

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ПОЛІСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

Устименко Володимир Ігорович

УДК 630*16:502.7:504.054

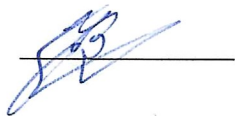
**ДИСЕРТАЦІЯ
ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА БІОРІЗНОМАНІТТЯ ЛІСОВОГО ПОКРИВУ
БОРІВ ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА «ДРЕВЛЯНСЬКИЙ» В УМОВАХ
РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ**

Спеціальність 101 – «Екологія»

Галузь знань 10 – «Природничі науки»

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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



В. І. Устименко

Науковий керівник:

Романчук Людмила Донатівна,

доктор сільськогосподарських наук, професор

Житомир – 2023

АНОТАЦІЯ

Устименко В. І. Екологічна оцінка біорізноманіття лісового покриву борів природного заповідника «Древлянський» в умовах радіоактивного забруднення. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 «Екологія» (10 – Природничі науки). – Поліський національний університет, Міністерство освіти і науки України, Житомир, 2023.

Дисертацію присвячено вивченню особливостей структури рослинних асоціацій в борах на радіоактивно забруднених територіях природного заповідника «Древлянський».

Актуальність дисертаційної роботи полягає у розв'язанні наукової проблеми оцінки видового різноманіття в умовах радіоактивно забруднених територій, покращенні систем моніторингу і прогнозування рівня видового різноманіття.

В результаті проведених досліджень вперше були встановлені ключові індекси, що характеризують різноманіття рослинних асоціацій борів ПЗ «Древлянський». Крім того, були розроблені оптимальні моделі регресійного аналізу, які дозволяють передбачати зміни структури рослинних асоціацій з високою точністю. Удосконалено систему моніторингу стану рослинних асоціацій та показників видового різноманіття в лісах ПЗ «Древлянський». Актуалізовано дані щодо рівня радіологічного забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr ґрунтів, а також коефіцієнтів накопичення та переходу радіонуклідів в рослини.

У дисертаційному дослідженні представлено результати аналізу фізико-хімічних властивостей ґрунтів різних гігروتопів борів. За результатами морфологічного обстеження ґрунтових розрізів та лабораторного аналізу зразків ґрунту було встановлено, що ґрунтовий покрив відповідає умовам типових борів Полісся України. У ПЗ «Древлянський» переважають дерново-сильнопідзолисті ґрунти з низьким вмістом гумусу: від $0,72 \pm 0,14$ % – в сухих борах до

$1,76 \pm 0,33$ % – у вологих борах. Обмінна кислотність цих ґрунтів свідчить про їх належність до класу дуже сильнокислих та сильнокислих. Вміст азоту, фосфору та калію у них є низьким.

Дослідження вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті сухих борів показало надзвичайно низький їх вміст, з мінімальним показником кобальту $1 \cdot 10^{-4}$. На ділянках у свіжих борах спостерігалася значна варіація показників з максимальним рівнем 182,65 % для кадмію. Винятком є максимальний показник цинку – 74 мг/кг при ГДК – 23 мг/кг та незначне перевищення свинцю 20,5 мг/кг при ГДК – 20 мг/кг. На ділянках А₃ перевищення норм ГДК присутнє для міді при максимальному значенні 4,32 мг/кг (ГДК – 3 мг/кг) та цинку – 64,1 мг/кг (ГДК – 23 мг/кг). Для А₄ перевищень ГДК не зафіксовано.

В ході аналізу радіаційного стану було встановлено значну нерівномірність розподілу радіонуклідів на всіх досліджених ділянках. Пошаровий аналіз щільності забруднення ¹³⁷Cs показав піковий показник у шарах ґрунту на глибині 0 – 2 і 2 – 4 см у всіх типах лісу. Частка радіонуклідів у шарах ґрунту 0 – 4 см становила в А₁ – 68,71 %, в А₂ – 65,69 %, в А₃ – 65,82 % і в А₄ – 72,7 %. Щільність забруднення ⁹⁰Sr у ґрунті мала нерівномірний характер розподілу без статистично достовірної залежності між глибиною та щільністю забруднення. Виявлена значна розбіжність дози експозиційного опромінення на досліджуваних територіях порівняно з попередньою картографією радіоактивного забруднення території. Встановлено, що основний вплив на загальну поглинену дозу для ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr мало внутрішнє опромінення. Експозиційна доза розподілялася нерівномірно по градієнту ТЛУ з максимальними значеннями $0,18 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ у сухих борах та $5,2 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ у свіжих борах.

В результаті дослідження міграції радіонуклідів у ланці «ґрунт-рослина» було встановлено коефіцієнти накопичення та переходу радіонуклідів до рослин залежно від типу лісорослинних умов. Найбільшим коефіцієнтом переходу ¹³⁷Cs характеризувався вид дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.), а

найменшим – брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.). Щодо ^{90}Sr , то максимальне значення спостерігалось у чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.), а мінімальне – у костриці овечої (*Festuca ovina* L.). Коефіцієнти накопичення ^{137}Cs для видів костриця овеча, брусниця та дикран багатоніжковий збільшувалося у борах в наступному порядку: сухі – свіжі – вологі – сирі. Коефіцієнт накопичення ^{90}Sr у костриці овечої та брусниці зростав для різних типів лісорослинних умов в наступному порядку: $A_1 - A_2 - A_3$, а для куничника наземного в порядку: $A_2 - A_3$.

Серед досліджених видів рослин найбільші значення коефіцієнту переходу для ^{137}Cs спостерігалися у виду дикран багатоніжковий, тоді як найнижчі – у брусниці. Для всіх досліджених видів рослин, коефіцієнт переходу зростав зі зміною типу лісорослинних умов у порядку: $A_1 - A_2 - A_3 - A_4$. Для ^{90}Sr значення коефіцієнту переходу також різняться залежно від типу лісу та виду рослин. Найвищий показник було визначено у чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) а найнижчий у костриці овечої (*Festuca ovina* L.). Коефіцієнт переходу ^{90}Sr у костриці овечої (*Festuca ovina* L.) збільшувався в порядку $A_1 - A_2 - A_3$; для куничника наземного (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth) він зменшувався від A_2 до A_3 , а для брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.), чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) і дикрана багатоніжкового (*Dicranum polysetum* Sw.) – збільшувався в ряду: $A_1 - A_2 - A_3$. Для виду верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hill.) не було виявлено статистично достовірної залежності між інтенсивністю міграції радіонуклідів та типом лісу.

За результатами дослідження видового складу борів ПЗ «Древлянський» було виявлено 108 видів вищих судинних рослин, мохів та лишайників, які належать до 45 родин, з них 88 видів вищих судинних рослин, які за життєвими формами поділяються на: деревні рослини – 10 родин, 25 видів; однорічні та дворічні трав'янисті рослини – 6 родин, 9 видів; багаторічні трав'янисті рослини – 22 родин, 54 види. Найпоширенішими родинами в борах природного заповідника є: серед лишайників – родина кладонієвих (*Cladonia*), яка нараховує 10 видів;

мохоподібних – родина сфагнових (Sphagnaceae), представлена 3 видами; серед вищих судинних рослин найчисленнішими родинами є – родина розових (Rosaceae) – 11, айстрових (Asteraceae) – 7, осокових (Cyperaceae) – 5 видів. В кожному з типів лісорослинних умов було ідентифіковано таку кількість видів: в А₁ – 52, в А₂ – 79, в А₃ – 56, в А₄ – 16.

Рослинний склад представлений наступними фітоценозами: для А₁: соснові ліси лишайникові (*Pinetum cladinosum*), соснові ліси чебрецево-лишайникові (*Pinetum thymoso (serpylli)-cladinosum*), соснові ліси волосконоснополітрихові (*Pinetum polytrichosum (piliferum)*); для А₂: соснові ліси зеленомохові (*Pinetum hylocomiosum*), соснові ліси бруснично-зеленомохові (*Pinetum vaccinioso (viticis-idaeae)-hylocomiosum*), соснові ліси овечокострицево-бруснично-зеленомохові (*Pinetum festucoso (ovinae)-vaccinioso (viticis-idaeae)-hylocomiosum*), соснові ліси вересово-зеленомохові (*Pinetum callunoso (vulgaris)-hylocomiosum*) та соснові ліси перестрічово-зеленомохові (*Pinetum melampyroso (pratensis)-hylocomiosum*); для А₃: соснові ліси чорнично-зеленомохові (*Pinetum myrtilloso-hylocomiosum*); для А₄: соснові ліси чорнично-довгомошні (*Pinetum myrtilloso-polytrichosum (communis)*), соснові ліси буюхово-довгомошні (*Pinetum vaccinioso (uliginosi)-polytrichosum (communis)*), соснові ліси молінієво-довгомошні (*Pinetum molinioso (caerulei)-polytrichosum (communis)*).

Внаслідок пожеж відбулися наступні зміни: після верхової пожежі в сухих борах було знищено майже весь живий надґрунтовий покрив, зустрічалися рідкісні ділянки зі слабо пошкодженим мохово-лишайниковим покривом, з сумарною площею проєктивного покриття до 9 %, на згарищах відмічалася заселення вересом звичайним (*Calluna vulgaris* (L.) Hill) з проєктивним покриттям до 4 %. Після низової пожежі зустрічалися поодинокі екземпляри смовді гірської (*Peucedanum oreoselinum*) та частково вцілілі скупчення брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.). Повністю зникли зі складу досліджуваних ділянок морква дика (*Daucus carota* L.), очиток їдкий (*Sedum acre* L.), куничник наземний

(*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth), зіновать руська (*Chamaecytisus ruthenicus* (Fisch. & Woł.) Klásková), дрiк красильний (*Genista tinctoria* L.), горобина звичайна (*Sorbus aucuparia* L.) та крушина ламка (*Frangula alnus* Mill). Очікувано збільшив свою частку у складі верес звичайний (*Calluna vulgaris* L. Hull).

Застосування індексів Маргалєфа, Шеннона-Уівера (далі – Шеннона), Сімпсона та еквітабельності (Пієлу) для оцінки різноманіття борів як біоценозів показало низьку стійкість і малу потребу їх моніторингу. Найменшими значеннями різноманіття характеризуються сухі та сирі бори серед усіх гігротопів. A_1 мав найнижчі значення індексу Маргалєфа з середніми показниками в діапазоні від 1,32 до 2,09. Мінімальний показник становив від 0,84 до 2,71. A_2 мав середні показники індексу Маргалєфа від 1,64 до 3,52, мінімальне значення – 1,29, що також свідчить про коливання рівня біорізноманіття в цій екосистемі. Мінімальне значення індексу Сімпсона становило – 0,41 а максимальне – 0,85, дані екстремуми розраховані для ділянок A_2 . Мінімальне значення індексу Шеннона-Ввівера становило 1,34 для A_1 , а максимальне значення 2,98 для A_3 . Незважаючи на низькі значення попередніх індексів видового різноманіття, індекс Пієлу мав відносно високі показники. Середні значення знаходилися в діапазоні від 0,61 для A_1 до 0,82 для A_3 , що свідчить про досить рівномірний розподіл видів у межах облікових ділянок.

На основі проведеного аналізу фізико-хімічних параметрів ґрунту та рівня забруднення територій, а також індексах видового різноманіття було розроблено ряд моделей для прогнозування рівня видового різноманіття на основі вищезгаданих параметрів. В результаті математичного моделювання вдалося створити статистично значимі моделі для аналізу та прогнозування чисельності видів, індексу домінування, видового різноманіття Маргалєфа та Шеннона. Завдяки створеним математичним моделям вдалося визначити екологічні фактори, що мають статистично значимі показники впливу на видове різноманіття. Було встановлено, що на чисельність видів можуть впливати такі

фактори – вміст цинку та кобальту, гумусу, експозиційна доза опромінення та обмінна кислотність ґрунту на рівні значущості 95 %. Математична модель передбачає збільшення чисельності видів при збільшенні коефіцієнтів усіх вищезгаданих незалежних змінних. Розроблена покроково-регресійна модель прогнозування індексів домінування є статистично значимою на рівні 95 %. Ця модель вказує, що зі збільшенням фосфору у ґрунті індекс домінування зменшується, а зі збільшенням вмісту азоту та гумусу – збільшується. Всі розроблені моделі індексу Маргалефа є статистично значущими, а серед значимих незалежних змінних виділено такі: вміст кобальту, цинку, обмінна кислотність та експозиційна доза можуть впливати на індекс різноманітності Маргалефа з рівнем значущості 0,05. Серед моделей індексу Сімпсона статистично найзначимішою є модель на основі алгоритму Барута з коефіцієнтом детермінації 0,31, але незалежні змінні цієї моделі мають значення p-value менше 0,05, що не дає можливості зробити достовірний висновок про їх вплив. Обмінна кислотність та цинк мають значний вплив на індекс різноманітності Сімпсона згідно з результатами моделювання на основі покрокової регресії, проте сама модель не є статистично достовірною. В результаті моделювання індексу Шеннона було встановлено, що вміст кобальту у лінійній регресійній моделі, вміст гумусу у моделі на основі алгоритму Барута та експозиційна доза і гумус у моделі на основі покрокової регресії мають статистично значимий вплив на значення індексу видового різноманіття.

Ключові слова: питома активність, щільність забруднення, індекс видового різноманіття, тип лісорослинних умов, бори, коефіцієнт переходу, коефіцієнт накопичення, ^{137}Cs , ^{90}Sr .

SUMMARY

Ustymenko V. I. Ecological Assessment of the Biodiversity of the Forest Cover of Pine Barrens in the “Drevlianskyi” Nature Reserve under Conditions of Radioactive Contamination. – Qualifying scientific work on manuscript rights.

Dissertation for obtaining the scientific degree of Doctor of Philosophy in the specialty 101 “Ecology”, (10 – Natural sciences). – Polissia National University, Ministry of Education and Science of Ukraine, Zhytomyr, 2023.

The dissertation is devoted to the study of the peculiarities of the structure of plant associations in pine barrens situated in the radioactively contaminated territories of the “Drevlianskyi” Nature Reserve.

The relevance of the dissertation work lies in the solution of the scientific problem of species diversity assessment in the conditions of radioactively contaminated territories, improvement of systems for monitoring and forecasting the level of species diversity.

As a result of the conducted research, for the first time, key indices characterizing the diversity of plant associations in pine barrens of the “Drevlianskyi” Nature Reserve were established. In addition, optimal models of regression analysis were developed, which allow predicting changes in the structure of plant associations with high accuracy. The system of monitoring the state of plant associations and indicators of species diversity in the forests of the “Drevlianskyi” Nature Reserve has been improved. The data on the level of radiological contamination of soils by ^{137}Cs and ^{90}Sr , as well as the coefficients of accumulation and transition of radionuclides into plants have been updated.

The dissertation study presents the results of the analysis of the physical and chemical properties of the soils of different hygrotops of the pine barrens. According to the results of the morphological survey of soil sections and laboratory analysis of soil samples, it was established that the soil cover corresponds to the conditions of the

typical pine barrens of Polissia of Ukraine. In the “Drevlianskyi” Nature Reserve, sod-strong podzolic soils with a low humus content: from $0,72 \pm 0,14$ % – in dry pine barrens to – $1,76 \pm 0,33$ % in wet pine barrens prevail. The exchange acidity of these soils indicates that they belong to the class of very strongly and strongly acidic. The content of nitrogen, phosphorus and potassium in them is low.

A study of the content of mobile forms of heavy metals in the soil of dry pine barrens showed an extremely low content of them, with a minimum cobalt value of $1 \cdot 10^{-4}$. A significant variation of indicators was observed in the plots in fresh pine barrens with a maximum level of 182,65 % for cadmium. The exception is the maximum index of zinc – 74 while the threshold limit value (TLV) is 23 and a slight excess of lead of 20,5 mg/kg while the TLV is 20. In areas A₃, the TLV was exceeded for copper with a maximum value of 4,32 (TLV – 3) and zinc – 64,1 with a maximum permissible concentration of 23. For A₄, no maximum permissible concentration was exceeded.

During the analysis of the radiation state, a significant uneven distribution of radionuclides was established in all the investigated areas. Layer-by-layer analysis of the density of ¹³⁷Cs contamination showed a peak value in the soil layers at a depth of 0 – 2 and 2 – 4 cm in all forest types. The share of radionuclides in the 0 – 4 cm soil layers was 68,71 % in A₁, 65,69 % in A₂, 65,82% in A₃, and 72,7 % in A₄. The density of ⁹⁰Sr contamination in the soil had an uneven nature of distribution without a statistically reliable dependence between the depth and the density of contamination. A significant discrepancy in the dose of radiation exposure in the studied territories was revealed compared to the previous mapping of radioactive contamination of the territory. It was established that the main influence on the total absorbed dose for ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr was made by internal exposure. The exposure dose was unevenly distributed along the forest type gradient with maximum values of 0,18 μSv in dry pine barrens and 5,2 μSv in fresh pine barrens.

As a result of studying the migration of radionuclides in the “soil-plant” link,

changes in the coefficients of accumulation and transfer of radionuclides to plants were established depending on the type of forest vegetation conditions. *Dicranum polysetum* Sw had the largest ^{137}Cs transition coefficients, and *Vaccinium vitis-idaea* L. had the smallest. As for ^{90}Sr , the maximum value was observed in *Vaccinium myrtillus* L., and the minimum value was observed in sheep's fescue (*Festuca ovina* L.) The accumulation coefficients of ^{137}Cs for the species of sheep's wort, lingonberry, and dicrania multipedicum increased in the following order: dry – fresh – wet – raw. The coefficient of accumulation of ^{90}Sr of sheep's fescue and lingonberry grew for different types of forest vegetation conditions in the following order: $A_1 - A_2 - A_3$, and for ground marten in the order: $A_2 - A_3$.

Among the studied plant species, the highest values of the transition coefficient for ^{137}Cs were observed in the species *Dicran multipedicum*, while the lowest values are in lingonberry. For all studied plant species, the transition coefficient increases with a change in the type of forest vegetation conditions in the order: $A_1 - A_2 - A_3 - A_4$. For ^{90}Sr the transfer coefficient values also vary depending on the forest type and plant species. The highest index was determined in *Vaccinium myrtillus* L., and the lowest in sheep's fescue (*Festuca ovina* L.) In sheep's fescue (*Festuca ovina* L.) The ^{90}Sr transition coefficient increased in the order $A_1 - A_2 - A_3$; for *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth it decreased from A_2 to A_3 , and for *Vaccinium vitis-idaea* L., *Vaccinium myrtillus* L. and *Dicranum polysetum* Sw. it increased in the series: $A_1 - A_2 - A_3$. For the species *Calluna vulgaris* (L.) Hill. no statistically significant relationship between the intensity of radionuclide migration and the type of forest was found.

According to the results of the study of the species composition of the pines of the “Drevlyanskyi” natural reserve, 108 species of higher vascular plants, mosses and lichens belonging to 45 families were found, with 88 species of higher vascular plants divided by life forms into: woody plants – 10 families, 25 species; annual and biennial herbaceous plants – 6 families, 9 species; perennial herbaceous plants – 22 families, 54 species. The most widespread families in the forests of the nature reserve are: among

lichens – the family of Cladonia, which includes 10 species; bryophytes – the sphagnum (Sphagnaceae) family, represented by 3 species; among higher vascular plants, the most numerous families are - the rose family (Rosaceae) – 11, the aster (Asteraceae) – 7, the sedge (Cyperaceae) – 5 species. The same number of species was identified in each of the types of forest vegetation conditions: in A₁ – 52, in A₂ – 79, in A₃ – 56, in A₄ – 16.

The plant composition is represented by the following phytocenoses. For A₁: lichen pine forests (*Pinetum cladinosum*), thyme-lichen pine forests (*Pinetum thymoso (serpylli)-cladinosum*), hairy polytricho pine forests (*Pinetum polytrichosum (piliferum)*); for A₂: green moss pine forests (*Pinetum hylocomiosum*), pine forests with lingonberry-green moss (*Pinetum vaccinioso (viticis-idaeae)-hylocomiosum*), pine forests with sheep's sedge-cranberry-green moss (*Pinetum festucoso (ovinae)-vaccinioso (viticis-idaeae)-hylocomiosum*), pine forests with heather-green moss (*Pinetum callunoso (vulgaris)-hylocomiosum*) and pine forests with green moss (*Pinetum melampyroso (pratensis)-hylocomiosum*); for A₃: blueberry-green moss pine forest (*Pinetum myrtilloso-hylocomiosum*); for A₄: blueberry-long-moss pine forest (*Pinetum myrtilloso -polytrichosum (communis)*), long-stemmed pine forest (*Pinetum vaccinioso (uliginosi)-polytrichosum (communis)*), and (*Pinetum molinioso (caerulei)-polytrichosum (communis)*).

As a result of the fires, the following changes took place: after the wildfire in the dry forests, almost the entire living above-ground cover was destroyed, there are rare areas with slightly damaged moss-lichen cover, with the total area of the projective cover up to 9 %, the settlement of *Calluna vulgaris* (L.) Hill. was noted on the burns. with projective coverage up to 4 %. After the ground fire, there were single specimens of *Peucedanum oreoselinum* and partially surviving clusters of *Vaccinium vitis-idaea* L. *Daucus carota*, *Sedum acre* L., *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth., *Chamaecytisus ruthenicus*, *Genista tinctoria*, *Sorbus aucuparia* and *Frángula álnus*. *Calluna vulgaris* (L.) Hill expectedly increased its share.

The use of Margalef, Shannon and equitability (Pielou) indices to assess the

diversity of pines as biocenoses showed low stability and little need for their monitoring. Dry and wet forests are characterized by the smallest values of diversity among all hygrotopes. A₁ had the lowest Margalef index values with average values ranging from 1,32 to 2,09. The minimum is from 0,84 to 2,71. A₂ had average values of the Margalef index from 1,64 to 3,52, the minimum value is 1,29, which also indicates fluctuations in the level of biodiversity in this ecosystem. The minimum value of the Simpson index was 0,41 and the maximum was 0,85, these extremes were calculated for the A₂ sections. So, the minimum value of the Shannon index was 1,34 for A₁, and the maximum value was 2,98 for A₃. Despite the low values of previous indices of species diversity, the Pielou index had relatively high indicators. The average values were in the range from 0,61 for A₁ to 0,82 for A₃, which indicates a fairly even distribution of species within the accounted sections.

As a result of mathematical modeling, it was possible to create statistically significant models for the analysis and forecasting of the number of species, dominance index, species diversity index of Margalef and species diversity Shannon index. According to the created mathematical models, ecological factors that have statistically significant indicators of influence on species diversity are successfully assessed. It was established that the number of species can be affected by the following factors - the content of zinc and cobalt, humus in soil, exposure dose of radiation and metabolic acidity based on the significance level of 95 %. The mathematical model predicts an increase in the number of species with an increase in the coefficients of all the above-mentioned independent changes. The developed stepwise regression model for predicting dominance indices is statistically significant at the 95 % level. This model indicates that with an increase in phosphorus in the soil, the dominance index decreases, and with an increase in the content of nitrogen and humus, it increases. All the developed Margalef index models are statistically significant, and the following stand out among the significant independent variables: cobalt, zinc content, exchangeable acidity and exposure dose can affect the Margalef diversity index with a significance

level of 0,05. Among the models of the Simpson index, the most statistically significant is the model based on the Barut algorithm with a coefficient of determination of 0,31, but the independent changes of this model have a p-value of less than 0,05, which does not make it possible to draw a reliable conclusion about their influence. Metabolic acidity and zinc have a significant effect on Simpson's diversity index according to stepwise regression modelling, but the model itself is not statistically significant. As a result of modeling the Shannon index, it was established that the cobalt content in the linear regression model, humus in the models based on the Baruto algorithm, and the exposure dose and amount of humus in the stepwise regression models have a statistically significant effect on the value of the species diversity index.

Key words: specific activity, pollution density, index of species diversity, type of forest, vegetation conditions, pine barrens, transition coefficient, accumulation coefficient, ^{137}Cs , ^{90}Sr .

