристичних маршрутів для короткострокового відпочинку. Рекреаційний потенціал території Карпатського НПП оцінено як «високий» (61 %) за допомогою оцінки «Gülez Method». Дана оцінка отримана по нижній межі категорії, тому зміна оцінки навіть одного критерію за цією методикою може суттєво вплинути на остаточний результат.

Проведено детальний аналіз рекреаційних характеристик деревостанів на рівні туристичних маршрутів. Відповідно до критеріїв оцінки, 75 % досліджуваних насаджень до 2 класу рекреаційної цінності, що свідчить про середній рекреаційний потенціал цих ділянок та придатність до використання з метою короткострокового рекреаційного відпочинку.

Ключові слова: ялина європейська; кореневі системи; фітомеліоративні властивості, гірські лісові екосистеми, рекреаційна оцінка, твердість ґрунту, лісова підстилка, дигресія.

ABSTRACT

Ivanenko Y. S. Meliorative features and recreational potential of forest stands in the Carpathian National Nature Park. – Qualification scientific work on the rights of a manuscript.

Thesis for Ph.D. degree by specialty 205 «Forestry». National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv, 2023.

The dissertation addresses the issues of assessing the meliorative properties of mountain forest ecosystems and determining the impact of tourism on the protective features of forest stands serving for recreation within the Carpathian National Nature Park. Moreover, the recreational characteristics of the Carpathian NNP forests and the suitability of individual stands for recreational activities were analyzed.

The Ukrainian Carpathian forests are a hotbed of biodiversity and a hotspot of conservation for many rare species. The extreme heterogeneity of the Carpathian forest cover creates the preconditions for the formation of unique mountain biocenoses. However, long-term and intensive usage of mountain forests has led to a number of negative consequences, such as a decrease in species composition, natural forest fragmentation, acceleration of erosion processes, and increased vulnerability of forests to external factors. Effective conservation activities (establishment of reserves, nature parks, wildlife sanctuaries, etc.) in valuable mountain ecosystems not only contribute to preserving these areas but also create opportunities for research on the natural forest dynamics and development. The creation of conservation areas fosters the development of people's recreational activities. For instance, mountain tourism contributes about 20% of global tourism volume. Nevertheless, not all forest ecosystems are equally resilient to the impact of external factors.

By analyzing the Carpathian NNP's forest fund, it has been found that most of the forests are represented by Norway spruce, which occupies about 79% of the territory. The most valuable natural forests and primeval forests are about 2,4 thousand hectares. The dominance of spruce forests in the Carpathian NNP was the justification for choosing these stands as the main object for research on the meliorative properties of forest ecosystems since spruce stands are exposed to the highest anthropogenic pressure,

including the impact of recreation. In addition, Norway spruce stands are highly sensitive to environmental and climatic changes, which, together with recreational impacts, could affect the protective properties of these forests and lead to their deterioration.

In this dissertation, the protective properties of Carpathian forest stands, along with the formation of natural mountain forests and forest dynamics, are analyzed based on studies conducted by Ukrainian and foreign scientists. Ukrainian and foreign practices in planning tourism activities are considered, with an analysis of the possible consequences of excessive recreational pressure on forest ecosystems.

The dissertation revealed the root spatial distribution of Norway spruce in active recreation conditions. In addition to the correlation between edaphic factors and the root distribution in the soil profile, orographic factors (terrain characteristics) and the structure of the stand itself, have a significant effect on root development. Assessment of the spruce root system occurrence showed that the vast volume of roots was found in the upper 40 cm soil layer. Despite the greater mass and volume of the coarse roots, the fine root had a larger surface area interacting with the soil.

Additionally, the dissertation study examines the impact of recreational use on the compaction processes of mountain soils. A statistically significant difference was found between soil penetration resistance and distances from the trailbed of tourist trails deep into the forest habitat. Soil penetration resistance on the routes exceeds $60 \text{ kg}\cdot\text{cm}^{-2}$ ($\sim 6 \text{ MPa}$) in the upper soil layers, impeding the growth and development of Norway spruce root systems. Active recreation leads to changes in aboveground vegetation and the physical structure of forest soils.

Soil penetration resistance in mountainous conditions is extremely heterogeneous. The lowest amounts of fine and coarse roots were observed in soil layers with a penetration resistance exceeding $20 \text{ kg}\cdot\text{cm}^{-2}$. Therefore, after 20 cm depth, a similar increase in penetration resistance was observed in less disturbed areas, which is also linked to a decrease in root abundance in deeper soil layers.

The distribution, structure, and fractional composition of forest litter were analyzed under the canopy of spruce forests in the Carpathian NNP. A statistically significant difference in the amount of accumulated forest litter was observed between stands

adjacent to tourist trails affected by recreational activity and those located far from the trails. Due to the significant deterioration of the tourist route, tourists are using the roadsides as unofficial bypass trails, which negatively affects both the living ground cover and the forest litter accumulation. The lowest litter volumes were measured under the canopy of forest stands that are directly adjacent to the trails.

Besides the effect of tourist activities on the amount of forest litter, positive correlations have been found between litter thickness and increasing altitude. Analysis of the forest floor components revealed no influence of forest beech admixture (up to 20% of the stand composition) on the distribution of litter fractions.

This research examined the moisture retention capacity of forest litter in mountainous areas. Depending on the studied forest stands, the maximum amount of moisture absorbed by the forest floor varies from 42,3 t·ha⁻¹ to 187,3 t·ha⁻¹, which is 1,5 times the volume of its dry mass. The thick layer of forest litter not only prevents surface runoff but also absorbs a substantial amount of moisture, therefore preventing erosion processes.

In recent decades, there has been a rapid development of the tourism sector on the territory of the Carpathian NNP. However, the issue of monitoring the number of visitors and assessing the impact of recreation on the park's ecosystems remains insufficiently studied. It has been assumed that the real number of visitors exceeds the official statistics. Based on the results of a comprehensive assessment of the recreational potential of the stands, the peak number of visitors was estimated at 498670 people per year, considering the protected area as a restricted territory. However, the actual number of visitors who could possibly enter the ecosystems of the Carpathian NNP during the year is much lower, since the calculation of the number of visitors didn't take into account the current number of tourist trails and their carrying capacity, along with the areas disturbed by recreational use (e.g., «To Mount Hoverla» trail).

The recreational potential of the whole park was assessed, and the usability of individual stands along tourist trails for short-term recreation was determined. The recreational potential of the Carpathian NNP was assessed as «high» (61%) using the Gülez Method. This assessment is based on the lower boundary of the category, thus a

change in the assessment of even 1 criterion using this methodology can significantly affect the final result.

A comprehensive analysis of the recreational characteristics of the stands at the tourist trail level was performed. According to the evaluation criterion, 75 % of the studied stands belong to the 2nd class of recreational value, which indicates the average recreational potential of these areas and their suitability for short-term recreational use.

Keywords: Norway spruce; root systems; phytomeliorative properties, mountain forest ecosystems, recreation assessment, soil penetration resistance, forest litter, digression.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у наукових фахових виданнях України

1. Іваненко, Ю. С. (2019). Лісівничо-меліоративна, рекреаційна й естетична характеристика насаджень Карпатського національного природного парку. *Лісове і садово-паркове господарство*, 15. (Здобувачем проведено аналіз літературних джерел, збір дослідного матеріалу, його обробку та написання статті).

2. Юхновський, В. Ю., Іваненко, Ю. С., Лобченко, Г. О. (2020). Особливості корененаселеності ґрунту в ялинових лісостанах у зоні гірської туристичної мережі. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, 21, 50-59. <https://doi.org/10.15421/412025> (Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його обробку, аналіз та написання первинного тексту статті).

Статті у періодичних наукових виданнях, проіндексованих у базах даних

Scopus та/або Web of Science Core Collection

3. Ivanenko, Y., Lobchenko, G., Maliuha, V., Yukhnovskyi, V. (2022). Spruce forest litter structure, distribution, and water retention along hiking trails in the Ukrainian Carpathians. *Journal of Forest Science*, 68 (7), 241-252. <https://doi.org/10.17221/12/2022-JFS> (Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його аналіз та написання первинного тексту статті).

4. Ivanenko, Y., Lobchenko, G., & Yukhnovkyi, V. (2023). Mountain recreation impact on changes in soil penetration resistance of spruce forests. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*, 14(1), 55-71. <https://doi.org/10.31548/forest/1.2023.55> (Здобувачем сформульовано ідею та дизайн експерименту, проведено збір та обробку даних, написано первинний текст статті).

Тези наукових доповідей

5. Іваненко Ю. С., Лобченко Г. О. Оцінка культурних та соціальних екосистемних послуг Карпатського національного природного парку. Перспективи розвитку екосистемного менеджменту у лісовому комплексі та садово-парковому господарстві: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 18-19 квітня 2019 року: тези доповіді. Київ, 2019. С. 58-59. (Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, написано первинний текст тез доповідей).

6. Іваненко Ю. С. Використання фітомеліоративного досвіду США у запобіганні поширенню інвазійних видів. Відтворення лісів та лісова меліорація в Україні: витоки, сучасний стан, виклики сьогодення та перспективи в умовах антропоцену: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 6-8 листопада 2019 року: тези доповіді. Київ, 2019. С. 95-96. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його аналіз, написано первинний текст тез доповідей).*

7. Іваненко Ю. С. Розподіл коріння ялини європейської у насадженнях Карпатського національного природного парку. Дослідження лісових та урбанізованих екосистем для збереження сталого розвитку: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 22 вересня 2020 року: тези доповіді. Київ, 2020. С. 50-51. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його аналіз, написано первинний текст тез доповідей).*

8. Іваненко Ю. С. Вплив туризму на лісові екосистеми в гірській місцевості. Ліс, наука, молодь: VIII Всеукраїнська науково-практична конференція, м. Житомир, 24 листопада 2020 року: тези доповіді. Житомир, 2020. С. 61-62. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його аналіз, написано первинний текст тез доповідей).*

9. Леснік О. М., **Іваненко Ю. С.** Вплив рекреаційного навантаження на ріст високопродуктивних ялинових деревостанів. Теперішнє та майбутнє лісів екотону середніх широт: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 11 червня 2021: тези доповіді. Київ, 2021. С. 76-77. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу та його обробку).*

10. Іваненко Ю. С. Особливості розкладання лісової підстилки ялини європейської у чистих і мішаних насадженнях. Сучасні проблеми лісового господарства та екології: шляхи вирішення: Міжнародна науково-практична конференція, м. Житомир, 7-8 жовтня 2021 року. Житомир, 2021. С. 72-73. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його аналіз, написано первинний текст тез доповідей).*

11. Лобченко Г. О., **Іваненко Ю. С.** Ущільнення ґрунту вздовж туристичних маршрутів у лісах як передумова ерозійних процесів. Ліс, наука, молодь: ІХ Всеукраїнська науково-практична конференція, м. Житомир, 24 листопада 2021 року: тези доповіді. Житомир, 2021. С. 131-132. (*Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу та його обробку*).

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ	15
ВСТУП.....	16
РОЗДІЛ 1. ГІРСЬКІ ЛІСОВІ ЕКОСИСТЕМИ, ЇХ РОЛЬ У ЗБЕРЕЖЕННІ БІОРИЗНОМАНІТТЯ ТА РЕКРЕАЦІЇ	22
1.1. Особливості росту та розвитку гірських лісів.....	22
1.1.1. Природні умови росту хвойних та листяних лісів в умовах Карпат.....	22
1.1.2. Гірські лісові екосистеми в умовах змін клімату	25
1.1.3. Режим природних порушень у лісових екосистемах Карпат.....	27
1.1.4. Праліси та інші старовірові ліси у вивченні адаптаційних процесів у лісових екосистемах.....	29
1.1.5. Вплив заповідання на лісові екосистеми	32
1.2. Рекреація в гірських регіонах в умовах змін клімату	35
1.3. Протиерозійна стійкість насаджень в гірських регіонах	40
РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА РЕГІОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА РЕКРЕАЦІЙНА ДІЯЛЬНІСТЬ НА ТЕРИТОРІЇ КАРПАТСЬКОГО НПП.....	50
2.1. Загальні відомості про регіон дослідження.....	50
2.2. Характеристика Карпатського національного природного парку	55
2.3. Меліоративний стан насаджень та рекреаційна діяльність на території Карпатського НПП	71
РОЗДІЛ 3. ПРОГРАМА, МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ І ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЛЬОВОГО МАТЕРІАЛУ	83
3.1. Методичні аспекти дослідження природно-заповідного об'єкту.....	83
3.1.1. Лісотаксаційні дослідження.....	83
3.1.2. Дослідження корененаселеності ґрунту	87
3.1.3. Методичні аспекти дослідження лісової підстилки	89
3.1.4. Методика досліджень твердості і водопроникності ґрунту та рекреаційна оцінка насаджень.....	90
3.2. Статистичні методи аналізу результатів досліджень.....	93
3.3. Обсяг виконаних польових досліджень	94
РОЗДІЛ 4. КОРЕНЕНАСЕЛЕНІСТЬ ТА ФІЗИЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ҐРУНТІВ ЯЛИНОВИХ ДЕРЕВОСТАНІВ У ЗОНІ ГІРСЬКОЇ ТУРИСТИЧНОЇ МЕРЕЖІ.....	96
4.1. Корененаселеність ґрунту в ялинових лісостанах	96
4.2. Твердість гірських ґрунтів вздовж пішохідних туристичних маршрутів	104

РОЗДІЛ 5. МЕЛІОРАТИВНІ ВЛАСТИВОСТІ ЛІСОВОЇ ПІДСТИЛКИ ЯЛИНОВИХ ДЕРЕВОСТАНІВ РЕКРЕАЦІЙНОГО ПРИЗНАЧЕННЯ	120
5.1. Структура і фракційний склад лісової підстилки	120
5.2. Поглинальні властивості лісової підстилки	127
5.3. Формування лісової підстилки в ялинових деревостанах	130
РОЗДІЛ 6. РЕКРЕАЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ ЛІСОВИХ НАСАДЖЕНЬ КАРПАТСЬКОГО НПП	137
6.1. Рекреація як особливий вид користування природними ресурсами.....	137
6.2. Комплексний підхід до оцінки рекреаційного потенціалу	139
6.3. Оцінка допустимої кількості рекреантів.....	141
6.4. Оцінка рекреаційного потенціалу методом Гюлеза.....	145
6.5. Оцінка рекреаційного потенціалу за методом придатності для короткострокового відпочинку.....	151
ВИСНОВКИ	161
РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ	163
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	164
ДОДАТКИ	197

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

- ANOVA – дисперсійний аналіз (*англ. analysis of variance*);
- ABAL – ялиця біла (*лат. Abies alba Mill.*);
- FASY – бук лісовий (*лат. Fagus sylvatica L.*);
- PIAB – ялина європейська (*лат. Picea abies (L.) H. Karst.*);
- PIMU – сосна гірська (*лат. Pinus mugo Turra*);
- PISY – сосна звичайна (*лат. Pinus sylvestris L.*);
- MAW_{cur} – маса поглинутої води понад природного стану (*англ. mass of absorbed water over current state*);
- MAW_{max} – максимальна маса поглинутої води (*англ. maximum mass of absorbed water*);
- MC_{max} – максимальний вміст вологи у підстилці (*англ. moisture content*);
- RP – кількість затриманих опадів (*англ. retained precipitation*);
- HC – вміст гумусу (*англ. humus content*);
- SS – крутість схилу (*англ. slope steepness*);
- T – товщина підстилки (*англ. forest litter thickness*);
- S – запас підстилки (*англ. forest litter stock*);
- A.S.L. – висота над рівнем моря (*англ. above sea level*);
- IR – швидкість інфільтрації (*англ. infiltration rate*);
- PCA – метод головних компонент (*англ. principal component analysis*);
- PC1 – перша головна компонента (*англ. principal component 1*);
- PC2 – друга головна компонента (*англ. principal component 2*);
- RP – рекреаційний потенціал (*англ. recreational potential*);
- CRV – клас рекреаційної цінності (*англ. the class recreational volume*);
- НПП – національний природний парк;
- ПОНДВ – природоохоронне науково-дослідне відділення;
- РБД – реляційна база даних;
- ТЛУ – тип лісорослинних умов;
- ТПП – тимчасова пробна площа.

ВСТУП

Актуальність дослідження. Гірські лісові екосистеми виконують важливі екологічні та господарські функції, зокрема, продукують широкий спектр екосистемних послуг, мають ряд меліоративних та протиерозійних властивостей, а також вони є джерелом прісної води, лісових продуктів, корисних копалин, енергії, тощо.

Гірські території займають близько 27 % території суходолу, з них 54 % гір розташовано в країнах, що активно розвиваються (Romeo et al., 2020). Природні ліси цих регіонів є осередком збереження біорізноманіття, вони дуже цінні з екологічної точки зору, а також є важливим місцем для оздоровлення та відпочинку людей, що в свою чергу позитивно впливає на економічну складову місцевих бюджетів. Управління та збереження таких екосистем потребує ретельного комплексного підходу, який повинен базуватись на концепції сталого розвитку як на місцевому, так і на державному рівнях.

Гірські регіони характеризуються особливими кліматичними режимами із значною кількістю опадів та штормів, які перевищують аналогічні явища в рівнинній місцевості, що пояснюються їх топографічними особливостями. Через це, інфраструктура в такій місцевості обмежується долинами річок, схильних до паводків. Зелені насадження, в тому числі гірські ліси, виступають буферною зоною для запобігання негативним наслідкам природних явищ, притаманних гірській місцевості, так як вони є найбільш збалансованими та стійкими екосистемами даної місцевості (Hilmers et al., 2020).

Особливо цінні території гірських екосистем виділено до природно-заповідних об'єктів України, серед яких і лісові біоценози Українських Карпат. Проте перебуваючи під захистом держави, ці гірські ліси залишаються вразливими, а їх експлуатація потребує посиленого контролю з метою забезпечення ефективного заповідання. Саме в Карпатах залишилася найбільша кількість пралісів на території України, яким досить загрожує фрагментація та зникнення, і які є чи не єдиним місцем в країні, де можливо займатися вивченням динаміки розвитку лісів та

режимів порушень. Зважаючи на унікальність цього регіону місцеві екосистеми становлять неабияку наукову цінність та інтерес для вчених з усієї України (Геренчук, 1981; Генсирук et al., 1987; Голубець, 2003; Лавний, 2009; Киселюк et al., 2009; Дебринюк, 2011; Trotsiuk et al., 2014; Васишин, 2018; Kruhlov et al., 2018; Мацяк, 2018; Попович, 2019; Кравчинський et al., 2019; Кууак et al., 2021; Kilinska et al., 2022).

З іншого боку, наявність мальовничих ландшафтів, гірських озер, альпійських луків, багатой флори та фауни регіону створюють передумови для туристичної діяльності.

Розвиток гірського туризму стає все більш популярним, що пов'язано із зростанням міського населення, бажанням людей до оздоровлення і відпочинку на фоні глобальних змін. Разом з тим, неконтрольований гірський туризм має значний негативний вплив на екосистеми, внаслідок забруднення їх органічними та неорганічними рештками життєдіяльності людини, а також спричиняє зменшення біорізноманіття та розвитку природних порушень (Fomicheva et al., 2021). Під час рекреації порушується не лише живий надґрунтовий покрив, а й структура ґрунту та лісової підстилки, що в кінцевому результаті прискорює розвиток ерозійних процесів (Pickering & Barros, 2015). В свою чергу, подібні процеси негативно впливають на розвиток кореневих систем гірських насаджень, що призводить до зниження стійкості останніх. Комплексний ефект від діяльності людини та змін клімату не лише послаблює гірські екосистеми, а й призводить до зміни конфігурації природних середовищ, втрати біорізноманіття і загрози для екологічної рівноваги.

З огляду на фактори, під впливом яких знаходяться гірські лісові екосистеми, існує потреба в оцінці меліоративних властивостей лісових насаджень регіону в контексті їх використання у рекреаційних цілях та необхідність в реорганізації менеджменту лісів природоохоронних зон задля збереження фітомеліоративних властивостей гірських лісових екосистем.

Мета та завдання дисертаційного дослідження. Мета дисертаційного дослідження – оцінка меліоративних властивостей та рекреаційного потенціалу

лісових насаджень на гірських схилах з наданням рекомендацій щодо поліпшення стану гірських територій та оптимізації рекреаційного навантаження на території Карпатського НПП.

Згідно з визначеною метою дослідження, було сформульовано ряд завдань:

- здійснити аналітичний огляд наукових публікацій та попередніх досліджень, пов'язаних із вивчення меліоративних властивостей гірських насаджень та інших наукових праць, дотичних до теми дисертаційного дослідження;
- здійснити аналіз характеристик лісового фонду Карпатського національного природного парку з оцінкою поточного рівня розвитку туристичної діяльності;
- провести аналіз меліоративних властивостей лісових насаджень в гірських умовах;
- провести комплексну оцінку рекреаційного потенціалу лісових деревостанів на території Карпатського НПП, з урахуванням придатності та привабливості гірських систем для рекреації;
- проаналізувати вплив рекреації на меліоративні властивості гірських деревостанів;
- розробити рекомендації щодо поліпшення стану гірських територій та оптимізації рекреаційного навантаження на територію парку.

Об'єкт дослідження – гірські лісові екосистеми Карпатського національного природного парку.

Предмет дослідження – меліоративні властивості та рекреаційний потенціал гірських деревостанів.

Методи досліджень. У ході дисертаційного дослідження було використано загальнонаукові методи для постановки та реалізації експерименту з подальшим аналізом отриманих результатів. Окрім цього, було використано ряд спеціальних методів досліджень, а саме лісотаксаційні – для встановлення параметрів досліджуваних деревостанів, лісомеліоративні – під час збору експериментального

матеріалу для визначення фітомеліоративних характеристик гірських насаджень. Для узагальнення отриманих результатів застосовувались методи синтезу, порівняння та аналізу, в тому числі методи статистичного аналізу, зокрема, дисперсійний та кореляційний аналізи даних для оцінки результатів польових експериментів.

Наукова новизна одержаних результатів.

Вперше:

- проведено комплексне дослідження меліоративних властивостей лісових насаджень на гірських територіях природно-заповідного фонду України, що сприяє поглибленню знань у цій галузі;

- використано інтегрований підхід щодо оцінки рекреаційного потенціалу гірських лісових деревостанів та визначено допустиму кількість рекреантів в межах Карпатського НПП;

Обґрунтовано:

- необхідність врахування протиерозійної стійкості гірських лісових екосистем для ефективного планування рекреаційної діяльності в об'єктах природно-заповідного фонду.

Набули подальшого розвитку:

- дослідження меліоративних властивостей лісових деревостанів в гірських умовах;

- дослідження особливостей розвитку корневих систем в умовах гірського рельєфу.

Практичне значення отриманих результатів досліджень полягає у встановленні впливу рекреаційної діяльності на меліоративні властивості гірських деревостанів, а також обґрунтуванні комплексного підходу до оцінки рекреаційного потенціалу гірських екосистем та їх придатності до рекреаційної діяльності. Отримані результати досліджень можуть бути враховані для подальшого планування та організації рекреації в межах лісового фонду Карпатського НПП. Застосований підхід відносно оцінки властивостей гірських деревостанів можна

використовувати для визначення впливу рекреації на меліоративні властивості лісових екосистем з метою обґрунтування заходів щодо їх збереження та відновлення.

Особистий внесок здобувача. Здобувачем самостійно здійснено аналіз попередніх досліджень вчених за даною тематикою, проведено аналіз методів, що використовуються для оцінки меліоративних властивостей та рекреаційного потенціалу насаджень, розроблено дизайн експерименту, сформовано основні завдання та мету проведеного дослідження. Самостійно отримано основні результати досліджень та виконано їх обґрунтування. Здобувачем особисто проведено первинну обробку та статистичний аналіз зібраного дослідного матеріалу. Польові дослідження зі збору експериментального матеріалу проводились із співавторами науковий публікацій, вказаних в даній дисертації.

Апробація результатів дослідження. Основні положення дисертаційного дослідження висвітлено на: міжнародній науково-практичній конференції «Перспективи розвитку екосистемного менеджменту у лісовому комплексі та садово-парковому господарстві» (м. Київ, 2019 р.), міжнародній науково-практичній конференції «Відтворення лісів та лісова меліорація в Україні: витоки, сучасний стан, виклики сьогодення та перспективи в умовах антропоцену» (м. Київ, 2019 р.), міжнародній науково-практичній конференції «Дослідження лісових та урбанізованих екосистем для збереження сталого розвитку» (м. Київ, 2020 р.), VIII всеукраїнській науково-практичній конференції «Ліс, наука, молодь» (м. Житомир, 2020 р.), міжнародній науково-практичній конференції «Теперішнє та майбутнє лісів екотону середніх широт» (м. Київ, 2021 р.), міжнародній науково-практичній конференції «Сучасні проблеми лісового господарства та екології: шляхи вирішення» (м. Житомир, 2021 р.), IX всеукраїнській науково-практичній конференції «Ліс, наука, молодь» (м. Житомир, 2021 р.).

Публікації. За темою дисертаційного дослідження опубліковано 11 наукових праць, із них 2 статті у міжнародних наукових виданнях, що індексується в базі даних *Scopus*, 2 статті у наукових фахових виданнях України, 7 тез доповідей.

Структура та обсяг дисертаційної роботи. Дисертація викладена на 214 сторінках комп'ютерного тексту, обсяг основного тексту – 150 сторінок. Робота складається з анотацій українською та англійською мовами, переліку умовних позначень, вступу, 6 розділів, що містять 17 таблиць, 40 рисунків, висновки, рекомендації виробництву, список використаних джерел, куди ввійшли 279 найменувань (латиницею 214), додатки.

Автор висловлює щирі вдячність науковому керівнику Василю Юрійовичу Юхновському – за науковий супровід і наставництво, кафедрі відтворення лісів та лісових меліорацій, Ганні Олександрівні Лобченко, Олександрю Миколайовичу Лесніку та Володимирю Миколайовичу Малюзі – за наукові консультації та поради, а також колегам по аспірантурі – Петру Петровичу Дячуку, Роману Михайловичу Задорожнюку, Максиму Миколайовичу Бур'янчуку й студентці Тетяні Валентинівні Красник за допомогу у зборі польового матеріалу.

РОЗДІЛ 1

ГІРСЬКІ ЛІСОВІ ЕКОСИСТЕМИ, ЇХ РОЛЬ У ЗБЕРЕЖЕННІ БІОРІЗНОМАНІТТЯ ТА РЕКРЕАЦІЇ

1.1. Особливості росту та розвитку гірських лісів

Гірські ліси – унікальні природні екосистеми, представлені переважно деревними видами, що змогли вижити серед змінених ландшафтів, густонаселених людьми. На відміну від рівнинних лісів, гірські екосистеми за своєю структурою надзвичайно неоднорідні та менш фрагментовані. Саме тому гірські ліси є осередком збереження генетичного і видового різноманіття (Генсирук et al., 1987; Дебринюк, 1990; Калінін & Дебринюк, 1998, Голубець, 2003; Лавний, 2009; Киселюк et al., 2009; Дебринюк, 2011; Васишин, 2018; Kruhlov et al., 2018; Белей, 2019; Попович, 2019; Кравчинський et al., 2019; Бойчук et al., 2020; Кууак et al., 2021; Брусак, 2022; Kilinska et al., 2022).

Тривалий час мішані гірські ліси страждали через зменшення свого видового різноманіття. Все це пов'язано з інтенсивною експлуатацією таких видів як ялина, що часто призводило до перетворення насаджень на монокультури (Hlásny et al. 2019). Природні процеси формування багатьох з цих лісів, а також роль природних порушень у динаміці розвитку насаджень важко ідентифікувати через постійну виснажливу експлуатацію лісових ресурсів протягом останніх кількох століть (Kulakowski et al., 2017), тому історичний аспект розвитку Європейських лісів вказує на комплексну взаємодію діяльності людини та порушень на формування гірських лісів. Під впливом діяльності людини та природних процесів гірські ліси швидко змінюються, особливо при порушенні в них екологічної рівноваги (Васишин, 2018), зростає їх вразливість і втрачається здатність відновлення до попереднього стійкого стану.

1.1.1. Природні умови росту хвойних та листяних лісів в умовах Карпат

Ріст Європейських лісів, у тому числі гірських, обмежується природо-кліматичними характеристиками умов їх місцезростання: низькими температурами

північних регіонів та висотою над рівнем моря, а у південних регіонах – низькою доступністю вологи на посушливих територіях (Babst et al., 2013). Ріст дерев у холодних умовах, обумовлених висотною поясною, зазвичай має обмеження, викликані температурним режимом. З іншого боку, тенденція росту дерев у насадженнях, що зростають в умовах, де лімітуючим фактором виступає волога, буде відображати зміни в доступній для рослин воді. Відмінність реакцій на зміни клімату у насадженнях викликані їх складом, інтенсивністю внутрішньо- та міжвидової конкуренції, а також їх віком та висотою (Pretzsch & Dieler, 2011; Linares et al., 2010; Huang et al., 2021).

В гірських умовах одним з лімітуючих факторів видового різноманіття в лісах є висота над рівнем моря. Тому більшість лісів центральної Європи мають схожі за видовим складом гірські лісові екосистеми. Ця схожість у видовому складі вказує на те, що вплив природних порушень, їх драйвери та відповідно реакція насаджень на них протягом свого розвитку матиме подібний ефект. Наприклад, для ялиників Західних Карпат, найбільш поширеними порушеннями є вітровали та короїд, ці два фактори є важливими у формуванні майбутніх гірських насаджень (Fleischer et al., 2009).

Водночас, середня швидкість росту дерев в гірських регіонах зменшується зі збільшенням висоти над рівнем моря незалежно від виду. Велика кількість опадів протягом всього вегетаційного періоду на низьких висотах над рівнем моря позитивно впливає на ріст ялини, але набуває негативного характеру у субальпійському поясі. Аналогічну реакцію на кількість опадів демонструє модрина, при цьому важко констатувати закономірність залежності ялиці від кількості опадів на будь-якій висоті. Велика кількість сонячної радіації, особливо при тривалому світловому дні, має позитивний ефект на ріст модрина у субальпійському поясі в залежності від експозиції схилу. В лісових екосистемах, ялиця виявляє високу посухостійкість що добре корелює з кліматичними прогнозами. Окрім кліматичних факторів гірські ліси залежать і від орографічних, та едафічних факторів.

Дуже часто природні гірські ліси зростають поряд із лісовими культурами, де співвідношення видів у насадженні суттєво відрізняється від природних. Наприклад, для умов Північних Альп доцільним є перетворення ялинових монокультур на мішані насадження з участю бука, модрина та ялиці (Hartl-Meier et al., 2014). Вища посухостійкість ялиці дозволить підвищити кліматичну стабільність гірських лісів.

Дослідження Primicia et al. (2015) вказують на те, що ріст ялини звичайної у субальпійських лісах Східних Карпат в основному залежить від температурного режиму місцевості, але і кількість вологи у ґрунті перед початком активізації камбію має суттєвий вплив на ріст дерев. При цьому на більш низьких висотах над рівнем моря наявність ґрунтової вологи має помітніший ефект на динаміку росту, особливо для старих дерев та пригнічених конкуренцією.

При різних кліматичних прогнозах, збільшення середньорічних температур у субальпійській зоні може сприяти розвитку ялинових насаджень. З іншого боку, ялинники, що зростають на низьких висотах над рівнем моря, стануть вразливішими через недостатню кількість вологи та посилення конкуренції всередині насаджень (Primicia et al., 2015). При швидкій зміні клімату значимість поширення ялини в межах чи поза межами свого природного ареалу зменшується, оскільки порушення, спричинені зміною клімату, загрожують ялинникам по всьому ареалу їх поширення і досягають корінних субальпійських смерекових лісів Альп (Hlásny et al. 2019).

Букові ліси Український Карпат є одними з найпоширеніших в даному регіоні. Тож вивчення особливостей динаміки росту букових пралісів під впливом природних факторів є вирішальним для подальшого успішного наближеного до природи управління лісами (Firm et al., 2009).

Зменшення ризиків загибелі гірських насаджень можливо досягнути через менеджмент порушень, що дозволить лісам, які зазнали значного впливу людини, адаптуватися до майбутніх кліматичних змін через зменшення фрагментації лісового покриву та формування різновікової структури (Vebí et al., 2017).

1.1.2. Гірські лісові екосистеми в умовах змін клімату

Клімат впливає на демографічні та фізіологічні процеси всередині насаджень, тим самим регулюючи склад насаджень, біомасу та межі поширення певних видів. Відповідно ріст насаджень є важливим індикатором кліматичних змін, які впливають як на природний відпад, так і на частоту та рясність насінноношення. Реакція росту популяцій на кліматичні зміни будуть відрізнятися через фенотипову акліматизацію або генетичну адаптацію та відповідно формують унікальні кліматичні оптимуми та стійкість до змін. Ріст і продуктивність насаджень залежить від етапу їх розвитку, і зазвичай, ріст експоненціально знижується зі збільшенням віку дерев, що пояснює неоднорідність реакцій насаджень на кліматичні зміни (Mamet & Kershaw, 2013). Ефект від впливу клімату на ріст насаджень має комплексний характер, оскільки впливає конкуренція рослин у насажденні, особливості видового складу, диференціація процесів росту дерев в залежності від локальних умов середовища, що в свою чергу проявляється у нелінійній реакції насаджень на клімат (Buechling et al., 2017).

Зміни клімату мають як позитивний, так і негативний вплив на розвиток лісових біоценозів. Безпосереднім результатом таких змін можуть стати якісні та кількісні зміни в функціонуванні, структурі та видовому складі лісів, що можна охарактеризувати як адаптивну реакцію видів рослин до кліматичних змін (Scheller & Mladenoff, 2005). Реакція на кліматичні зміни в гірських екосистемах відрізняється як на рівні насаджень та окремих дерев, так і на рівні сусідніх лісових масивів. Вивчення подібних закономірностей важливе для розуміння наслідків змін клімату на ріст та вразливість лісів і окремих дерев у насадженнях (Babst et al., 2013). Зміни клімату вибірково впливають на різні території та рослинні угруповання, зазвичай, результати їх впливу несуть негативні наслідки. З іншого боку, кліматичні зміни можуть нести і позитивний характер у вигляді підвищення середньорічної температури і збільшення тривалості вегетаційного періоду, що головним чином поліпшить умови росту насаджень, які природньо зростають на більшій висоті над рівнем моря. Аналіз різних кліматичних сценаріїв дають змогу

спрогнозувати подальший розвиток природних гірських лісів. Результати дослідження помірних лісів Південних Карпат вказують про позитивний вплив потепління на продуктивність ялинових лісів регіону, аналогічний прогноз стосується і ялиці білої, проте на територіях з переважанням бука лісового, який є досить чутливим до таких змін, прогнозують тривалі засухи з подальшим збільшенням процесів відпаду останнього (García-Duro et al., 2021). За таких природних умов мішані буково-ялинові та буково-ялицеві ліси будуть більш стійкими та екологічно гнучкими, в порівнянні з чистими буковими лісами.

В гірських лісах на схилах Східних Карпат насадження сосни звичайної, ялини європейської та ялиці білої мають сильну залежність від вологи, наявність якої буде обмежуватись відсутністю потужного ґрунтового горизонту та стрімким ухилом місцевості. Серед трьох зазначених вище видів, ялина європейська є найбільш чутливою до змін температурного режиму, особливо у високогір'ї та дефіциту ґрунтової вологи (Andreassen et al., 2006). В горах сосна звичайна досить сильно залежить від кількості опадів протягом всього вегетаційного періоду. Ялиця менш чутлива до посухи, на відміну від ялини, проте вразлива до зимових морозів. Існує вірогідність поступового розширення природного діапазону ялини та ялиці в Карпатах внаслідок стрімких змін клімату (Bouriaud & Pora, 2008).

Результати моделювання впливу змін клімату на лісові екосистемні послуги дуже відрізняються серед різних гірських екосистем Європи через велику різноманітність умов місцезростання насаджень та їх характеристики. Але в багатьох випадках порушення, пов'язані із лісогосподарською діяльністю людини, мають більший вплив на постачання зазначених вище послуг лісів, ніж кліматичні зміни (Lal et al., 2013). Хоча дане твердження потребує уточнень щодо часових рамок, протягом яких ефект від впливу людини буде вагомим, та яку роль відіграватимуть режими природних порушень при цьому. Гетерогенність впливу клімату на забезпечення екосистемних послуг неможливо екстраполювати на великі території в зв'язку з комплексністю гірських лісових екосистем. Звичайно, очікуються певні регіональні закономірності.

1.1.3. Режим природних порушень у лісових екосистемах Карпат

Важливим драйвером розвитку гірських лісових екосистем окрім клімату є природні порушення. Це універсальна рушійна сила розвитку лісових біоценозів, характерна як для тропічних лісів, так і для лісів помірних широт. Лісові порушення – явища, що трапляються зрідка, часто є непередбачуваними, що ускладнює їх своєчасне виявлення навіть протягом довготривалого моніторингу. Аналіз впливу природних порушень на динаміку розвитку лісових екосистем необхідний для прийняття правильних рішень щодо їх управління для забезпечення сталого функціонування лісів та збереження видового біорізноманіття.

Різноманітність режимів порушень на рівні ландшафту також залежить від географічних умов, попереднього циклу порушень, через які проходили ліси, та їх теперішній режим (Bouchard et al., 2006). Існують певні прогалини у вивченні та оцінці динаміки розвитку гірських насаджень через відсутність широкомасштабних еталонних прикладів порушень, які б сприяли встановленню закономірностей їх впливу на насадження. Тому історична реконструкція порушень завдяки дендроекологічним дослідженням дає нам уявлення про роль цих явищ у розвитку природних лісів. Аналіз дендроекологічних досліджень не вказує на суттєві зміни в режимах природних порушень протягом останніх десятиліть, навпаки, протягом другої половини 19 століття частота та істотність впливу була набагато більшою, ніж протягом всього 20 століття.

Вплив природних порушень в високогірних насадженнях не сприяє збагаченню видового різноманіття таких насаджень після їх відновлення від негативної дії факторів навколишнього середовища. З іншого боку, в останні роки, механізми розвитку природних порушень мають більш руйнівний ефект. В першу чергу, це стосується субальпійських ялинників, де спалахи уражень короїдом стали частішим явищем, що спостерігається на великих площах і призводить до серйозних наслідків для насаджень. Хоча раніше високогірний пояс лісів вважався відносно безпечною зоною для росту ялини через більш суворі кліматичні умови,

що виступають лімітуючим фактором для поширення короїду у таких насадженнях (Holeksa et al., 2016).

В Карпатському регіоні одним з найпоширеніших видів є ялина звичайна (*Picea abies* L.), площа насаджень якої становить третину лісового фонду Українських Карпат (Василишин, 2018). Для ялинників режими природних порушень відіграють важливе значення у формуванні структури насаджень. Такі ліси сформовані під впливом несприятливих кліматичних явищ, таких як холодні вітри та під впливом від ураження короїдом (Mezei et al., 2014).

Інтенсивність та масштаби впливу природних порушень на насадження можуть сильно відрізнятися в різних ценозах. Так, наприклад, низька та середня інтенсивність природних порушень призводить до відпаду окремих дерев або їх груп та утворення невеликих галявин у лісових масивах. Природні порушення великих масштабів, які здатні призвести до видової зміни насаджень, трапляються досить нечасто, проте територія їх впливу може бути значною (Holeksa et al., 2016).

Динамічні процеси розвитку насаджень, викликані біотичними та абіотичними факторами, безпосередньо визначають майбутню структуру насаджень. Природне відновлення порушених лісових екосистем розпочинається одночасно на всій ушкодженій території, але має відмінності у динаміці та черговості виникнення нових деревних видів, вони можуть відновлюватися когортами, поодинокими рослинами, одночасно по всій території формуючи насадження близькі за своїм віком.

Комплексний вплив природних порушень разом із кліматичними факторами обумовлюють процеси відпаду дерев у насадженнях та формують динаміку розвитку лісових екосистем. Вивчення процесів відпаду дерев у насадженнях дає уявлення про природну динаміку розвитку різних типів гірських лісів. Хоча розуміння динаміки відпаду дерев досі залишається неповним (Das et al., 2016).

Фактори, які впливають на відпад дерев у насадженні розділяють на наступні групи: фактори схильності; спонукальні фактори; сприяючі фактори (Manion, 1991). Фактори схильності впливають на насадження протягом тривалого

часу та створюють передумови для відпаду, зазвичай, вони асоціюються з кліматом та конкуренцією рослин.

Спонукальні фактори мають різну інтенсивність впливу протягом короткого періоду часу (посухи, мороз), а також до них відносять і більш рідкісні явища, такі як вітролами, вітровали, атаки збудників захворювань.

Основними сприяючими факторами є комахи та гриби. Їх негативний вплив робить вагомий внесок у процес відпаду та призводить до загибелі дерев.

1.1.4. Праліси та інші старовірові ліси у вивченні адаптаційних процесів у лісових екосистемах

Праліси є важливим джерелом інформації про динаміку розвитку лісового середовища та прикладом для планування підходів наближеного до природи лісівництва (Nagel et al., 2013). Залишки гірських пралісів на території Європи зосереджені окремими ізольованими фрагментами через довготривалу експлуатацію цих територій людиною. Вивчення мінливості гірських ландшафтів – головна складова поглиблення наших знань щодо природної динаміки розвитку лісів та є важливим аспектом екологічно-збалансованого лісового менеджменту.

Праліси – це складний тип екосистем, що мають комплексну ієрархічну структуру (Mori, 2011). Гетерогенність старовікових лісів багато в чому залежить від джерел лісових порушень, що визначають поточну динаміку зміни компонентів насаджень. Проте виокремити роль біотичних та абіотичних факторів, а також їх взаємодії між собою досить складно (Fischer et al. 2013).

Прогнозування динаміки розвитку гірських екосистем та адаптація лісів до нових кліматичних сценаріїв передбачає і встановлення трендів та шаблонів росту насаджень, які зараз зростають у гірській місцевості. Вивчення особливостей розвитку ялиників, на прикладі ялинових пралісів досить складно через те, що залишки таких лісів рідко трапляються у Європі. Регіоном за найбільшою концентрацією ялинових пралісів у Європі є Східні Карпати, що робить цей регіон відповідним для вивчення процесів природних порушень у великих просторових масштабах (Svoboda et al., 2013).

Реконструкція режиму природних порушень створює передумови для управління лісовими екосистемами на основі історичних змін в структурі та складі насаджень конкретних регіонів (Kuuluvainen, 2009). Зокрема, процеси відпаду у насадженнях найкраще відображаються у природних лісах, де прямий вплив діяльності людини відсутній, а режим порушень близький до природного (Synek et al., 2020). Зокрема, у ялинових природних лісах, які домінують на висотах 1200 м і вище над рівнем моря, найчастішим фактором загибелі виступає ураження короїдом. Незважаючи на це, негативний вплив короїда не завжди охоплює великі території, а такі спалахи у ялинниках природного походження можуть бути притаманною природною динамікою (Synek et al., 2020). Присутність шкідливих комах та грибів на будь-якому етапі існування деревостану не завжди матиме пагубний ефект для деревостану (Allen et al., 2010). Спалахи короїда в Європі досить часто співвідносяться із наявністю великої кількості монокультур ялини. Особливо на територіях, де попередньо відбулася заміна насаджень широколистяних лісів на хвойні (Raffa et al., 2008).

Розвиток букових пралісів відбувається мозаїчно, коли окремі групи (когорти) дерев проходять повні цикли свого існування від природного поновлення до зрілості, старіння та відпаду. Вітер є головним агентом розвитку природних порушень в букових насадженнях, що дозволяє утворити прогалини для молодих дерев у щільному наметі буку (Firm et al., 2009). Більшість молодих дерев бука відпадають протягом перших 10 років, проте окремі дерева у гірських насадженнях можуть пережити кілька десятиліть у притіненні, завдяки своїй тіневитривалості. В таких насадженнях постійно відбуваються природні порушення, але їх масштаб завжди незначний. Наявність стовбурової гнилі у верхніх ярусах насаджень створює передумови для зламів стовбура (Pontailier et al., 1997). Низька інтенсивність режиму природних порушень створює прогалини у наметі буку, дозволяючи пригніченим деревам під наметом насадження активізувати свій ріст. Така динаміка розвитку буку призводить до формування різновікової структури в лісовій екосистемі (Trotsiuk et al., 2012).

Мішані праліси, утворені ялицею, ялиною та буком лісовим, були найпоширенішим типом лісів серед європейських гірських лісових екосистем. Зараз їх залишки можна знайти серед гір центральної та південно-східної Європи. В минулому структура та склад мішаних буково-ялицево-ялинових лісів вважалися відносно сталим та стабільним, але зараз залишки цих пралісів зазнають значних змін. Дослідження підтверджують той факт, що сучасна динаміка розвитку мішаних гірських лісів вказує на поступове зменшення частки хвойних у їх складі (Vrška et al., 2009; Marini et al., 2017). Динамічні процеси розвитку насадження, що зумовлені порушеннями малих масштабів, з великою частотою сприяють відпаду невеличких груп дерев, створюючи сприятливі передумови для формування багатоярусної структури. З іншого боку, менша частота порушень середніх та великих масштабів дозволяють тіневитривалим видам вижити у сформованих відпадом галявинах. Сучасна структура залишків старовікових мішаних лісів Західних Карпат також вказує на зменшення домішки хвойних в їх складі завдяки сукцесійним процесам.

В мішаних буково-ялицево-ялинових лісах спостерігається поступове збільшення частки листяних видів із домінуванням бука лісового, що може пояснюватись змінами клімату. Для бука лісового такі зміни можуть нести позитивний характер в деяких регіонах через підвищення його насінноношення, продовження вегетаційного періоду, низької чутливості до конкуренції із наземною рослинністю. Збільшення частки густоти підросту окремих видів у мішаних насадженнях виступає важливим індикатором процесу формування майбутнього складу лісу. Наразі спостерігається активна експансія бука лісового за рахунок пригнічення ялини та ялиці у мішаних старовікових лісах Західних Карпат (Parobeková et al., 2018).

Прогнозування розвитку гірських лісів Українських Карпат також вказує на поступову зміну у співвідношенні деревних видів протягом тривалого проміжку часу. Моделювання наслідків змін клімату в довгостроковій перспективі вказують на поступову зміну лісових ландшафтів та відповідно процесів депонування вуглецю. Відбувається певна затримка у адаптація насаджень до швидких змін клімату на території Карпатського регіону.

Результати досліджень Kruhlov et al. (2018) вказують на поступове зменшення домінування ялини звичайної у насадженнях, а також збільшення частки участі граба (*Carpinus betulus* L.), явора (*Acer pseudoplatanus* L.), дуба скельного (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), дуба звичайного (*Quercus robur* L.) на низьких і середній висотах, а також бука лісового (*Fagus sylvatica* L.) на середніх висотах та у високогір'ї.

З іншого боку, мішані природні ліси Карпат є безперервним джерелом постачання екосистемних послуг як для місцевого населення, так і для туристів, які в свою чергу зацікавлені у рекреації та надають перевагу мішаним типам насаджень (Grilli et al., 2016). Задоволення соціально-економічних аспектів населення гірських регіонів безпосередньо має враховуватись при прийнятті управлінських рішень щодо збереження природних та господарських зон гірських лісів. Демонстрація переваг мішаних лісів з точки зору їх природної стійкості та соціальних переваг для населення від надання широкого спектру екосистемних послуг безпосередньо впливає на формування майбутніх насаджень.

1.1.5. Вплив заповідання на лісові екосистеми

Карпатський екорегіон має виняткове значення для природоохоронної справи та одним з найбільших європейських осередків збереження старовікових лісів, природних лісів, де трапляється величезна кількість ендеміків та видів, які перебувають під загрозою зникнення (Turnock, 2002).

Процес заповідання гірських екосистем у деяких випадках може вплинути на зміни частоти виникнення природних порушень на даних територіях. Для біогеоценозів країн Карпатського регіону частота та сила впливу природних порушень відрізнялася в середині природоохоронних територій та зовні на землях, що знаходяться під постійним впливом господарської діяльності людини.

Ефективність заповідання території можна оцінити через зменшення впливу природних порушень на екосистему. Так заповідні території Чехії, Словаччини, України показали ефективність свого заповідання протягом тривалого періоду часу. Для Румунії та Угорщини позитивний ефект від заповідання більше спостерігався

для територій, що стали частиною природоохоронного фонду до 1990 рр. Для Польщі, Чехії та Словаччини позитивні зміни в режимі природних порушень асоціюються з територіями, віднесеними до заповідного фонду після 1990 року.

Розвиток гірських лісів Карпат може відрізнитися суттєво, зважаючи на їх приналежність до різних категорій земель та режимів ведення господарства. Вплив заповідання на ефективність розвитку лісових екосистем може змінюватися в часі та просторі, і не завжди суворий режим заповідання з багатьма обмеженнями стосовно взаємодії з екосистемою (відвідування, господарська діяльність) матиме позитивний вплив на режим виникнення природних порушень (Butsch et al., 2017).

Зменшення інтенсивності користування лісами, зазвичай, призводить до накопичення органічної біомаси під наметом насаджень у вигляді напіврозкладених залишків дерев, що має позитивний ефект на біорізноманіття, покращення едафічних умов та гетерогенність екосистеми в цілому. Тому можливість формування деяких лісів природними процесами без участі людини може відповідати багатьом цілям сталого лісокористування (Kulakowski et al., 2017).

Заповідання гірських лісів, що перебували під активною експлуатацією людини, має на меті повернення цих екосистем до стану природних лісів. Проте можливість перетворення таких насаджень в майбутні праліси залишається незрозумілою в умовах постійних змін довкілля. Тривалість періоду такої трансформації може суттєво коливатись від природних факторів. Невідомо наскільки сильно динамічні процеси розвитку гірських лісів змінять майбутній вигляд старовікових насаджень за їх складом, функціонуванням, структурою. Більше того, є певна невизначеність у тому, чи будуть природні ліси формуватися за історичними шаблонами розвитку, притаманними для конкретних екосистем або відбуватимуться альтернативні процеси трансформації насаджень.

Окрім того, природоохоронні території на лісових землях, які в минулому зазнали господарського впливу людини, страждають від пожеж та інших типів порушень. Розуміння процесів відновлення лісу після пожежі дозволить проводити оцінку стійкості екосистеми та відповідно розробити адекватну модель управління лісом після природних порушень, що є актуальним для гірських заповідних

територій. Інформація про самовідновлення лісу від пожеж дозволить розробляти більш ефективні підходи до лісовідновлення (Huang et al., 2020).

Albrich et al. (2021) стверджують, що повне перетворення господарських насаджень на природні ліси займуть століття. Проте результати їх досліджень вказують на те, що на схилах Віденських (Австрійських) Альп процеси заповідання колишніх господарських лісів створюють передумови виникнення в них ознак природних насаджень вже протягом кількох десятиліть, але найкраще ці перетворення спостерігаються після 100 років від припинення їх експлуатація.

Природні порушення, такі як спалахи поширення короїдів, звичайно, сповільнюють процеси перетворення гірських насаджень в сторону пралісів. Зважаючи на те, як відносно швидко насадження набувають природних ознак, заповідання господарських лісів є важливою складовою збагачення цінних лісових ландшафтів даного регіону. Самі ліси Центральної Європи мають високу екологічну стійкість до пливу природних порушень, яка зростає в бік старовікових насаджень (пралісів) (Albrich et al., 2021). Окрім природного відновлення складу лісів, процес перетворення похідних ялинників на екологічно стійкі мішані ліси можливий і шляхом довготривалих господарських заходів (Hilmers et al., 2020).

Імітація режимів порушень, притаманних для певних лісових екосистем, може підвищити гетерогенність насаджень та відповідно їх стійкість. Пошуки оптимального поєднання режиму порушень при запровадженні заходів із лісоуправління сприятиме формуванню належного рівня неоднорідності екосистеми (Trotsiuk et al., 2014).

Варто зазначити, що лісівничі заходи з формування в лісах структури близької до природної, не завжди сприяє збільшенню видового різноманіття дерев у насадженні. Дане твердження є справедливим для букових та ялинових насаджень. В таких випадках візуальна різноманітність досягається у вертикальній структурі насаджень. Зміна просторового різноманіття насадження відбуваються шляхом формування різновікової, багатоярусної структури лісу де гармонійно поєднуються естетичні та економічні цілі ведення господарства (Tudoran et al., 2022).

У той же час, сукцесія природних лісів на ділянках сформованих напівприродних луків виступає важливим драйвером у зменшенні площ екологічно цінних полонин та альпійських луків.

За результатами досліджень Sokołowska et al. (2022) самозаліснення напівприродних луків і перетворення їх на природні ліси призвело до пришвидшення процесів гуміфікації у верхніх шарах ґрунту.

1.2. Рекреація в гірських регіонах в умовах змін клімату

Згідно з даними Всесвітньої організації туризму, на гірський туризм припадає приблизно 20% від всього глобального туризму у світі, що лише підтверджує важливість гірських регіонів у розвитку туристичної діяльності (Tian, 2020). Ринок туристичних послуг формується на основі ресурсів та атрибутів місця призначення для кінцевого споживача. Важливим аспектом гірського туризму є культурна складова, огляд визначних пам'яток, трекінг та багато інших заходів, які невідривно пов'язані із взаємодією з лісовим середовищем гір. На відміну від інших секторів туризму, гірський туризм пропонує задоволення суміжних потреб туристів. Наприклад, гірський велосипедний туризм приваблює людей через можливість задовольнити потреби як в оздоровленні, та і в отриманні пригодницького досвіду (Buning & Lamont, 2021).

При плануванні гірського туризму важливо зберігати баланс між різноманітністю запропонованих активностей та естетичною складовою для запобігання надмірного навантаження на конкретні туристичні об'єкти (Zeng et al., 2022). Окрім різноманіття лісового середовища, важливим фактором заохочення людей до рекреації є специфічність ландшафту та його морфологічні особливості. Наявність печер, стрімких схилів, водоспади, вузький профіль, пороги, глибоководні басейни приваблюють різні категорії туристів, розмір яких та кількість прямо пропорційний потенційному розвитку туризму в регіоні (Cosean, 2013; Munteanu, 2021; Linca & Toma, 2021). Туристи надають перевагу туристичним маршрутам, які знаходяться недалеко від шляхів транспорту а також, пішохідні маршрути з невеликою кількістю відвідувачів (De Meo, 2015).

Гірський туризм створює нові робочі місця, покращує соціальну та економічну складову розвитку місцевого населення протягом всього року. Однак гірські екосистеми мають обмежену кількість ресурсів, тому надмірна туристична діяльність в гірських районах обмежуються та регулюються на урядовому рівні країн (Paunović & Jovanović, 2019; Scuttari et al., 2019). Вплив гірського туризму на довкілля та дотримання законодавчої складової викликає значне занепокоєння у світової спільноти (Paunović & Jovanović, 2019). Туристичний сектор займає друге місце після сільського господарства, як найбільш постраждалий від гідрологічних та криосферних змін (Aggarwal et al., 2021). Туризм та зміни клімату знаходяться в тісній динамічній взаємодії, де туристична діяльність продукує шкідливі викиди в атмосферу, впливаючи на клімат, а кліматичні зміни впливають на напрямки туристичних спрямувань (Demiroglu & Hall, 2020; Schindelegger & Kanonier, 2019; Lenzen et al., 2018). Динамічні зміни клімату становлять значну загрозу для розвитку туризму в гірських регіонах та завдають екологічну шкоду лісових екосистемам (Hoу et al., 2011). Високогірні регіони відчувають перші та найбільш вагомні негативні наслідки змін довкілля і туризм в таких регіонах багато в чому залежить від сезонності, просторової концентрації туристів та має низку негативних впливів на локальне біорізноманіття й екосистему в цілому. Активна туристична діяльність підсилює негативні наслідки від природних порушень, тобто відбувається пряме втручання у хід природного розвитку екосистеми.

Вплив туризму та природних змін на гірські лісові екосистеми неможливо узагальнити та екстраполювати навіть для невеликих територій. В майбутньому високогірні пояси зазнають найбільших наслідків кліматичних змін. Зменшення товщини та тривалості снігового покриву становитиме загрозу для гірськолижного туризму. Проте правильний менеджмент дозволить збалансувати негативні ризики зимових сезонів шляхом активізації нових можливостей, пов'язаних з рекреацією протягом літнього сезону (Pede et al., 2022; Sergiacomi et al., 2022).

Піші походи (хайкінг) в гірській місцевості спричиняють розвиток ерозійних процесів, відбувається збіднення видового різноманіття флори та фауни вздовж туристичних маршрутів (Ballantyne et al., 2014). Більше того, накопичення сміття та

відходів у високогірних кемпінгах є одним з головних факторів впливу туризму на гірські екосистеми (McConnell, 1991). Оцінка потенційної кількості генерованого рекреаційною діяльністю відходів в Карпатах має ряд недоліків (Murava & Korobeinykova, 2016), що свою чергу ускладнює вивчення негативних наслідків забруднення лісових екосистем та водних ресурсів регіону. Незважаючи на актуальність теми змін довкілля в гірських регіонах, існує брак досліджень, які базуються на інтегральному підході до вивчення впливу клімату на велику кількість екосистемних послуг, в тому числі і рекреації (Palomo, 2017).

Кліматична криза та загрози зменшення біорізноманіття безпосередньо відображаються на напрямках рекреаційної активності туристів в різних регіонах. Сучасні туристичні системи потребують нових знань та підходів для адаптації до нових умов довкілля. Це дозволить зменшити навантаження на природні ресурси регіону, а створення природоорієнтованого туризму можливо використати для створення нових туристичних напрямків (Steiger, 2022). Потенційні зменшення видового біорізноманіття, які слугують основними об'єктами для приваблення туристів, призведе до зміни туристичних напрямків до інших природозаповідних територій, де ще будуть залишатися популяції відповідних видів (Scott, 2012).

Пішохідні маршрути в гірських лісах пролягають через ландшафти, багаті на різноманітні природні угруповання та рельєф. Зміна ландшафту, його естетичне збіднення через втручання людини або ренатуралізацію (наприклад, заліснення гірських пасовищ) негативно впливає на якість сприйняття та рівень задоволення туристичних потреб відвідувачів. Окрім естетичної привабливості гірських екосистем, різна складність туристичних маршрутів надає можливості в рекреації як для малодосвідчених туристів, так і для професіоналів (Wöran & Arnberger, B.,2012). Прокладання туристичних маршрутів лісами може спричиняти фрагментацію природного середовища для деяких видів тварин, а присутність в екосистемі людини може негативно вплинути на їх поведінку та навіть фізіологію (Bötsch et al., 2018).

Візуальна різноманітність лісового середовища – важливий фактор зацікавлення туристів, що залежить від наявності підліску у насадженні, розміру

дерев, щільності крон та видового складу (Filyushkina et al., 2017). Туристи віддають перевагу мішаним насадженням, як об'єкту рекреації в порівнянні з чистими насадженнями. З іншого боку, чисті насадження стають найбільш привабливими у віці своєї стиглості. Надання переваги стиглим насадженням також пов'язане з тим, що молоді лісові насадження за своєю структурою досить густі, створюють малу видимість і викликають почуття небезпеки у відвідувачів. Напіввідкриті лісові ландшафти з великими деревами та незначним підліском є найбільш естетично привабливими для туристичної діяльності (Edwards et al., 2012). Наявність кількох ярусів в наметі лісу робить його більш цікавим з візуального аспекту. Великі різноманіття лісових насаджень вздовж туристичних маршрутів більше цінуються туристами, ніж монотонні лісові масиви з меншою естетичною цінністю (Filyushkina et al., 2017). Зазвичай, рекреанти насадження з природньою структурою, як наприклад, природні гірські ліси, але не всі їх елементи сприяють заохоченню рекреантів. Так, наприклад, деревний детрит, який наймовірно важливий для збереження лісового біорізноманіття, так само як і густий підлісок, менш цінуються відвідувачами природних екосистем (Neuman, 2012). При плануванні туристичної активності в близьких до природних та природних екосистемах необхідно дотримуватися балансу між збереженням біорізноманіття та естетичною цінністю лісу (Neuman, 2012).

Важливу роль у рекреації відіграють гірські полонини – безлісі території на гірських хребтах Карпат. Здебільшого вони вкриті різнотрав'ям, лучною рослинністю, ялівцями та чорничниками. Ці території є автентичною частиною культурно-рекреаційної спадщини Українських Карпат і урізноманітнюють гірські ландшафти та роблять їх більш естетично привабливими для відвідувачів (Kilinska et al., 2022). Звичайно, з екологічної точки зору, штучно створені відкриті простори на гірських схилах з неконтрольованим господарським використанням можуть мати негативний вплив на гірські екосистеми, але з туристичної та історико-культурної сторони, полонини стали невід'ємною частиною гірського ландшафту.

Незважаючи на віднесення багатьох привабливих для рекреантів територій до об'єктів природозаповідного фонду, відбувається постійні порушення

охоронного режиму у високогірній зоні Українських Карпат. Неконтрольована рекреація на заповідних територіях може завдати непоправної шкоди природним екосистемам. Зростання кількості туристів призводить до активного витоупування унікальних рослинних угруповань, ґрунтового покриву і відповідно, активізації ерозійних процесів на гірських схилах. Неконтрольована діяльність рекреантів протягом останніх 5 років, призвела до знищення водних екосистем більше, ніж за попередні 30-40 років. Активна рекреаційна діяльність змушує лісових хижаків уникати місць скупчення рекреантів та територій, поряд з туристичними маршрутами. В той же час, цим користуються рослиноїдні ссавці та дрібні хижаки. Території біля туристичних маршрутів стають для них своєрідним «щитом від хижаків». Інтенсивна рекреаційна діяльність та лісівничі заходи дійсно витісняють деякі види хижаків з притаманного їм середовища (Prosko et al., 2022). При чому надмірне рекреаційне навантаження на природну екосистему, не тільки призводить до її деградації, а й знижує якість туристичних послуг. Подібні ситуації виникають, коли цілі туристичної діяльності зовсім не враховують охоронний статус територій, що призводить до порушення природних ландшафтів (Milićević et al., 2021).

Використання квадроциклів, мотоциклів, джипів та інших великих транспортних засобів з метою рекреації є одним з головних деструктивних факторів для високогірних екосистем Карпат. Гірський велосипедний туризм, так само як і хайкінг, призводить до поступової деградації туристичних маршрутів та прилеглих до них територій. Існує криволінійна залежність між рекреаційною активністю та відповідно негативними наслідками на середовище. Негативний ефект посилюється відповідно до збільшення використання, проте це відбувається до певного рівня навантаження на екосистему, після цього, наступне збільшення рекреаційної діяльності викликає менше негативних ефектів для середовища. Так, наприклад, збільшення кількості відвідувачів популярних гірських маршрутів, які зазнають значного рекреаційного навантаження протягом тривалого періоду, не призведе до значних змін у впливі на оточуюче середовище. І навпаки, навіть незначне збільшення туристичної активності на малопопулярному маршруті, призведе до різких та значних негативних наслідків для середовища (Evju et al.,

2021). Поступове відновлення та ренатуралізація рослинного покриву на порушених ділянках є довготривалим та повільним процесом (Кууак et al., 2021).

Поняття сталого туризму, як невід'ємної частини сталого розвитку, виникло через необхідність запобігання надмірного та неконтрольованого використання природних ресурсів з метою рекреації (Bugdol et al., 2019; Trišić, 2019). Розробка ефективних планів сталого управління природними ресурсами може принести користь як для охоронюваної природної екосистеми, так і розвитку туризму в регіоні. Оптимізація управління гірськими екосистемами з метою збереження природних ресурсів та екосистемних послуг регіону повинна включати комплексні підходи: обмеження доступу до найпопулярніших напрямків хайкінгу під час пікового використання протягом сезону; зміну концентрації туристичної активності шляхом розосередження відвідувачів по інших частинах природоохоронних територій; підвищення стійкості екосистеми шляхом реконструкції та створення стійких до механічного впливу туристичних стежок. Звичайно, досягнути компромісу неможливо без зміни поведінки відвідувачів шляхом просвітницької діяльності та суворих правил щодо перебування в природному середовищі (Wu et al., 2021). Стимулювання сталого туризму стає важливим завданням для керівництва національних парків та заповідників і вимагає детального вивчення інформації щодо поведінки та вподобань рекреантів. Велика варіативність потреб рекреантів дозволяє проведення вибіркового визначення пріоритетів щодо кількості відвідувачів, що можуть принести найбільший дохід для збереження природи та при мінімальному впливу туризму на довкілля (Franceschinis et al., 2022). Розвиток різних форм сталого туризму, які мають менш інтенсивний характер на відміну від масового, забезпечать екологічну стійкість навколишнього середовища та відповідно його збереження (Milićević et al., 2021).