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

1. Наукові праці, в яких опубліковано основні наукові результати дисертації:

1. Устименко В. І. Видове різноманіття вищих судинних рослин свіжих борів природнього заповідника «Древлянський». *Наукові горизонти. Scientific horizons*. 2019. № 7(80). С. 75–79. <https://doi.org/10.33249/2663-2144-2019-80-7-75-79>
2. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В., Бадзян В. В. Визначення основних показників видового різноманіття борів природнього заповідника «Древлянський». *Наукові горизонти. Scientific horizons*. 2020. № 7(92). С. 65–73. <https://doi.org/10.33249/2663-2144-2020-92-7-65-73>
3. Romantschuk L., Ustymenko V., Didenko P. Accumulation and Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr Radionuclides in the Forests of the «Drevlyansky» Nature Reserve. *International Journal of Energy and Environment*. 2021. Vol. 12, Issue 2. P. 143–151. <https://doi.org/10.11648/j.ijee.20210602.11>
4. Устименко В. І., Романчук Л. Д. Вплив лісових пожеж на лісові рослинні комплекси, забруднені радіонуклідами. *Ядерна та фізична енергетика*. 2022. Т. 3, № 2. С. 195-202. <https://doi.org/10.15407/jnpae2022.03.195>
5. Orlov O., Zhukovsky O., Ivaniuk I., Ustymenko V., Martynenko V. Accumulation of ^{137}Cs by thallus of epiphytic lichen hypogymnia physodes (L.) Nyl on different trunk height in pine stands. *Scientific Horizons*. 2022. Vol. 25, no. 5. P. 48–59. [https://doi.org/10.48077/scihor.25\(5\).2022.48-59](https://doi.org/10.48077/scihor.25(5).2022.48-59)
6. Діденко П. В., Устименко В. І., Бакай Б. Я. Лісові пожежі на Поліссі та їх вплив на довкілля. *Лісове господарство, лісова, паперова і деревообробна промисловість*. 2019. Вип. 45. С. 138–145.

2. Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

7. Romanchuk L., Didenko P., Sus N., Ustymenko V., Orlovskiy A. Scots Pine Seedlings Growth Under Different Ca/Mn Soil Ratios. *International Journal of Ecotoxicology and Ecobiology*. 2021. Vol. 6, Issue 2. P. 34–40. <https://doi.org/10.11648/j.ijee.20210602.12>

8. Устименко В. І. Визначення цінності органічного землеробства для підвищення рівня біорізноманіття. *Органічне виробництво і продовольча безпека* : [зб. матеріалів доп. учасників VII Міжнар. наук.-практ. конф.] / [редкол.: О. Скидан та ін.]; Житомир. нац. агрокол. ун-т. Житомир : ЖНАЕУ, 2019. С. 411–414.

9. Устименко В. І. Оцінка цінності біорізноманіття водних екосистем та актуальність його збереження. *Водні екосистеми у контексті євроінтеграції : реалії та перспективи* : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф., приуроч. до Всесвіт. дня водних ресурсів (21-22 березня 2019 р.) / [редкол.: О. В. Скидан та ін.]. Житомир : ЖНАЕУ, 2019. С. 136-138.

10. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Видове різноманіття як елемент сталого розвитку. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку* : матеріали III-ої Міжнар. наук.-практ. конф. (22-23 жовтня 2020 р.) / ДВНЗ "Херсон. держ. аграр. ун-т". Херсон : Олді Плюс, 2020. С. 543–546.

11. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Дослідження радіологічного стану лісової підстилки соснових деревостанів борів природного заповідника «Древлянський». *Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення* : зб. праць учасн. Міжнар. наук.-практ. конф. (22-23 квітня 2021 р.). Житомир : Поліський нац. університет, 2021. С. 82–87.

12. Устименко В. І., Діденко П. В. Пріоритетні напрями покращення стану лісових екосистем Полісся. *Лісові екосистеми: сучасні проблеми і*

перспективи досліджень – 2021 : матеріали II Всеукр. наук.-практ. конф. (30 квітня 2021 р.). Житомир, 2021. С. 24-25.

13. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Особливості екосистемних процесів, функцій, послуг лісових екосистем. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку* : матеріали IV Міжнар. наук.-практ. конф. (21-22 жовтня 2021 р.). Херсон, 2021. С. 246–249.

14. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Бета-різноманіття фітоценозів борів природного заповідника «Древлянський». *VIII-ий Міжнародний з'їзд екологів* : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. (22–24 вересня 2021 р.). Вінниця : ВНТУ, 2021 С. 338–341.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ ТА ПОЗНАЧЕНЬ	19
ВСТУП	20
РОЗДІЛ 1. ОСОБЛИВОСТІ ВИДОВОГО РІЗНОМАНІТТЯ ЛІСІВ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ	24
1.1. Видове різноманіття лісів як показник стабільності екосистем	24
1.2. Видове різноманіття лісів Українського Полісся	31
1.3. Забруднення лісових екосистем важкими метали	36
1.4. Радіологічний стан території Полісся України у віддалений період після аварії на ЧАЕС	39
1.5. Вплив пожеж на лісові екосистеми	45
1.6. Стратегія ЄС в контексті збереження біорізноманіття	48
Висновки до розділу 1	51
РОЗДІЛ 2. УМОВИ, МЕТОДИКА ТА МЕТОДИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ	53
2.1 Умови та місце проведення досліджень	53
2.2. Методика та методи виконання досліджень	58
2.3. Основні метеорологічні показники в роки досліджень на території ПЗ «Древлянський»	63
Висновки до розділу 2	66
РОЗДІЛ 3. АГРОХІМІЧНА, ФІЗИКО-ХІМІЧНА ТА РАДІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ҐРУНТІВ БОРІВ	68
3.1. Агрохімічна та фізико-хімічна характеристика ґрунтів борів	68
3.2. Вміст рухомих сполук важких металів у ґрунті борів	71
3.3. Радіологічна характеристика ґрунтів	74
3.4. Міграція радіонуклідів в ланцюзі «ґрунт-рослина»	75
3.5. Вплив пожеж на ґрунтові умови	89

Висновки до розділу 3	94
РОЗДІЛ 4. ФЛОРИСТИЧНИЙ СКЛАД РОСЛИННОГО ПОКРИВУ БОРІВ	98
4.1. Лісотаксаційна характеристика ПЗ «Древлянський»	98
4.2. Флористичний склад ПЗ «Древлянський»	101
4.3. Фітоценотичний аналіз лісових рослинних асоціацій	110
4.4. Характеристика біорізноманіття борів ПЗ «Древлянський»	126
4.5. Вплив пожеж на видовий склад рослин на території ПЗ «Древлянський»	131
Висновки до розділу 4	135
РОЗДІЛ 5. МОДЕЛЮВАННЯ КЛЮЧОВИХ ПОКАЗНИКІВ ВИДОВОГО БІОРИЗНОМАНІТТЯ	138
Висновки до розділу 5	153
ВИСНОВКИ	155
РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ	160
СПИСОК ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ	161
ДОДАТКИ	190

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ ТА ПОЗНАЧЕНЬ

ПЗФ – природно-заповідний фонд;

ПЗ – природний заповідник;

ПОНДВ – природоохоронне науково-дослідне відділення;

ЧАЕС – Чорнобильська атомна електростанція;

ГДК – гранично допустима концентрація;

КП – коефіцієнт переходу ($\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$);

КН – коефіцієнт накопичення;

ЛРК – лісові рослинні комплекси;

A_1 – сухий бір;

A_2 – свіжий бір;

A_3 – вологий бір;

A_4 – сирий бір;

A_5 – мокрий бір;

R^2 – коефіцієнт детермінації;

кБк – кілобекерель;

кБк/ м^2 – кілобекерель на 1м^2 ;

Бк/кг – бекерель на 1 кг;

Кі/ км^2 – кюрі на км^2 ;

$\text{мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ – мікрозіврти на годину;

Cs – цезій;

Sr – стронцій.

ВСТУП

Актуальність теми. Зменшення біорізноманіття є однією з найбільших екологічних проблем сучасності, яка має серйозні наслідки. Втрата видів може спричинити руйнування існуючих екологічних зв'язків та деградацію природних угруповань, що може призвести до їх зникнення. Зменшення біорізноманіття може також стати причиною дестабілізації біоти, втрати цілісності екосистеми та її здатності підтримувати найважливіші характеристики середовища [1].

В умовах природного заповідника збереження біорізноманіття є однією з ключових завдань, а втрата одного з видів може призвести до незворотніх змін структури екосистеми. Все це обумовлює актуальність проведених досліджень, спрямованих на вивчення сучасного складу дендрофлори природного заповідника «Древлянський», а розробка заходів щодо збереження різноманіття є одним з основних завдань для діяльності заповідника.

В рамках взятих Україною на себе зобов'язань щодо виконання принципів та положень Конвенції ООН про охорону біологічного різноманіття (1992) [2], а саме: визначення і моніторингу компонентів біологічного різноманіття і сприяння захисту екосистем, яку ратифіковано Законом України N 257/94-ВР від 29.11.94 [3], а також, виконанням цілі сталого розвитку №15 «Захист та відновлення екосистем суші та сприяння їх раціональному використанню, раціональне лісокористування, боротьба з опустелюванням, припинення і повернення назад процесу деградації земель та зупинка процесу втрати біорізноманіття» затверджених Указом Президента України «Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року» (від 30.09.2019 р. № 722/2019) [4] та низки ратифікованих законів: Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» [5], «Про тваринний світ» [6], «Про рослинний світ» [7], «Про природно-заповідний фонд України» [8] та національних програм: Державна програма збереження біорізноманіття України; Національна стратегія

та Державна програма збереження та використання генофонду тварин у вітчизняному тваринництві; Національна стратегія збереження та використання генофонду рослин в Україні; Перелік видів рослин та тварин, які потребують особливої охорони в Україні виконання даної наукової роботи є надзвичайно актуальним.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дослідження виконано впродовж 2018-2021 рр. відповідно до НДП Поліського національного університету «Біорізноманіття лісового покриву Полісся України» (номер державної реєстрації 0118U100559).

Мета і завдання дослідження. Метою дисертаційної роботи є дослідження сучасного стану рослинних асоціацій та визначення закономірностей зміни основних показників їх видового різноманіття на радіоактивно забруднених територіях ПЗ «Древлянський».

Для досягнення поставленої мети вирішувались наступні завдання:

- встановити основні фізико-хімічні та агрохімічні параметри ґрунту та визначити вміст важких металів у ґрунті;
- встановити щільність забруднення ґрунтів ПЗ «Древлянський» ^{137}Cs та ^{90}Sr ;
- визначити коефіцієнт накопичення і переходу ^{137}Cs та ^{90}Sr з ґрунту до фітомаси домінуючих видів;
- дослідити вплив пожеж на ґрунт та рослинні асоціації ПЗ «Древлянський»;
- провести аналіз сучасного стану видового різноманіття борів ПЗ «Древлянський» шляхом ідентифікації та обліку видів;
- оцінити ступінь впливу факторів на ключові показники видового різноманіття рослинних угруповань;
- розробити математичні моделі прогнозування змін видового різноманіття від досліджуваних факторів.

Методи дослідження. У роботі застосовувались різноманітні наукові методи дослідження, серед яких були загальнонаукові та спеціальні методи. До

спеціальних методів відноситься *польовий метод*, який використовувався для проведення стаціонарних та короткострокових досліджень, закладання та обстеження пробних ділянок. Також використовувалися *лабораторні* методи дослідження, які дозволяли визначати агрохімічні, фізико-хімічні та інші показники ґрунту, вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr , важких металів у ґрунті та рослинах; *аналіз та синтез* – для оцінки зміни екологічної ситуації в лісових масивах; *системне узагальнення та порівняння; кореляційно-регресійний та статистичний аналіз* – для встановлення зв'язку між факторами впливу та видовим різноманіттям; *графічний метод* – для побудови діаграм та графіків. Обробка бази даних здійснювалася за допомогою пакету прикладних програм Microsoft Excel та ERICA tool 2.0, PAST 4.03, RStudio з використанням *факторного аналізу та лінійно-регресивного моделювання*.

Наукова новизна одержаних результатів. Уперше: визначено ключові індекси видового різноманіття рослинних асоціацій борів ПЗ «Древлянський»;

- побудовано окремі моделі впливу фізико-хімічних параметрів ґрунту, рівня його забруднення важкими металами та радіонуклідами на ключові показники видового різноманіття рослин;

- визначено оптимальні моделі регресійного аналізу для передбачення змін структури рослинних асоціацій;

удосконалено:

- актуалізовано дані щодо рівня радіологічного забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr ґрунтів, коефіцієнтів накопичення та переходу радіонуклідів в рослини;

дістали подальшого розвитку:

- система моніторингу стану рослинних асоціацій та показників видового різноманіття в лісах ПЗ «Древлянський»;

- особливості початкового етапу відновлення рослинного покриву після пожеж на території борів ПЗ «Древлянський».

Практичне значення одержаних результатів. Отримані результати мають

практичне значення для систем моніторингу в лісових екосистемах і можуть слугувати основою для створення відповідної бази даних щодо стану лісових рослинних комплексів. Розроблені математичні моделі можуть бути використані для визначення потенційно вразливих ділянок лісу та прогнозування тенденцій щодо зміни рівня видового різноманіття.

Результати досліджень впроваджено у практику екологічного моніторингу ПЗ «Древлянський» і використовуються управлінням екології та природних ресурсів Житомирської облдержадміністрації при розробці й створенні нових об'єктів природо-заповідного фонду.

Основні результати роботи використовуються також у навчальних програмах при викладанні дисциплін: «Моніторинг довкілля», «Моделювання та прогнозування стану довкілля», «Збалансоване природокористування», «Оцінка впливу на довкілля», «Екологічна безпека».

Публікації. За темою дисертації опубліковано 14 наукових праць, з них наукові праці, в яких опубліковано основні наукові результати дисертації – 7, наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації – 7.

Обсяг і структура дисертації. Дисертаційна робота складається з анотації, вступу, 5 розділів, висновків, списку використаних джерел, рекомендацій виробництву, додатків. Загальний обсяг дисертації викладено на 236 сторінках комп'ютерного тексту. Робота містить 30 рисунків і 15 таблиць, 5 додатків, список використаних джерел налічує 259, з них 149 латиницею.

РОЗДІЛ 1. ОСОБЛИВОСТІ ВИДОВОГО РІЗНОМАНІТТЯ ЛІСІВ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

1.1. Видове різноманіття лісів як показник стабільності екосистем

Поняття видового різноманіття було введено ще на початку 19 ст., проте найбільшої популярності набуло в 90-х роках ХХ ст. Воно стало надзвичайно популярним через зростаючу усвідомленість втрати біорізноманіття. У 1916 р. Дж. Артуром Гаррісом було запропоновано термін «біологічне різноманіття» у його роботі «The Variable Desert». Великим кроком у популяризації цього терміну стала промова Едварда Осборна на першому Американському форумі з біологічного різноманіття у 1986 р., який був організований Національною Радою досліджень (NRC). Відтоді термін «біорізноманіття» став дуже поширеним [9, 11].

На разі, термін «біорізноманіття» широко використовується, незважаючи на те, що єдиного визначення він і досі не має. У більшості випадків застосовують визначення терміну, яке було ухвалено в 1992 році на Саміті ООН з питань довкілля у Ріо-де-Жанео – «мінливість серед живих організмів із будь-яких ареалів, включаючи, суходольні, морські, інші водні, екологічні комплекси, частинами яких вони є; що включає мінливість всередині видів, між видами, та між екосистемами» [2]. Це визначення використовується і в Конвенції про біологічне різноманіття – міжнародній угоді, прийнятій в Ріо-де-Жанейро 5 червня 1992 року.

Беручи до уваги те, що поняття біологічного різноманіття є надзвичайно широким, Робертом Уїттекером [12] було запропоновано варіант організації рівнів екосистемного різноманіття і досліджено залежність біорізноманіття від факторів навколишнього середовища. Згідно з працями автора виділяють: альфа-

різноманітність – різноманітність всередині спільноти; бета-різноманітність – різноманітність між спільнотами; гамма-різноманітність – різноманітність по градієнтам середовища.

У біології величина біорізноманіття вважається одним з основних показників життєздатності видів та екосистеми в цілому. При великій схожості характеристик особин в межах одного виду, будь-яка значна зміна зовнішніх умов (наприклад, температура, зміна складу ґрунту, води, тощо) може критично вплинути на виживання виду, на відміну від екосистем з високим рівнем біологічного різноманіття [13, 14]. Те ж, на іншому рівні відноситься і до біорізноманіття видів в біосфері в цілому.

Найбільш чутливим показником змін рослинної асоціації є біорізноманіття. Загально визнано, що типовою реакцією будь-якого фітоценозу на негативний вплив зовнішніх факторів є зміна флористичного складу та пропорційності видів в середині асоціації [15]. Це може проявлятися у зникненні чутливих видів та посиленому розвитку толерантних видів; у впровадженні в екосистему видів, раніше для неї не характерних, але тих, що виявилися добре пристосованими до нових умов; в зменшенні загального видового багатства.

Україна, завдяки своєму географічному положенню та природним умовам, має різноманітний біологічний ресурс, що включає більше 70 тисяч видів рослин і тварин. «Флора та мікробіота налічує понад 28 тис. видів, у тому числі: гриби – 5,2 тис. видів (передбачувана кількість може перевищувати 15 тис. видів), водорості – 4,9 тис., лишайники – 1,3 тис., мохоподібні – 763, вищі рослини – 6086 видів, з яких 5310 є аборигенними, 533 – здебільшого культивуються. Наявність у флорі України ще 126 видів потребує підтвердження». Площа України зайнята лісами становить близько 15 % від загальної, в яких зосереджено майже 25 % видів флори України [16].

За даними 1991 р. ценофонд України налічує понад 3800 асоціацій та 1100 варіантів асоціацій, об'єднаних у 348 формацій. 373 найрідкісніших лісових

асоціації занесено до Зеленої книги України [17].

Перше видання Червоної книги України (1980) містило 151 вид вищих рослин та 85 видів тварин [18]. До другого видання Червоної книги України (тваринний світ – 1994 р. [19], рослинний світ – 1996 р. [20]), включено 541 вид рослин і грибів та 382 види тварин. Третє видання, діюче, наразі містить 542 види тварин [21] та 826 видів ролин [22]. Існуюча тенденція до збільшення видів включених до Червоної книги свідчить про наявну загрозу видовому різноманіттю рослинного та тваринного світу України.

Лісові екосистеми займають понад 4,1 млрд га території поверхні Землі та мають значний внесок у глобальний вуглецевий колообіг як резервуари секвестрації вуглецю [23, 24]. Вони також є основними елементами для оглинання атмосферного вуглекислого газу, функціонуючи як масивні наземні системи поглиначів вуглецю. Роль лісу у пом'якшенні зміни клімату загально визнана, стратегічне управління яких є обов'язковим для підтримки та підвищення їх ефективності [25].

Глобальні екологічні зміни істотно вплинули на функціонування та біорізноманіття в лісових екосистемах [26]. Деградація навколишнього середовища та зміна клімату, зумовлена антропогенними факторами, відбувається досить швидко, що призводить до значного скорочення світового видового різноманіття [27-29], зміни в глобальному розподілі організмів [26], зміни у видовому складі [30, 29] і зміни у взаємодії видів [31]. Зміна динаміки вуглецю в глобальних лісах впливає як позитивно, так і негативно [32–37]. Наприклад, підвищення рівня CO₂ в атмосфері та збільшення відкладень азоту може посилити ріст дерев і зберігання вуглецю в певних регіонах, які не обмежені доступністю води [38–40], тоді як дефіцит води, а також посилена конкуренція через потепління та підвищення рівня CO₂ збільшують кількість відмерлої деревини та зменшують зміну надземної біомаси лісів у глобальному масштабі [40–45].

Біорізноманіття має потенціал для пом'якшення двох важливих елементів впливу на зміни клімату: I – на біорізноманіття саме по собі, оскільки більш різноманітні системи можуть бути більш стійкими [26] та II – на функціонування екосистеми в цілому [46–49]. Зміни клімату впливають не лише на функціонування екосистеми біорізноманіття, а й навпаки – втрати біорізноманіття можуть безпосередньо знижувати функціонування екосистеми, що в свою чергу прискорює глобальні зміни.

Крім того, збільшення біорізноманіття може пом'якшити негативний вплив змін клімату на функціонування екосистеми шляхом покращення її функціонування через прямий взаємозв'язок між біорізноманіттям і функціонуванням екосистеми [36–38].

Протягом останніх двох десятиліть науковцями зроблено значні зусилля з метою дослідження впливу біорізноманіття на функціонування екосистеми [50–59]. Дослідження показали позитивний вплив різноманітності на екосистемні процеси, зокрема, на продуктивність. Біорізноманіття має значення для людей з економічної, рекреаційної, культурної, екологічної та інших поглядів. Наше здоров'я, а також здоров'я економіки та суспільства, в цілому, залежать від послуг, які ми отримуємо від екосистем, тобто вигод, що людство отримує від природи. Ці послуги екосистем забезпечують людство природними ресурсами, здоровим середовищем існування та іншими екологічно та економічно значущими «продуктами» [60–62].

Було проведено декілька досліджень про вплив втрат біорізноманіття на зміну клімату та на функціонування екосистеми, де було показано, що біорізноманіття підвищує продуктивність, стабільність, стійкість до впливу кліматичних чинників в експериментальних пасовищах. Проте, дослідження в контексті зміни клімату в природних лісових системах значною мірою мало досліджено [48, 63].

Варто також зазначити, що функціонування екосистеми може вплинути на

біорізноманіття. Встановлено, що цей зв'язок є як позитивним, так і негативним, і навіть лінійним чи нелінійним [65–69].

Біорізноманіття впливає на функціонування екосистем, наприклад – первинне виробництво, колообіг поживних речовин, розкладання, а також втрати біорізноманіття знижують ефективність спільнот в споживанні ресурсів – поживних речовин, води, світла та у перетворенні цих ресурсів на біомасу [29, 58].

Принцип функціонування біорізноманіття екосистеми базується на наступних прогнозах: 1) нішова гіпотеза, яка передбачає покращене використання обмежених ресурсів і збереження поживних речовин; 2) гіпотеза ефекту ймовірності відбору – на основі властивої продуктивності відповідних видів, яка прогнозує, що місця з більшою видовою різноманітністю мають вищу ймовірність утримання більш продуктивних видів [70].

Крім того, нішова гіпотеза ефективності, нещодавня теоретична модель, передбачає те, що біорізноманіття може покращити загальну ефективність використання ресурсів і тим самим підвищити продуктивність екосистем, через зв'язок між ресурсами та продуктивністю [71].

При розгляді мінливості середовища «гіпотеза страхування» також повинна бути обговорена. Ця гіпотеза стверджує, що кожен вид має різні способи реагування на порушення екосистем, а місця з кількома видами мають більші шанси збереження функціонування екосистеми, тому певні види можуть витримати критичні зміни навіть якщо інші зазнають невдачі [62].

На основі цих механізмів, біорізноманіття підвищує здатність спільноти до використання ресурсів і отримання біомаси з цих ресурсів. Було показано, що біорізноманіття значно збільшує продуктивність екосистем в експерименті на пасовищах, з контрольованим різноманіттям видів трав на природних луках [67, 70], а також в природних лісових екосистемах [72, 73]. Різноманітність також підвищує стабільність екосистеми проти мінливості середовища [61], стійкість до

посухи та інвазійних видів [57]. Спільні відносини між видовим різноманіттям і стійкістю до порушень також спостерігається в лісових екосистемах [74 – 76]. Таким чином, зміна біорізноманіття впливає на функції екосистеми так само сильно, або навіть сильніше, ніж прямі зміни навколишнього середовища [64, 72].

Зміни в біорізноманітті можуть опосередковано дозволити кліматичним факторам впливати на функціонування екосистеми. Ці висновки означають, що позитивний взаємозв'язок між біорізноманіттям та функціонуванням екосистеми може бути задіяний для посередництва та зменшення негативного впливу змін навколишнього середовища, а також посилити позитивний вплив зміни клімату, тобто збільшення швидкості росту завдяки позитивним кліматичним факторам, які сприяли б у більш різноманітних системах синергії відносин.

В розрізі важливості видового різноманіття для лісових екосистем потрібно виділити наступні особливості: вища неоднорідність у витривалості видів до затінення збільшує продуктивність лісу за рахунок підвищення ефективності отримання світла на різних рівнях лісу [77]; ліси змішаних порід можуть використовувати простір пологів ефективніше ніж монокультури завдяки більшій різноманітності в максимумі висоти – вертикальній стратифікації, тобто співіснування видів з контрастною архітектурою крони та фізіологічною адаптацією до тіні, або листкова мозаїка – здатність навісу коригувати форму та розмір крони у відповідь на конкуренцію з сусідами [78].

З іншого боку, ефекти відбору пов'язані з видово-функціональною тотожністю, де вид розглядається насамперед як носій функцій [79], і наявність певних видів із ключовими ознаками у спільноті впливає на покращення продуктивності деревостану. Так, незалежно від виду у посушливих регіонах наявність ознак, адаптованих до високої посухостійкості сприяє збільшенню продуктивності. Більша листкова маса для хвої пов'язана з більшою продуктивністю в Середземноморських лісах [78]. Наявність у видів функціональних ознак – щільність деревини, максимальна тривалість життя та

максимальна висота показали свою важливість для продуктивності біомаси в Європейських лісах [79].