1.3. Протиерозійна стійкість насаджень в гірських регіонах

Головний чинником деградації ґрунтів в гірських умовах є водна ерозія. Це складний процес руйнування, перенесення та відкладання родючого верхнього шару ґрунту в іншому місці (Ballabio et al., 2017). Ерозійні процеси в гірських лісах

призводять до структурної трансформації рослинного покриву та відповідно, до зменшення опірної здатності екосистеми до ерозії та природних порушень. Дослідження динамічних змін рослинного покриву під впливом ґрунтової ерозії є актуальним для регіону Українських Карпат. Розвиток ерозійних процесів в гірських регіонах є частиною природного розвитку цих ландшафтів. Причини виникнення та динаміка розвитку ерозії в горах зумовлена комплексним впливом біотичних та абіотичних факторів. Рослинний покрив, зокрема лісове середовище, є одним з найефективніших інструментів попередження та боротьби із розвитком ерозії ґрунтів, особливо на стрімких схилах гірських хребтів. І навпаки, інтенсивна заготівля деревини і активна сільськогосподарська діяльність пришвидшують розвиток ерозійних процесів (Zheng, 2006).

Характер опадів, їх тривалість, частота та інтенсивність є критично важливим для розвитку ерозійних процесів. Водна ерозія відіграє важливу роль у розвитку екосистеми, а її природний перебіг сприяє формуванню нових форм рельєфу (Halecki et al., 2018).

Лісовий ґрунт – одним з основних компонентів гірських екосистем. Саме його наявність, потужність і родючість формують середовище для існування деревних видів рослин та забезпечує накопичення вологи в лісовій екосистемі. Тому проблема втрати та деградації ґрунтів, спричинених водною ерозією, є актуальними для багатьох типів екосистем. Відновлення порушеного ґрунтового середовища можливе шляхом створення нового рослинного покриву (Duran-Zuazo & Pleguezuelo, 2008). Проте ефективність рослинних угруповань залежить від їх структури та морфологічних особливостей видів рослин. Тип рослинного покриву відіграє неабияку роль у функціонуванні геоморфологічних процесів шляхом контролю стоку. Деревні види рослин зменшують темпи водної ерозії шляхом затримання дощу та снігу своїми надземними та підземними частинами. Крони дерев, їх стовбури, лісова підстилка під наметом лісу зменшують кінетичну енергію дощових крапель та сприяють переведенню надземного стоку в ґрунтовий. Лісова підстилка не тільки сприяє накопиченню органіки та процесам ґрунтоутворення, а й поглинає значну частину вологи та сповільнює поверхневий

стік. Крім цього, коріння дерев утримує ґрунтові горизонти від фізичного руйнування водою, що надзвичайно важливо в гірських умовах. Через це, рубки лісів на дуже стрімких схилах часто призводить до збільшення темпів водної ерозії (Duran-Zuazo & Pleguezuelo, 2008).

Видова різноманітність рослинного покриву позитивно впливає на стабільності та стійкості ґрунту до ерозійних процесів (Pimental, 2006). Лісовий намет ефективно затримує значну частину опадів що прямо корелює із утворенням поверхневого стоку і потенційним змивом ґрунту. В загальному, водна ерозія залежить від двох факторів: кінетичної енергії поверхневого стоку і ерозійної стійкості ґрунтів. В гірських умовах, інтенсивний розвиток водної ерозії часто зумовлений крутістю схилів, що в свою чергу має значний вплив на зміну в рослинному покриві (Blinkova & Lavrov, 2017).

Строката вертикальна структура лісового покриву значно підвищує здатність лісу до перехоплення опадів та зменшує енергію крапель дощу, що спричиняють лінійну та площинну ерозію. Окрім екологічних факторів, таких як структура лісового намету та різноманіття видів рослин у насадженні, різні підходи до управління лісами мають значний вплив на зменшення величини втрати ґрунту. Попередження виникнення ґрунтової ерозії є необхідною умовою для забезпечення самозбереження лісових екосистем, як частини здійснення сталого управління лісами. Існує певна залежність між кількістю лісової біомаси, відсотком рослинного покриву та відповідно втратами ґрунту внаслідок ерозії. Результати досліджень Altieri et al. (2018) підтверджують цю залежність та вказують, що на територіях з високим відсотком лісового покриву спостерігаються мінімальні значення втрати ґрунту. Більше того, автори зазначають, що при однаковій щільності крон дерев (відсотку території вкритого лісовим наметом), крони листяні гірські ліси краще затримують опади та більш ефективно перешкоджають ерозійним процесам. А запровадження таких лісогосподарських заходів як рубки, значно знижують стійкість ґрунтового середовища до водної ерозії.

Окрім цього, надмірне випасання худоби, сільськогосподарська діяльність вважаються одними з основних антропогенних факторів утворення ярів.

Використання великогабаритної техніки (тракторів) при лісозаготівлі в гірських умовах з метою трелювання деревини призводять до інтенсифікації процесів яроутворення. Трелювання деревини має різні негативні впливи на лісову екосистему. До таких впливів відносять процеси ущільнення та порушення ґрунтів, що збільшують потенціал розвитку ерозії. Крім того, можливе уповільнення росту дерев що залишились, зменшення темпів росту природного поновлення та порушення рослинного покриву в цілому, що потенційно матиме негативні наслідки для продуктивності наступного покоління лісу.

Використання важкої техніки у гірських лісах посилює процеси розвитку ерозії. Навіть кілька проїздів трелювального трактора можуть спричинити ерозійні процеси на схилах, а утворення ярів у формі «W» призводить до збільшення ґрунтового виносу ґрунту з водозбору в порівнянні з «V»-подібними ярами (трелювальними траншеями). Планування подібних заходів в гірській місцевості має враховувати гідрологічні і ґрунтові особливості регіону та захист від подальшої ерозії трелювальних шляхів, які вийшли з використання (Łukasik et al., 2016).

Зазвичай, найвищі темпи розвитку ерозії, спостерігаються у перші роки після лісозаготівлі, і як правило, зменшуються в наступні роки (Cristan et al., 2018).

Деякі дослідження вказують на те, що всі елементи лісосіки, такі як під'їзні дороги, навантажувальні майданчики, переправи через струмки, трелювальні волоки, сильно пошкоджують надґрунтовий покрив, тим самим оголюючи ґрунт, і часто стають основним джерелом розвитку ерозійних процесів (Worrell et al., 2011; Sawyers et al. 2012; Cristan et al., 2019). Незважаючи на те, що під'їзна мережа, зазвичай, становить невеликий відсоток від площі насадження, де проводиться лісозаготівля, але саме на неї припадає основна частка від ерозії та накопичення осаду (Cristan et al., 2019). Невдале планування лісозаготівлі, особливо в гірських районах, несе шкоду не тільки довкіллю, а й самій лісовій екосистемі. Це твердження є справедливим не лише для лісогосподарських підприємств, а й для національних парків, де крім захисних зон наявні і господарські насадження. Хоча ліси є надійним захисником від розвитку водної ерозії, втручання у насадження з метою проведення лісогосподарських заходів знижує їх захисну роль. Через це,

різниця у розвитку ерозії в різних лісових ділянках може бути викликане не лише характеристиками ґрунтів чи топографією місцевості, а й культурою ведення лісового господарства, зокрема, лісозаготівлі. Підвищити протиерозійну стійкість лісових екосистем дозволить дотримання сучасних підходів до ведення лісового господарства. До таких підходів належить і детальне планування лісозаготівельних робіт, що дозволяє оптимізувати виконувані операції (наприклад, розташування трелювальних волоків у місцях менш схильних до ерозії) та мінімізувати вплив від лісозаготівлі на ґрунтове середовище (Howell et al., 2018). Іншим прикладом є обмеження доступу людини (рекреація, проїзд) до ділянки після лісозаготівлі. Такі заходи пришвидшать відновлення рослинного покриву та сприятимуть стабілізації надґрунтового середовища.

Облаштування туристичних маршрутів в гірській місцевості є одною з причин витоптування рослинного покриву, що в подальшому призводить до прискорення ерозійних процесів. Руйнування ґрунтового покриву вздовж туристичних маршрутів у гірських лісах призводить до оголення коріння таких видів дерев як ялина звичайна, що має поверхневу кореневу систему. Тим не менш, подальші морфологічні зміни в анатомічній будові коріння ялини викликаними ерозією та витоптуванням дозволяють провести оцінку розвитку ерозійних процесів для конкретних туристичних маршрутів. Апробацію подібного підходу було застосовано в умовах Західних Карпат. Оголення коріння ялини (вимивання) вздовж туристичних маршрутів (Баб'я гора) ймовірно викликані частими літніми штормами та активним витоптуванням ґрунтів внаслідок туристичної діяльності (Buchwal, 2008).

Деградація ґрунтів, викликана негативним впливом водної ерозії, широко поширене явище на гірських територіях Карпатського регіону (Kachmar et al., 2018). Лісова крона перехоплює та затримує значну частину опадів протягом всього року. Протягом зимового періоду лісові екосистеми затримують і накопичують більше твердих опадів у вигляді снігу у порівнянні з відкритим простором, та безпосередньо впливають на інтенсивність сніготанення протягом ранньої весни. Для північних країн Європи процеси сніготанення є важливим джерелом

поповнення водних ресурсів, водночас ці явища іноді стають причинами таких природних небезпек, як повені, зсуви та ерозія ґрунту. Наприклад, в бореальних ялинниках товща снігового покриву може переважати снігових покрив безлісних територій приблизно на 30%. При цьому, максимальна кількість вологи, яку затримує лісове середовище, може становить на 32% більше, ніж може затримати відкрита місцевість (Kremsa et al., 2015). Хвойні гірські ліси не тільки накопичують значні обсяги вологи, а й зменшують інтенсивність весняних процесів сніготанення, що в свою чергу попереджає ризики виникнення ерозійних процесів.

Руйнівні процеси ерозії не тільки призводять до втрати родючих ґрунтів та ресурсів прісної води, а й зумовлюють регіональне збідніння населення і обмежують соціально-економічний розвиток. Гірський рельєф місцевості зі стрімкими схилами лише пришвидшує темпи розвитку ґрунтової ерозії. Так, наприклад, в гірських районах Китаю, необґрунтоване вирубування гірських лісів та перетворення територій на сільськогосподарські угіддя призвело до масштабних ерозійних процесів та втрати великої кількості родючих ґрунтів за відносно короткий період. Наслідком цього стало зниження стійкості гірських екосистем та проблеми з джерелами прісної води через їх замулення (Li & Liu, 2013).

Розвиток ерозійних процесів в гірських регіонах також залежить від структури самого ґрунту. Сильні штормові зливи можуть спричинити поверхневу ерозію та неглибокі зсуви на крупнозернистих ґрунтах, пори яких ненасичені вологою. Здатність ґрунту до поглинання вологи є важливим фактором у просторово-часовому розвитку процесів інфільтрації та поверхневого стоку. Обсяг поверхневого стоку в значній мірі залежить від інтенсивності опадів та здатності ґрунту до їх поглинання. Чим вища ступінь поглинання вологи ґрунтом, тим менша пікова витрата вологи, завдяки ефективній інфільтрації. Проте зі збільшенням інтенсивності опадів зростає і пікова витрата вологи (Cuomo et al., 2015).

Перетворення гірських територій на сільськогосподарські угіддя шляхом вирубування лісу лише збільшує ризики розвитку ерозійних процесів. Безлісі території вкриті переважно трав'яною рослинністю слід захищати від надмірного випасу худоби, що також формує передумови розвитку ерозії (Quan et al., 2011).

Різниця в топографії місцевості має неабиякий вплив на розвиток водної ерозії викликаній безпосередньо лісогосподарськими заходами. Так, для гірських лісів південно-східного регіону США, темпи розвитку ерозійних процесів викликаних лісозаготівлею, майже втричі вищі ніж для рівнинних територій. Більше того, середня площа лісосічної мережі становить близько 12% від території виділеної під рубку, в той же час, на цю площу припадає приблизно 50% всіх ерозійних процесів на ділянці (Fielding et al., 2022).

Порубкові рештки можуть виконувати важливу протиерозійну роль під час та відповідно після заготівлі лісу. В деяких країнах, наприклад, США практикують додаткову заготівлю лісової біомаси у вигляді порубкових решток, що потенційно може знизити протиерозійні властивості лісової ділянки (Vinson et al., 2017). З іншого боку, таке інтенсивне використання лісової сировини додаткова може мати негативний вплив на середовища існування лісових організмів, сприяти зменшенню біорізноманіття та призвести до поступового виснаження ґрунтів і зменшення їх родючості (Bessaad et al., 2021). Хоча з точки зору протиерозійної стійкості, згідно з результатами дослідження (Garren et al., 2022) додаткова заготівля біомаси в горах Вірджинії не прискорює потенційний розвиток ерозійних процесів у порівнянні із звичайними підходами до лісозаготівлі.

Збільшення рослинного покриву, особливо лісового, зменшує взаємодію дощових крапель та ґрунтового середовища. Коріння рослин механічно скріплює ґрунт і відіграє важливу роль у сповільненні ерозійних процесів. Серед всіх видів землекористувань, лісові землі та пасовища являються найбільш стійкими до розвитку водної ерозії. Тому відновлення рослинного покриву ефективно запобігає розвитку ерозійних процесів тим самим зберігаючи родюче ґрунтове середовище (Zhang et al., 2022). Згідно з аналізом річних збитків від ерозії, найвищий показник для Європейського Союзу протягом з 1933-2010 рр. становив 45,5 млрд доларів на рік. Для Сполучених Штатів 44 млрд доларів на рік (Telles et al., 2011).

Наведені суми вказують на масштаб даної проблеми та дають ідею того, що збереження ґрунтового покриву важливе не лише на землях с-г призначення, а й на територіях природо-заповідного фонду. Для запобігання виникнення ерозійних

процесів а також з метою комфортного зеленого туризму на території Карпатського НПП облаштовані пішохідні маршрути з різним ступенем складності. Вони мають різний рівень доступності відносно транспортних шлях та рекреаційних баз відпочинку. Протягом тривалого періоду стан даних пішохідних маршрутів погіршується під впливом природних процесів та від рекреаційного навантаження. Все це залежить від характеристики маршруту, навколишнього середовища, кількості відвідувачів які використовують даний маршрут.

Дослідження проведені у гірській місцевості національних парків США вказують на те, що найактивніше ерозійні процеси на пішохідних туристичних маршрутах протікають під впливом гужового транспорту в більшій мірі. Вплив піших туристів не такий значний у порівнянні з будь яким видом транспорту (Deluca et al., 1998). Хоча більшість маршрутів Карпатського НПП відвідуються лише пішими туристами, проте трапляються прецеденти коли використовується гужовий, авто- та мото- транспорт. Зростання трафіку на маршрутах парку потенційно може збільшити руйнування структури ґрунту та зробити його перенесення більш податливим для поверхневого стоку та впливу вітру.

Окрім антропогенного впливу на ерозійні процеси, важливу роль відіграє клімат, який протягом часу був суб'єктом короткострокової та довгострокової мінливості. Пройшовши шлях від відносно стабільного режиму до коливального з різними льодовиковими та між-льодовиковими періодами. Що в свою чергу вплинуло на формування різних типів ґрунтів, рослинності та режими опадів, які комплексно визначають природну стійкість утворених екосистем до ерозійних процесів (Istanbulluoglu & Bras, 2006).

Розуміння природних процесів, різноманітності та поведінки водозборів гірських екосистем створює передумови для планування заходів щодо менеджменту водних ресурсів та боротьбі з передумовами виникнення ерозії. Інформацію для дослідження процесів взаємодії опадів та поверхневого стоку на різних типах ґрунтів та різних висотах над рівнем моря, зокрема, отримують з використанням геопросторових інформаційних систем для подальшої математичної обробки (Aydin & Antal, 2019). Для гірських лісів дощ був і

залишається одним з головних ресурсів постачання вологи. Хоча, іноді, випадкових характер опадів може спричинити збитків в незалежності від того, наскільки екосистема є стійкою до водної ерозії.

Мішані насадження ялини європейської з буком лісовим або ялицею білою є типовими угрупованнями для гірських районів Європи. Такі мішані насадження формувались природньо тисячоліттями і залишаються біологічно стійкими навіть за змін клімату. Вони продукуються ряд важливих для гірських ландшафтів екосистемних послуг. Мішані ліси перешкоджають розвитку ерозійних процесів, є надійним захистом від лавин, зсувів ґрунту та каменепадів. Стійкість мішаних насаджень може бути пояснена через рівномірний розподіл впливу природних порушень на кожен компонент такої екосистеми яка постійно перебуває у взаємодії між собою. Бук, ялина, ялиця займають відповідну нішу в гірській екосистемах, та за різних сценаріїв, вони пом'якшують вплив порушень на складові насадження (Hilmers et al., 2020).

Висновки до розділу 1:

1. Рушійними факторами динаміки розвитку гірських лісових екосистем є режими природних порушень, кліматичні зміни та діяльність людини. Існує ряд прогалин у вивченні динаміки розвитку гірських лісів та виокремлення участі у цих процесах природних порушень та впливу людини. Залишки природних лісів Карпат мають важливе значення для вивчення природних закономірностей розвитку лісів та дають змогу провести історичну реконструкцію режимів природних порушень, а також слугують взірцем для планування наближеного до природи лісівництва у експлуатаційних лісах.

2. Господарська діяльність та природозаповідання в гірських лісах має ґрунтуватись на індивідуальному підході до конкретних лісових масивів через неоднорідність середовища їх існування, відмінності у фенотиповій акліматизації насаджень з відповідною реакцією на кліматичні зміни в межах різних гірських регіонів. Окрім цього, гетерогенність впливу клімату неможливо екстраполювати на великі території через комплексність гірських лісових екосистем.

3. Гірські лісові екосистеми є привабливим об'єктом для рекреаційної діяльності людини, що є важливою передумовою економічного розвитку гірських регіонів. Зокрема, на гірський туризм припадає 20 % від глобальної туристичної діяльності. У той же час динамічні зміни клімату завдають значну шкоду не лише гірським лісовим екосистемам, а й становлять загрозу для подальшого розвитку туристичної діяльності у відповідних регіонах.

4. Переважна більшість рекреантів надає перевагу природним екосистемам з мінімальними ознаками втручання в них людини, але уявлення пересічного рекреанта про «природність» екосистеми не завжди відповідає дійсності, що створює певні виклики при планування туристичної діяльності в близьких до природних та природних екосистемах. Стала рекреація в гірських лісах можлива при дотриманні балансу між естетичною цінністю лісу та збереженням біорізноманіття.

5. Недосконале планування туристичної діяльності призводить до надмірного рекреаційного навантаження на лісові екосистеми, наслідком чого є дигресивні процеси екосистеми, особливо вздовж туристичних маршрутів на всіх висотних поясах гірських масивів. Неврегульована господарська та туристична діяльність призводить до зниження їх екологічної стійкості та формує передумови розвитку ерозійних процесів.

6. Гірські лісові екосистеми є одним з найефективніших інструментів попередження та боротьби із розвитком водної ерозії та втрати родючого шару ґрунту на стрімких схилах гірських хребтів. Протиерозійна ефективність рослинних угруповань напряду залежить від структури, просторового розміщення та морфологічних особливостей видів рослин.

Наукові результати, висвітлені у розділі 1, опубліковані у працях № 3, 4, 6 і 8 із списку наукових праць, опублікованих за темою дисертації (додаток А).

РОЗДІЛ 2

ХАРАКТЕРИСТИКА РЕГІОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА РЕКРЕАЦІЙНА ДІЯЛЬНІСТЬ НА ТЕРИТОРІЇ КАРПАТСЬКОГО НПІ

2.1. Загальні відомості про регіон дослідження

Українські Карпати є частиною гірської системи Східних Карпат. Гірські масиви Карпатського регіону є осередком лісового біорізноманіття, середовищем існування багатьох рідкісних і зникаючих видів, місцем зі збереженими природними лісами, які є важливою частиною природної спадщини та становлять високий науковий інтерес. Наявність природних непорушених лісових екосистем відкриває можливості для вивчення широкого спектру питань щодо закономірностей розвитку природних процесів формування та розвитку лісового середовища, що набуває неабиякого значення в умовах змін клімату. Маючи багаті природні ресурси, Карпати були і залишаються привабливим об'єктом туристичної діяльності, які пропонують рекреантам великий перелік туристичних активностей. Для місцевого ж населення природні ресурси Карпат становлять важливу складову їх соціально-економічного благополуччя. Охорона та збереження лісових екосистем Українських Карпат є важливою складовою сталого управління лісовими ресурсами України.

Природні особливості Карпатського регіону створюють передумови поширення різних рослинних угруповань на цій території. Територіально, Українські Карпати розташовані в західній частині України та простягаються до кордонів з Молдовою, Румунією, Угорщиною, Словаччиною та Польщею. Гірські хребти займають територію Чернівецької, Івано-Франківської, Львівської, Закарпатської областей. Гірські хребти Українських Карпат простягаються з північного заходу на південний схід. В такому ж напрямку зростає і висота гірських хребтів. Українські Карпати є частиною Східних Карпат, які в свою чергу поділяються на Зовнішні Східні Карпати (Східні Бескиди, Вододільно-Верховинські Карпати, Полонинсько-Чорногірські Карпати) та Внутрішні Східні

Карпати (Вигорлат-Гтунський хребет, Мармароський масив). У гірському масиві Чорногора зосереджені найвищі вершини Українських Карпат, а саме: Ребра (2001 м); Гутин Томнатик (2017 м); Петрос (2020 м), Піп Іван Чорногірський (2028 м); Бребенескул (2032 м); Говерла (2061 м). Асиметричність будови гірської системи Карпат зумовлена зміщенням основного осьового ланцюгу, яким є Полонинсько-Чорногірські Карпати, в її південно-західну частину (Геренчук, 1981; Васишин, 2018).

Процес формування Карпатської гірської системи відбувався у кайнозої, палеогені та неогені. Загалом, гірська система Карпат є одним з наймолодших утворень на нашій планеті. Тектонічні процеси безпосередньо вплинули на формування сучасних форм рельєфу Українських Карпат. У процесі складного морфологічного і тектонічного розвитку в Українських Карпатах сформувалась складна ярусність гірського рельєфу. Теперішній вигляд гірського рельєфу в багато в чому залежить від розвитку ерозійних процесів, особливо роль в цьому відіграє водна ерозія (Геренчук, 1978; Геренчук, 1981).

Багато природних ландшафтів Карпат є частиною культурною та природної спадщини і претендують на отримання природоохоронного статусу як геолого-геоморфологічні пам'ятки. Мальовничі субальпійські післяльодовикові ландшафти – привабливі об'єкти для розвитку геотуризму в Українських Карпатах, завдяки своєму унікальному природному середовищу та георізоманіттю (Bortnyk et al., 2021; Брусак, 2022).

На території Українських Карпат сформувався перехідний тип клімату, помірно-атлантично-континентальний, який перетворюється у континентальний східноєвропейський. У горах сформувався помірно-континентальний клімат з достатнім та надмірним зволоженням. Регіон Українських Карпат є одним з найвологіших в Україні та характеризується м'якою зимою, не жарким літом і теплою осінню. Для зимового періоду характерні різкі похолодання, проте досить часто спостерігаються відлиги (Гнатів et al., 2012).

У передгір'ї абсолютні мінімуми температури досягають від -31°C до -36°C , а в гірських долинах – -37°C , що досить негативно впливає на рослинне

середовище, проте частота виникнення таких морозів досить низька. Максимальні температурні значення в даному регіону, зазвичай, не перевищують $+40^{\circ}\text{C}$. (Василишин, 2018). В 2021 році середня річна температура повітря у високогір'ї становила $+3,4^{\circ}\text{C}$ (Екологічний паспорт Івано-Франківської обл., 2021).

Середнє значення вологості повітря в Карпатах становить близько 80 %. Протягом зимового періоду спостерігається вологонасиченість повітря, що коливається від 80 % до 90 %. Вологість сухого весняного повітря знаходиться межах 55-60 %. На рівнинних територіях атмосферне зволоження знаходиться в межах норми, але в передгірських та гірських районах воно надлишкове (Геренчук, 1981; Гнатів et al., 2012).

Стійкий сніговий покрив в горах спостерігається протягом 5 місяців. Протягом весняного періоду сніг лежить доволі довго, в окремих сніговий покрив на вершинах гір можна спостерігати пізньою весною та на початку літа (Екологічний паспорт Івано-Франківської обл., 2021). Протягом періоду 2001-2015 рр. в регіоні Українських Карпат зафіксовано відхилення кліматичних показників від стандартної кліматичної норми. Спостерігалось збільшення тривалості вегетаційного і теплових періодів, а також підвищення середніх місячних і річних температур (Канарський, 2016). Середня швидкість вітру коливається від 1,2 до $2,4 \text{ м}\cdot\text{с}^{-1}$ (Екологічний паспорт Закарпатської обл., 2021). Західні і північно-західні вітри переважають протягом року. Інтенсивні снігопади у холодний період року зумовлені впливом західних та північно-західних циклонів (Екологічний паспорт Львівської обл., 2021). Весною в регіоні спостерігається нестійкий погодний режим, що обумовлено частою зміною повітряних мас. Стосовно сильних вітрів, які можуть призвести до вітровалів і буреломів, частіше виникають на північно-східному мегасхилі Карпат. На південно-західному мегасхилі сильні вітри спостерігаються рідко. У розрізі пір року, сильні вітри в регіоні Українських Карпат найрідше трапляються у липні та серпні, а найчастіше протягом зимового періоду (грудень, січень) (Лавний, 2009).

Для гірсько-лісового поясу Карпат найбільш характерними є бурі гірсько-лісові ґрунти. В залежності від їх фізико-хімічних властивостей та вмісту гумінових

речовин вони поділяються на: опідзолені, неопідзолені, світло-бурі, бурі та темно-бурі. Гірсько-підзолисті та торф'яно підзолисті ґрунти формуються під природними ялиновими лісами та заростями сосни гірської. Лучно-лісові ґрунти сформувались на м'яких материнських породах переважно під приполонинними насадженнями (Василишин, 2016; Василишин, 2018). В деяких районах Карпат трапляються дерново-підзолисті ґрунти, чорноземи і гідроморфні ґрунти, які поділяються на лучні, лучно-болотні та болотні (Екологічний паспорт Чернівецької обл., 2021). Формування різних типів ґрунтів в гірських умовах залежить від багатьох факторів, зокрема, характеру рельєфу, материнської породи, кліматичних умов.

Строкатість рельєфу Українських Карпат сформувала передумови для розвитку багатьох рослинних формацій в даному регіоні. Багатий видовий склад рослинності налічує понад дві тисячі вищих рослин, серед них 80 видів занесено до Червоної книги України. Українські Карпати є місцем збереження видового біорізноманіття (Kobiv et al., 2017), природних лісових екосистем, рідкісних та зникаючих видів, що відображено у значно вищому показнику заповідності цих територій (15,5%) у порівнянні з іншими рівнинними регіонами України. Мережа природно-заповідного фонду даного регіону налічує 1274 об'єкти, серед яких 2 заповідники, 11 національних природних парків, 8 регіональних ландшафтних парків, 186 заказників (Попович, 2019). Наприклад, на заповідних територіях лише Івано-Франківської області під охороною знаходиться понад 1000 видів судинних рослин, що в свою чергу становить близько 55 % флори Українських Карпат (Екологічний паспорт Івано-Франківської обл., 2021).

Необхідність ефективної охорони рослин зумовлена і активними кліматичними змінами, що безпосередньо впливають на динамічні процеси розвитку гірських лісових екосистем та змінюють межі ареалів лісових видів рослин. Окрім лісових екосистем, вразливими до кліматичних змін є високогірні холодолюбні види рослин. Скорочення популяцій холоднолюбних видів викликано підвищенням нижньої межі їх поширення. За останні 100-120 років чисельність їх популяцій в деяких гірських регіонах знизилася до критичної межі. Наслідком

таких процесів є поступове збіднення видового біорізноманіття високогірних екосистем Українських Карпат (Кобів, 2009; Cherepanyn, 2018; Кууак et al., 2015).

Крім того, кліматичні зміни наряду з антропогенними факторами сприяють поширенню інвазійних видів в Карпатському регіоні. Найчастіше осередки виникнення цих рослинних угруповань фіксують в долинах гір, передгір'ях та біля об'єктів місцевої інфраструктури, існують реальні ризики розповсюдження інвазійних видів на територіях високої природоохоронної цінності (Simpson & Prots, 2012).

Тваринний світ регіону Українських Карпат є досить різноманітним. Місцева фауна включає в себе представників гірських, середземноморських (саламандра плямиста, жаба зелена), західноєвропейських (косуля європейська) та східноєвропейських (глухар, тетерук) видів. Характерними представниками гірських районів є вовк, лисиця, свиня дика, ведмідь, глухар, шишкарі, трипалий дятел. На рівнинних територіях трапляється заєць сірий, свиня дика, косуля, полівки, горлиці, сичі, жайворонки та ін. В деяких районах Львівської області акліматизовано нутрію, ондатру та зубра. В межах Чернівецької області зафіксовано близько 200 видів птахів, переважна більшість яких є мешканцями лісів. Серед видового різноманіття тварин чимало ендеміків (тритон карпатський, білка карпатська). Видове різноманіття Івано-Франківської області представлене 435 видами хребетних, що є найвищим показником в Карпатському регіоні. Незважаючи на природоохоронний статус багатьох видів, останні роки зберігається стала тенденція до скорочення популяцій, яка багато в чому викликана значним антропогенним навантаженням на екосистеми (Екологічний паспорт Івано-Франківської обл., 2021; Екологічний паспорт Чернівецької обл., 2021; Екологічний паспорт Закарпатської обл., 2021; Екологічний паспорт Львівської обл., 2021).

В гірських умовах переважаючими є лісові види дерев та чагарників. Лісові насадження Карпатського регіону мають важливе екологічне, соціальне та економічне значення як для місцевого населення, так і для всієї України. Площа вкритих лісовою рослинністю територій в Карпатах становить близько 2085,6 тис. га. Переважна більшість лісів Українських Карпат, а саме 70 % за

площею та до 75 % за запасом підпорядковується Державному агентству лісових ресурсів України. У підпорядкуванні Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України знаходиться 6,4 % території лісових земель Карпат (Василишин, 2018).

Найпоширенішими деревними видами Карпат є бук лісовий, ялина європейська та ялиця біла. Загалом, характерною особливістю лісів регіону є переважання листяних деревних видів, частка яких становить майже 58 %. Хвойні ж лісові насадження займають близько 43 %. У видовій структурі твердолистяних видів переважає насадження за участі бука лісового (67 %), а у структурі хвойних, на ялицю та ялину припадає майже 75 % площі. Загальна площа лісових насаджень бука, ялини та ялиці становить понад 1 млн га, що займають 70 % території вкритих лісом земель даного регіону (Довідник лісового фонду, 2012).

2.2. Характеристика Карпатського національного природного парку

Карпатський національний природний парк – один з важливих напрямків туристичної діяльності в Україні. Насамперед, це обумовлено різноманітністю природних ландшафтів цієї місцевості та багатим видовим біорізноманіттям гірських екосистем. На території національного парку розташовано багато відомих природних і туристичних об'єктів, які приваблюють відвідувачів, стимулюють розвиток туристичної діяльності та становлять неабиякий науковий інтерес (Іваненко, 2019). Серед таких об'єктів варто виділити унікальні льодовикові водойми і карпатські праліси. Для любителів хайкінгу та трекінгу на території парку створено розгалужену туристичну мережу, яка сягає понад 140 км. Маршрути проходять через різні гірські ландшафти – від стрімких скелястих хребтів до відносно пологих полонин. Всі вони відрізняються за рівнем складності і покликані задовольнити потреби різних категорій туристів. Масив Черногора, Малі Горгани, найвища гора Українських Карпат Говерла, гора Піп Іван з обсерваторією «Білий Слон» – найпопулярніші туристичні напрямки, кількість відвідувачів яких, зростає щорічно (Про парк, 2022; Іваненко, 2019).

Територія Карпатського НПП розташована на північно-східних схилах Українських Карпат. Протяжність парку складає 55 км з північного-заходу на південний схід та 20 км з заходу на схід. Амплітуда висот досить широка і коливається від 400 м наді рівнем моря (с. Дора) до 2061 м (г. Говерла) (Киселюк et al., 2009; Тимчук et al., 2021). Історія розвитку природоохоронної діяльності на сучасній території Карпатського НПП має витоки з часів Австрійської імперії. В той період територія Галичини, разом з Прикарпаттям підпорядковувались Австрійській імперії, а процеси управління та використання природних ресурсів регулювались місцевими законами. Одним з найстаріших документів того часу, в якому йшлося про збереження лісових масивів Галичини був «Устави про ліси», який почав діяти з 1 січня 1853 року. Хоча зміст цього документу суворо забороняв зменшувати площу лісів регіону, протягом ХІХ століття спостерігалось постійне скорочення лісового фонду Галичини. Це пояснювалось недостатнім контролем за лісозаготівлею та відсутністю контролюючих органів на місцевому рівні. І навіть призначення інспекторів лісів та введення лісової поліції у 1904 році суттєво не вирішило проблему збереження гірських лісів. Водночас із охороною лісів були й перші спроби охорони тварин і рослин, які знаходились під загрозою зникнення. Важливу роль у формуванні цього процесу відіграли як окремі цивільні особи, так і громадські організації Галичини. Створення першого резервату на Чорногорі площею в 447 га розпочалося в 1921 році відповідно до розпорядження Міністерства рільництва і державних ресурсів (Варшава). Територія даного резервату постійно розширювалася, що в кінцевому результаті стало початком створення народного парку. Протягом радянського періоду часу ці території проходили через ряд трансформацій, в тому числі формування заповідників «Горгани» та «Чорногора» (1962 р.). Пізніше, Державний комітет Ради Міністрів УРСР по охороні природи обґрунтовував потребу у створенні Карпатського державного заповідника на площі 12672 га. У 1980 році на території Івано-Франківської області, відповідно до Постанови Ради Міністрів УРСР було створено Карпатський державний природний національний парк (50,3 тис. га) (*Про парк*, 2022; Бойчук et al., 2020; Кравчинський et al., 2019).

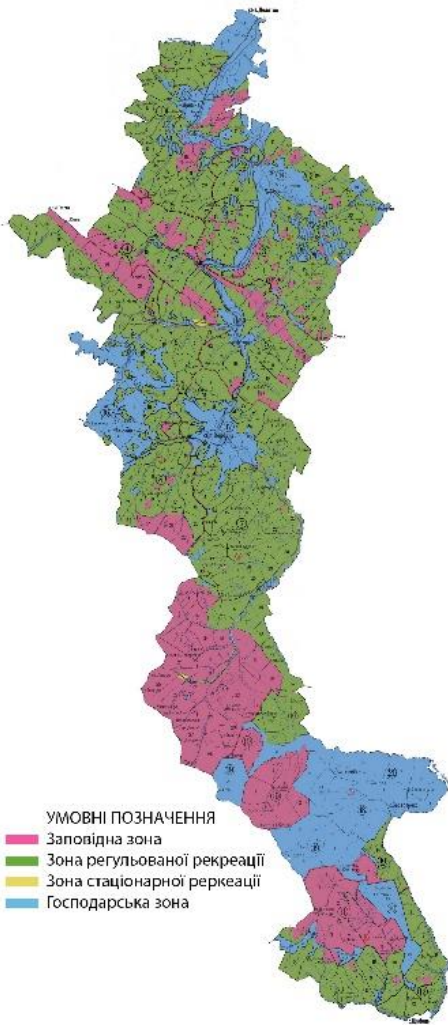


Рис. 2.1. Картосхема НПП

На сьогоднішній день загальна площа Карпатського національного природного парку становить 50495 га (*Про парк, 2022*). Як і будь-який інший національний парк, Карпатський НПП має виокремлені функціональні зони: заповідна зона, зона регульованої рекреації, зона стаціонарної рекреації та господарська зона (рис. 2.1).

Заповідна зона призначення для охорони, збереження та відновлення найбільш цінних природних екосистем, і займає 22,6 % (11401,4 га) території парку. На цій території заборонена будь-яка господарська діяльність, що створює загрози для природних об'єктів, або порушує розвиток природних процесів та явищ. До такої діяльності відноситься будівництво транспортних шляхів та споруд, проїзд, розведення вогнищ, випасання худоби, облаштування місць відпочинку, розробка

корисних копалин, усі види лісокористування, мисливство і рибальство та ін.

З метою збереження природних екосистем парку, у заповідній зоні допускається здійснення санітарних і протипожежних заходів, відновлення порушених природних комплексів, створення будівель й об'єктів передбачених завданнями парку, проведення освітньо-виховної роботи, виконання наукових досліджень. Зона регульованої рекреації займає 51,4 % (25964,2 га) території парку. В межах цієї зони дозволено проводити короткостроковий відпочинок населення. Саме на цій території дозволено облаштування екологічних стежок та туристичних маршрутів.

В межах зони регульованої рекреації суворо заборонено діяльність, яка може погіршити стан природних комплексів (промислове рибальство, рубки головного

користування). Зона стаціонарної рекреації парку становить 96,2 га (0,2 %). Основне призначення цієї зони є розміщення кемпінгів, готелів, мотелів та всіх будівель для обслуговування відвідувачів.

Територія, яку займає господарська зона, становить 13033,2 га (25,8 %) (*Про парк, 2022*). Це частина території парку, де дозволено проведення господарської діяльності з дотриманням загальних вимог до охорони навколишнього середовища. На цій території розташовані об'єкти комунального призначення парку, населені пункти та землі інших землекористувачів та землевласників (Киселюк et al., 2009).

За територіальною структурою землі Карпатського НПП розділені на окремі структурні підрозділи – природоохоронні науково-дослідні відділення (ПОНДВ). На землях, які надані у постійне користування парком, виділено 12 ПОНДВ, а саме: Яремчанське ПОНДВ, Ямнянське ПОНДВ, Підліснівське ПОНДВ, Женецьке ПОНДВ, Татарівське ПОНДВ, Яблуницьке ПОНДВ, Ворохтянське ПОНДВ, Говерлянське ПОНДВ, Бистрецьке ПОНДВ, Черногірське ПОНДВ та Високогірне ПОНДВ. Інші землі, які включено до території парку без вилучення їх у землекористувачів, віднесено до господарської зони.

На території Парку сформувався помірно-континентальний клімат із значною щорічною кількістю опадів, які коливаються в межах 700-1000 мм, що обумовлено особливостями рельєфу кожного з ПОНДВ. Середньорічна температура повітря становить від 4,1 до 7,2°C. Тривалість вегетаційного періоду – 180-202 діб. Переважаючими є вітри південно-західного напрямку. Протягом грудня встановлюється стійкий сніговий покрив по всій території Парку. Процес сніготанення розпочинається в квітні і триває травня місяця, а на окремих територіях може тривати до червня (Бистрецьке ПОНДВ) (Голубець, 2003; Стойко et al., 1995; Киселюк et al., 2009).

Території Карпатського НПП представлена різноманітними ландшафтами, формування яких відбувалось під впливом ендегенних та екзогенних процесів. В геоструктурному відношенні ці території входять в Карпатську складчасту область, до складу Скибової (з характерними утворення у вигляді скиб) та Черногірської (представлена крейдовими флішовими, верхньокрейдowymi і палеогеновими

відкладами) структурно-фаціальних зон. Загалом, територія парку складена породами мезозою і кайнозою. Відповідно до фізико-географічного районування, територія Карпатського НПП знаходиться в межах трьох областей провінції Східних Карпат Карпатської гірської країни. Північні території парку входять до Зовнішньо-Карпатської області, до Вододільно-Верховинської області відноситься середня частина парку, а південні території парку знаходяться в межах Полонинсько-Чорногірської області (Цись, 1962; Мельник, 1999; Оленич, 2018; Кравчинський et al., 2019).

Зовнішній вигляд рельєфу парку сформований під впливом різних екзогенних факторів, таких як процеси вивітрювання та водна ерозія. Головною рушійною силою процесу вивітрювання є кліматичні зміни, а водний та тепловий режими обумовлюють процеси фізичного вивітрювання гірських порід. Також важливе значення у формуванні сучасних форм рельєфу парку відіграє діяльність постійних та тимчасових водотоків, які сформували терасовані долини, прорізавши породи гірські хребти (наприклад, терасовані комплекси р. Прут). Під час сніготанення та у дощові періоди, поверхневий стік на гірських схилах парку набуває форму густої мережі струмків або стікає у вигляді площинних безруслових потоків, що призводить до розвитку ерозійних процесів. Такий сезонний поверхневий стік поділяють на тимчасові гірські потоки та тимчасові потоки ярів, які сприяють формуванню яружної системи в гірській місцевості. Також, катастрофічно руйнівним явищем, що періодично виникає у гірських долинах є грязекам'яні потоки. Ці потоки несуть велику кількість уламкового матеріалу з великою швидкістю і мають велику кінетичну енергію, здатну спричинити значні руйнування. Окрім цього, поверхневі та підземні води сприяють розвитку таких явищ, як зсуви гірських порід. На розвиток цих процесів впливає велика кількість атмосферних опадів, велика крутизна схилів, річкова абразія, діяльність підземних вод, падіння гірських порід та антропогенний вплив (Пилипенко et al., 2019).

Інтенсивність та характер опадів має прямий вплив на розвиток ерозійних процесів на території парку, а зі збільшенням висоти над рівнем моря їх кількість стрімко зростає. Активізація розвитку ерозійних процесів часто пов'язана з

зливовими дощами, які формують потужний поверхневий стік на стрімких схилах, що в свою чергу може стати причиною селевих потоків. Для деяких територій Карпатського НПП, які знаходяться на значних висотах над рівнем моря (Високогірне ПОНДВ, Говерляньське ПОНДВ, Бистрецьке ПОНДВ), характерними є такі явища як лавини. Всі вищеперераховані процеси та явища формують сучасний вигляд гірських ландшафтів парку (Киселюк et al., 2009).

На гірських хребтах беруть початок багато потоків, струмків та річок, які об'єднуються в річці Прут та притоках Чорного Черемошу. Територія Карпатського НПП знаходиться в басейні річок Прут та Чорний Черемош. Прут – є головною водною артерією в даній місцевості. Для Пруту та його притоків характерний паводковий режим, і майже щорічна повінь. Свій початок бере на південно-східному схилі гори Говерла на висоті близько 1800 м над рівнем моря. Площа водозбору становить 27540 км², а загальна довжина річки – 910 км (Екологічний паспорт Івано-Франківської обл., 2021). Водозбір Пруту витягнутий з північного-заходу на південний схід. Русло досить помірно звивисте, помірно розгалужене та порожисте. Середня швидкість течії становить 1,0-1,5 м·с⁻¹, в деяких місцях змінюється від 0,4 до 4 м·с⁻¹. Має велику кількість притоків: Кам'янка, Жонка, Прутець, Яблунецький та інші. На ріці Прут та її притоках знаходяться багато мальовничих, привабливих для рекреації місць, серед яких водоспади Пробій та Гук. Другою важливою водною артерією парку є Чорний Черемош, витoki якого знаходяться в Чивчинських горах. Всі ріки, розташовані на території парку мають змішаний тип живлення. Протягом зимового періоду річки наповнюються за рахунок талих вод, у весняний період живляться за рахунок снігу і дощу, а влітку – дощем. Загалом, переважаючим є дощове живлення, а в міжпаводкові періоди живлення річок відбувається за рахунок ґрунтових та підземних вод.

Карпатський фліш та продукти його вивітрювання є основними ґрунтоутворюючими породами Українських Карпат. На дренованих гірських породах формуються бурі гірсько-лісові ґрунти, а з погіршенням дренованості формуються оглеєні та опідзолені ґрунти. В межах гірсько-лісового поясу території

Карпатського НПП переважають гірські буроземи (бурі гірсько-лісові ґрунти) (Савчук, 2019).

Такі типи ґрунтів формуються під хвойними та широколистяними лісами. Основною материнською породою цих ґрунтів є фліш та елювій кристалічних порід. Для таких ґрунтів є характерним високий вміст гумусу, який становить в межах 3-5 %. Хоча в гірській місцевості зустрічаються як високогумусні, так і малогумусні бурі гірські ґрунти. Ведення сільського господарства на цих ґрунтах призводить до їх швидкого збідніння, через активізації процесів площинної ерозії. На менш стрімких гірських схилах (до 10°) гірські буроземи змінюються бурими опідзоленими оглеєними. Особливістю гірського рельєфу є значні перепади висот, що в свою чергу впливає на температурний режим і розподіл вологості на цих територіях, та призводить до диференціації лісових ґрунтів. Таким чином в гірській місцевості формується різні типи гірських буроземів, а саме бурі, світло-бурі, темно-бурі, опідзолені та неопідзолені. Біля верхньої межі лісу формуються торф'яно-гірсько-підзолисті ґрунти. На безлісних ділянках гірської місцевості часто формуються лучно-буроземні та дерново-буроземні ґрунти, які відрізняються від буроземів наявністю дернового горизонту завтовшки 20-30 см. На території Карпатського НПП також є гірсько-лучно-буроземні ґрунти, які досить поширені в субальпійських і альпійських поясах. Формування цього типу ґрунтів відбувалося під чагарниковою та лучною рослинністю. Ці ґрунти мають високу кислотність (рН 3,5-4,5) та великий вміст гумінових речовин (10-15%) (Киселюк et al., 2009; Яремич, 2007; Стойко et al., 1995).

Сприятливі природо-кліматичні умови території Карпатського НПП зумовили формування багатих на видове різноманіття природних екосистем. Так, наприклад, тваринний світ Парку нараховує 188 видів хребетних та 600 видів безхребетних тварин. Гірські умови парку є середовищем існування багатьох видів, в тому числі ендеміків, які не трапляються на прилеглих рівнинних територіях. В екосистемах парку зафіксовано ряд видів тварин, характерних саме для гірських умов, серед яких тритон альпійський, саламандра плямиста, глушець карпатський, білка карпатська, бурий ведмідь, струмкова форель, сірий вовк, рись та інші. Клас

савців представлений 53 видами, з яких 21 занесено до Червоної Книги України (кіт лісовий, рись, горностаї, видра та інші). В лісових екосистемах Парку трапляється понад 100 видів птахів, серед яких 14 занесено до Червоної Книги України (*Фауна*, 2022; *Про парк*, 2022; Екологічний паспорт Івано-Франківської обл., 2021; Кас'янчук, 2018).

Не менш багатоманітною на видові різноманіття є флора Карпатського НПП. Рослинний світ Парку нараховує 1105 видів судинних рослин. Близько 96 % видів рослин становить відділ покритонасінних. Серед рослин Парку є багато рідкісних видів, які знаходяться під охороною і занесені до місцевих та міжнародних природоохоронних документів. Так, наприклад, 95 видів рослин занесені до Червоної книги України (білоцвіт весняний, булатка довголиста, гніздівка звичайна, журавлина дрібноплода, первоцвіт дрібний, рододендрон східнокарпатський, скополія карніолійська, сон білий, тирлич крапчастий, шафран Гейфеля та інші), 3 занесені до Червоного списку Міжнародного союзу охорони природи, 4 види з Європейського Червоного списку.

Територія Парку багата на рідкісні ендемічні види: баранець звичайний, рододендрон східнокарпатський, родіола рожева, молодило гірське, підсніжник білосніжний, тирлич жовтий, зозуленець Фукса та інші (Екологічний паспорт Івано-Франківської обл., 2021; *Флора*, 2022; Киселюк et al., 2009). Через особливості гірського рельєфу та відповідно зміну ґрунтових та кліматичних умов з висотою над рівнем моря відбувається висотний розподіл рослинності.

Гірські лісові екосистеми Карпатського національного природного парку мають велику екологічну, захисну, наукову та природоохоронну цінність та є головним осередком збереження видового біорізноманіття в регіоні. Площа земель лісового фонду Карпатського НПП становить 38322 га. Лісові землі Парку займають площу 34,82 тис. га, серед яких вкриті лісовою рослинністю – 34,0 тис. га (Екологічний паспорт Івано-Франківської обл., 2021; *Про парк*, 2022).

Для більш детальної таксаційної характеристики лісів Карпатського НПП було використано реляційну базу даних «Повидільна таксаційна характеристика лісу» ВО «Укрдержліспроєкт» (Укрдержліспроєкт, 2006). Ця реляційна база містить

таксаційну характеристику насаджень основних лісотвірних деревних видів Карпатського регіону, в тому числі і лісів національних парків. Використання подібних допоміжних інструментів є важливою складовою аналізу даних при здійсненні наукових досліджень (Довідник лісового фонду, 2012).

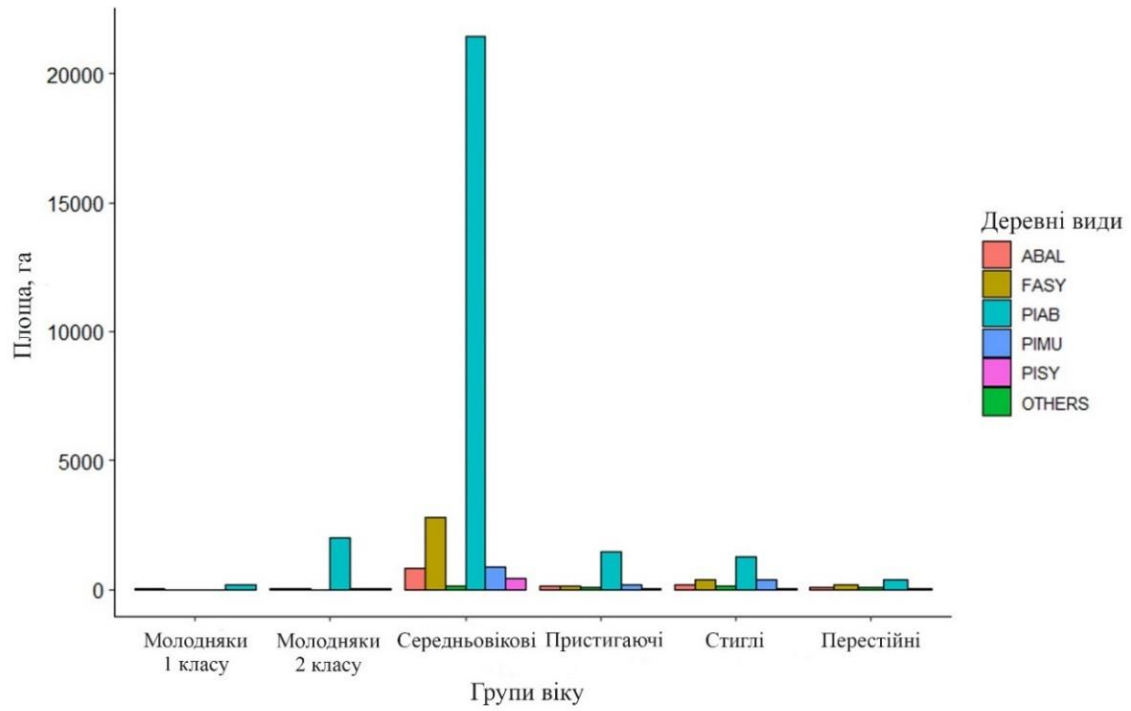
Назви деревних видів, що наведені на рис. 2.2-2.7 подані у вигляді акронімів відповідно до їх латинських назв: ABAL – ялиця біла, FASY – бук лісовий, PIAB – ялина європейська, PIMU – сосна гірська, PISY – сосна звичайна. Вікова структура лісів Карпатського НПП у розрізі основних лісотвірних деревних видів зображено на рис. 2.2.

Інтенсивна господарська діяльність в Карпатах, особливо в післявоєнні роки суттєво вплинула на вікову структуру насаджень, що призвело до зменшення частки стиглих та перестійних лісів. Крім того, в перші роки після отримання Україною незалежності, масштаби самовільних рубок в регіоні досягали обсягів не менших, ніж від офіційної лісозаготівлі (Kuemmerle et al., 2009).

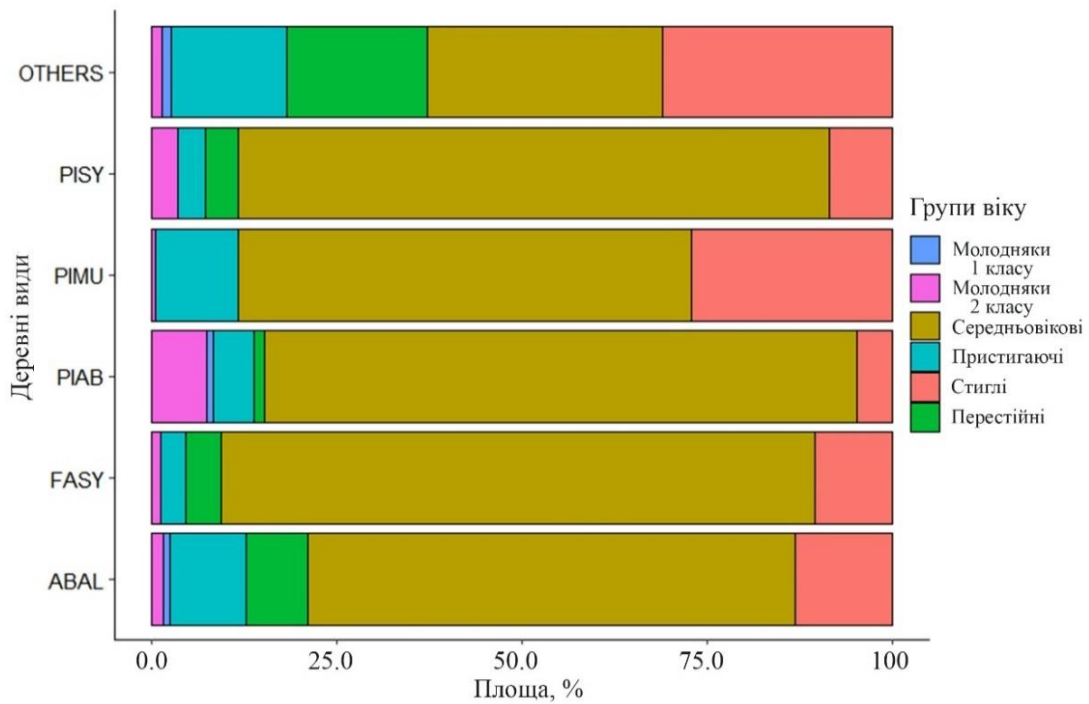
Відповідно до вікової структури лісів Парку, найбільшу площу займають середньовікові насадження, частка яких становить більше 70 %, серед яких близько 80 % припадає на ліси за участю ялини європейської, насадження якої є найпоширенішими на території Парку.

Майже на 7 % від загальної площі, вкритою лісовою рослинністю зростають молодняки. Незначну частину лісового фонду, близько 2,3 тис. га займають стиглі деревостани. Відповідно до розподілу гірських деревостанів Парку за віковими групами, пристигаючі, стиглі та перестійні насадження зростають на території більше 5 тис. га, що становить близько 15 % території, вкритою лісовою рослинністю.

Вертикальна поясність гірських лісів Карпатського НПП представлена наступними лісорослинними поясами: ялицево-букові ліси з домішкою ялини (граба), буково-ялицеві ліси з домішкою ялини, буково-ялицево-ялинові ліси, ялицево-ялинові ліси, чисті ялинові ліси, ялинники з домішкою сосни кедрової, субальпійський гірськососновий та альпійський пояси.



а)



б)

Рис. 2.2. Розподіл площі ділянок, вкритих лісовою рослинністю, за деревними видами та групами віку: а) загальний розподіл площ; б) віковий розподіл у розрізі кожного деревного виду

Варто зазначити, що співвідношення видів та склад насаджень в межах поясів може відрізнитися в залежності від їх місцезростання та природних умов, під якими формувались лісові екосистеми. В межах кожного ПОНДВ спостерігаються певні відмінності стосовно нижньої і верхньої границь лісорослинних поясів та складу насаджень (домішок інших видів) (Екологічний паспорт Івано-Франківської обл., 2021; Киселюк et al., 2009, *Флора*, 2022). В північній передгірній та гірській частинах Парку домінують букові та ялицеві деревостани з домішками клена гостролистого, явора, в'яза гірського та дуба. З більшим підняттям в гору сформувались мішані хвойно-листяні ліси приставлені ялицево-смереково-буковими та смереково-буковими насадженнями. Ялиця біла часто виступає компонентом мішаних лісів та не формує окремого ялицевого поясу. В межах від 1100 до 1600 м над рівнем моря зростають суцільні масиви чистих та мішаних ялинників. Зона ялинових лісів займає близько 55 % середньо- та високогірної частини Парку. У межах висот 1100-1300 м над рівнем моря знаходиться реліктовий лісовий пояс смерекових лісів з домішкою сосни кедрової європейської. Також на території парку збереглися залишки реліктових соснових лісів із домішкою ялини звичайної. Субальпійський пояс Парку представлений непрохідним криволіссям із сосни гірської, ялівцю сибірського, душекії зеленої та субальпійських лук. Саме тут можна зустріти рідкісні угруповання рододендрону східнокарпатського. В районі високогірних ландшафтів Чорногірського масиву розташований альпійський пояс від висоти 1850 до 2061 м над рівнем моря. В цьому поясі поширені лежачокостричні, біловусно-щучникові та осоково-ситникові асоціації. Тут трапляються такі характерні для даних умов види як родіола рожева, очиток альпійський, шафран Гейфеля, сольданелла та інші (Екологічний паспорт Івано-Франківської обл., 2021; *Флора*, 2022; *Про парк*, 2022).

На рис. 2.3. проілюстровано розподіл запасу стовбурів у корі ($\text{м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$) у розрізі деревних видів та груп віку. Найбільшого середнього запасу на гектар сягають середньовікові, пристигаючі, стиглі та перестійні насадження ялиці білої.

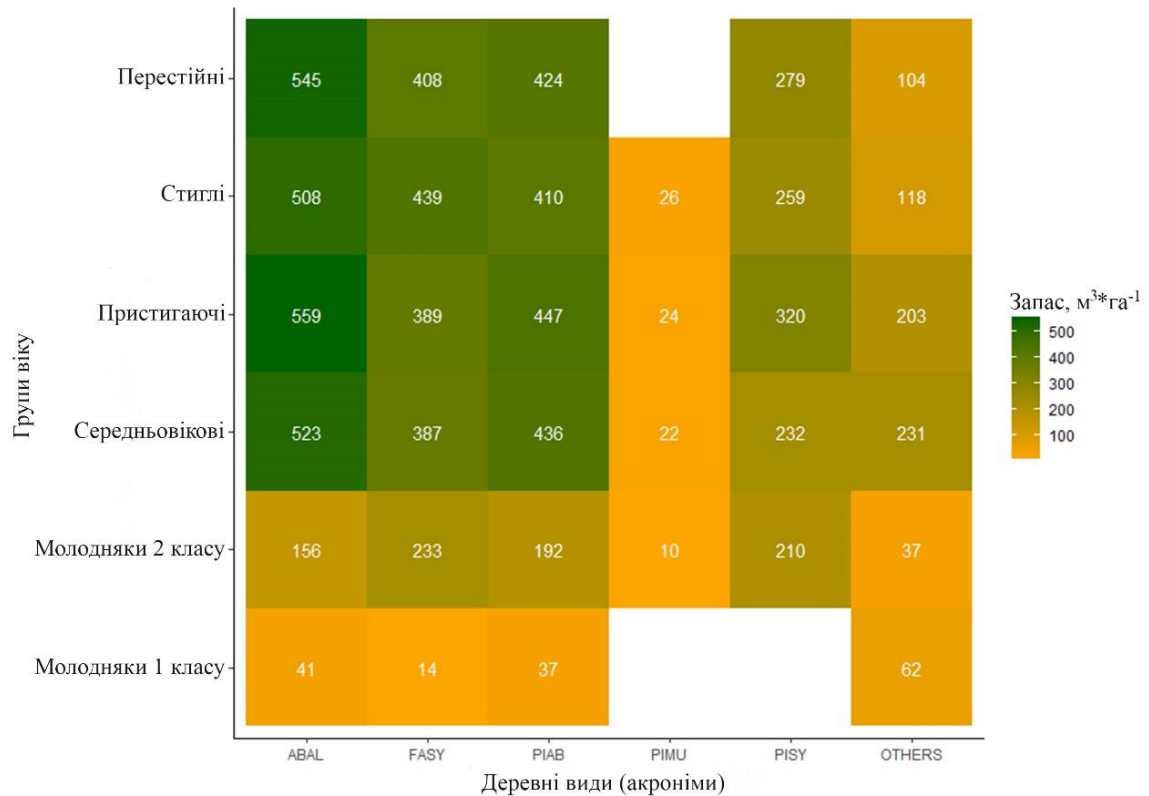


Рис. 2.3. Розподіл середнього запасу стовбурів за групами віку та деревними видами у лісах Карпатського НПП

Серед пристигаючих, стиглих та перестійних насаджень Парку, на другому місці за запасом йдуть деревостани ялини європейської, на третьому – бук лісовий, на четвертому – сосна звичайна. Серед молодняків найбільш продуктивними є насадження бука лісового та сосни звичайної. Сосна гірська не утворює високопродуктивні насадження протягом всього свого розвитку, що обумовлено її екологічними та морфологічними особливостями. Одним з важливих показників продуктивності лісів є бонітет, значення якого відображає вплив факторів навколишнього середовища на ріст і розвиток деревостанів різних деревних видів. Розподіл середнього запасу стовбурів у корі за класами бонітету та основними лісоутворюючими видами наведено на рис. 2.4.

Відповідно до середніх значень стовбурового запасу простежується загальний тренд зростання продуктивності насаджень відповідно до класу бонітету.

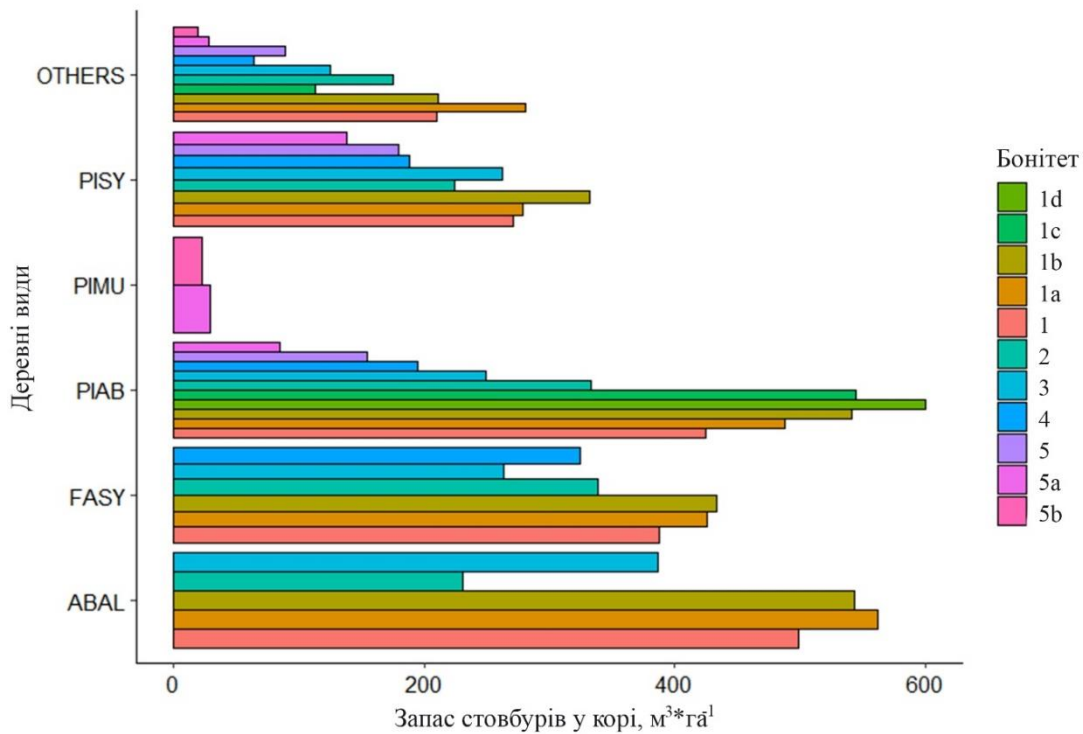
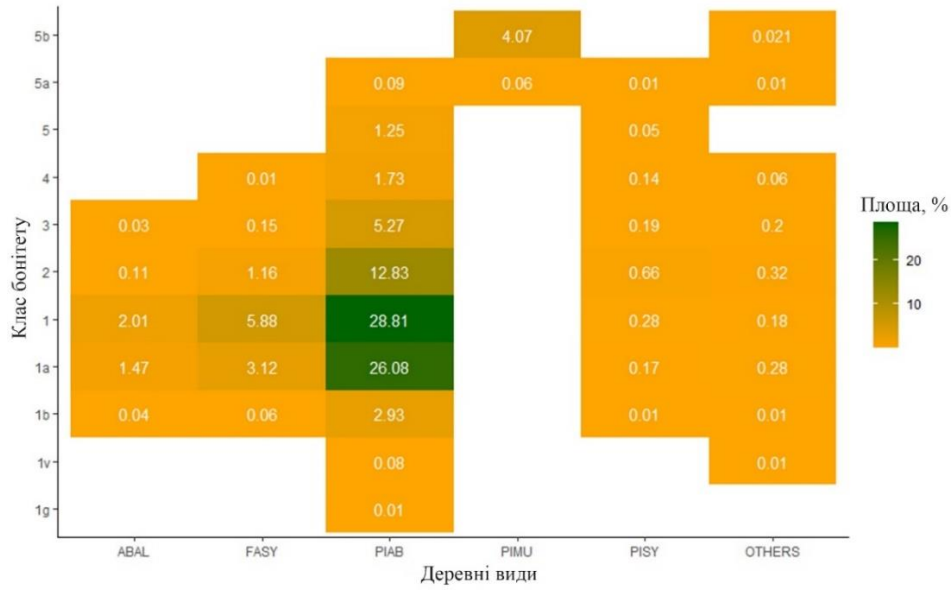
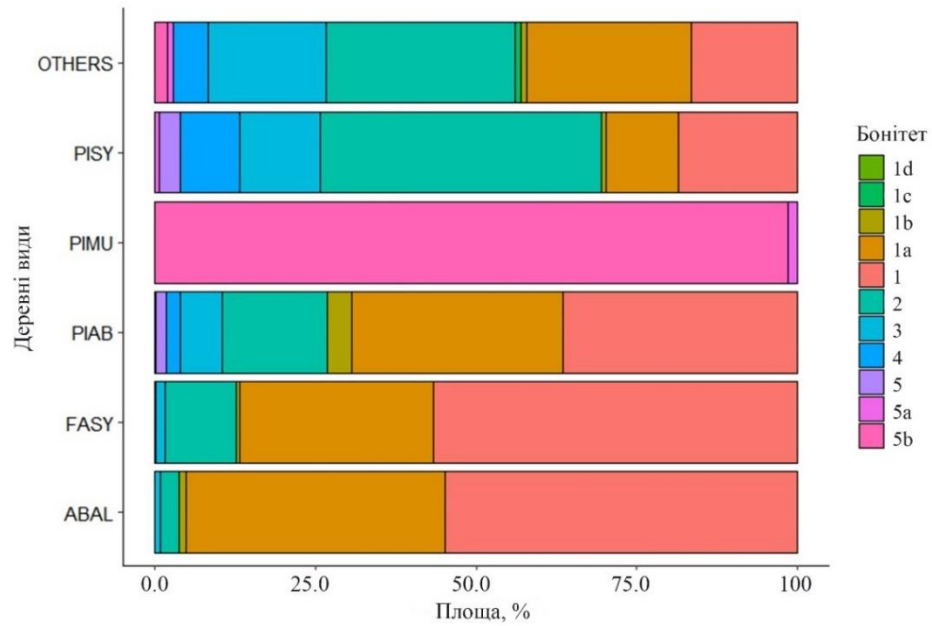


Рис. 2.4. Розподіл середнього запасу стовбурів за класами бонітету та деревними видами

Для насаджень за участю бука лісового та ялиці білої спостерігається певне порушення закономірності зростання продуктивності відповідно до бонітету, що може пояснюватись віковою структурою, повнотою та площею насаджень у структурі лісового фонду НПП. Насадження ялини європейської є не тільки найбільш поширеними в регіоні досліджень, а й у переважній більшості представлені високопродуктивним насадженнями (рис. 2.5). Ялинові ліси I і I^a класів бонітету охоплюють площу майже 55 % загальної площі ділянок, вкритих лісовою рослинністю. Крім того, значна частина ялинників (близько 18 % площі) ростуть у насадженнях II та III класів бонітету. Низькопродуктивні ялинові деревостани зростають на площі, що займає менше 5 % лісового фонду Парку. Більше 50 % площі букових та ялицевих деревостанів представлені високопродуктивними насадженнями, що описуються I та I^a класами бонітету. Зарості сосни гірської представлені низькопродуктивними насадженнями, що зростають за 5^a та 5^b класами бонітету.



а)

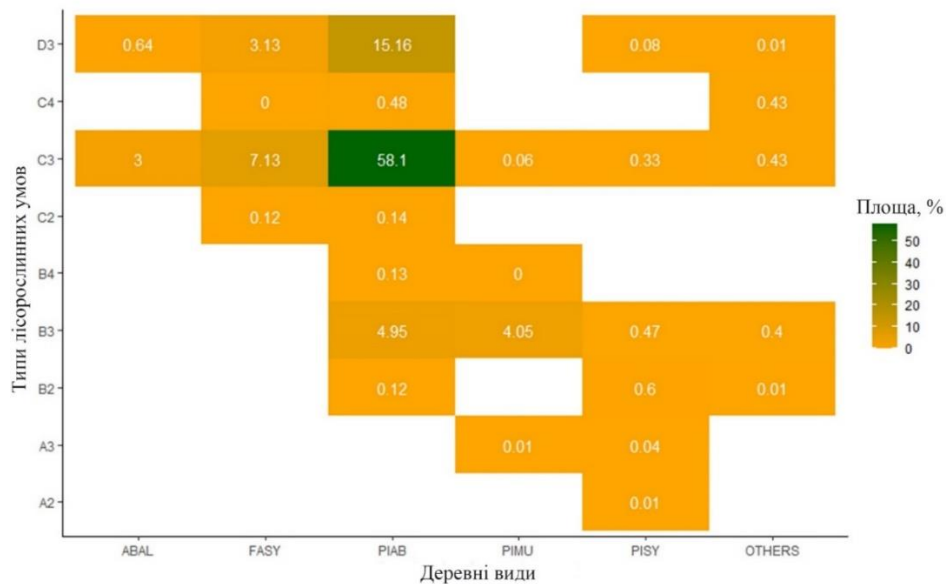


б)

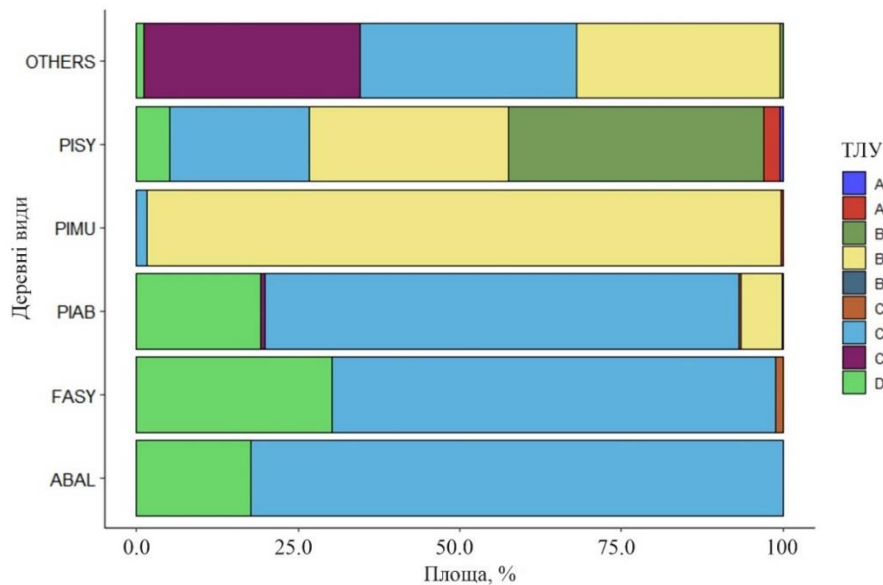
Рис. 2.5. Розподіл площі ділянок, вкритих лісовою рослинністю за класами бонітету та деревними видами: а) загальний розподіл; б) розподіл за класами бонітету у розрізі кожного виду

Розподіл лісових ділянок Карпатського НПП за типами лісорослинних умов (ТЛУ) та основними лісоутворюючими деревними видами продемонстровано на рис. 2.6. Переважна більшість ялинових деревостанів зростають у вологих

лісорослинних умовах С₃, D₃ та В₃, що становлять 58,1 %, 15,2 % та 5 % площі лісових земель, вкритих лісовою рослинністю відповідно.



а)



б)

Рис. 2.6. Розподіл площі ділянок, вкритих лісовою рослинністю, за деревними видами та ТЛУ а) загальний розподіл; б) розподіл за ТЛУ у розрізі кожного виду

Стосовно деревостанів з перевагою бука лісового та ялиці білої, вони зростають переважно в сугрудах та грудах. Насадження сосни звичайної займають найбільшу площу в умовах В₂ та В₃, проте трапляються насадження як в бідніших

умовах (A_2, A_3), так і незначні площі деревостанів представлені в умовах D_3 . Даний розподіл лісових насаджень цілком відповідає типовим умовам Українських Карпат. Розподіл деревостанів лісотвірних деревних видів Карпатського НПП за відносними повнотами проілюстровано на рис. 2.7.

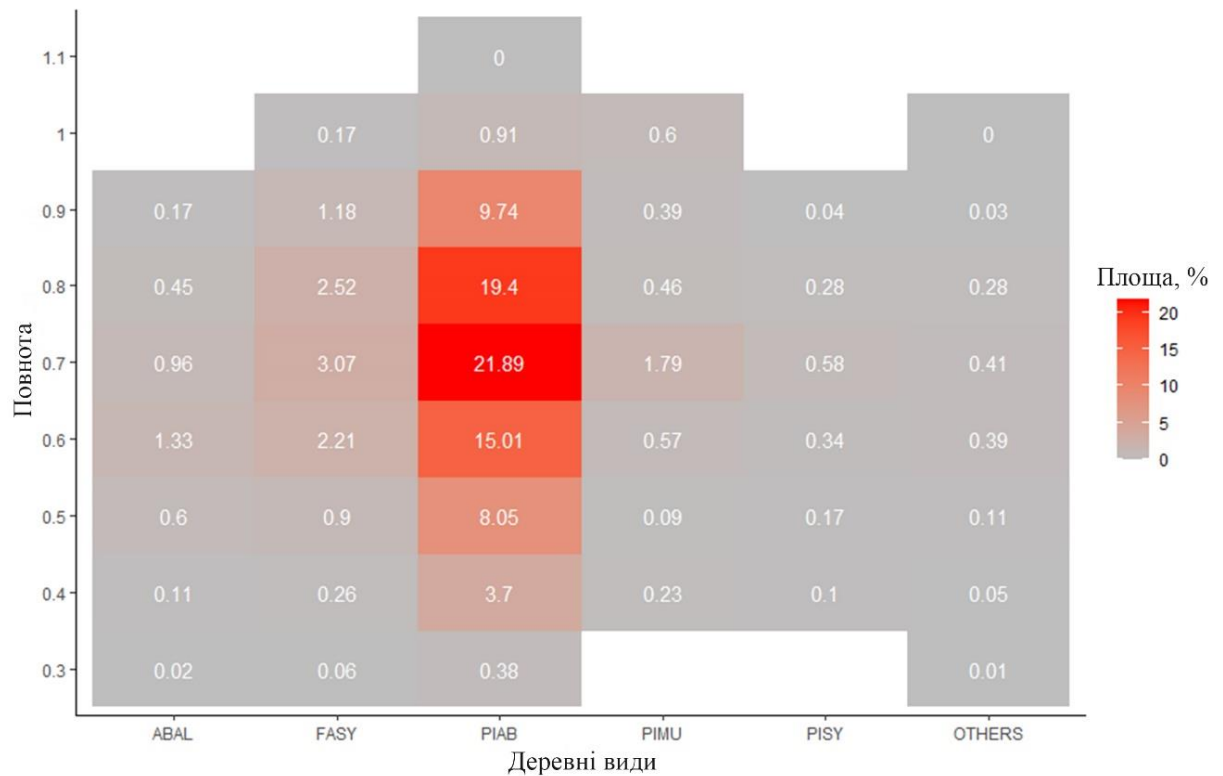


Рис. 2.7. Розподіл площі ділянок, вкритих лісовою рослинністю, за деревними видами та повнотою

Відповідно до рис. 2.7. для насаджень за участю ялини європейської простежується переважання насаджень із відносною повнотою 0,6, 0,7 та 0,8. Частка таких ялинових деревостанів становить близько 66 % площі ділянок вкритих лісовою рослинністю, або 71 % загальної площі ялинників, а насадження із повнотами 1 та 1,1 становлять лише 1,2 %. Насадження за участю бука лісового мають аналогічний до ялини тренд розподілу за відносними повнотами, переважаючи більшість яких мають повноти 0,6, 0,7, 0,8. Для ялицевих та соснових насаджень спостерігається більш рівномірний розподіл площ за відносними повнотами. У деревастанях за участі ялиці білої простежується переважання насаджень із відносними повнотами 0,6, 0,7, а для сосни звичайної із повнотою 0,7. З вищенаведеної характеристики лісового фонду Карпатського НПП стає

зрозумілим, що ялина європейська є основним найпоширенішим лісотвірним видом на території Парку, насадження якого найчастіше зростають у вологих умовах та представленні середньовіковими, середньоповнотними та високопродуктивними деревостанами.

Крім того, особливо цінними лісовими екосистемами Парку є праліси та природні ліси, загальна площа яких становить близько 2,4 тис. га. Серед них за своїм видовим складом переважають ялинові (79 %), букові (10 %) та ялицеві (4 %) лісостани. Реліктові ліси сосни та кедрів європейського збереглися на території Бистрецького, Татарівського та Женецького ПОНДВ. Основна частина букових пралісів зосереджена в Яремчанському та Ямнянському ПОНДВ. Ялинові праліси зростають на території Високогірного та Говерляньського ПОНДВ, ялицеві та букові природні ліси – в Підліснівському. Однією з основних причин збереження цих природних гірських лісів є важкодоступність для лісозаготівельної галузі. На даний час всі праліси знаходяться під охороною, а на їх території заборонена будь-яка господарська діяльність (Флора, 2022; Белей, 2019).

2.3. Меліоративний стан насаджень та рекреаційна діяльність на території Карпатського НПП

Активний технологічний розвиток сучасного світу призвів до значних змін в середовищі нашого існування, головним чином через інтенсивну експлуатацію природних ресурсів, багато з яких є невідновлюваними. Результатом антропогенного впливу на довкілля також стала зміна природного середовища, втрата унікальних природних екосистем, фрагментація ареалів багатьох видів організмів та зменшення видового біорізноманіття. Таким чином, охорона природних ресурсів та їх раціональне використання є однією з найбільш актуальних проблем сучасності. В свою чергу вирубування лісів та виснаження лісових ресурсів призводить до зниження їх захисних властивостей, втрату ґрунтів, забруднення повітря та джерел прісної води та багатьох інших негативних наслідків (Генсирук et al., 1987).

В останні десятиліття по всьому світу активно розвивається туристична та рекреаційна діяльність, в тому числі сталий (зелений) туризм. Хоча в багатьох аспектах туристична діяльність забезпечую соціальне та економічне благополуччя місцевих громад, не можна не зазначити, що саме рекреаційна діяльність та туризм є одним з вагомих факторів впливу на стан та стійкість лісових екосистем. Зелений туризм є досить популярним на природних територіях національних парків у всьому світі, в тому числі Україні. Адміністрації парків, дослідники та інші стейкхолдери активно впроваджують дослідження з метою визначення стійких показників ефективності використання ресурсів парків та заповідників у туристичних цілях. Для цього, зазвичай, використовують методи порівняння монетизованих переваг та витрат лісової політики, яка була попередньо впровадження на цих територіях.

Хоча економічна оцінка використання природних ресурсів є важливою складовою їх раціонального управління, не менш вагомим є розуміння рівня задоволеності рекреантів, які готові потенційно платити більше за кращий отриманий досвід, якісніший та більш сталий відпочинок. Проте різні території, які відносяться до об'єктів природно-заповідного фонду, становлять не однаковий туристичний інтерес для рекреантів, незважаючи їх екологічну цінність. На рівень задоволення потреб рекреантів значно впливає різноманітність лісових ландшафтів, незайманість природних територій, невелика кількість туристів та ін. Сукупність подібних факторів робить такі місця більш привабливими та економічно ціннішими для розвитку зеленого туризму (Kang et al., 2018).

Національні природні парки є чудовим місцем для відпочинку населення, осередком збереження природних екосистем та джерелом, що продукує широкий спектр екосистемних послуг. Незважаючи на важливість останніх, на даний час практика оцінки екосистемних послуг не набула широко застосування. Хоча їх оцінка та потенційна монетизація відкриває нові шляхи додаткового залучення коштів для охорони та збереження природних екосистем. Про важливість оцінки екосистемних послуг йдеться у ряді міжнародних ініціатив, серед яких Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) та

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). Саме подібні ініціативи створюють нові можливості для захисту біорізноманіття та збереження природних екосистем (Paudyal et al., 2018).

Однак крім позитивного впливу зеленого туризму на соціальну та економічну складову розвитку окремих регіонів, супутніми ефектами його розвитку є негативний вплив на екологічний стан довкілля та біорізноманіття як на індивідуальному (локальному), так і на рівні екосистеми. Постійно зростаюча кількість туристів завдає значного антропогенного навантаження на екосистеми та створює передумови розвитку дигресійних процесів. Так, наприклад, для Скандинавських країн спостерігається зростання кількості відвідувачів національних парків, через що зростає і вразливість екосистем до антропогенного впливу. Подібні тренди збільшення антропогенного навантаження матимуть як непрямі впливи, так і прямі негативні наслідки для довкілля (Tolvanen & Kangas, 2016).

Стабільне забезпечення екосистемними послугами, серед яких задоволення потреб рекреантів, залежить від стійкості екосистем, які зазнають постійного антропогенного впливу. Окрім впливу людини, екологічна стійкість природних екосистем багато в чому залежить від кліматичних змін та регіону їх розташування. Температурний режим та режим опадів можуть сильно вплинути на забезпечення екосистемних послуг через обмеження потенційних можливостей для відпочинку. Наприклад, прискорені ерозійні процеси, викликані інтенсивними опадами в Національному парку Горче (Польща) спричинили руйнування популярних туристичних маршрутів, що призвело до їх тимчасового закриття. Процес відновлення порушених маршрутів може займати кілька років. Протягом періоду відновлення або ренатуралізації, рекреаційні території не здатні повноцінно забезпечувати рекреантів та місцеве населення екосистемними послугами. Для порушеної ж частини екосистеми характерною рисою є зниження видового різноманіття (Tomczyk et al., 2016).

Різним ступеням порушення території, відповідають різні строки та заходи з відновлення екосистеми до попереднього стійкого стану. Варто зазначити, що

особливо порушені території, які були об'єктами рекреації, не здатні відновитися природним шляхом. Такі території характеризуються останніми ступенями дигресії. Відновлення сильно деградованої території можливе при комплексному підході до вирішення даного питання. Наприклад, досить успішною практикою ренатуралізації порушених територій, які використовувались як місця відпочинку, є заходи з лісовідновлення у поєднанні з внесенням добрив та скарифікацію ущільненого шару ґрунту. Подібний експеримент показав свою ефективність для порушених субальпійських лісів штату Орегон (США). З іншого боку, закриття деградованих територій для подальшої натуралізації та мульчування ґрунту не показали видимих результатів після 15 років під початку експерименту (Cole, 2013).

Складність і довготривалість процесів відновлення природних екосистем лише підкреслює руйнівний вплив неконтрольованої рекреаційної діяльності та які загрози вона становить для збереження природного середовища.

Карпатський НПП є привабливим місцем для розвитку туристичної діяльності та здатний запропонувати широкий спектр рекреаційних послуг. Природні екосистеми Парку стали одним з головних напрямків для відвідування туристами в даному регіоні. Загалом, щорічна кількість туристів, які відвідують природоохоронні території в Україні мала тенденцію до зростання протягом останнього десятиліття. За даними Державної служби статистики України (*Туристична діяльність в Україні, 2020*) за 2018, 2019 роки, офіційна кількість туристів в Україні становила близько 4 та 5 мільйонів відповідно. Різкий спад туризму спостерігався у 2020 році, тоді загальна кількість туристів становила менше 2 мільйонів, що головним чином викликано карантинними обмеженнями у зв'язку з пандемією COVID-19.

Кількість відвідувачів Парку значно варіюється в залежності від популярності того чи іншого маршруту та унікальності природних об'єктів, які можуть відвідати рекреанти на своєму шляху. Популярність певних природних територій обумовлюється не тільки їх унікальністю, а й доступністю до відвідування, наявністю розвиненої транспортної інфраструктури та їх статусом у медійному просторі. Популярність таких туристичних напрямків як гора Говерла,

не лише спричинює масовий приплив відвідувачів, а й значне рекреаційне навантаження на природні екосистеми, що в свою чергу має негативний вплив на стійкість лісових екосистем та їх меліоративні властивості. Наприклад, дослідження антропогенного впливу на екопізнавальній стежці «На Говерлу», яка є однією з найбільш відвідуваних на території Парку, вказують на те, що значна частина цього маршруту належить до 5-го ступеня рекреаційної дигресії. Таке сильне порушення надґрунтового покриву призводить до розвитку ерозійних процесів та свідчить про неможливість її природного самовідновлення (Брусак & Малець, 2018).

Моніторинг відвідувачів на території парку не є досконалим, більше того, значна частина рекреантів не використовують послуги туристичних компаній, що робить їх облік проблематичним. Тому контроль за кількістю туристів та визначення реального рекреаційного навантаження на лісові екосистеми залишаються одними з головних викликів для успішного менеджменту Парку.

Окрім значного рекреаційного навантаження, неконтрольоване перебування людини в природних екосистемах Парку може стати передумовою розповсюдження інвазійних видів. Зі зниженням стійкості природної екосистеми зумовленою активною рекреаційною діяльністю зростають ризики занесення немісцевих видів, які при втручанні у нове середовище здатні перетворювати структуру місцевих екосистем та змінювати режими природних порушень. Враховуючи стрімкі кліматичні зміни спостерігається значне скорочення часу між появою нового виду в екосистемі та експоненціальним приростом його популяції. Тому на даний час, нешкідливі та рідкісні види, занесені рекреантами у нетипові для них екосистеми, здатні перетворитися на інвазійні види (Abella et al., 2015).

Значна частина території Карпатського НПП належить до зони регульованою рекреації (60 %), тож окрім впливу кліматичних факторів, меліоративна стійкість лісових екосистем парку багато в чому залежить рекреаційної діяльності людини. На території Парку організовані як легальні види активного туризму (хайкінг, трекінг), так і заборонені законом види відпочинку (джипінг), що мають значний ефект на пришвидшення розвитку ерозійних процесів. Розподіл територій Парку за

типами ерозії та ступенем змитості ґрунтів проілюстровано на рис. 2.8. Для побудови рис. 2.8-2.13 використано дані РБД «Повидільна таксаційна характеристика лісу» ВО «Укрдержліспроєкт» (Довідник лісового фонду, 2012). Більшість ерозійних процесів на території Парку зумовлені водною лінійною ерозією та зсувами. Враховуючи рельєф місцевості, клімат та гідрологічний режим, зазначені вище типи ерозії є найбільш характерними для гірської місцевості.

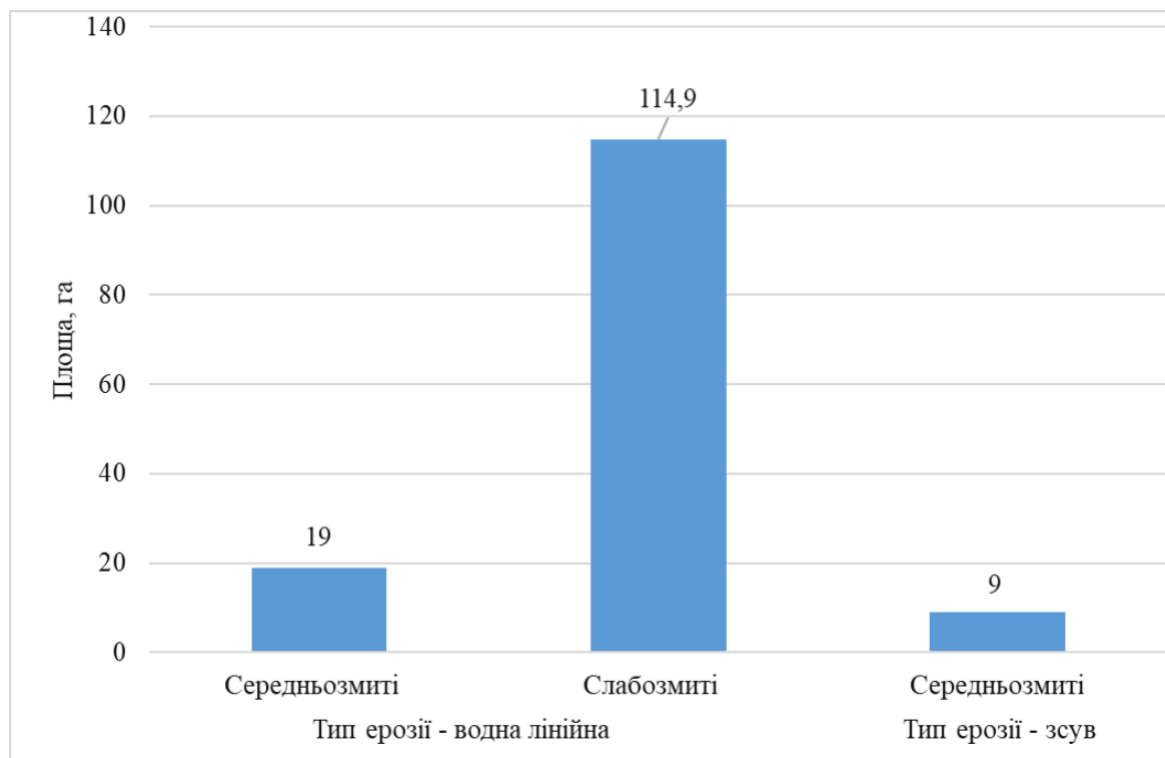


Рис. 2.8. Розподіл земель Карпатського ННП за ступенем змитості ґрунтів

Переважаюча більшість ґрунтів Парку, які зазнали негативного впливу водної ерозії, належать до категорії слабозмитих. Нерегульований поверхневий стік в гірській місцевості пришвидшує перебіг розвитку нормальних ерозійних процесів. Вологість та температурний режим впливають на інтенсивність та характер опадів, тим самим формуючи обсяги поверхневий стоку. Наприклад, збільшення інтенсивності опадів у вигляді дощу з $0,03$ до $0,1 \text{ мм} \cdot \text{хв}^{-1}$ обумовлює збільшення дощових крапель удвічі, за рахунок чого значно зростає їх кінетична енергія (Захаров, 1978).

Хоча гірські лісові екосистеми є досить стійкими до розвитку ерозійних процесів і здатні абсорбувати значну частинку поверхневого стоку, через господарську та рекреаційну діяльність меліоративна стійкість гірських деревостанів може знижуватись. Неабияку роль у виникненні ерозії відіграє рельєф місцевості, а саме глибина базисів ерозії, форма, крутість, довжина та експозиція схилів, розчленованість гідрографічної мережі та ін. (Заславский, 1979).

Існує ряд закономірностей між крутістю схилів та змивом ґрунтів, оскільки вони не мають універсальних значень щодо співвідношення між крутістю схилу, характером опадів та інтенсивністю змиву ґрунтів. На рис. 2.9 наведено розподіл гірських територій Парку за крутістю схилів.

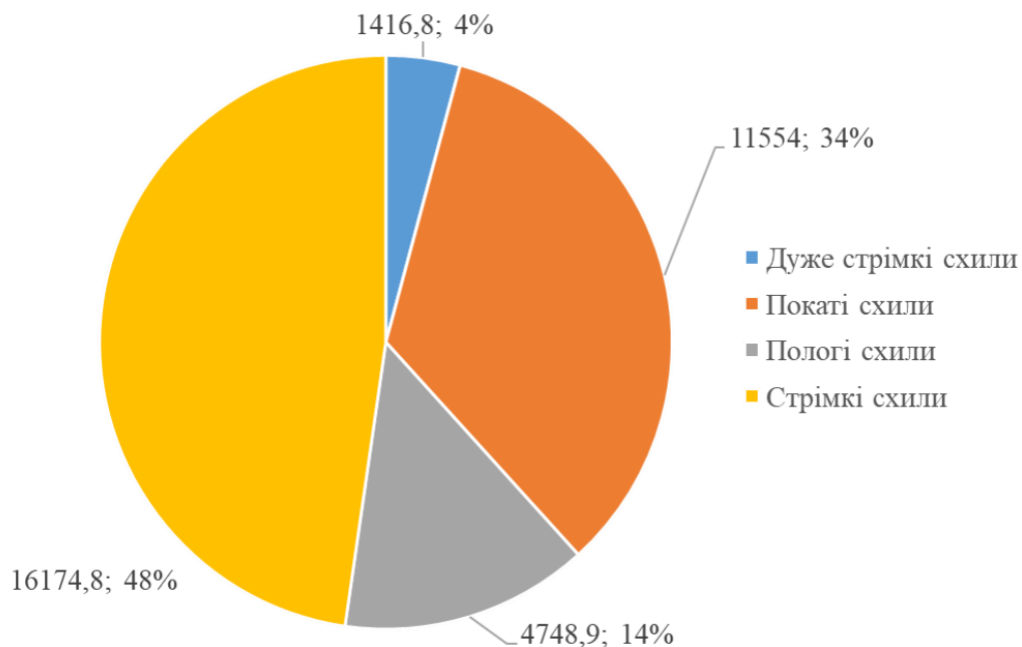


Рис. 2.9. Розподіл території Карпатського ННП за крутістю схилів

Стрімкі та дуже стрімкі схили становлять більше 50 % усіх гірських схилів Парку. З точки зору розвитку ерозії, ці території потенційно найбільш схильні до виникнення таких ерозійних процесів як змив та зсув ґрунту. Звичайно, наявність щільного рослинного покриву здатна невілювати розвиток подібних процесів, але за умови збалансованого менеджменту сталого розвитку рекреаційної діяльності. Хоча з іншого боку, переважання таких схилів має негативний ефект на пішохідну

доступність для туристів, та в деякій мірі може перешкоджати ефективному процесу заповідання природних лісових екосистем.

Ґрунт – це основний об’єкт впливу ерозії, який піддається руйнуванню, переміщенню та відкладанню від дією зовнішніх факторів. Бурі гірсько-лісові ґрунти займають близько 80 % території (Киселюк et al., 2009) парку та є відносно стійкими до дії водної ерозії за умови зростання на них екологічно стійких рослинних угруповань. Загалом, за ступенем стійкості до ерозії, гірські ґрунти поступаються ґрунтам рівнинних територій.

Рівень родючості ґрунту, водопроникність та протиерозійна стійкість виступають основними факторами, що впливають на імовірність розвитку ерозії. Ступінь впливу водної ерозії на ґрунт залежить від його структури, вологості, вмісту гумусу, щільності та поглинаючої здатності (Пилипенко et al., 2019).

Тому ґрунти на схилах південних експозицій завжди будуть менш вологими та більш змитими. Більше того, неконтрольована рекреаційна діяльність здатна змінювати структуру ґрунтового середовища шляхом його ущільнення та витоптування живого надґрунтового покриву.

Експозиція схилів впливає на розподіл сонячної радіації, формує мікроклімат місцевості, і як результат, впливає на продуктивність рослинних ценозів (Пилипенко et al., 2010). Розподіл гірської території Карпатського НПП за експозицією схилів наведено на рис. 2.10.

На території Карпатського НПП переважаючими є схили північних експозицій. Процеси сніготанення напряму залежать від експозиції схилів. Наприклад, в першу чергу сніговий покрив сходить із схилів південних експозицій, що в деякій мірі пояснює весняний розподіл вологи в гірській місцевості.

Існує певна закономірність між експозицією та інтенсивністю розвитку ерозійних процесів, яка зростає у такій послідовності розташування схилів: північна, східна, західна та південна експозиції.

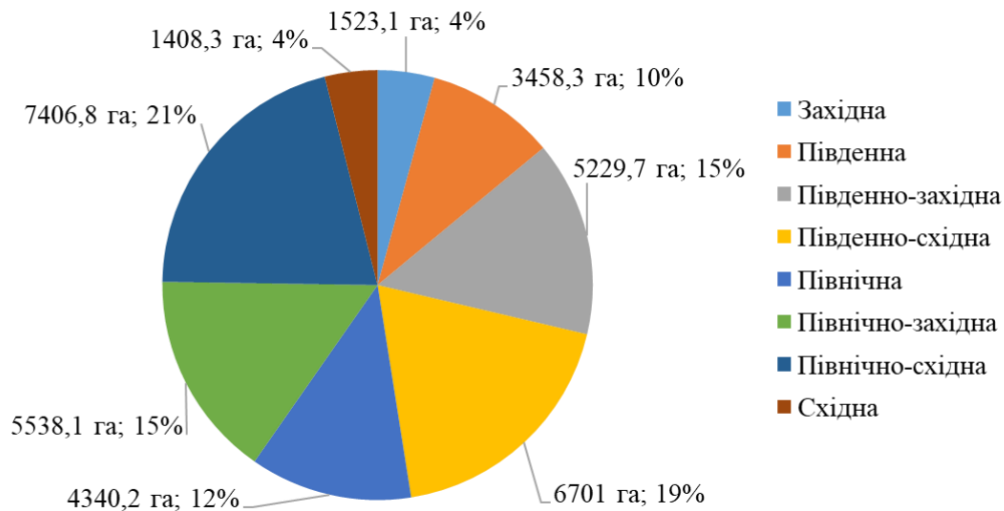


Рис. 2.10. Розподіл площі схилів НПП за їх експозицією

З точки зору визначення естетичної оцінки гірських ландшафтів, відповідно до методики визначення рекреаційної оцінки, найвищі показники мають деревостани південних експозицій, що робить їх найпривабливішими для рекреації та зеленого туризму (Каганяк et al., 2009).

Гірські ліси ефективніше виконують ґрунтозахисну, водоохоронну та природозахисну ролі, в порівнянні з іншими гірськими екосистемами. Для Карпатського НПП переважаючі ландшафти (77 %) відносяться до категорії закритих просторів, де зростають вертикальної та горизонтальної зімкнутості, чисті або мішані, усіх типів лісу. Зазвичай, такі ландшафти мають високі меліоративні властивості, проте менш привабливими для рекреації через свою важкодоступність. В умовах кліматичних змін, разом з господарською діяльністю людини та постійно зростаючим рекреаційним навантаженням спостерігається ослаблення біотичної стійкості гірських лісових екосистем, у тому числі найбільш поширених на території Парку ялинових деревостанів, що призводить до їх всихання у всіх ТЛУ (Кравчинський et al., 2018).

Визначення придатності використання територій Парку для розвитку зеленого туризму та активного відпочинку здійснюється за допомогою рекреаційного оцінювання. Для визначення класу рекреаційної оцінки у ландшафтній таксації використовують суму показників пішохідної доступності,

естетичної оцінки та додаткової оцінки (Каганяк et al., 2009). Згідно з цією методикою переважаюча більшість насаджень Парку належать до II класу (рис. 2.11), що відповідає середньому значенню рекреаційної оцінки.

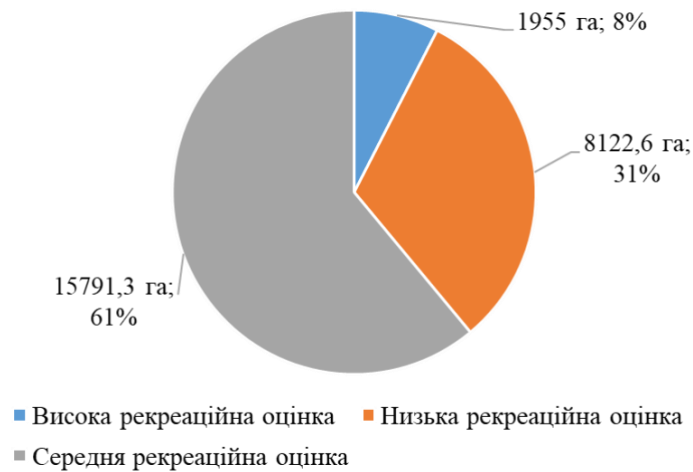


Рис. 2.11. Рекреаційна оцінка лісових насаджень НПП

Однією із складових рекреаційної оцінки є визначення естетичної оцінки (рис. 2.12) ландшафтів, що залежить від віку насаджень, їх складу, експозиції та стрімкості схилів. За естетичною оцінкою переважаюча лісовими екосистемами Парку є насадження 3 класу естетичної оцінки (понад 50 %). До цього класу відносять переважно різні за видовим складом середньовікові, пристигаючі та стиглі насадження, що зростають на схилах північних та південних експозицій.

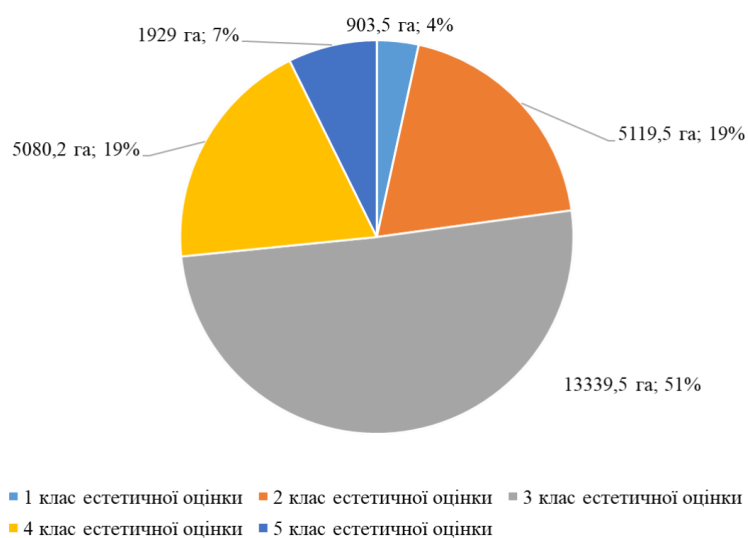


Рис. 2.12. Розподіл площі лісових насаджень Карпатського НПП за класами естетичної оцінки

Відповідно до класів пішохідної доступності (рис. 2.13), серед територій, для яких проведено відповідне оцінювання, переважаючими є насадження 3 класу. Згідно з чинною градацією (Каганяк et al., 2009) відносне перевищення таких територій становить більше 300 м, а відстань до стежок або доріг коливається в межах 251-500 м. Найбільш доступні території Парку, які відносяться 1 класу, становлять 15 % території.

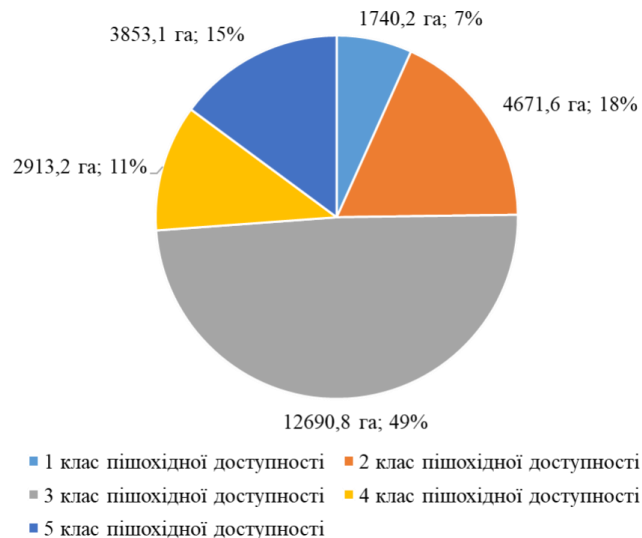


Рис. 2.13. Розподіл лісових насаджень парку за класами пішохідної доступності

Більшість земель Парку, що знаходиться у постійному користуванні, відноситься до 1 стадії дигресії та може використовуватись як об'єкт рекреації з урахуванням вимог до сталого управління гірськими територіями. З точки зору лісової меліорації, насадження які відносяться до цієї категорії є стійкими до негативного впливу природних порушень.

При першій стадії дигресії такі компоненти лісового середовища, як лісова підстилка та живий надґрунтовий покрив майже не зазнають суттєвих змін, а дерева, підріст та підлісок знаходяться в непошкодженому або задовільному стані, при чому видовий склад відповідає типу лісорослинних умов. Низькі коефіцієнти рекреації цих територій вказують їх малу відвідуваність туристами в рекреаційних цілях.

Через стрімкий розвиток сфери туризму в Україні, відбувається зростання рекреаційного навантаження на об'єкти природозаповідного фонду, через це виникають нові виклики щодо збереження природних гірських екосистем Карпат, оцінки їх меліоративних властивостей, моніторингу динаміки розвитку лісових екосистем та організації невиснажливого використання природних ресурсів гір.

Висновки до розділу 2:

1. Відповідно до характеристики лісового фонду Карпатського НПП, деревостани утворені за участю ялини європейської є найбільш поширеними на території Парку (79 %). Найчастіше вони зростають у вологих, відносно багатих умовах у переважній більшості представлені високопродуктивними, середньовіковими та середньоповнотними насадженнями. Серед лісових екосистем Парку, особливо цінними є праліси та природні ліси, загальна площа яких становить близько 2,4 тис. га.

2. Зважаючи на зміни клімату, які безпосередньо впливають на динаміку розвитку гірських екосистем, реакція лісових екосистем стає більш чутливою до зовнішнього впливу людини, в тому числі внаслідок рекреаційної діяльності. Через це на території Парку необхідно запроваджувати сучасні методи моніторингу туристичної діяльності, з метою подальшого раціонального розподілу потоків відвідувачів по території парку, для зменшення рекреаційного навантаження на популярні туристичні маршрути.

3. Важливим аспектом раціонального використання природних ресурсів Парку є оцінка екосистемних послуг лісових екосистем для забезпечення їх безперервного постачання та обґрунтування необхідності облаштування превентивних протиерозійних заходів на маршрутах, що в свою чергу знизить ризик розвитку прискореної ерозії і зменшить вплив рекреантів на екосистему.

Наукові результати, висвітлені у розділі 2, опубліковані у працях № 1, 5 і 9 із списку наукових праць, опублікованих за темою дисертації (додаток А).

РОЗДІЛ 3

ПРОГРАМА, МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ І ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЛЬОВОГО МАТЕРІАЛУ

3.1. Методичні аспекти дослідження природно-заповідного об'єкту

Головними дослідними завданнями були оцінка меліоративних властивостей насаджень Карпатського НПП, а також їх потенціал з точки зору придатності для рекреації, що передбачало закладання тимчасових пробних площ, на яких проводився збір польового матеріалу. Окрім закладання зазначених ТПП для проведення дослідження використовувалась реляційна база даних «Повидільна таксаційна характеристика лісу» (Укрдержліспроект, 2006). Територіально всі досліджувані насадження знаходяться в Карпатському регіону на території Івано-Франківської області.

3.1.1. Лісотаксаційні дослідження

Підбір ділянок для наступного закладання тимчасових пробних площ проводився із врахуванням поширення досліджуваних деревних видів, а також їх безпосереднім розташуванням в межах таких рекреаційних об'єктів. Одним з головних критеріїв підбору ділянок була наявність мережі маршрутів, які б проходили через дані насадження. Під час обстеження кожного з туристичних маршрутів було встановлено просторове розташування конкретних секцій, у яких зростають цільові деревостани,

При закладанні пробних площ не розглядались насадження, які безпосередньо прилягають до населених пунктів, а також рідколісся, молодняки та високогірні насадження, утворені сосною гірською. Частина туристичних маршрутів, в яких закладались дослідні ділянки, відносяться до Високогірного, Черногорського та Бистрецького ПОНДВ.

Всі ТПП розташовані вздовж маршрутів та відповідають попередньо встановленим критеріям підбору насаджень.

ТПП закладалися за єдиною методикою відповідно до лісотаксаційних та лісівничих вимог відповідно до положень галузевого стандарту організацій України «Площі пробні лісовпорядні. Метод закладання» (Площі пробні лісовпорядні, 2007).

Переважає більшість ТПП закладено в ялинових насадженнях, що досить репрезентативно представляють структуру лісового фонду Парку, в якому 79 % насаджень представлені ялинниками. Кругові ТПП були закладені вздовж 4-х туристичних маршрутів, їх територіальне розташування проілюстровано на рис. 3.1.

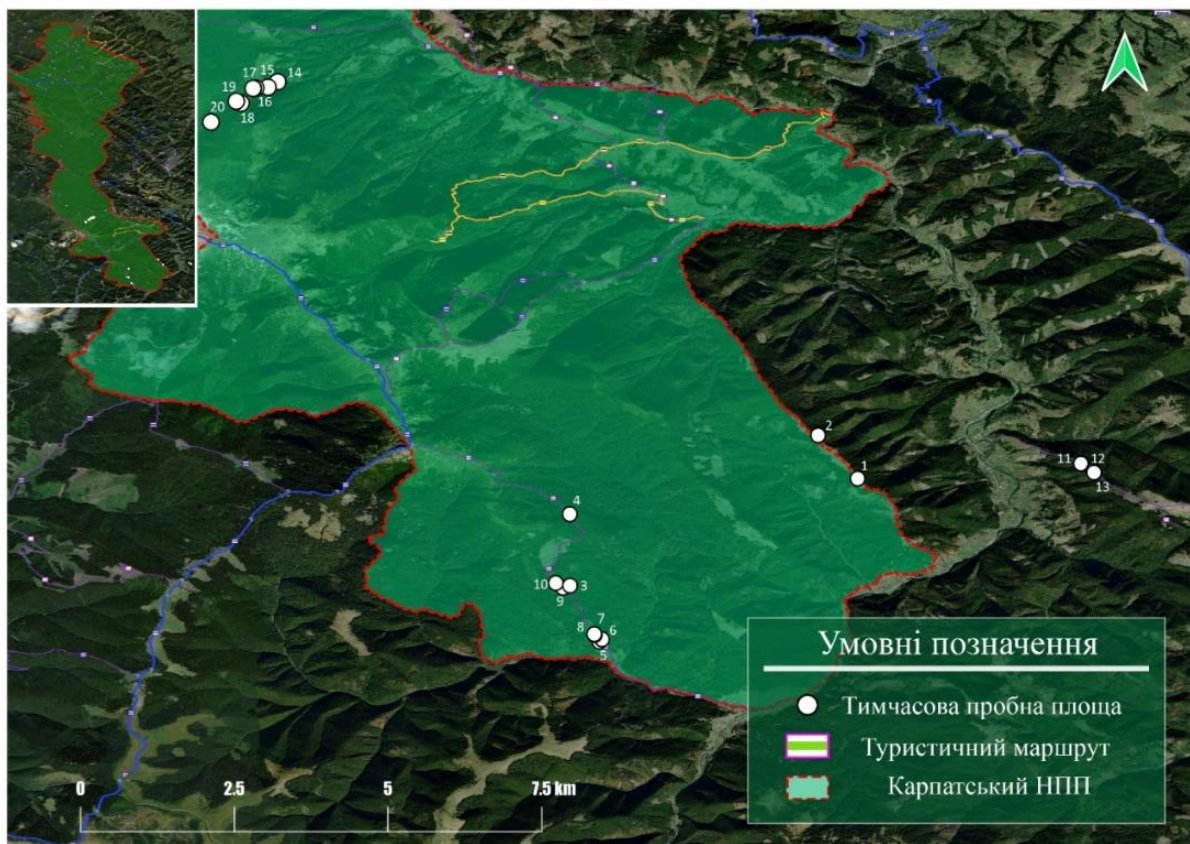


Рис. 3.1. Розташування ТПП вздовж туристичних маршрутів Карпатського НПП

Джерело: розроблено автором в геоінформаційному середовищі *QGIS 3.10.0* (QGIS Development Team, 2021)

Радіус кожної ТПП становить 12,62 м, тоді як площа кожної проби – 500 м² (кругові). Для оцінки впливу рекреаційної діяльності на лісове середовище, центри 6-ти ТПП були закладені на полотні туристичних маршрутів, тому площа, на якій проводився облік дерев, становила 250 м² (напівкругові).

Вимірювання діаметру дерев у насадженні проводилось на висоті грудей людини (1,3 м) у двох взаємоперпендикулярних напрямках з точністю до 0,1 см. Всі отримані дані про виміряні дерева без розподілу за ступенями товщини вносились до перелікових відомостей. Для визначення середньої висоти насадження на ТПП було відібрано по кілька модельних дерев способом пропорційно-ступінчастого представництва. Вимірювання модельних дерев проводилось інструментальним методом без рубки дерева з використанням висотоміра *Haglof HEC*. Для кожної ТПП вимірювались висоти для 5-7 модельних дерев залежно від кількості дерев на пробі.

При встановленні характеристики насаджень було зафіксовано географічні координати центрів ТПП, висоту над рівнем моря та експозицію схилів.

Для визначення віку насаджень з модельних дерев відібрано керни за допомогою бурава Преслера, що механічно відділяє циліндричні зразки (керни). Відбір кернів проводився під кутом 45° до лінії схилу (Sedmáková, et al., 2019), щоб уникнути відбору зразків реактивної деревини, яка формується при рості дерев на схилах або під постійною дією вітрів одного переважаючого напрямку. Після сушіння кернів в лабораторних умовах, зафіксовані на дерев'яних утримувачах зразки проходили шліфування наждачним папером різної зернистості (80-320), починаючи з більш крупного зерна до дрібного.

Сканування здійснювалось за допомогою планшетного сканера «*Epson V19*» з роздільною здатністю 3200 dpi. Кількість та ширину річних кілець визначали з точністю до 0,01 мм за допомогою програми *AxioVisionLE tools (Carl Zeiss Imaging Solution GmbH)* (Netsvetov & Prokopuk, 2016).

Отримані дані відображено на рисунку 3.2, який ілюструє розподіл кількості та ширини річних кілець у вивченому зразку. Такий підхід дозволяє забезпечити надійність та об'єктивність отриманих результатів, забезпечуючи дослідження високим рівнем точності.

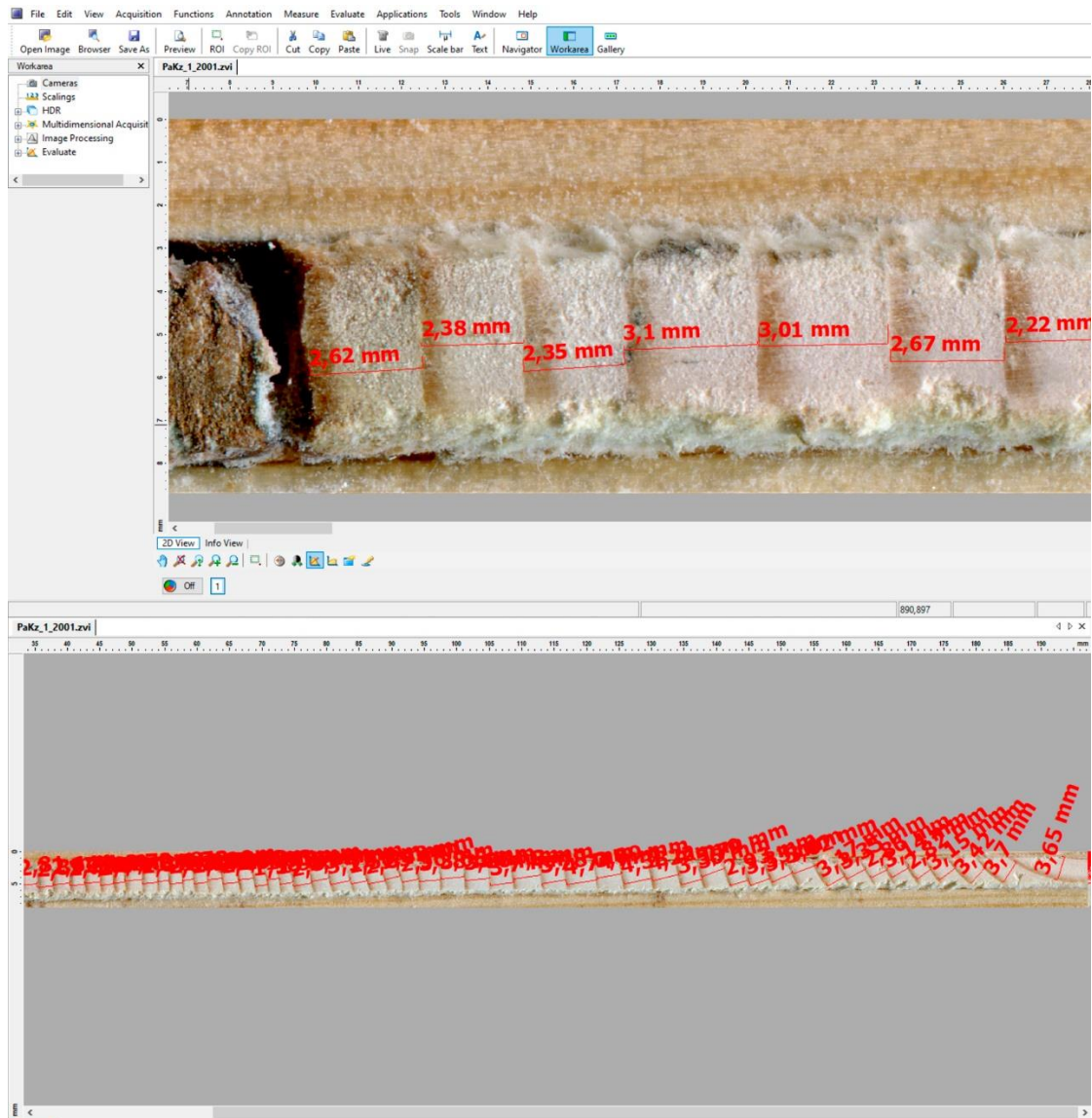


Рис. 3.2. Процес вимірювання річних приростів модельних дерев в програмному забезпеченні *AxioVisionLE*

Загальна лісівничо-таксаційна характеристика насаджень в межах тимчасово закладених пробних площ на території Карпатського НПП наведено в таблиці 3.1. Лісівничо-таксаційні показники насаджень були визначені за загальноприйнятою у лісовій таксації методикою (Лісотаксаційний довідник, 2020). Переважна більшість досліджуваних насаджень представлені середньовіковими та пристигаючими чистими ялинниками, що відповідає загальній характеристиці лісового фонду НПП. Досліджувані об'єкти представлені високопродуктивними насадженнями I-II класів бонітету.

Таблиця 3.1

Лісівничо-таксаційна характеристика досліджуваних насаджень

ТПП	Склад насадження	Висота, м	Діаметр, см	Вік	Бонітет	Абсолютна повнота, м ² ·га ⁻¹	Експозиція схилу	Ухил рельєфу, град.	Висота н. р. м., м
Туристичний маршрут «с. Зелене – г. Шкорушний»									
1	10Яле	28,0	34,9	66	Ib	45,9	ПдЗх	23	1385
2	10Яле	24,0	28,1	65	I	58,4	ПдСх	15	1317
Туристичний маршрут «Еколого-пізнавальна стежка «На гору Піп Іван»									
3	10Яле	24,0	22,7	50	Ib	68,2	Сх	11	1260
4	10Яле	16,9	23,3	59	III	47,7	ПнСх	13	1510
5	10Яле	29,3	31,5	58	Ib	60,9	Пд	18	1030
6	10Яле	32,3	31,8	63	Ic	55,6	ПдСх	19	1040
7	10Яле	30,4	32,3	79	Ia	65,6	ПдЗх	9	1070
8	9Яле1Бк	31,7	35,5	75	Ib	59,3	ПдСх	8	1070
9	10Яле	22,0	20,5	50	Ia	91,3	Пд	4	1280
10	10Яле	19,9	24,4	34	Ic	48,7	Пд	21	1305
Туристичний маршрут «с. Зелене – Угорські скелі»									
11	9Яле1Бк	24,9	26,7	62	Ia	75,3	ПнСх	8	1040
12	9Яле1Бк	26,4	28,3	67	Ia	78,5	ПнСх	<2	1090
13	8Яле2Бк	25,4	32,4	48	Ib	51,6	ПдЗх	<2	1095
Туристичний маршрут «с. Бистрець – г. Шпиці»									
14	10Яле	25,3	29,4	95	II	42,1	Пд	7	1214
15	10Яле	18,7	18,6	55	II	47,9	Пн	22	1233
16	10Яле	23,3	22,7	70	I	58,4	ПдЗх	6	1242
17	10Яле	24,6	24,2	65	Ia	56,9	ПдЗх	5	1251
18	10Яле	27,1	38,5	105	II	47,1	Пн	23	1303
19	10Яле	25,6	35,2	81	I	56,5	ПдЗх	10	1299
20	10Яле	16,1	19,0	65	III	71,0	ПнЗх	33	1375

Досліджувані насадження сформувались на бурих гірсько-лісових ґрунтах та розташовані в межах 1030 до 1510 м н.р.м. ТПП закладені у насадженнях на висоті 1510 і 1375 м над рівнем моря характеризуються III класом бонітету, що обумовлено типом лісорослинних умов. Відстань від туристичних маршрутів до ТПП не перевищувала 100 м. Для всіх ТПП характерним є значне коливання ухилу території від 2° до 33°, що безпосередньо впливає на ріст та розвиток насаджень.

3.1.2. Дослідження корененаселеності ґрунту

Дослідження поширення корневих систем ялинових деревостанів було проведено на 13 ділянках вздовж трьох туристичних маршрутів – еколого-пізнавальних стежок «На гору Піп Іван» (Карпатський НПП), «с. Зелене – Угорські

скелі» (Філія «Гринявське ЛГ» ДСГП «Ліси України») та «с. Зелене – г. Шкорушний» (Карпатський НПП).

Вивчення кореневих систем ялини проводилось переважно в чистих ялинниках, в деяких насадженнях спостерігалась домішка 1-2 одиниці бука лісового, та поодиноких екземплярів роду *Salix* L. Є різні підходи та методи оцінки корененаселеності ґрунту. Найбільш сучасним підходом до вивчення коренів є застосування георадарів (Borden et al., 2016). Проте найбільш поширеним методом вивчення коренаселеності є відбір корневих зразків з ґрунтом та встановлення співвідношення фракцій коріння.

Одним з найвагоміших складових підземної частини дерева є фізіологічно активні корені. Саме вони відповідають за постачання води, поживних речовин, а також характеризуються високою пластичністю, що дозволяє їм ефективно реагувати на зміни в ґрунті (Püttsepp et al., 2006).

На кожній ділянці було відібрано по 1 модельному дереву за показником середнього діаметру. Поряд з кожним модельним деревом на відстані 0,5-1 м проводився відбір зразків кореневмісного шару ґрунту за допомогою буру (Малюга et al., 2014). Дослідні зразки відбирались у взаємно перпендикулярних напрямках на глибині 0-10, 10-20, 20-30 і 30-40 см відповідно.

Наступним етапом стало виокремлення коренів ялини з відібраних зразків та їх розподіл за фракціями: фізіологічно активне коріння (діаметром < 2 мм) та провідне (діаметром > 2 мм).

Вимірювання діаметрів зразків коренів здійснювалось за допомогою мікрометра. Було встановлено середнє значення показника діаметра для кожної фракції коренів. Об'єм зразків коріння визначено ксилметричним методом.

Для кожної фракції коренів розраховано площі поверхонь корневих зразків за загальноприйнятими методами і методиками вивчення корневих систем деревних рослин (Калинин, 1983; Дебринюк, 1990; Калінін et al., 1998; Маурер et al., 2019).

Розрахунок площі поверхні кореневих систем здійснювався за формулою 3.1:

$$S = 4 \cdot V / D \quad (3.1)$$

де, S – поверхня коренів, см^2 ; V – об’єм фракції коренів, см^3 ; D – середній діаметр фракції, см .

3.1.3. Методичні аспекти дослідження лісової підстилки

Оскільки гірський туризм не поширюється на всю територію НПП, а сконцентрований вздовж доступних рекреації територій, дослідні об’єкти для визначення впливу туристичної діяльності на стан, накопичення та розповсюдження лісової підстилки відібрані вздовж різних пішохідних маршрутів. Територіально, 6 дослідних ділянок розташовано в межах ТПП 7-12, які прилягають до полотна туристичного маршруту, а 7 ділянок розташовані на відстані 20-100 м від маршрутів (ТПП 1-6, 13); 8 дослідних ділянок (ТПП 3-10) розташовано в зоні регульованої рекреації НПП (Чорногірське, та частково Високогірне ПОНДВ); 2 дослідні ділянки (ТПП 1-2) розташовані на південно-західній межі Парку, а останні 3 ділянки (ТПП 11-13) – на території Філії «Гринявське ЛГ» ДСГП «Ліси України».

Туристичні маршрути в межах ТПП мають різну ширину, яка коливається від 2 до 5 м (включаючи широкі ділянки, що використовуються рекреантами для відпочинку) на різних досліджуваних ділянках. Через активне витоптування узбічь маршрутів, в деяких випадках неможливо визначити межі їх основного полотна.

Збір зразків лісової підстилки проводився наприкінці вегетаційного періоду, одночасно під наметом кожного дослідного насадження, до початку листопаду (серпень 2021 р.). Відбір зразків підстилки здійснювався переважно під наметом хвойних деревостанів, що дозволило не прив’язуватися до певних часових рамок через особливості формування опаду хвойних видів.

Ділянки для збору підстилки обрані випадковим чином в межах ТПП на відстані не менше 1 м до найближчого стовбура дерева (Базилевич, 1983).

Відібрані зразки лісової підстилки поміщали в герметичні поліетиленові пакети та транспортували до лабораторії для подальшого аналізу. Задля спрощення

аналізу фракцій підстилки, всі зразки були розділені на активну частину, процес розкладання якої відбувається швидше завдяки кращій взаємодії з мікроорганізмами, та неактивну частину.

Вага підстилки виміряна в межах кожної фракції: активна фракція (корені, листя, хвоя, розкладений органічний матеріал), неактивна фракція (кора, гілки, шишки, насіння, мінеральні включення). Через відсутність даних про щорічний опад в межах досліджуваних насаджень, аналіз підстилки виключає розподіл зразків на окремі фракції хвої, листя та залишків рослин живого надґрунтового покриву.

Дослідження здатності лісової підстилки поглинати та затримувати поверхневий стік проводилось за методиками Карпачевського (1981) та Воробейчика (1997) з використанням алюмінієвих лотків (21 см×30 см) шляхом занурення відібраних зразків у 5-кратній повторності для кожної ТПП. Відібрані в лотки зразки підстилки транспортувались в лабораторію, де безпосередньо проходив експеримент. Тривалість занурення лотків у воду до повного насичення підстилки водою становила 4 години.

Перед зважуванням зразки залишали на 30 хв поза резервуару з водою, для стікання надлишкової кількості вологи в підстилці. Вага поглиненої вологи розраховувалась із врахування ваги сухої підстилки. Процес висушування підстилки проходив в сушильній камері протягом 72 годин при температурі 105 °С.

3.1.4. Методика досліджень твердості і водопроникності ґрунту та рекреаційна оцінка насаджень

Для визначення вмісту гумусу в ґрунтах під наметом досліджуваних насаджень відібрано ґрунтові зразки відповідно до *ДСТУ ISO 10381-4:2005* (2005). Ґрунтові зразки відібрані з верхнього 0-10 см шару ґрунту, було передано до сертифікованої агрохімічної лабораторії, де проводився аналіз вмісту гумусу згідно з *ДСТУ 4362:2004* (2005). Одночасно з відбором ґрунтових зразків, проводилось вимірювання вологості ґрунту в польових умовах за допомогою електронного

вологоміра WH-2 (MISOL, Китай) у 10-кратній повторності в 0-10 см верхнього шару ґрунту під попередньо зібраною підстилкою (рис. 3.3).