Видовий склад є критичним компонентом в концепції пом'якшення біорізноманіття (*diversity-mitigation concept*), так як втрата або зменшення відносної чисельності ключових видів в рослинній асоціації може непропорційно вплинути на функціонування екосистеми [79–82]. Отже, вразливість продуктивності лісу від змін клімату може залежати від видового складу. Крім того, неоднорідність у функціональних ознаках, наприклад, тіньовитривалість, характер росту має позитивний вплив на стабільність екосистем під впливом негативних чинників у лісових системах [83]. Асоціації які містять ключові функціональні ознаки, наприклад, стійкі до змін навколишнього середовища, або асоціації з більшою відотною кількістю таких ознак, є більш стійкішими до зміни клімату, тобто наслідки зміни клімату пом'якшуються [79]. Таким чином, склад видів функціональних ознак може бути таким же важливим як видове функціональне різноманіття у пом'якшенні впливу змін клімату [26].

Крім того, біорізноманіття може пом'якшити вплив змін клімату на саму різноманітність, тобто втрату видів, зміну складу, що також може опосередковано зменшити втрати біомаси, спричинені зміною клімату. Однак, різноманітні екосистеми можуть бути стабільнішими, навіть якщо ключові види знищені. Інші види можуть ефективно функціонувати для збереження поточного складу, згідно страхової гіпотези.

Крім того, для систем з більшою різноманітністю характерні менш значні зміни, спричинені зміною клімату, так як вони містять більшу кількість видів та ознак.

Зведення до мінімуму втрати біорізноманіття є ключовим завданням, виділеним у цілі Конвенції про біологічне різноманіття (Convention on Biological Diversity, CBD, 2010) і Цілі сталого розвитку ООН (ЦСР, ICSU, 2015), конвенції про охорону мігруючих видів дикої тварини (CMS), прийнята в 1979 році,

конвенції про охорону природних місць і пейзажів, відомих як Конвенція про захист світової культурної та природної спадщини (UNESCO), прийнята в 1972 році [84].

1.2. Видове різноманіття лісів Українського Полісся

Полісся – це фізико-географічна область, розташована в південно-західній частині Східно-Європейської рівнини з площею 300 тис км², близько третини якої становлять ліси. Українське Полісся знаходиться у південній частині Поліської низовини та простягається на 750 км з заходу на схід та 120-150 км з півночі на південь. Площа Українського Полісся становить близько 113 тис км² [85]. За ландшафтними особливостями виділяють Волинське, Житомирське, Київське, Чернігівське та Новгород-Сіверське Полісся [85–86].

Геологічна будова Українського Полісся вважається неоднорідною, оскільки регіон розташований в межах різних геоструктур Східноєвропейської платформи: на заході – в межах Галицько-Волинської западини; в центрі – Українського щита і його схилів; на сході – схилу Воронежського кристалічного масиву та Дніпровсько-Донецької западини [86].

Основними характеристиками зони Полісся є низинний рельєф, широкі заболочені річкові долини, позитивний баланс вологи, панування дерново-підзолистих та болотних ґрунтів, які сформувалися переважно на піщаному субстраті, високий рівень ґрунтових вод, значне поширення соснових лісів змішаних з невеликою кількістю широколистяних порід [87].

Ґрунтовий покрив Полісся вивчало багато вчених, які відзначали, що ґрунтовий покрив Полісся характеризується високою мозаїчністю, що пов'язано з високою різноманітністю ґрунтоутворювальних порід: долини на цій території широкі, а межиріччя не вкриті однорідними лісами; відмінностями у зволоженні, які пов'язані високим рівнем залягання ґрунтових вод та легким

гранулометричним складом ґрунтів, які не можуть достатньо затримувати воду і тому швидко пересихають [87–88].

Полісся займає південно-західну частину зони підзолистих ґрунтів з широким розвитком дерново-підзолистих ґрунтів (6,9 % загальної площі), болотних і торфово-болотних (13 %), дерново-лучних (10 %) та інших (7 – 8 %). За гранулометричним складом дерново-підзолисті ґрунти Полісся належать до піщаних, супіщаних і піщано-суглинкових. Вони представлені дерново-підзолистими (річкові тераси, зандрові долини середньої частини Полісся), дерново-середньопідзолистими (вододільні простори водно-льодовикових і моренних відкладень майже всіх областей Полісся), дерново-сильнопідзолистими (Житомирське Полісся). Ці ґрунти вважаються малородючими. Родючими ґрунтами Полісся є дерново-перегнійно-карбонатні (південна і південно-західна частина Волинського Полісся), сірі лісові та опідзолені чорноземи (Турівська рівнина, окремі острівці в Чернігівському та Житомирському Поліссі). Основні ґрунти характеризуються низкою спільних несприятливих властивостей: кислою реакцією, незначним вмістом гумусу, надмірною водопроникністю, значно піддаються ерозії тощо.

Лісові екосистеми Житомирського Полісся мають найбільшу різноманітність біотопів та здебільшого є домінуючими з точки зору наявності наземних видів рослин, тварин, грибів та мікроорганізмів. Окрім того, вони здійснюють багато важливих екосистемних функцій, таких як захист ґрунтів і водних ресурсів, регулювання клімату та водного балансу, створення умов для життя тварин і людини, підтримка біосферної функціональності та екологічної рівноваги. Також значні території їх вкриті лучною рослинністю, яка росте на рівнинних, низинних та заплавних луках [90]. У північній частині Житомирського Полісся природна рослинність представлена найбільш повно, з розораністю території не більше 15 %. У інших районах розораність території перевищує 60 %. Великі території низинних та заболочених лук, які були майже

повністю перетворені в сільськогосподарські землі, постійно піддаються розорюванню [91].

Відсоткове співвідношення лісистості на поліській території коливається від 10 до 50 %, а середня лісистість становить 32,1 %. Лісовий покрив Полісся представлений сосновими, сосново-дубовими, дубово-грабовими та вільховими лісами [92].

Лісовий фонд Полісся характеризується переважною кількістю хвойних насаджень, які займають 50 % його території. Зокрема, сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) є домінуючою породою у цих насадженнях. Сосна звичайна є однією з найбільш поширених порід дерев у лісах Полісся та на території України взагалі. Ця порода має високу адаптивність до різних умов середовища, кліматичних та ґрунтових умов, тому її можна зустріти в більшості лісових типів Полісся.

Соснові ліси на Україні ростуть на найвищих ділянках з бідними піщаними дерново-підзолистими ґрунтами, що забезпечує їм меншу конкуренцію з іншими рослинами. Ліси зеленомохові трапляються на вологіших ґрунтах, тоді як на сухих ґрунтах зустрічаються лишайникові соснові ліси. У найвологіших умовах можна зустріти соснові ліси чорницеві з високопродуктивним деревостаном. За площею в Україні переважають соснові ліси зеленомохові, а друге місце займають березняки, які в основному складаються з молодих дерев [93].

У лісах Полісся також поширеними видами є: дуб звичайний (*Quercus robur* L.), береза повисла (*Betula pendula* Roth), вільха чорна (*Alnus glutinosa* L. Gaertn), осика (*Populus tremula* L.) та граб звичайний (*Carpinus betulus* L.).

На півдні Полісся та в центральній частині переважають дубові ліси, необхідною умовою яких є карбонатний горизонт ґрунту на глибині не більше як 2 метри [94]. Дубові ліси характеризуються високим біорізноманіттям, але зустрічаються рідко. У південно-західних районах можна знайти ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.), липу серцелисту (*Tilia cordata* Mill.), клен гостролистий

(*Acer platanoides* L.), в'яз гладенький (*Ulmus laevis* Pall.), в'яз граболистий (берест) (*U. carpinifolia* Rupp. ex. G. Sukow) та в'яз корковий (*U. suberosa* Moench) [95].

Верба біла (*Salix alba* L.) та верба ламка (*S. fragilis* L.), осокір (*Populus nigra* L.) формують чисті або змішані насадження, переважно у долинах і заплавах річок. Подекуди в складі деревостану відмічається тополя біла (*Populus alba* L.) та сіра (*P. canescens* (Ait.) Smith).

В лісових насадженнях Житомирського Полісся підлісок можна охарактеризувати як бідний з точки зору видового складу. Він зазвичай складається з таких видів, як крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.), горобина звичайна (*Sorbus aucuparia* L.) і ліщина звичайна (*Corylus avellana* L.). У підліску трапляються рідкісні види, такі як глід український (*Crataegus ukrainica* Pojark.), терен звичайний (*Prunus spinosa* L.), барбарис звичайний (*Berberis vulgaris* L.), бузина чорна (*Sambucus nigra* L.) та червона (*S. racemosa* L.), жимолость пухнаста (*Lonicera xylosteum* L.). Низка видів є характерною для окремих частин Полісся, так у західній частині Житомирського Полісся можна зустріти рододендрон жовтий (*Rhododendron luteum* Sweet) [96]. Частка лісостанів з пануванням твердолистяних порід становить – 9,7 %, м'яколистяних – 25,8 % від загальної площі лісів [92].

У географічному регіоні Полісся України збереглося багато реліктових видів рослин, таких як плауни і папороті. Серед реліктових видів Полісся – гронянка півмісяцева (*Botrychium lunaria*), листовик сколопендровий (*Phyllitis scolopendrium*) та фегоптерис з'єднуючий (*Phegopteris connectilis*). Рододендрон жовтий (*Rhododendron luteum* Sweet), що зустрічається в цьому регіоні, зберігається у реліктовому стані, адже його деякі популяції розташовані на Кавказі, віддаленому на 1000 кілометрів від Полісся, що свідчить про існування зруйнованого мосту між епохами. На Словоченсько-Овруцькій височині також знаходиться реліктовий вид плющ звичайний, який повністю втратив репродуктивні властивості [93].

Рослинний покрив лісів Житомирського Полісся є важливим предметом дослідження, оскільки вони є одним з ключових компонентів екосистеми даного регіону, як за зайнятою площею, так і за функціональним значенням [97].

Створення нових і збереження старих заповідних територій надзвичайно важливе завдання для України, враховуючи що орні землі складають майже 78 % території сільськогосподарських угідь. 19 % площі орних земель знаходяться на території Полісся. Враховуючи вищезгадане, лише 5 % площі країни відведених під об'єкти ПЗФ недостатньо для забезпечення збалансованого природокористування.

Створення об'єктів природно-заповідного фонду є невід'ємною складовою ефективного захисту біорізноманіття. ПЗФ – це території, на яких регулюється природокористування та управління з урахуванням їх природних властивостей. Це забезпечується нормативними актами, які встановлюють спеціальний режим природокористування, включаючи часткові або повні обмеження людської діяльності, а також можливість проведення відновлювальних заходів у випадках необхідності.

Територія Полісся України характеризується більшою кількістю лісових земель в порівнянні з іншими регіонами України, що дає змогу виділяти більшу територію під об'єкти ПЗФ [98].

Географічне розташування України, її рельєф та кліматичні умови сприяли формуванню різноманітної рослинності, яка змінюється відповідно до чотирьох природних зон: широколистяно-лісової (включаючи Полісся), лісостепової, степової та середземноморської лісової. Кожна з цих територій представляє цінність і на кожній з них створено об'єкти ПЗФ з метою збереження та охорони характерних для регіону екосистем або окремих її представників. Українське Полісся характеризується переважним поширенням соснових та дубово-соснових лісів, з меншою кількістю дубово-грабових та дубових лісів. Вологі місця населені вільховими деревами, тоді як значні площі лук можна знайти у

заплавах річок. Здебільшого болота зустрічаються в заплавах та верхів'ях менших і середніх річок, а також в реліктових долинах. Майже 80 % видів флори Українського Полісся зберігається на природно-заповідних територіях [101 – 101].

Станом на 1 січня 2021 року в Україні налічується 8633 територій та об'єктів ПЗФ загальною площею 4,485 млн га [101]. В більшості регіонів України площа заповідних ділянок в лісах вища ніж загальнодержавна. За 30 років (з 1978 по 2019 р.) площа територій та об'єктів ПЗФ на лісових землях збільшилась в 4 рази: із 315 тис. га до 1327 тис. га і заповідність відповідно із 5,5 % до 16,8 % [102].

З метою збереження й охорони природних комплексів даного регіону станом на 1 січня 2021 року в Житомирській області створено 242 об'єкти ПЗФ загальнодержавного і місцевого значення загальною площею 138258,1 га, що становить 4,64 % її території. ПЗФ області представляють: Поліський та Древянський природні заповідники (площа – 50976,8 га) [103].

Важливою складовою розвитку заповідної справи на території України є реалізація Смарагдової мережі, що передбачає створення мережі територій, що мають важливе природоохоронне значення. Смарагдова мережа Європи є інструментом для підтримки охорони природи в масштабах всієї Європи, який застосовують країни, що не є членами ЄС. Цей інструмент закріплений у Директиві 92/43/ЄС від 21.05.1992 року, що ставить за мету формування мережі природоохоронних територій для збереження природних оселищ та видів природної флори і фауни [104–106].

1.3. Забруднення лісових екосистем важкими металами

З наукової точки зору, важкі метали – це метали з щільністю $> 5 \text{ г}^{-3}$, такі елементи як свинець (Pb), кадмій (Cd), хром (Cr), мідь (Cu), нікель (Ni), ртуть

(Hg) та цинк (Zn). Забруднення важкими металами ґрунтів викликає зміни у видах рослин, впливаючи на структуру рослинних угруповань, біорізноманіття та екосистему [107, 108]. Осадження таких металів, як нікель (Ni), залізо (Fe), марганець (Mn), цинк (Zn), мідь (Cu), хром (Cr), миш'як (As), ртуть (Hg), свинець (Pb) і кадмій (Cd) у навколишньому середовищі стало глобальною проблемою [109–111]. Їхнє забруднення порушує природний біогеохімічний цикл, через їхню нездатність до біологічного розкладання, екологічні ризики, токсичність, біогеохімічну переробку, подовжений біологічний період напіврозпаду та стійкість [112, 113]. Вони також заважають екосистемі, здоров'ю та обігу поживних речовин [114, 115]. Таким чином, інтерес екологів до розуміння цих взаємозв'язків зростає. Це пояснюється пріоритетом світових дослідників щодо впливу важких металів на навколишнє середовище [116–118].

Важкі метали трапляються природним шляхом у геосфері при сильно змінних концентраціях. Концентрації різняться в першу чергу в залежності від материнської породи. Як на регіональних, так і на національних масштабах цей ефект може призвести до значної зміни природних концентрацій важких металів у ґрунтах.

Через взаємодію дерев при фільтрації забруднюючих речовин з атмосфери шанс абсорбції важких металів особливо високий у ґрунтів під лісом. При низьких концентраціях деякі важкі метали, наприклад, Cu, Zn, можуть бути важливими поживними речовинами, і тому мають цінність. При вищих концентраціях метали мають токсичні ефекти як для екосистем, так і для людини [115, 119]. Інші важкі метали, такі як Cd, Pb, Hg мають лише токсичні ефекти [120]. У геосфері екотоксикологічні ефекти важких металів присутні лише тоді, коли метал знаходиться в біодоступній формі в ґрунтового розчині або пов'язаний з твердою фазою ґрунту. У ґрунті, в аніонному вигляді важкі метали, як правило, є біодоступнішими при нижчих значеннях рН. Отже, вищі концентрації важких металів у лісових ґрунтах, де рН значно нижчий порівняно

з сільськогосподарськими ґрунтами, становить вищий ризик для біосфери. Різні важкі метали поглинаються в різних обсягах з ґрунту і, залежно від рН, також можуть осаджуватись як оксиди низької розчинності, гідроксиди, карбонати або в інших формах.

Високий рівень накопичення важких металів у певних регіонах, зокрема з великим рівнем вмісту, відповідає за зміни рослинних угруповань, різноманітність та потенціал їх продуктивності [121–123]. Забруднення ґрунту, викликане важкими металами, може бути призупинено або пришвидшено шляхом їх розсіювання в навколишнє середовище в результаті вітру, інтенсивності опадів, дощового стоку та інфільтрації забрудненої води [124–126]. Також важкі метали забруднюють навколишні екосистеми та впливають на якість ґрунту, змінюючи його фізичні властивості [127–129].

Дослідження показали, що відкладення та вплив важких металів шкодить як тваринам, так і рослинам [130–131]. Sheng *et al.* оцінили зв'язок між забрудненням важкими металами та збереженням біорізноманіття таксонів моху [123]. Вони помітили, що вплив металів на різноманіття видів був значним [118]. За результатами дослідження Дж. Ф. Максвелла *et al.* [132], важкі метали, такі як свинець, кадмій та мідь, можуть впливати на здоров'я лісів та екосистем в цілому. Висока концентрація важких металів у ґрунті та воді може призвести до вимирання деяких видів лісових рослин і тварин [133]. Зокрема, було встановлено, що важкі метали можуть впливати на ріст та розвиток дерев, зменшуючи їхню життєву активність та продуктивність [134]. Крім того, за дослідженнями В. Ф. Лебедевої та ін. [135], важкі метали можуть негативно впливати на видовий склад лісів та зменшувати їхнє різноманіття.

Дослідження, проведені у лісових масивах Європи, виявили зв'язок між забрудненням важкими металами та зменшенням видового різноманіття. Наприклад, в Україні в Дніпропетровській області в районі міста Кривого Рогу, де відбувається промислова діяльність і велика кількість важких металів

потрапляє в ґрунт, було виявлено зниження чисельності та різноманітності видів лісових дерев [136].

Інші дослідження, показали, що можливо використовувати вищі рослини, такі як ялицю та сосну, для визначення рівня важких металів у лісовому середовищі і вони можуть бути використані як індикатори [137].

Однак, деякі дослідження, показали, що інфіковані важкими металами ліси можуть мати високе видове різноманіття. Автори досліджували лісові масиви на південному Аппенінському півострові та встановили, що наявність важких металів у ґрунті не заважає збереженню видового різноманіття лісів [138].

Отже, вплив важких металів на ліси та їх видове різноманіття є досить складною проблемою, і її наслідки можуть бути різними в залежності від супутніх факторів. Для отримання точних та повних даних необхідно проводити додаткові дослідження в різних екосистемах та регіонах. Також, потрібні подальші дослідження, щоб визначити оптимальні методи очищення від забруднення важкими металами і захисту лісів від негативного впливу промислових викидів та інших джерел забруднення.

1.4. Радіологічний стан території Полісся України у віддалений період після аварії на ЧАЕС

Аварія на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) стала найбільшою техногенною катастрофою на той період часу, яка суттєво змінила радіаційну ситуацію на території країн колишнього Радянського Союзу та Європи [139–142].

Лісові масиви стали одними з найбільш постраждалих типів ландшафту, з більш ніж 20 – 30 % вищим рівнем радіоактивного забруднення порівняно з відкритою місцевістю [143–145].

У результаті радіоактивного забруднення постраждало 14,5 млн га землі,

включаючи 1,23 млн га лісових угідь, що становить 39 % державного лісового фонду України на початок 1990-х років. Густота радіоактивного забруднення ^{137}Cs у ґрунті на рівні понад 37 кБк/м² була зафіксована на 60 % лісових територій Житомирської області [146–148].

Ліси Житомирської області також характеризувалися найвищими максимальними показниками забруднення в північних її регіонах. Зокрема, в Народицькому та Овруцькому районах лісові господарства мали щільність радіоактивного забруднення ґрунту понад 555 кБк/м² на площі 14,9 тис. га та 14,2 тис. га відповідно. В Народицькому лісовому господарстві щільність радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs становила понад 1480 кБк/м² на площі 4,5 тис. га. Рівень радіоактивного забруднення ґрунту поступово знижувався в напрямку на захід та південь, найбільш суттєве зменшення спостерігається в південному напрямку.

Таким чином, радіоактивні випадіння в лісових екосистемах мають високоградієнтний та мозаїчний характер, що призводить до неоднорідного розподілу радіонуклідів на території. Одним із чинників, які впливають на формування радіоактивного забруднення лісових екосистем, є метеорологічні умови такі як, напрям та швидкість вітру, які можуть сприяти переміщенню радіоактивних речовин у певному напрямку. Окрім того, важливу роль у взаємодії радіоактивних речовин з лісовою біотою відіграють фізико-хімічні властивості цих речовин, які залежать від їх хімічного складу та способу викиду. За даними досліджень Щеглова та ін. [145], викиди з Чорнобильської АЕС викликали зміни у біогеохімічному циклі радіонуклідів в лісових екосистемах, що може впливати на функціонування цих екосистем і підвищувати їх вразливість до інших негативних впливів. Краснов зазначає, що радіоекологічний стан лісів Полісся України має високий рівень забруднення радіонуклідами, що потребує постійного моніторингу та вивчення наслідків радіоактивних випадінь на територію цих екосистем [149–152]. В межах одного кварталу, виділу, або

навіть конкретної ділянки показники щільності забруднення ґрунту можуть значно розрізнитись [153, 154].

Після надходження в компоненти лісових екосистем, радіонукліди поступово переміщалися з верхніх в нижні яруси рослинності та поверхню ґрунту. Безпосередньо під впливом атмосферних опадів і вітру, а також унаслідок опадів листя, хвої, гілок і кори, відбулася їх вертикальна й горизонтальна міграція. Вертикальна міграція в ланцюзі крона – підстилка – ґрунт – коріння, впродовж якої з крони у лісову підстилку переміщається до 95 % радіонуклідів, складає в листяних насадженнях приблизно один рік, а у хвойних – до трьох років [155]; за іншими оцінками – від 3 до 7 років [151, 155]. Після переміщення радіонуклідів до лісової підстилки та залежно від типу лісорослинних умов і складу деревного ярусу, розпочалася міграція радіонуклідів різної інтенсивності у генетичних горизонтах лісових ґрунтів [156].

Проведено безліч досліджень про вплив радіоактивного забруднення на сільськогосподарські, лікарські та інші рослини після Чорнобильської катастрофи [157–159]. Існує також велика кількість досліджень про генетичні, морфологічні та інші зміни рослин, спричинені радіацією Чорнобиля.

Чорнобильська катастрофа знищила соснові ліси поблизу атомної станції, які не змогли витримати потужного радіоактивного впливу, де забруднення в перші тижні та місяці після катастрофи досягало кількох тисяч кюрі на км². З першими атмосферними радіотоксинами катастрофи потужним опроміненням від «гарячих частинок», ґрунт і рослинні поверхні стали забрудненими, і почався цикл поглинання та виділення радіоізоотопів із ґрунту в рослини і навпаки. Незабаром після катастрофи, рослини і гриби на забруднених територіях стали концентрувати радіонукліди, абсорбуючи їх з ґрунту через коріння та переносячи їх до інших частин рослини. Рівень радіонуклідів в рослинах залежать від коефіцієнта переходу (далі – КП) і коефіцієнта накопичення (далі – КН) – відношення питомої активності радіонукліда в біомасі рослини до питомої

активності того самого радіонукліда в ґрунті.

Після катастрофи на всіх сильно забруднених територіях зросли рівні інкорпорованих радіонуклідів. У однорічних рослин, таких як полин гіркий (*Artemisia absinthium* L.) концентрація радіонуклідів зросла в п'ять разів [160]. Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs у журавлини (*Oxycoccus palustris* Pers.) становив до 1028 [161, 162].

Існують внутрішньовидові варіації у питомій активності ^{90}Sr від 2–3 до 555 Бк/кг у свіжих ягодах чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) у чорнично-соснових лісах [163]. Більше радіонуклідів було накопичено в кореневій системі – до семи разів більше, ніж у надземній частині рослин. У надземній частині, концентрація радіонуклідів вища в листках і нижча у квітах [164]. Листя чорниці під час плодоношення (липень) містило 31 % загальної активності ^{137}Cs , 26 % мали стебла, 25 % – ягоди, 18 % – кореневища з корінням [165].

Найактивніший перехід радіонуклідів із ґрунту в рослини відбувається на торф'яно-болотному ґрунті [166]. Рівень інкорпорованих радіонуклідів має тенденцію корелювати зі щільністю радіоактивного забруднення в ґрунті. Існують статистично достовірні кореляції між питомою активністю ^{137}Cs у фітомасі конвалії звичайної (*Convallaria majalis* L.) і щільністю забруднення ґрунту ($r = 0,89$) та питомої активності ^{137}Cs у ґрунті ($r = 0,84$) [167].

Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs у 120 видів рослин зростає в такому порядку екотопів: болотистий ліс (425) > дубовий ліс (241) > западини між лісами заплави (188) > сосновий ліс (94) > неосушене низинне болото (78) > гірський заплашний ліс (68) > верхові луки (21) > осушений торф'яно-болотний ґрунт (11) > багаторічний перелог (0,04) [166].

Коефіцієнти переходу з ґрунту в рослину різняться для кожного виду, а також залежать від сезону і середовища проживання. Максимальний коефіцієнт переходу ^{90}Sr з ґрунту до рослини було зафіксовано в лісовій суниці (*Fragaria vesca*) – КП 14 – 15, а мінімальний у чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) – КП 0,6 – 0,9.

Коефіцієнт передачі ^{137}Cs у чорниці втричі перевищує його для суниці лісової [168].

Рослини, що ростуть на гідроморфних ландшафтах, накопичують у 10 разів більше ^{137}Cs , ніж в автоморфному ґрунті. Існує 50 кратна різниця КП ^{137}Cs між автоморфним і гідроморфним середовищами. Інтенсивність накопичення ^{137}Cs в ягід значно менша на багатших і менш зволжених ґрунтах, в порівнянні з бідними і вологими ґрунтами [169–170].

Також присутнє значне накопичення ^{137}Cs в надземній біомасі рослин в українських вологих соснових суборах, так КП для родини видів (*Vacciniaceae*) становить близько $74 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ для чорниці, 67 для брусниці, і 63 для лохини (*Vaccinium uliginosum* L.) [158].

Для недеревних лікарських рослин порядок зменшення вмісту ^{137}Cs такий: ягоди (*Vaccinium myrtillus*) – листя (*Vaccinium myrtillus*) – трава (*Thymus serpyllum*) – трава (*Convallaria majalis*) – трава (*Fragaria vesca*) – квіти (*Helichrysum arenarium*) – трава (*Hypericum perforatum* і *Betonica officinalis*) – трава (*Origanum vulgare*) [159].

Максимальні значення КП: дикі рослини (*Ledum palustre*) – $451 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$, злаки (*Polygonum waterpiper*) – 122, плоди (*Vaccinium myrtillus*) – 159, листя (*Fragaria vesca*) – 73 та (*Vaccinium vitis-idaea*) – 79 та бруньки (*Pinus sylvestris*) – 61 і (*Betula pendula*) – 47 [167]. В українському Поліссі питома активність ^{137}Cs в ягодах чорниці у свіжому вигляді та висушеному зменшилися в 5 разів у 1998 році порівняно з 1991 роком [170]. За іншими даними, з 1991 по 1999 питома активність ^{137}Cs у плодах чорниці сильно варіюється [155]. Питома активність ^{90}Sr у свіжих плодах чорниці в українських соснових лісах коливалася від 2 до 555 Бк/кг. У мохових соснових лісах концентрація ^{137}Cs у плодах чорниці з 1987 по 1990 рр була практично однаковою в деяких місцях, тоді як в інших районах було триразове зниження КП у 1989 – 1990 рр порівняно з 1987 – 1988 роками [171].

Багаторічна динаміка КП ^{137}Cs від ґрунту до рослин варіюється в залежності від виду, так для трави конвалії звичайної спостерігалось значне зменшення з часом; для трави звіробія звичайного спостерігалось помітне зниження з 1991 по 1992 рік, але більш ніж удвічі збільшення з 1993 по 1995 рр.; для кори крушини ламкої у 1995 р. порівняно з 1991 р. спостерігалось стабільне сумарне зменшення в 3 рази, для чорниці спостерігалось незначне зменшення впродовж 9 років.

Логнормальний розподіл КП для одного виду в схожому екологічному середовищі унеможливорює правильну оцінку специфічного КП за спорадичними спостереженнями [172]. Існують широкі міжвидові та внутрішньовидові варіації КП для їстівних лісових ягід, також КП відрізняється для одного виду для різних біотопів.

В автоморфних ландшафтах КП ^{137}Cs у трав'янистих видах зменшувався з 1988 по 1995 рік. У гідроморфних ландшафтах спостерігалось поступове зростання цього коефіцієнта, починаючи з 1992 року [166].

Інтенсивність накопичення ^{137}Cs у досліджуваних травах поділяється на п'ять груп: дуже сильне накопичення (середня КП >100), сильне накопичення (КП 50 – 100), помірне накопичення (КП 10 – 50), слабе накопичення (КП 1 – 10), дуже слабе накопичення (КП <1). Найбільша інтенсивність накопичення ^{137}Cs за видами виявлена у родин: вересові (*Ericaceae*) та бобові (*Fabaceae*), дещо менша – у родин шорстколисті (*Boraginaceae*) та гвоздикові (*Caryophyllaceae*), ще менша – у видів родини глухокропикові (*Lamiaceae*): (материнка звичайна (*Origanum vulgare*), шавлія лікарська (*Salvia officinalis*), чебрець (*Thymus*)), мінімальна – у видів родин айстрові (*Asteraceae*): (деревій звичайний (*Achillea millefolium*), календула лікарська (*Calendula officinalis*) та у родин звіробоеві (*Hypericaceae*) [173].

Перехід ^{90}Sr з ґрунту в рослини в 10 – 20 разів вищий, ніж перехід ^{137}Cs в тому ж середовищі існування і для тих же видів рослин [164]. В українському Поліссі інтенсивність накопичення ^{90}Sr ягідними видами наступна: суниця >

чорниці > брусниці > лохина > калина звичайна. КП ^{90}Sr становив 14,0 – 15,1 для суниці, 0,6 – 0,9 для чорниці та 0,9 для малини (*Rubus idaeus*) [164]. КП ^{90}Sr в дикорослих лісових ягодах залежить від рівня забруднення ґрунту: виявляється, що КП є нижчим в умовах високого забруднення [174].

Концентрації ^{90}Sr та ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu були значно вищими у надземній фітомасі суниці лісової (*Fragaria vesca*) порівняно з чорницею у чорничних соснових лісах [163].

Проблематика радіаційного забруднення територій внаслідок аварії на ЧАЕС продовжує бути актуальною і в наш час, адже процеси пов'язані з радіаційним забрудненням продовжують тривати і у віддалений період після аварії. Беручи до уваги унікальність Чорнобильської катастрофи з її руйнівними наслідками та довгу тривалість напіврозпаду багатьох радіонуклідів, які були включені в колообіг речовин, дослідження усіх екологічних аспектів впливу радіаційного забруднення екосистем є вартими уваги науковців наразі і в майбутні періоди.

1.5. Вплив пожеж на лісові екосистеми

Дослідження впливу пожеж на лісові рослинні асоціації розпочалися ще наприкінці 19 століття. Деякі вчені вважають, що склад рослинності на згарищах залежить від часу після пожежі та її інтенсивності [175]. Автори комплексного аналізу наслідків лісових пожеж на властивості ґрунту відмітили, що пожежі можуть мати позитивний та негативний вплив на цінність ґрунтів в залежності від інтенсивності пожеж, складу рослинних асоціацій. Впродовж багатьох десятиліть науковці займалися вивченням проблеми виникнення пожеж та їх впливу на лісові екосистеми [176].

Лісові пожежі високої інтенсивності призводять до пошкодження компонентів лісу, зокрема цінних видів флори і фауни, що ставить під загрозу

виконання основної задачі об'єктів ПЗФ. Динаміка живого надґрунтового покриву після пожеж істотно відрізняється в різних типах лісу [177]. Зокрема, дослідження показали, що у вологих типах лісорослинних умов трав'яно-моховий покрив може відновитися через 3–5 років, у сухих – через 10–15 років. Інші дослідження свідчать, що висока трофність ґрунтів сприяє формуванню ряснішого і різноманітнішого видового складу травостою після пожежі [178].

Лісові пожежі мають істотний вплив на низку екологічних факторів, серед яких: колообіг вуглецю, фізико-хімічні характеристики, тепловий режим ґрунту [179], зменшення вмісту органічної речовини в ґрунті, забруднення поверхневих і підземних вод, знищення флори та фауни. Пожежі у лісах суттєво впливають на природне відновлення лісового покриву та можуть спричинити формування пустирів. Більш того, ці природні катастрофи призводять до зміни структури деревостанів з хвойних порід на менш цінні листяні породи дерев. До того ж, на відміну від сільськогосподарських культур, ліс росте повільно, і новий ліс на місці згарищ, за умов відсутності повторних пожеж, сформується лише через 80 – 100 років. Пожежі у лісах мають значні наслідки у районах з нестійкими екосистемами. Крім того, такі природні катастрофи погіршують санітарний стан лісових масивів та знижують їх стійкість до пошкоджень від шкідників та хвороб [180].

Внаслідок лісових пожеж відбувається забруднення навколишніх територій важкими металами, які можуть повільно потрапляти в рослини, тварини і людину через повітря, воду та продукти харчування протягом певного періоду часу [181]. Дослідженнями встановлено важливість дослідження накопичення кадмію саме в рослинах, адже найбільші його концентрації зосереджені в листках, які можуть бути використані в раціоні тварин [182, 183].

За останні 40 років на всій території України в середньому за рік виникало від 792 до 6743 пожеж, а їх площа становила від 286 до 14691 га. На північному та східному регіонах України щороку відбувається значна кількість лісових

пожеж, які становлять в середньому відповідно 37 % та 40 % від загальної кількості пожеж. Ці регіони є особливо вразливими до лісових пожеж, що може мати серйозні наслідки для довкілля та населення [184].

У 2019 році в лісах України ліквідовано 1261 пожежу на площі 1065 га, зокрема верхових – 52 га. Збитки від лісових пожеж становили 6,7 млн грн [185].

У таблиці 1.1 наведено площу лісових земель, уражених пожежами за регіонами, що входять у зону Полісся в період з 2010 по 2019 рр згідно з даними державної служби України з надзвичайних ситуацій.

Таблиця 1.1

**Площа лісових земель, уражена пожежами за регіонами,
що входять в зону Полісся, га**

Області	Роки									
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Рівненська	101	168	64	7	52	143	17,8	8,5	7	9,8
Волинська	35	-	20	1	22	214	20,7	-	-	-
Житомирська	101	81	15	0	3	132	7,6	260,6	68	84
Київська	192	239	62	71	253	11211	86,1	277	83,2	75,5
Чернігівська	178	58	16	34	185	410	89,9	84,5	105,7	11,9
Всього	607	546	177	113	515	12110	222,1	630,6	263,9	181,2

Аналіз площ лісових пожеж показав, що найбільша кількість пожеж зафіксована у 2015 році, який, за спостереженнями гідрометеорологічних станцій, був аномально посушливим. У порівнянні з кінцем 80-х – початком 90-х років минулого століття частота та площа пожеж мають тенденцію до зростання, що спричинене потеплінням клімату та збільшенням кількості посушливих та спекотних днів [186, 187]. Установлено, що температура повітря на території України за останні 10 років збільшилася на 0,3 – 0,6 °С [188].

Оскільки зона Полісся характеризується піщаними ґрунтами, підвищення температури призводить до випаровування вологи з поверхні ґрунту й,

відповідно, збіднення екосистем та підвищення пожежної небезпеки. Великі площі лісових земель, що піддалися дії пожеж, є також наслідком одноманітності лісових насаджень. Встановлено, що чисті соснові деревостани більше пошкоджуються дією пожеж, в більшості випадків навіть до припинення їх росту [189]. Однією із причин цього є наявність у соснових деревостанах легкозаймистих смол, що містяться вздовж стовбура дерева, захищаючи його від деструкції, але при цьому посилюючи його горючі властивості.

Дослідженнями встановлено, що найбільша кількість смоли міститься у хвої дерева, його нижній частині та кореневій системі. Окрім смолистих речовин у сосні присутні каніфоль та скипидар, що також значно пришвидшують та підтримують процес горіння. Структура соснових насаджень не створює достатнього затінення, а відмерлі скелетні гілки сосни не можуть створювати перешкоду для поширення пожеж вітром [190].

Враховуючи вищезгадані фактори ризику, які несуть з собою пожежі для природоохоронних територій та лісів в цілому, дослідження впливу пожеж на склад рослинних асоціацій та зміну їх видового різноманіття в цілому є надзвичайно актуальним.

1.6. Стратегія ЄС в контексті збереження біорізноманіття

Європейський Союз вважає збереження природи і біорізноманіття однією з пріоритетних справ, що потребують негайної уваги та дії. Для цього була розроблена політика ЄС в сфері збереження природи, що включає ряд законодавчих актів та стратегій, які спрямовані на забезпечення ефективного управління природними ресурсами.

У рамках цієї політики, ЄС зобов'язується створити та зберегти мережу заповідних територій – NATURA 2000, яка охоплює приблизно 18 % території ЄС. Це є однією з найбільших мереж природно-заповідних територій у світі [191].

Крім того, ЄС прагне захищати та відновлювати втрачені екосистеми, біорізноманіття і дикі види тварин та рослин. Для цього було створено ряд програм та фінансових інструментів, наприклад, програма LIFE, що фінансує проекти з охорони природи, біорізноманіття та клімату.

Європейський Союз також зобов'язався досягти нульового вуглецевого викиду до 2050 року. Це означає, що ЄС розглядає проблему збереження природи і біорізноманіття у контексті зміни клімату та намагається забезпечити екологічно сталий розвиток з урахуванням екологічних викликів [192].

Ключовим принципом політики країн Європи з охорони біорізноманіття є усвідомлення неможливості довготривалого збереження природних видів та їх оселищ, захищаючи лише окремі ізольовані ділянки, незалежно від їх значення. У зв'язку з цим, для країн-членів ЄС відкрито важливою є співпраця в рамках мережі NATURA 2000 з метою збереження всіх видів і оселищ, що знаходяться під загрозою по всій природній території Європи, незалежно від національних, політичних і адміністративних кордонів. Мігруючі види, такі як журавель європейський сірий (*Grus grus*), пролягають свій маршрут через всю Європу, і якщо одна країна зберігає вид на своїй території, а інша ні, шанси на виживання для такого виду будуть обмежені. Саме тому реалізація Смарагдової мережі на території України є важливою ініціативою в рамках концепції збереження глобального видового різноманіття без кордонів [195, 196].

Враховуючи Євроінтеграційні процеси, які розгортаються в різних сферах державної діяльності України, варто відзначити і підготовку та адаптацію системи моніторингу природних заповідників до Європейської, а саме, використання індексів видового різноманіття як одного з ключових елементів моніторингу природних систем.

Індекси біорізноманіття використовуються для моніторингу популяцій і спільнот дикої природи в Європі, оскільки вони забезпечують стандартизовану та кількісну міру біорізноманіття. Ці індекси розраховуються на основі кількості

та чисельності видів, присутніх на певній території, і використовуються для виявлення змін у видовому багатстві, рівномірності та домінуванні з часом [197].

Використовуючи індекси біорізноманіття, дослідники та природоохоронці можуть відслідковувати зміни в популяціях і спільнотах дикої природи з часом, оцінювати ефективність природоохоронних заходів і визначати території, які потребують природоохоронних заходів. Індекси біорізноманіття також можна використовувати для порівняння різноманітності різних територій або середовищ існування, а також для визначення територій високої природоохоронної цінності [197, 198].

Крім того, часто використовуються індекси біорізноманіття, оскільки вони прості та легкі для розрахунку і можуть бути стандартизовані для різних програм моніторингу будь яких регіонів. Це дає змогу порівнювати дані різних досліджень і оцінювати тенденції біорізноманіття в більшому масштабі [199].

Використання індексів біорізноманіття є важливим інструментом для моніторингу та збереження популяцій і спільнот дикої природи в Європі та інших країнах, і може допомогти інформувати політику збереження та управлінські рішення.

Нижче наведено перелік деяких програм, систем моніторингу та офіційних документів, які рекомендують використовувати індекси біорізноманіття для моніторингу дикої природи в Європі:

- стратегія ЄС з біорізноманіття до 2030 року (The EU Biodiversity Strategy for 2030) рекомендує використовувати індикатори біорізноманіття, для моніторингу прогресу на шляху до цілей стратегії [200];

- Європейське агентство з навколишнього середовища (The European Environment Agency's (EEA)). Стан природи у звіті ЄС (2015) рекомендує використовувати індикатори біорізноманіття для оцінки стану біорізноманіття Європи [201];

- Європейська рада з обліку птахів (The European Bird Census Council's

(ЕВСС)) використовує індекси як показники біорізноманіття для моніторингу популяції птахів у Європі [202];

- Європейський Червоний список птахів (The European Red List of Birds BirdLife International), використовує індекси видового різноманіття як міру тенденції чисельності та природоохоронного статусу європейських видів птахів [203].

Висновки до розділу 1

1. Аналіз літературних джерел свідчить про необхідність проведення комплексних досліджень лісових екосистем з використанням сучасних критеріїв та методів оцінки стану рослинних асоціацій, визначенням індексів різноманіття. Видове різноманіття Полісся України має ключове значення для збереження стійкості глобальних екосистем, як в Україні, так і в Європейському регіоні в цілому. Площа та характер наявних об'єктів ПЗФ свідчать про значимість та унікальність даного регіону, а також визначають важливість проведення якісних заходів моніторингу стану екосистем. З метою актуалізації даних та використання універсальних методів оцінки, які дадуть змогу створити більш якісну основу для подальшого моніторингу та аналізу їх стану, а також моделювання подальших змін цих комплексів.

2. Незважаючи на численні дослідження щодо радіологічного впливу на рослини, досі не було проведено достатньої кількості досліджень щодо впливу радіації на цілісні зміни лісових рослинних асоціацій та зміну показників видового різноманіття. Також, недостатньо досліджено екологічний стан лісових екосистем в зоні що зазнала радіаційного забруднення у віддалений період після аварії на ЧАЕС. Проведення досліджень з оцінки наявного радіологічного стану елементів екосистеми дозволить отримати репрезентативні матеріали, які не лише оцінять стан, характеристику вертикальної міграції ^{137}Cs та ^{90}Sr у

грунтовому профілі, а й нададуть нові данні щодо сучасного стану міграції радіонуклідів в системі підстилка – ґрунт – рослина, допоможуть визначити сучасні закономірності радіоактивного забруднення надземної фітомаси представників трав'яно-чагарничкового покриву.

3. Наслідки пожеж для видового різноманіття різняться в залежності від низки чинників, адже незважаючи на загальні руйнівні наслідки пожеж: зниження стійкості і погіршення санітарного стану лісів, зникнення рідкісних видів рослин та тварин лісові пожежі можуть формувати умови сприятливі для формування окремих рослинних асоціацій або ж для заселення певними видами. Враховуючи тенденції до збільшення середньорічних температур повітря в цілому, а отже і до збільшення рівня пожежонебезпеки, високий рівень радіаційного забруднення території та вищезгадану варіативність наслідків лісових пожеж, особливої актуальності набуває комплексний аналіз наслідків лісових пожеж на території природного заповідника.

4. Європейський Союз визнає важливість збереження природи і біорізноманіття та приділяє цьому значну увагу шляхом розробки політики і програм, таких як NATURA 2000, програма LIFE та ін. Ці заходи спрямовані на забезпечення ефективного управління природними ресурсами, захист та відновлення втрачених екосистем і біорізноманіття. Використання індексів біорізноманіття є важливим інструментом для моніторингу та збереження популяцій і спільнот дикої природи в Європі. Враховуючи Євроінтеграційні процеси які відбуваються в Україні сьогодні, адаптація системи моніторингу рослинних комплексів до Європейських стандартів є надзвичайно важливою.

Результати дослідження, представлені у розділі 1, опубліковано у наукових працях автора: [187, 253–255, 257].

В розділі 1 використано матеріали з відповідними посиланнями на такі наукові джерела зі списку літератури: [1–203].

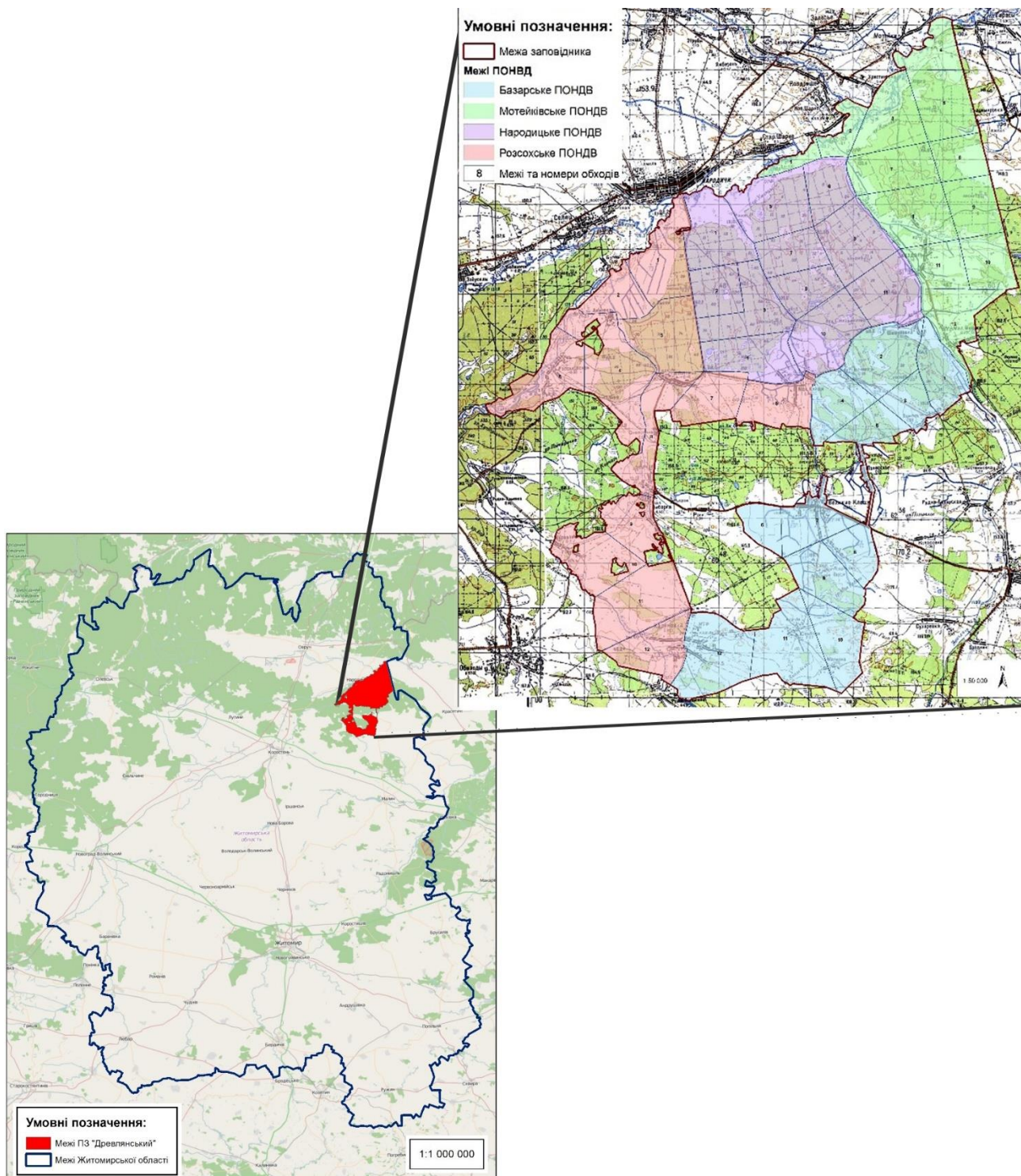
РОЗДІЛ 2. УМОВИ, МЕТОДИКА ТА МЕТОДИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1. Умови та місце проведення дослідження

Природний заповідник «Древлянський» (надалі ПЗ «Древлянський»), знаходиться у Народицькому районі, Житомирської області, південно східніше від смт Народичі (рис. 2.1). Згідно фізико-географічного районування України, територія ПЗ «Древлянський» знаходиться на Східноєвропейській рівнині, у зоні хвойно-широколистяних лісів, Поліському краї, у двох фізико-географічних областях – Житомирського Полісся (західна, більша за площею частина заповідника – Норинсько-Жеревський фізико-географічний район) та Київського Полісся (східна, менша частина заповідника – Народицько-Іванківський фізико-географічний район). Житомирське Полісся від Київського Полісся відрізняється тим, що кристалічні породи, в основному, залягають на незначній глибині, часто – безпосередньо під четвертинними відкладами і виходять на поверхню не тільки у долинах річок, але й на вододілах [204, 205].

Заповідник ПЗ «Древлянський» створено згідно з Указом Президента України № 1038/2009 від 11 грудня 2009 року на площі 30872,84 га. У зв'язку з тим, що територія заповідника розташована у зоні радіаційного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС, управління територією має здійснюватися не тільки на основі Закону України «Про природно-заповідний фонд України», але й на основі законодавчих актів, що регулюють питання, пов'язані з подоланням наслідків Чорнобильської катастрофи, зокрема з Законами України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» та «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи» [206].