Рис. 3.3. Вимірювання показників вологості ґрунту в межах ТПП

Для визначення швидкості інфільтрації стоку використовували металеві циліндри висотою 100 мм і діаметром 100 мм. Циліндри заглиблювали в ґрунт на глибину 50 мм (положення нижнього загостреного краю циліндра нижче поверхні ґрунту), які заповнювали водою з наступним відстеженням часу до її повного поглинання.

Для оцінки ступеню впливу рекреаційної активності на території Карпатського НПП прилеглих туристичних об'єктів, було зібрано та проаналізовано зміну показників твердості ґрунту вздовж двох туристичних маршрутів. Вимірювання показників твердості ґрунту (величини опору) здійснено за допомогою пенетрометра (твердоміра) ЛАН-М PRO. Даний пенетрометр забезпечує вимірювання твердості ґрунту кожні 2,5 см. В рамках дослідження твердість ґрунту визначалась у верхньому 40-сантиметровому шарі ґрунту, що безпосередньо пов'язано особливостями корневих систем насаджень під наметом

яких проводилось вимірювання. Збір даних тривав протягом вересня 2021 року для всіх досліджуваних насаджень. Твердість ґрунту визначалась вздовж маршрутів: «с. Зелене-Угорські скелі» (біля ТПП 11-13) та «Еколого-пізнавальна стежка «На гору Піп Іван» (біля ТПП 5). Визначення показників твердості проводилось з поступовим віддаленням від маршруту в напрямку лісового середовища. Таким чином пробна площа біля ТПП 5 розташована безпосередньо біля полотна маршруту «На гору Піп Іван» (5 м від центра). Для маршруту «с. Зелене-Угорські скелі» було закладено 3 тимчасові пробні площі, серед яких одна (5 м від центра) прилягає до полотна маршруту (біля ТПП 13), а наступні дві з віддалення від маршруту на 20 (біля ТПП 12) та 40 м (біля ТПП 11) відповідно (рис. 3.3).

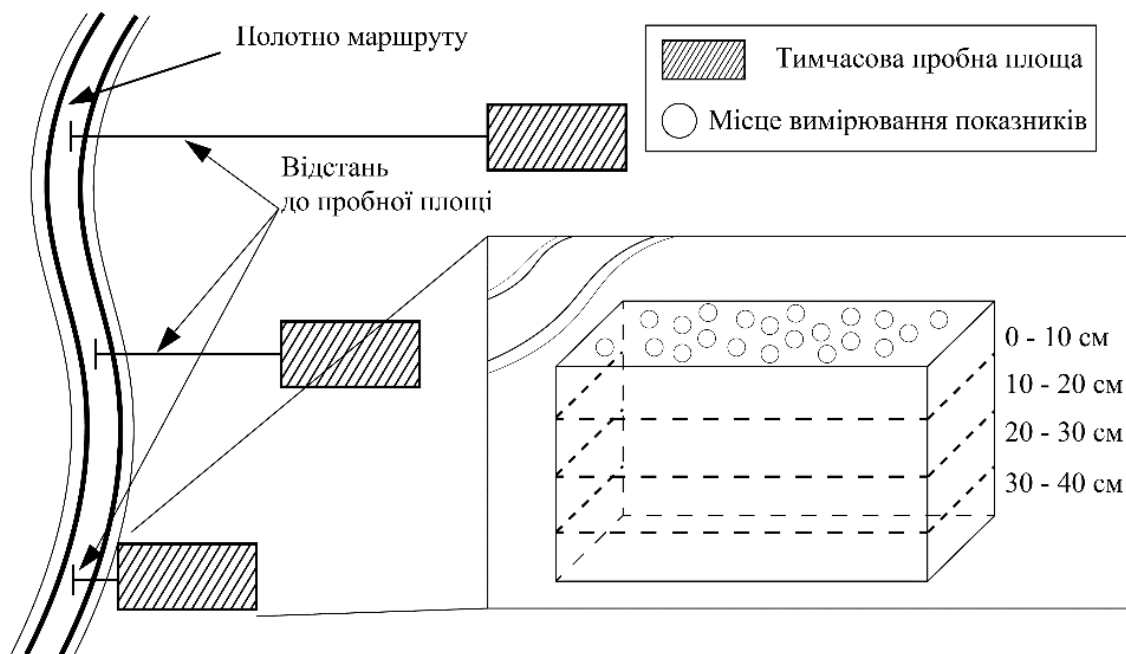


Рис. 3.4. Схематичне зображення постановки експерименту на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі»

Джерело: розроблено автором

Вимірювання твердості на кожній пробі здійснювалось у 20-кратній повторюваності, при кожному замірі відстань до найближчого дерева становила не менше 1 м. Аномально високі або низькі значення/заміри не враховувались у подальшому аналізі. Також на ділянках полотна маршрутів, а саме їх центрі, розташованих навпроти пробних площ, проводились заміри твердості у 5-кратній повторюваності.

Для візуалізації екстрапольованих показників твердості ґрунту в межах пробних площ було використано *FIELD-M Archive Viewer 2.3*.

Для визначення рекреаційних характеристик лісових масивів парку було використано таксаційні описи, бази даних і рекогносцирувальні обстеження. Для визначення сукупності рекреаційних властивостей насаджень національного парку, а також стійкості його екосистем, використовували методику ландшафтної таксації лісів рекреаційного призначення (Довідник лісового фонду, 2012; Каганяк et al., 2009). Оцінка придатності лісових насаджень для рекреаційних цілей проводилась вздовж 4 туристичних маршрутів НПП (Levandovska, et al., 2020; Gulez, 1990; Cetin & Sevik, 2015; Dudek, 2017; Dudek et al., 2018).

3.2. Статистичні методи аналізу результатів досліджень

Оцінка зібраного дослідного матеріалу здійснювалась за допомогою методів дисперсійного та кореляційного аналізів. За результатами польових вимірювань та лабораторного аналізу розраховано кореляційні зв'язки між характеристиками лісових насаджень в межах ТПП та параметрами навколишнього середовища з використанням коефіцієнту кореляції Пірсона. Крім цього, даний коефіцієнт використовувався для оцінки здатності лісової підстилки перехоплювати поверхневий стік, а також її вплив на процеси інфільтрації вологи. Кореляція вважалась статистично достовірною при виявленні кореляційних зав'язків між показниками на 95 % рівні довіри ($p < 0.05$).

Для визначення відмінностей в розподілі лісової підстилки між різними туристичними маршрутами, висотою над рівнем моря та відстанню від ТПП до узбічь маршрутів було проведено односторонній дисперсійний аналіз (one-way ANOVA) або тесту Краскела-Уолліса. Попередньо, кожен набір даних досліджуваних показників перевіряли на нормальність за допомогою тесту Шапіро-Вілка. При нормальному розподілі даних було використано ANOVA, в інших випадках використовувався непараметричний метод (тест Краскела-Уолліса), що дозволяє порівнювати значення показників без припущення про нормальність

вибірки. Статистичний аналіз даних проведено в програмному середовищі R (*Version 4.0.2*) (R Core Team, 2019).

Встановлення відмінностей між показниками твердості ґрунту на різних глибинах в межах кожної пробної площі здійснено за допомогою One-way ANOVA з наступним використанням апостеріорного тесту Tukey's HSD. А для порівняння показників твердості на різних глибинах вздовж маршрутів було застосовано Two-Way ANOVA та відповідно Tukey's HSD. Для аналізу та графічної інтерпретації отриманих результатів були використані такі R-пакети: «psych», «ggplot2», «ggpubr».

3.3. Обсяг виконаних польових досліджень

Виконання польових робіт зі збору дослідного матеріалу було проведено вздовж 4 туристичних маршрутів Карпатського НПП. Загалом було закладено 20 тимчасових пробних площ для встановлення лісівничо-таксаційних характеристик деревостанів НПП (5-7 модельних дерев в межах кожної ТПП). З модельних дерев на ТПП було відібрано більше 120 кернів.

З метою дослідження корененаселеності відібрано 136 зразків кореневмісного шару ґрунту, з яких в подальшому виокремлено фракції провідного (діаметром > 2 мм) та фізіологічно-активного коріння (діаметром < 2 мм).

Для визначення фракційного складу лісової підстилки насаджень закладено 13 дослідних ділянок вздовж 3 туристичних маршрутів. Зразки підстилки відбирались з квадратних ділянок площею по 1 м^2 у 10-ти кратній повторюваності для кожної ділянки. Під час польових досліджень було зібрано лісову підстилку із площі близько 130 м^2 . Окремо проводився відбір лісової підстилки для визначення її поглинальних властивостей – 65 зразків.

Для аналізу вмісту гумусу в межах 13 ТПП зібрано – 13 середніх зразків, які було передано до сертифікованої агролабораторії «AFINA PALLADA». Відбір ґрунтових зразків здійснювався методом конверту. Для формування одного середнього репрезентативного зразку масою ~ 1 кг, в межах кожної з 13 ТПП зібрано по 5 менших зразків на глибині до 10 см. Лісова підстилка була попередньо

видалена із місць збору ґрунтових зразків. Окрім цього під часу збору дослідного матеріалу виміряно 140 показників вологості ґрунтів в межах визначених насаджень.

Визначення твердості проводилось на 4 ділянках вздовж 2 маршрутів з різним рекреаційним навантаженням. Збір показників проводився в 20-кратній (для лісових ділянок) та повторюваності 5-кратній (для полотна маршруту). Для аналізу показників твердості ґрунту проведено 851 замірів.

Детальна оцінка рекреаційних властивостей лісових насаджень проводилась на 20 ділянках лісових насаджень вздовж туристичних маршрутів НПП.

Висновки до розділу 3:

1. Проведений збір польового матеріалу дозволив накопичити достатню кількість даних для аналізу меліоративних властивостей гірських насаджень, з подальшою оцінкою їх придатності для рекреації.

2. Підібрані методики досліджень повною мірою дозволяють оцінити меліоративні властивостей насаджень шляхом вивчення процесів акумуляції та розподілу лісової підстилки в умовах рекреаційного навантаження, водно-фізичних властивостей лісових ґрунтів, особливостей росту кореневих систем деревних рослин.

3. Зібраний матеріал репрезентативно представляє об'єкт дослідження та дозволяє вирішувати поставлені задачі в межах дисертаційної роботи.

Наукові результати, висвітлені у розділі 3, опубліковані у працях № 1- 4 і 9 із списку наукових праць, опублікованих за темою дисертації (додаток А)

РОЗДІЛ 4

КОРЕНЕНАСЕЛЕНІСТЬ ТА ФІЗИЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ҐРУНТІВ ЯЛИНОВИХ ДЕРЕВОСТАНІВ У ЗОНІ ГІРСЬКОЇ ТУРИСТИЧНОЇ МЕРЕЖІ

4.1. Корененаселеність ґрунту в ялинових лісостанах

У лісових екосистемах Карпатського НПП домінують такі деревні види як ялина європейська, ялиця біла, бук лісовий, сосна гірська (Кравчинський, et al., 2018; Іванюк & Фучило, 2020). Місцеві лісові екосистеми знаходяться під рекреаційним навантаженням наряду з впливом кліматичних змін (Крамарець & Мацях, 2018). Чисті ялинові насадження є найбільш чутливими до змін клімату, що в свою чергу призводить до зниження екологічної стійкості гірських екосистем (Дебринюк, 2011; Дебринюк, 1990; Лавний & Пелюх, 2019). З іншого боку, рекреаційне навантаження активізує ерозійні процеси, результатом яких є руйнування верхніх ґрунтових шарів, в яких знаходиться коренева система ялини європейської (Брусак & Малець, 2018). Незважаючи на високу пластичність, кореневі системи дуже чутливі до змін в ґрунтовому середовищі (Püttsepp et al., 2006). На гірських схилах, кореневі системи дерев є одним з основних елементів лісового фітоценозу (Калінін et al., 1998). У ялинниках з домішкою бука лісового, кореневі системи останнього сприяють розпушенню ґрунту, що дає можливість корінню ялини поширюватися на більшу глибину (Калінін, 1983). З іншого боку, коріння бука здатне пригнічувати розвиток коренів ялини (Schmid, 2002).

Загалом кореневі системи у гірських лісах виступають у якості важливого протиерозійного інструменту та в значній мірі обумовлюють протиерозійну стійкість ялинових фітоценозів в умовах рекреаційного навантаження.

Для встановлення закономірностей розподілу об'ємної маси та площі поверхонь фізіологічно активних і провідних коренів ялинових насадженнях у межах туристичної мережі Карпатського НПП та Філії «Гринявське ЛГ» ДСГП «Ліси України» проведено дослідження вздовж трьох туристичних

маршрутів: еколого-пізнавальна стежка «с. Зелене – г. Шкорушний» (Карпатський НПП), «с. Зелене – Угорські скелі» (Філія «Гринявське ЛГ») та «На гору Піп Іван» (Карпатський НПП).

Для попередньої оцінки впливу орографічних показників місцевості на об'єми різних фракцій кореневих систем було створено відповідну кореляційну матрицю, яка представлена в таблиці 4.1.

Таблиця 4.1

Кореляційна матриця орографічних показників і об'єму коренів

Показники	Висота над рівнем моря, м	Крутизна схилу, град.	Об'єм провідних коренів, мл	Об'єм фізіологічно активних коренів, мл
Висота над рівнем моря, м	1,00			
Крутизна схилу, град.	0,33	1,00		
Об'єм провідних коренів, мл	0,47	-0,19	1,00	
Об'єм фізіологічно активних коренів, мл	0,78	0,07	0,73	1,00

Отримані результати засвідчують про статистично значущий зв'язок між об'ємами фракції фізіологічних коренів та висотою над рівнем моря, хоча для фракції провідного коріння простежується значно слабший зв'язок. Окрім цього, слабкий статистичний зв'язок спостерігався об'ємами коренів у відібраних зразках кореневмісного шару ґрунту та стрімкістю схилів.

Одними з найсильніших предикторів мінливості будови кореневих систем є функціональний тип рослинності та кліматичні зміни. Вони безпосередньо впливають на корененаселеність ґрунту, особливо це проявляється на життєдіяльності фракції фізіологічно активних коренів (Freschet et al., 2017).

Методи оцінювання поширення кореневих систем, а також методики відбору дослідних зразків для подальшої обробки почали активно розвиватись протягом минулого століття (Schuurman & Goedewaagen, 1971).

Зазвичай корені хвойних видів розростаються у верхньому мінеральному шарі ґрунту. На відміну від кореневої системи бука, яка поширюється у глибину досить рівномірно, кількість коренів хвойних видів різко зменшуються з глибиною (Lozanova et al., 2019).

Для досліджених ялинових насаджень, участь 1-2 одиниць бука лісового у складі насаджень не має суттєвого зв'язку із розподілом корневих фракцій (табл. 4.2). Більше того, не було виявлено статистично значущого зв'язку між показниками площі та об'єму коренів. З іншого боку, простежується кореляція між запасом, повнотою та середньою висотою досліджуваних деревостанів.

Таблиця 4.2

Кореляційна матриця таксаційних показників та об'ємів і площ поверхонь корневих систем

Показники	A, років	Склад	H, м	D, см	G, м ² ·га ⁻¹	M, м ³ ·га ⁻¹	V _{пр.} , МЛ	V _{фз.} , МЛ	S _{пр.} , МЛ	S _{фз.} , МЛ
A, років	1,00									
Склад насадження	-0,02	1,00								
H _{сер.} , м	0,64	-0,14	1,00							
D _{сер.} , см	0,59	-0,32	0,81	1,00						
G, м ² ·га ⁻¹	0,38	-0,28	0,35	0,14	1,00					
M, м ³ ·га ⁻¹	0,48	-0,13	0,61	0,15	0,59	1,00				
V _{пр.}	-0,05	-0,12	-0,66	-0,40	-0,35	-0,46	1,00			
V _{фз.}	-0,02	0,18	-0,60	-0,29	-0,40	-0,66	0,73	1,00		
S _{пв.}	-0,10	0,02	-0,60	-0,21	-0,54	-0,68	0,82	0,78	1,00	
S _{фз.}	-0,01	0,14	-0,52	-0,16	-0,42	-0,65	0,61	0,94	0,70	1,00

Примітка: A – вік деревостану, H – середня висота деревостану, D – середній діаметр деревостану, G – абсолютна повнота, M – запас, V_{пр.} – об'єм провідних коренів; V_{фз.} – об'єм фізіологічно активних коренів, S_{пр.} – площа поверхні провідних коренів, S_{фз.} – площа поверхні фізіологічно активних коренів.

Основну роль у поглинанні поживних речовин підземною частиною дерева відіграє фізіологічно активне коріння. Для лісових екосистем є характерною природна конкуренція між корневими системами в мішаних насадженнях, так і у

чистих за складом дерестанах. На багатих на поживні речовини ґрунтах, щільність переплітання корневих систем значно більша, ніж на бідних ґрунтах. Проте існує теорія, що висока щільність переплітання і розповсюдження коренів в ґрунтових шарах може бути зумовлена обмеженістю доступу до поживних речовин та лімітом доступної вологи. Тому значна біомаса фізіологічних коренів, щільність їх розташування та екологічна пластичність демонструє рівень здатності до конкуренції за середовище існування (Schmid & Kazda, 2002).

Для підвищення протиерозійної стійкості ґрунтового середовища важливим показником є не тільки об'єм коренів, а й площа їх поверхні, які безпосередньо взаємодіє з ґрунтом. Розподіл корневих систем ялини у розрізі глибини відбору зразків кореневмісного шару ґрунту проілюстровано на рис. 4.1, 4.2.

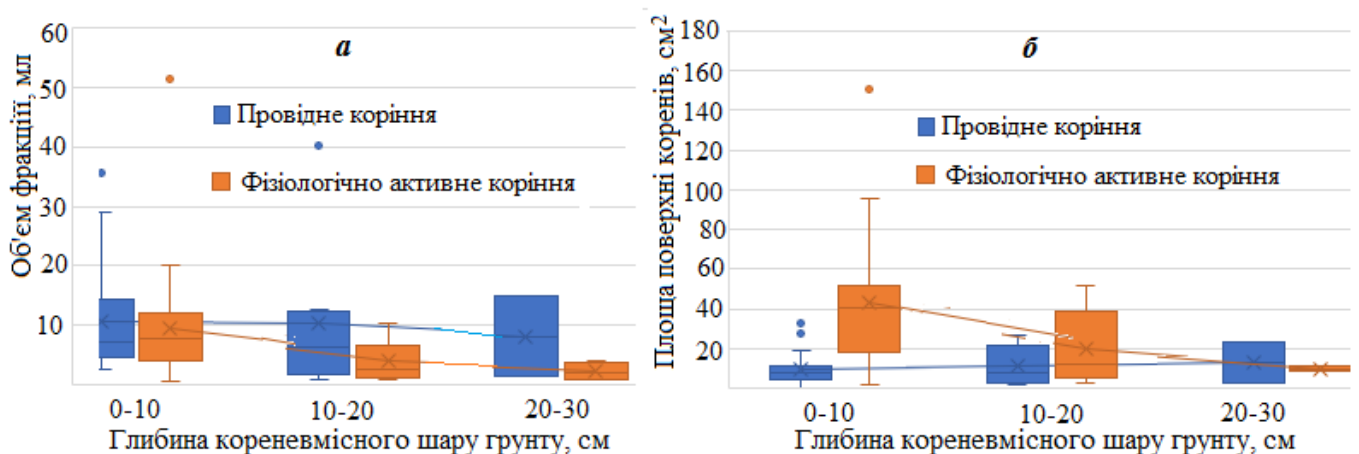


Рис. 4.1. Поширення фракцій коренів ялини європейської за умов близького залягання материнської породи: а) за об'ємами фракцій, мл; б) за площею поверхні, см²

Розподіл корневих систем деревних видів у вертикальній площині визначає їх потенціал щодо поглинання необхідних поживних речовин із різних ґрунтових горизонтів. Ріст та продуктивність надземної частини деревних видів багато в чому залежить від здатності коренів різних фракцій проникати в різні ґрунтові горизонти з метою поглинання, транспортування та накопичення поживних речовин (Li et al., 2020).

Розповсюдження фізіологічно активного коріння безпосередньо впливає на продуктивність всієї екосистеми (Finér et al., 2011). З іншою боку, наявність

грунтової вологи, фізичні властивості та родючість ґрунту, формують напрямок екологічного розвитку рослин (Ding et al., 2020).

За умов недостатнього вмісту вологи у верхніх ґрунтових шарах дерева, які мають поверхневу кореневу систему, здатні поширювати своє коріння на більшу глибину (Freschet et al., 2018).

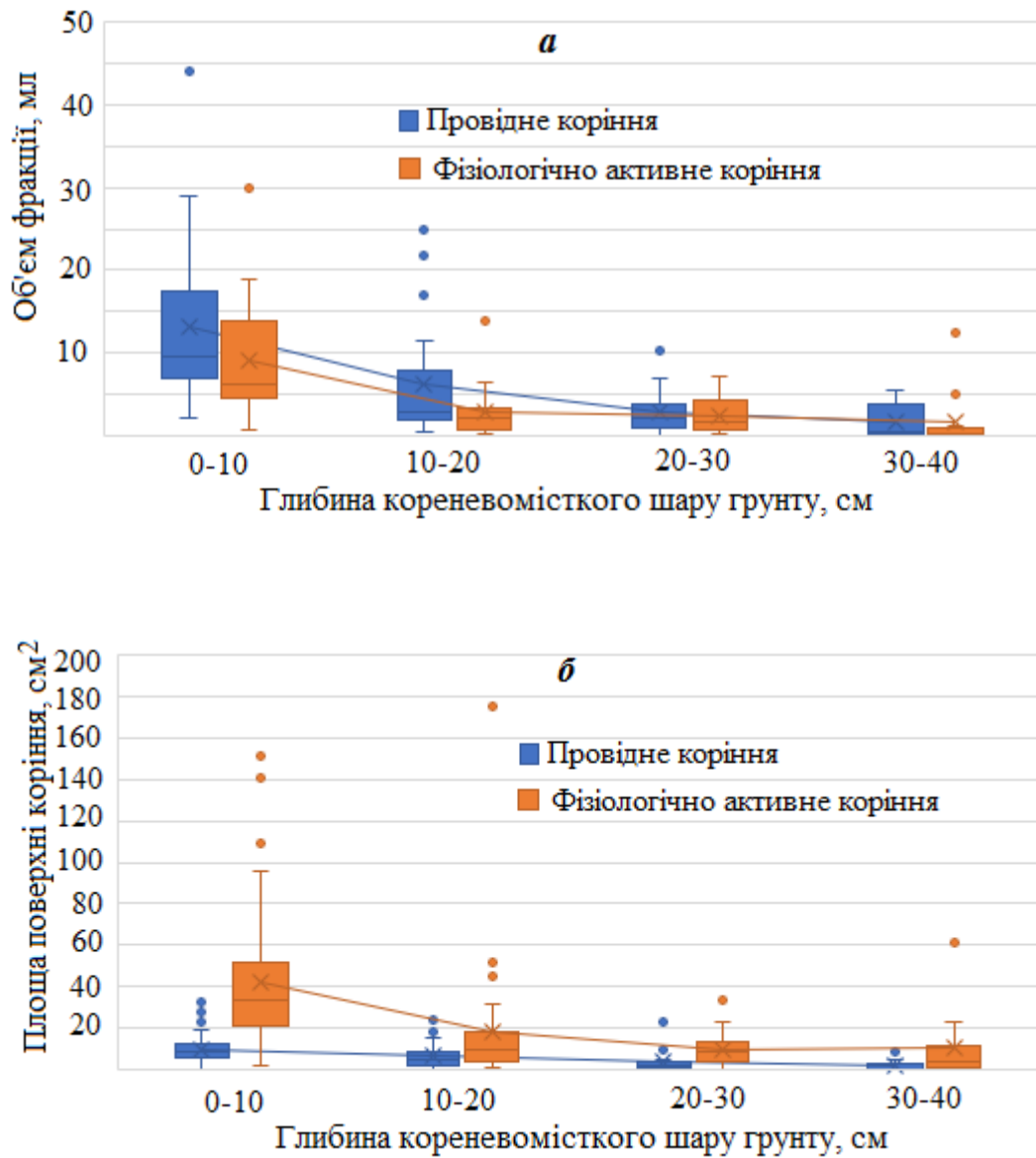


Рис. 4.2. Поширення фракцій коренів ялини європейської за умов близького залягання материнської породи на глибині понад 30 см: а) за об'ємами фракцій, мл; б) за площею поверхні, см²

Глибина залягання материнської породи також визначає розподіл кореневих систем ялини у гірських екосистемах. Враховуючи це, досліджуванні насадження в

межах тимчасових пробних площ було розділено на 2 категорії: 1) із заляганням материнської породи на глибині до 30 см (в межах ТПП № 1, 4, 5, 6, 7, 8, 10); 2) із заляганням материнської породи на глибині понад 30 см (в межах ТПП №2, 3, 9, 11, 10, 13). Для 1 категорії пробних площ глибина залягання материнської породи становило близько 30 см, що унеможливило відбір дослідних зразків на більшій глибині. В свою чергу для 2 категорії пробних площ, глибина залягання каміння становила понад 40 см, що дозволило провести оцінку коренаселеності на більшій глибині. Досліджуванні деревостани просторово розташовані на різних висотах над рівнем моря, в діапазоні від 1040 м до 1510 м. Лісові деревостани представлені переважно чистими ялинниками.

Коробкові графіки, представлені на рис. 4.1, містить інформацію про значення медіани, середньоарифметичної вибірки у розрізі глибин кореневмісних шарів ґрунту. Вуса ж діаграми демонструють найнижче та найвище значення отриманих даних у межах 1,5 IQR (міжквартильного інтервалу). Фракція провідного коріння за своїм об'ємом переважає у верхніх мінеральних шарах ґрунту. Наявність фракції провідного коріння (рис 4.1) збільшується з глибиною, що в свою чергу вказує зростаючу з глибиною щільність населеності корінням ґрунту. Що стосується площ поверхні фізіологічних та провідних коренів, то в даному випадку на глибині 0-20 см переважають фізіологічно активні корені, а на глибині 20-30 см спостерігається переважання провідних коренів. Також варто зазначити, що встановлений розподіл об'ємів коренів з глибиною не є пропорційним розподілу площ їх поверхонь.

Стосовно іншої категорії насаджень, що зростають на більш потужному ґрунтовому профілю, відбір кореневих зразків не здійснювався на глибину понад 40 см, через морфологічні особливості кореневої системи ялини. У верхніх шарах ґрунту (0-20 см) та на глибині 30-40 см, за об'ємом переважає фракція провідних коренів. Проте ця тенденція змінюється на користь фізіологічно активного коріння на глибині 20-30 см (рис. 4.2).

Показники площі поверхонь фракцій коренів показують зворотну тенденцію на відповідних ТПП. На всіх досліджуваних глибинах кореневмісного шару ґрунту

виявлено переважання фізіологічно активних коренів. Незважаючи на відсутність будь-якої пропорційності між площами та об'ємами досліджуваних зразків коренів, було виявлено тенденцію до зменшення площі і об'єму коренів із збільшенням глибини. Для двох категорій насаджень, в яких проводилось дослідження кореневих систем, присутні статистичні викиди серед згрупованих за глибиною показників кореневих систем, які знаходяться поза межами міжквартильного інтервалу (1,5 IQR), і є характерними як для площі поверхні коренів, так і для їх об'ємів. Найчастіше викиди представлені для зразків відібраних з глибини 0-20 см, що можуть бути обумовлені неоднорідністю ґрунтових умов об'єкту дослідження. Окрім цього, для насаджень в яких проводилось дослідження, характерна висока повнота, що безумовно має вплив на щільність переплітання кореневих систем кількох рослин одного виду в межах одного відібраного зразка. В деяких випадках це призводить до неможливості виокремлення зразків одного екземпляру ялини від іншого.

Вагомим фактором впливу на розповсюдження кореневих систем ялини у насадженнях Карпатського НПП є наявність кам'янистих включень і виступів материнської породи у різних горизонтах та розчленованість рельєфу зі стрімкими схилами. Кореневі системи ялини намагається знайти максимально оптимальну траєкторію свого розповсюдження в ґрунтовому середовищі, враховуючи морфологічні особливості коренів ялини та виступи материнської породи. Переважаюча маса коренів ялини була виявлена у верхніх мінеральних шарах на глибині до 10 см (табл. 4.3). Цей тренд спостерігався незалежно від потужності ґрунтового профілю під наметом насаджень. Особливість такого розповсюдження коренів насамперед зумовлена сприятливими для росту фізико-хімічними властивостями ґрунтів, що здатні забезпечувати достатній ступінь аерації наряду із зволоженням завдяки атмосферним опадам та наявністю легкодоступних для рослинного організму поживних речовин (Maupet et al., 2019).

Таблиця 4.3

Поширення коренів ялини європейської у верхньому 10-см шарі ґрунту

Но- мер ТПП	Об'єм провідних коренів у 10-см шарі ґрунту, мл	Загаль- ний об'єм про- відних коре- нів, мл	Частка провідних коренів у 10-см шарі ґрунту, %	Об'єм фізіологічних коренів у 10-см шарі ґрунту, мл	Загаль- ний об'єм фізіолог- ічних коренів, мл	Частка фізіологічних коренів у 10-см шарі ґрунту, %
1	36,4	61,7	59,0	54,0	72,8	74,2
2	36,65	85,9	42,7	65,8	118,7	55,5
3	31,2	57,5	54,3	26,05	65,9	39,6
4	192,68	192,7	100,0	158,2	160,2	98,8
5	24,0	24,0	100,0	20,8	20,8	100,0
6	45,9	45,9	100,0	27,8	27,8	100,0
7	25,7	65,8	39,1	42,0	44,7	94,0
8	12,6	25,3	49,8	16,0	26,2	61,1
9	34,4	62,1	55,4	24,5	46,4	52,8
10	32,2	52,8	61,0	26,4	31,2	84,6
11	104,2	133,4	78,1	22,7	32,0	70,9
12	59,9	68,2	87,8	23,8	33,5	71,0
13	48,0	94,7	50,7	53,1	69,9	76,0

У верхньому 10-сантиметровому шарі ґрунту об'єм провідного коріння становить 67,5 % від загального об'єму цієї фракції, при цьому для фізіологічно активного коріння цей показник становить 75,3 %. Для насаджень, де ріст кореневих систем обмежувався близьким заляганням материнської породи, у верхньому 10-сантиметровому кореневмісному шарі, об'єм провідних коренів становив 72,7 %, а фізіологічно активних – 87,5 %.

Було встановлено наявність високої і середньої кореляції між об'ємом фракцій коріння (провідних та фізіологічних) під наметом ялинових насаджень та відповідними висотами над рівнем моря, коефіцієнти кореляції яких становлять 0,78 і 0,47 ($p < 0,05$). Також виявлено статистичний зв'язок для середньої висоти, повноти та запасу досліджуваних деревостанів. Переважаюча частина дослідних зразків була зібрана у верхньому мінеральному шарі ґрунту на глибині до 10 см, що лише підтверджує високу чутливість та вразливість кореневих систем ялини до

рекреаційного навантаження. Тому особливу увагу щодо біотичної стійкості необхідно приділяти увагу ялиновим деревостанам, що ростуть в умовах близького залягання материнської породи (Юхновський et al, 2020).

4.2. Твердість гірських ґрунтів вздовж пішохідних туристичних маршрутів

Лісовий ґрунт – це ключовий компонент забезпечення продуктивності екосистеми та підтримки сталості екосистемних послуг які надає ліс. Порушення ґрунту сприяє зниженню продуктивності екосистеми (Toivio et al., 2017). Ґрунт складається твердих частинок різного розміру, зв'язаних між собою в агрегати органічною речовиною, мінеральними оксидами та зарядженими частинками глини (Sherman et al., 2019; Silva et al., 2011).

Загальний поровий простір складається з простору між окремими ґрунтовими частинками, так і між ґрунтовими агрегатами. Саме через простір між порами відбувається обмін у ґрунті водою та повітрям з навколишнім середовищем. При оцінці змін ґрунту під антропогенним впливом важливими параметрами виступає щільність та пористість ґрунту (Нао, Х., 2008).

Лісові ґрунти мають низьку міцність та низьку об'ємну щільність (менше ніж $\sim 0,5 \text{ г}\cdot\text{см}^{-3}$) в порівнянні з відкритою місцевістю, що робить їх більш чутливими до зовнішнього механічного впливу (Bormann & Klaassen, 2008; Blanco-Canqui et al., 2005). Темпи відновлення структури лісових ґрунтів є важливим показником сталого ведення лісового господарства. Відновлення структури ґрунту важливе, тому що перебіг природних біологічних процесів відновлення кислого середовища відбувається надзвичайно повільно (Ebeling et al., 2016; Bottinelli et al., 2014). Висока рекреаційна активність призводить до розвитку дигресивних процесів в лісових екосистемах, що проявляється у зміні живого надґрунтового покриву, ущільненні ґрунтового середовища, розвитку ерозійних процесів. Зовнішній механічний вплив на ґрунтове середовище збільшує його опорну здатність до проникнення (Cambi et al., 2015; Frey et al., 2011). Рекреаційне навантаження має накопичувальний ефект впливу на

середовище, а процеси відновлення природного середовища можуть розтягнутися на десятки років.

Для туристичних маршрутів Карпатського НПП має місце використання вантажного транспорту на туристичних маршрутах з метою рекреації, що лише пришвидшує процеси ущільнення ґрунту та порушує його природну структуру. В умовах рекреаційного навантаження, ґрунт і лісова рослинність дуже чутливі до витоптування та використання транспортних засобів (Deng et al., 2003).

Навіть незначне ущільнення здатне впливати на важливі екосистемні процеси та призводити до погіршення хімічних та/або фізичних умов ґрунту (Amroorter et al., 2007). Процеси ущільнення ґрунтового середовища модифікують його структуру, тим самим пригнічуючи розвиток кореневих систем до критичного рівня (Sinnott et al., 2008; Jordan et al., 2003). Внаслідок цього, знижуються темпи росту дерев та збільшується відпад підросту (Gebauer & Martinkova', 2005; Maunard & Senyk, 2004). Зміна структури порушеного ґрунту має негативний вплив на ґрунтову фауну через прямий фізичний вплив, а також через зміну режиму харчування мікроорганізмів, що має опосередкований ефект на зниження його родючості (Battigelli et al., 2004). Також порушення ґрунтового середовища підвищує вразливість дорослих дерев до впливу вітру (Sinnott et al., 2008).

Твердість ґрунту (його опорна стійкість до проникнення) – фізична властивість ґрунту, яка залежить від його об'ємної щільності, текстури, вмісту вологи, пористості, розміру структурних частинок, рН, вмісту мінеральних та органічних речовин (Imhoff et al., 2016; Junior et al., 2014; Holthusen et al., 2018; Yao et al., 2015). Вивчення показників твердості ґрунту, наряду із вивченням його фізичних та морфологічних властивостей, має важливе для оцінки рекреаційного навантаження (Yorkina et al., 2020; Budakova et al., 2021).

Вимірювання твердості ґрунту здійснюється за допомогою пенетрометра. Це метод оцінки опорної здатності ґрунту широко розповсюджений у всьому світі, оскільки забезпечує простий і швидкий метод оцінки стану ґрунту (Dexter et al., 2007).

Під час вимірювання показників в різні часові проміжки, ґрунт матиме неоднаковий вміст води, що безпосередньо вплине на значення показників твердості (Pousse et al., 2022). Вміст води в ґрунті під час зовнішнього механічного впливу впливає на ступінь ущільнення ґрунтового середовища. Наприклад, планування лісозаготівельних робіт в посушливі періоди знижує ризики ущільнення дрібносуглинистих ґрунтів, коли вміст води в ґрунті становить нижче оптимального значення (Han et al., 2006).

З метою дослідження впливу рекреаційної діяльності на процеси ущільнення ґрунту та виявлення відмінностей між фізичними властивостями непорушених ґрунтів, та ґрунтів, які постійно зазнають зовнішнього механічного впливу, було зібрано та проаналізовано дані показників твердості (опорної здатності ґрунту) на території Карпатського НПП та прилеглих туристичних об'єктів.

Отримані показники твердості мають велику варіабельність через те, що твердість ґрунту знижується зі збільшенням вмісту води. Коротка характеристика показників твердості ґрунту на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі» (ТПП 13) наведено в таблиці 4.4.

Таблиця 4.4

Статистичні показники твердості ґрунту на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі» (біля ТПП 13)

Статистичні показники	Глибина залягання, см																
	0	2,5	5	7,5	10	12,5	15	17,5	20	22,5	25	27,5	30	32,5	35	37,5	40
Твердість (кг*см ⁻²), М – сер.	2,1	4,7	8	9,7	12	14,6	14	14,3	16,4	19,8	19	15,3	15,3	15,5	12,7	15,4	14,7
Медіана	2	4,6	8,1	10,1	12,2	14,2	14	14	17,1	20,9	16,8	15,4	15,5	15,6	12,8	16	14,1
sd – середнє квадратичне відхилення	1,38	1,82	2,23	3,04	2,28	2,98	2,36	3,5	2,94	3,83	4,21	2,23	2,26	2,08	2,95	2,05	1,49
se – стандартна помилка	0,31	0,41	0,5	0,68	0,51	0,67	0,53	0,78	0,66	0,86	0,94	0,51	0,53	0,5	0,72	0,5	0,36
Коефіцієнт асиметрії	0,39	-0,21	0,09	-1,06	-0,03	0,22	0,18	0,19	-0,25	-0,04	0,56	-0,16	0,45	-0,53	-0,33	-0,4	0,64
Ексцес	-1	-0,6	0,99	1,6	-1,03	-1	-0,67	-1,18	-1,34	-1,66	-1,19	-0,43	0,38	-0,25	-0,03	-1,26	-0,61

Для цієї дослідної ділянки спостерігається тенденція збільшення твердості ґрунту (опір до проникнення), яка постійно зростає від 0,3 кг·см⁻² до максимального

значення $25,5 \text{ кг}\cdot\text{см}^{-2}$ на глибині 22,5 см. Після цього відбувається певне вирівнювання значення цього показника до глибини 40 см.

Асиметрія розподілу отриманих даних змінювалась з глибиною від переважання позитивної до негативної. Ґрунтовий шар на глибині 20-40 см характеризується переважанням лівосторонньої асиметрії.

Найбільша скошеність даних спостерігалась на глибині 7,5 см, де розподіл найбільш асиметричний зі зсувом вправо. На глибині 10 см, отримані дані розподіляються найбільш симетрично, проте коефіцієнт ексцесу має значне негативне відхилення. Ексцес був найменшим (негативним) на глибині 22,5 см, що свідчить про більш рівномірний розподіл даних (в порівнянні з нормальним законом).

Графічна інтерпретація розподілу показників твердості ґрунту на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі» (біля ТПП 13) наведено на рис. 4.3.

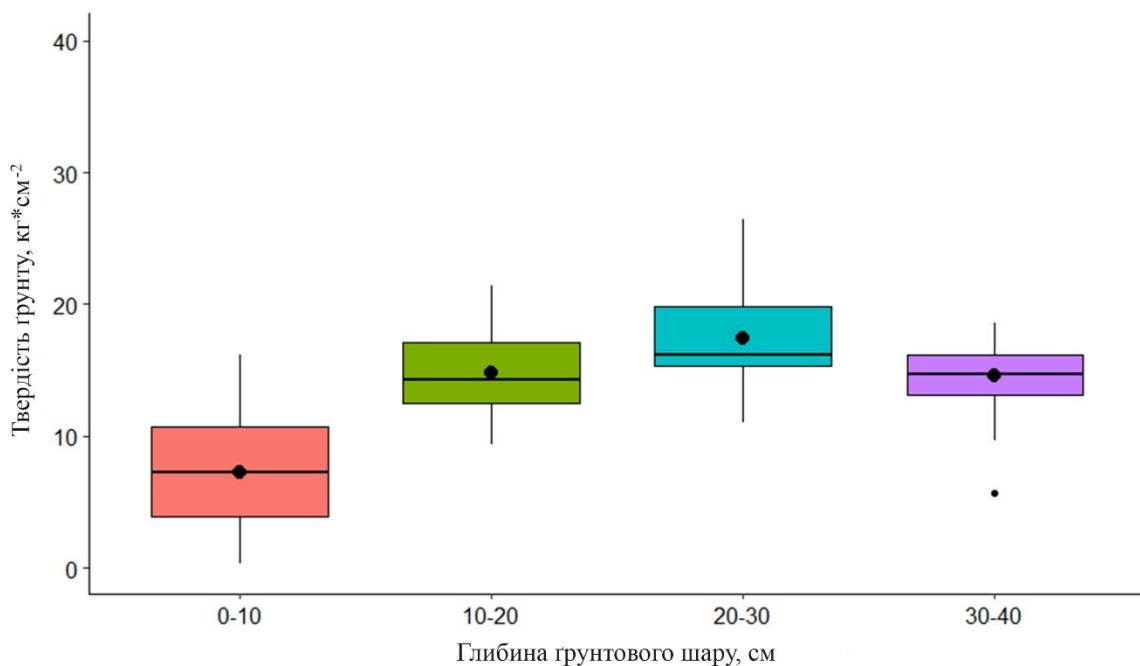


Рис. 4.3. Розподіл показників твердості ґрунту з глибиною на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі» (біля ТПП 13)

Результати аналізу One-way ANOVA свідчать, що для різних категорій глибини ґрунтових шарів існує статистично значуща різниця між відповідними середніми значеннями показників твердості ґрунту ($p < 0,05$). Встановлено різке

збільшення твердості ґрунту до глибини 20 см. На глибині 30-40 см відбувається поступове зменшення опорної здатності ґрунтового середовища. Отримані результати Tukey's HSD тесту вказують схожість середніх значень показників твердості на глибині 10-20 та 30-40 см ($p = 0,986$). В межах маршруту «с. Зелене-Угорські скелі» дана досліджувана ділянка зазнає найбільшого негативного зовнішнього впливу через своє просторове розташування. Варто зазначити, що за таких умов наявність лісової підстилки, рослинного покриву, та верхнього шару ґрунту мають вирішальне значення для запобігання розвитку ерозійних процесів (Zuazo & Pleguezuelo, 2008). Рослинний покрив є суттєвим фактором, що визначає просторову варіацію опору (твердості) ґрунту до проникнення. Збільшення повноти деревостану сприяє зниженню твердості ґрунту в приповерхневих шарах. За даними (Zhukov et al., 2021), рельєф місцевості та характеристика насадження визначають 30-50 % просторової варіації в показниках твердості ґрунту.

З віддаленням від туристичного маршруту «с. Зелене-Угорські скелі» було закладено другу ділянку для дослідження опорної здатності ґрунтового середовища (табл. 4.5).

Таблиця 4.5

Статистичні показники твердості ґрунту на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі» (біля ТПП 12)

Статистичні показники	Глибина залягання, см																
	0	2,5	5	7,5	10	12,5	15	17,5	20	22,5	25	27,5	30	32,5	35	37,5	40
Твердість (кг·см ⁻²), М – сер.	2,6	3,7	6,6	9,2	12	13,6	14,6	14,7	14,3	16,8	18,1	17,6	16,8	15,3	14,3	13,4	12,4
Медіана	2,6	3,9	6,7	10,1	12,4	13	14,7	17,1	14,8	16,8	18,1	17,3	16,2	14	12,5	11,9	11,8
sd – середнє квадратичне відхилення	0,91	0,9	1,34	2,16	2,59	3,74	4,14	4,82	3,38	4,33	4,82	5,24	5,33	5,47	5,14	4,58	4,94
se – стандартна помилка	0,25	0,25	0,37	0,6	0,72	1,04	1,15	1,34	1,07	1,37	1,52	1,66	1,69	1,73	1,71	1,53	1,65
Коефіцієнт асиметрії	0,66	-0,43	-0,13	-0,66	-0,17	0,09	-0,36	-0,46	0,13	0,09	0,01	0,08	0,63	0,9	0,92	1,03	0,98
Коефіцієнт ексцесу	-0,02	-0,9	-0,97	-0,92	-1,1	-1,68	-1,42	-1,4	-1,41	-1,58	-1,8	-1,55	-1,13	-0,75	-0,8	-0,67	-0,2

Аналогічно до першої ділянки спостерігається тренд до збільшення опорної здатності ґрунту з глибиною. Найменші значення твердості ґрунту ($1,3 \text{ кг}\cdot\text{см}^{-2}$) виявлено у верхніх приповерхневих шарах ґрунту. Максимальне середнє значення твердості ґрунту було отримано на глибині 25 см. У глибших шарах твердість ґрунтових шарів поступово знижується, разом з тим, і зменшується ущільнення ґрунтового середовища. У верхніх ґрунтових шарах асиметрія розподілу даних змінюється з лівосторонньої (до глибини 20 см) на правобічну. На глибині 10-27,5 см асиметрія розподілу має тенденцію до зменшення. Ґрунтовий шар глибиною 30-40 см характеризується найбільшою позитивною асиметрією із зсувом вліво моди, медіани та середнього значення. Значення показника ексцесу близькі до нуля зафіксовано у верхньому шарі ґрунту, а найбільші негативне значення (-1,8) виявлено на глибині 25 см, може вказувати про бімодальний розподіл даних. Крім того, на глибині 25 см дані не лише розділені більш рівномірно відносно нормального розподілу, а й мають незначну позитивну асиметрію. Графічне відображення розподілу показників твердості ґрунту на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі» (біля ТПП 12) наведено на рис. 4.4.

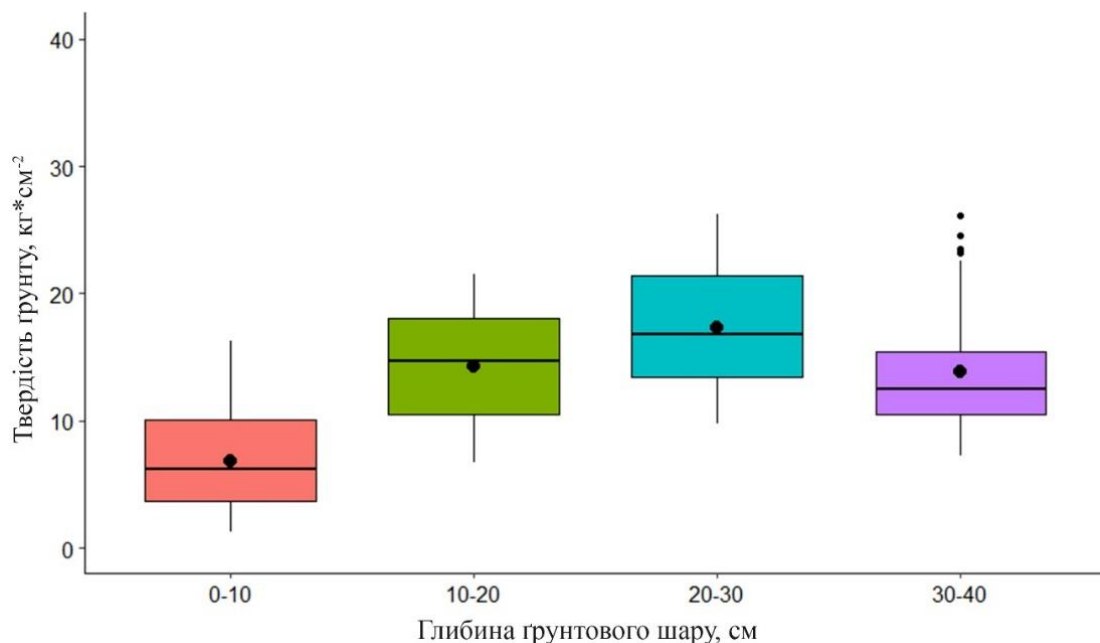


Рис. 4.4. Розподіл показників твердості ґрунту з глибиною на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі» (біля ТПП 12)

В межах ТПП12 спостерігається різке зростання твердості ґрунту у верхніх шарах, яке досягає свого піку на глибині 20-30 см, після чого відбувається поступове зменшення цього показника на глибині 30-40 см.

Встановлено статистично значущу різницю ($P < 0,05$) між середніми значеннями показників твердості для різних категорій глибини ґрунтових шарів. За допомогою Tukey's HSD тесту було виявлено, що за своїми фізичними характеристиками ґрунтові шари 10-20 см та 30-40 см не мають суттєвих відмінностей ($p = 0,977$).

Найбільш віддаленою від полотна маршруту «с. Зелене-Угорські скелі» є ділянка, яка знаходиться неподалік ТПП 11. Результати досліджень показників твердості ґрунтового середовища на цій ділянці висвітлено у таблиці 4.6.

Показники твердості ґрунту коливаються від $0,7 \text{ кг}\cdot\text{см}^{-2}$ у верхніх шарах до $24,3 \text{ кг}\cdot\text{см}^{-2}$ на глибині 40 см. Безперервне зростання опорної здатності ґрунту до проникнення простежується до глибини 27,5 см.

Таблиця 4.6

Статистичні показники твердості ґрунту на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі» (біля ТПП 11)

Статистичні показники	Глибина залягання, см																
	0	2,5	5	7,5	10	12,5	15	17,5	20	22,5	25	27,5	30	32,5	35	37,5	40
Твердість ($\text{кг}\cdot\text{см}^{-2}$), М – сер.	1,6	2,6	4	5,3	6,6	9,7	11,4	11,2	11,6	13,6	15,2	15,9	15	14,6	14,2	15,8	16,7
Медіана	1,3	2,5	4,3	4,1	6,2	11	12,4	13,2	12,9	14	15,7	16,6	15,6	15,3	13,2	16	16,7
sd – середнє квадратичне відхилення	0,69	0,99	1,8	2,93	4,24	4,62	5,02	5,16	5,05	3,54	3,57	3,9	4,11	3,99	4,14	4,3	4,89
se – стандартна помилка	0,21	0,31	0,57	0,93	1,36	1,46	1,59	1,63	1,6	1,12	1,13	1,23	1,3	1,26	1,31	1,36	1,55
Коефіцієнт асиметрії	0,68	0,31	-0,06	0,54	0,28	-0,65	-0,63	-0,32	-0,33	0,33	-0,59	-1,33	-0,97	-0,27	0,81	0,32	0,3
Коефіцієнт ексцесу	-0,8	-1,31	-1,76	-1,52	-1,51	-1,26	-1,18	-1,77	-1,21	-0,21	0,61	1,37	0,39	-0,71	-0,18	-0,75	-1,3

Розподіл отриманих даних за глибиною вказує на відсутність певного тренду що асиметрії показників. Найбільша скошеність показників твердості встановлено на глибині 27,5 см, де розподіл найбільш асиметричний зі зсувом вправо. Низькі

негативні величини ексцесу на глибині 2,5 до 20 см вказують, що дані розділені більш рівномірно відносно нормального розподілу.

На всій досліджуваній глибині простежуються значні коливання коефіцієнту ексцесу, проте їх величини знаходяться в межах прийнятних значень цього показника. Розподіл показників твердості на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі» (біля ТПП 11) проілюстровано на рис. 4.5.

На відміну від попередніх ділянок, стрімкий ріст опорної здатності ґрунту простежується лише до глибини 20 см. Від 10 до 40 см показники твердості вирівнюються і мають меншу варіативність значень із заглибленням. Незважаючи на це, середні значення показників твердості для різних категорій глибини мають статистично значущу різницю ($p < 0,05$) за результатами One-way ANOVA. Подальший аналіз вказує на те, що після глибини 20 см середні значення показників твердості не мають суттєвих відмінностей між собою ($p = 0,993$). Це свідчить про відносну однорідність структури ґрунтового середовища, проте на всьому досліджуваному профілі простежується постійне зростання його опорної здатності.

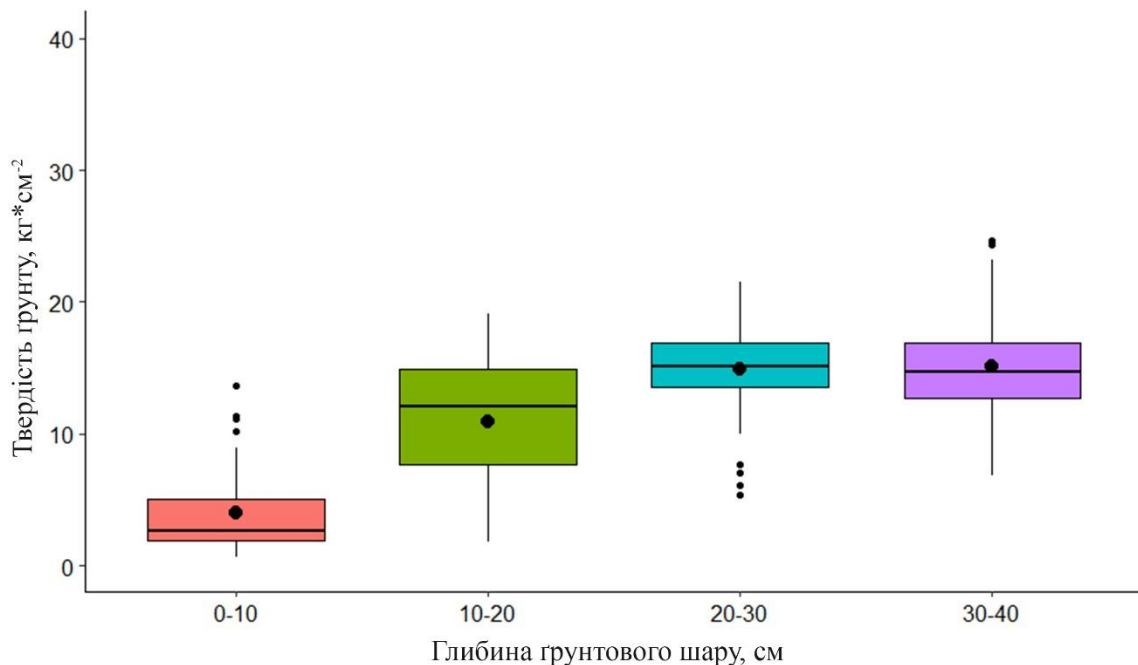


Рис. 4.5. Розподіл показників твердості ґрунту з глибиною на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі» (біля ТПП 11)

З віддаленням від туристичних маршрутів вглиб лісового середовища зростає і вміст вологи в ґрунті, що вказує про нормальне функціонування ґрунтового

середовища за відсутності зовнішнього механічного впливу. Зворотній тренд характерний для показника твердості ґрунту, значення якого, зазвичай, спадають із віддаленням від туристичних маршрутів у бік лісового середовища. Тобто зі збільшенням ущільнення відбувається зменшення вологості ґрунту, що призводить не тільки до погіршення інфільтрації, а й до зменшення кількості вологи доступної для росту рослин (Deng et al., 2003).

Під впливом деревної рослинності відбуваються найбільші варіації в твердості (опорній здатності) ґрунту. Іншим важливим компонентом що впливає на закономірності ущільнення як у вертикальній, так і горизонтальній площині є вплив трав'яної рослинності (Kunakh, 2022).

Лісове середовище надзвичайно неоднорідне, верхні ґрунтові шари мають пухку структуру та незначну твердість. Лісогосподарська діяльність та рекреаційне навантаження пришвидшують процеси ущільнення ґрунтового середовища (рис. 4.6).

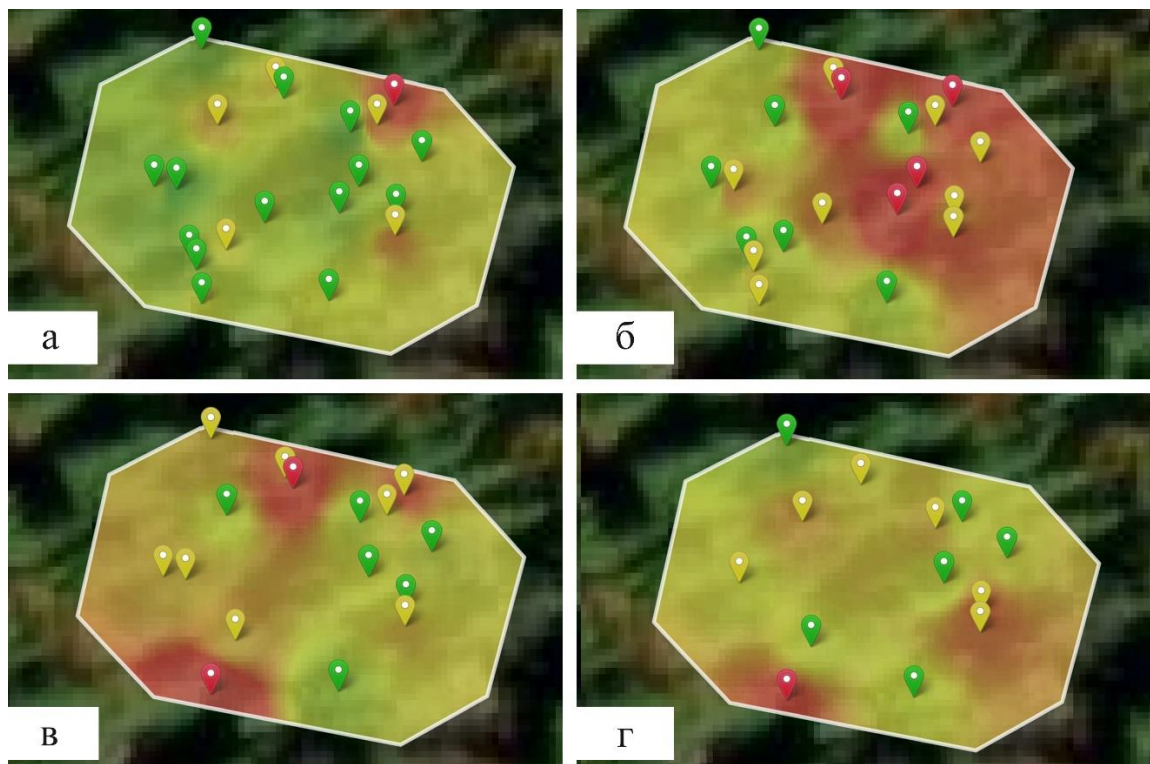


Рис. 4.6. Екстрапольовані дані твердості ґрунту вздовж маршруту «с. Зелене-Угорські скелі»: а) 10 см; б) 20 см; в) 30 см; г) 40 см.

Варто зазначити, що на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі» також спостерігається періодичне використання лісогосподарського транспорту,

обумовлене його територіальним розташуванням. Процеси лісозаготівлі мають певну тенденцію до збільшення розмірів потужності та навантажувальної здатності лісозаготівельних машин, що призводить до значного навантаження на ґрунтове середовище (Amroorter et al., 2007).

Використання лісозаготівельних машин, нелегальне використання вантажного транспорту на туристичних маршрутах, суттєво впливають на структурні характеристики ґрунту. Подібні механічні впливи, особливо діяльність вантажного транспорту, може призвести до зменшення на 20 % загальної пористості ґрунту та зменшення кількості макропор на 50-60 % (Teere et al., 2004).

При цьому, необхідною умовою для забезпечення нормальної циркуляції в ґрунті, функціонування мікроорганізмів, росту корневих систем є макропористість, що має становити не менше 10 % (Koorevaar et al., 1983).

Наступна дослідна ділянка розташована вздовж «Еколого-пізнавальної стежки «На гору Піп Іван» біля ТПП 5. Це безпосередньо територія Карпатського ННП, маршрут який знаходиться під постійним рекреаційним навантаженням.

В результаті короткострокового моніторингу на цьому маршруті було зафіксовано періодичне нелегальне використання вантажного транспорту у рекреаційних цілях. Також для полотна цього маршруту характерна значна змитість ґрунтових горизонтів.

На деяких відрізках полотна маршруту знаходиться на ~1 м нижче рівня непорушеного ґрунтового профілю під наметом лісу. Така змитість ґрунтів створює незручності в пересуванні для туристів, які часто у якості обхідних стежок використовують узбіччя маршруту, тим самим порушуючи структуру живого надґрунтового покриву та лісової підстилки.

За таких умов центральна частина полотна туристичних маршрутів зазнає найбільших змін в ґрунтовому середовищі та стані рослинності. При значному рекреаційному навантаженні, верхній 5 см шар ґрунту зазначає найбільшого ущільнення (Zhukov et al., 2021).

Через своє менш інтенсивне використання краї полотен маршрутів мають нижчі показники твердості (опор проникненню), ніж центральні частини. Це ж саме

стосується і стану рослинного покриву, деградація якого поступово зменшується із віддаленням від об'єктів рекреації (Azlin & Philip, 2004).

Через значне ущільнення ґрунтового середовища не вдалося визначити показники твердості на самому полотні туристичного маршруту, так як твердість верхнього 5 сантиметрового шару перевищувала максимально допустимі значення твердоміру, що становить $60 \text{ кг}\cdot\text{см}^{-2}$ або 6 МПа.

Показники твердості ґрунтового середовища вимірювались на ділянці прилеглої до країв полотна тераси (табл. 4.7).

Таблиця 4.7

Статистичні показники твердості ґрунту на маршруті «Еколого-пізнавальної стежки «На гору Піп Іван» (біля ТПП 5)

Статистичні показники	Глибина залягання, см																
	0	2,5	5	7,5	10	12,5	15	17,5	20	22,5	25	27,5	30	32,5	35	37,5	40
Твердість ($\text{кг}\cdot\text{см}^{-2}$), М – сер.	4,2	10,1	15,2	16,6	19,7	23	25,6	29,2	30,9	27	25,4	27,6	27,2	27,8	28,2	29,9	26,5
Медіана	2,3	10,4	16,4	16,2	17,9	23,7	26,3	29,4	31,6	25,7	25,5	29,1	25,7	29,6	29,3	31,3	27,4
sd – середнє квадратичне відхилення	3,31	3,68	4,03	2,07	5,24	4,47	4,48	3,74	6,25	2,64	0,96	4,63	5,45	3,99	3,6	5,17	2,62
se – стандартна помилка	1,25	1,36	1,52	0,78	1,98	1,69	1,69	1,41	2,36	1	0,36	1,75	2,06	1,51	1,36	1,95	0,99
Коефіцієнт асиметрії	0,46	-0,4	-0,19	-0,37	0,39	-0,4	-0,06	0,34	0,1	0,34	0,01	-0,02	0,84	-0,53	-0,24	-0,44	-0,73
Коефіцієнт ексцесу	-1,78	-1,03	-1,79	-1,47	-1,79	-1,29	-1,85	-1,42	-1,93	-1,92	-1,86	-1,99	-0,73	-1,73	-1,51	-1,6	-1,19

Як видно з таблиці 4.7, на дослідній ділянці відбувається різке зростання опорної здатності ґрунту у верхніх шарах. Для верхнього шару ґрунтового профілю середнє значення твердості становить $4,2 \text{ кг}\cdot\text{см}^{-2}$.

Найбільше значення показника опору становило $37,8 \text{ кг}\cdot\text{см}^{-2}$ і було зафіксовано на глибині 30 см. Асиметрія розподілу мала тенденцію до зменшення в діапазоні між глибиною 2,5 см і 27,5 см. Найбільша правобічна асиметрія зі зменшенням медіани, моди та середнього значення вліво, спостерігається на глибині 30 см, при цьому найменші значення коефіцієнту асиметрії даних спостерігалась на глибині 25-27,5 см. Ґрунтовий шар на глибині 30-40 см характеризується

переважанням лівосторонньої асиметрії. Для розподілу даних на всіх досліджуваних глибинах характерним є від'ємний ексцес.

Зведені результати показників твердості ґрунту за 10 сантиметровими категоріями глибини ґрунтових шарів проілюстровано на рис. 4.7.

Верхній горизонт 0-10 см має досить широкий діапазон отриманих значень. На глибині 10-20 см відбувається значне ущільнення ґрунтового середовища, та відповідно, збільшення опорної здатності ґрунту.

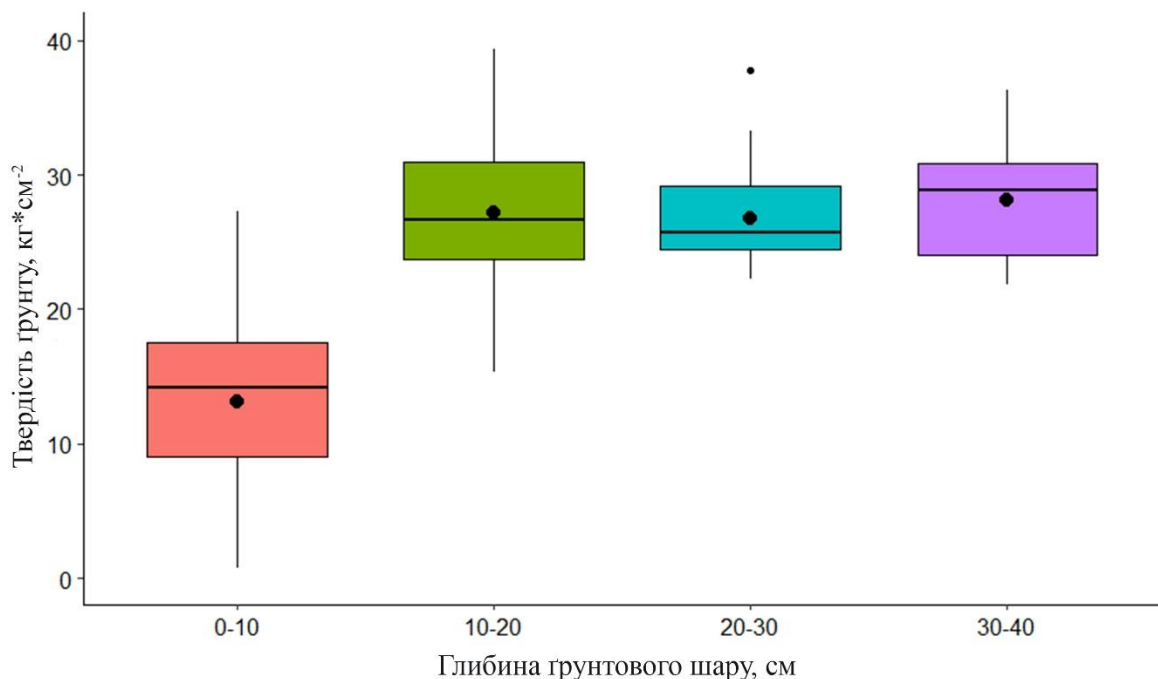


Рис. 4.7. Розподіл показників твердості ґрунту з глибиною на маршруті «Еколого-пізнавальної стежки «На гору Піп Іван» (біля ТПП 5)

На глибині 10-40 см спостерігається вирівнювання показників твердості, що свідчить схожу ступінь ущільнення ґрунтових горизонтів. Порівнюючи середні значення твердості для глибини 10-20 см, 20-30 см та 30-40 см не було встановлено суттєвих відмінностей між ними ($p > 0,05$). Лише верхній 0-10 см горизонт мав значно менші показники опорної здатності ґрунту.

Фізичні властивості ґрунтів визначають значну варіабельність динаміки їх ренатуралізації. Так, наприклад, для ґрунтів, на яких постійно проводяться лісогосподарські заходи, прогнозований період повного повернення ґрунту до природного стану може становити від 50 (суглинисті ґрунти) до 70 (підзолисті

грунти) років (Mohieddine et al., 2019). Процес відновлення ґрунтового середовища у верхніх ґрунтових шарах (0-40 см) є досить тривалим, особливо це стосується території порушених великогабаритним (вантажним) транспортом і без проведення додаткових заходів по відновленню може становити не одне десятиліття (Pousse et al., 2022).

Процеси відновлення природної щільності та опорної здатності (твердості) ґрунту відбуваються значно швидше, ніж відтворення нормального водного режиму та циркуляції повітря, що імовірно пов'язано з геометрією ґрунтових пор (Goutal et al. 2013; Vonnaud et al., 2019). З іншого боку, повернення верхніх шарів ґрунту до природного стану відбувається швидше у порівнянні з більш глибокими шарами. Відновлення природної твердості (опорної здатності) може відбуватися завдяки комплексному впливу фізичних факторів, так і діяльності живих організмів.

Процеси ущільнення призводять до втрати ґрунтів, особливо під час рясних злив, коли концентрований поверхневих стік вимиває верхній шари ґрунту на полотні маршруту переміщуючи його вниз по схилу та притискаючи його до меж маршруту (Budakova et al., 2021). Порівняльна характеристика опорної здатності ґрунту в умовах рекреаційного навантаження наведено на рис. 4.8.

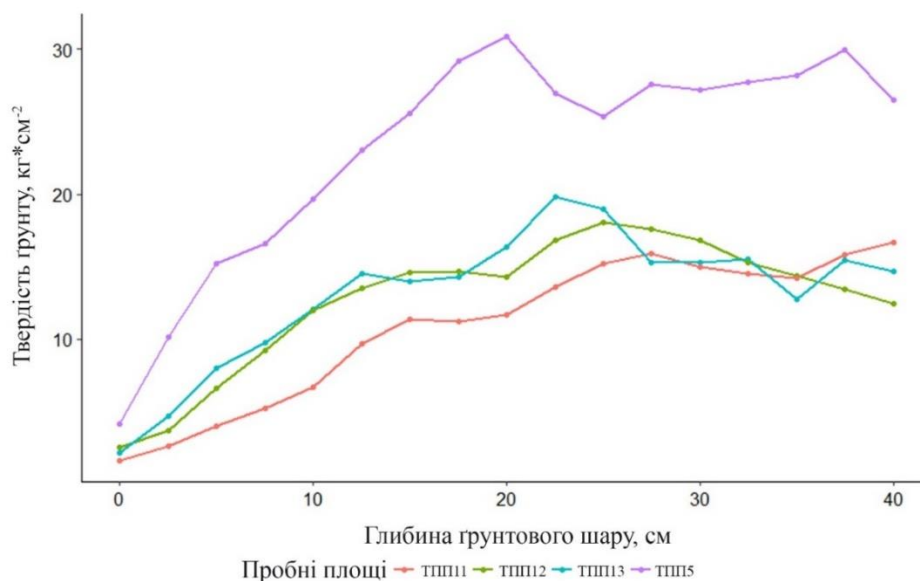


Рис. 4.8. Розподіл середніх показників твердості ґрунту з глибиною на маршрутах «с. Зелене-Угорські скелі» (біля ТПП 11, 12, 13) та «Еколого-пізнавальної стежки «На гору Піп Іван» (біля ТПП 5)

З точки зору зміни ступеня ущільнення ґрунту та зміни показників твердості з глибиною, відносно просторового розташування дослідних ділянок, можна зробити відповідні висновки: 1) для всіх досліджуваних об'єктів характерним є збільшення значень твердості ґрунту з глибиною; 2) зі зменшенням відстані до полотна маршруту збільшуються середні значення показників твердості по всій глибині ґрунтового профілю. Для порівняння показників твердості вздовж туристичних маршрутів на різних глибинах було використано Two-Way ANOVA та пост Tukey's HSD. У розрізі дослідних ділянок, для середніх показників твердості ґрунту на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі» біля ТПП 12 та ТПП 13, не було встановлено статистично значущої різниці на всій глибині ґрунтового профілю, хоча ґрунтові горизонти біля ТПП 13 мають менш однорідну структуру. Показники твердості ґрунту у верхньому 20 см горизонті мають значні відмінності біля ТПП 11 і ТПП 13, ТПП 11 і ТПП 12 ($p < 0,05$). Така різниця отриманих показників вздовж одного туристичного маршруту може свідчити про наявність зовнішнього механічного впливу на ґрунтове середовище. При цьому зі збільшенням глибини (20-40 см) різниця в показниках твердості повністю нівелюється.

Твердість ґрунту вздовж маршруту «Еколого-пізнавальна стежка «На гору Піп Іван» (біля ТПП 5) значно вища у порівнянні з ділянками на маршруті «с. Зелене-Угорські скелі». Звичайно, на це впливає значне рекреаційне навантаження, змитість ґрунтів на полотні маршрут та вантажний транспорт. Окрім зовнішніх факторів впливу, ґрунти вздовж цього маршруту мають менш потужні горизонти та наявність виступів материнської породи, що робить їх природну структуру більш щільною.

Твердість ґрунту в межах від 2 до 3 МПа значно сповільнює розвиток кореневих систем. Коли твердість ґрунту перевищує 3 МПа, показники корененаселеності відповідних горизонтів різко падають. За результатами Sinnett et al. (2008) близько 70 % коренів формуються у шарах ґрунту, показник твердості яких становить менше 2 МПа, та 90 % коренів у ґрунтах, де твердість менше 3 МПа.

Отримані результати для двох туристичних маршрутів Карпатського НПП вказують на значну амплітуду показника твердості ґрунту. Вздовж маршруту «Еколого-пізнавальної стежки «На гору Піп Іван» спостерігається значне коливання показників твердості, які змінюються від $13,2 \text{ кг}\cdot\text{см}^{-2}$ ($\sim 1,3 \text{ МПа}$) у верхніх шарах до $28,1 \text{ кг}\cdot\text{см}^{-2}$ ($\sim 2,8 \text{ МПа}$) на глибині. Показники твердості $>2 \text{ МПа}$ переважно зустрічаються на глибині більше 20 см, де також спостерігається різке зниження коренаселеності ялини європейської.

Ущільнення поверхневих шарів ґрунту внаслідок рекреаційної діяльності значно ускладнює поширення корневих систем ялини європейської в гірських лісових екосистемах. Звичайно, існують оптимальні умови ущільнення ґрунту, коли ріст корневих систем не зазнає негативного впливу, проте ґрунтове середовище досить неоднорідне, тому корневим системам рослин доводиться реагувати на такі зміни, через що вони розвинули екологічну пластичність до росту в певному діапазоні ґрунтової щільності (Tracy et al., 2011).

Висновки до розділу 4:

1. Через незначну потужність ґрунтового профілю та морфологічні особливості корневих систем ялини європейської, основний об'єм коріння знаходиться у верхньому 40-сантиметровому шару ґрунту. За об'ємом, провідне коріння переважає фізіологічне, проте за площею поверхонь, що взаємодіє з ґрунтом, спостерігається зворотній тренд на користь фізіологічно активного коріння, яке досить часто переважає на глибині. Незважаючи на неоднорідність коренаселеності на різних дослідних ділянках, для всіх досліджуваних насаджень характерним є зменшення об'ємів як провідного, так і фізіологічного коріння з глибиною.

2. Окрім ґрунтових умов на коренаселеність ґрунтового профілю впливає рельєф місцевості, глибина залягання материнської породи, а також структура самого деревостану, його повнота та запас насадження, під яким формуються кореневі системи.

3. Активна рекреаційна діяльність сприяє ущільненню гірських ґрунтів, що в свою чергу підвищує їх твердість (опорну здатність). Показники твердості ґрунту зменшуються із віддаленням від полотна маршрутів вглиб лісового середовища. Зменшення показників твердості вказує на зниження зовнішнього механічного впливу на верхні шари ґрунту, живий надґрунтовий покрив та кореневі системи деревних видів. На самих же маршрутах спостерігається повне зникнення рослинності та лісової підстилки, розвиток ерозійних процесів, значне ущільнення ґрунту, твердість якого, місцями переважає $60 \text{ кг} \cdot \text{см}^{-2}$ ($\sim 6 \text{ МПа}$).

4. При ущільненні ґрунтів внаслідок рекреаційного навантаження відбувається зміна їх фізичної структури, а саме зниження пористості, що значно пригнічує розвиток корневих систем ялини європейської. Найменші об'єми провідних та фізіологічних коренів були виявлені у ґрунті, показники твердості якого становили більше $20 \text{ кг} \cdot \text{см}^{-2}$ ($\sim 2 \text{ МПа}$). Такі показники твердості були зафіксовані на глибині більше 20 см, де спостерігалось різке зниження корененаселеності ялини європейської.

Наукові результати, висвітлені у розділі 4, опубліковані у працях № 2, 4, 7, і 11 із списку наукових праць, опублікованих за темою дисертації (додаток А).

РОЗДІЛ 5

МЕЛІОРАТИВНІ ВЛАСТИВОСТІ ЛІСОВОЇ ПІДСТИЛКИ ЯЛИНОВИХ ДЕРЕВОСТАНІВ РЕКРЕАЦІЙНОГО ПРИЗНАЧЕННЯ

5.1. Структура і фракційний склад лісової підстилки

Різні форми туристичної діяльності мають неоднаковий, але завжди негативний вплив на гірські лісові екосистеми, в тому числі на розподіл лісової підстилки та розвиток ерозійних процесів (Pickering & Barros, 2015). Негативний вплив рекреаційної діяльності виражається найбільше на верхніх ґрунтових шарах, живому надґрунтовому покриві та лісовій підстилці. Хайкінг та трекінг гірськими ландшафтами має комплексний ефект на лісові ґрунти, оскільки порушена структура ґрунту (ущільнення) прискорює розвиток ерозійних процесів (Leote et al., 2022).

Важливу роль у збереженні водних ресурсів та захисту ґрунтів відіграє лісова підстилка. Вона діє як ефективний щит від руйнування і ущільнення ґрунтів під час дощів, запобігаючи розвитку ерозії та зменшуючи випаровування вологи з поверхні. Завдяки фільтруючій функції, підстилка ефективно затримує тверді частки поверхневого стоку (Пилипенко et al., 2010).

Лісова підстилка здатна накопичувати значну кількість опадів, тим самим зменшуючи кінетичну енергію поверхневого стоку, переводячи його у підґрунтовий (Miyata et al. 2009; Li et al. 2014; Gomyo & Kuraji 2016). Окрім цього, підстилка сприяє поглинанню надлишкової вологи, так як відфільтрована нею вода значно швидше просочується у ґрунт. Це в свою чергу допомагає підтримувати водний баланс середовища. Лісова підстилка характеризується високою водопроникністю (може досягати $0,5 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$), значною вологоємністю, а її структура має високу гідравлічну шорсткість. Не менш важливим є те, що лісова підстилка сприяє поліпшенню фізичної структури ґрунту і сприяє активному обміну речовин у лісовій екосистемі. Всі ці фактори допомагають зберегти екологічну рівновагу в лісовому середовищі (Пилипенко et al., 2010).

Вздовж туристичних маршрутів Карпатського НПП були відібрані зразки лісової підстилки, з метою порівняння розподілу опаду в ялинниках, співвідношення його фракційних компонентів та водозатримуючої здатності. Просторове розташування дослідних ділянок, де проводився збір зразків лісової підстилки проілюстровано на рис. 5.1.

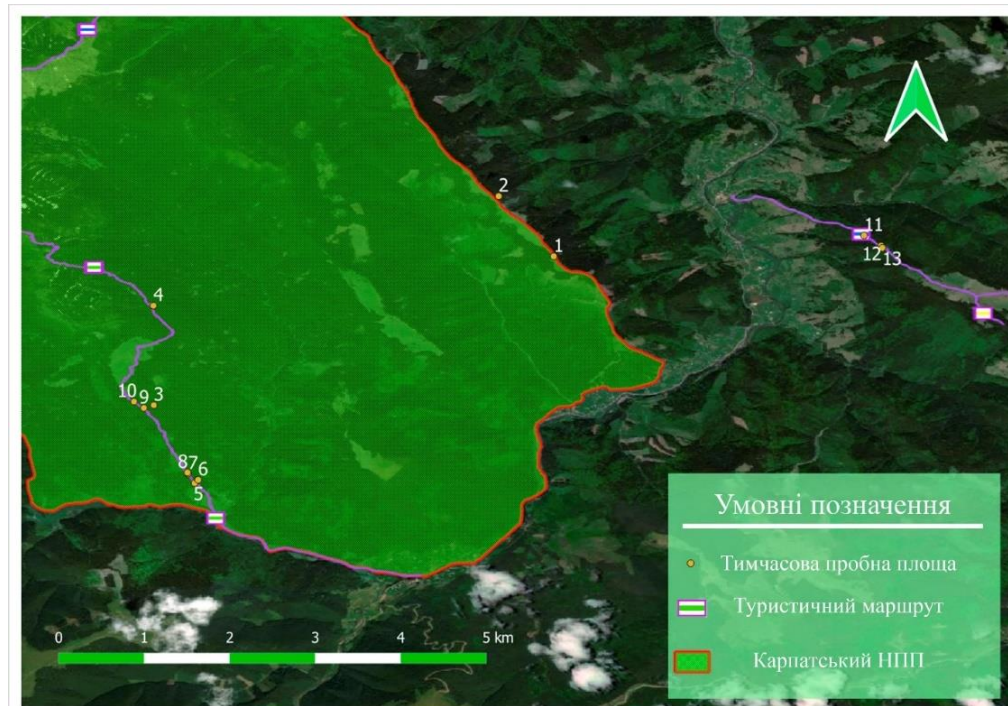


Рис. 5.1. Місця відбору дослідних зразків лісової підстилки вздовж туристичних маршрутів

Джерело: розроблено автором в геоінформаційному середовищі *QGIS 3.10.0* (QGIS Development Team, 2021)

Коротка характеристика структури лісової підстилки під наметом досліджуваних деревостанів наведено в таблиці 5.1. Жодні лісогосподарські заходи не мали впливу на процеси накопичення та розкладання лісової підстилки в межах ТПП 1-10, що обумовлено їх розташуванням в межах Карпатського НПП. В межах ТПП 11-13 також не було виявлено слідів лісогосподарської діяльності, незважаючи на розташування цих ділянок на території державних підприємств.

Відповідно до зібраних зразків встановлено, що на ділянці під чистим ялинником (ТПП 4), який зростає на 1510 м н.р.м., середня товщина лісової підстилки мала найвищі значення і сягала 6,7 см. Лісова підстилка під наметом

насаджень, які зростають на менших висотах над рівнем моря, була майже втричі тоншою, і очевидно, це позначилось на її загальному запасі у насадженні.

Таблиця 5.1

Середні значення та структурні компоненти лісової підстилки

ТПП	Координати	Товщина підстилки (см)	Запас підстилки (т·га ⁻¹)	Активна фракція (%)	Неактивна фракція (%)	Вміст гумусу (%)
1	48.039752°N 24.724784°E	4	139,0	97,1	2,9	4,84
2	48.049179°N 24.716173°E	3,3	155,6	99,4	0,6	4,77
3	48.016455°N 24.662150°E	1,3	74,9	88,1	11,9	5,19
4	48.032033°N 24.662097°E	6,7	197,6	94,0	6,0	5,44
5	48.004258°N 24.668548°E	2	135,9	98,0	2,0	2,77
6	48.004760°N 24.669101°E	1,8	175,6	95,3	4,7	1,36
7	48.005725°N 24.667520°E	2,5	75,2	91,8	8,2	4,83
8	48.005914°N 24.667421°E	1,8	63,8	79,9	20,1	4,93
9	48.016013°N 24.660599°E	2	49,8	81,5	18,5	4,93
10	48.017019°N 24.659046°E	2	112,9	94,9	5,1	7,93
11	48.043020°N 24.773406°E	2,5	87,3	85,3	14,7	0,77
12	48.041410°N 24.776077°E	2,5	91,3	78,4	21,6	4,12
13	48.041077°N 24.776265°E	2,5	102,3	92,3	7,7	4,64

Під час закладання дослідних ділянок для подальшого збору лісової підстилки спостерігалася візуальна різниця між станом та кількістю опаду на ділянках вздовж туристичних маршрутів і в глибині лісу.

Було проаналізовано кореляційні зв'язки між основними показниками лісової підстилки, а саме:

MAW_{cur} – маса поглинутої води понад природного стану;

MAW_{max} – максимальна маса поглинутої води;

MC_{max} – максимальний вміст вологи у підстилці (%);

RP – кількість затриманих опадів;

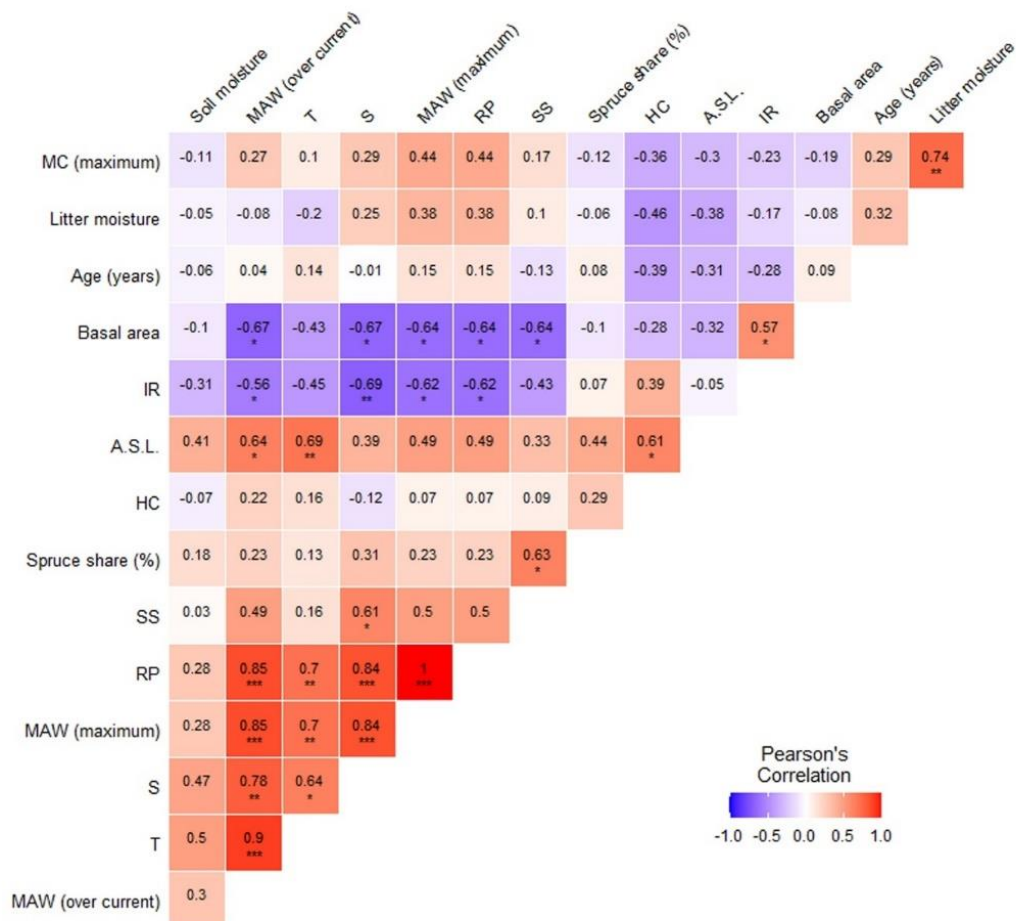
HC – вміст гумусу;

SS – крутість схилу;

T – товщина підстилки; S – запас підстилки;

A.S.L. – висота над рівнем моря;

IR – швидкість інфільтрації (рис. 5.2).



* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; and *** $p < 0.001$

Рис. 5.2. Кореляційна матриця досліджуваних показників лісової підстилки

Результати вказують на сильну кореляцію між показниками висоти над рівнем моря та товщиною лісової підстилки ($r = 0,69$, $p < 0,01$), а також із показником вмісту гумусу ($r = 0,61$, $p < 0,05$). Крім того, була встановлена залежність між запасом лісової підстилки і її товщиною ($r = 0,64$, $p < 0,05$). Виявлено обернену кореляцію між запасом підстилки та сумою площ поперечних перерізів дерев у досліджуваних насадженнях ($r = -0,67$, $p < 0,05$).

Для встановлення відмінностей між кількістю лісової підстилки під наметом насаджень було використано One-way ANOVA тест (фактор – запас лісової підстилки) для двох визначених категорій дослідних ділянок: ті, що прилягають до маршруту; розташовані на відстані. Результати ANOVA вказують на значну різницю у запасі підстилки між цими двома категоріями ділянок, що свідчить про вплив туристичної діяльності (особливо з використанням транспортних засобів) на процеси накопичення та розповсюдження лісової підстилки (рис. 5.3). Загалом, середній запас лісової підстилки на гектар був значно вищим на ділянках, які розташовані на відстані від туристичних маршрутів, порівняно з ділянками, що закладені вздовж.

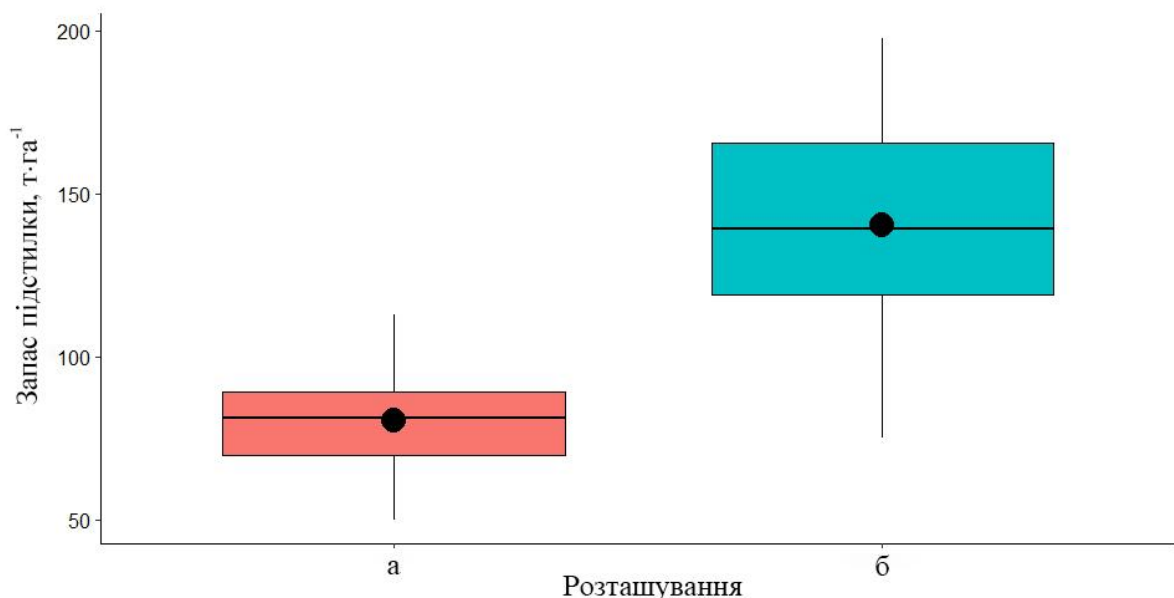


Рис. 5.3. Акумуляція лісової підстилки в межах виділених категорій ділянок: а) прилеглі до маршруту; б) віддалені від маршруту

Для подальшого аналізу процесів акумулювання опаду під наметом лісу у якості фактору (категоріальної незалежної змінної) були використані три туристичні маршрути, відповідно до місця їх розташування (назва маршруту) та висоти над рівнем моря. Однак результати ANOVA не виявили суттєвих відмінностей ($p > 0,05$) у накопиченні підстилки вздовж різних категорій маршрутів і висот на всіх обстежених ділянках.

Детальний розподіл лісової підстилки за фракціями під наметом досліджуваних насаджень наведено на рис. 5.4-5.5. До розрахунку компонентів лісової підстилки не було включено гриби, мертві тварини та комахи, якщо вони ще не стали частиною мертвого органічного матеріалу. Кількість розкладеної підстилки в чистих ялинових деревостанах коливається від 53 % до 90,4 % від загальної маси.

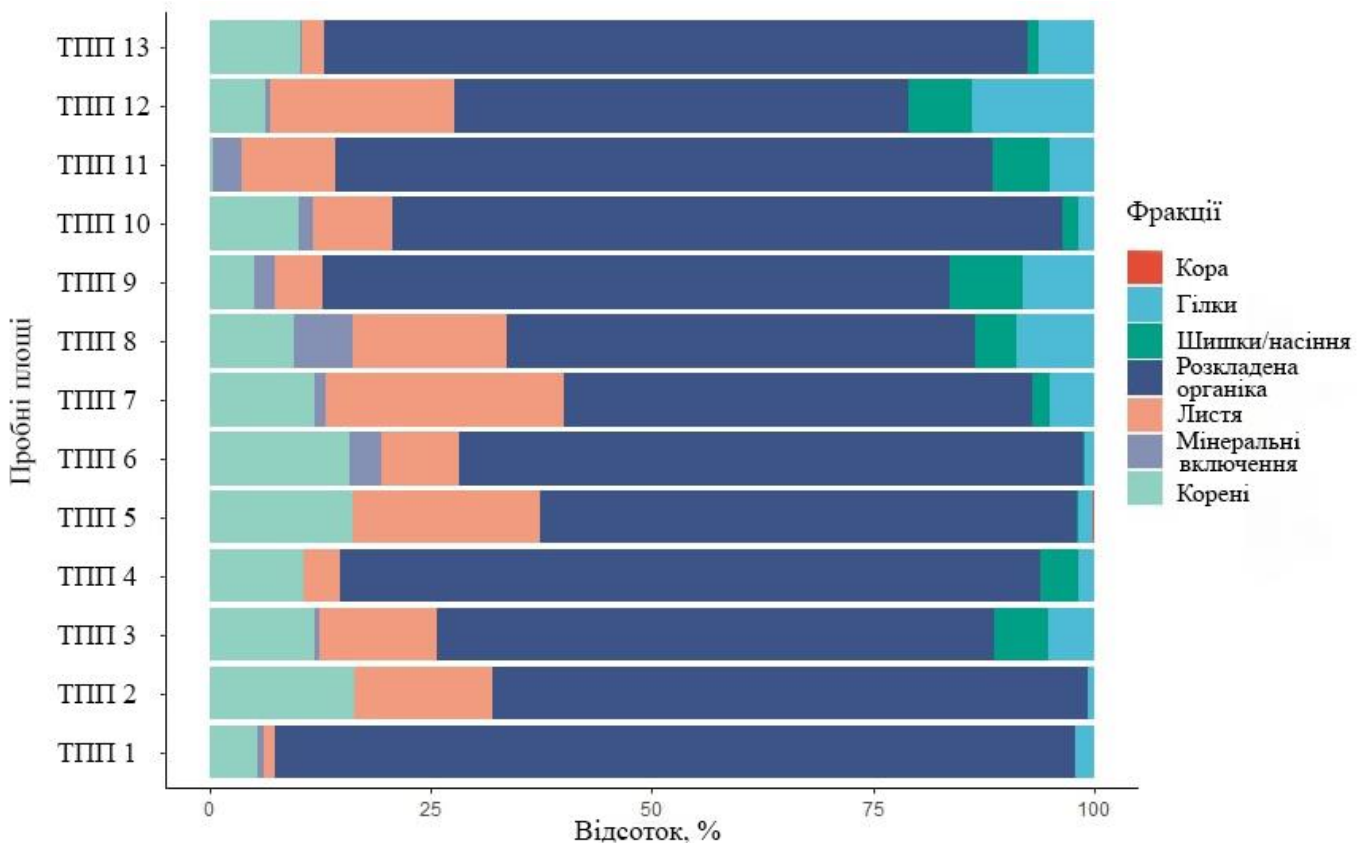


Рис. 5.4. Розподіл лісової підстилки за основними фракціями

Другим основним компонентом є листя та хвоя, об'єм якого коливається в межах 1,3-27 % від загального. При детальному аналізі фракцій лісової підстилки

було встановлено подібність її структури в межах насаджень, незалежно від територіального розташування туристичного маршруту.

Маса активних компонентів підстилки (корені, мертва органічна речовина, листя, хвоя) на всіх ділянках значно переважала неактивну складову, представлену корою, гілками, шишками, мінеральними компонентами.

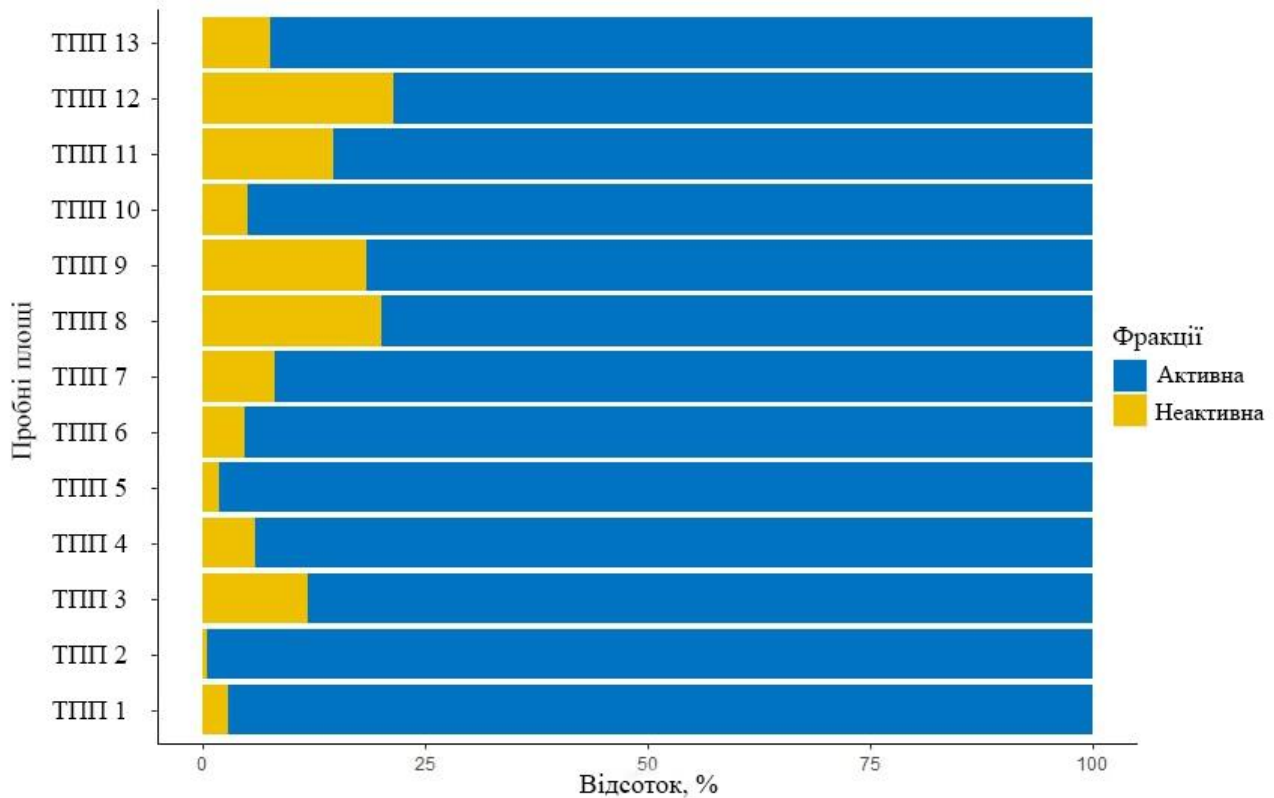


Рис. 5.5. Розподіл лісової підстилки за активною (листя, хвоя, коріння, мертвий органічний матеріал) та неактивною (мінеральні включення, кора, гілки, шишки, насіння) фракціями

Значна частина лісової підстилки представлена корінням, загальний запас якого коливається в від 0,4 % до 16 %. Найнижчий вміст коріння в підстилці (до 10 %) спостерігається переважно в мішаних буково-ялинових насаджень (ТПП 8, 11-13) та в одному чистому ялиннику (5,5 %).

Така кількість коренів зумовлена характеристиками материнської породи, що разом із особливостями морфології коренів ялини впливають на її поширення у підстилці та верхньому шару ґрунту.

5.2. Поглинальні властивості лісової підстилки

Здатність лісової підстилки до поглинання та накопичення вологи було досліджено шляхом замочування дослідних зразків. Маса поглинутої води, вологість лісової підстилки та швидкість інфільтрації підсумовані в таблиці 5.2. Виявлено обернену кореляцію між темпами інфільтрації вологи і максимальною масою поглинутої води ($r = -0,62$, $p < 0,01$), а також запасом підстилки ($r = -0,69$, $p < 0,01$) та кількістю затриманих опадів ($r = -0,62$, $p < 0,05$), яка представлена інтерпретацією методу занурення в еквіваленті інтенсивності опадів. Статистично значуща різниця у швидкості інфільтрації вологи спостерігалась між ділянками, які прилягають до туристичних маршрутів, та тими, що знаходяться на відстані (рис. 5.6). Проте істотної різниці між показниками вологості для цих категорій ділянок не виявлено ($p > 0,05$).

Таблиця 5.2

Середні значення показників поглинутої лісовою підстилкою вологи та темпи її інфільтрації

№ ТПП	Вологість ґрунту, %	Вологість підстилки, %	MAW _{cur} , т·га ⁻¹	MAW _{max} , т·га ⁻¹	Кількість затриманої вологи, %	Затримані опади, мм	Інфільтрація, мм·хв ⁻¹	Запас підстилки, т·га ⁻¹
1	22,7	17,8	113,7	137,6	102,2	13,8	6,4	139,0
2	38,8	61,5	93,7	187,3	123,0	18,7	26,0	155,6
3	51,3	18,7	26,8	42,3	51,0	4,2	105,0	74,9
4	59,3	15,7	144,2	168,2	109,6	16,8	47,8	197,6
5	30,3	10,9	69,2	79,8	82,1	8,0	27,7	135,9
6	33,0	82,1	63,8	127,8	164,0	12,8	63,7	175,6
7	24,7	46,2	67,0	94,3	159,7	9,4	105,7	75,2
8	22,0	32,5	47,6	73,5	92,4	7,3	126,3	63,8
9	21,0	16,7	38,1	49,9	70,9	5,0	202,4	49,8
10	24,7	26,9	88,0	110,3	133,0	11,0	141,9	112,9
11	37,0	46,0	62,7	87,6	161,9	8,8	54,3	87,3
12	35,0	26,4	60,3	79,4	110,1	7,9	95,3	91,3
13	25,0	33,3	65,1	94,9	105,8	9,5	59,9	102,3

Примітка: MAW_{cur} – маса поглинутої води понад природного стану; MAW_{max} – максимальна маса поглинутої води.

Значно слабша кореляція виявлена між показником гумусу ($r = 0,39, P > 0,05$) та товщиною підстилки. Початкова вологість коливалась від 10,9 % до 82,1 %, на що вплинув не лише видовий склад деревостану, а й частина схилу, на якому проводився відбір зразків та його експозиція. Хоча результати Kruskal-Wallis тесту не виявили суттєвої різниці ($p > 0,05$) в показниках вологості підстилки між різними дослідними ділянками.

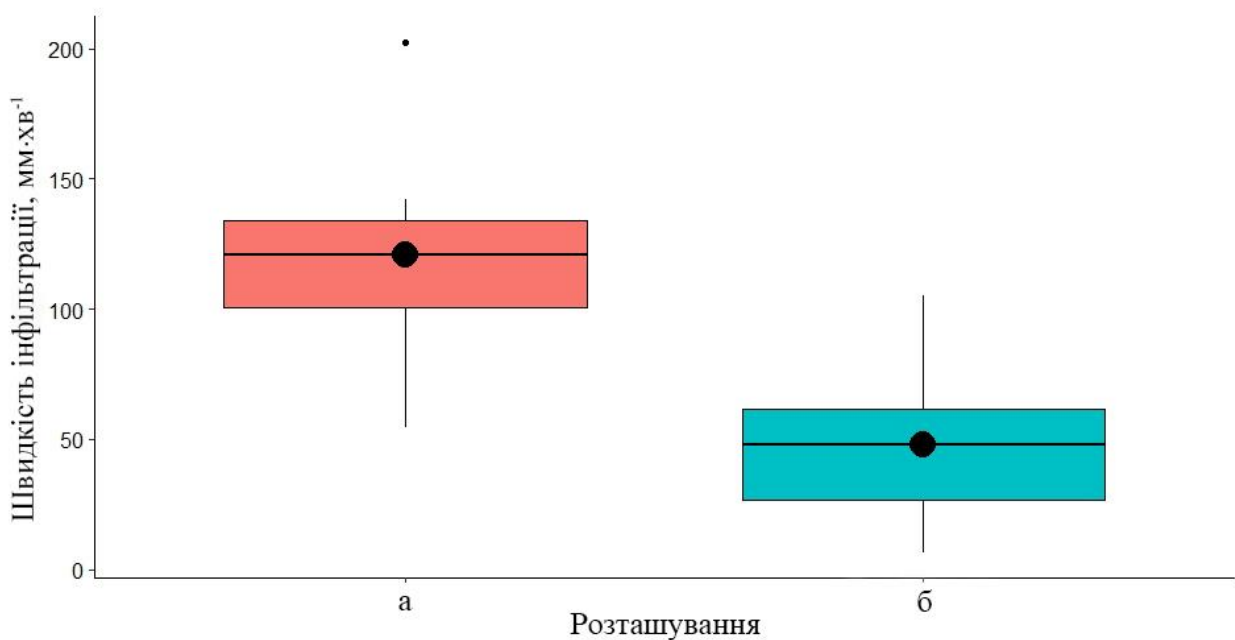


Рис. 5.6. Швидкість інфільтрації води в межах виділених категорій дослідних ділянок: а) прилеглі до маршруту; б) віддалені від маршруту

Незважаючи на широко поширену думку, що лісова підстилка листяних здатна поглинути більше води, ніж підстилка під наметом хвойних, отримані результати експерименту вказують на те, що підстилка відібрана під наметом чистих ялиників (ТПП 1, 2, 4, 6, 10) поглинула більше води, ніж підстилка в інших досліджуваних мішаних буково-ялинових деревостанах.

З іншого боку, найнижчі показники маси поглинутої води також характерні для зразків підстилки під наметом чистих ялиників (ТПП 3, 5, 9). Отримані результати здебільшого обумовлені запасом лісової підстилки та недостатньою репрезентативністю зразків підстилки мішаних насаджень. Саме під наметом насаджень в межах ТПП 1, 2, 4, 6 та 10 було зафіксовано найбільші значення запасу

лісової підстилки. Крім того, кореляційний аналіз підтверджує, що запас лісової підстилки має зв'язок із максимальною масою поглинутої води ($r = 0,84$, $p < 0,01$) та з масою поглинутої води понад природного стану ($r = 0,78$, $p < 0,01$) (рис. 5.7-5.8). Менші об'єми лісової підстилки вздовж досліджуваних маршрутів обумовлені її нерівномірним накопиченням через постійний зовнішній вплив рекреаційної діяльності.

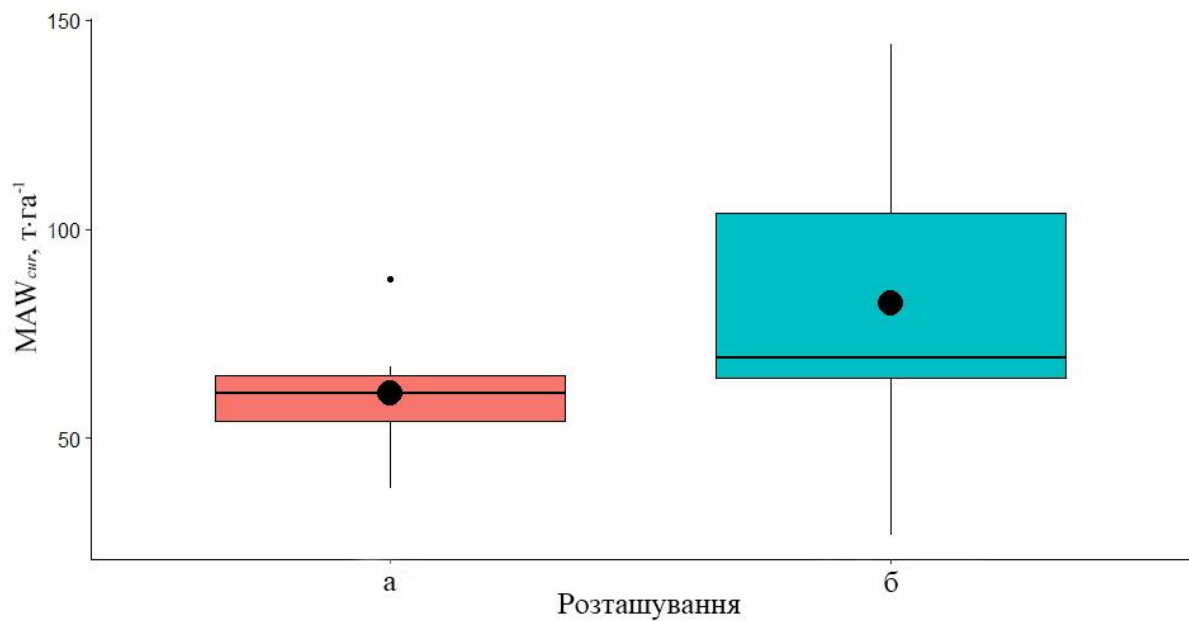


Рис. 5.7. Максимальна маса поглинутої води понад природного стану в межах виділених груп дослідних ділянок (MAW_{cur}): а) прилеглі до маршруту; б) віддалені від маршруту

Аналогічно до Українських Карпат, Drownik et al. (2019) зазначають про інтенсифікацію ерозійних процесів в Бещадах (Польща), викликаних зростаючою туристичною активністю. Очевидно, що їзда на велосипеді (маунт байкінг) чи використання транспортних засобів завдають більше шкоди середовищу, ніж пішохідний туризм (хайкінг, трекінг), проте при незначній рекреаційній активності, вплив таких видів як маунт байкінг та хайкінг, мають певну схожість (Pickering & Barros, 2015).

На досліджуваних ділянках спостерігається систематичне незаконне використання транспортних засобів та велосипедів, що в свою чергу призвело до

формування нових неофіційних маршрутів (стежок) та використання узбіччів вздовж офіційних маршрутів у якості стежок. Подібні процеси характерні не лише для природоохоронних територій України. Так, наприклад, Tomczyk et al. (2016) встановили, що поступове розширення полотна туристичних маршрутів є результатом витоптування рослинності туристами через бажання уникнути (обійти) деградовані ерозією ділянки на самому маршруті.

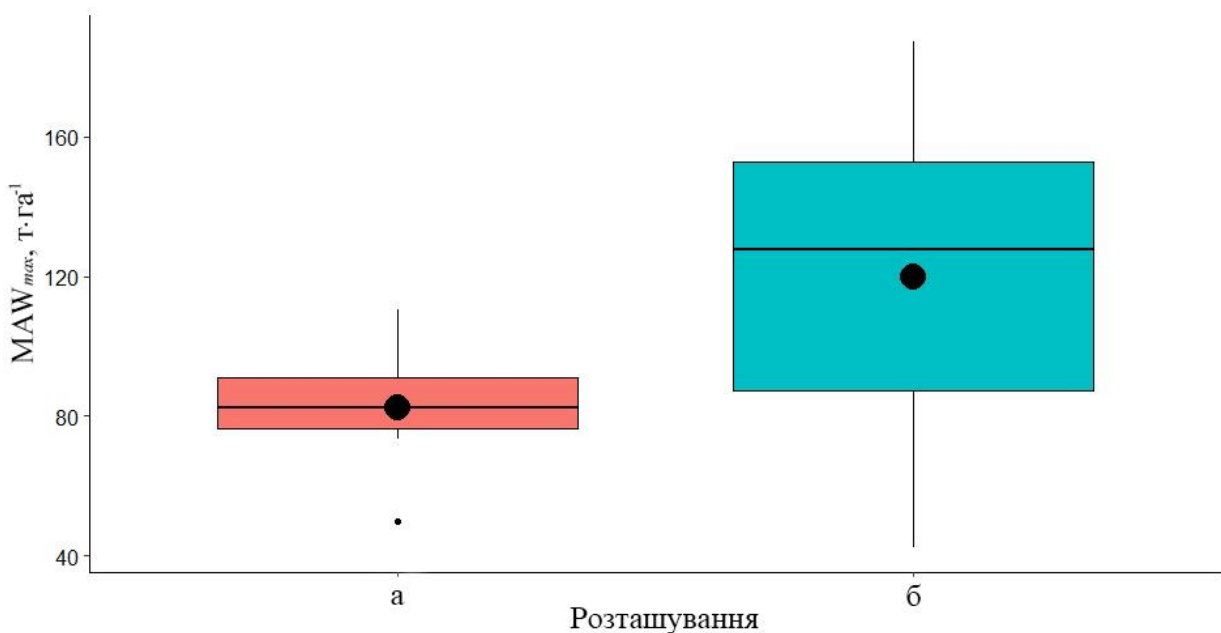


Рис. 5.8. Максимальна маса поглинутої води лісовою підстилкою в межах виділених груп дослідних ділянок (MAW_{max}): а) прилеглі до маршруту; б) віддалені від маршруту

Підсумовуючи отримані результати, встановлено помітну різницю в запасах лісової підстилки на дослідних ділянках, які прилягають до пішохідних маршрутів і тих, що були закладені на відстані, що в свою чергу безпосередньо впливає на здатність лісової підстилки до накопичення води, затримання поверхневого стоку і як наслідок, зменшує її ґрунтозахисну спроможність.

5.3. Формування лісової підстилки в ялинових деревостанах

На процеси накопичення лісової підстилки в межах досліджених деревостанів мали вплив такі фактори як крутість схилів, характеристика

насаджень, товщина підстилки, але прямих доказів впливу висоти над рівнем моря на запас підстилки не було виявлено.

Збільшення товщини підстилки з висотою над рівнем моря, особливо на бідних ґрунтах під наметом чистих ялинових насаджень, при цьому товщина листяної підстилки в середньому майже втричі менша під наметом чистих букових деревостанів (Labaz et al., 2014; Zaguyvai-Kiss et al., 2019). Зазвичай, під наметом стиглих ялиників акумулюється більше підстилки, ніж у будь-якому широколистяному деревостані. Темпи розкладання лісової підстилки збільшуються від хвойних до листяних насаджень (Šantrůčková et al. 2006; Laganière et al., 2010, Berger & Berger, 2012; Berger & Berger, 2013).

Щодо впливу складу насаджень, де проводився відбір зразків, можна зробити висновок, що домішка бука лісового до 20 % у мішаних буково-ялинових деревостанах не мала значного впливу на структуру та накопичення лісової підстилки. Проте вивчення цих закономірностей розподілу потребує більш глибокого аналізу підстилки під наметом мішаних насаджень за більшої участі бука у порівнянні з чистими буковими деревостанами. Варто зазначити, що тип лісових ґрунтів разом з типом та складом лісової підстилки мають більший вплив на її накопичення, ніж річний опад. Незважаючи на те, що лісогосподарські різні заходи потенційно можуть вплинути на процеси акумулювання підстилки (Bariş Tecimen et al., 2019; Novák et al., 2020), в межах досліджуваних ділянок не спостерігалось суттєвої різниці між характеристикою підстилки у насадженнях на території Парку та території лісгоспу. Метод головних компонент або PCA (Principal Component Analysis) був застосований для зменшення розмірності даних (кількості змінних) до кількох ортогонально перетворених змінних з використанням пакету FactoMineR у середовищі R (*Version 4.0.2*) (R Core Team, 2019). Усі дані, що були відібрані для PCA,

пройшли процедуру стандартизації (масштабування) зумовлену різними одиницями вимірювання кожної змінної.

Таким чином, 8 змінних було включено в подальший аналіз: запас підстилки;

вологість ґрунту; вологість підстилки; товщина підстилки; вміст гумусу; висота над рівнем моря; вік насадження; площа поперечного перерізу;

Узагальнені результати PCA наведено в таблиці 5.3.

Таблиця 5.3

Результати Методу головних компонент (PCA) для топографічних та таксаційних змінних: а) дисперсія та власні значення (eigenvalues) осей PC; б) власні вектори (eigenvector) змінних

Дисперсії та власні значення PC				
Вісь	Власне значення (eigenvalue)	% дисперсії	Кумулятивний % дисперсії	Стандартне відхилення
PC1	3,05412307	38,18	38,18	1,7476
PC2	2,01044687	25,13	63,31	1,4179
PC3	1,06323677	13,29	76,60	1,0311
PC4	0,85541214	10,69	87,29	0,9249
PC5	0,48425726	6,05	93,34	0,69589
PC6	0,33662043	4,21	97,55	0,58019
PC7	0,10701087	1,34	98,89	0,32713
PC8	0,08889259	1,11	100	0,29815
Власні вектори (eigenvectors) змінних				
Змінна	PC1	PC2	PC3	PC4
Запас підстилки	0,4109059	-0,4133188	0,1847889	-0,17372383
Вологість ґрунту	0,3317657	-0,1970368	-0,5275662	-0,42501086
Вологість підстилки	-0,1593684	-0,5110351	0,3349872	-0,16634304
Товщина підстилки	0,4787309	-0,1661800	-0,2491886	0,31957096
Вміст гумусу	0,2573797	0,5103580	0,2566454	0,24988770
Висота над рівнем моря	0,4926384	0,2110410	-0,1135092	0,07646488
Вік	-0,1481153	-0,4094280	-0,2428257	0,75973124
Площа поперечного перерізу	-0,3682814	0,1701076	-0,6127806	-0,11793173

PC1 та PC2 визначається за величиною власного значення (eigenvalue) отриманим при PCA. Результати проведеного аналізу вказують, що висота над

рівнем моря, товщина підстилки та її запас мають найвищі навантаження (loadings) на PC1. З іншого боку, вік, вологість підстилки та вміст гумусу були найбільш важливими у випадку PC2. Перші три головні компоненти з власним значенням більше 1 пояснюють близько 77 % варіації даних, при чому перші дві компоненти – 63,3 %. Для візуалізації результатів PCA було побудовано неметричне багатовимірне масштабування, що передбачає трансформацію багатовимірною у математичному сенсі простору для відображення у декартовій системі координат (рис. 5.9).

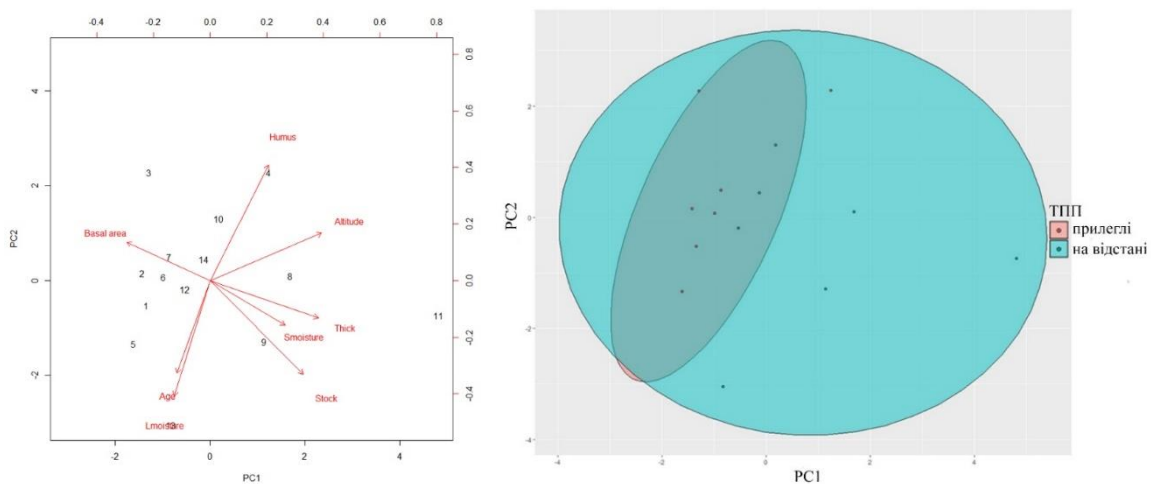


Рис. 5.9. Неметричне багатовимірне масштабування топографічних та таксаційних змінних в залежності від групи дослідних ділянок та візуалізація змінних, які складають PC1 та PC2

Близько 2 % надземної біомаси ялинових насадження щорічно повертається під намет лісу у вигляді лісової підстилки (Ukonmaanaho et al., 2008). Незважаючи на те, що подібних відсоток біомаси є більш характерним для бореальних лісів, проте таке співвідношення дає певне уявлення про накопичення органіки під наметом гірських лісових екосистем. Як видно з рис. 5.4, розкладений органічний матеріал є найбільшим компонентом підстилки під чистими ялинниками і мішаними буково-ялиновими насадженнями. Найбільша частка розкладеного органічного матеріалу (90,4 %) було зібрано на ТПП 1 (чистий ялинник) та на ТПП 13 (20 % домішка бука), де частка розкладеної органіки становила 79,5 %.

Такий розподіл за фракціями вказує на відсутність впливу 2 одиниць бука у складі насаджень на кількість структурних компонентів підстилки.

Співвідношення активної та неактивної фракції підстилки не показало статистично значущої різниці відносно середньої відстані від туристичного маршруту. Частка активної частини підстилки в досліджуваних насадженнях коливається від 78,4 % (буково-ялиновий деревостан) до 97,1 % (чистий ялиник). Варто зазначити, що саме активна частина підстилки найбільше сприяє процесам мінералізації та гуміфікації.

Незважаючи на велику кількість розкладеного органічного матеріалу, накопичення підстилки у ялинових деревостанах відбувається швидше, ніж у листяних, що на думку Albers (2004) не пов'язано з неподатливістю хвої до гниття. Виявлене в лісовій підстилці коріння (переважно фізіологічно активне) в деяких випадках становило до 16 % від її маси, що досить характерно для ялинових насаджень.

Затримання лісовою підстилкою вологи відіграє важливу роль у гідрологічному циклі лісу. Це не тільки запобігає розвитку водної ерозії, але й дає уявлення про ту кількість опадів, яку здатна поглинути підстилка перш, ніж почнуть відбуватися інфільтраційні процеси (Vulcock & Jewitt, 2012). Для оцінки цих поглинаючих властивостей підстилки та швидкості інфільтрації вологи досить дієвим способом є замочування зразків (табл. 5.2). Підстилка листяних значно зменшує поверхневий стік та сприяє його інфільтрації, на що позитивно впливає шорсткість поверхні листків.

Запас підстилки, кількість затриманих опадів та загальна маса поглинутої нею вологи безпосередньо впливають на швидкість інфільтраційних процесів. За результатами експерименту, лісова підстилка під наметом чистого ялиника поглинула найбільшу кількість вологи, а саме $187,3 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$. При цьому кількість опадів, яку здатна поглинути лісова підстилка, коливається від 4,2 мм до 18,7 мм, що обумовлено в першу чергу її запасом. Незважаючи на порушений стан лісової підстилки, найбільші темпи інфільтрації вологи були зафіксовані на узбіччі вздовж туристичних маршрутів.

З іншого боку, максимальна кількість вологи, яку затримала лісова підстилка у мішаних насадженнях, коливалась від 73,5 % до 161,9 % від її маси, що майже не відрізнялось від результатів для чистих ялиників. Зокрема, це підтверджує здатність лісової підстилки поглинати майже в 1,5 рази більший об'єм вологи від її сухої маси. В межах досліджуваних насаджень не було встановлено впливу складу деревостану (через незначний домішок листяних до 2 одиниць складу) на поглинаючі властивості лісової підстилки.

Схожі результати при дослідженні лісової підстилки були отримані Du et al. (2019), які виявили обернений кореляційний зв'язок між кількістю води поглинутої підстилкою та крутістю схилу, на якому зростало насадження, незалежно від його видового складу. З іншого боку, Xia et al. (2019), Yue et al. (2020) отримали зворотні результати внаслідок експерименту з імітацією впливу природних опадів на лісову підстилку. Ними було встановлено, що підстилка листяних здатна поглинути та втримувати набагато більше вологи, ніж підстилка, головним компонентом якої є хвоя.

На відміну від дощування, експеримент із замочуванням зразків має ряд обмежень. Перш за все, використання лотків із зразками для визначення маси поглинутої вологи має недоліки через перевищення значень фактичного надходження води під час природних опадів. По-друге, цей тест не дозволяє оцінити вплив різної інтенсивності та тривалості природних опадів. Тому що при збільшенні тривалості та інтенсивності опадів, лісова підстилка листяних та хвойних здатна поглинути більшу кількість вологи до настання моменту її повного насичення (Ilek et al., 2014; Li et al., 2020).

Туристична діяльність на території Карпатського НПП безпосередньо впливає на лісові екосистеми, відбувається витогування не лише живого надґрунтового покриву, а й порушення шару лісової підстилки, що потенційно сприяє розвитку ерозії та втраті біорізноманіття. Враховуючи значний вплив антропогенних факторів на накопичення підстилки варто зазначити, що здатність підстилки до затримання вологи при цьому не зазнає суттєвих змін.

Висновки до розділу 5:

1. Результати проведеного дослідження вказують на суттєві відмінності у обсягах накопиченої лісової підстилки під наметом насаджень, які безпосередньо прилягають до туристичних маршрутів, та віддалених ділянках, які не зазнають впливу рекреаційного навантаження. Менші об'єми лісової підстилки вздовж досліджуваних маршрутів обумовлені її нерівномірним акумулюванням під впливом зовнішніх факторів, в тому числі антропогенного навантаження.

2. Використання узбіччя туристичних маршрутів у якості неформальних туристичних стежок негативно впливає на процеси накопичення лісової підстилки, що створює сприятливі передумови для розвитку ерозійних процесів разом із зменшенням біорізноманіття.

3. Зі збільшенням висоти над рівнем моря зростають і середні значення товщини лісової підстилки в гірських деревостанах. Проте фракційна структура підстилки мала незначні відмінності під наметом досліджуваних ялиників та у мішаних буково-ялинових насадженнях з домішкою бука лісового до 20 %.

4. Максимальна кількість поглинутої лісовою підстилкою води під наметом ялиників коливається від $42,3 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$ до $187,3 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$, що головним чином визначається запасом лісової підстилки. Кількість опадів, які здатна поглинути підстилка, коливаються від 4,2 мм до 18,7 мм.

5. Лісова підстилка під наметом ялини здатна поглинути майже в 1,5 рази більший об'єм вологи від її сухої маси. Максимальна кількість вологи, яку затримала лісова підстилка у мішаних насадженнях, коливалась від 73,5 % до 161,9 % від її маси, що майже не відрізняється від результатів отриманих у чистих ялиниках. Такий результат свідчить про те, що незначний домішок листяних до 2 одиниць складу не впливає на поглинаючі властивості підстилки.

Наукові результати, висвітлені у розділі 5, опубліковані у працях № 3, 8, 10 із списку наукових праць, опублікованих за темою дисертації (додаток А)

РОЗДІЛ 6

РЕКРЕАЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ ЛІСОВИХ НАСАДЖЕНЬ КАРПАТСЬКОГО НПП

6.1. Рекреація як особливий вид користування природними ресурсами

Лісові екосистеми Карпатського регіону завдяки своїм характеристикам є надзвичайно привабливим місцем для розвитку туристичної діяльності. Загальна площа рекреаційно-оздоровчих лісів в регіоні становить близько 15 % від загальної площі лісів. В Івано-Франківській області, де знаходиться Карпатський НПП, рекреаційно-оздоровчі ліси займають 13 % (Парпан et al., 2021). Збільшення розмірів міст та кількості їх населення призводить до збільшення потреби у відпочинку в лісових екосистемах (Dudek, 2016). В сучасних реаліях велика кількість людей проводить більшу частину свого часу в закритих приміщеннях, що безпосередньо вплинуло на зростаючий попит на рекреацію, особливо в природних екосистемах – у природних та національних парках (Yulu et al., 2021). Лісові екосистеми здатні запропонувати різноманітні можливості для рекреації населенню міст (рис. 6.1), для яких активний відпочинок на природі є чи не єдиною можливістю відпочинку від стресу, який створює урбанізовані території (Shin, 2007).

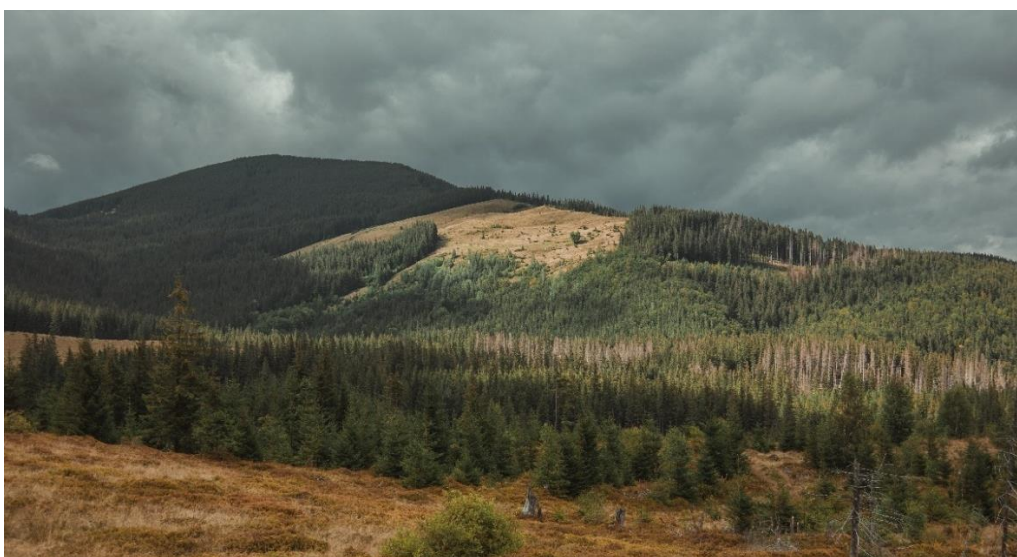


Рис. 6.1. Гірські краєвиди на маршруті «с. Бистрець – г. Шпиці»

Джерело: розроблено автором

Відвідування лісів та відпочинок на природі забезпечує відновлення працездатності людини, знижує стрес, нормалізує тиск, покращує настрій та когнітивні здібності (Cervinka et al., 2020).