Територія ПЗ «Древлянський», поділена на 4 природоохоронні науково-дослідні відділення – далі ПНДВ (рис. 2.1).



**Рис. 2.1. Картосхема розташування ПЗ «Древлянський»
в межах області**

Розсохівське ПНДВ розміщене в с. Розсохівське, на території відділення розміщені відселені внаслідок Чорнобильської катастрофи населені села: Журавлінка, Калинівка, Любарка, Северівка, Лозниця, Ганнівка, Розсохівське, Малі Кліщі, і села безпосередньо прилеглі до території: Гута-Ксаверівська, Рудня-Кам'янка, Батьківщина.

Народицьке ПНДВ розміщено в смт. Народичі. Мотійківське ПНДВ розміщено в с. Мотійки. На території відділення знаходяться відселені населені села: Ноздрище, Нове Шарно, Старе Шарно, Звіздаль, Малі Мінькі, межує з границею видділення село Христинівка.

Базарське ПНДВ розміщене в селі Базар. На території відділення знаходяться відселені населені села: Малинка, Слобода, Великі Кліщі, Перемога, Шишелівка, Хрипля, Поліське, Роги.

«Заповідник створений з метою збереження типових та унікальних лісових і водно-болотних природних комплексів Українського Полісся, забезпечення підтримки та підвищення бар'єрної функції Чорнобильської зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення, стабілізації гідрологічного режиму та реабілітації територій, забруднених радіонуклідами, сприяння організації та проведенню міжнародних наукових досліджень, з урахуванням Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» [206].

Згідно статуту заповідника до основних завдань науково-природоохоронної діяльності на території зони відчуження і зони безумовного відселення відносяться: збереження природних комплексів та об'єктів, забезпечення їх охорони, мінімізація екологічної небезпеки та збереження природних багатств. Одними з основних завдань є зберігти найбільш типові природні комплекси Полісся в природному стані, здійснювати фоновий екологічний моніторинг та моніторинг радіаційної обстановки, вивчати навколишнє природне середовище, відтворювати та зберігати природні екосистеми. Для досягнення цих цілей

необхідно проводити наукові дослідження та спостереження, виконувати відновлювальні роботи на землях із порушеними корінними природними комплексами, реконструювати та здійснювати природоохоронні заходи щодо мінімізації негативного впливу на корінні деревостани тощо [206].

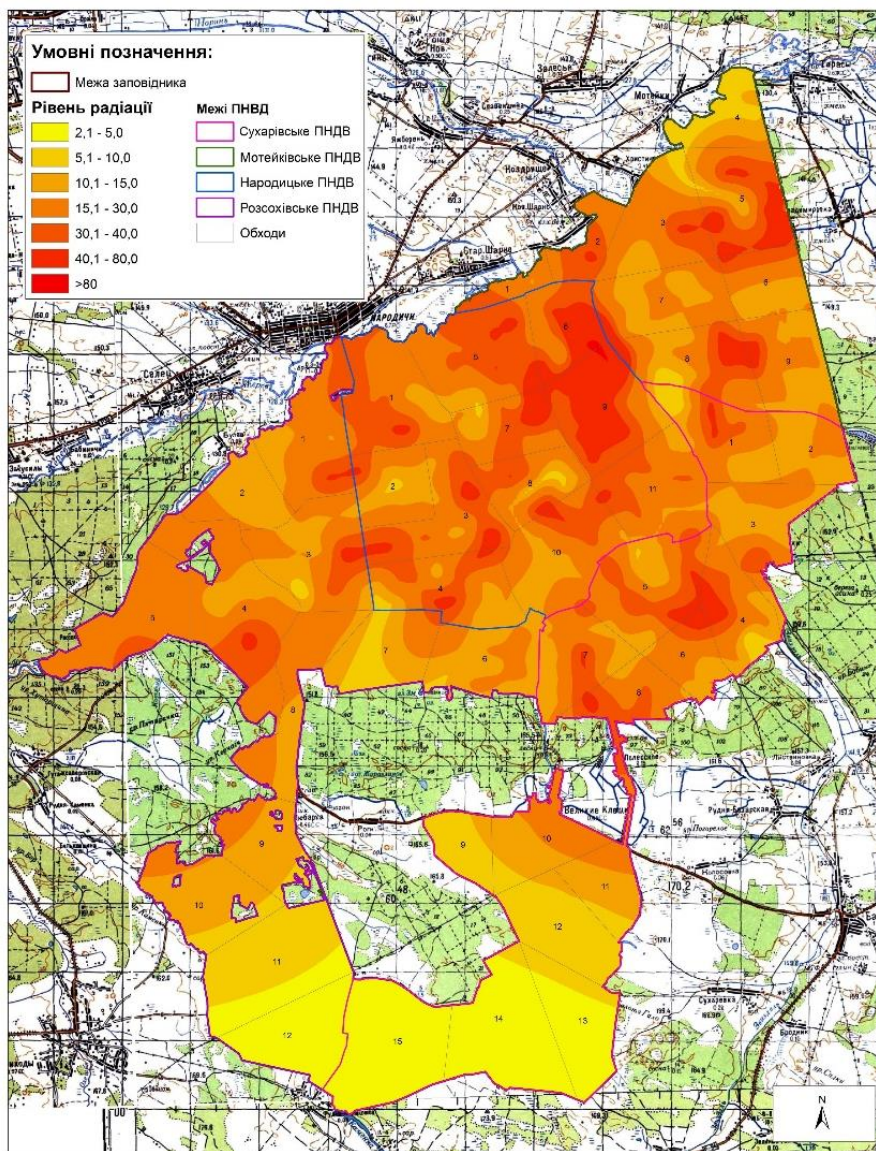
Основними напрямками наукової та науково-технічної діяльності ПЗ є здійснення фундаментальних та прикладних наукових досліджень функціонування екосистем в умовах заповідних режимів. Вони включають планування та здійснення регулярних спостережень, які націлені на вивчення стану та динаміки природних комплексів та об'єктів, екосистем та клімату, з метою збору даних та аналізу отриманих результатів; інвентаризацію об'єктів флори та фауни, рослинних угруповань, природних середовищ (оселищ) та ландшафтного різноманіття тощо.

Радіологічна ситуація, що склалася на забруднених радіонуклідами територіях має стабільний характер. Основними чинниками, що впливають на природні комплекси заповідника, є радіаційне забруднення. Можна констатувати, що і через 30 років після аварії на ЧАЕС значна частина ^{137}Cs продовжує зосереджуватись на природних угіддях. Досить складною залишається радіаційна обстановка і в лісах ПЗ «Древлянський».

Організація спеціалізованих наукових досліджень як стратегічне завдання в результаті має показати унікальність даної території, її відмінність від інших територій, особливості рослинного і тваринного світу в його межах, унікальність ландшафтних комплексів.

За результатами моніторингу, радіаційний фон практично на території всіх ПНДВ ПЗ «Древлянський», протягом останніх 4 років був сталим (рис. 2.2). ПЗ «Древлянський» розташований в межах зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Майже 300 км² в межах зони відчуження ще залишатимуться непридатними для проживання ще довгий період часу через

високий рівень радіоактивного забруднення (більше $1,5 \text{ МБк} \cdot \text{м}^{-2}$ за ^{137}Cs) [207].



**Рис. 2.2. Карта радіаційного забруднення Cs^{137} території
ПЗ «Древлянський»**

Разом з тим, на території заповідника спостерігається зростання біологічної різноманітності за рахунок зростання чисельності тих видів, нормальному розвитку яких заважала господарська діяльність людини, зокрема полювання.

2.2. Методика та методи виконання досліджень

При виконанні дослідної роботи були використані загальні та спеціальні методи наукових досліджень. Серед загальних методів були застосовані наступні: спостереження, порівняння, вимірювання, моніторинг, індукція, формалізація, синтез та моделювання. Також було використано низку спеціальних методів, які описані нижче.

Для визначення видового різноманіття в 2019 – 2021 роках на території ПЗ були створені тимчасові дослідні ділянки (далі – ТДД) розміщені на лісових ділянках з типами лісорослинних умов бори, кожна дослідна ділянка містила 4 облікові ділянки. Всього було проведено облік на 41 ділянці, загальною площею 16400 м², площа 1 облікової ділянки – 100 м². Також було проведено дослідження маршрутним методом для доповнення флористичного опису.

Вивчення надґрунтового покриву проводили за методикою міжнародної програми ICP Forests (2008). На території видділу однорідного за структурою закладали 4 майданчики квадратної форми площею 100 м² на віддалі 50 – 70 м один від одного та не менше 100 м від межі кордонів видділу або його буферної зони, для того, щоб подібність між ними за багаторічною динамікою (якщо вона буде проявлятися) не була пов'язана з суто просторовими збігами [207].

При геоботанічному описі облікових майданчиків встановлювали повний флористичний перелік з урахуванням ярусної структури рослинності. У лісах рослини різних життєвих форм утворюють яруси. (по Серебрякову). Під час дослідження виділялися наступні яруси: ярус А – деревостан (ярус дерев); ярус В – підлісок (ярус чагарників); ярус С – трав'яний (ярус трав'янистих рослин); ярус D – мохово-лишайниковий ярус. Ідентифікація рослинних видів проводилась за визначником вищих рослин «Определитель высших растений Украины», мохів та лишайників за «Продромус спорових рослин України» [208, 209].

Альфа-різноманітність характеризує багатство видами окремих угруповань.

Основними показниками альфа-різноманіття є видове багатство (*species richness*) – загальна кількість видів у спільноті. Одночасний облік видового багатства та видової насиченості дозволив нам отримати порівняні оцінки видового розмаїття під час аналізу різних угруповань, наприклад, типів лісу. З метою отримання формалізованих показників, які можуть характеризувати альфа-різноманіття було також визначено такі індекси: Сімпсона, Маргалєфа, вирівняності, Шеннона-Ввівера.

«Індекс Маргалєфа є мірою рівномірності розподілу ознак об'єктів вибірки, і дає змогу оцінити, на яку кількість видів розподіляється загальне число особин:

$$D_{mg} = (S - 1) / \ln (N),$$

де S – кількість видів знайдених на обліковому майданчику,

N – загальна чисельність видів.

Індекс Сімпсона відображає ступінь різноманітності великої спільноти, враховуючи ймовірність того, що дві випадково обрані особини з цієї вибірки належать до різних видів. Також даний індекс дозволяє оцінити ймовірність того, що дві випадкові особини належать до одного виду:

$$C = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i-1)}{N(N-1)},$$

де: n_i – кількість особин певного виду.

Індекс Шеннона представляє число особин певного виду у виборці:

$$H_{(q)}^{(i)} = - \sum_{i=1}^n P_i * \ln P_i,$$

де P_i – відношення чисельності певного виду до загальної чисельності особин усіх видів.

З метою уникнення залежності показників різноманітності від кількості видів, було визначено індекс вирівненості (еквітабельності) $E_{(q)}^{(i)}$ [Pielou], який відображає відношення значення показника Шеннона до його максимально можливого значення» [210]:

$$E_{(q)}^{(i)} = H_{(q)}^{(i)} / \ln S.$$

Відбір зразків ґрунту для визначення основних фізико-хімічних показників ґрунту, вмісту ^{137}Cs , ^{90}Sr та важких металів проводився згідно ДСТУ 4287:2004 «Якість ґрунту. Відбирання проб» [211], ДСТУ ISO 10381 – 2:2004 «Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб» та згідно «Методики комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження)» [212].

Перед відбором проб на досліджуваній ділянці було виміряно потужність експозиційної дози гамма-випромінювання (гамма фон) у повітрі спектрометром МКГ - АТ1321.

Відбір зразків рослинної продукції для визначення ^{90}Sr , ^{137}Cs та важких металів проводилась згідно методичних вказівок «Відбір проб, первинна обробка та визначення вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs у харчових продуктах» [213].

Лабораторні дослідження виконувались відповідно до діючих ДСТУ у сертифікованій вимірювальній лабораторії Поліського національного університету. Підготовку рослинних зразків для визначення важких металів здійснювали методом сухої мінералізації згідно ДСТУ 7670:2014 та ДСТУ 8123:2015 [214, 215].

Важкі метали визначали на атомно-абсорбційному спектрометрі С- 115М1 - ПК згідно діючих ДСТУ [216–2221].

У зразках ґрунту проводили визначення його агрохімічних показників:

- обмінну кислотність потенціометрично на рН-метрі 150 - МИ згідно ДСТУ ISO 10390:2007 [222];

- рухомі сполуки фосфору (на спектрофотометрі ULAB 102) та обмінного калію (на полуменовому мікропроцесорному фотометрі GL 378) – за Кірсановим (ДСТУ 4405:2005) [223];

- гідролітичну кислотність – потенціометрично за методом Каппена (ДСТУ 7537:2014) [224];

- лужногідролізований азот – титриметрично за Корнфілдом (ДСТУ 7863:2015) [225];

- суму ввібраних основ – за Каппеном (ГОСТ 27821-88) [226];

- вміст гумусу – за Тюрінім (ДСТУ 4289:2004) [227];

- рухому сірку – за ДСТУ 8347:2015 [228].

Визначення концентрації ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунті, рослинній та продукції лісового походження проводився спектрометричним методом з використанням сцинтиляційного гамма-бета-спектрометра МКС-АТ-1315 згідно методики BS EN ISO 18589-1:2019 [229]. Визначення питомої активності ^{137}Cs відбувалось в спектрометричному та радіометричному режимах, а ^{90}Sr лише в радіометричному.

Для дослідження особливостей міграції радіонуклідів було використано коефіцієнт накопичення та коефіцієнт переходу. Коефіцієнт переходу розраховується як відношення питомої активності сухої речовини рослини до щільності забруднення ґрунту радіонуклідом:

$$\text{КП} = \frac{A_m}{S_i} \quad \text{де:}$$

A_m – питома активність радіонукліда сухої речовини рослини, Бк/кг;

S_i — щільність забруднення ґрунту певним радіонуклідом, кБк/м²,

Коефіцієнт накопичення визначався як співвідношення питомої активності радіонукліда в рослині до його питомої активності в ґрунті:

$$\text{КН} = \frac{A_m}{A_s} \quad \text{де:}$$

A_m – питома активність радіонукліда сухої речовини рослини, Бк/кг;

A_s – питома активність радіонукліда ґрунту, кБк/м² [230].

Для визначення ключових індексів видового різноманіття було використано

програмний комплекс PAST 4.03. Аналіз чинників впливу проведено із застосуванням інструментарію регресійного аналізу та програмного комплексу RStudio [231–233].

Регресійний аналіз було виконано в наступному порядку: у процесі створення багатофакторної лінійної регресійної моделі для визначення чисельності видів, індексів домінування та індексів видового різноманіття було необхідно обрати потрібні факторні ознаки. Для цього були використані три алгоритми – лінійна регресія, покрокова регресія та алгоритм Борута. Покрокова регресія - це метод автоматизованого перебору різних регресійних моделей, що базуються на всіх можливих комбінаціях факторних змінних. Кожна модель розглядається по черзі, включаючи окремі змінні як частину інших факторів змінних або опосередковано. Метод використовується для визначення оптимальної моделі регресії, яка містить найбільш істотні факторні змінні та має найкращі прогностичні характеристики. Найкраща модель, що відповідала оптимальній множині змінних, була визначена за допомогою критеріїв тестів F- та t-статистики.

Алгоритм Борута використовувався наступним чином: спочатку дані для кожної змінної перемішувалися, щоб їхні значення не були пов'язані з цільовою змінною, та створювалися нові «тіньові» змінні. Для кожної змінної формувалася сукупність з фактичних значень змінних та мінімум 5 «тіньових змінних». Далі за допомогою машинного навчання (зокрема, Random Forest) визначалася важливість кожної змінної на основі z-оцінок, та видалялися змінні, які виявилися неважливими. Ітерації оцінювання важливості факторних змінних повторювалися до тих пір, поки у моделі не залишалися лише важливі фактори.

Проведено порівняння результатів, що були отримані на основі двох алгоритмів. Визначення найкращого алгоритму було здійснено шляхом аналізу побудованих на їх основі регресійних моделей. З метою визначення кращої моделі, було побудовано дві регресійні моделі. У першу модель включали

чинники, які були відібрані за допомогою алгоритму покрокової регресії, тоді як у другу модель включали чинники, відібрані за допомогою алгоритму Борута. Критерії вибору кращої моделі включали: по-перше, питому вагу значущих факторних змінних, які мали значення p -value меншим за 0,05 і коефіцієнта t -статистики, що були більшими за 2; по-друге, мультиплікативний та скорегований коефіцієнти детермінації, які мали бути максимально наближені один до одного; по-третє, значущість коефіцієнта детермінації моделі, що мала мати значення p -value менше за 0,05.

У рамках дослідження було проведено перевірку відібраних факторних змінних на наявність ефектів мультиколінеарності та гетероскедастичності, які можуть впливати на точність побудованих регресійних моделей. У випадку виявлення таких ефектів, відповідні фактори були виключені з моделі. Для забезпечення відповідної достовірності моделей, фактори з значенням p -value більшим за 0,05 також були виключені з моделі [234].

2.3. Основні метеорологічні показники в роки досліджень на території ПЗ «Древлянський»

Клімат є одним з факторів формування видового різноманіття. Клімат ПЗ «Древлянський» помірно-континентальний, формується при взаємодії вологих атлантичних повітряних мас західного переносу та сухих холодних взимку і жарких влітку континентальних повітряних мас Азії [207].

Найважливіші метео та агрокліматичні показники регіону проаналізовано за даними найближчої метеостанції «Поліське» (табл. 2.1). Річна сума активних температур, вищих $+5^{\circ}\text{C}$ за роки дослідження складала 3555°C . Максимальні місячні величини згаданого показника спостерігалися у червні – серпні – $635 - 658^{\circ}\text{C}$, а мінімальні, у листопаді (88°C) та березні (62°C) відповідно, що вказує початок та кінець вегетаційного періоду. Відносна вологість повітря в районі

досить висока – у грудні, січні 88 % – 85 %. Найменша відносна вологість повітря у травні – липні 61 – 68 %. Середня багаторічна сума опадів складала 704,3 мм з коливаннями по роках від 368 до 903 мм.

Підсумовуючи метеорологічну характеристику сезонів року в ПЗ «Древлянський», слід відзначити, що зима в 2018 році була досить теплою. Середньодобова температура становила – 3,1 °С, сніговий покрив був невеликий. Весна була короткотривала. Літо було жарким і найбільш тривалим за всі роки спостережень, що було нетиповим порівняно з багаторічними показниками. Осінь почалася вчасно, була досить посушлива, випало лише 52 мм опадів, середньодобова температура становила +6,2 °С. Середньорічна температура повітря у 2018 році становила +6,8 °С, з коливаннями від +4,7°С до+8,7 °С. Найбільш холодним місяцем року був лютий з середньомісячною температурою – 4,3 °С, а найбільш теплим – серпень з середньомісячною температурою +22 °С. Перехід середньодобових температур через 0 °С спостерігався у середині березня. Середня місячна температура березня становила близько 0 °С.

Найхолоднішим місяцем 2019 року був січень, де середньомісячний показник становив – 4,3 °С, а мінімальний середньомісячний показник – 5,2 °С, максимальний – 0,2 °С. Найжаркішим місяцем в році із середньомісячним показником +19,7 °С був червень. Найтеплішим місяцем був липень, з показником середньомісячної температури +27,8 °С. Впродовж 2019 року випало 248,1 мм опадів, найбільше у травні – 77,6 мм, найменше – в жовтні (1,8 мм). Середня відносна вологість повітря протягом 2019 року становила 66 %, що є нижче нормальної вологості (75 %). Найбільшою у 2019 році вологість повітря була у січні – 85 %, а найменша у квітні – 38 %. (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Метеорологічні показники 2018–2021 рр.

Рік	Дата початку сезону	Тривалість сезону, в днях	Середня температура			Сума опадів, мм	Кількість днів з						Сніговий покрив		
			Добова	Максимальна	Мінімальна		Опадами	Дощем	Снігом	Градом	Морозом	Відлигою	Стійкий	Частковий	Тимчасовий
Зима															
2018	4.12.17	109	-4,3	-1,1	-3,6	35,0	34,0	11,0	23,0	-	50,0	39,0	-	+	-
2019	21.11.18	102	-1,8	-0,4	-3,6	35,0	26,0	9,0	17,0	-	24,0	63,0	-	+	-
2020	Метеорологічна зима не наступила														
2021	11.01.21	40	-6,6	-3,0	-10,8	41,7	36,0	14,0	33,0	-	33,0	5,0	-	+	-
Середнє за 4 роки			-4,2	-1,5	-6,0	37,2	32,0	11,3	24,3	-	35,7	35,7	-	-	-
Відхилення			-4,8	-2,6	-7,2	6,7	10,0	5,0	16,0		26,0	58,0	-	-	-
Весна															
2018	23.03.18	38	+9,3	+9,7	+1,8	21	3	2	1	-	6	-			
2019	03.03.19	72	+6,0	+12,5	+2,0	102,5	4	4	-	-	6	-			
2020	01.01.20	157	+6,7	+10,9	+2,9	154	50	39	11	-	16	-			
2021	20.02.21	86	+6,1	+10,1	+2,0	115,9	51	40	14	-	1	1			
Середнє за 4 роки			+7,0	+10,8	+2,2	98,4	27,0	21,3	7,0	-	7,3	1			
Відхилення			+3,3	+2,8	+1,1	133	48	38	13		15	0			
Літо															
2018	30.04.18	150	+18,6	+21,1	+13,2	11	30	30	-	1	-	-			
2019	14.05.19	125	+15,8	+23,3	+11,8	99,1	27	27	-	-	-	-			
2020	06.06.20	131	+18,9	+24,3	+14,1	154	40	40	-	-	-	-			
2021	17.05.21	108	+18,1	+22,2	+13,7	215,6	47	47	-	-	-	-			
Середнє за 4 роки			+17,9	+22,7	+13,2	119,9	36,0	36,0	-	0	-	-			
Відхилення			+3,1	+3,2	+2,3	204,6	20	20	-	0	-	-			
Осінь															
2018	27.09.18	54	+6,2	+8,4	+2,5	5	6	-	-	-	-	-			
2019	16.09.19	66	+7,8	+11,6	+4,6	11,1	21	-	-	-	-	-			
2020	15.10.20	78	+5,1	+7,7	+2,9	53	37	3	-	-	-	-			
2021	02.09.21	104	+6,4	+11,2	+4,0	110,4	39	38	6	-	15	4			
Середнє за 4 роки			+6,4	+9,7	+3,5	44,9	25,8	20,5	1,5	-	3,75	1			
Відхилення			+2,7	+3,9	+2,1	105,4	33	35	6	-	15,0	4			

Найхолоднішим місяцем 2020 року був грудень, середні показники якого становили: мінімальна – 2,0 °С, середня – 0,1 °С, максимальна +1,2 °С. Найтеплішим місяцем був червень з мінімальною температурою +16,1 °С, середньою +20,4 °С, і найбільшою максимальною +26,0 °С. Загальна сума опадів за 2020 рік становила 298,8 мм. Найменше опадів випало в березні (3,1 мм), а найбільше в жовтні (61,0 мм). Також значними показниками опадів характеризувався травень, за місяць сума опадів становила 57,0 мм

Найбільша середня температура в 2021 році була в липні з наступними показниками: максимальна +28,5 °С, середня +23,6 °С, мінімальна +18,2 °С, а найменша середня в грудні: максимальна – 0,9 °С, середня – 1,4 °С, мінімальна – 3,6 °С. Найбільш холодний день було зафіксовано 17 січня, тоді температурні показники становили максимальна температура – 14,8 °С, середня – 18,6 °С, мінімальна –16,3 °С, хоча найнижчий показник був зафіксований на позначці – 21,6 °С 19 лютого. Найтеплішим днем з найбільшим верхнім показником температури +33,8 °С було 25 червня. Протягом року випало 533,5 мм опадів у вигляді дощу. Найбільш дощовим місяцем був травень, протягом якого випало 123,9 мм опадів, а посушливим місяцем був жовтень, впродовж якого випало лише 0,7 мм. Найбільш дощовитим днем було 19 травня, де випало 30,0 мм опадів. Середньорічний показник вологості повітря становив 75,0 %. З найбільшим середньомісячним показником вологості був грудень – 89,3 %, а найменшим – жовтень – 66,9 %. Найбільший показник вологості протягом дня був зафіксований на відмітці 100 % 9 грудня, а найменший 5 травня – 40 %.