Території, на яких розвивається рекреаційний туризм, поступово стають центром тяжіння для великої кількості відвідувачів. Тому рекреаційна діяльність повинна здійснюватися із свідомим використанням природних ресурсів (Cetin et al., 2018). Відпочинок у природному середовищі є найкращим способом відновлення людини у класичному розумінні поняття рекреації. Оцінка туристичної і рекреаційної діяльності має проводитись відповідно до плану землекористування території та наявності природних ресурсів. Підхід до планування без надмірного споживання природних ресурсів забезпечує їх стале використання (Kim & Daigle, 2012; D'Antonio et al., 2013). Проте надмірне використання природних ресурсів призводить до деградації природних екосистем (рис. 6.2). Досягнення цілей сталого управління лісами неможливе без урахування рекреаційного потенціалу цих територій (Yulu et al., 2021).



Рис. 6.2. Наслідки антропогенного впливу на маршрут «На Говерлу»

Джерело: розроблено автором

Рекреація є особливим видом користування природними ресурсами, так як передбачає їх опосередковане використання (Levandovska et al., 2020). При цьому вплив на довкілля внаслідок рекреації не є сталим, через те, що попит та потреби населення у рекреації поступово змінюються в часі (Bell et al., 2007).

6.2. Комплексний підхід до оцінки рекреаційного потенціалу

Оцінка придатності території для рекреації базується на оцінюванні окремих компонентів конкретної екосистеми, стан яких визначає корисність останньої. При дослідженні взаємовідносин «людини та довкілля», поширеним підходом є оцінка абіотичних та біотичних елементів навколишнього середовища (Wajchman-Świtalska et al., 2022). Варто зазначити, що незважаючи на велику кількість різних підходів, існуючі методи досліджень оцінки рекреаційного потенціалу суттєво відрізняються один від одного (Levandovska et al., 2020).

Визначення корисності лісів вимагає комплексного аналізу широкого набору критеріїв, які можуть гарантувати багатовимірність на об'єктивність отриманих результатів. Серед всіх корисностей, які нам надають лісової екосистеми, саме культурні екосистемні послуги, туризм та рекреація, є одними з найбільш досліджуваних. З іншого боку, не існує однієї універсальної загальної методики для оцінки рекреаційного потенціалу лісових екосистем (Wajchman-Świtalska et al., 2022). Для оцінки рекреаційного потенціалу лісових екосистем Карпатського НПП було використано комплексний підхід з урахуванням трьох методик, що розроблені Dudek (2017), Gulez (1990) (в інтерпретації Cetin et al. (2018)) та Levandovska et al. (2020). Постійний антропогенний тиск на природні екосистеми часто призводить до їх деградації. Внаслідок цього, відбувається витоптування живого надґрунтового покриву лісового середовища, що особливо становить особливу небезпеку на гірських схилах, адже порушення рослинного покриву на крутому схилі може призвести до водної ерозії, і як наслідок зсувів та змиву ґрунтів.

Враховуючи все вищесказане, необхідно вміти визначати допустимі рівні впливу туристичної діяльності на об'єкти природоохоронного фонду, які відкриті для широкого кола відвідувачів. За методикою Dudek (2017), рівень впливу

рекреантів на середовище може бути виражений за допомогою «потенціалу рекреаційної місткості (або пропускної здатності)», який визначає допустиму кількість відвідувачів, що можуть одночасно перебувати на визначеній території, не спричиняючи деградацію природного середовища. Таким чином, визначення оптимальної кількості рекреантів дозволяє оцінити рекреаційний потенціал території Парку з точки зору охорони природних ресурсів і фінансового стану парку, а не лише оцінки кількості сприятливих для рекреації ландшафтів. Визначення оптимальної кількості відвідувачів та порівняння з реальною кількістю необхідна для ефективної охорони навколишнього середовища. Для визначення потенціалу рекреаційної місткості спочатку необхідно встановити рівень рекреаційної корисності насаджень за трьома основними критеріями: вологість середовища, вік насадження, ухил місцевості. Окрім цього встановлено 4 допоміжні критерії: видовий склад, густина (повнота), ґрунтовий покрив, наявність підліску та чагарників. Відповідно до цього методу, рекреаційна корисність насаджень передбачає: 1) найбільш придатними для рекреації є насадження віком > 100 років; 2) зі збільшення вологості в лісовому середовищі зменшується рекреаційна привабливість; 3) найбільший потенціал мають насадження що зростають на пологих схилах ($8-12^\circ$), а найменший на крутих схилах ($>45^\circ$). На основі аналізу характеристик насаджень визначається рівень рекреаційної корисності від 0 до 4.

Рекреаційна пропускна здатність розраховується як добуток рівня рекреаційної корисності та відповідної площі насаджень ($\text{люд}\cdot\text{год}\cdot\text{день}^{-1}$). Середня рекреаційна пропускна здатність розраховуються як відношення рекреаційної пропускної здатності до загальної площі насаджень. Допустима кількість відвідувачів розраховується як добуток середньої рекреаційної здатності та кількості днів у році розділена на 24 години ($\text{люд}\cdot\text{год}\cdot\text{га}^{-1}\cdot\text{рік}^{-1}$). Для розрахунків 24 години вибрано з урахуванням того, що процеси відновлення навколишнього середовища тривають безперервно, а туристична тривалість туристичної активності на маршрутах постійно змінюється, що залежить як від сезону, так і тривалості світлового дня. Річна допустима кількість відвідувачів або ж потенціал

рекреаційної місткості визначається як добуток допустимої кількості відвідувачів і загальної площі парку.

6.3. Оцінка допустимої кількості рекреантів

Враховуючи розподіл території лісового фонду за переважаючими лісовими видами, їх віком, тип лісорослинних умов та ухилом місцевості, всі насадження класифіковані відповідно до їх рівня рекреаційної корисності. На зниження рівня рекреаційної корисності суттєвий вплив мав віковий розподіл, а саме, переважна більшість насаджень відноситься до 1-3 класів віку (за 20-річною градацією), оцінені насадження представлені переважно ялиною, що в свою чергу є одним з критеріїв пониження рівня корисності. Рекреаційна пропускна здатність лісових деревостанів Карпатського НПП наведено в таблиці 6.1.

Таблиця 6.1

Рекреаційна пропускна здатність лісів Карпатського НПП

Рівень рекреаційної корисності насаджень*	Площа насаджень, га	Рекреаційна пропускна здатність (люд-год·день ⁻¹)
4	1017	4067
3	1796	5389
2	3016,57	6033
1	25793,41	25793
0	2270,90	0
Разом	33894,1	41283

Примітка: *Рівень рекреаційної корисності насаджень визначено відповідно до характеристики деревостанів Парку наведених в Розділі 2 дисертаційної роботи.

Оцінка рекреаційного потенціалу насаджень за даною методикою враховує найбільш популярні види туристичних занять, а саме біг, трекінг та хайкінг (піші прогулянки), спортивна ходьба та ін.

Проте варто зазначити, що дана оцінка не враховує різні екстремальні рекреаційні заняття такі як скелелазіння, катання на гірських велосипедах та ін. Щорічна допустима кількість відвідувачів визначається на всю досліджувану територію без прив'язки до наявної мережі туристичних маршрутів та урахування наявності туристичного облаштування та об'єктів, які становлять інтерес для відвідувачів (водоспади, печери, пам'ятки природи та ін.).

Розрахункові значення рекреаційного потенціалу лісових екосистем Парку наведено в таблиці 6.2. Відповідно до отриманих розрахунків, теоретична щорічна допустима кількість відвідувачів парку, які можуть перебувати на даній території, становить 498670 осіб. Даний розрахунок проведено для земель лісового фонду постійного користування (38322 га).

Таблиця 6.2

Потенціал рекреаційної місткості лісів Карпатського НПП

Індикатор	НПП
Допустима кількість відвідувачів, люд-год·га ⁻¹ ·рік ⁻¹	18,52
Щорічна допустима кількість відвідувачів	709867
Щорічна допустима кількість відвідувачів, з урахуванням територій з обмеженим доступом *	498670

Примітка: *Це стосується заповідної зони парку, яка становить 22,6% загальної площі. Доступ цієї території регулюється Законом України «Про природно-заповідний фонд України».

Отримані значення показників допустимої кількості відвідувачів дають орієнтовне уявлення про оптимальну кількість туристів, які щорічно можуть відвідувати національний парк. На жаль, відсутність точної статистичної інформації про річну кількість відвідувачів парку не дає змогу оцінити ступінь використання природних ресурсів на його території.

За даними Оленич (2020) кількість відвідувачів НПП в межах ПОНДВ протягом 2018 року становила 79840 осіб відповідно до статистичної інформації НПП, що в свою чергу в 6 разів менше від потенційно можливої. Проте реальна кількість відвідувачів, які використовують дану територію для рекреації протягом року, є значно більшою, так як велика кількість туристів не реєструється на контрольно-пропускних пунктах ПОНДВ парку.

Наприклад, лише туристичні потоки на маршруті до озера Несамовите створюють значне рекреаційне навантаження, що може становити 1-1,5 тисячі осіб за добу протягом літнього сезону (Кияк et al., 2022), що лише підтверджує думку про значно більшу кількість відвідувачів протягом всього року (рис. 6.3). На даний момент відсутній комплексний моніторинг кількості відвідувачів, які перебувають

на території парку та використовують туристичні маршрути. До того ж, туристичні маршрути не облаштовані пунктами збору інформації про відвідувачів, де вони можуть заповнити коротку паперову форму туриста та залишити її у відповідній скриньці на початку проходження маршруту.



Рис. 6.3. Туристична активність біля озера Несамовите (Карпатський НПП)

Джерело: розроблено автором

При оцінці рекреаційного потенціалу за даною методикою запропонованою Dudek, (2017) виявлено ряд недоліків, врахування яких допомогло б більш точно оцінити реальну оптимальну кількість туристів, які можуть перебувати на території лісів парку. Окрім певної суб'єктивності в оцінюванні рекреаційної корисності насаджень, іншим недоліком цього методу оцінки рекреаційного потенціалу є те, що отримане допустиме число рекреантів не відображає концентрацію відвідувачів по території парку.

Безперечно, що найбільш привабливі насадження з точки зору рекреації відвідують велика кількість людей, але враховуючи специфіку регіону, на вибір місць відпочинку суттєво впливає транспортна доступність туристичних об'єктів, їх популярність та наявність розвиненої інфраструктури.

Тобто ми екстраполюємо висновки про рекреаційну корисність насаджень на всю оцінювану територію без прив'язки до реальної туристичної мережі, на яку

припадає найбільше навантаження, та відповідно, найбільший антропогенний вплив на оточуюче лісове середовище.

Навіть якщо реальна кількість відвідувачів буде меншою відносно нашої оцінки (498670 осіб), але їх основні маси будуть зосереджені лише в межах найбільш популярних маршрутів та напрямків (наприклад, г. Говерла), то таке концентроване рекреаційне навантаження призведе до деградації природного середовища в межах конкретного туристичного об'єкту (рис. 6.4).



Рис. 6.4. Поточний стан ялинових деревостанів на маршруті “На Говерлу”

Джерело: розроблено автором

Окрім цього, розрахована допустима кількість відвідувачів не враховує екстремальні рекреаційні активності, в тому числі джипінг, катання на вантажних автомобілях, що завдають значної шкоди ґрунту, живому надґрунтовому покриву, створюють шумове забруднення і тд.

Враховуючи той факт, що майже 98 % насаджень зростають у вологих умовах (С₃, D₃ та В₃), концентроване антропогенне навантаження на ґрунт створює сприятливі передумови для розвитку ерозійних процесів. Потенційно, на території НПП існують насадження, які за своїми характеристиками ідеально підходять для

рекреаційних потреб, проте їх територіальне розташування робить використання таких насаджень неможливим для туристів.

Незважаючи на зазначені недоліки та часткову відсутність інформації про реальну кількість туристів протягом останніх років, проведена оцінка допустимої кількості відвідувачів створює передумови для обґрунтування заходів з організації території НПП для забезпечення рекреаційних потреб населення та попередження потенційного негативного впливу на природне середовище.

Для збереження природних екосистем парку та їх видового різноманіття необхідне проведення оптимізації та врегулювання рекреаційної діяльності шляхом корегування туристичних маршрутів, поступовим розширення заповідних територій та дотримання діючого режиму заповідання, особливо на заповідних територіях (Кияк et al., 2022).

6.4. Оцінка рекреаційного потенціалу методом Гюлеза

Рекреаційний потенціал території також часто оцінюється як придатність та привабливість конкретних територій для рекреації. Зазвичай, визначення рекреаційного потенціалу території, а саме, цінність ландшафтів, кліматичні особливості, доступність та інші характеристики оцінюють завдяки візуальному аналізу, що має певні недоліки через суб'єктивність сприйняття деяких показників.

Одним з найбільш вживаних підходів до оцінки рекреаційного потенціалу території є «Güleç Method» розроблений Gülez (1990) (Cetin & Sevik, 2015; Yulu et al., 2021). Головною метою цього методу є визначення внутрішньо лісового рекреаційного потенціалу території за наступною емпіричною формулою (6.1):

$$L + C + A + RF + NF = RP \quad (6.1)$$

де, L – цінність ландшафту, C – цінність клімату, A – доступність, RF – рекреаційне облаштування (в тому числі бази відпочинку), NF – негативні фактори, RP – рекреаційний потенціал (%).

Цінність ландшафту (L) – найважливішою складовою при оцінці рекреаційного потенціалу території (Cetin, 2015a; Yulu et al., 2021). Максимальна цінність ландшафту може становити 35 % від загального рекреаційного потенціалу.

Наступний за значимістю показник це кліматичні цінність (С), максимальне значення цього показника становить 25 % (Cetin, 2015b) і визначається за формулою (6.2):

$$C(25\%) = t(10\%) + p(8\%) + i(5\%) + w(2\%) \quad (6.2)$$

де, С – цінність клімату, t – температура, p – опади, i – інсоляція, w – вітер.

Показника доступності (А) згідно методики може мати максимальне значення, яке становить 20 % від загального потенціалу.

Рекреаційне облаштування (RF) – дозволяє визначити рекреаційний потенціал території, де об'єкти облаштування мають позитивний вплив на рекреаційну активність (максимальне значення 20 %).

Негативні фактори (NF) – сукупність негативних факторів, які зменшують рекреаційний потенціал на конкретних територіях (до -10 %). Градація рекреаційного потенціалу за шкалою Gulez (1990) наведено в таблиці 6.3.

Таблиця 6.3

Шкала рекреаційного потенціалу

Рекреаційний потенціал	Дуже низький	30 %
	Низький	30 % - 45 %
	Середній	46 % - 60 %
	Високий	61 % - 75 %
	Дуже високий	75 % <

Роз'яснення показників оцінки рекреаційного та відповідна оцінка потенціалу території Карпатського НПП наведено в таблиці 6.4.

Таблиця 6.4

Оцінка рекреаційного потенціалу Карпатського НПП

Показник	Властивість	Градація	Оцінка	Оцінка НПП
L	Площа	>10 га	4	4
		5–10 га	3	
		1–5 га	2	
		0.5–1 га	1	
	Поверхня	рівна	5	2
		слабо-хвиляста	4	
		злегка похила	3	
		слабо-горбиста	2	
		середньо-горбиста	1	

Продовж. табл. 6.4

Показник	Властивість	Градація	Оцінка	Оцінка НПП
	Рослинність	Ліс, кущі та чагарники, луки	7-8	8
		Тільки лісові землі та луки	6-7	
		Луки, кущі та чагарники, рідколісся	5-6	
		Луки та рідколісся	4-5	
		Тільки чагарники та луки	3-4	
		Чагарники та рідколісся	3-4	
		Луки, поодинокі куща та чагарники	2-3	
		Тільки луки	1-3	
	Моря, озера, струмки	Пляж	7-8	7
		Берег річки	6-7	
		Берег струмка	4-5	
		Потічки	1-4	
	Візуальна привабливість	Панорамні краєвиди	3-4	3
		Гарні краєвиди	2-3	
		Візуальна естетична цінність	1-3	
	Інше	Печери, водоспади, пам'ятки природи, біорізноманіття і тд.	1-6	5
	Разом			
С	Температура	Середнє значення протягом літніх місяців (°С) 16-17-18-19-20-21-22-23-24-25	1-10	2
		34-33-32-31-30-29-28-27-26-25	1-10	
	Опади	Середня кількість опадів протягом літа (мм) 50-100-150-200-250-300-350-400 8, 7, 6, 5, 4, 3, 2, 1	1-8	7
	Інсоляція	Середня хмарність протягом літа 0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-9 5, 4, 3, 2, 1	1-5	4

Продовж. табл. 6.4

Показник	Властивість	Градація	Оцінка	Оцінка НПП
	Вітер	Середня швидкість вітру протягом літа, <1 м/с (2) 1–3 м/с (1)	1-2	1
Разом				14
A	Туристичне значення регіону	Узбережжя Середземного, Егейського, Мрамурового, Чорного морів	3-4	3
		Важливі транспортні шляхи	2-3	
		Пріоритетний туристичний регіон	1-2	
	Наявність міст із населенням не менше 100000	< 20 км	4-5	3
		< 50 км	3-4	
		< 100 км	2-3	
		< 200 км	1-2	
	Час до найближчого міста з населенням не менше 5000	До 1 год пішки, або	4	4
		0-0,5 год транспортним засобом	3	
		0,5-1 год транспортним засобом	2	
1-2 год транспортним засобом		1		
Можливість переміщення (окрім персонального та таксі)	У пішохідній доступності або можливість знайти транспортний засіб у будь-який час	3-4	2	
		2-3		
Зручність транспортування	Можливість знайти транспорт у певні години	1-3	2	
	Інші способи (паром, канатні дороги і тд.)	1-3		
Разом				14
RF	Місця для пікніка	Стіл для пікніка, гриль тощо.	1-4	1
	Стан води	Наявність питної та технічної води	1-3	3
	Місця для ночівлі	Стаціонарні місця для ночівлі	2	1
		Кемпінги з/без наметів	1-2	
	Туалети	Відповідно до зонування	1-2	0

Продовж. табл. 6.4

Показник	Властивість	Градація	Оцінка	Оцінка НПП
	Парковки	Відповідно до зонування	1-2	0
	Розважальні заклади, роздрібна торгівля	Відповідно до зонування	1-2	1
	Охорона парку та інші співробітники	Постійні	2	1
		Сезонні (або лише на вихідних)	1	
	Інше	Курорти, пляжі і тд.	1-3	1
Разом				7
<i>NF</i>	Забруднення повітря	Відповідно до ступеня забруднення	-1(-3)	0
	Безпека	Рівень безпеки	-1(-2)	-1
	Забруднення води	Для морів, озер, струмків	-1	0
	Занедбаність	Недостатній догляд за територією	-1	-1
	Шум	Кількість рекреантів, натовп і тд.	-1	-1
	Інші фактори	Шахти, кар'єри, залишки споруд і тд.	-1(-2)	0
Разом				-3
RF (%)	61			

За результатами проведеної оцінки, рекреаційний потенціал Карпатського НПП можна охарактеризувати як високий (61 %), хоча і по нижній межі відповідно до градації оцінок. Одну з найвищих оцінок (29) показників потенціалу отримав показник – цінність ландшафтів Парку.

Характеристики рельєфу місцевості значною мірою обумовлюють загальні перспективи розвитку рекреації та туризму в даному регіоні. Для цього аналізу проведено комплексну оцінку рельєфу місцевості щодо його придатності для широкого спектру рекреаційних активностей. Звичайно, що при спеціалізованому підході до оцінки рельєфу, а саме функціональної відповідності рельєфу для конкретного виду рекреації, остаточна оцінка може мати відмінності.

Естетична привабливість території створює сприятливі умови для короткострокового відпочинку. Розчленований рельєф Карпатського НПП, гірські

лісові екосистеми, багатий видовий склад, формують мальовничі ландшафти, яким притаманна висока естетичність.

Кліматична складова не менш важлива для визначення рекреаційного потенціалу Парку. Адже саме сприятливий клімат формує комфортні умови для рекреаційної діяльності. За результатами оцінки, даний показник отримав 14 % із 25 можливих. Головним чином на цей показник вплинула середня температура повітря в регіоні (Vyshnevskyi & Donich, 2021).

Загалом же кліматичні умови території Парку є комфортні для більшості видів рекреації протягом всього року. Але значна амплітуда висот має і негативний вплив на комфортність перебування відвідувачів у високогір'ї протягом зимового сезону. Хоча на деяких територіях, наприклад метеостанція Пожижевська (1441 м н.р.м.) кліматичні умови далекі від оптимальних навіть у літній період (Оленич, 2020).

Що стосується доступності території для відвідування, то за оцінкою територія Парку отримала 14 % із 20 можливих. Незважаючи на досить високу оцінку, відповідно до територіального розташування парку та можливостей для транспортування, окремі ділянки парку досить віддалені як від транспортних шляхів, так і від населених пунктів, що робить переміщення між різними частинами досить проблематичним. Загалом, Карпатський регіон, до якого відноситься НПП є одним із найбільш привабливих напрямків туристичної діяльності в Україні.

Рекреаційне облаштування території отримало найнижчу оцінку із всіх показників рекреаційного потенціалу парку. Варто зазначити, що при оцінці головним чином розглядалася територія в межах зони регульованої та стаціонарної рекреації. Господарська ж зона, до якої входять такі туристичні населені пункти як Яремче, Ворохта, Татарів та ін., добре відомі своєю розвиненою туристичною інфраструктурою та готельно-ресторанним бізнесом.

Наявність мережі транспортних шляхів та розвиненої інфраструктури навколо цих населених пунктів створює комфортні умови для перебування великої кількості відвідувачів. Як і в будь-якій методиці по оцінці рекреаційного потенціалу

присутня певна суб'єктивність сприйняття можливостей використання природних ресурсів.

Хоча за градацією оцінок парк і має високий рекреаційний потенціал, проте якість отриманого туристичного досвіду залежить і від конкретного виду рекреаційної діяльності, так і місця та часу перебування на території парку. Рекреаційне облаштування парку досить неоднорідне, так як значна територія, де прокладені туристичні маршрути, не мають відповідних місць для кемпінгу, пікніків, інформаційних стендів, ночівлі і тд.

З іншого боку, природні умови парку надзвичайно різноманітні, тому одні і ті ж території можуть задовольняти функціонально-технологічні потреби одного виду рекреації, але при цьому не підходять під інші види рекреаційної діяльності.

В загальному, гірські природні парки мають високий рекреаційний потенціал. Однак особливості природних гірських ландшафтів у поєднанні з невисокою якістю планування діяльності на цих територіях можуть призвести до деградації природних екосистем. Захист природних екосистем потребує безперервності моніторингу природного середовища, а також постійних технічних та адміністративних заходів. До таких заходів можна віднести і ті, що спрямовані на просвіту рекреантів та місцевих жителів щодо охорони територій природо-заповідного фонду.

Для збереження «природності» територій, на яких проводиться рекреаційна діяльність, варто уникати будівництва нових споруд, підтримуючи стан вже наявних. Будь яке нове облаштування на території має бути із врахуванням раціонального використання природних ресурсів (Cetin et al., 2018).

6.5. Оцінка рекреаційного потенціалу за методом придатності для короткострокового відпочинку

Визначення рекреаційного потенціалу насаджень в межах 20 дослідних ділянок було проведено на основі використання методу оцінки придатності насаджень для короткострокової рекреації (Levandovska et al., 2020).

Метод визначення рекреаційного потенціалу передбачав оцінку 18 показників згрупованих у дві категорії. Перша категорія «Ліс», яка включає 6 показників, що характеризують стійкість лісових екосистем до впливу зовнішніх факторів. Друга категорія «Рекреація», яка складається з показників, що визначають привабливість та комфортність лісів для рекреантів.

Клас рекреаційної цінності (CRV) визначає придатність лісової екосистеми до використання з метою рекреації та відповідно, відображає її рекреаційний потенціал. Для кожної категорії факторів, окремо розраховується коефіцієнт придатності ділянки до рекреації (C), що визначається за формулою (6.3):

$$C = \frac{SP}{SM} \quad (6.3)$$

де, C – значення відповідного коефіцієнту, SP – сума балів відповідно до оцінки групи показників, SM – максимальна сума балів для відповідної категорії.

Для оцінки показників використано 3-бальною шкалою, де 0 – найгірша оцінка, а 2 – найвища.

Таким чином було розраховано два коефіцієнти: Cf – для категорії Ліс, Cr – для категорії Рекреація. Для загальної оцінки рекреаційного потенціалу, виділено три категорії CRV:

1. Значення обох коефіцієнтів (Cf, Cr) $\geq 0,67$ – ділянка відноситься до 1 класу CRV (найбільш придатна до рекреаційного використання);
2. Для однієї групи факторів коефіцієнт становить від 0,34 до 0,66, а для іншої $> 0,33$ – ділянка відноситься до 2 класу CRV (обмежена можливість рекреаційного використання);
3. Якщо один з отриманих коефіцієнтів $\leq 0,33$ – ділянка відноситься до 3 класу CRV (не рекомендується для рекреаційного використання та вимагає додаткових заходів для підвищення її якості).

Список показників для оцінки рекреаційного потенціалу насаджень з роз'ясненням параметрів оцінювання наведено в таблиці 6.5.

Таблиця 6.5

Показники оцінки рекреаційного потенціалу насаджень

№	Показник	Опис	Параметр оцінки	Оцінка
Категорія «Ліс»				
1	Рекреаційна дигресія	Зміни в лісовому середовищі викликані рекреаційною діяльністю	> 50 %	0
			11-50 %	1
			0-10 %	2
2	Санітарний стан насаджень	Вітровали, пошкодження стовбурів, хвороби різного походження	> 50 % хворих та сухих дерев	0
			21-50 % хворих та сухих дерев	1
			0-20 % хворих та мертвих дерев	2
3	Підріст	Наявність молодих дерев під наметом насаджень, які в майбутньому утворять основний ярус лісу	Відсутній (незначний)	0
			Середній	1
			Рясний	2
4	Нижні яруси рослинності (підлісок)	Чагарники та трав'яний покрив	Без чагарників та трав'яного покриву	0
			Лише чагарники/трав'яний покрив	1
			Представлені чагарниками та травами	2
5	Густота дорожньої мережі	Відсоток території, яку займає дорожня мережа (пішохідний маршрут) від загальної площі деревостану	> 10 %	0
			6-10 %	1
			0-5 %	2
6	Текстура ґрунту (гранулометричний склад)	За класифікацією ґрунтів	Переважно глинисті	0
			Переважно суглинок	1
			Переважно піщана	2
Категорія «Рекреація»				
1	Рельєф	Схили та нерівності поверхні	Ухил 21-30°, висока нерівність	0
			Ухил 11-20°, середня нерівність	1
			Ухил 0-10°, низька нерівність	2
2	Бонітет	Класи бонітету насаджень	IV-V	0
			II-III	1
			I-Ia	2

Продовж. табл. 6.5

№	Показник	Опис	Параметр оцінки	Оцінка
3	Доступність	Відстань до громадського транспорту та житлових будинків	> 3 км	0
			1-3 км	1
			< 1 км	2
4	Вологість ґрунтів	Ступінь зволоження ґрунтів	Болота	0
			Вологі, мокрі ліси	1
			Сухі та свіжі ліси	2
5	Водні ресурси	Віддаленість від водних ресурсів які мають рекреаційне значення	1-3 км	0
			< 1 км	1
			Поряд	2
6	Склад насадження	Видове різноманіття дерев у насадженні	1 вид	0
			2 види	1
			>2 видів	2
7	Точки інтересу	Печери, скелі, водоспади, пам'ятки природи та архітектури	0	0
			1	1
			≥2	2
8	Вертикальна структура	Вертикальна диференціація дерев за висотою	1 ярус	0
			2 яруси	1
			≥2 ярусів	2
9	Повнота деревостану	Густота дерев у деревостані	0.8-1.0 або 0.1-0.2	0
			0.3-0.7 та рівномірний розподіл	1
			0.3-0.7 та кластерний розподіл дерев	2
10	Засміченість	Штучні (сміття, промислові, побутові) та природні відходи (мертва деревина, стовбури, гілки)	Велика кількість	0
			Середня кількість	1
			Майже відсутнє	2
11	Наявність шуму	Техногенні шуми від доріг, промислових об'єктів тощо	Високий рівень	0
			Середній рівень	1
			Відсутній	2
12	Рівень рекреаційного облаштування	Наявність, лавок, облаштованих місць відпочинку і тд.	0	0
			в середньому ~ 1 об'єкт в межах ділянки	1
			> 2 об'єктів в межах ділянки	2

Оцінка рекреаційного потенціалу лісових деревостанів вздовж туристичних маршрутів Карпатського НПП наведено в таблиці 6.6.

Таблиця 6.6

**Рекреаційний потенціал насаджень вздовж маршрутів
Карпатського НПП**

ТПП	Cf	Cr	Клас CRV
Туристичний маршрут «с. Зелене – г. Шкорушний»			
1	0,58	0,46	2
2	0,83	0,43	2
Туристичний маршрут «Еколого-пізнавальна стежка «На гору Піп Іван»			
3	0,75	0,29	3
4	0,58	0,54	2
5	0,58	0,42	2
6	0,75	0,38	2
7	0,58	0,38	2
8	0,75	0,33	3
9	0,50	0,42	2
10	0,58	0,38	2
Туристичний маршрут «с. Зелене – Угорські скелі»			
11	0,75	0,54	2
12	0,83	0,50	2
13	0,75	0,58	2
Туристичний маршрут «с. Бистрець – г. Шпиці»			
14	0,67	0,38	2
15	0,58	0,29	3
16	0,58	0,42	2
17	0,50	0,42	2
18	0,58	0,21	3
19	0,58	0,50	2
20	0,50	0,29	3

Отримані значення показників дають змогу оцінити рекреаційний потенціал насаджень в межах ТПП для короткострокових форм відпочинку на території НПП.

Серед показників категорії «Ліс», які найбільше вплинули на оцінку стійкості насаджень, варто відмітити наявність молодих дерев у насадженнях та характеристика живого надґрунтового покриву. В переважній більшості випадків рекреаційна дигресія не мало значного впливу на оцінку стійкості досліджуваних

деревостанів, що в значній мірі пояснюється їх віддаленістю від населених пунктів, туристичних баз та стаціонарних зон відпочинку. Отримані коефіцієнти (C_r) варіюються від 0,50 до 0,83, проте для 9 з 20 насаджень значення коефіцієнту для категорії «Ліс» становило – 0,58, що вказує на їх середню стійкість до рекреаційного навантаження. При оцінці рекреаційної складової насаджень (показники категорії «Рекреація») на отримані коефіцієнти найбільше вплинули: доступність, наявність водних ресурсів, склад насаджень та повнота насаджень, вертикальна структура деревостану, наявність точок інтересу та рекреаційне облаштування території.

Досліджувані насадження представлені переважно чистими високоповнотними ялинниками, без значної варіації видового складу дерев, що значно знижує їх рекреаційну привабливість та відповідно оцінку. Також негативно на рекреаційну складову насаджень вплинуло значна віддаленість від джерел прісної води та відсутність елементів благоустрою. Територіально, досліджувані насадження розташовані в межах Черногірського, Бистрецького та Високогірного ПОНДВ. Маршрути, які пролягають через ці насадження, спрямовують відвідувачів до найбільш привабливих для рекреаційного використання територій Черногорського хребта, в тому числі гори Піп Іван (обсерваторія Білий Слон (рис. 6.5)), Шпиці, Ребра, Смотрич, озеро Марічейка, озеро Несамовите, полонина Веснарка і тд.



Рис. 6.5. Вид на обсерваторію Білий Слон на вершині гори Піп Іван

Джерело: розроблено автором

Тому придатність насаджень до рекреації, які розташовані вздовж прокладених маршрутів, важлива не лише з точки отримання позитивного рекреаційного досвіду, а й для визначення заходів щодо поліпшення їх придатності для користування та мінімізації негативного антропогенного впливу. В цілому, майже всі досліджувані насадження відносяться до 2 класу рекреаційної цінності (CRV), що вказує на їх придатність до використання з метою рекреації. Лише 2 ТПП вздовж маршрутів «На гору Піп Іван» та 3 ТПП вздовж маршруту «с. Бистрець – г. Шпиці» характеризуються як непридатні для рекреаційного використання, головним чином на оцінку вплинула рекреаційне складова, а саме рельєф місцевості (значний ухил території), відсутність різноманіття видового дерев, висока густина насаджень. Незважаючи на таку оцінку, ці насадження мають високу екологічну цінність. Так, наприклад, під час польових досліджень, у насадженнях біля ТПП 18, 19, 20 було виявлено тетродонтофору блакитну (*Tetradontophora bielensis*), вид ногохвісток, занесений до Червоної книги України (рис. 6.6), який є досить чутливим до антропогенного тиску на екосистеми, а також Червонокнижного представника класу Земноводних – саламандра плямиста (*Salamandra salamandra*).



Рис. 6.6. Тетродонтофора блакитна у чистому ялиннику на території Карпатського НПП

Джерело: розроблено автором

Насадження на маршруті «с. Зелене – Угорські скелі» мають одні з найвищих коефіцієнтів C_f , C_r , незважаючи на відсутність благоустрою території для

рекреаційних потреб. Це зумовлено наявністю пологих схилів в межах досліджуваних насаджень (хоча деякі секції маршруту мають ухил $>45^\circ$), доступністю (поряд розташоване с. Зелене, транспортні шляхи, об'єкти туристичної інфраструктури) та наявністю мішаних за складом насаджень. Найбільше ознак антропогенного впливу на насадження виявлено поблизу ТПП 4, неподалік якої розташовано гірське озеро Марічейка (Вискогірне ПОНДВ) (рис. 6.7). Дана територія активно використовується рекреантами не тільки для короткострокового відпочинку, а й для кемпінгу.



Рис. 6.7. Гірське озеро Марічейка

Джерело: розроблено автором

Активна рекреація на цій території призвела до формування хаотичної мережі стежок довкола водойми, облаштування туристами декількох місць відпочинку з наметами та місць для розпалювання багать. В свою чергу це призвело до значного пошкодження корневих систем ялини у місцях відпочинку, витоптування живого надґрунтового покриву, зменшення деревного відпаду (який імовірно використовується для вогнищ) та наявність побутового/харчового сміття. Варто зазначити, найвищі стадії рекреаційної дигресії на території НПП, характерні для зон відпочинку у Ямнянському ПОНДВ, Говерлянському ПОНДВ та Вискогірному

ПОНДВ, до останнього відноситься і озеро Марічейка та насадження довкола, які мають переважно природне походження (Оленич, 2020). Враховуючи значну віддаленість (1-3, >3 км) досліджуваних насаджень від населених пунктів та транспортних шляхів, відсутність елементів благоустрою не лише знижує рекреаційну привабливість території, а й допомагає збереженню лісових екосистем шляхом зменшення антропогенного впливу під час короткострокового відпочинку на шляху до Чорногірського хребта. Проте самі ж маршрути зазнають серйозного руйнування (змиву ґрунтів), викликаного антропогенним навантаженням та розвитком ерозійних процесів, і потребують відповідних заходів із відновлення.

Висновки до розділу 6:

1. Не існує однієї універсальної загальної методики для оцінки рекреаційного потенціалу лісових екосистем. Оцінювання рекреаційного потенціалу для конкретних видів туризму може давати протилежні результати. Більше того, попит та потреби населення у рекреації поступово змінюються в часі.

2. Відповідно до проведеної оцінки рекреаційного потенціалу щодо оптимальної кількості відвідувачів НПП було встановлено, що щорічна допустима кількість туристів, з урахуванням територій з обмеженим доступом, орієнтовно складає 498670 осіб.

3. Визначення реальної щорічної кількості відвідувачів Парку та відповідно їх концентрації на території земель лісового фонду потребує детального моніторингу. Є передумови вважати, що реальна кількість відвідувачів парку значно перевищує кількість, зазначену в статистичних даних КНПП. Наявність в межах господарської частини НПП таких туристичних населених пунктів як Яремче, Ворохта, Татарів та ін. значно ускладнюють не лише оцінку реальної кількості туристів протягом року, а й їх переміщення в межах функціональних зон НПП.

4. При оцінці рекреаційного потенціалу з точки зору придатності та привабливості території для рекреації («Güleç Method») встановлено, що рекреаційний потенціал Карпатського НПП можна охарактеризувати як високий

(61%), хоча і по нижній межі цієї категорії. Спiрнiсть оцiнки деяких показникiв ставить рекреацiйний потенцiал парку мiж високим та середнiм значенням. Варто зазначити, що враховуючи певну суб'єктивнiсть подiбних методiв оцiнки, якiсть отриманого туристичного досвiду залежить як вiд конкретного виду рекреацiйної дiяльностi, так i мiсця та часу перебування на територiї парку.

5. За результатами оцiнки придатностi насаджень для короткострокової рекреацiї було оцiнено рекреацiйний потенцiал в межах 20 дослiдних дiлянок на рiвнi туристичних маршрутiв. Вiдповiдно до проведеного аналізу 15 з 20 дослiджуваних насаджень вiдносяться до 2 класу рекреацiйної цiнностi CRV (мають середнiй рекреацiйний потенцiал), що вказує на їх придатнiсть до використання з метою рекреацiї. Лише 5 ТПП вздовж маршрутiв «На гору Пiп Иван» та вздовж маршруту «с. Бистрець – г. Шпицi» характеризуються як непридатнi для рекреацiйного використання, що обумовлено рельєфом мiсцевостi, високою повнотою насаджень та вiдсутнiстю їх видового рiзноманiття.

Науковi результати, висвiтленi у роздiлi 6, опублiкованi у працях № 3, 4, 8, 9 iз списку наукових праць, опублiкованих за темою дисертацiї (додаток А).

ВИСНОВКИ

1. Гірські ліси забезпечують комплекс екосистемних послуг, однак порушення лісових екосистем унаслідок господарської діяльності можуть створювати негативний вплив на екологічну стійкість екосистем та забезпечення екосистемними послугами, інколи вагомійшій, ніж кліматичні зміни. Відтак господарська діяльність у гірських лісах повинна забезпечувати стійкість лісових екосистем та сталість використання природних ресурсів в умовах високого попиту на гірську рекреацію та кліматичні зміни й інші природні порушення.

2. У наукових дослідженнях вітчизняних та закордонних вчених мають місце прогалини у вивченні динаміки розвитку гірських лісів та виокремлення участі у цих процесах природних порушень й впливу людини. Стале управління природними ресурсами гірських регіонів можливе за умов ефективного управління із урахуванням збереження природних екосистем, їх невиснажливого використання та одночасного сприяння розвитку туристичного сектору в регіоні.

3. Недосконале планування туристичної діяльності призводить до надмірного рекреаційного навантаження на лісові екосистеми, вплив якого перевищує екологічну стійкість гірських екосистем та створює передумови для розвитку дегресії й ерозійних процесів. Меліоративна ефективність гірських лісових екосистем як інструменту попередження та боротьби із розвитком водної ерозії визначається їх структурою, просторовим розміщенням та морфологічними особливостями. Для Карпатського НПП найбільш поширеними є деревостани, утворені за участю ялини європейської (79 %). Меліоративні властивості ялинників першочергово визначаються особливостями корененаселеності, процесами акумулювання лісової підстилки та її фракційним складом і водопоглинаючими властивостями.

4. В умовах ущільнення ґрунту, зокрема, внаслідок рекреаційного навантаження, спостерігається зміна фізичної структури ґрунту та пригнічення розвитку корневих систем ялини європейської. Критичним значенням показника твердості ґрунту є $20 \text{ кг}\cdot\text{см}^{-2}$ ($\sim 2 \text{ МПа}$). Через витоптування на полотні самих

маршрутів спостерігається повне зникнення лісової підстилки та рослинності, пришвидшується розвиток ерозійних процесів, відбувається ущільнення ґрунту, твердість якого становить понад $60 \text{ кг} \cdot \text{см}^{-2}$ ($\sim 6 \text{ МПа}$).

5. Переважаюча маса коріння ялини в гірських умовах розташована у верхньому мінеральному шарі ґрунту на глибині до 10 см, що в свою чергу робить її надзвичайно чутливою до рекреаційного навантаження. Встановлено, що при близькому заляганні материнської породи частка об'ємів коріння за фракціями провідного та фізіологічно активного становить 67,5 % і 75,3 % від загального обсягу в даному шарі, а в місцях із виходами гірських порід – 72,7 % і 87,5 % відповідно.

6. Накопичення лісової підстилки зростає із підвищенням висоти над рівнем моря, однак значно зменшується з наближенням до полотна туристичних маршрутів. Як за фракційним складом, так і за водопоглинаючими властивостями, лісова підстилка з-під намету чистих ялиників та мішаних буково-ялинових (домішка листяних до 2 одиниць складу) має незначні відмінності. Переважаючою є активна фракція, завдяки чому підстилка здатна поглинути майже в 1,5 рази більший об'єм вологи відносно її сухої маси. Кількість опадів, яку здатна утримати лісова підстилка під наметом хвойних насаджень, коливається від 4,2 до 18,7 мм, що головним чином зумовлюється її запасом. Загальна водозатримуюча здатність підстилки варіює від 42,3 до 187,3 $\text{т} \cdot \text{га}^{-1}$ незалежно від складу насадження. Негативний вплив рекреації на акумулювання підстилки проявляється у використанні узбіччя туристичних маршрутів як неформальних туристичних стежок, що створює передумови для розвитку ерозійних процесів.

7. Оцінка рекреаційного потенціалу носить часто суб'єктивний характер і для різних видів туризму може мати протилежні результати. Рекреаційний потенціал Карпатського НПП щодо придатності та привабливості території для рекреації визначено як високий, а щорічна допустима кількість туристів із урахуванням територій з обмеженим доступом орієнтовно складає 0,5 млн осіб. Результати оцінки придатності насаджень для короткострокової рекреації вказують що 75 % досліджуваних насаджень мають середній рекреаційний потенціал.

РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ

Для оцінки впливу рекреаційної діяльності на природні об'єкти рекомендується проводити комплексний аналіз впливу рекреації не лише на живий надґрунтовий покрив, а й здійснювати оцінку фізичної структури ґрунтів, визначати характеристики та запаси лісової підстилки, оцінювати корененаселеність верхніх ґрунтових шарів, на які створюється найбільше рекреаційне навантаження.

Регулярно проводити моніторинг стану туристичних маршрутів з подальшим проектуванням стійких до рекреаційного навантаження маршрутів для запобігання розвитку ерозійних процесів та зниження впливу рекреаційної діяльності на лісову підстилку, кореневі системи ялини та фізичну структуру ґрунтів. Сформувати базу ділянок з ознаками високих ступенів дигресії із встановленням систематичного моніторингу за їх станом.

На секціях туристичних маршрутів, де спостерігається використання узбічч для проходження порушених ділянок полотна, проектувати заходи із відновлення, що знизять витоптування живого надґрунтового покриву на прилягаючих ділянках.

Встановити ліміти на відвідування найпопулярніших маршрутів та туристичних об'єктів відповідно до допустимої кількості відвідувачів, що можуть перебувати в межах парку, для зниження антропогенного навантаження на природні екосистеми та рівномірного розподілу туристичних потоків по території.

Для підвищення привабливості окремих туристичних маршрутів, насадження вздовж яких характеризуються середнім рекреаційним потенціалом, та з метою диверсифікації туристичних потоків, провести заходи із облаштування місць відпочинку та кемпінгу.

Для порушених ділянок маршрутів, на яких спостерігається найвищий ступінь дигресії (зокрема, ущільнення ґрунту понад $60 \text{ кг} \cdot \text{см}^{-2}$), передбачити заходи з відновлення ґрунтового та рослинного покривів, зокрема, обмежити доступ мототранспорту, створювати дерев'яні доріжки, або доріжки із використанням водопроникних матеріалів (наприклад, гравій), для мінімізації процесів ущільнення ґрунту та проектувати буферні зони навколо дерев, кореневі системи яких знаходяться у зоні впливу рекреаційного навантаження.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Базилевич, Н. І. (1983). Деякі критерії оцінки структури та функціонування природних зональних геосистем. *Ґрунтознавство*, 2, 27-40.
2. Белей, Л. М. (2019). Заповідні ліси Карпатського національного природного парку на землях у постійному користуванні: природоохоронний аспект. *Вісті біосферного заповідника «Асканія-Нова»*, 21, 80-84.
3. Бойчук, Б. Я., Кузик, А. Д., & Сиса, Л. В. (2020). Антропогенний вплив на природні комплекси Карпатського національного природного парку. *Вісник Львівського Державного університету безпеки життєдіяльності*, 21, 86-93. <https://doi.org/10.32447/20784643.21.2020.10>
4. Брусак, В. (2022). Сучасний стан та перспективи розвитку геотуризму у гірському масиві Чорногора (Українські Карпати). *Матеріали XVI наукової конференції з міжнародною участю «Географія, економіка і туризм: національний та міжнародний досвід»*, 56-60.
5. Брусак, В. П., & Малець, В. Б. (2018). Рекреаційна дигресія на туристичному маршруті «На гору Говерлу» у Карпатському НПП. *Матеріали міжнародного наукового семінару «Природні ресурси регіону: проблеми використання, ревіталізації та охорони»*, 58-63.
6. Васишин, Р. Д. (2016). *Ліси Українських Карпат: особливості росту, біологічна та енергетична продуктивність: монографія*. ТОВ «ЦП» КОМПРИНТ”.
7. Васишин, Р. Д. (2018). *Еколого-енергетичний потенціал лісів Українських Карпат та його стале використання: монографія*. ТОВ «ЦП» КОМПРИНТ”.
8. Воробейчик, Е. Л. (1997). К методике измерения мощности лесной подстилки для целей диагностики техногенных нарушений экосистем. *Экология*, 4, 263-267.
9. Генсирук, С. А., Нижник, М. С., & Возняк, Р. Р. (1987). *Рекреационное использование лесов. Урожай*.

10. Геренчук, К. І. (1968). *Природа Українських Карпат*. Вид-во Львів. ун-ту.
11. Геренчук, К. І. (1978). *Природа Чернівецької області*. Вища школа.
12. Геренчук, К. І. (1981). *Природа Закарпатської області*. Вища школа.
13. Гнатів, П. С., Хірівський, П. Р., & Панас, Н. Є. (2012). *Природні ресурси України: навчальний посібник*. Камула.
14. Голубець, М. (2003). Геоботанічне районування Українських Карпат – основа раціонального природокористування. *Т. XII: Екологічний збірник. Екологічні проблеми Карпатського регіону*, 283-292.
<http://dspace.nbuiv.gov.ua/handle/123456789/73756>
15. Дебринюк, Ю. М. (1990). О корненонаселенности почвы в смешанных насаждениях дуба черешчатого и ели обыкновенной. *Лесной журнал*, 6, 13-16.
16. Дебринюк, Ю. М. (2011). Всихання смерекових лісів: причини та наслідки. *Науковий вісник НЛТУ України*, 21(16), 32-38.
17. *Довідник лісового фонду України за матеріалами державного обліку лісів станом на 01.01.2011 р.* (2012).
18. ДСТУ 4362:2004. Якість ґрунту. Показники родючості ґрунтів. Київ: Держаспоживстандарт України, 2005. 32 с.
19. ДСТУ ISO 10381-4:2005. Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо процедури дослідження природних, майже природних та оброблюваних ділянок (ISO 10381-4:2003, IDT. Держаспоживстандарт України, 2005. 12 с.
20. *Екологічний паспорт Закарпатської області*. (2021).
21. *Екологічний паспорт Івано-Франківської області*. (2021).
22. *Екологічний паспорт Львівської області*. (2021).
23. *Екологічний паспорт Чернівецької області*. (2021).
24. *Закон України «Про природно-заповідний фонд України»* (1992). Постанова ВР № 2457-ХІІ від 16.06.92, ВВР, 1992, № 34, ст.503.
<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2456-12#Text>
25. Заславский, М. Н. (1979). *Эрозия почв*. Мысль.

26. Захаров П. С. (1978). *Эрозия почв и меры борьбы с ней*. Колос.
27. Іваненко, Ю. (2019). Лісівничо-меліоративна, рекреаційна й естетична характеристика насаджень Карпатського національного природного парку. *Лісове і садово-паркове господарство*, 16.
<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Lis/article/view/13229>
28. Іванюк, І. Д., & Фучило, Я. Д. (2020). Вплив метеорологічних чинників на радіальний приріст дуба звичайного в умовах свіжих і вологих сугрудів Полісся України. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, 20, 57-63.
<https://doi.org/10.15421/412005>
29. Каганяк, Ю. Г., & Строчинський, А. А., & Горошко М. П. (2009). *Парколісовпорядкування: навчальний посібник*. Тріада плюс.
30. Калинин, М. И. (1983). *Формирование корневой системы деревьев*. Лесн. пром-сть.
31. Калінін, М. І., Гузь, М. М., & Дебринюк, Ю. М. (1998). *Лісове коренезнавство*. Престиж-інформ.
32. Канарський, Ю. В. (2016). Кліматичні зміни в регіоні Українських Карпат на початку ХХІ століття та їх вплив на біотичне різноманіття. *Наукові основи збереження біотичної різноманітності*, 7(14), 15-36.
<https://ecoinst.org.ua/periodychni-vydannia/spbc-2016>
33. Карпачевский, Л. О. (1981). *Лес и лесные почвы*. Лесн. пром-сть.
34. Кас'янчук, І. І. (2018). Екологія рідкісних видів ссавців Карпатського національного природного парку. *Матеріали науково-практичної конференції «Гуцульщина – ХХІ сторіччя: проблеми та перспективи збереження гірської природи та етнічної культури в гуцульському регіоні Українських Карпат в умовах глобалізації»*, 160-162.
35. Киселюк, О. І., Приходько, М. М., Яворський, А. І., Абрам'юк, У. М., Белей, Л. М., Бельмега, В. В., Боберський, Ю. Ю., Вертипорох, Н. Л., Гайдук, Л. М., Гнатюк, Н. М., Годованець, В. І., Головчак, В. Ф., Гоцул, Л. Ф., Гринішак, М. Л., Грицюк, І. В., Дожук, М. Д., Калуцький, І. Ф., Клапчук, В. М., Клапчук, М. В....

Яремич, Л. М. (2009). *Карпатський національний природний парк: монографія*. Фоліант.

36. Кияк, В., Кобів, Ю., Жилияєв, Г., Білонога, В., Дмитрах, Р., Решетило, О., Микітчак, Т., Кобів, В., & Штупун, В. (2022). *Популяційні основи уникнення втрат біорізноманіття у високогір'ї Українських Карпат*. Простір-М.

37. Кобів, Ю. (2009). Глобальні кліматичні зміни як загроза видовій біорізноманітності високогір'я Українських Карпат. *Український ботанічний журнал*, 66(4), 451-465. <http://dspace.nbu.gov.ua/handle/123456789/30074>

38. Кравчинський, Р. Л., Мотрук, М. В., & Стефурак О. М. (2018). Причини послаблення біотичної стійкості ялинників на території Карпатського НПП. *Збірник матеріалів доп. учасн. Міжнар. наук. конф. «Сьогодення біологічної науки»*, 22-24.

39. Кравчинський, Р. Л., Хільчевський, В. К., Корчемлюк, М. В., & Стефурак, О. М. (2019). *Моніторинг природних водних джерел Карпатського національного природного парку: монографія*. Фоліант.

40. Крамарець, В. О., & Мацяк, І. П. (2018). Роль біотичних чинників у всиханні ялинників Українських Карпат. *Наукові праці Лісівничої академії наук*, 17, 121-132. <https://doi.org/10.15421/411827>

41. Лавний, В. В. (2009). Сильні вітри в Українських Карпатах. *Науковий вісник НЛТУ України*, 19.14. https://nv.nltu.edu.ua/Archive/2009/19_14/index.htm

42. Лавний, В. В., & Пелюх О. Р. (2019). Поширення та аналіз стану похідних ялинових деревостанів в Українських Карпатах. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, 19, 60-67. <https://doi.org/10.15421/411927>

43. *Лісотаксаційний довідник*. (2020). ЛІРА.

44. Малюга В. М., Юхновський В. Ю., Дударець С. М., Міндер В. В., Проценко І. А., Крилов Я. І. Пристрій для відбору проб ґрунту: патент № 88990 Україна, МПК G01N 1/04. Заявник і власник Національний університет біоресурсів і природокористування України; заявлено 10.10.2013; опубліковано 10.04.2014; Бюл. № 7.

45. Маурер В. М., Атаманюк В. Ю., Белеля С. О., Блистів, В. І., Бобошко-Бардин І. М., Бойко, О. Л., Бровко, Д. Ф., Бровко, Ф. М., Ведмідь, М. М., Висоцька,

Н. Ю., Гайда, Ю. І., Гладун, Г. Б., Горошко, В. В. Гузь, М. М., Деюринюк, Ю. М., Дударець, С. М., Кайдик, О. Ю., Карпук, А. І., Кімейчук, І. В....Яцик, Р. М. (2019). *Відтворення лісів та лісова меліорація в Україні: витоки, сучасний стан, виклики сьогодення та перспективи в умовах антропоцену: монографія*. Редакційно-видавничий відділ НУБіП України.

46. Мельник, А. В. (1999). *Українські Карпати: еколого-ландшафтознавче дослідження*. Вид-во Львівського університету.

47. Оленич, І. (2018). Рекреаційні лісові ресурси ландшафтів Карпатського національного природного парку. *Науковий вісник Чернівецького університету, Серія: Географія*, 115-119.

48. Оленич, І. М. (2020). *Ландшафтознавча організація геоінформаційних систем рекреаційних туристичних ресурсів Карпатського національного природного парку* (Дисертація здобуття наукового ступеня кандидата наук). https://ra.vnu.edu.ua/wp-content/uploads/2020/08/dysertatsiya_olenych-1_compressed.pdf

49. Парпан, Т. В., Голубчак, О. І., Гудима, В. М., Приходько, Н. Ф., Фалько, Р. І., & Кириленко, Я. О. (2021). Характеристика рекреаційно-оздоровчих лісів Івано-Франківщини та оцінювання їх потенціалу на постійних дослідних об'єктах. *Науковий вісник НЛТУ України*, 31(5), 9-16. <https://doi.org/10.36930/40310501>

50. Пилипенко, О. І., Юхновський, В. Ю., Дударець, С. М., & Малюга, В. М. (2010). *Лісові меліорації: підручник*. Аграрна освіта.

51. Пилипенко, О. І., Юхновський, В. Ю., Дударець, С. М., & Соваков О. В. (2019). *Системи захисту ґрунтів від ерозії: підручник*. Кондор.

52. *Площі пробні лісовпорядні. Метод закладання: СОУ 02.02-37-476:2006*. (2007). Мінагрополітики України.

53. Попович, С. Ю. (2019). Мережа природно-заповідного фонду Українських Карпат. *Лісове і садово-паркове господарство*, 16. <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Lis/article/view/14267>

54. *Про парк*. (2022). Карпатський національний природний парк. <https://karpatskyi-park.in.ua/pro-nas/pro-park/>

55. Савчук, Б. (2019). Основні типи ґрунтів Карпатського НПП. *Матеріали міжнародної науково-практичної конференції «Функціонування природоохоронних територій в сучасних умовах»*, 21-26.
56. Слободян, П. Я. (2012). Стан корінних ялиників Українських Карпат. *Науковий вісник НЛТУ України*, 22(5), 55-60.
57. Стойко, С. М., Мілкіна, Л. І., & Тасенкевич, Л. О. (1995). *Природа Карпатського національного парку*. Наукова думка.
58. Тимчук, О. В., Лазарович, Р. В., Вередюк, Л. П., Белей, Л.М., Марчук, І. В., Озимок, Г. Г. (2021). *Рослинний світ. Літопис природи. Карпатський НПП. Книга XXXVI*.
59. *Туристична діяльність в Україні*. (2020). Державна служба статистики. https://www.ukrstat.gov.ua/operativ/operativ2019/tyr/tyr_dil/arch_tyr_dil.htm
60. Укрдержліспроєкт. (2006). *Методичні рекомендації до програми DBINTRF.exe (SQL SERVER) для користування реляційною базою даних (РБД ТХЛ)*.
61. *Фауна*. (2022). Карпатський національний природний парк. <https://karpatskyi-park.in.ua/doslidzhuy/pryroda-parku/fauna/>
62. *Флора*. (2022). Карпатський національний природний парк. <https://karpatskyi-park.in.ua/doslidzhuy/pryroda-parku/flora/>
63. Цись, П. М. (1962). *Геоморфологія УРСР*. Вид-во Львівського університету.
64. Юхновський, В. Ю., Іваненко, Ю. С., & Лобченко, Г. О. (2020). Особливості корененаселеності ґрунту в ялинових лісостанах у зоні гірської туристичної мережі. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, 21, 50-59. <https://doi.org/10.15421/412025>
65. Яремін, І. Я. (2007). Ґрунти Карпатського національного природного парку. *Матеріали науково-практичної конференції «Етнокультурна та природна спадщина місцевих громад як складові розвитку туристично-рекреаційного потенціалу Карпатського краю»*, 211-212.
66. Abella, S. R., Fisichelli, N. A., Schmid, S. M., Embrey, T. M., Hughson, D. L., & Cipra, J. (2015). Status and management of non-native plant invasion in three of

the largest national parks in the United States. *Nature conservation – Bulgaria*, 10, 71-94. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.10.4407>

67. Aggarwal, A., Frey, H., McDowell, G., Drenkhan, F., Nüsser, M., Racoviteanu, A., & Hoelzle, M. (2021). Adaptation to climate change induced water stress in major glacierized mountain regions. *Climate and Development*, 14(7), 665-667. <https://doi.org/10.1080/17565529.2021.1971059>

68. Albers, D. (2004). Decomposition of beech leaves (*Fagus sylvatica*) and spruce needles (*Picea abies*) in pure and mixed stands of beech and spruce. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(1), 155-164. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.09.002>

69. Albrich, K., Thom, D., Rammer, W., & Seidl, R. (2021). The long way back: Development of Central European mountain forests towards old-growth conditions after cessation of management. *Journal of Vegetation Science*, 32(4). <https://doi.org/10.1111/jvs.13052>

70. Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660-684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>

71. Altieri, V., De Franco, S., Lombardi, F., Marziliano, P. A., Menguzzato, G., & Porto, P. (2018). The role of silvicultural systems and forest types in preventing soil erosion processes in mountain forests: a methodological approach using cesium-137 measurements. *Journal of Soils and Sediments*, 18, 3378-3387. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1957-8>

72. Ampoorter, E., Goris, R., Cornelis, W. M., & Verheyen, K. (2007). Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. *Forest Ecology and Management*, 241(1-3), 162-174. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.019>

73. Andreassen, K., Solberg, S., Tveito, O. E., & Lystad, S. L. (2006). Regional differences in climatic responses of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) growth in

Norway. *Forest Ecology and Management*, 222(1-3), 211-221.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.029>

74. Aydin, E., & Antal, J. (2019). Introduction to Precipitation Runoff Process and Soil Erosion Risk Analysis in a Specific Area of Interest to Design Control Measures. *Journal of Ecological Engineering*, 20(2), 44-50.
<https://doi.org/10.12911/22998993/94921>

75. Azlin, Y. N., & Philip, E. (2004). Soil compaction and tree decline along a recreational forest in Malaysia. *Arboricultural Journal*, 27(3), 239-243.
<https://doi.org/10.1080/03071375.2004.9747381>

76. Babst, F., Poulter, B., Trouet, V., Tan, K., Neuwirth, B., Wilson, R., Carrer, M., Grabner, M., Tegel, W., Levanic, T., Panayotov, M., Urbinati, C., Bouriaud, O., Ciais, P., & Frank, D. (2013). Site- and species-specific responses of forest growth to climate across the European continent. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 706-717.
<https://doi.org/10.1111/geb.12023>

77. Ballabio, C., Borrelli, P., Spinoni, J., Meusburger, K., Michaelides, S., Beguería, S., Klik, A., Petan, S., Janeček, M., Olsen, P., Aalto, J., Lakatos, M., Rymaszewicz, A., Dumitrescu, A., Tadić, M. P., Diodato, N., Kostalova, J., Rousseva, S., Banasik, K., Alewell, C.... Panagos, P. (2017). Mapping monthly rainfall erosivity in Europe. *Science of The Total Environment*, 579, 1298-1315.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.123>

78. Ballantyne, M., Pickering, C. M., McDougall, K. L., & Wright G. T. (2014). Sustained impacts of a hiking trail on changing windswept feldmark vegetation in the Australian Alps. *Australian Journal of Botany* 62(4), 263-275.
<https://doi.org/10.1071/BT14114>

79. Barış Tecimen, H., Sevgi, O., Yalçın Yılmaz, O., Carus, S., Kavgacı, A., & Akburak, S. (2019). Estimation of forest litter fractions by regression analysis in different aged stands of *Pinus nigra*. *Bosque (Valdivia)*, 40(1), 41-48.
<https://doi.org/10.4067/S0717-92002019000100041>

80. Battigelli, J. P., Spence, J. R., Langor, D. W., & Berch, S. M. (2004). Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofauna

density and oribatid mite diversity. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(5), 1136-1149. <https://doi.org/10.1139/x03-267>

81. Bebi, P., Seidl, R., Motta, R., Fuhr, M., Firm, D., Krumm, F., Conedera, M., Ginzler, C., Wohlgemuth, T., & Kulakowski, D. (2017). Changes of forest cover and disturbance regimes in the mountain forests of the Alps. *Forest Ecology and Management*, 388, 43-56. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.028>

82. Bell, S., Tyrväinen, L., Sievänen, T., & Pröbstl, U. (2007). Outdoor Recreation and Nature Tourism: A European Perspective. *Living Rev. Landscape Res.*, 1(2). <https://doi.org/10.12942/lrlr-2007-2>

83. Berger, T. W., & Berger, P. (2012). Greater accumulation of litter in spruce (*Picea abies*) compared to beech (*Fagus sylvatica*) stands is not a consequence of the inherent recalcitrance of needles. *Plant and Soil*, 358(1-2), 349-369. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1165-z>

84. Berger, T. W., & Berger, P. (2013). Does mixing of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*) litter hasten decomposition? *Plant and Soil*, 377(1-2), 217-234. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-2001-9>

85. Bessaad, A., Bilger, I. & Korboulewsky, N. (2021). Assessing biomass removal and woody debris in whole-tree harvesting system: Are the recommended levels of residues ensured? *Forests*, 12(6), 807. <https://doi.org/10.3390/f12060807>

86. Blanco-Canqui, H., Lal, R., Owens, L. B., Post, W. M., & Izaurralde, R. C. (2005). Strength Properties and Organic Carbon of Soils in the North Appalachian Region. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 663-673. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0254>

87. Blinkova, O., & Lavrov, V. (2017). Study of soil water-erosion intensity and vegetation cover of an oak-spruce forest in the Pokutsko-Bukovina Carpathians, Ukraine. *Archives of Biological Sciences*, 69(4), 627-636. <https://doi.org/10.2298/ABS161206008B>

88. Bonnaud, P., Santenoise, Ph., Tisserand, D., Nourrisson, G., & Ranger, J. (2019). Impact of compaction on two sensitive forest soils in Lorraine (France) assessed

by the changes occurring in the perched water table. *Forest Ecology and Management*, 437, 380-395. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.029>

89. Borden, K. A., Thomas, S. C. & Isaac, M. E. (2016). Interspecific variation of tree root architecture in a temperate agroforestry system characterized using ground-penetrating radar. *Plant and Soil*, 410, 323-334. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3015-x>

90. Bormann, H., & Klaassen, K. (2008). Seasonal and land use dependent variability of soil hydraulic and soil hydrological properties of two Northern German soils. *Geoderma*, 145(3-4), 295-302. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.03.017>

91. Bortnyk, S. Y., Lavruk, T. M., Kovtoniuk, O. V., & Kravchuk, I. V. (2021). The Attractive Geosites and Perspective of Geotourism Development in the Chorna Tysa River Basin (Ukrainian Carpathians). *Geoheritage*, 13(1). <https://doi.org/10.1007/s12371-021-00540-4>

92. Bötsch, Y., Tablado, Z., Scherl, D., Kéry, M., Graf, R. F., & Jenni, L. (2018). Effect of recreational trails on forest birds: Human presence matters. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6(175). <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00175>

93. Bottinelli, N., Hallaire, V., Goutal, N., Bonnaud, P., & Ranger, J. (2014). Impact of heavy traffic on soil macroporosity of two silty forest soils: Initial effect and short-term recovery. *Geoderma* 217-218, 10-17. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.10.025>

94. Bouchard, M., Kneeshaw, D., & Bergeron, Y. (2006). Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests. *Ecology* 87(9), 2319-2329. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2319:FDASSB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2319:FDASSB]2.0.CO;2)

95. Bouriaud, O., & Popa, I. (2008). Comparative dendroclimatic study of Scots pine, Norway spruce, and silver fir in the Vrancea Range, Eastern Carpathian Mountains. *Trees*, 23(1), 95-106. <https://doi.org/10.1007/s00468-008-0258-z>

96. Buchwal, A. (2008). Dendrogeomorphological records of trail erosion. *TRACE*, 7, 166-170.

https://www.researchgate.net/publication/285707533Dendrogeomorphological_records_of_trail_erosion

97. Budakova, V. S., Yorkina, N. V., Telyuk, P. M., Umerova, A. K., Kunakh, O. M., & Zhukov, O. V. (2021). Impact of recreational transformation of soil physical properties on micromolluscs in an urban park. *Biosystems Diversity*, 29(2), 78-87. <https://doi.org/10.15421/012111>

98. Buechling, A., Martin, P. H., & Canham, C. D. (2017). Climate and competition effects on tree growth in Rocky Mountain forests. *Journal of Ecology*, 105(6), 1636-1647. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12782>

99. Bugdol, M., Puciato, D., & Borys, T. (2019). Development of tourism – barriers to shaping and recommendations for further research. *Problems of Sustainable Development* 14(2), 157-170. <https://core.ac.uk/download/pdf/288119312.pdf>

100. Bulcock, H. H., & Jewitt, G. P. W. (2012). Field data collection and analysis of canopy and litter interception in commercial forest plantations in the KwaZulu-Natal Midlands, South Africa. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(10), 3717-3728. <https://doi.org/10.5194/hess-16-3717-2012>

101. Buning, R., & Lamont, M. (2021). Mountain bike tourism economic impacts: A critical analysis of academic and practitioner studies. *Tourism Economics*, 27(3), 500-509. <https://doi.org/10.1177/1354816620901955>

102. Butsic, V., Munteanu, C., Griffiths, P., Knorn, J., Radeloff, V. C., Lieskovský, J., Mueller, D. & Kuemmerle, T. (2017). The effect of protected areas on forest disturbance in the Carpathian Mountains 1985-2010. *Conservation Biology*, 31(3), 570-580. <https://doi.org/10.1111/cobi.12835>

103. Cambi, M., Certini, G., Fabiano, F., Foderi, C., Laschi, A., & Picchio, R., (2015). Impact of wheeled and tracked tractors on soil physical properties in a mixed conifer stand. *IForest* 9(1), 89-94. <https://doi.org/10.3832/ifor1382-008>

104. Cervinka, R., Schwab, M., & Haluza, D. (2020). Investigating the Qualities of a Recreational Forest: Findings from the Cross-Sectional Hallerwald Case Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(5), 1676. <https://doi.org/10.3390/ijerph17051676>

105. Cetin, M. (2015a). Evaluation of the sustainable tourism potential of a protected area for landscape planning: a case study of the ancient city of Pompeipolis in Kastamonu. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 22(6), 490-495. <https://doi.org/10.1080/13504509.2015.1081651>
106. Cetin, M. (2015b). Determining the bioclimatic comfort in Kastamonu city. *Environmental Monitoring & Assessment*, 187(10), 640. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4861-3>
107. Cetin, M., & Sevik, H. (2015). Evaluating the recreation potential of Ilgaz Mountain National Park in Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(1). <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5064-7>
108. Cetin, M., Sevik, H., Canturk, U., & Cakir, C. (2018). Evaluation of the recreational potential of Kutahya urban forest. *Fresenius environmental bulletin* 27(5), 2629-2634.
109. Cherepanyn, R. M. (2018). Effect of climate changes on the habitat of rare arctic-alpine plant species in the high mountain part of the Ukrainian Carpathians. *Studia biologica*, 12(1), 73-86. <http://lib.pnu.edu.ua:8080/handle/123456789/1438#:~:text=The%20transformation%20of%20the%20habitats,and%20high%20density%20plant%20communities>
110. Cocean, G. (2013). The current touristic capitalization of the karstic gorges in the Apuseni Mountains. *Geographia Napocensis*, 8(2), 43-50. <https://doaj.org/article/4d14ee331f8e41d39bb5105ecfa3a628>
111. Cole, D. N. (2013). Long-Term Effectiveness of Restoration Treatments on Closed Wilderness Campsites. *Environmental management*, 51(3), 642-650. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-0015-3>
112. Cristan, R., Aust, W. M., Bolding, M. C., & Barrett, S. M. (2019). Estimated sediment protection efficiencies for increasing levels of best management practices on forest harvests in the piedmont, USA. *Forests*, 10(11), 997. <https://doi.org/10.3390/f10110997>
113. Cristan, R., Aust, W. M., Bolding, M. C., Barrett, S. M., & Munsell, J. F. (2018). National status of state developed and implemented best management practices

for protecting water quality in the United States. *Forest Ecology and Management*, 418, 73-84. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.002>

114. Cuomo, S., Della Sala, M., & Novità, A. (2015). Physically based modelling of soil erosion induced by rainfall in small mountain basins. *Geomorphology*, 243, 106-115. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.04.019>

115. D'Antonio, A., Monz, C., Newman, P., Lawson, S., & Taff, D. (2013). Enhancing the utility of visitor impact assessment in parks and protected areas: a combined socialecological approach. *Journal of Environmental Management*, 124, 72-81. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.036>

116. Das, A. J., Stephenson, N. L., & Davis, K. P. (2016). Why do trees die? Characterizing the drivers of background tree mortality. *Ecology*, 97(10), 2616-2627. <https://doi.org/10.1002/ecy.1497>

117. De Meo, I., Paletto, A., & Cantiani, M. G. (2015). The attractiveness of forests: Preferences and perceptions in a mountain community in Italy. *Annals of Forest Research* 58(1), 145-156. <https://doi.org/10.15287/afr.2015.308>

118. Deluca, T. H., Iv, W. A. P., Freimund, W. A., & Cole, D. N. (1998). Influence of Llamas, Horses, and Hikers on Soil Erosion from Established Recreation Trails in Western Montana, USA. *Environmental Management*, 22(2), 255-262. <https://doi.org/10.1007/s002679900101>

119. Demiroglu, O., & Hall, C. (2020). Geobibliography and Bibliometric Networks of Polar Tourism and Climate Change Research. *Atmosphere*, 11(5), 498. <https://doi.org/10.3390/atmos11050498>

120. Deng, J., Qiang, S., Walker, G. J., & Zhang, Y. (2003). Assessment on and Perception of Visitors' Environmental Impacts of Nature Tourism: A Case Study of Zhangjiajie National Forest Park, China. *Journal of Sustainable Tourism*, 11(6), 529-548. <https://doi.org/10.1080/09669580308667219>

121. Dexter, A. R., Czyż, E. A., & Gaę, O. P. (2007). A method for prediction of soil penetration resistance. *Soil and Tillage Research*, 93(2), 412-419. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.05.011>

122. Ding, J., Kong, D., Zhang, Z., Cai, Q., Xiao, J., Liu, Q., & Yin, H. (2020). Climate and soil nutrients differentially drive multidimensional fine root traits in ectomycorrhizal-dominated alpine coniferous forests. *Journal of Ecology*, *108*(6), 2544-2556. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13407>
123. Drewnik, M., Musielok, Ł., Prędkie, R., Stolarczyk, M., & Szymański, W. (2019). Degradation and renaturalization of soils affected by tourist activity in the Bieszczady mountains (SE Poland). *Land Degradation & Development*, *30*(6), 670-682. <https://doi.org/10.1002/ldr.3254>
124. Du, J., Niu, J., Gao, Z., Chen, X., Zhang, L., Li, X., van Doorn, N. S., Luo, Z., & Zhu, Z. (2019). Effects of rainfall intensity and slope on interception and precipitation partitioning by forest litter layer. *CATENA*, *172*, 711-718. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.036>
125. Dudek, T. (2016). Needs of the local population related to development of forests for recreational purposes: example of south-eastern Poland. *Journal of Forest Science*, *62*, 35-40. <https://doi.org/10.17221/99/2015-JFS>
126. Dudek, T. (2017). Recreational potential as an indicator of accessibility control in protected mountain forest areas. *Journal of Mountain Science*, *14*(7), 1419-1427. <https://doi.org/10.1007/s11629-016-4018-z>
127. Dudek, T., Kasprzyk, I., & Dulaska-Jeż, A. (2018). Forest as a place for recreation but also the source of allergenic plant pollen: to come or avoid? *European Journal of Forest Research*, *137*(6), 849-862. <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1144-x>
128. Duran-Zuazo, V., & Pleguezuelo, C. (2008). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, *28*(1), 65-86. <https://doi.org/10.1051/agro:2007062>
129. Ebeling, C., Lang, F., & Gaertig, T. (2016). Structural recovery in three selected forest soils after compaction by forest machines in Lower Saxony, Germany. *Forest Ecology and Management*, *359*, 74-82. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.045>

130. Edwards, D. M., Jay, M., Jensen, F. S., Lucas, B., Marzano, M., Montagné, C., Peace, A., & Weiss, G. (2012). Public preferences across Europe for different forest stand types as sites for recreation. *Ecology and Society*, 17(1). <https://doi.org/10.5751/ES-04520-170127>
131. Evju, M., Hagen, D., Jokerud, M., Olsen, S. L., Selvaag, S. K., & Vistad, O. I. (2021). Effects of mountain biking versus hiking on trails under different environmental conditions. *Journal of Environmental Management*, 278, part 2, 111554. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111554>
132. Fielding, J. A. H., Hawks, B. S., Aust, W. M., Bolding, M. C., & Barrett, S. M. (2022). Estimated Erosion from Clearcut Timber Harvests in the Southeastern United States, *Forest Science*, 68(3), 334-342, <https://doi.org/10.1093/forsci/fxac013>
133. Filyushkina, A., Agimass, F., Lundhede, T., Strange, N., & Jacobsen, J. B. (2017). Preferences for variation in forest characteristics: Does diversity between stands matter? *Ecological Economics*, 140, 22-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.010>
134. Finér, L., Ohashi, M., Noguchi, K., & Hirano, Y. (2011). Factors causing variation in fine root biomass in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 261(2), 265-277. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.016>
135. Firm, D., Nagel, T. A., & Diaci, J., (2009). Disturbance history and dynamics of an old-growth mixed species mountain forest in the Slovenian Alps. *Forest Ecology and Management*, 257(9), 1893-1901. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.034>
136. Fischer, A., Marshall, P., & Camp, A. (2013). Disturbances in deciduous temperate forest ecosystems of the northern hemisphere: their effects on both recent and future forest development. *Biodiversity and Conservation*, 22, 1863-1893. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0525-1>
137. Fleischer, P., Korenč, M., Škvarenina, J., & J., Kunca, V. (2009). *Risk assessment of the Tatra mountains forest*. In: Strelcová, K. et al. (Eds.), *Bioclimatology and Natural Hazards*, Springer, Dordrecht, 145-154. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8876-6_13

138. Fomicheva, T., Adamovsky, A., Dubovich, I., Tunytsya, Y., Vasylyshyn, K., Deyneka, A., & Vyniarska, M. (2021). Prospects for ecological tourism development: Ukrainian Carpathians forest fund territories as a case study. *Forestry Ideas*, 27(2), 446-458.
139. Franceschinis, C., Swait, Vij, A., & Thiene, M. (2022). Determinants of Recreational Activities Choice in Protected Areas. *Sustainability*, 14(1), 412. <https://doi.org/10.3390/su14010412>
140. Freschet, G. T., Valverde-Barrantes, O. J., Tucker, C. M., Craine, J. M., McCormack, M. L., Violle, C., Fort, F., Blackwood, C. B., Urban-Mead, K. R., Iversen, C. M., Bonis, A., Comas, L. H., Cornelissen, J. H. C., Dong, M., Guo, D., Hobbie, S. E., Holdaway, R. J., Kembel, S. W., Makita, N.... Roumet, C. (2017). Climate, soil and plant functional types as drivers of global fine-root trait variation. *Journal of Ecology*, 105(5), 1182-1196. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12769>
141. Freschet, G. T., Violle, C., Bourget, M. Y., Scherer-Lorenzen, M., & Fort, F. (2018). Allocation, morphology, physiology, architecture: the multiple facets of plant above- and below-ground responses to resource stress. *New Phytologist*, 219(4), 1338-1352. <https://doi.org/10.1111/nph.15225>
142. Frey, B., Niklaus, P. A., Kremer, J., Lüscher, P., & Zimmermann, S. (2011). Heavy-machinery traffic impacts methane emissions as well as methanogen abundance and community structure in oxic forest soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(17), 6060-6068. <https://doi.org/10.1128/AEM.05206-11>
143. García-Duro, J., Ciceu, A., Chivulescu, S., Badea, O., Tanase, M. A., & Aponte, C. (2021). Shifts in Forest Species Composition and Abundance under Climate Change Scenarios in Southern Carpathian Romanian Temperate Forests. *Forests*, 12(11), 1434. <https://doi.org/10.3390/f12111434>
144. Garren, A. M., Bolding, M. C., Barrett, S. M., Aust, W. M., & Coates, T. A. (2022). Best Management Practices, Estimated Erosion, Residual Woody Debris, and Ground Cover Characteristics Following Biomass and Conventional Clearcut Harvests in Virginia's Mountains. *Forest Science*, 68(3), 299-311, <https://doi.org/10.1093/forsci/fxac016>

145. Gebauer, R., & Martinkova', M. (2005). Effects of pressure on the root systems of Norway spruce plants (*Picea abies* [L.] Karst.). *Journal of Forest Science*, 51(6), 268-275. <https://doi.org/10.17221/4563-JFS>
146. Gomyo, M., & Kuraji, K. (2016). Effect of the litter layer on runoff and evapotranspiration using the paired watershed method. *Journal of Forest Research*, 21(6), 306-313. <https://doi.org/10.1007/s10310-016-0542-5>
147. Goutal, N., Renault, P., & Ranger, J. (2013). Forwarder traffic impacted over at least four years soil air composition of two forest soils in northeast France. *Geoderma*, 193-194, 29-40. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.012>
148. Grilli, G., Jonkisz, J., Ciolli, M., & Lesinski, J. (2016). Mixed forests and ecosystem services: Investigating stakeholders' perceptions in a case study in the Polish Carpathians. *Forest Policy and Economics*, 66, 11-17. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.02.003>
149. Gulez, S. (1990). An evaluation method for determination of inside of forest recreation potential. Istanbul University. *Journal of Faculty of Forestry*, 40(2), 132-147.
150. Halecki, W., Kruk, E., & Ryczek, M. (2018). Evaluation of water erosion at a mountain catchment in Poland using the G2 model. *CATENA*, 164, 116-124. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.01.014>
151. Han, H.-S., Page-Dumroese, D., Han, S.-K., & Tirocke, J. (2006). Effects of Slash, Machine Passes, and Soil Moisture on Penetration Resistance in a Cut-to-length Harvesting. *International Journal of Forest Engineering*, 17(2), 11-24. <https://doi.org/10.1080/14942119.2006.10702532>
152. Hao, X., Ball, B. C., Culley, J. L. B., Carter, M. R., Parkin, G. W., Carter, M. R. (Ed.), & Gregorich, E. G. (Ed.) (2008). Soil density and porosity. In M. R. Carter, & E. G. Gregorich (Eds.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*, 743 - 759. Canadian Society of Soil Science.
153. Hartl-Meier, C., Dittmar, C., Zang, C., & Rothe, A. (2014). Mountain forest growth response to climate change in the Northern Limestone Alps. *Trees*, 28(3), 819-829. <https://doi.org/10.1007/s00468-014-0994-1>

154. Heyman, E. (2012). Analysing recreational values and management effects in an urban forest with the visitor-employed photography method. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(3), 267-277. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.02.003>
155. Hilmers, T., Biber, P., Knoke, T., & Pretzsch, H. (2020). Assessing transformation scenarios from pure Norway spruce to mixed uneven-aged forests in mountain areas. *European Journal of Forest Research*, 139(4), 567-584. <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01270-y>
156. Hlásny, T., Krokene, P., Liebhold, A., Montagné-Huck, C., Müller, J., Qin, H., Raffa, K., Schelhaas, M.-J., Seidl, R., Svoboda, M., & Viiri, H. (2019). *Living with bark beetles: impacts, outlook and management options*. European Forest Institute. <https://doi.org/10.36333/fs08>
157. Holeksa, J., Jaloviar, P., Kucbel, S., Saniga, M., Svoboda, M., Szewczyk, J., Szwagrzyk, J., Zielonka, T., & Żywiec, M. (2017). Models of disturbance driven dynamics in the West Carpathian spruce forests. *Forest Ecology and Management*, 388, 79-89. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.026>
158. Holthusen, D., Brandt, A. A., Reichert, J. M., & Horn, R. (2018). Soil porosity, permeability and static and dynamic strength parameters under native forest/grassland compared to no-tillage cropping. *Soil Tillage Res.*, 177, 113-124. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.003>
159. Howell, R., Aust, W. M., & Bolding, M.C. (2018). Forestry best management practices and modeled erosion on planned and logger-selected bladed skid trails in the Ridge and Valley region, Virginia, USA. *International Journal of Forest Engineering* 30(2), 68-75. <https://doi.org/10.1080/14942119.2018.1517998>
160. Hoy, A., Hansel, S., & Matschullat, J. (2011). How can winter tourism adapt to climate change in Saxony's mountains? *Regional Environmental Change*, 11(3), 459-469. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0155-z>
161. Huang, X., Ren, X., Chen, X., Zhang, J., Zhang, X., Shen, Z., Hu, Y., & Chen, F. (2021). Anthropogenic mountain forest degradation and soil erosion recorded in the sediments of Mayinghai Lake in northern China. *CATENA*, 207, 105597. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105597>

162. Huang, Z., Cao, C., Chen, W., Xu, M., Dang, Y., Singh, R.P., Bashir, B., Xie, B., & Lin, X. (2020). Remote sensing monitoring of vegetation dynamic changes after fire in the greater Hinggan Mountain area: the algorithm and application for eliminating phenological impacts. *Remote Sensing*, *12*(1), 156. <https://doi.org/10.3390/rs12010156>
163. Ilek, A., Kucza, J., & Szostek, M. (2014). The effect of stand species composition on water storage capacity of the organic layers of forest soils. *European Journal of Forest Research*, *134*(1), 187-197. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0842-2>
164. Imhoff, S., Pires da Silva, A., Ghiberto, P. J., Tormena, C. A., Pilatti, M. A., & Libardi, P. L. (2016). Physical quality indicators and mechanical behavior of agricultural soils of Argentina. *PLOS ONE*, *11*(4), e0153827. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153827>
165. Istanbulluoglu, E., & Bras, R. L. (2006). On the dynamics of soil moisture, vegetation, and erosion: Implications of climate variability and change. *Water Resources Research*, *42*(6). <https://doi.org/10.1029/2005WR004113>
166. Jordan, D., Ponder, F. J., & Hubbard, V. C. (2003). Effects of soil compaction, forest leaf litter and nitrogen fertilizer on two oak species and microbial activity. *Appl. Soil Ecol.*, *23*(1), 33-41. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(03\)00003-9](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(03)00003-9)
167. Junior, D. D. V., Biachini, A., Valadao, F. C. A., & Rosa, R. P. (2014). Penetration resistance according to penetration rate, cone base size and different soil conditions. *Bragantia*, *73*(2), 171-177. <https://doi.org/10.1590/brag.2014.013>
168. Kachmar, O., Vavrynovych, O., Dubytska, A., & Ivaniuk, V. (2018). Formation of erosion resistance of gray forest soils in the conditions of Carpathian region. *Agricultural Science and Practice*, *5*(3), 47-53. <https://doi.org/10.15407/agrisp5.03.047>
169. Kang, N., Wang, E., Wang, E., & Yu, Y. (2018). Valuing forest park attributes by giving consideration to the tourist satisfaction. *Tourism economics*, *25*(5), 711-733. <https://doi.org/10.1177/1354816618803272>
170. Kilinska, K., Zaiachuk, M., Suhy, P., Bryk, S., Atamaniuk, Y., & Smyk, O. (2022). Tourism and farming in the polonynas of the Carpathian region of Ukraine (on

the example of Chernivtsi Oblast). *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 31(2), 311-320. <https://doi.org/10.15421/112229>

171. Kim, M. K., & Daigle, J. J. (2012). Monitoring of vegetation impact due to trampling on Cadillac Mountain summit using high spatial resolution remote sensing data sets. *Environmental Management*, 50(5), 956-968. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9905-7>

172. Kobiv, Y., Prokopiv, A., Nachychko, V., Borsukevych, L., & Helesh, M. (2017). Distribution and population status of rare plant species in the Marmarosh Mountains (Ukrainian Carpathians). *Ukr. Bot. J.* 2017, 74(2), 163-176. <https://doi.org/10.15407/ukrbotj74.02.163>

173. Koorevaar, P., Menelik, G., & Dirksen, C., (1983). *Elements of Soil Physics*. Elsevier, Amsterdam.

174. Kremsa, J., Křeček, J., & Kubin, E. (2015). Comparing the impacts of mature spruce forests and grasslands on snow melt, water resource recharge, and run-off in the northern boreal environment. *International Soil and Water Conservation Research*, 3(1), 50-56. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.005>

175. Kruhlov, I., Thom, D., Chaskovskyy, O., Keeton, W. S., & Scheller, R. M. (2018). Future forest landscapes of the Carpathians: vegetation and carbon dynamics under climate change. *Regional Environmental Change*, 18(5), 1555-1567. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1296-8>

176. Kuemmerle, T., Chaskovskyy, O., Knorn, J., Radeloff, V. C., Kruhlov, I., Keeton, W. S., & Hostert, P. (2009). Forest cover change and illegal logging in the Ukrainian Carpathians in the transition period from 1988 to 2007. *Remote Sensing of Environment*, 113(6), 1194-1207. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.02.006>

177. Kulakowski, D., Seidl, R., Holeksa, J., Kuuluvainen, T., Nagel, T. A., Panayotov, M., Svoboda, M., Thorn, S., Vacchiano, G., Whitlock, C., Wohlgemuth, T., & Bebi, P. (2017). A walk on the wild side: Disturbance dynamics and the conservation and management of European mountain forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 388, 120-131. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.037>

178. Kunakh, O., Zhukova, Y., Yakovenko, V., & Daniuk, O. (2022). Influence of Plants on the Spatial Variability of Soil Penetration Resistance. *Ekológia (Bratislava)*, 41(2), 113-125. <https://doi.org/10.2478/eko-2022-0012>
179. Kuuluvainen, T. (2009). Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in Northern Europe: the complexity challenge. *Ambio* 38(6), 309-315. <https://doi.org/10.1579/08-A-490.1>
180. Kyyak, V. H., Bilonoha, V. M., Dmytrakh, R. I., Gynda, L. V., Nesteruk, V. P., & Shtupun, V. P. (2015). Trends in plant population pattern changes under natural and man-induced ecosystem transformations of the high mountain zone in the Ukrainian Carpathians. *Studia Biologica*, 9(2), 169-180. <https://doi.org/10.30970/sbi.0902.431>
181. Kyyak, V., Mykitchak, T., & Reshetylo, O. (2021). Problems of biotic and landscape diversity conservation in the Ukrainian Carpathians highlands. *Studia Biologica*, 15(4), 59-70. <https://doi.org/10.30970/sbi.1504.668>
182. Labaz, B., Galka, B., Bogacz, A., Waroszewski, J., & Kabala, C. (2014). Factors influencing humus forms and forest litter properties in the mid-mountains under temperate climate of southwestern Poland. *Geoderma*, 230-231, 265-273. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.04.021>
183. Laganière, J., Paré, D., & Bradley, R. L. (2010). How does a tree species influence litter decomposition? Separating the relative contribution of litter quality, litter mixing, and forest floor conditions. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(3), 465-475. <https://doi.org/10.1139/X09-208>
184. Lal, R., Lorenz, K., Hüttl, R. F., Schneider, B. U., & von Braun, J. (2013). *Ecosystem Services and Carbon Sequestration in the Biosphere*. Springer Netherlands.
185. Lenzen, M., Sun, Y.-Y., Faturay, F., Ting, Y.-P., Geschke, A., & Malik, A. (2018). The carbon footprint of global tourism. *Natural Climate Change* 8 (6), 522-528. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0141-x>
186. Leote, P., Cajaiba, R. L., Moreira, H., Gabriel, R., & Santos, M. (2022). The importance of invertebrates in assessing the ecological impacts of hiking trails: A review of its role as indicators and recommendations for future research. *Ecological Indicators*, 137, 108741. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108741>

187. Levandovska, N., Kolejka, J., Šera, B., & Zarnovičan, H. (2020). The recreational potential of urban forests – an application of the assessment method. *Šumarski List*, 144(1-2), 53-63. <https://doi.org/10.31298/sl.144.1-2.6>
188. Li, F. L., McCormack, M. L., Liu, X., Hu, H., Feng, D. F., & Bao, W. K. (2020). Vertical fine-root distributions in five subalpine forest types shifts with soil properties across environmental gradients. *Plant and Soil*, 456(1-2), 1-15. <https://doi:10.1007/s11104-020-04706-x>
189. Li, Q., Lee, Y. E., & Im, S. (2020). Characterizing the Interception Capacity of Floor Litter with Rainfall Simulation Experiments. *Water*, 12(11), 3145. <https://doi.org/10.3390/w12113145>
190. Li, X., Niu, J., & Xie, B. (2014). The Effect of Leaf Litter Cover on Surface Runoff and Soil Erosion in Northern China. *PLoS ONE*, 9(9), e107789. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107789>
191. Li, Z. J., & Liu, Q. Q. (2013). Causes and its Impacts of Soil Erosion in the Rocky Mountain Area of Northern China. *Advanced Materials Research*, 726-731, 3807-3810. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.726-731.3807>
192. Linares, J. C., Camarero, J. J., & Carreira, J. A. (2010). Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: Insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Journal of Ecology*, 98(3), 592-603. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01645.x>
193. Linca, A.-C., & Toma, E. (2021) Study regarding the behavior of rural mountain tourist in the Romanian Carpathians. *Scientific Papers Series Management, Economic Engineering in Agriculture and Rural Development*, 21(2), 351-356. https://managementjournal.usamv.ro/pdf/vol.21_2/Art42.pdf
194. Lozanova, L., Zhiyanski, M., Vanguelova, E., Doncheva, S., Marinov, M., & Lazarova, S. (2019). Dynamics and Vertical Distribution of Roots in European Beech Forests and Douglas Fir Plantations in Bulgaria. *Forests*, 10(12), 1123. <https://doi.org/10.3390/f10121123>
195. Łukasik, W., Kubiesa, P., & Staszewski, T. (2016). Erosion processes initialized by use of heavy equipment in mountain forests of the Wilczy Potok catchment,

Silesian Beskids. *Archives of Environmental Protection*, 42(1), 80-86.
<https://doi.org/10.1515/aep-2016-0010>

196. Mamet, S. D., & Kershaw, G. P. (2013). Age-dependency, climate, and environmental controls of recent tree growth trends at subarctic and alpine treelines. *Dendrochronologia*, 31(2), 75-87. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2012.08.002>

197. Manion, P. D. (1991). *Tree Disease Concepts* (2nd ed.). Prentice-Hall.

198. Marini, L., Okland, B., Jönsson, A. M., Bentz, B., Carrol, A., Forster, B., Grégoire, J.-C., Hurling, R., Nagelseisen, L. M., Netherer, S., Ravn, H. P., Weed, A., & Shroeder, M. (2016). Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests. *Ecography*, 40(12), 1426-1435. <https://doi.org/10.1111/ecog.02769>

199. Maynard, D. G., & Senyk, J. P. (2004). Soil disturbance and 5-year tree growth in a montane alternative silvicultural systems (MASS) trial. *The Forestry Chronicle*, 80, 573-582. <https://doi.org/10.5558/tfc80573-5>

200. McConnell, R. M. (1991). Solving environmental problems caused by adventure travel in developing countries: The Everest Environmental Expedition. *Mountain Research and Development* 11(4), 359-366. <https://doi.org/10.2307/3673719>

201. Mezei, P., Grodzki, W., Blaženec, M., & Jakuš, R. (2014). Factors influencing the windbark beetles' disturbance system in the course of an *Ips typographus* outbreak in the Tatra Mountains. *Forest Ecology and Management*, 312, 67-77. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.020>

202. Milićević, S., Bošković, N., & Lakićević, M. (2021). Sustainable tourism development in mountain areas in Šumadija and Western Serbia. *Journal of Mountain Science*, 18(3), 735-748. <https://doi.org/10.1007/s11629-020-6239-4>

203. Mina, M., Bugmann, H., Cordonnier, T., Irauschek, F., Klopčič, M., Pardos, M., & Cailleret, M. (2016). Future ecosystem services from European mountain forests under climate change. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 389-401. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12772>

204. Miyata, S., Kosugi, K., Gomi, T., & Mizuyama, T. (2009). Effects of forest floor coverage on overland flow and soil erosion on hillslopes in Japanese cypress

plantation forests. *Water Resources Research*, 45(6).
<https://doi.org/10.1029/2008WR007270>

205. Mohieddinne, H., Brasseur, B., Spicher, F., Gallet-Moron, E., Buridant, J., Kobaissi, A., & Horen, H. (2019). Physical recovery of forest soil after compaction by heavy machines, revealed by penetration resistance over multiple decades. *Forest Ecology and Management*, 449, 117472. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117472>

206. Mori, A. S. (2011). Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non-equilibrium paradigm: disturbance-based ecological management. *Journal of Applied Ecology*, 48(2), 280-292. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01956.x>

207. Munteanu, G. (2021). Nature-based tourism on karst gorges of the Southern Carpathians. *Rom. Journ. Geogr.*, 65(2), 159-169.
http://www.rjgeo.ro/issues/revue%20roumaine%2065_2/munteanu%20g..pdf

208. Murava, I., & Korobeinykova, Y. (2016). The Analysis of the Waste Problem in Tourist Destinations on the Example of Carpathian Region in Ukraine. *Journal of Ecological Engineering*, 17(2), 43-51. <https://doi.org/10.12911/22998993/62285>

209. Nagel, T. A., Zenner, E. K. & Brang, P. (2013). *Research in old-growth forests and forest reserves: implications for integrated forest management*. In: Kraus, D. & Krumm, F. (Eds.) *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. Freiburg: European Forest Institute, 44-50.

210. Netsvetov, M. V., Prokopuk, Yu. S. (2016). Age and radial growth of age-old trees of *Quercus robur* in Feofania Park. *Ukrainian Botanical Journal* 73(2), 126-133. <https://doi.org/10.15407/ukrbotj73.02.126>

211. Novák, J., Kacálek, D., & Dušek, D. (2020). Litterfall nutrient return in thinned young stands with Douglas fir. *Central European Forestry Journal*, 66, 78-84. <https://doi.org/10.2478/forj-2020-0006>

212. Palomo, I. (2017). Climate Change Impacts on Ecosystem Services in High Mountain Areas: A Literature Review. *Mountain Research and Development*, 37(2), 179-187. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-16-00110.1>

213. Parobeková, Z., Pittner, J., Kucbel, S., Saniga, M., Filípek, M., Sedmáková, D., Vencurik, J., & Jaloviar, P. (2018). Structural Diversity in a Mixed Spruce-Fir-Beech Old-Growth Forest Remnant of the Western Carpathians. *Forests*, 9(7), 379. <https://doi.org/10.3390/f9070379>
214. Paudyal, K., Baral, H., & Keenan, R. J. (2018). Assessing social values of ecosystem services in the Phewa Lake Watershed, Nepal. *Forest policy and economics*, 90, 67-81. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2018.01.011>
215. Paunovi'c, I., & Jovanovi'c, V. (2019). Sustainable Mountain Tourism in Word and Deed: A Comparative Analysis in the Macro-Regions of the Alps and the Dinarides. *Acta Geographica Slovenica*, 59(2), 59-69. <https://doi.org/10.3986/AGS.4630>
216. Pede, E., Barbato, G., Buffa, A., Ellena, M., Mercogliano, P., Ricciardi, G., & Staricco, L. (2022). Mountain tourism facing climate change. Assessing risks and opportunities in the Italian Alps. *TeMA - Journal of Land Use, Mobility and Environment*, 15(1), 25-47. <https://doi.org/10.6093/1970-9870/8841>
217. Pickering, C. M., & Barros, A. (2015). Using functional traits to assess the resistance of subalpine grassland to trampling by mountain biking and hiking. *Journal of Environmental Management*, 164, 129-136. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.003>
218. Pimental, D. (2006). Soil erosion: a food and environmental threat. *Environ Dev Sustain.*,8(1), 119-137. <https://doi.org/10.1007/s10668-005-1262-8>
219. Pontailier, J.-Y., Faille, A., & Lemée, G. (1997). Storms drive successional dynamics in natural forests: a case study in Fontainebleau forest (France). *Forest Ecology and Management*, 98(1), 1-15. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00073-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00073-X)
220. Pousse, N., Bonnaud, P., Legout, A., Darboux, F., & Ranger, J. (2022). Forest soil penetration resistance following heavy traffic: A 10-year field study. *Soil Use and Management*, 38(1), 815-835. <https://doi.org/10.1111/sum.12730>
221. Pretzsch, H., & Dieler, J. (2011). The dependency of the size-growth relationship of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* [L.]) in forest stands on long-term site conditions, drought events, and ozone stress. *Trees*, 25, 355-369. <https://doi.org/10.1007/s00468-010-0510-1>

222. Primicia, I., Camarero, J. J., Janda, P., Čada, V., Morrissey, R. C., Trotsiuk, V., Bače, R., Teodosiu, M., & Svoboda, M. (2015). Age, competition, disturbance, and elevation effects on tree and stand growth response of primary *Picea abies* forest to climate. *Forest Ecology and Management*, 354, 77-86. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.034>
223. Procko, M., Naidoo, R., LeMay, V., & Burton A. C. (2023). Human presence and infrastructure impact wildlife nocturnality differently across an assemblage of mammalian species. *PLoS ONE* 18(5), e0286131. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0286131>
224. Püttsepp, Ü., Lõhmus, K., Persson, H. Å., & Ahlström, K. (2006). Fine-root distribution and morphology in an acidic Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand in SW Sweden in relation to granulated wood ash application. *Forest Ecology and Management*, 221(1-3), 291-298. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.012>
225. QGIS Development Team. (2021). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. <https://qgis.org>
226. Quan, B., Römkens, M. J. M., Li, R., Wang, F., & Chen, J. (2011). Effect of land use and land cover change on soil erosion and the spatio-temporal variation in Liupan Mountain Region, southern Ningxia, China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 5(4), 564-572. <https://doi.org/10.1007/s11783-011-0348-9>
227. R Development Core Team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. <https://www.r-project.org/>
228. Raffa, K. F., Aukema, B. H., Bentz, B. J., Carroll, A. L., Hicke, J. A., Turner, M. J., & Romme, W. H. (2008). Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: the dynamics of bark beetle eruptions. *Bioscience* 58(6), 501-517. <https://doi.org/10.1641/B580607>
229. Romeo, R., Grita, F., Parisi, F., & Russo, L. (2020). *Vulnerability of mountain peoples to food insecurity: updated data and analysis of drivers*. Rome, FAO and UNCCD. <https://doi.org/10.4060/cb2409en>

230. Šantrůčková, H., Křišťůfková, M., & Vaněk, D. (2006). Decomposition rate and nutrient release from plant litter of Norway spruce forest in the Bohemian Forest. *Biologia*, 61(20), 499-508. <https://doi.org/10.2478/s11756-007-0073-9>
231. Sawyers, B. C., Bolding, M. C., Aust, W. M., & Lakel, W. A. (2012). Effectiveness and implementation costs of overland skid trail closure techniques in the Virginia Piedmont. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67(4), 300-310. <https://doi.org/10.2489/jswc.67.4.300>
232. Scheller, R. M., & Mladenoff, D. J. (2005). A Spatially Interactive Simulation of Climate Change, Harvesting, Wind, and Tree Species Migration and Projected Changes to Forest Composition and Biomass in Northern Wisconsin, USA. *Glob. Chang. Biol.*, 11, 307-321. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00906.x>
233. Schindelegger, A., & Kanonier, A., (2019). *Natural Hazard Risk Governance: Status Quo in the EUSALP Region*. EUSALP Action Group 8.
234. Schmid, I. (2002). The influence of soil type and interspecific competition on the fine root system of Norway spruce and European beech. *Basic and Applied Ecology*, 3(4), 339-346. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00116>
235. Schmid, I., & Kazda, M. (2002). Root distribution of Norway spruce in monospecific and mixed stands on different soils. *Forest Ecology and Management*, 159(1-2), 37-47. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00708-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00708-3)
236. Schuurman, J. J., & Goedewaagen, M. A. J. (1971). *Methods for the Examination of Root Systems and Roots*. Wageningen: Centre for Agricultural Publishing and Documentation.
237. Scott, D., Gössling, S., & Hall, C. M. (2012). International tourism and climate change. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 3(3), 213-232. <https://doi.org/10.1002/wcc.165>
238. Scuttari, A., Orsi, F., & Bassani, R. (2019). Assessing the tourism-traffic paradox in mountain destinations. A stated preference survey on the Dolomites' passes (Italy). *Journal of Sustainable Tourism* 27(2), 241-257. <https://doi.org/10.1080/09669582.2018.1428336>

239. Sedmáková, D., Sedmák, R., Bosela, M., Ježík, M., Blaženec, M., Hlásny, T., & Marušák, R. (2019). Growth-climate responses indicate shifts in the competitive ability of European beech and Norway spruce under recent climate warming in East-Central Europe. *Dendrochronologia*, *54*, 37-48. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2019.02.001>
240. Sergiacomi, C., Vuletić, D., Paletto, A., Barbierato, E., & Fagarazzi, C. (2022). Exploring National Park Visitors' Judgements from Social Media: The Case Study of Plitvice Lakes National Park. *Forests*, *13*(5), 717. <https://doi.org/10.3390/f13050717>
241. Sherman, C., Unc, A., Doniger, T., Ehrlich, R., & Steinberger, Y. (2019). The effect of human trampling activity on a soil microbial community at the Oulanka Natural Reserve, Finland. *Applied Soil Ecology*, *135*, 104-112. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.11.013>
242. Shin, W. S. (2007). The influence of forest view through a window on job satisfaction and job stress. *Scandinavian Journal of Forest Research*, *22*, 248-253. <https://doi.org/10.1080/02827580701262733>
243. Silva, S. R., Silva, I. R., Barros, N. F., & Sa'Mendonça, E. (2011). Effect of compaction on microbial activity and carbon and nitrogen transformations in two oxisols with different mineralogy. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, *35*(4), 1141-1149. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000400007>
244. Simpson, M., & Prots, B. (2012). Predicting the distribution of invasive plants in the Ukrainian Carpathians under climatic change and intensification of anthropogenic disturbances: implications for biodiversity conservation. *Environmental Conservation*, *40*(2), 167-181. <https://doi.org/10.1017/s037689291200032x>
245. Sinnott, D., Morgan, G., Williams, M., & Hutchings, T. R. (2008). Soil penetration resistance and tree root development. *Soil Use and Management*, *24*(3), 273-280. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00164.x>
246. Sokołowska, J., Józefowska, A., & Zaleski, T. (2022). Humus horizon development during natural forest succession process in the Polish Carpathians. *Journal of Mountain Science*, *19*(3), 647-661. <https://doi.org/10.1007/s11629-021-6836-x>

247. Steiger, R., Knowles, N., Pöll, K., & Rutty, M. (2022). Impacts of climate change on mountain tourism: a review. *Journal of Sustainable Tourism*. <https://doi.org/10.1080/09669582.2022.2112204>
248. Svoboda, M., Janda, P., Bače, R., Fraver, S., Nagel, T. A., Rejzek, J., Mikoláš, M., Douda, J., Boublík, K., Šamonil, P., Čada, V., Trotsiuk, V., Teodosiu, M., Bouriaud, O., Biriş, A. I., Sýkora, O., Uzel, P., Zelenka, J., Sedlák, V., & Lehejček, J. (2013). Landscape-level variability in historical disturbance in primary *Picea abies* mountain forests of the Eastern Carpathians, Romania. *Journal of Vegetation Science*, 25(2), 386-401. <https://doi.org/10.1111/jvs.12109>
249. Synek, M., Janda, P., Mikoláš, M., Nagel, T. A., Schurman, J. S., Pettit, J. L., Trotsiuk, V., Morrissey, R. C., Bače, R., Čada, V., Brang, P., Bugmann, H., Begovič, K., Chaskovskyy, O., Dušátko, M., Frankovič, M., Kameniar, O., Kníř, T., Kozák, D., Langbehn, T...Svoboda, M. (2020). Contrasting patterns of natural mortality in primary *Picea* forests of the Carpathian Mountains. *Forest Ecology and Management*, 457, 117734. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117734>
250. Teepe, R., Brumme, R., Beese, F., & Ludig, B. (2004). Nitrous oxide emission and methane consumption following compaction of forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68(2), 605-611. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.6050>
251. Telles, T. S., Guimarães, M. de F., & Dechen, S. C. F. (2011). The costs of soil erosion. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 35(2), 287-298. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000200001>
252. Tian, M., & Ming, Q. (2020). Hotspots, progress and enlightenments of foreign mountain tourism research. *World Reg. Stud.*, 29(5), 1071-1081. <https://doi.org/10.3969/j.issn.1004-9479.2020.05.2019103>
253. Toivio, J., Helmisaari, H. S., Palviainen, M., Lindeman, H., Ala-Ilomäki, J., Sirén, M., & Uusitalo, J. (2017). Impacts of timber forwarding on physical properties of forest soils in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 405, 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.022>

254. Tolvanen, A., & Kangas, K. (2016). Tourism, biodiversity and protected areas – Review from northern Fennoscandia. *Journal of environmental management*, 169, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.011>
255. Tomczyk, A. M., White, P. C. L., & Ewertowski, M. W. (2016). Effects of extreme natural events on the provision of ecosystem services in a mountain environment: The importance of trail design in delivering system resilience and ecosystem service co-benefits. *Journal of environmental management*, 166, 156-167. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.016>
256. Tracy, S. R., Black, C. R., Roberts, J. A., & Mooney, S. J. (2011). Soil compaction: a review of past and present techniques for investigating effects on root growth. *J. Sci. Food Agric.*, 91(9), 1528-1537. <https://doi.org/10.1002/jsfa.4424>
257. Trišić, I. (2019). Opportunities for sustainable tourism development and nature conservation in Special Nature Reserve “Deliblatska peščara”. *Hotel and Tourism Management* 7(1), 83-93. <https://doi.org/10.5937/menhottur1901083T>
258. Trotsiuk, V., Hobi, M. L., & Commarmot, B. (2012). Age structure and disturbance dynamics of the relic virgin beech forest Uholka (Ukrainian Carpathians). *Forest Ecology and Management*, 265, 181-190. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.042>
259. Trotsiuk, V., Svoboda, M., Janda, P., Mikolas, M., Bace, R., Rejzek, J., Samonil, P., Chaskovskyy, O., & Myklush, S. (2014). A mixed severity disturbance regime in the primary *Picea abies* (L.) Karst. forests of the Ukrainian Carpathians. *Forest Ecology and Management*, 334, 144-153. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.005>
260. Tudoran, G.-M., Cicşa, A., Cicşa, M., & Dobre, A.-C. (2022). Management of Recreational Forests in the Romanian Carpathians. *Forests*, 13(9), 1369. <https://doi.org/10.3390/f13091369>
261. Turnock, D. (2002). Ecoregion-based conservation in the Carpathians and the land-use implications. *Land Use Policy* 19(1), 47-63. [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(01\)00039-4](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(01)00039-4)
262. Ukonmaanaho, L., Merilä, P., Nöjd, P., & Nieminen, T. M. (2008). Litterfall production and nutrient return to the forest floor in Scots pine and Norway spruce stands

in Finland. *Boreal Environment Research*, 13, 67-91.
<https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/514741/Ukonmaanaho.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

263. Vinson, J. A., Barrett, S. M., Aust, W. M., & Bolding, M. C. (2017). Evaluation of bladed skid trail closure methods in the Ridge and Valley region. *Forest Science*, 63(4), 432-440. <https://doi.org/10.5849/FS.2016-030R1>

264. Vrška, T., Adam, D., Hort, L., Kolář, T., & Janik, D. (2009). European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) rotation in the Carpathians – A developmental cycle or a linear trend induced by man? *Forest Ecology and Management*, 258(4), 347-356. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.007>

265. Vyshnevskiy, V. I., & Donich, O. A. (2021). Climate change in the Ukrainian Carpathians and its possible impact on river runoff. *Acta Hydrologica Slovaca*, 22(1), 3-14. <https://doi.org/10.31577/ahs-2021-0022.01.0001>

266. Wajchman-Świtalska, S., Zajadacz, A., Woźniak, M., Jaszczak, R., & Beker, C. (2022). Recreational Evaluation of Forests in Urban Environments: Methodological and Practical Aspects. *Sustainability*, 14(22), 15177. <https://doi.org/10.3390/su142215177>

267. Wöran, B., & Arnberger, A. (2012). Exploring Relationships Between Recreation Specialization, Restorative Environments and Mountain Hikers' Flow Experience. *Leisure Sciences*, 34(2), 95-114. <https://doi.org/10.1080/01490400.2012.652502>

268. Worrell, W. C., Bolding, M. C., & Aust, W. M. (2011). Potential soil erosion following skyline yarding versus tracked skidding on bladed trails in the Appalachian region of Virginia. *Southern Journal of Applied Forestry*, 35(3), 131-135. <https://doi.org/10.1093/sjaf/35.3.131>

269. Wu, C.-C., Li, C.-W., & Wang, W.-C. (2021). Low-impact hiking in natural areas: A study of nature park hikers' negative impacts and on-site leave-no-trace educational program in Taiwan. *Environmental Impact Assessment Review*, 87, 106544. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2020.106544>

270. Xia, L., Song, X., Fu, N., Cui, S., Li, L., Li, H., & Li, Y. (2019). Effects of forest litter cover on hydrological response of hillslopes in the Loess Plateau of China. *CATENA*, 181, 104076. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104076>
271. Yao, S., Teng, X., & Zhang, B. (2015). Effects of rice straw incorporation and tillage depth on soil puddlability and mechanical properties during rice growth period. *Soil Tillage Res.*, 146, part B, 125-132. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.007>
272. Yorkina, N. V., Podorozhniy, S. M., Velcheva, L. G., Honcharenko, Y. V., & Zhukov, O. V. (2020). Applying plant disturbance indicators to reveal the hemeroby of soil macrofauna species. *Biosystems Diversity*, 28(2), 181-194. <https://doi.org/10.15421/012024>
273. Yue, L., Juying, J., Bingzhe, T., Binting, C., & Hang, L. (2020). Response of runoff and soil erosion to erosive rainstorm events and vegetation restoration on abandoned slope farmland in the Loess Plateau region, China. *Journal of Hydrology*, 584, 124694. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124694>
274. Yulu, A., Kapan, K. & Bingül Bulut, M. B. (2021). Evaluation of the Recreational Potential of Mount Ağrı (Ararat) National Park. *Aegean Geographical Journal*, 30(1), 43-56.
275. Zagyvai-Kiss, K. A., Kalicz, P., Szilágyi, J., & Gribovszki, Z. (2019). On the specific water holding capacity of litter for three forest ecosystems in the eastern foothills of the Alps. *Agricultural and Forest Meteorology*, 278, 107656. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107656>
276. Zeng, L., Li, R. Y. M., Nuttapong, J., Sun, J., & Mao, Y. (2022). Economic development and mountain tourism research from 2010 to 2020: bibliometric analysis and science mapping approach. *Sustainability*, 14(1), 562. <https://doi.org/10.3390/su14010562>
277. Zhang, H., Lei, J., Wang, H., Xu, C., & Yin, Y. (2022). Study on Dynamic Changes of Soil Erosion in the North and South Mountains of Lanzhou. *Water*, 14(15), 2388. <https://doi.org/10.3390/w14152388>

278. Zheng, F.-L. (2006). Effect of vegetation changes on soil erosion on the Loess Plateau. *Pedosphere*, 16(4), 420-427. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(06\)60071-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(06)60071-4)

279. Zhukov, O., Yorkina, N., Budakova, V., & Kunakh, O. (2021). Terrain and tree stand effect on the spatial variation of the soil penetration resistance in Urban Park. *International Journal of Environmental Studies*, 79(3), 485-501. <https://doi.org/10.1080/00207233.2021.1932368>

ДОДАТКИ

Додаток А

Список опублікованих праць за темою дисертації

Статті у наукових фахових виданнях України

1. Іваненко, Ю. С. (2019). Лісівничо-меліоративна, рекреаційна й естетична характеристика насаджень Карпатського національного природного парку. *Лісове і садово-паркове господарство*, 15. (Здобувачем проведено аналіз літературних джерел, збір дослідного матеріалу, його обробку та написання статті).

2. Юхновський, В. Ю., Іваненко, Ю. С., Лобченко, Г. О. (2020). Особливості корененаселеності ґрунту в ялинових лісостанах у зоні гірської туристичної мережі. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, 21, 50-59. <https://doi.org/10.15421/412025> (Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його обробку, аналіз та написання первинного тексту статті).

Статті у періодичних наукових виданнях, проіндексованих у базах даних

Scopus та/або Web of Science Core Collection

3. Ivanenko, Y., Lobchenko, G., Maliuha, V., Yukhnovskyi, V. (2022). Spruce forest litter structure, distribution, and water retention along hiking trails in the Ukrainian Carpathians. *Journal of Forest Science*, 68 (7), 241-252.

<https://doi.org/10.17221/12/2022-JFS> (Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його аналіз та написання первинного тексту статті).

4. Ivanenko, Yu., Lobchenko, G., & Yukhnovskyi, V. (2023). Mountain recreation impact on changes in soil penetration resistance of spruce forests. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*, 14(1), 55-71. <https://doi.org/10.31548/forest/1.2023.55> (Здобувачем сформульовано ідею та дизайн експерименту, проведено збір та обробку даних, написано первинний текст статті).

Тези наукових доповідей

5. Іваненко Ю. С., Лобченко Г. О. Оцінка культурних та соціальних екосистемних послуг Карпатського національного природного парку. Перспективи розвитку екосистемного менеджменту у лісовому комплексі та садово-парковому господарстві: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 18-19 квітня

2019 року: тези доповіді. Київ, 2019. С. 58-59. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, написано первинний текст тез доповідей).*

6. **Іваненко Ю. С.** Використання фітомеліоративного досвіду США у запобіганні поширенню інвазійних видів. Відтворення лісів та лісова меліорація в Україні: витоки, сучасний стан, виклики сьогодення та перспективи в умовах антропоцену: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 6-8 листопада 2019 року: тези доповіді. Київ, 2019. С. 95-96. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його аналіз, написано первинний текст тез доповідей).*

7. **Іваненко Ю. С.** Розподіл коріння ялини європейської у насадженнях Карпатського національного природного парку. Дослідження лісових та урбанізованих екосистем для збереження сталого розвитку: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 22 вересня 2020 року: тези доповіді. Київ, 2020. С. 50-51. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його аналіз, написано первинний текст тез доповідей).*

8. **Іваненко Ю. С.** Вплив туризму на лісові екосистеми в гірській місцевості. Ліс, наука, молодь: VIII Всеукраїнська науково-практична конференція, м. Житомир, 24 листопада 2020 року: тези доповіді. Житомир, 2020. С. 61-62. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його аналіз, написано первинний текст тез доповідей).*

9. Леснік О. М., **Іваненко Ю. С.** Вплив рекреаційного навантаження на ріст високопродуктивних ялинових деревостанів. Теперішнє та майбутнє лісів екотону середніх широт: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 11 червня 2021: тези доповіді. Київ, 2021. С. 76-77. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу та його обробку).*

10. **Іваненко Ю. С.** Особливості розкладання лісової підстилки ялини європейської у чистих і мішаних насадженнях. Сучасні проблеми лісового господарства та екології: шляхи вирішення: Міжнародна науково-практична конференція, м. Житомир, 7-8 жовтня 2021 року. Житомир, 2021. С. 72-73. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу, його аналіз, написано первинний текст тез доповідей).*

11. Лобченко Г. О., **Іваненко Ю. С.** Ущільнення ґрунту вздовж туристичних маршрутів у лісах як передумова ерозійних процесів. Ліс, наука, молодь: ІХ Всеукраїнська науково-практична конференція, м. Житомир, 24 листопада 2021 року: тези доповіді. Житомир, 2021. С. 131-132. *(Здобувачем проведено збір дослідного матеріалу та його обробку).*

Додаток Б

Сертифікат проведення хімічного аналізу ґрунту



ЗАМОВНИК	КОНТАКТИ	ІНФОРМАЦІЯ	
	Київська обл. р-н.	Дата відбору/надходження зразку: 10.08.2021 Дата аналізу: 17-20.08.2021 Дата видачі протоколу: 25.08.2021 р.	Відповідно до заявки № Акт відбору № Примірник протоколу № 02

ПРОТОКОЛ ВИПРОБУВАНЬ № 238 (Заміна протоколу №235)

ЗВІТ ПРО СТАН ҐРУНТУ (гумус)

№ зразку	Орг. речовина (масова частка вуглецю), %
1	4.84
2	4.77
3	5.19
4	5.44
5	2.77
6	1.36
7	4.83
8	4.93
9	4.93
10	7.93
11	0.77
12	4.12
13	4.65

Примітка: Звертаємо Вашу увагу вміст органічної речовини надано у % масової частки вуглецю. Для перерахунку на загальний вміст органічної речовини (гумус) використовуються коефіцієнти перерахунку (ДСТУ 4289:2004) і залежать від типу ґрунту: дерново-підзолисті – 2,09; сірі лісові – 2,05; чорноземи – 1,88, каштанові – 1,97 (Масова частка вуглецю * коефіцієнт).

Протокол випробування ФСУ 7.8/1		Випробувальна лабораторія ТОВ ІДЦ «Афіна Паллада»	
Версія 01	Дата 11.11.2020	Сторінка 1	Всього сторінок 2

Випробувальна лабораторія «ТОВ НДЦ Афіна Паллада» діє на підставі «Сертифікату визнання спроможності проведення вимірювань» РН-028/2019 від 23.04.2019р. виданий ДП «Миколаївстандартметрологія». Протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований та розповсюджений без дозволу ВЛ. Невизначеність вимірювань (похибка) надаються на вимогу замовника та якщо це необхідно для тлумачення результатів. Всі протоколи аналізування даного зразка були виконані згідно із ДСТУ ISO 10390:2007 Якість ґрунту., ДСТУ 4289:2004 Методи визначення органічної речовини., Результат відноситься виключно до представленого у лабораторію зразку. Лабораторія не дає гарантії по достовірності результату експертизи, якщо зразок не був відібраний відповідно до вимог ДСТУ 4287:2004, ДСТУ ISO 10381-1:2004 Якість ґрунту. Відбирання проб.

ШКАЛА ПОКАЗНИКІВ РОДЮЧОСТІ ҐРУНТІВ

Показник	Органічна речовина (гумус)				
	Дуже низький	Низький	Середній	Високий	Дуже високий
Органічна речовина (гумус) %	< 1,1	1,1-2,0	2,1-4,0	4,1-6,0	> 6,0

Виконав: хімік

Перевірив та затвердив: завідувач лабораторії



Жванко К.Ю.

Свідерська К.М.