Висновки до розділу 2

1. Дослідження проводились на території ПЗ «Древлянський» в лісах з едатопом – бори. Зазначена територія має унікальні характеристики як об'єкт природоохоронного фонду, адже вона не тільки зберігає типові рослинні

асоціації Українського Полісся, але й є територією, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській атомній електростанції.

2. Враховуючи кліматичні умови за період досліджень, не можна зробити висновок про наявність умов, що можуть критично впливати на ріст та розвиток рослинних асоціацій на досліджуваній території.

3. Дослідження проведені з використанням загальноприйнятих у ботаніці, радіобіології та ґрунтознавстві стандартних методів і методик доповнених статистичним аналізом та математичним моделюванням на базі комплексу програмного забезпечення.

В розділі 2 використано матеріали з відповідними посиланнями на такі наукові джерела зі списку літератури: [204–234].

РОЗДІЛ 3. АГРОХІМІЧНА, ФІЗИКО-ХІМІЧНА ТА РАДІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ҐРУНТІВ БОРІВ

3.1. Агрохімічна та фізико-хімічна характеристика ґрунтів борів

Ґрунт є одним із кількох факторів середовища, що контролюють розподіл типів рослинності, однак за певних умов може бути найважливішим. Наприклад, чим далі розташоване дерево від району його кліматичного оптимуму, тим більше звужується діапазон ґрунтових умов, сприятливих для його росту під час періоду несприятливих кліматичних умов для цього виду.

Лісові дерева займають одну і ту ж ділянку протягом багатьох років. Їх коріння часто проникає глибоко у ґрунт і навіть у тріщинувату породу [235, 236]. Впродовж тривалого періоду місця зростання значна кількість органічного матеріалу повертається в ґрунт у вигляді опалої підстилки і гнилого коріння. В результаті утворюється шар підстилки, який робить значний вплив на фізичні, агрохімічні та біологічні властивості ґрунту [237, 238].

Склад рослинних асоціацій знаходиться під сильним впливом факторів клімату і ґрунту. Мінливість ґрунту зазвичай висока в усіх масштабах: від регіону до регіону, всередині регіонів і навіть усередині окремої ділянки або видділу [239].

Для детальнішого аналізу ґрунтових умов дослідних ділянок було відібрано зразки ґрунту і визначено наступні показники: обмінну та гідролітичну кислотність, суму ввібраних основ, вміст гумусу, лужно-гідролізованого азоту, рухомого фосфору, обмінного калію, кальцію та сірки (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Агрохімічні та фізико-хімічні показники ґрунтів борів

Шифр зразка	Кислотність обмінна, од. рН	Гідролітична кислотність, ммоль/100 г ґрунту	Сума ввібраних основ, мг-екв/100 г ґрунту	Гумус, %	Азот лужно-гідролізований, мг/кг ґрунту	Рухомий фосфор, мг/кг ґрунту	Обмінний калій, мг/кг ґрунту	Кальцій, ммоль/100 г ґрунту	Сірка, ммоль/100 г ґрунту
A₁									
Max	4,29	5,48	1,2	1,39	65,8	189,9	51,9	4,12	6,66
Min	3,45	1,98	0,2	0,32	14	1,87	9,9	0,2	2,97
M±m	3,45-4,29	4,15±0,4	0,7±0,14	0,72±0,14	43,53±5,74	78,66±20	28,96±4,54	1,47±0,51	4,77±0,5
V, %	7,27	28,71	60,19	58,54	39,55	77,97	47,08	104,64	28,9
A₂									
Max	7,01	17,3	14	2,68	140,0	207,0	112,6	7,5	9,66
Min	2,57	0,46	0,3	0,12	15,4	0,41	9,6	0,1	1,5
M±m	2,57-7,01	6,68±1,02	2,15±0,65	1,32±0,3	53,03±7,55	37,3±11,	35,35±6,09	1,36±0,47	3,41±0,47
V, %	25,75	68,31	135,34	60	63,71	136,47	77,05	152,93	61,66
A₃									
Max	5,38	6,26	2,5	2,94	50,4	69,98	63,50	11,25	4,43
Min	3,4	1,03	0,1	0,41	14	0,32	15,8	0,3	2,94
M±m	3,4-5,38	3,99±0,57	1,07±0,29	1,76±0,33	31,42±4,78	14,42±9,	26±4,88	3,2±1,12	3,65±0,16
V, %	15,46	42,83	80,92	85,18	45,61	191,82	56,31	105,22	13,19
A₄									
Max	6,6	2,86	3,2	1,24	68,6	231,9	33,6	2,5	5,13
Min	3,28	0,99	3	0,84	22,4	34,05	20,8	1,0	2,35
M±m	3,28-4,94	1,93±0,94	3,1±0,1	1,04±0,2	45,5±23,1	132,98±9	27,2±6,4	1,75±0,75	3,74±1,39
V, %	47,52	68,69	4,56	27,2	71,8	105,21	33,28	60,61	52,56

Морфологічне обстеження ґрунтових розрізів, а також лабораторне дослідження відібраних зразків ґрунту показали, що ґрунтовий покрив відповідає умовам типових борів Полісся України. Дерново-сильнопідзолисті ґрунти борів ПЗ «Древлянський» характеризуються дуже низьким вмістом гумусу, а отже і низькою родючістю. За рівнем обмінної кислотності дані ґрунти відносяться до класів дуже сильнокислих та сильнокислих. Даний фактор є одним з визначальних при формуванні видового складу борів, тому що в умовах високої кислотності ґрунтів єдиними рослинами, які здатні ефективно заселяти подібні місця зростання, є оксифіти. Вміст азоту, фосфору та калію також є дуже низьким.

На ділянках А₁ усі агрохімічні показники ґрунту характеризувалися очікувано низькими значеннями. Невисока родючість ґрунтів супроводжується значним варіюванням окремих показників – коефіцієнти варіації становлять від 7,27 % для обмінної кислотності до 104,64 % для кальцію. Така строкатість ґрунтових умов є обмежуючим фактором як для чисельності видів, які можуть оселитись на даних ділянках, так і рясності тих видів, що прижились. При цьому, найбільш лімітуючими факторами є вміст гумусу – мінімальний серед усіх досліджуваних ділянок, середнє значення – $0,72 \pm 0,14$ % та вміст кальцію – $1,47 \pm 0,51$ %.

Оскільки, свіжі бори є найбільш поширеним з усіх ТЛУ, було досліджено 20 ділянок, на відміну від 9 для сухих борів та вологих борів, і 2 для сирих борів. Цей ТЛУ мав вищі середні показники серед досліджуваних, окрім вмісту фосфору, кальцію та сірки, при тому що максимальні величини цих параметрів все ж більші. Незважаючи на це, усі основні показники родючості характеризують цей ТЛУ як бідний та малопродуктивний. Варіабельність ґрунтових показників залишається значною – коефіцієнт варіації змінюється від 25,75 % для обмінної кислотності до 136,47 % для рухомого фосфору.

У А₃ агрохімічні показники ґрунту, зокрема, вміст кальцію і сірки, а також

обмінна кислотність, є вищими порівняно з A_2 . Варіабельність агрохімічних показників знаходилася в діапазоні від 13,91 % для сірки і до 191,82 % для фосфору. Середнє значення вмісту гумусу сатновило – $1,76 \pm 0,33$ %, обстежені ділянки є низькопродуктивними.

В A_4 було досліджено лише 2 ділянки, адже цей тип борів є непоширеним на території ПЗ з площею 5,7 га, що становить всього 0,04 % усієї площі лісів заповідника. Обстежені ділянки в межах зазначеного ТЛУ вирізняються найвищими значеннями суми ввібраних основ – $3,1 \pm 0,1$ мг-екв./ 100 г ґрунту, рухомого фосфору – $132,98 \pm 93,93$ мг/кг та сірки – $3,74 \pm 1,39$ мг/кг. Варіабельність показників коливалася в межах від 4,56 % для суми ввібраних основ, до 105,21 % для рухомого фосфору.

Отже, ґрунтові умови зазначених типів лісорослинних умов є лімітуючим фактором для збільшення чисельності їх видового складу. Видами, які можуть максимально ефективно використовувати ґрунтові ресурси борів, є рослини оліготрофи родин вересові (*Ericaceae*) та соснові (*Pinaceae*), що підтверджується як представленими дослідженнями видового різноманіття ярусу трав'янистих рослин, так і лісотаксаційними показними досліджуваних ділянок.

3.2. Вміст рухомих сполук важких металів у ґрунті борів ПЗ «Древлянський»

В природоохоронних лісах України дослідження щодо впливу вмісту важких металів в ґрунті на різноманітність рослин і їх продуктивність є недостатньо вивченими. Наявні звітні дані в Україні були зосереджені на описі рівнів важких металів в інших землекористуваннях, таких як сільськогосподарські землі, промислові зони, міські райони, місця видобутку корисних копалин і водойми, водно-болотні екосистеми, а також їх вплив на здоров'я людини [239]. Вихідні дані, які характеризують рівні важких металів у захищених лісах щодо впливу на різноманітність рослин, потенціал нарощування

біомаси та екологічних ризиків, все ще є мало дослідженими.

Враховуючи доведений вплив вмісту важких металів як на властивості ґрунту, так і на функціонування окремих рослин, а також на видове різноманіття в цілому важливим завданням постало визначення рівня забруднення ними досліджуваних ділянок.

За результатами досліджень для А₁ встановлено надзвичайно низькі концентрації вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті. Найменшим показником був вміст кобальту $1 \cdot 10^{-4}$. Варіабельність вмісту в зразках коливалась від 26,18 % для свинцю до 125,86 % для кадмію.

Незважаючи на значно більшу варіацію показників для ділянок А₂, де мінімальний рівень варіації 58,8 % для міді, а найбільший 182,65 % для кадмію, частка самих важких металів лишалася надзвичайно низькою для середніх показників. Винятком є максимальний показник свинцю – 20,5 мг/кг при ГДК – 20 та цинку – 74 мг/кг при ГДК – 23. Результати аналізу вмісту важких металів у шарі ґрунту 0 – 20 см відображені в табл. 3.2.

Перевищення максимальних граничних показників норм ГДК присутні і на ділянках А₃. А саме: максимальні показники для міді та цинку становлять 4,317 та 64,1 мг/кг відповідно при ГДК 3 та 23. Варіабельність показників лишається в межах від 64,34 % до 231,28 % для кадмію.

Не зафіксовано перевищень ГДК для А₄, а коефіцієнт варіації знаходився в межах 10,88 % для кобальту та 110,12 % – для свинцю.

Таблиця 3.2

Вміст рухомих сполук важких металів у ґрунтах борів ПЗ «Древлянський»

Шифр зразка	Мг/кг ґрунту					
	Мідь (Cu)	Цинк (Zn)	Кобальт (Co)	Кадмій (Cd)	Свинець (Pb)	Марганець (Mn)
ГДК, мг/кг	3	23	5	0,7	6	140
A₁						
Min	0,13	0,85	0,0001	0,001	1,11	0,96
Max	0,47	1,73	0,0001	0,03	2,76	24,61
M±m	0,29±0,04	1,24±0,11	0,00008±0,00001	0,01±0	1,86±0,16	13,3±2,78
V,%	37,88	26,49	49,60	125,86	26,18	62,7
A₂						
Min	0,05	0,85	< 0,0001	0,0001	0,14	0,1
Max	0,7	74,0	0,001	0,03	20,05	24,61
M±m	0,41±0,05	9,92±3,77	0,000733±0,00027	0,00439±0,00179	4,14±1,42	8,03±1,73
V,%	58,8	169,84	163,57	182,65	153,37	96,15
A₃						
Min	0,22	0,72	0,0002	0,0003	0,009	7,5
Max	4,32	64,1	0,155	0,042	2	356,8
M±m	2,18±0,47	27,63±6,81	0,03±0,02	0,01±0	0,38±0,21	144,94±43,32
V,%	64,34	73,96	189,24	231,28	161,16	89,67
A₄						
Min	0,11	0,52	0,168	0,031	0,082	13,5
Max	0,87	0,86	0,196	0,052	0,659	18,9
M±m	0,49±0,38	0,69±0,17	0,18±0,01	0,04±0,01	0,37±0,29	16,2±2,7
V,%	109,45	34,84	10,88	35,78	110,12	23,57

3.3. Радіологічна характеристика ґрунтів

Враховуючи неоднорідний характер міграції радіонуклідів в залежності від характеристики ґрунтів, було проведено пошаровий аналіз вмісту радіонуклідів в ґрунті в різних ТЛУ (табл. 3.3).

Таблиця 3.3

Пошарові показники щільності радіоактивного забруднення ґрунту (кБк / м²)

Глибина, см	А ₁		А ₂		А ₃		А ₄	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
0-2	504,2±112	7,5±2,0	621,7±60,9	9,2±1,08	548,1±56,4	8,4±0,91	420±4,21	6,2±0,56
2-4	425,6±78,5	8,2±2,2	582,3±63,3	9±0,94	527,7±54,3	8,1±0,83	377±3,81	6,5±0,58
4-6	182,4±30,5	3,7±0,8	241,1±27,7	9,7±0,99	218,1±21,4	6,9±0,71	118±10,2	5,9±0,61
6-8	125,1±21,1	9,4±2,7	191,8±20,3	7,8±0,80	172,8±18,8	6,7±0,77	93±10,08	5,7±0,42
8-10	33,4±5,2	5,2±1,9	68,8±7,3	4,2±0,44	63,4±7,3	5,6±0,59	30±2,9	5,7±0,51
10-12	18,4±2,9	3,6±0,6	31,6±3,3	3,9±0,38	28,9±2,5	3,1±0,30	28±2,3	4,9±0,39
12-14	13,3±2,8	3,4±0,4	27,8±2,9	4,2±0,44	21,3±2,1	3±0,29	17±2,1	4,1±0,42
14-16	15,1±3,5	1,8±0,3	24,42±2,5	3,2±0,33	20,7±2,2	3,2±0,36	8±0,9	2,8±0,3
16-18	14,9±3,2	2,9±0,4	25,9±2,9	3,1±0,31	17,9±1,8	2,2±0,23	5±0,6	3,2±0,3
18-20	20,8±3,8	4,3±0,4	17,2±1,7	2,9±0,33	15,6±1,7	1,9±0,20	11±1,2	3,6±0,31

Встановлено, що піковий показник щільності забруднення зафіксовано в шарі ґрунту на глибині 0 – 2 і 2 – 4 см у всіх досліджуваних типах лісу. В А₁ частка радіонуклідів у шарі ґрунту 0 – 4 см становила 68,71 %, в А₂ – 65,69 % і в А₃ – 65,82 % від загальної кількості. Зі збільшенням глибини ґрунту щільність його забруднення зменшувалася. Зокрема, найбільшою різницею є зменшення при щільності забруднення в шарі 4 – 6 см, порівняно з шаром 4 – 2 см в 1,3 рази для А₁ і 1,4 для А₂ та А₃, і в шарі 8 – 10 см, порівняно з 6 – 8 см в 2,7 рази для А₁, в 1,8 для А₂ і в 1,7 для А₃.

Дані, отримані в результаті пошарового аналізу питомої активності ^{90}Sr в ґрунті, вказують на нерівномірний розподіл щільності забруднення профілем ґрунту. Так максимальний показник для A_1 становив $9,4 \pm 2,7$ кБк/м² зафіксований в шарі 6 – 8 см, а максимальна різниця зафіксована між шарами 2 – 4 та 4 – 6 см – зменшення в 1,2 раза та між шарами 4 – 6 см та 6 – 8 см – збільшення в 1,5 раза. Для визначення причин такого вертикального розподілу питомої активності даного радіонукліду потрібно проводити подальші дослідження. Показники щільності забруднення A_2 зменшувалися зі збільшенням глибини за винятком шарів 4 – 6 см і 12 – 14 см. Піковий показник $9,7 \pm 0,99$ кБк/м² зафіксовано у шарі 4 – 6 см. В A_3 максимальний показник зареєстрували в шарі 0 – 2 см – це $8,4 \pm 0,91$ кБк/м². Також спостерігалось зменшення частки радіонуклідів зі збільшенням глибини за винятком шару 14 – 16 см, щільність забруднення якого на 20 % вище, ніж у шарі 12 – 14 см.

Було також проведено регресійний аналіз залежності питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr в шарах ґрунту залежно від глибини відбору зразків. Розрахунки показали, що коефіцієнт кореляції для ^{137}Cs становить 0,706, коефіцієнт значущості дорівнює 0,002, що свідчить про достовірність зв'язку на рівні 70,6 %. Таким чином, отримані залежності є тісними, а рівняння – достовірними. Проте, коефіцієнт кореляції для ^{90}Sr становив менше 0,5, а саме – 0,47, що свідчить про низький зв'язок залежності питомої активності ^{90}Sr від глибини відбору зразків.

3.4. Міграція радіонуклідів в ланцюзі «ґрунт-рослина»

Розраховані показники потужності поглинених доз для рослин на досліджуваних територіях отримані за допомогою розрахунків в програмному пакеті ERICA на основі даних про щільність забруднення досліджуваних територій, питомої активності зразків рослин та використання вбудованих систем геометрії для лісових екосистем представлені в таблиці 3.4.

Таблиця 3.4

Потужність експозиційної та поглиненої дози рослинами на досліджених ділянках

Значення	¹³⁷ Cs			⁹⁰ Sr			Експозиційна доза мкЗв/год
	Потужність поглиненої дози мГр/добу						
	зовнішня	внутрішня	загальна	зовнішня	внутрішня	загальна	
A₁							
Min	0,166	0,189	0,354	$2,7 \cdot 10^{-10}$	0,00116	0,00123	0,18
Max	0,282	0,37	0,652	$7,5 \cdot 10^{-7}$	0,0158	0,0158	0,78
M±m	0,14±0,04	0,21±0,04	0,36±0,06	$1 \cdot 10^{-8} \pm 1 \cdot 10^{-11}$	0,01±0,001	0,01±0	0,4±0,06
V,%	68,47	52,08	44,33	122,23	71,83	84,88	46,38
A₂							
Min	0,0299	0,0595	0,0894	$6,1 \cdot 10^{-11}$	0,00066	0,00066	0,27
Max	0,55	0,521	11,6	$1,3 \cdot 10^{-7}$	0,101	0,101	5,205
M±m	0,15±0,07	0,26±0,09	1,9±1,62	$1 \cdot 10^{-8} \pm 1 \cdot 10^{-11}$	0,02±0,01	0,02±0,01	1.12±0.25
V,%	122,73	86,88	225,26	135,9	154,16	153,51	99,66
A₃							
Min	0,0275	0,0545	0,1	$4,8 \cdot 10^{-11}$	0,00027	0,00027	0,42
Max	0,56	0,609	11,63	$1,1 \cdot 10^{-8}$	0,173	0,173	2,31
M±m	0,16±0,06	0,32±0,07	1,77±1,41	$1 \cdot 10^{-8} \pm 1 \cdot 10^{-11}$	0,07±0,03	0,07±0,03	1,10±0,21
V,%	113,38	64,8	224,72	149,3	110,54	110,54	56,07
A₄							
Min	0,166	0,0462	0,234	$9,9 \cdot 10^{-11}$	0,0143	0,0143	1,93
Max	0,81	1,16	1,97	$1,3 \cdot 10^{-7}$	1,63	1,63	2,6
M±m	0,3±0,09	0,45±0,14	0,75±0,22	$1 \cdot 10^{-8} \pm 1 \cdot 10^{-11}$	0,27±0,23	0,27±0,23	2,21±0,20
V,%	76,6	81,44	77,92	102,9	221,78	221,78	15,76

Потужність поглиненої дози ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr для усіх ТЛУ визначалася головним чином потужністю внутрішнього опромінення з максимальним середнім значенням $0,45 \pm 0,14$ мГр/добу для ¹³⁷Cs та $0,27$ мГр/добу для ⁹⁰Sr у А₄. Внесок зовнішнього опромінення від радіонуклідів, був значним для ¹³⁷Cs, де максимальне значення становило $0,16 \pm 0,01$ мГр/добу для А₃. У випадку ж з ⁹⁰Sr, то його внесок в загальну дозу опромінення незначний, з максимальним показником в $1 \cdot 10^{-8} \pm 1 \cdot 10^{-11}$ мГр/добу.

Максимальне середнє значення експозиційної дози становило $2,21 \pm 0,20$ мкЗв/год для А₄. Мінімальне значення експозиційної дози було зафіксоване у А₁ і становило 0,18 мкЗв/год, а максимальне значення на ділянках А₂ – 5,205 мкЗв/год. Коефіцієнт варіації становив від 15,76 % до 99,66 %.

Коефіцієнт переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини є одним з найважливіших параметрів, який використовують при дослідженні міграційних процесів радіонуклідів.

Зважаючи на величину КП, інтенсивність надходження ¹³⁷Cs до фітомаси рослин поділяють на дуже сильну (КП > 100), сильну (100 > КП > 50), помірну (50 > КП > 10), слабку (10 > КП > 1), дуже слабку (КП < 1).

Найвищий середній коефіцієнт накопичення спостерігається у моху *Dicranum polysetum* Sw., зі значенням від 5,85 в А₁ до 7,96 в А₂ (рис. 3.1).

Найнижчі значення коефіцієнта накопичення спостерігаються у *Vaccinium vitis-idaea* L. зі значеннями КН – 0,47. У *Festuca ovina* L., *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth та *Calluna vulgaris* (L.) Hill., значення коефіцієнта накопичення ¹³⁷Cs коливаються від 1,05 до 2,63.

Було проведено однофакторний дисперсійний аналіз з метою виявлення залежності КН від типу борів, а саме, була висунута гіпотеза про те, що КН змінюється в залежності від ТЛУ.

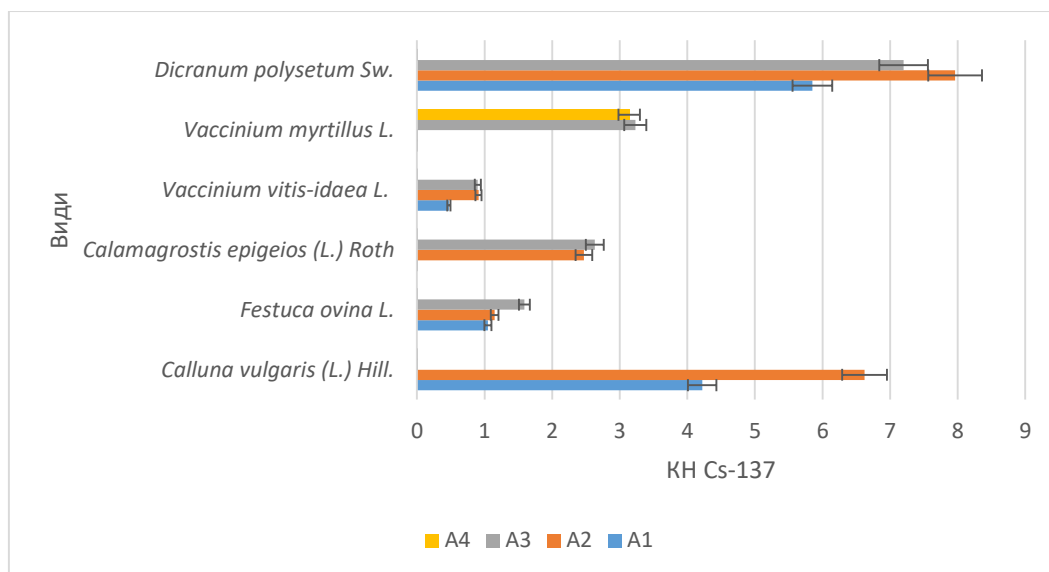


Рис. 3.1. Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs основними видами рослин

Для цього було виконано порівняння отриманих результатів з критичними значеннями F-статистики та p-value для рівня довіри 0,95. Якщо F-статистика (далі – $F_{\text{факт}}$) більша за критичне значення (далі – $F_{0,95}$), то ми можемо стверджувати, що середні значення КН суттєво різняться в різних ТЛУ. А якщо $F_{\text{факт}}$ менше F-статистики або p-value менше за рівень довіри (0,95), то ми можемо стверджувати, що ці різниці статистично незначущі.

Результати для досліджуваних видів наступні: для *Calluna vulgaris L.* $F_{\text{факт.}} = 1,25 < F_{0,95} = 7,71$, при p-value 0,33; для *Festuca ovina L.* $F_{\text{факт.}} = 9,96 > F_{0,95} = 5,14$ при p-value 0,01; для *Calamagrostis epigeios L.* $F_{\text{факт.}} = 4,69 < F_{0,95} = 9,55$, при p-value 0,12; для *Vaccinium vitis-idaea L.* $F_{\text{факт.}} = 7,23 > F_{0,95} = 5,14$, при p-value 0,03; для *Vaccinium myrtillus L.* $F_{\text{факт.}} = 1,12 < F_{0,95} = 7,71$, при p-value 0,35; для *Dicranum polysetum Sw.* $F_{\text{факт.}} = 150,2 > F_{0,95} = 5,14$, при p-value 0,001.

Два види рослин: *Festuca ovina L.*, *Vaccinium vitis-idaea L.* та мохів – *Dicranum polysetum Sw.* мають статистично значимі значення F-статистики, які перевищують критичне значення $F_{0,95}$, що свідчить про наявність статистично значущих відмінностей між групами.

Для видів *Calluna vulgaris* L., *Calamagrostis epigeios* L., та *Vaccinium myrtillus* L. Для видів *Calluna vulgaris* L., *Calamagrostis epigeios* L. та *Vaccinium myrtillus* L. $F_{\text{факт}}$ менше за критичне значення $F_{0,95} = 7,71$, це означає, що ми не можемо зробити висновок про зміну коефіцієнту накопичення в залежності від гігروتопів борів.

Для аналізу процесів міграції ^{137}Cs з ґрунту до рослин було розраховано коефіцієнти переходу, серед яких *Calluna vulgaris* L. Hill. має найбільший коефіцієнт накопичення серед рослин у A_2 , – $33,38 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$, мох – *Dicranum polysetum* Sw. характеризується найбільшим загальним значенням – $57,38 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ в A_3 . (рис 3.2).

Vaccinium vitis-idaea L. має досить низький коефіцієнт накопичення у всіх типах борів – від 2,38 в A_1 до $4,55 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ в A_3 . За інтенсивністю надходження до рослин усі види поділились наступним чином: сильна інтенсивність ($100 > \text{КП} > 50$) в *Dicranum polysetum* Sw. в A_3 ; помірна інтенсивність ($50 > \text{КП} > 10$) в *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth в A_2 та A_3 , в *Vaccinium myrtillus* L. в A_3 та A_4 ; слабка інтенсивність ($10 > \text{КП} > 1$) в *Festuca ovina* L. в A_1 , A_2 , A_3 ; в *Vaccinium vitis-idaea* L. в A_1 , A_2 , A_3 .

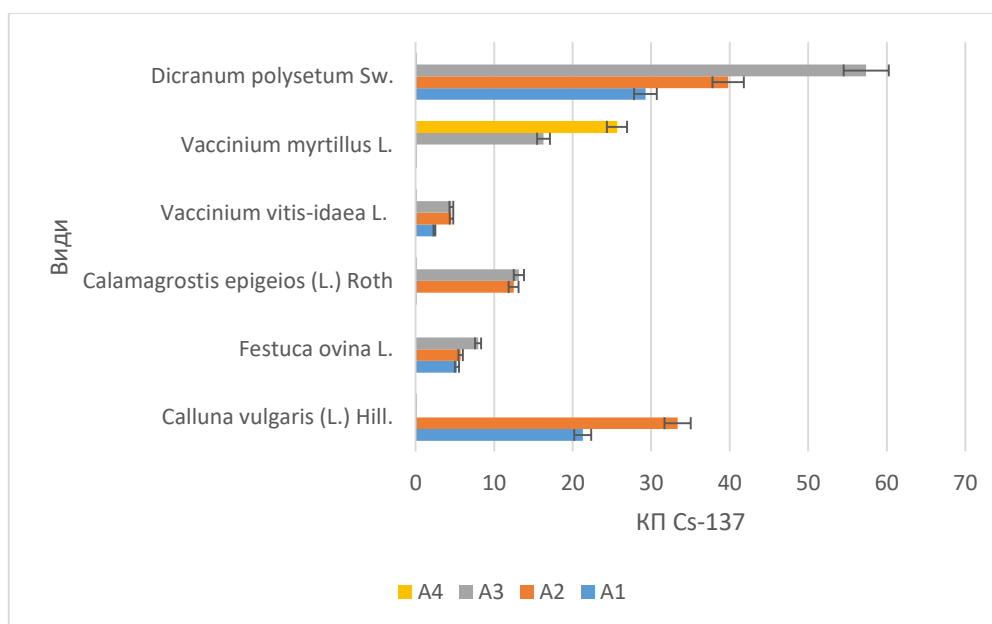


Рис. 3.2. Коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту до фітомаси рослин

Однофакторний аналіз показав що статистичні значення $F_{\text{факт}}$ для *Calluna vulgaris* L., *Festuca ovina* L., *Vaccinium vitis-idaea* L., *Vaccinium myrtillus* L. та *Dicranum polysetum* Sw. були більшими, ніж відповідні значення $F_{0,95}$, що вказує на те, що середні значення цих видів у різних типах лісу відрізнялись значимо. P-value для всіх видів були меншими за 0,05, що вказує на те, що відмінності були статистично значущими. Найвищий показник $F_{\text{факт}}$ спостерігався для *Dicranum polysetum* Sw., що вказує на найбільшу різницю в середніх значеннях між різними типами лісу. Найнижчий показник $F_{\text{факт}}$ спостерігався для *Calamagrostis epigeios* L., що вказує на найменшу різницю в середніх значеннях між різними типами лісу. Нижче наведені значення $F_{\text{факт}}$ для кожного з видів: *Calluna vulgaris* (L.) $F_{\text{факт}} = 807,2 > F_{0,95} = 7,71$ при p-value 0,001; *Festuca ovina* L. $F_{\text{факт}} = 290,56 > F_{0,95} = 5,14$ при p-value 0,001; *Calamagrostis epigeios* L. $F_{\text{факт}} = 22,51 > F_{0,95} = 7,71$ при p-value 0,01; *Vaccinium vitis-idaea* L. $F_{\text{факт}} = 106,32 > F_{0,95} = 5,14$ при p-value 0,001; *Vaccinium myrtillus* L. $F_{\text{факт}} = 1431 > F_{0,95} = 7,71$ при p-value 0,001; *Dicranum polysetum* Sw. $F_{\text{факт}} = 2293 > F_{0,95} = 5,14$ при p-value 0,001.

Значення F-статистики та p-value вказують на те, що різні види рослин мають різний вплив на КН та КП в залежності від збільшення вологості ґрунтів.

Аналізуючи коефіцієнти накопичення ^{90}Sr у різних типах лісу, ми можемо відмітити, що у лісі типу А₄ *Vaccinium myrtillus* має найвищий коефіцієнт накопичення – 40,75, за ним слідує *Calamagrostis epigeios* – 2,81 м² кг⁻¹ · 10⁻³. Для порівняння *Calluna vulgaris* і *Festuca ovina* мають нижчі коефіцієнти накопичення в цьому типі лісу лише 3,59 і 2,2 м² кг⁻¹ · 10⁻³ відповідно. У лісі типу А₃ *Vaccinium vitis-idaea* має найвищий коефіцієнт накопичення – 7,28 м² кг⁻¹ · 10⁻³, за ним слідує *Calamagrostis epigeios* – 2,32 м² кг⁻¹ · 10⁻³. Інші види мають нижчі коефіцієнти накопичення в цьому типі лісу, *Festuca ovina* має найнижче значення 1,3 м² кг⁻¹ · 10⁻³. У лісі типу А₂ *Vaccinium myrtillus* має найвищий коефіцієнт накопичення 3,06 м² кг⁻¹ · 10⁻³, інші види мають нижчі коефіцієнти накопичення в цьому типі

лісу, *Festuca ovina* має найнижче значення 1,66. У лісі типу А₁ лише три види були виміряні, зокрема, коефіцієнт накопичення в *Calluna vulgaris* має найвище значення $2,83 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$, меншими значеннями відзначаються *Festuca ovina* з $1,3 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ і *Dicranum polysetum* з показником $1,6 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ (рис 3.3).

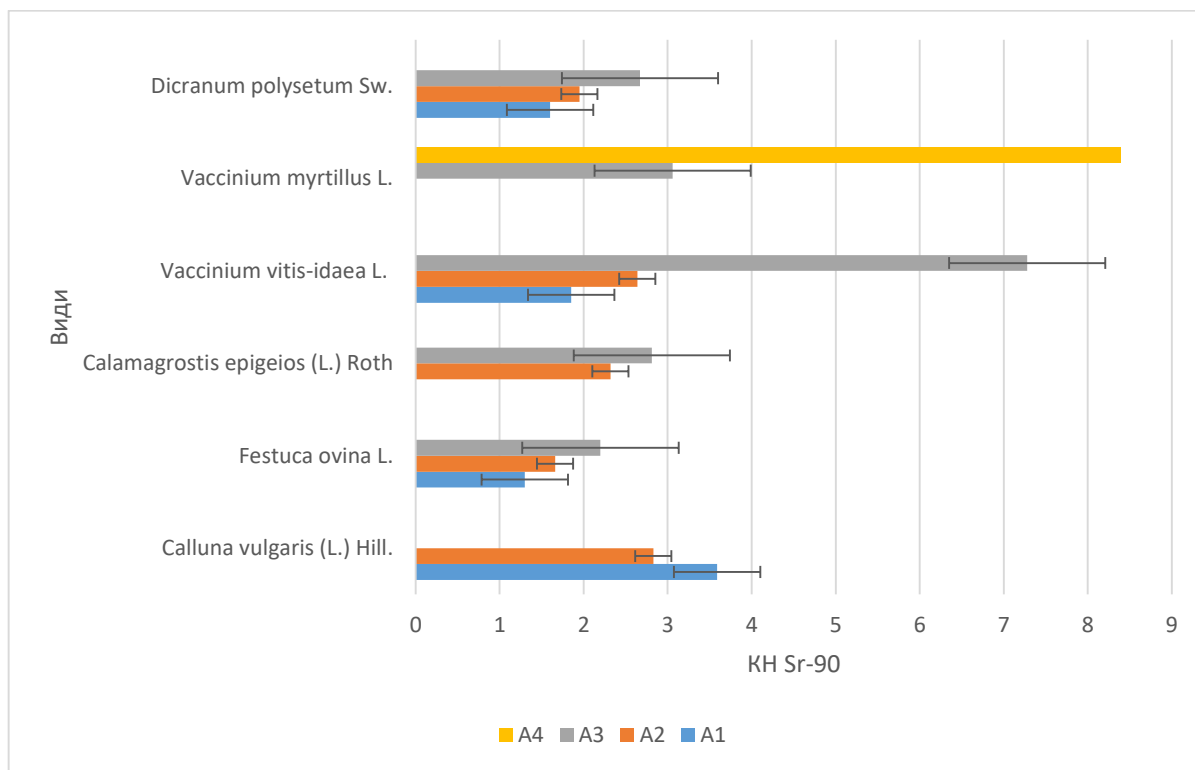


Рис. 3.3. Коефіцієнт накопичення ^{90}Sr основними видами рослин

Проведений аналіз показав наступні результати в розрізі видів: *Calluna vulgaris* (L.) $F_{\text{факт.}} = 21,85 < F_{0,95} = 7,71$, при p-value 0,01; *Festuca ovina* $F_{\text{факт.}} = 26,76 > F_{0,95} = 5,14$, при p-value 0,001; *Calamagrostis epigeios* L. $F_{\text{факт.}} = 12,40 > F_{0,95} = 7,71$, при p-value 0,02; *Vaccinium vitis-idaea* L. $F_{\text{факт.}} = 15,65 > F_{0,95} = 5,14$, при p-value 0,001; *Vaccinium myrtillus* L. $F_{\text{факт.}} = 4639 > F_{0,95} = 7,71$, при p-value 0,001; *Dicranum polysetum* Sw. $F_{\text{факт.}} = 2293 > F_{0,95} = 5,14$, при p-value 0,33.

Результати однофакторного дисперсійного аналізу показали значні відмінності в коефіцієнті накопичення ^{90}Sr серед різних порід у різних типах лісу. Так, *Calluna vulgaris* мало нижче значення F, ніж критичне значення ($F_{0,95}$) на рівні

значущості 0,01, що вказує на відсутність істотної різниці в накопиченні ^{90}Sr . *Festuca ovina*, *Calamagrostis epigeios*, *Vaccinium vitis-idaea* та *Vaccinium myrtillus* мали вищі F-значення, ніж критичне значення на рівні значущості 0,001, що вказує на значні відмінності в накопиченні ^{90}Sr в різних гігروتобах борів. *Vaccinium myrtillus* мало найвище значення F серед усіх видів, що свідчить про найбільш значну різницю в накопиченні ^{90}Sr . *Dicranum polysetum* мало вище значення F, ніж критичне значення на рівні значущості 0,33, що вказує на відсутність істотної різниці в накопиченні ^{90}Sr .

Дані на рисунку 3.4 представляють коефіцієнти переходу ^{90}Sr для різних видів рослин у різних типах лісу. Найвищий коефіцієнт переходу ^{90}Sr спостерігався у *Vaccinium myrtillus* L. у типі лісу A₄ – $40,753 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$, за яким слідує *Vaccinium vitis-idaea* L. у A₃ – $16,47 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$. *Festuca ovina* L. має найнижчий коефіцієнт переходу в лісі типу A₁ – $6,51 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$. Загалом результати свідчать про те, що коефіцієнт переходу ^{90}Sr різний для різних видів рослин і типів лісу.

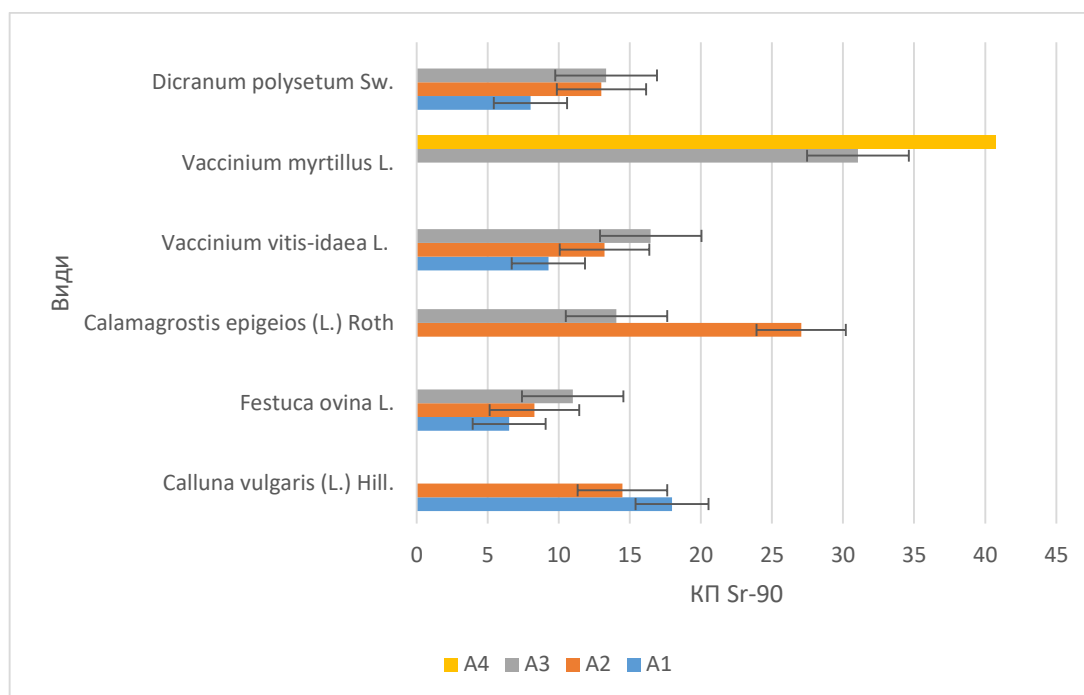


Рис. 3.4. Коефіцієнт переходу ^{90}Sr з ґрунту до фітомаси рослин

Результати однофакторного дисперсійного аналізу коефіцієнту переходу ^{90}Sr у різних видів у різних типах лісу вказують на те, що існують значні відмінності у інтенсивності переносу радіонуклідів із ґрунту до рослини серед досліджуваних видів. Значення $F_{\text{факт}}$ для *Festuca ovina*, *Calamagrostis epigeios*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Vaccinium myrtillus* і *Dicranum polysetum* є вищими за відповідне критичне значення F на 95 % рівні довіри, що свідчить про наявність зв'язку між зміною гігروتопів та зміною коефіцієнту переходу. Показники статистичного аналізу для даних видів становили: *Festuca ovina* L. $F_{\text{факт.}} = 719,8 > F_{0,95} = 5,14$, при p-value 0,001; *Calamagrostis epigeios* L. $F_{\text{факт.}} = 831 > F_{0,95} = 7,71$, при p-value 0,001; *Vaccinium vitis-idaea* L. $F_{\text{факт.}} = 674,6 > F_{0,95} = 5,14$, при p-value 0,001; *Vaccinium myrtillus* L. $F_{\text{факт.}} = 1539 > F_{0,95} = 7,71$, при p-value 0,001; *Dicranum polysetum* Sw. $F_{\text{факт.}} = 1013 > F_{0,95} = 5,14$, при p-value 0,001.

З іншого боку, для *Calluna vulgaris* $F_{\text{факт.}} = 0,09 < F_{0,95} = 7,71$, а p-value – 0,78, більше, ніж рівень значущості 0,05, що вказує на те, що немає достатньо доказів, що інтенсивність міграції радіонуклідів залежить від ТЛУ.

Дослідження особливостей накопичення радіонуклідів ^{137}Cs лишайниками на різних деревних видах та висотних діапазонах проводилось у серпні 2021 року. Були закладені 3 пробні площі (далі – ПП) в свіжих борах, коротка таксаційна характеристика яких представлена в додатку Б. Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs на дослідних ділянках складала від 113,1 до 198,6 кБк·м⁻¹.

Для оцінки інтенсивності накопичення ^{137}Cs в системі «талом лишайника – кора дерева» ми визначали коефіцієнт накопичення, як співвідношення питомої активності ^{137}Cs у таломі гіпогімнії (Бк·кг⁻¹) до питомої активності ^{137}Cs у корі сосни звичайної та берези повислої на висотних діапазонах 0 – 65 см, 65 – 130 см, і 130 – 195 см.

Результати з однофакторного дисперсійного аналізу показали, що на всіх ПП різниця середніх значень вмісту ^{137}Cs у таломі гіпогімнії на сосні і на березі

відрізнялися суттєво при 95 % довірчому рівні:

$$\text{на ПП} - 1 - F_{\text{факт}} = 39,53 - 61,09 > F_{0,95} = 7,71, p = 0,001 - 0,003;$$

$$\text{на ПП} - 2 - F_{\text{факт.}} = 29,07 - 77,73 > F_{0,95} = 7,71, p = 0,001 - 0,006;$$

$$\text{на ПП} - 3 - F_{\text{факт.}} = 35,74 - 64,08 > F_{0,95} = 7,71, p = 0,001 - 0,004.$$

Порівняння середнього значення вмісту ^{137}Cs в таломас гіпогімнії на кожній ПП на сосні в усіх висотних діапазонах (рис. 3.5) показав, що його вміст змінювався. Спостерігалось підвищення питомої активності ^{137}Cs в гіпогімнії від 0 – 65 см до 65 – 130 см, та зниження в діапазоні 130 – 195 см [240].

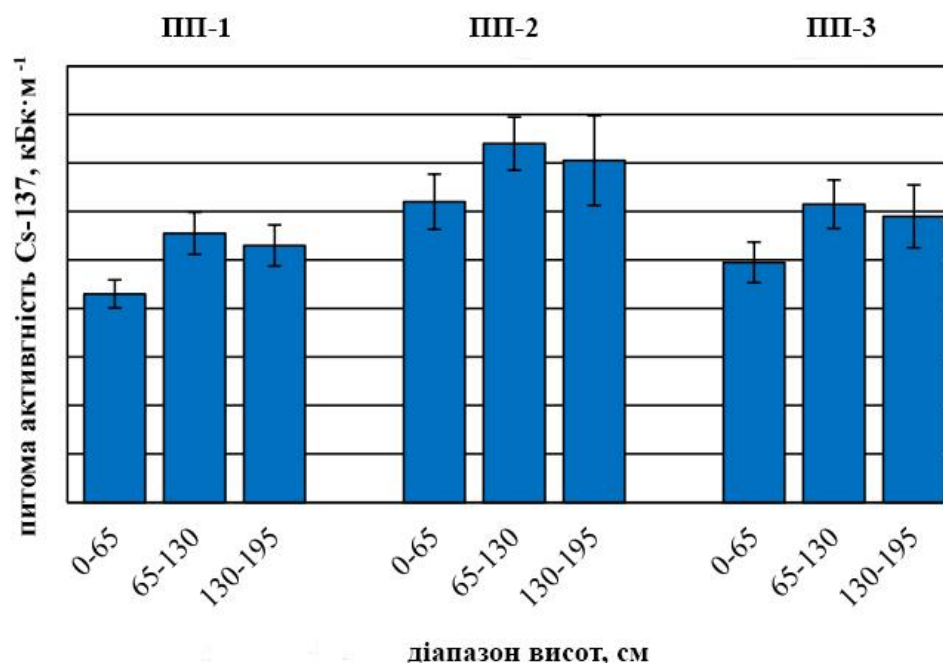


Рис. 3.5. Середнє значення вмісту ^{137}Cs в таломас гіпогімнії на корі сосни звичайної

Розрахунки показали, що на всіх ПП вміст ^{137}Cs в таломас гіпогімнії на сосні на різних висотних діапазонах не відрізнявся статистично значимо при 95 % рівні достовірності :

$$\text{ПП} - 1 - F_{\text{факт.}} = 3,95 - 5,59 < F_{0,95} = 7,71;$$

$$\text{ПП} - 2 - F_{\text{факт.}} = 0,61 - 2,29 < F_{0,95} = 7,71;$$

$$\text{ПП} - 3 - F_{\text{факт}} = 0,10 - 3,20 < F_{0,95} = 7,71.$$

Таким чином, робимо попередній висновок про можливість селекції таломів гіпогімнії на стовбурах сосни в діапазоні висот 0 – 195 см.

На ПП – 1, ПП – 3 середні значення КН зростали із висотою, а на ПП – 2 зростали у діапазоні висот 0 – 65 см і 65 – 130 см і знижувалися вище (рис. 3.6).

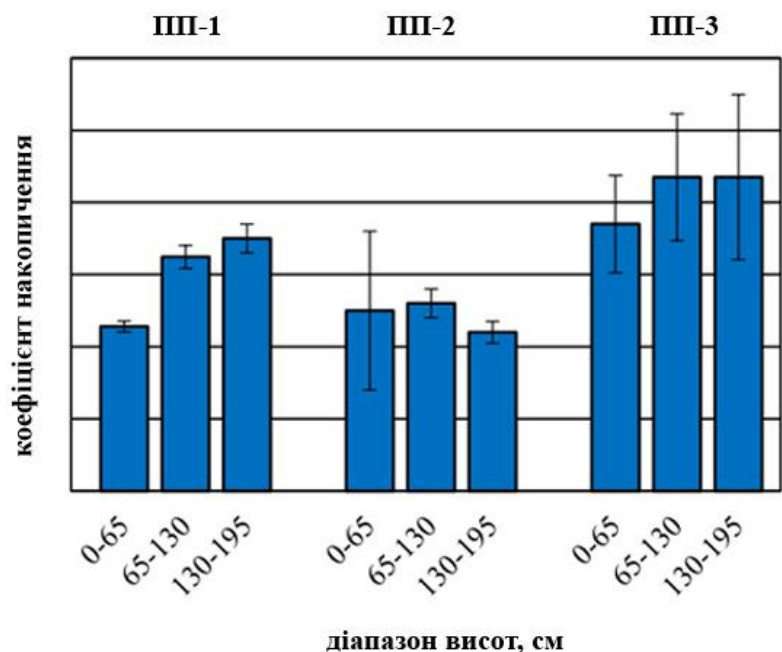


Рис. 3.6. Середні коефіцієнти накопичення ¹³⁷Cs в таломгах гіпогімнії на корі сосни звичайної

Встановлено, що на ПП – 1 – $F_{\text{факт.}} = 0,03 - 0,80 < F_{0,95} = 7,71$. Однак на ПП – 1 різниця в середніх значеннях КН була суттєвою на 95 % рівні довіри між діапазонами висоти 0 – 65 і 65 – 130 см – $F_{\text{факт.}} = 30,56 > F_{0,95} = 7,71$; $p = 0,005$; в діапазонах 0 – 65 см і 130 – 195 см – $F_{\text{факт.}} = 34,59 > F_{0,95} = 7,71$; $p = 0,004$; в той же час не було статистично значущої різниці між діапазонами 65 – 130 см і 130 – 195 см – $F_{\text{факт.}} = 0,80 < F_{0,95} = 7,71$.