Тел. лабораторії : 067-676-17-94

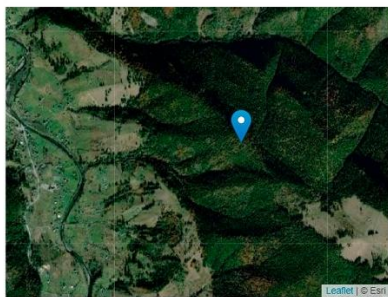
Протокол випробування		Випробувальна лабораторія ТОВ НДЦ «Афіна Паллада»	
ФСУ 7,8/1			
Версія 01	Дата 11.11.2020	Сторінка 2	Всього сторінок 2

Додаток В

Зведені відомості показників твердості ґрунту

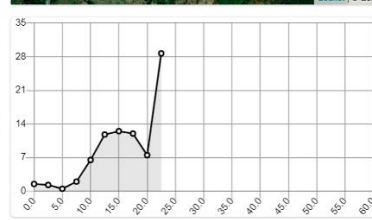
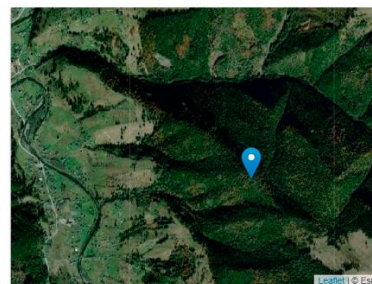
Дата/час 26.07.2021
14:34
Широта 48.040936
Довгота 24.776249
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	0.6
2.5	3.7
5.0	2.0
7.5	3.0
10.0	9.0
12.5	7.1
15.0	10.4
17.5	13.8
20.0	15.1
22.5	24.6
25.0	25.1
27.5	
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



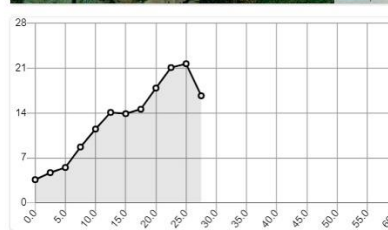
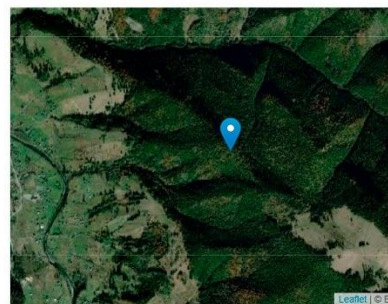
Дата/час 26.07.2021
14:34
Широта 48.040951
Довгота 24.776237
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	1.5
2.5	1.3
5.0	0.5
7.5	2.0
10.0	6.5
12.5	11.8
15.0	12.5
17.5	12.0
20.0	7.5
22.5	28.7
25.0	
27.5	
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



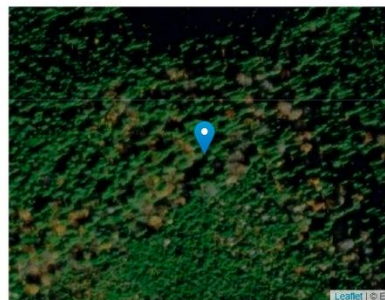
Дата/час 26.07.2021
14:36
Широта 48.040989
Довгота 24.776365
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	3.6
2.5	4.7
5.0	5.5
7.5	8.7
10.0	11.5
12.5	14.1
15.0	13.9
17.5	14.6
20.0	17.9
22.5	21.1
25.0	21.7
27.5	16.7
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



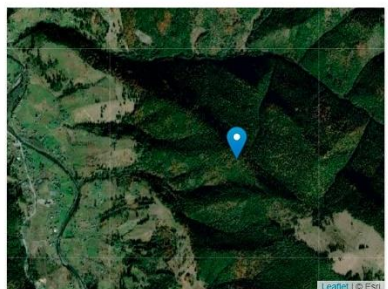
Дата/час 26.07.2021
14:37
Широта 48.040897
Довгота 24.776258
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	2.2
2.5	5.7
5.0	11.0
7.5	14.6
10.0	13.4
12.5	15.5
15.0	10.3
17.5	9.6
20.0	14.1
22.5	23.1
25.0	26.4
27.5	29.6
30.0	29.7
32.5	23.8
35.0	12.4
37.5	18.1
40.0	21.2
42.5	19.5
45.0	22.1
47.5	21.7
50.0	24.5
52.5	27.6
55.0	26.6
57.5	24.9
60.0	24.9



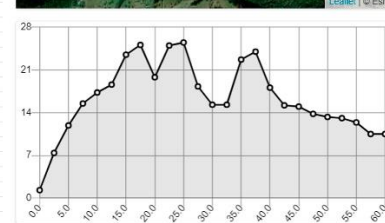
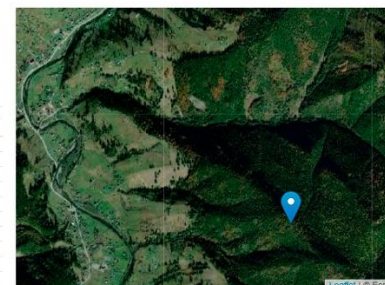
Дата/час 26.07.2021
14:42
Широта 48.040901
Довгота 24.776474
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	4.9
2.5	8.5
5.0	9.6
7.5	13.4
10.0	13.9
12.5	10.8
15.0	10.1
17.5	9.6
20.0	10.9
22.5	9.1
25.0	10.4
27.5	11.1
30.0	9.2
32.5	9.4
35.0	9.9
37.5	9.3
40.0	13.2
42.5	14.2
45.0	16.3
47.5	12.5
50.0	27.2
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



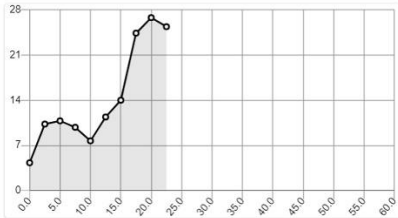
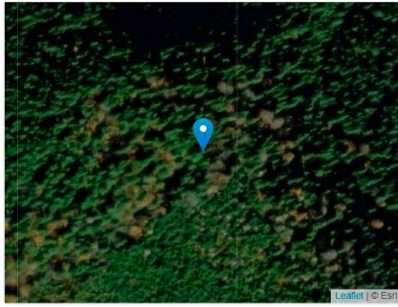
Дата/час 26.07.2021
14:44
Широта 48.040974
Довгота 24.776587
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	1.3
2.5	7.4
5.0	11.9
7.5	15.5
10.0	17.3
12.5	18.6
15.0	23.5
17.5	25.1
20.0	19.8
22.5	25.0
25.0	25.5
27.5	18.3
30.0	15.3
32.5	15.3
35.0	22.7
37.5	24.0
40.0	18.1
42.5	15.2
45.0	15.0
47.5	13.8
50.0	13.3
52.5	13.1
55.0	12.4
57.5	10.5
60.0	10.5



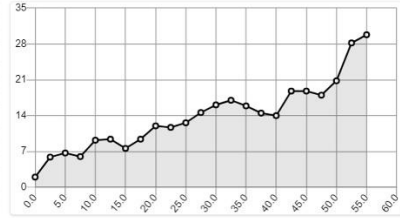
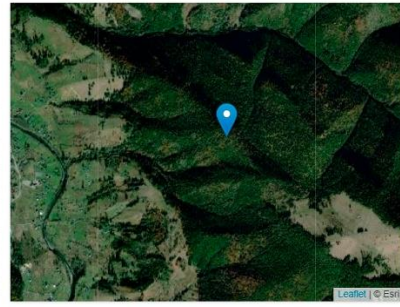
Дата/час 26.07.2021
14:45
Широта 48.041000
Довгота 24.776491
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см2
0.0	4.3
2.5	10.3
5.0	10.8
7.5	9.8
10.0	7.7
12.5	11.4
15.0	14.0
17.5	24.4
20.0	26.8
22.5	25.4
25.0	
27.5	
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



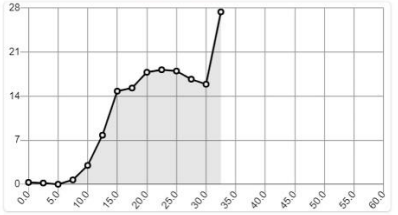
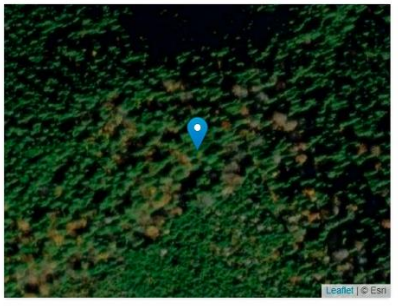
Дата/час 26.07.2021
14:49
Широта 48.041031
Довгота 24.776178
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см2
0.0	2.0
2.5	5.9
5.0	6.7
7.5	6.0
10.0	9.2
12.5	9.4
15.0	7.6
17.5	9.4
20.0	12.0
22.5	11.7
25.0	12.6
27.5	14.6
30.0	16.1
32.5	17.0
35.0	15.9
37.5	14.5
40.0	14.0
42.5	18.8
45.0	18.8
47.5	18.0
50.0	20.8
52.5	28.2
55.0	29.8
57.5	
60.0	



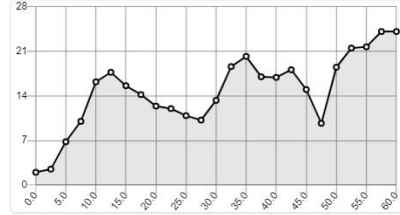
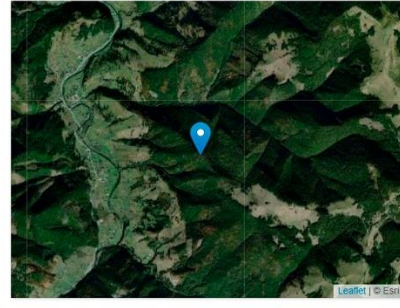
Дата/час 26.07.2021
14:50
Широта 48.041027
Довгота 24.776215
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см2
0.0	0.3
2.5	0.2
5.0	0.0
7.5	0.7
10.0	3.0
12.5	7.8
15.0	14.8
17.5	15.3
20.0	17.8
22.5	18.2
25.0	18.0
27.5	16.7
30.0	15.9
32.5	27.4
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



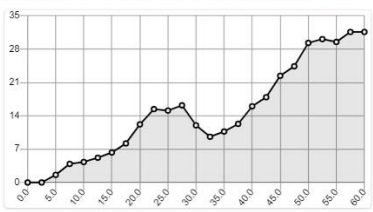
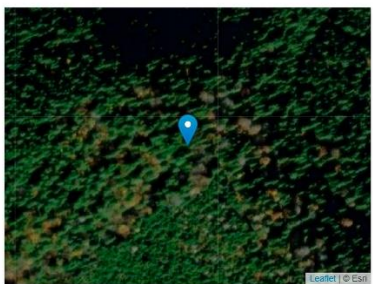
Дата/час 26.07.2021
14:52
Широта 48.041100
Довгота 24.776285
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см2
0.0	2.0
2.5	2.5
5.0	6.8
7.5	10.0
10.0	16.2
12.5	17.7
15.0	15.6
17.5	14.2
20.0	12.4
22.5	12.0
25.0	10.9
27.5	10.2
30.0	13.3
32.5	18.6
35.0	20.2
37.5	17.0
40.0	16.9
42.5	18.1
45.0	15.0
47.5	9.7
50.0	18.5
52.5	21.5
55.0	21.7
57.5	24.1
60.0	24.1



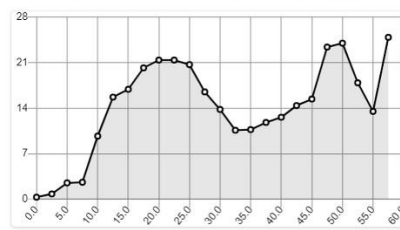
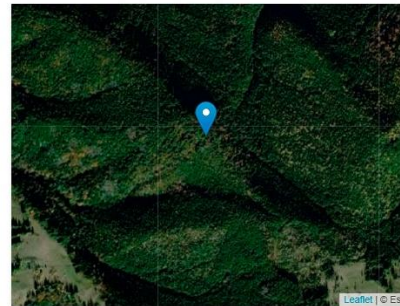
Дата/час 26.07.2021
14:55
Широта 48.041092
Довгота 24.776510
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см2
0.0	0.0
2.5	0.0
5.0	1.6
7.5	3.9
10.0	4.3
12.5	5.2
15.0	6.3
17.5	8.2
20.0	12.2
22.5	15.4
25.0	15.1
27.5	16.2
30.0	12.0
32.5	9.6
35.0	10.7
37.5	12.3
40.0	16.0
42.5	17.9
45.0	22.4
47.5	24.4
50.0	29.3
52.5	30.1
55.0	29.5
57.5	31.6
60.0	31.6



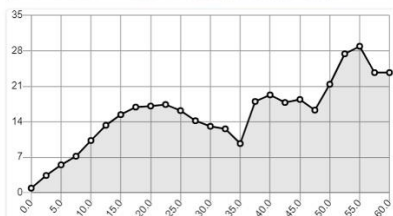
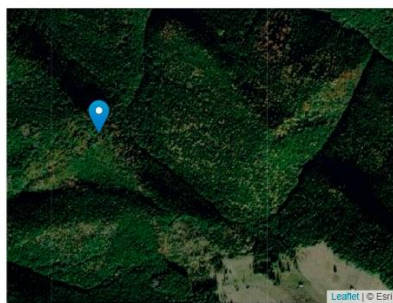
Дата/час 26.07.2021
14:56
Широта 48.041031
Довгота 24.776525
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см2
0.0	0.3
2.5	0.8
5.0	2.5
7.5	2.6
10.0	9.7
12.5	15.7
15.0	16.9
17.5	20.2
20.0	21.4
22.5	21.4
25.0	20.7
27.5	16.5
30.0	13.8
32.5	10.6
35.0	10.7
37.5	11.8
40.0	12.6
42.5	14.4
45.0	15.4
47.5	23.4
50.0	24.0
52.5	17.9
55.0	13.5
57.5	24.9
60.0	



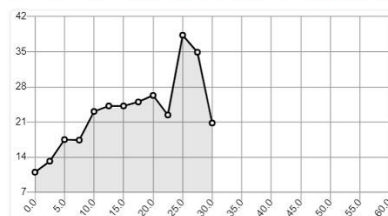
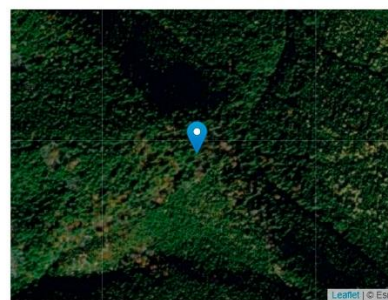
Дата/час 26.07.2021
14:59
Широта 48.040997
Довгота 24.776588
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	0.9
2.5	3.4
5.0	5.5
7.5	7.2
10.0	10.3
12.5	13.3
15.0	15.4
17.5	16.9
20.0	17.1
22.5	17.4
25.0	16.2
27.5	14.2
30.0	13.1
32.5	12.6
35.0	9.7
37.5	18.0
40.0	19.3
42.5	17.8
45.0	18.4
47.5	16.3
50.0	21.4
52.5	27.4
55.0	28.9
57.5	23.7
60.0	23.7



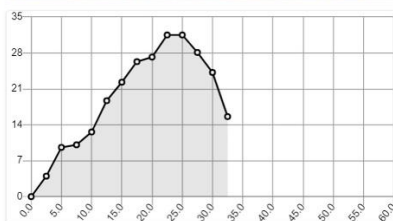
Дата/час 26.07.2021
15:01
Широта 48.041122
Довгота 24.776585
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	11.0
2.5	13.2
5.0	17.5
7.5	17.4
10.0	23.1
12.5	24.2
15.0	24.2
17.5	25.0
20.0	26.3
22.5	22.4
25.0	38.3
30.0	34.9
32.5	20.8
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



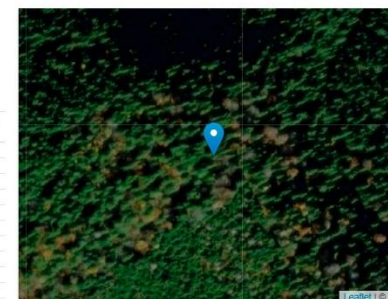
Дата/час 26.07.2021
15:07
Широта 48.041130
Довгота 24.776398
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	0.0
2.5	4.0
5.0	9.6
7.5	10.1
10.0	12.6
12.5	18.7
15.0	22.3
17.5	26.3
20.0	27.2
22.5	31.5
25.0	31.5
27.5	28.1
30.0	24.2
32.5	15.6
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



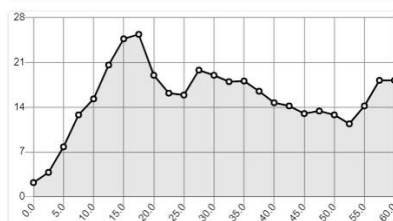
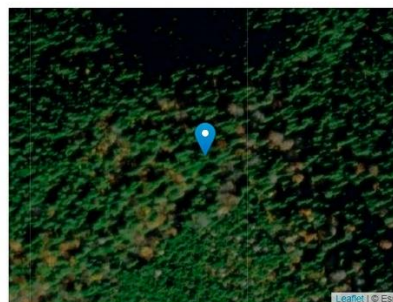
Дата/час 26.07.2021
15:04
Широта 48.041100
Довгота 24.776556
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	1.6
2.5	5.4
5.0	11.2
7.5	16.9
10.0	18.6
12.5	20.5
15.0	19.0
17.5	20.3
20.0	19.1
22.5	20.6
25.0	16.0
27.5	13.8
30.0	14.7
32.5	15.6
35.0	16.6
37.5	16.0
40.0	13.6
42.5	12.5
45.0	19.7
47.5	21.1
50.0	30.0
52.5	26.6
55.0	30.7
57.5	30.8
60.0	30.8



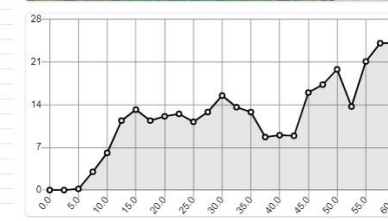
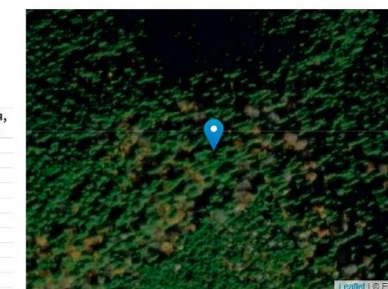
Дата/час 26.07.2021
15:08
Широта 48.041142
Довгота 24.776384
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	2.2
2.5	3.8
5.0	7.8
7.5	12.8
10.0	15.3
12.5	20.6
15.0	24.7
17.5	25.4
20.0	19.0
22.5	16.2
25.0	15.9
27.5	19.8
30.0	19.0
32.5	18.0
35.0	18.1
37.5	16.5
40.0	14.7
42.5	14.2
45.0	13.0
47.5	13.4
50.0	12.8
52.5	11.4
55.0	14.2
57.5	18.2
60.0	18.2

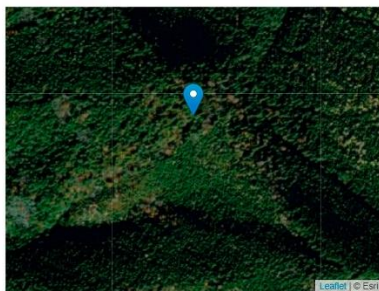


Дата/час 26.07.2021
15:09
Широта 48.041187
Довгота 24.776258
Тип наконечника
Малий

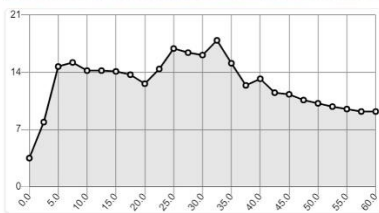
Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	0.0
2.5	0.0
5.0	0.2
7.5	3.0
10.0	6.1
12.5	11.4
15.0	13.2
17.5	11.4
20.0	12.1
22.5	12.5
25.0	11.2
27.5	12.8
30.0	15.5
32.5	13.6
35.0	12.8
37.5	8.7
40.0	9.0
42.5	8.9
45.0	16.0
47.5	17.3
50.0	19.8
52.5	13.7
55.0	21.1
57.5	24.1
60.0	24.1



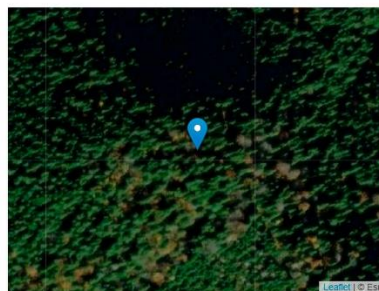
Дата/час 26.07.2021
15:10
Широта 48.040958
Довгота 24.776299
Тип наконечника
Малий



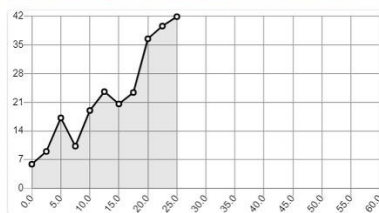
Глибина, см	Зусилля, кг/см2
0.0	3.5
2.5	7.9
5.0	14.7
7.5	15.2
10.0	14.2
12.5	14.2
15.0	14.1
17.5	13.7
20.0	12.6
22.5	14.4
25.0	16.9
27.5	16.4
30.0	16.1
32.5	17.9
35.0	15.1
37.5	12.4
40.0	13.2
42.5	11.5
45.0	11.3
47.5	10.6
50.0	10.2
52.5	9.8
55.0	9.5
57.5	9.2
60.0	9.2



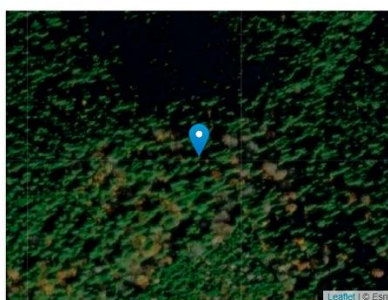
Дата/час 26.07.2021
15:19
Широта 48.041454
Довгота 24.776154
Тип наконечника
Малий



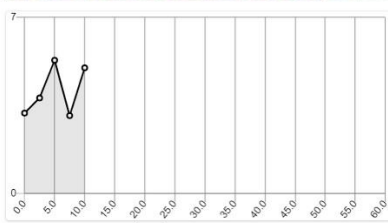
Глибина, см	Зусилля, кг/см2
0.0	5.9
2.5	9.0
5.0	17.2
7.5	10.3
10.0	19.0
12.5	23.6
15.0	20.6
17.5	23.4
20.0	36.5
22.5	39.6
25.0	41.9
27.5	
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



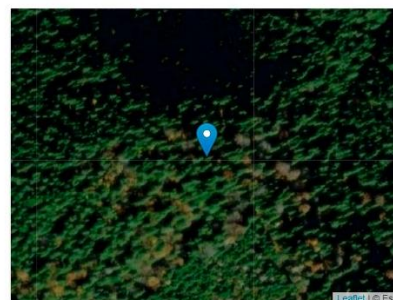
Дата/час 26.07.2021
15:24
Широта 48.041397
Довгота 24.776367
Тип наконечника
Великий



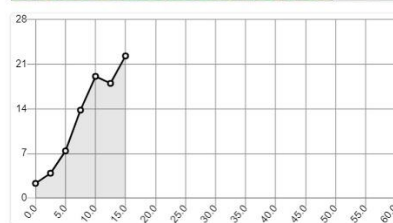
Глибина, см	Зусилля, кг/см2
0.0	3.2
2.5	3.8
5.0	5.3
7.5	3.1
10.0	5.0
12.5	
15.0	
17.5	
20.0	
22.5	
25.0	
27.5	
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



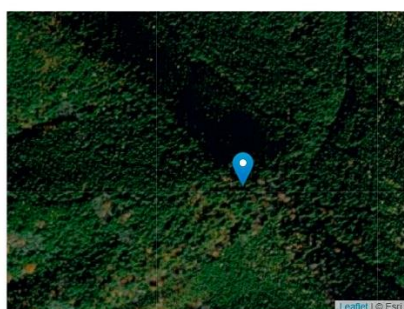
Дата/час 26.07.2021
15:24
Широта 48.041393
Довгота 24.776321
Тип наконечника
Великий



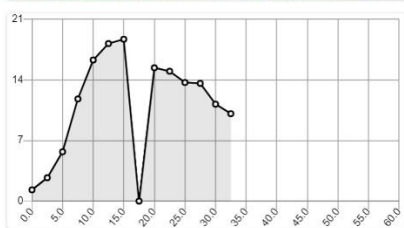
Глибина, см	Зусилля, кг/см2
0.0	2.3
2.5	3.9
5.0	7.4
7.5	13.8
10.0	19.1
12.5	18.0
15.0	22.3
17.5	
20.0	
22.5	
25.0	
27.5	
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



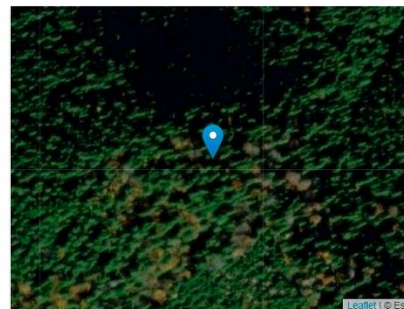
Дата/час 26.07.2021
15:27
Широта 48.041451
Довгота 24.776320
Тип наконечника
Великий



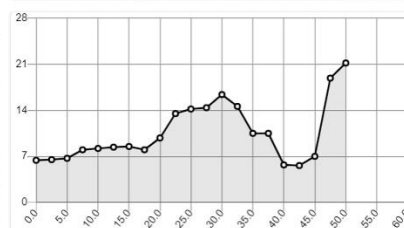
Глибина, см	Зусилля, кг/см2
0.0	1.3
2.5	2.7
5.0	5.7
7.5	11.8
10.0	16.3
12.5	18.2
15.0	18.7
17.5	0.0
20.0	15.4
22.5	15.0
25.0	13.7
27.5	13.6
30.0	11.2
32.5	10.1
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



Дата/час 26.07.2021
15:29
Широта 48.041454
Довгота 24.776295
Тип наконечника
Великий

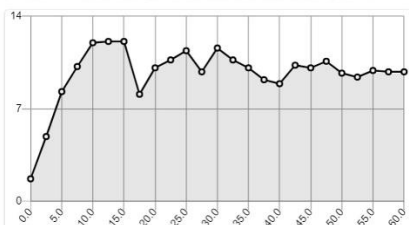
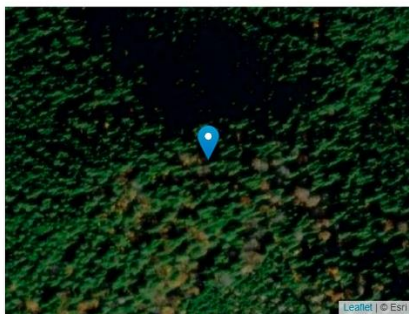


Глибина, см	Зусилля, кг/см2
0.0	6.4
2.5	6.5
5.0	6.7
7.5	8.0
10.0	8.2
12.5	8.4
15.0	8.5
17.5	8.0
20.0	9.8
22.5	13.5
25.0	14.2
27.5	14.4
30.0	16.4
32.5	14.6
35.0	10.5
37.5	10.5
40.0	5.7
42.5	5.6
45.0	7.0
47.5	18.9
50.0	21.2
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



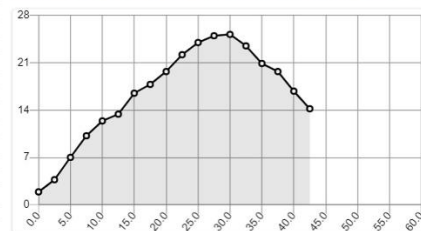
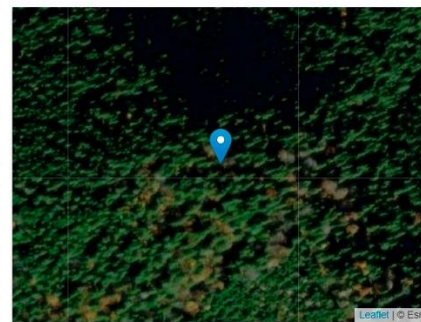
Дата/час 26.07.2021
15:32
Широта 48.041573
Довгота 24.776131
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	1.7
2.5	4.9
5.0	8.3
7.5	10.2
10.0	12.0
12.5	12.1
15.0	12.1
17.5	8.1
20.0	10.1
22.5	10.7
25.0	11.4
27.5	9.8
30.0	11.6
32.5	10.7
35.0	10.1
37.5	9.2
40.0	8.9
42.5	10.3
45.0	10.1
47.5	10.6
50.0	9.7
52.5	9.4
55.0	9.9
57.5	9.8
60.0	9.8



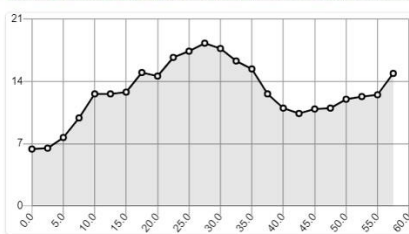
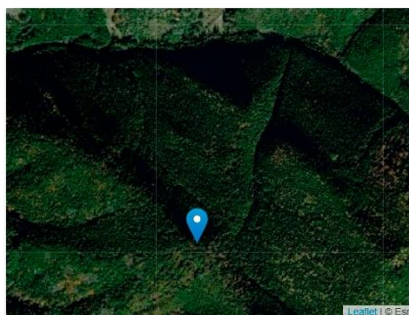
Дата/час 26.07.2021
15:34
Широта 48.041473
Довгота 24.775982
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	1.9
2.5	3.7
5.0	7.0
7.5	10.2
10.0	12.4
12.5	13.4
15.0	16.5
17.5	17.8
20.0	19.7
22.5	22.2
25.0	24.0
27.5	25.0
30.0	25.2
32.5	23.5
35.0	20.9
37.5	19.7
40.0	16.8
42.5	14.2
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



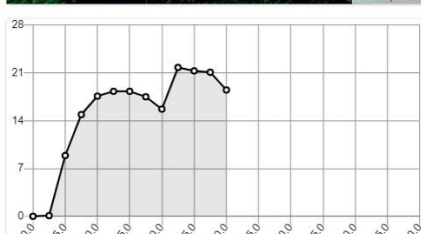
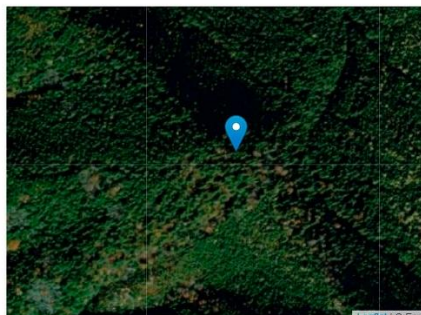
Дата/час 26.07.2021
15:37
Широта 48.041653
Довгота 24.776138
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	6.4
2.5	6.5
5.0	7.7
7.5	9.9
10.0	12.6
12.5	12.6
15.0	12.8
17.5	15.0
20.0	14.6
22.5	16.7
25.0	17.4
27.5	18.3
30.0	17.7
32.5	16.3
35.0	15.4
37.5	12.6
40.0	11.0
42.5	10.4
45.0	10.9
47.5	11.0
50.0	12.0
52.5	12.3
55.0	12.5
57.5	14.9
60.0	



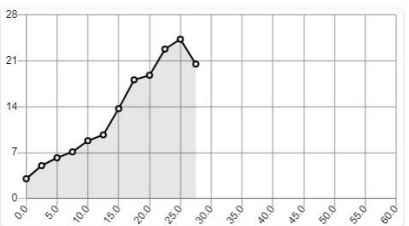
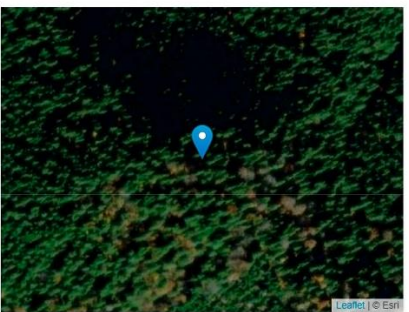
Дата/час 26.07.2021
15:39
Широта 48.041561
Довгота 24.776278
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	0.0
2.5	0.1
5.0	8.9
7.5	14.9
10.0	17.6
12.5	18.3
15.0	18.3
17.5	17.5
20.0	15.7
22.5	21.8
25.0	21.3
27.5	21.1
30.0	18.5
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



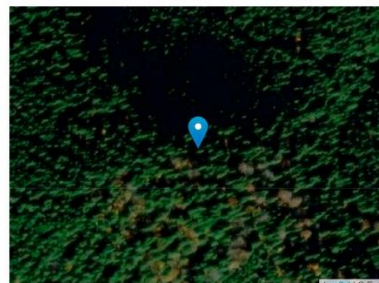
Дата/час 26.07.2021
15:40
Широта 48.041653
Довгота 24.776222
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	3.0
2.5	5.0
5.0	6.2
7.5	7.1
10.0	8.8
12.5	9.7
15.0	13.7
17.5	18.1
20.0	18.8
22.5	22.8
25.0	24.3
27.5	20.5
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



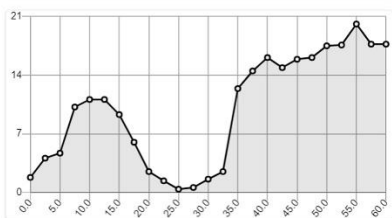
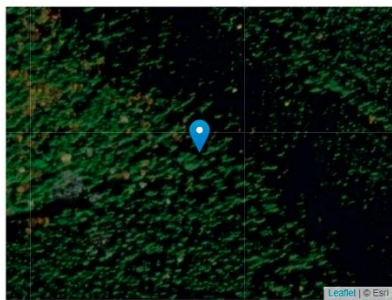
Дата/час 26.07.2021
15:43
Широта 48.041710
Довгота 24.776133
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	0.3
2.5	2.0
5.0	4.1
7.5	4.8
10.0	3.6
12.5	2.5
15.0	2.7
17.5	2.9
20.0	4.2
22.5	5.0
25.0	6.3
27.5	7.7
30.0	8.5
32.5	10.4
35.0	11.4
37.5	11.2
40.0	12.5
42.5	12.8
45.0	13.1
47.5	13.0
50.0	17.4
52.5	17.8
55.0	19.9
57.5	19.1
60.0	



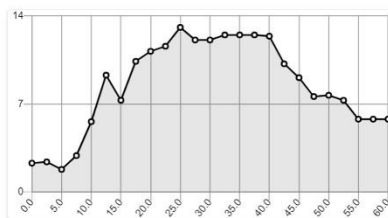
Дата/час 26.07.2021
16:03
Широта 48.043022
Довгота 24.773594
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	1.8
2.5	4.1
5.0	4.7
7.5	10.2
10.0	11.1
12.5	11.1
15.0	9.3
17.5	6.0
20.0	2.5
22.5	1.4
25.0	0.4
27.5	0.6
30.0	1.6
32.5	2.5
35.0	12.4
37.5	14.5
40.0	16.1
42.5	14.9
45.0	15.9
47.5	16.1
50.0	17.5
52.5	17.6
55.0	20.1
57.5	17.7
60.0	17.7



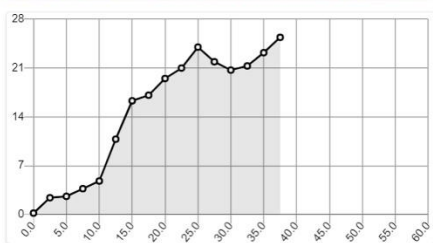
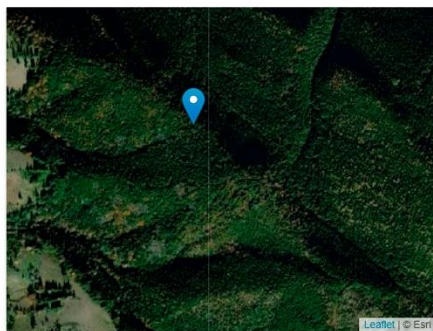
Дата/час 26.07.2021
15:46
Широта 48.041721
Довгота 24.775944
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	2.3
2.5	2.4
5.0	1.8
7.5	2.9
10.0	5.6
12.5	9.3
15.0	7.3
17.5	10.4
20.0	11.2
22.5	11.6
25.0	13.1
27.5	12.1
30.0	12.1
32.5	12.5
35.0	12.5
37.5	12.5
40.0	12.4
42.5	10.2
45.0	9.1
47.5	7.6
50.0	7.7
52.5	7.3
55.0	5.8
57.5	5.8
60.0	5.8



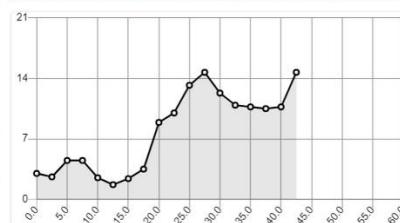
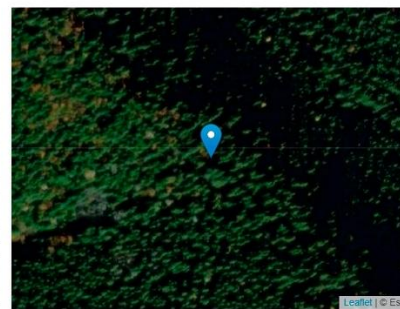
Дата/час 26.07.2021
16:06
Широта 48.043102
Довгота 24.773420
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	0.2
2.5	2.4
5.0	2.6
7.5	3.7
10.0	4.8
12.5	10.8
15.0	16.3
17.5	17.1
20.0	19.5
22.5	21.0
25.0	24.0
27.5	21.9
30.0	20.7
32.5	21.3
35.0	23.2
37.5	25.4
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



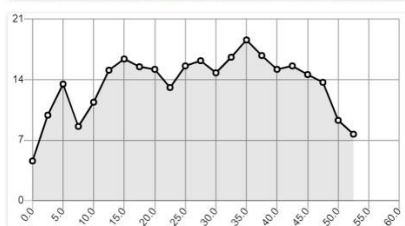
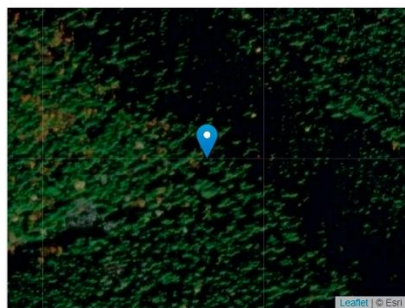
Дата/час 26.07.2021
16:07
Широта 48.043114
Довгота 24.773392
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	3.0
2.5	2.6
5.0	4.5
7.5	4.5
10.0	2.5
12.5	1.7
15.0	2.4
17.5	3.5
20.0	8.9
22.5	10.0
25.0	13.2
27.5	14.7
30.0	12.3
32.5	10.9
35.0	10.7
37.5	10.5
40.0	10.7
42.5	14.7
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



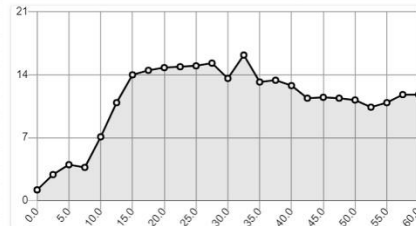
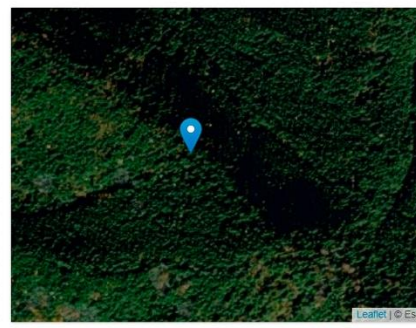
Дата/час 26.07.2021
16:09
Широта 48.043201
Довгота 24.773462
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	4.6
2.5	9.9
5.0	13.5
7.5	8.6
10.0	11.4
12.5	15.1
15.0	16.4
17.5	15.5
20.0	15.2
22.5	13.1
25.0	15.6
27.5	16.2
30.0	14.8
32.5	16.6
35.0	18.6
37.5	16.8
40.0	15.2
42.5	15.6
45.0	14.6
47.5	13.7
50.0	9.3
52.5	7.7
55.0	
57.5	
60.0	



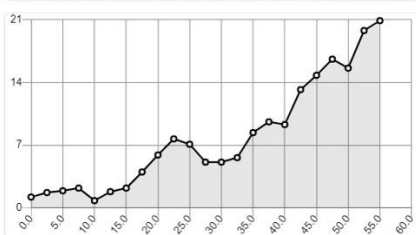
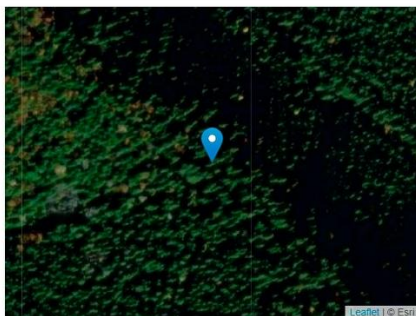
Дата/час 26.07.2021
16:10
Широта 48.043106
Довгота 24.773561
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	1.2
2.5	2.9
5.0	4.0
7.5	3.7
10.0	7.1
12.5	10.9
15.0	14.0
17.5	14.5
20.0	14.8
22.5	14.9
25.0	15.0
27.5	15.3
30.0	13.6
32.5	16.2
35.0	13.2
37.5	13.4
40.0	12.8
42.5	11.4
45.0	11.5
47.5	11.4
50.0	11.2
52.5	10.4
55.0	10.9
57.5	11.8
60.0	11.8



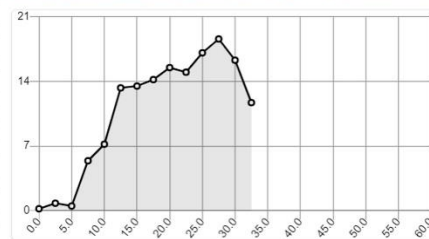
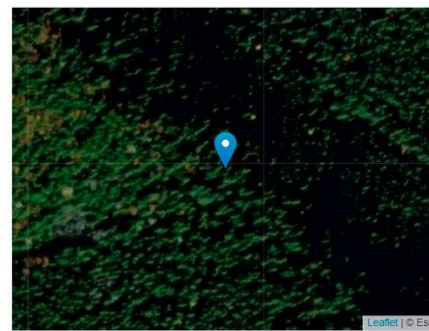
Дата/час 26.07.2021
16:11
Широта 48.043034
Довгота 24.773699
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	1.2
2.5	1.7
5.0	1.9
7.5	2.2
10.0	0.8
12.5	1.8
15.0	2.2
17.5	4.0
20.0	5.9
22.5	7.7
25.0	7.1
27.5	5.1
30.0	5.1
32.5	5.6
35.0	8.4
37.5	9.6
40.0	9.3
42.5	13.2
45.0	14.8
47.5	16.6
50.0	15.6
52.5	19.8
55.0	20.9
57.5	
60.0	



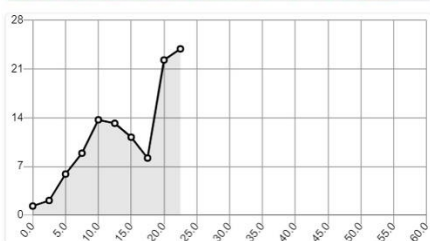
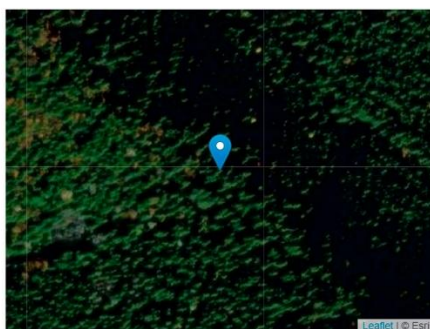
Дата/час 26.07.2021
16:13
Широта 48.043159
Довгота 24.773718
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	0.2
2.5	0.8
5.0	0.5
7.5	5.4
10.0	7.2
12.5	13.3
15.0	13.5
17.5	14.2
20.0	15.5
22.5	15.0
25.0	17.1
27.5	18.6
30.0	16.3
32.5	11.7
35.0	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



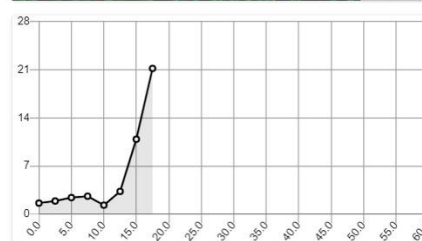
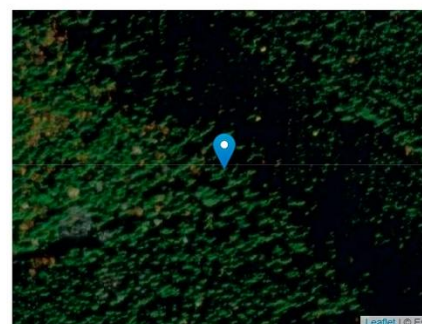
Дата/час 26.07.2021
16:14
Широта 48.043163
Довгота 24.773653
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	1.3
2.5	2.1
5.0	5.9
7.5	8.9
10.0	13.7
12.5	13.2
15.0	11.2
17.5	8.2
20.0	22.3
22.5	23.9
25.0	
27.5	
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



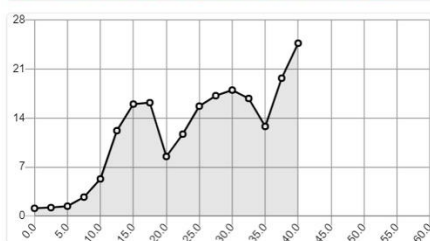
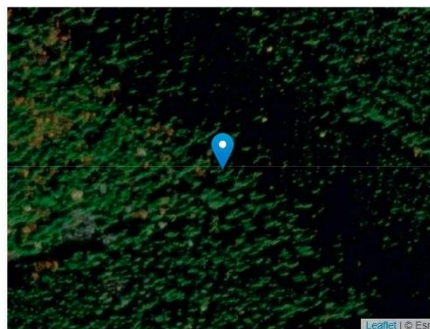
Дата/час 26.07.2021
16:15
Широта 48.043156
Довгота 24.773643
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	1.6
2.5	1.9
5.0	2.4
7.5	2.6
10.0	1.3
12.5	3.3
15.0	10.9
17.5	21.2
20.0	
22.5	
25.0	
27.5	
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



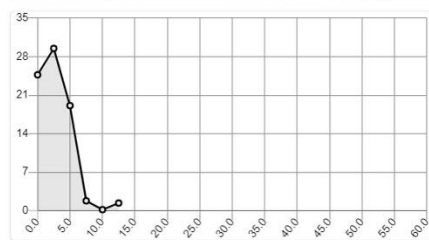
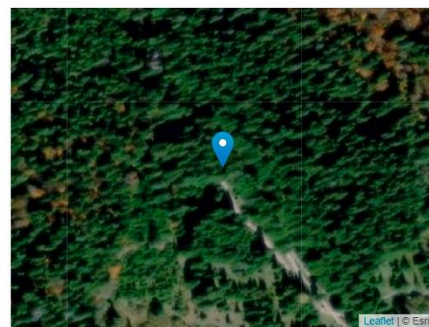
Дата/час 26.07.2021
16:16
Широта 48.043175
Довгота 24.773558
Тип наконечника
Великий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	1.1
2.5	1.2
5.0	1.4
7.5	2.7
10.0	5.3
12.5	12.2
15.0	16.0
17.5	16.2
20.0	8.5
22.5	11.7
25.0	15.7
27.5	17.2
30.0	18.0
32.5	16.8
35.0	12.8
37.5	19.7
40.0	24.7
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



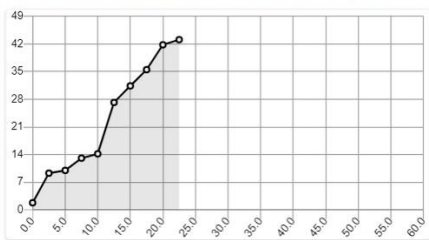
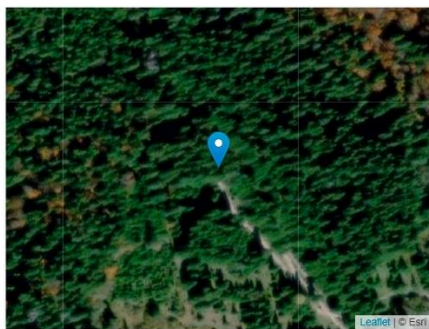
Дата/час 28.07.2021
06:49
Широта 48.004105
Довгота 24.668873
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	24.7
2.5	29.5
5.0	19.1
7.5	1.8
10.0	0.2
12.5	1.4
15.0	
17.5	
20.0	
22.5	
25.0	
27.5	
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



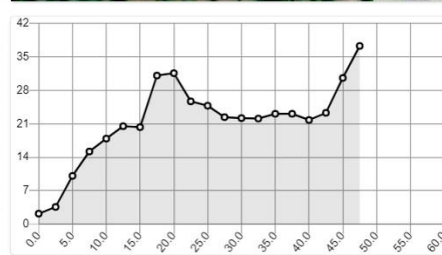
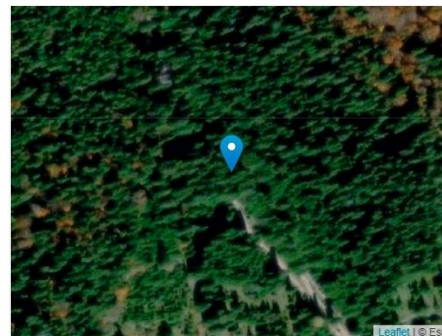
Дата/час 28.07.2021
06:50
Широта 48.004105
Довгота 24.668867
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	1.8
2.5	9.3
5.0	10.0
7.5	13.1
10.0	14.2
12.5	27.2
15.0	31.4
17.5	35.5
20.0	41.8
22.5	43.1
25.0	
27.5	
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



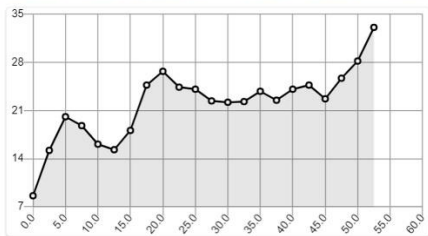
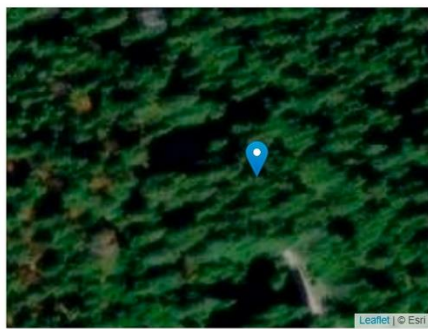
Дата/час 28.07.2021
06:52
Широта 48.004211
Довгота 24.668850
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	2.2
2.5	3.6
5.0	10.1
7.5	15.2
10.0	17.9
12.5	20.5
15.0	20.3
17.5	31.1
20.0	31.6
22.5	25.7
25.0	24.8
27.5	22.4
30.0	22.2
32.5	22.1
35.0	23.1
37.5	23.1
40.0	21.8
42.5	23.3
45.0	30.6
47.5	37.3
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



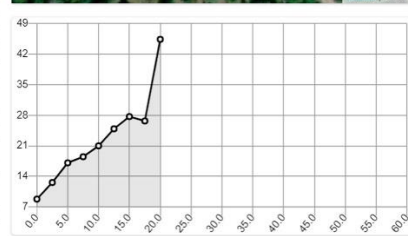
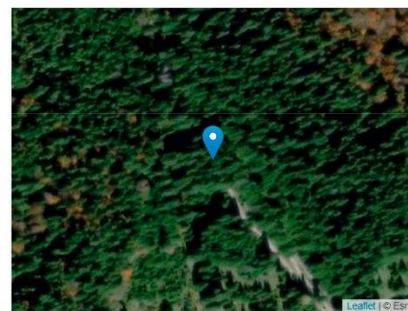
Дата/час 28.07.2021
06:53
Широта 48.004288
Довгота 24.668707
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	8.6
2.5	15.2
5.0	20.1
7.5	18.8
10.0	16.1
12.5	15.3
15.0	18.1
17.5	24.7
20.0	26.7
22.5	24.4
25.0	24.1
27.5	22.4
30.0	22.2
32.5	22.3
35.0	23.8
37.5	22.5
40.0	24.1
42.5	24.7
45.0	22.7
47.5	25.7
50.0	28.2
52.5	33.1
55.0	
57.5	
60.0	



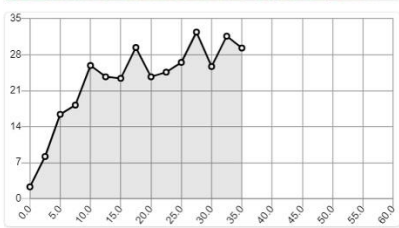
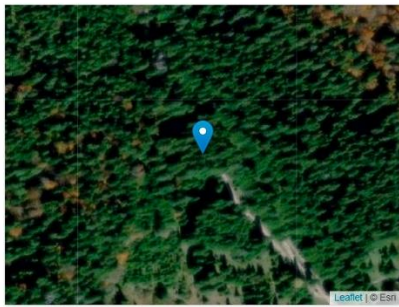
Дата/час 28.07.2021
06:54
Широта 48.004238
Довгота 24.668674
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	8.8
2.5	12.6
5.0	17.1
7.5	18.5
10.0	21.0
12.5	24.9
15.0	27.7
17.5	26.7
20.0	45.4
22.5	
25.0	
27.5	
30.0	
32.5	
35.0	
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



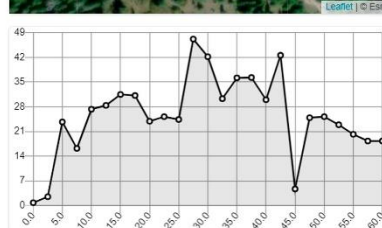
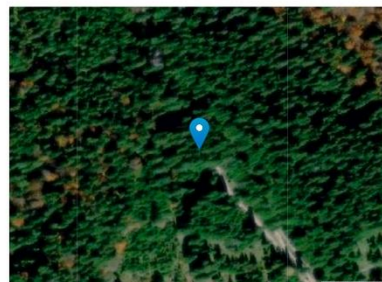
Дата/час 28.07.2021
06:55
Широта 48.004169
Довгота 24.668615
Тип наконечника
Малий

Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	2.3
2.5	6.2
5.0	16.4
7.5	18.2
10.0	25.9
12.5	23.7
15.0	23.4
17.5	29.4
20.0	23.7
22.5	24.6
25.0	26.5
27.5	32.4
30.0	25.7
32.5	31.6
35.0	29.3
37.5	
40.0	
42.5	
45.0	
47.5	
50.0	
52.5	
55.0	
57.5	
60.0	



Дата/час 28.07.2021
06:56
Широта 48.004143
Довгота 24.668636
Тип наконечника
Малий

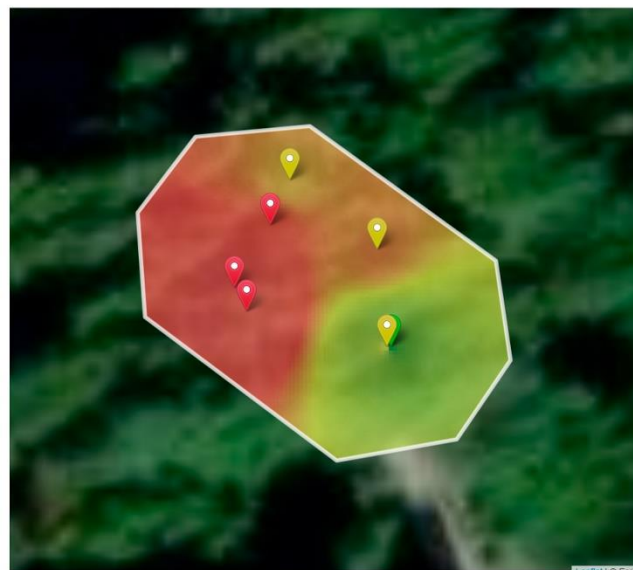
Глибина, см	Зусилля, кг/см ²
0.0	0.8
2.5	2.5
5.0	23.7
7.5	16.2
10.0	27.3
12.5	28.4
15.0	31.5
17.5	31.2
20.0	23.9
22.5	25.2
25.0	24.4
27.5	47.2
30.0	42.2
32.5	30.3
35.0	36.2
37.5	36.3
40.0	30.0
42.5	42.6
45.0	4.7
47.5	24.9
50.0	25.2
52.5	22.9
55.0	20.2
57.5	18.3
60.0	18.3



Глубина: 0 см



Глубина: 10 см



Глубина: 20 см



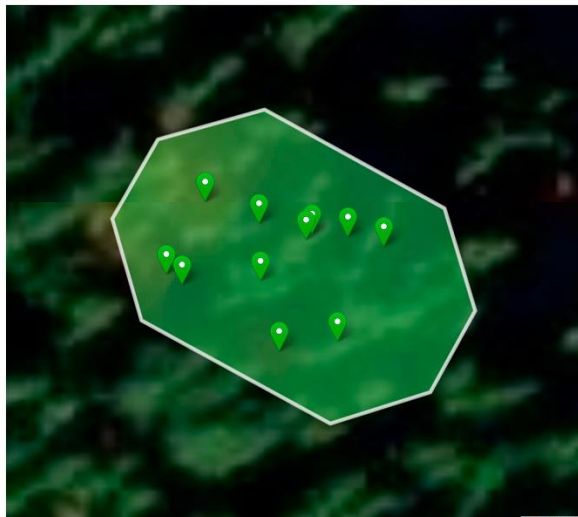
Глубина: 30 см



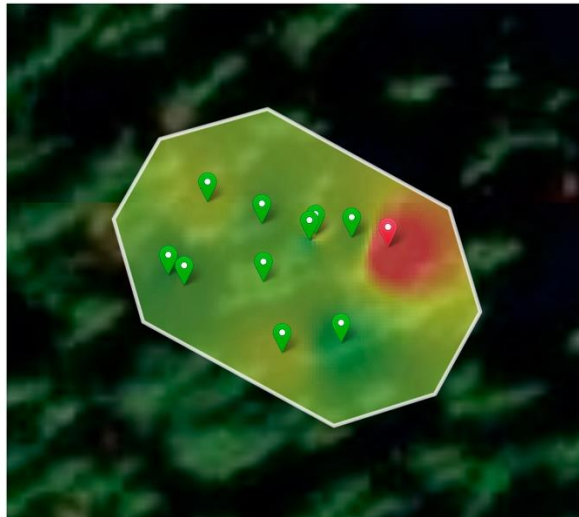
Глубина: 40 см



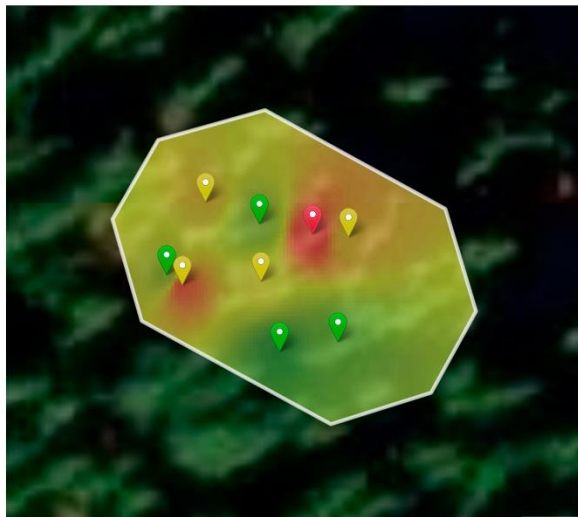
Глубина: 0 см



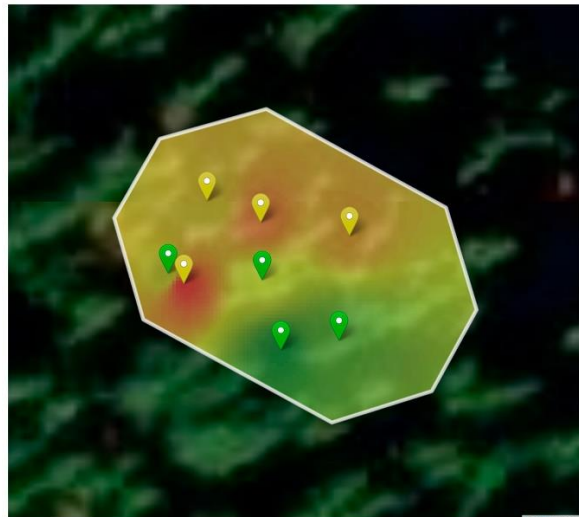
Глубина: 10 см



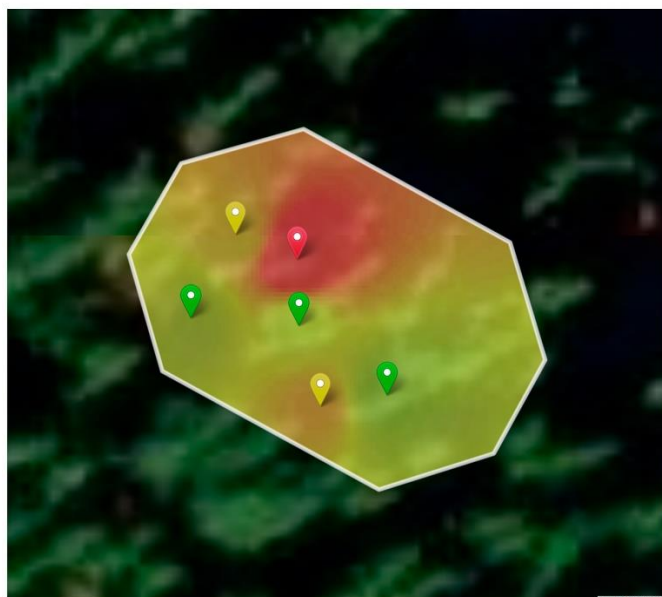
Глубина: 20 см



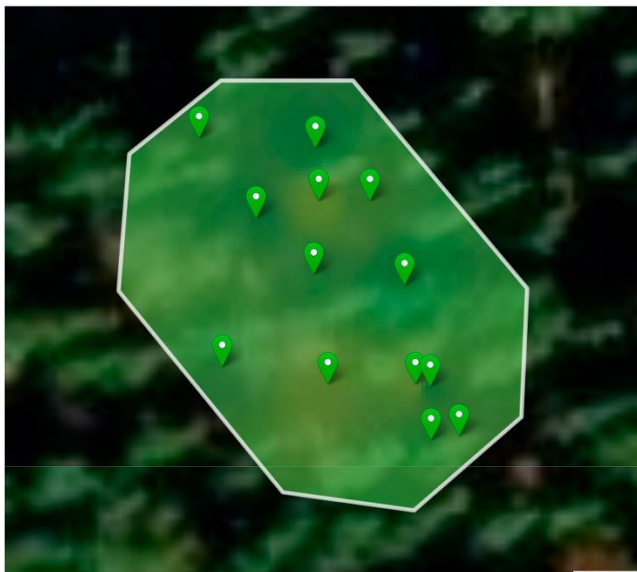
Глубина: 30 см



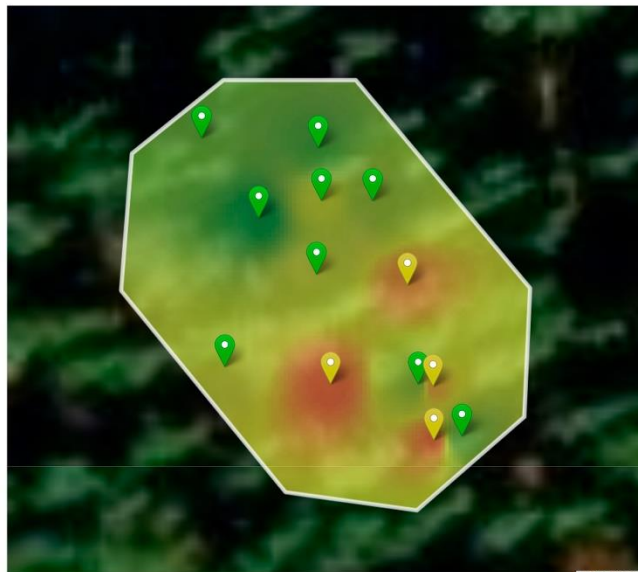
Глубина: 40 см



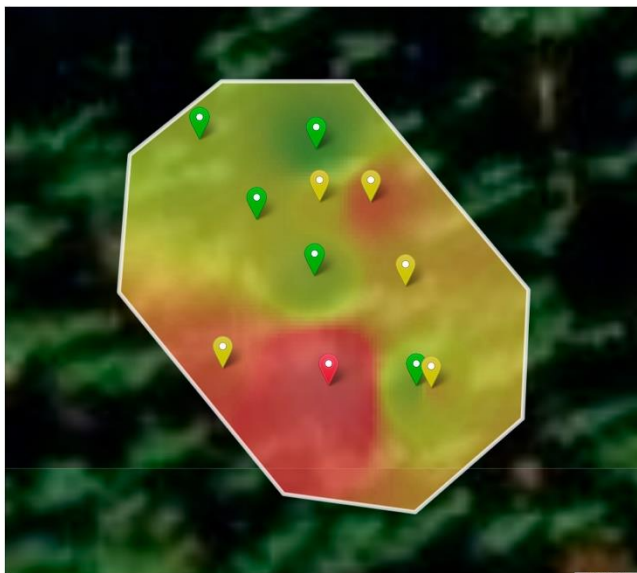
Глубина: 0 см



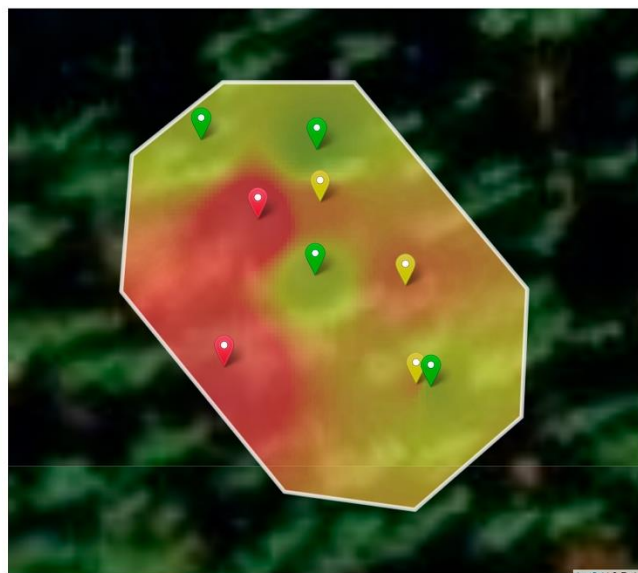
Глубина: 10 см



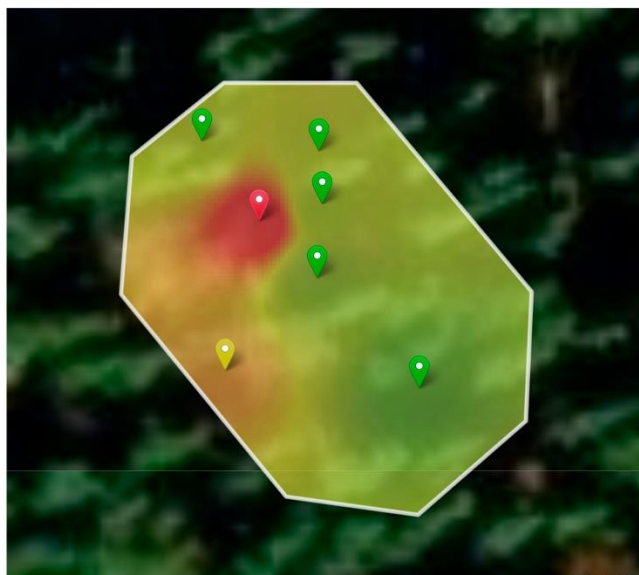
Глубина: 20 см



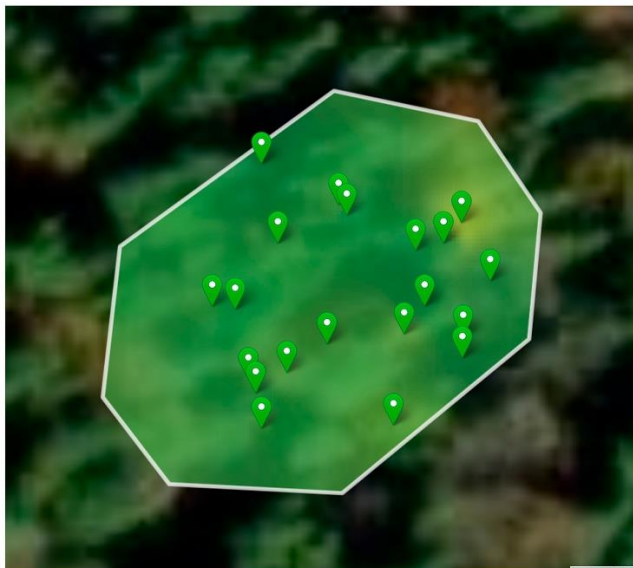
Глубина: 30 см



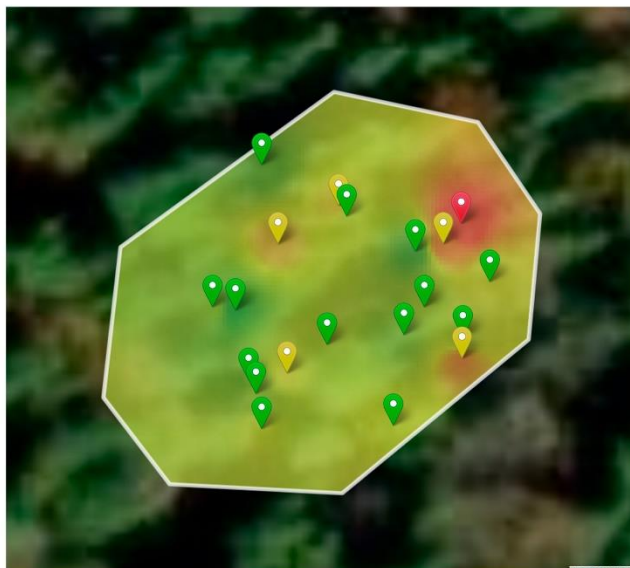
Глубина: 40 см



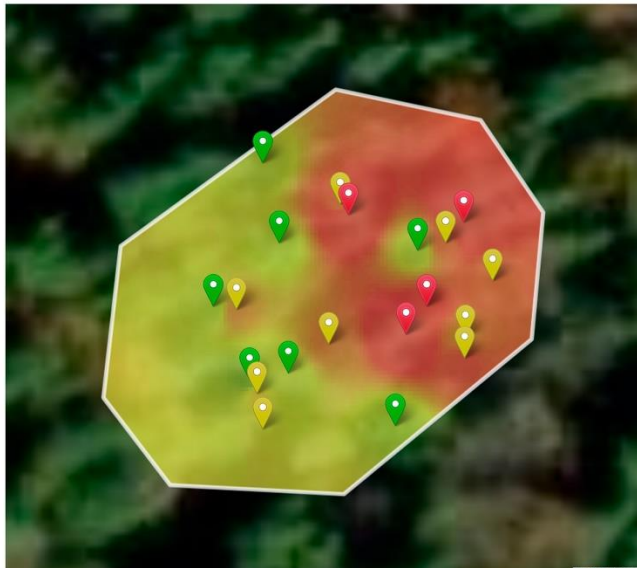
Глубина: 0 см



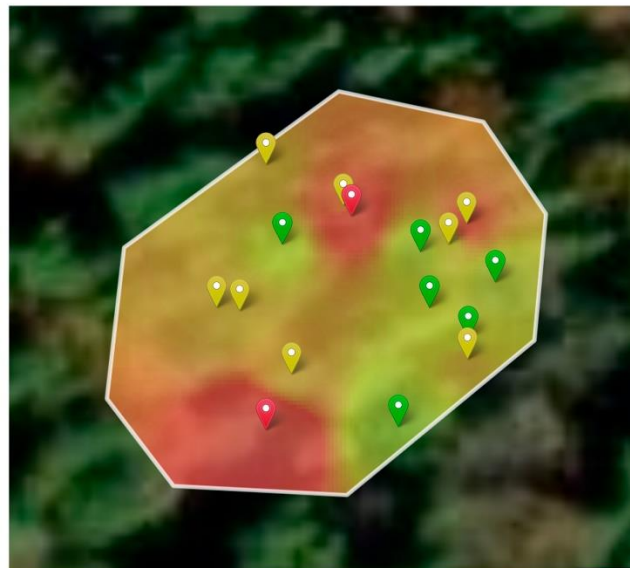
Глубина: 10 см



Глубина: 20 см



Глубина: 30 см



Глубина: 40 см