На ПП – 3 проявлялася достовірна різниця середніх значень КН для всіх пар діапазонів зросту: 0 – 65 см та 65 – 130 см – $F_{\text{факт.}} = 34,61 > F_{0,95} = 7,71$; $p = 0,004$; в діапазонах 0 – 65 см та 130 – 195 см – $F_{\text{факт.}} = 10,64 > F_{0,95} = 7,71$; $p = 0,03$ і в діапазонах 65 – 130 см і 130 – 195 см – $F_{\text{факт.}} = 57,08 > F_{0,95} = 7,71$; $p = 0,002$.

За аналогічною схемою гіпогімнію досліджували і питому активність ^{137}Cs в таломі гіпогімнії на березі (рис. 3.7). Дослідження показали, що питома активність ^{137}Cs у таломі гіпогімнії на різних висотних діапазонах берези відрізнялася суттєво. Зокрема, на ПП – 1, зазначений показник на всіх висотних діапазонах був близьким – 3,919 – 4,022 Бк·кг⁻¹. На ПП – 3 слабке підвищення зазначеного показника спостерігалось в діапазоні висот від 0 – 65 см до 65 – 130 см – 3,645 – 3,925 Бк·кг⁻¹ і далі в діапазоні висот 130 – 195 см – до 3,977 Бк·кг⁻¹.

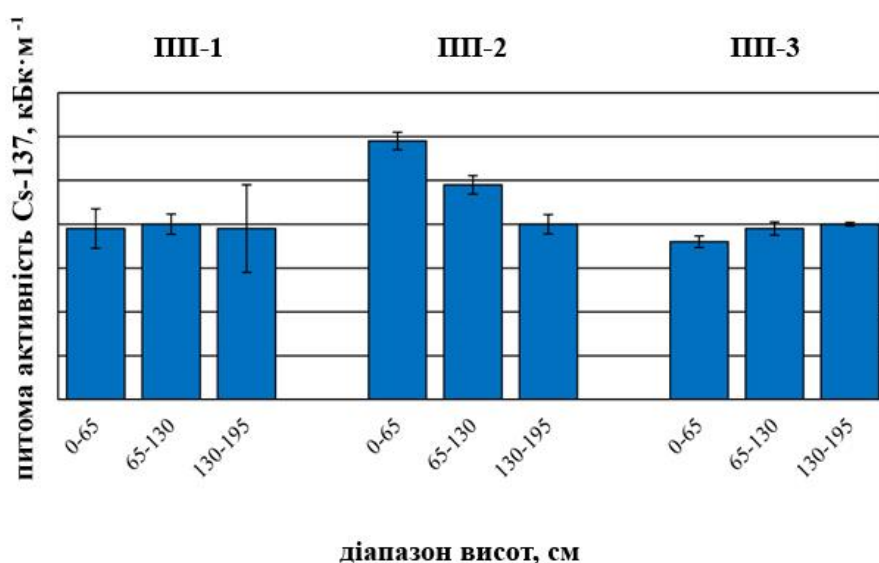


Рис. 3.7. Питома активність ^{137}Cs в таломі гіпогімнії на корі берези повислої

Враховуючи перекриття похибок середніх значень досліджуваного показника на ПП – 1 і ПП – 3 між висотними діапазонами на березі, питома активність ^{137}Cs у таломі гіпогімнії статистично не відрізнялася на 5 % рівні значущості: на ПП – 1 – $F_{\text{факт.}} = 0,00 - 0,08 < F_{0,95} = 7,71$; на ПП – 3 – $F_{\text{факт.}} = 0,12 - 6,22 < F_{0,95} = 7,71$. Проте на ПП – 2 різниця досліджуваних середніх значень у всіх парах дисперсій була достовірною при 95 % довірчому рівні: між діапазонами висот 0 – 65 см і 65 – 130 см – $F_{\text{факт.}} = 13,07 > F_{0,95} = 7,71$; $p = 0,02$; між діапазонами висот 0 – 65 см і 130 – 195 см – $F_{\text{факт.}} = 40,90 > F_{0,95} = 7,71$;

$p=0,003$; між діапазонами висот 65 – 130 см і 130 – 195 см – $F_{\text{факт.}} = 7,92 > F_{0,95} = 7,71$; $p = 0,05$.

Для пробних ділянок з березою, розраховано середні значення коефіцієнту накопичення ^{137}Cs у ланці «талом гіпогімнії – кора берези» на всіх діапазонах висот (рис. 3.8). Дані на цьому рисунку показують, що на всіх пробних ділянках на березі спостерігалася загальна тенденція – монотонне зростання середніх значень КН з висотою. Наприклад, на ПП – 1 середні значення КН були такими: у діапазоні висот 0 – 65 см – $2,1 \pm 0,43$; у діапазоні висот 65 – 130 см – $3,0 \pm 0,34$; у діапазоні висот 130 – 195 см – $4,0 \pm 0,16$. Викликає зацікавленість той факт, що на кількох дослідних площах різниця в середніх значеннях КН на різних діапазонах висоти була статистично значущою на 95 % рівні довіри: на ПП – 1 між діапазонами висот 0 – 65 см та 130 – 195 см – $F_{\text{факт.}} = 17,10 > F_{0,95} = 7,71$; $p = 0,01$; між висотами 65 – 130 і 130 – 195 см – $F_{\text{факт.}} = 7,74 > F_{0,95} = 7,71$; $p = 0,05$; однак статистично значущої різниці не було між рівнями 0 – 65 і 65 – 130 см – $F_{\text{факт.}} = 2,43 < F_{0,95} = 7,71$. Крім того, суттєва різниця в значеннях була продемонстрована при 5 % рівні значимості для всіх дисперсійних пар КН на ПП – 3 – $F_{\text{факт.}} = 10,64 - 57,08 > F_{0,95} = 7,71$; $p = 0,001 - 0,03$. Проте, на ПП – 2, небуло статистично значимої різниці в КН між усіма діапазонами висот на березі – $F_{\text{факт.}} = 0,20 - 0,68 < F_{0,95} = 7,71$. Крім того, було розраховано середні значення КН по березі для всіх діапазонів висот. Розрахунки показали, що в діапазоні 0 – 65 см середнє значення КН у ланці «талом гіпогімнії – кора берези» дорівнювало $2,5 \pm 0,35$; у діапазоні 65 – 130 см – $3,6 \pm 0,33$; на висоті 130 – 195 см – $4,0 \pm 0,16$.

Було визначено, що між діапазонами зросту 0 – 65 см і 65 – 130 см була істотна різниця на 95 % рівні достовірності – $F_{\text{факт.}} = 4,96 > F_{0,95} = 4,49$; $p = 0,04$; між висотами 0 – 65 см і 130 – 195 см – $F_{\text{факт.}} = 14,97 > F_{0,95} = 4,49$, $p = 0,001$; однак не було статистично значущої різниці між діапазонами 65 – 130 і 130– 195 см – $F_{\text{факт.}} = 1,26 < F_{0,95} = 4,49$. Тому, нами рекомендовано проводити

відбір зразків *Hurogymnia physodes* на березі в діапазоні висот 65 – 130 см.

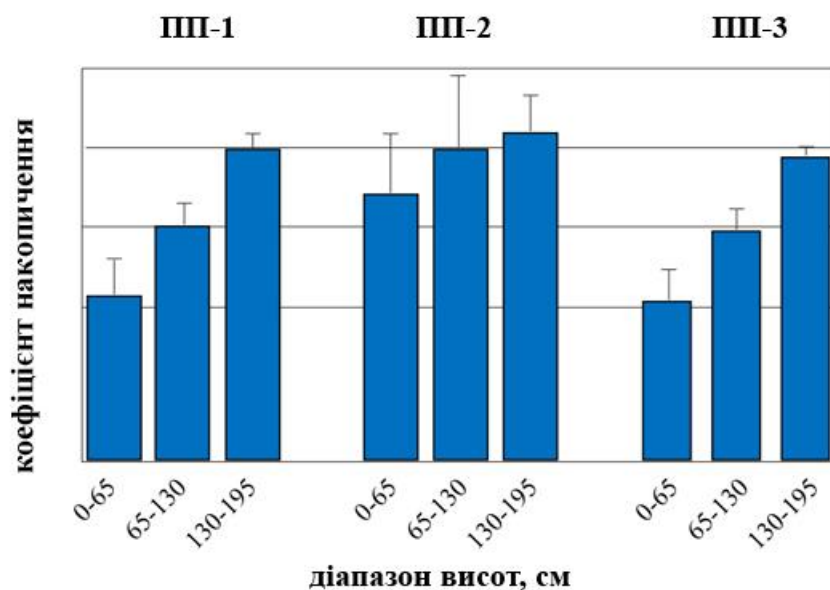


Рис. 3.8. Середні коефіцієнти накопичення ^{137}Cs в таломі гіпогімнії на корі берези повислої

Порівняння даних на рисунках 3.5 і 3.7 дозволяє стверджувати, що інтенсивність накопичення ^{137}Cs у ланці «талом гіпогімнії – кора дерева» значно вища у сосни, ніж у берези. Різниця середніх значень КН на дослідних площах у різних висотних діапазонах становила: ПП – 1 – в 1,8 – 2,1 рази; ПП – 2 – 1,1 – 1,5 разів; ПП – 3 – 1,8 – 2,3 разів. Ймовірна причина такої тенденції – нижча кислотність соснової кори (рН = 3,0 – 3,1) порівняно з березовою корою (рН = 3,5 – 3,6) [241]. Крім того, коливання вмісту ^{137}Cs у корі та таломі гіпогімнії на різних висотах можна пояснити тим, що рН кори як сосни, так і берези на різних висотах може суттєво відрізнятися [242], викликаючи варіацію вмісту ^{137}Cs у досліджуваних компонентах – як у корі дерев, так і в таломі гіпогімнії [243].

3.5. Вплив пожеж на ґрунтові умови

Дослідження агрохімічних показників та вміст важких металів в зразках ґрунту на місцях після пожеж дозволили охарактеризувати стан ґрунтів та виявити потенційні загрози існуванню лісовим рослинним комплексам. Результати наших досліджень свідчать, що обстежена територія характеризується значною просторовою неоднорідністю основних агрохімічних і фізико-хімічних показників (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

Агрохімічні показники ґрунту ПЗ «Древлянський» після пожеж

(станом на червень 2020 р.)

№ з/п	Місце відбору зразка	Кислотність обмінна, М ± m, од. рН	Гумус, М ± m, %	Азот лужно-гідролізований, М ± m, мг/кг ґрунту	Рухомий фосфор, М ± m, мг/кг ґрунту	Обмінний калій, М ± m, мг/кг ґрунту	Кальцій, М ± m, мг-екв/100 г ґрунту	Сірка, М ± m, мг-екв/100 г ґрунту
1.	Контроль	3,63-3,94	1,36±0,12	62,4±3,2	41,3±3,1	23,5±1,5	3,16±0,13	4,8±0,5
Низова пожежа								
2.	A ₂	3,54-3,92	0,62±0,05	39,2±2,0	15,6±1,0	13,8±1,1	1,62±0,12	2,82±0,24
Верхова пожежа								
3.	A ₂	3,87-4,29	0,65±0,06	49,0±3,0	20,6±1,7	22,6±1,6	2,01±0,09	2,94±0,30
4.	A ₁	3,95-4,35	0,81±0,06	50,4±3,1	14,4±1,1	21,6±1,6	4,4±0,4	3,35±0,34

Контрольний зразок був відібраний на території не пошкодженій пожежами на відстані 100 метрів від межі пожежі. Обстежені ґрунти ПЗ «Древлянський» на ділянках, де відбувалися пожежі мали дуже сильнокисло реакцію середовища рН_{сол.}, яка варіюється в межах від 3,32 ± 0,11 до 4,15 ± 0,20; дуже низький вміст гумусу з найменшим показником 0,65 % на ділянці A₂ пошкодженій верховою

пожежею та найбільшим $1,36 \pm 0,12$ % на контрольній ділянці та лужногідролізованого азоту від $39,2 \pm 2,0$ мг/кг на ділянці A_2 після низової пожежі до $62,4 \pm 3,2$ мг/кг на контрольній ділянці. Вміст рухомого фосфору також низький на усіх досліджуваних ділянках з найбільшим показником $41,3 \pm 3,1$ (контроль) та найменшим показником $14,4 \pm 1,1$ (A_1 , верхова пожежа). Вміст обмінного калію був дуже низький (до 40 г/кг) і варіювався у межах від $13,8 \pm 1,1$ мг/кг (A_2 , низова пожежа) до $22,6 \pm 1,6$ мг/кг (A_2 , верхова пожежа) відповідно. Найменший вміст обмінного кальцію становив $1,62 \pm 0,12$ мг-екв/100 г ґрунту (A_2 , низова пожежа), а найбільший $4,4 \pm 0,4$ мг-екв /100 г ґрунту (A_1 , верхова пожежа). Таким чином, такі показники вказують на низький (2,6 – 5 мг-екв/100 г) та дуже низький (0 – 2,5 мг-екв/100 г) вмісту обмінного кальцію. Вміст рухомої сірки на контрольній ділянці є найвищим – $4,8 \pm 0,5$ мг-екв /100 г ґрунту, а найменший – на ділянці A_2 після низової пожежі – $2,82 \pm 0,24$ мг-екв /100 г ґрунту.

З найбільш вагомих змін в агрохімічних та фізико-хімічних показниках ґрунту, пошкоджених пожежами ділянок в порівнянні з контролем є підвищення обмінної кислотності, особливо на ділянці A_1 ; зниження вмісту гумусу з найменшими показниками на ділянках A_2 ; лужногідролізованого азоту з найменшими показниками на ділянках A_2 після низової пожежі; показник рухомого фосфору на ділянці A_1 після верхової пожежі, що є більше ніж в 2 рази нижчим за контроль.

Вміст рухомих сполук важких металів на пошкоджених ділянках не перевищував допустимих рівнів. Вміст рухомих форм марганцю становив 12 ± 5 мг/кг ґрунту, міді – $0,25 \pm 0,08$ мг/кг, цинку – $1,37 \pm 0,30$ мг/кг, кобальту – $0,21 \pm 0,02$ мг/кг, кадмію – $0,06 \pm 0,01$ мг/кг, свинцю – $1,89 \pm 0,29$ мг/кг (табл. 3.6).

В порівнянні з контролем, на уражених пожежею ділянках збільшився вміст міді – на 0,07 мг/кг, цинку – на 0,15 мг/кг, кобальту – на 0,03 мг/кг, кадмію – на 0,01 мг/кг, свинцю – на 0,28 мг/кг та марганцю – на 2,05 мг/кг ґрунту. Цей рівень

забруднення важкими металами може значно змінитись в найближчі роки, адже наявність лісової підстилки сповільнює процес міграції їх по профілю ґрунту.

Таблиця 3.6

**Вміст рухомих сполук важких металів у ґрунті ПЗ «Древлянський»
після пожеж (станом на червень 2020 р.)**

Показник	Контроль, M ± m, мг/кг ґрунту	Середнє по пошкоджених ділянках M ± m, мг/кг ґрунту	Коефіцієнт варіації (V), %	ГДК, мг/кг
Мідь	0,25 ± 0,05	0,32 ± 0,08	51	3
Цинк	1,22 ± 0,21	1,37 ± 0,30	37	23
Кобальт	0,19 ± 0,02	0,21 ± 0,02	21	5
Кадмій	0,05 ± 0,01	0,06 ± 0,01	24	0,7
Свинець	1,61 ± 0,26	1,89 ± 0,29	26	6
Марганець	10,1 ± 3,1	12 ± 5	67	23

За даними попередніх наукових досліджень перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини, в значній мірі, визначається вмістом в ґрунті обмінного калію: зі збільшенням його концентрації інтенсивність поглинання ^{137}Cs рослинами знижується. Коефіцієнт дискримінації ^{137}Cs по відношенню до КП залежить, в першу чергу, від властивостей ґрунту, а також від особливостей рослин та фази їх розвитку. Підвищеному переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини сприяє кисла реакція ґрунтового розчину [244]. Враховуючи дану залежність та показники досліджуваних ділянок, а саме, кислу реакцію ґрунтового розчину та дуже низький вміст обмінного калію можемо стверджувати підвищену інтенсивність поглинання ^{137}Cs рослинами в післяпожежний період.

Накопичення рослинами ^{90}Sr визначається вмістом у них обмінного кальцію. Що стосується ^{90}Sr , то він мігрує по харчовим ланцюжкам разом з кальцієм, і його

накопичення є обернено пропорційним до вмісту обмінного кальцію. При переході ^{90}Sr біологічними ланцюжками відношення ^{90}Sr до кальцію, як правило, змінюється і в наступній ланці стає меншим. Зі зростанням концентрації Ca у ґрунті зменшується відношення радіостронцію до кальцію у рослині. Це зменшення спостерігається до рівня вмісту кальцію, що дорівнює 100 % ємності катіонного обміну ґрунту [244]. Показники обмінного кальцію на досліджуваних ділянках варіювалися в межах від дуже низьких, до низьких, що вказує на підвищену інтенсивність поглинання ^{90}Sr .

З метою оцінки радіаційної ситуації на території ПЗ «Древлянський», який знаходиться на території зони безумовного (обов'язкового) відселення та гарантованого добровільного відселення було відібрано зразки ґрунту для визначення показників щільності забруднення радіонуклідами ^{137}Cs та ^{90}Sr (табл. 3.7).

Таблиця 3.7

**Щільність забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr ґрунту після пожеж
(станом на червень 2020 р.)**

№/код ділянки	^{137}Cs		^{90}Sr	
	2006 р. ($M \pm m$, кБк/м ²)	2020 р. ($M \pm m$, кБк/м ²)	2006 р. ($M \pm m$, кБк/м ²)	2020 р. ($M \pm m$, кБк/м ²)
3 (A ₂ H)	1018±463	975±59	7±3	24±2
5 (A ₂ B)	1018±463	2671±185	30±10	68±4
6 (A ₁ B)	1018±463	2400±164	7±3	40±2

Загальні показники щільності забруднення ^{137}Cs на ділянках уражених пожежами варіювалися в межах від 975 ± 59 кБк/м² в A₂ (низова пожежа) до 2400 ± 164 кБк/м² в A₁ (верхова пожежа). Порівнюючи отримані дані з показниками щільності забруднення ^{137}Cs станом на 2006 рік (рис. 3.9), де середнє значення становило 1018 ± 463 кБк/м², варто відзначити збільшення показників на дослідних ділянках 5 (A₂B) та 6 (A₁B) та зменшення показників на ділянці A₂H.

Проте, дана територія характеризувалася дуже високим градієнтом радіоактивного забруднення, зокрема, ділянка 2 знаходиться на межі із зоною, що має діапазон щільності забруднення, а ділянки 5 та 6 знаходяться на відстані менше 2 км від зони з більшим рівнем забруднення.

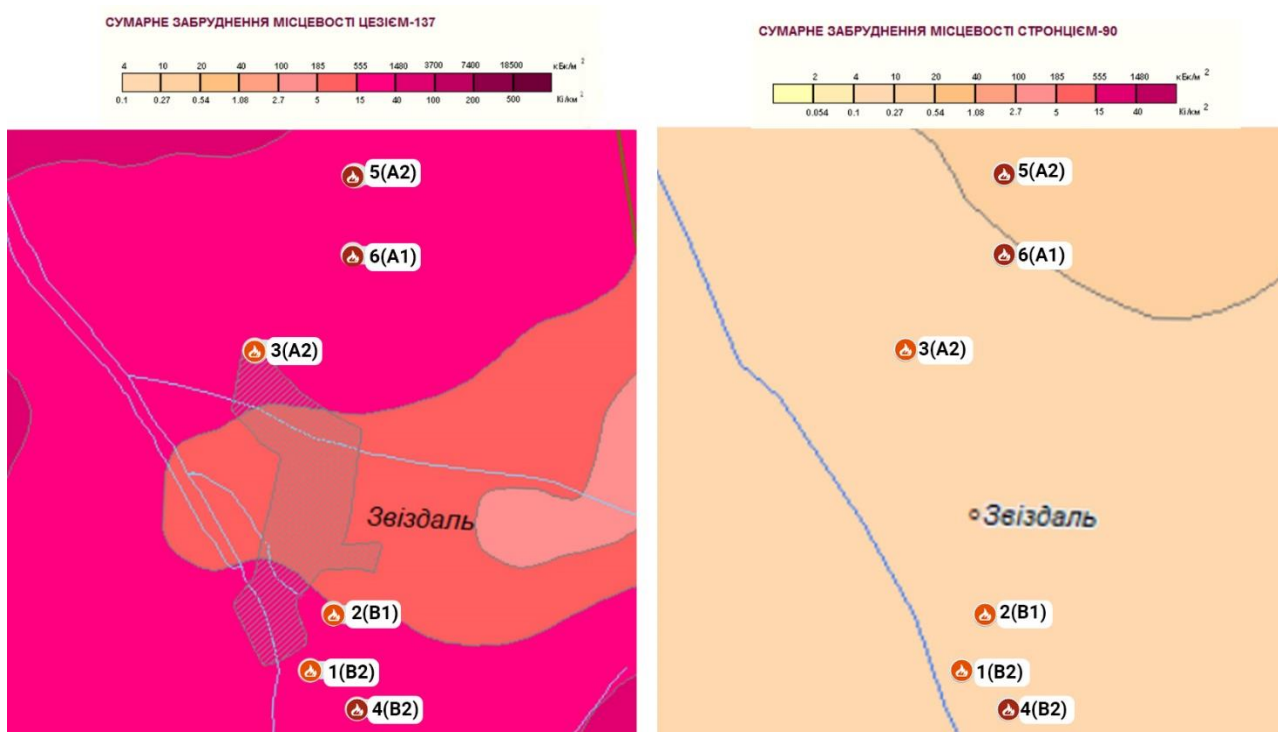


Рис. 3.9. Щільність забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr ґрунту до пожеж (станом на 10 травня 2006 р.)

Максимальний показник щільності забруднення ^{90}Sr був зафіксований на ділянці A_2B – 68 ± 4 кБк/м², а мінімальний на ділянці A_2H і становив 24 ± 2 кБк/м². Станом на 2006 рік середній показник щільності забруднення на дослідних ділянках 3 та 6 становив 7 ± 3 кБк/м². Показники отримані під час даного дослідження, є вищими у дослідних ділянок: 3(A_2) на 17 кБк/м² та 6(A_1) на 33 кБк/м². Ділянка 5(A_2) знаходиться в межах іншої зони з середнім значенням 30 ± 10 кБк/м² і вирізняється більшим показником – 38 кБк/м².

Проведене порівняння показників щільності забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr станом

на 2006 та 2020 рік вказало на відмінності у показниках, але при тому, на збереження загальної тенденції розподілу радіоактивного забруднення територією. Отримані показники фіксують сучасний стан радіоактивного забруднення і можуть бути використані для подальшого дослідження динаміки розподілу радіоактивного забруднення [245].

Висновки до розділу 3

1. Згідно з нашими дослідженнями – ґрунт ПЗ «Древлянський» за своїм складом відповідає типовим ґрунтам лісів Полісся. Аналіз фізико-хімічних та агрохімічних показників ґрунту показав, що вони малозабезпечені макро- та мікроелементами та мають сильнокислу реакцію ґрунтового середовища, яка є характерною для типу лісорослинних умов – бори.

2. Перевищення вмісту важких металів у ґрунтах заповідника зафіксовано для наступних елементів: цинку та свинцю – 20,5 мг/кг та 74 мг/кг відповідно в А₂; міді – 4,317 мг/кг та цинку 64,1 мг/кг в А₃. Вміст інших важких металів у ґрунті був незначним та не перевищував ГДК. Вміст кобальту та кадмію був найменший серед досліджуваних важких металів. Наявний вміст важких металів не є ключовою загрозою стійкості лісових екосистем.

3. Пошаровий аналіз вмісту радіонуклідів дав змогу зробити висновок про найбільший вміст радіонуклідів у шарі 0 – 10 см для ¹³⁷Cs. При тому вміст ⁹⁰Sr в шарах менш однорідний, а кореляційний аналіз не дав змогу зробити висновок про зменшення вмісту радіонуклідів зі збільшенням глибини.

4. Встановлено, що головний вклад в загальну поглинену дозу як для ¹³⁷Cs, так і для ⁹⁰Sr становить внутрішнє опромінення. Показники експозиційної дози нерівномірно розподілені по градієнту ТЛУ з максимальними показниками 0,18 в сухих борах і 5,2 у свіжих борах.

5. Аналіз коефіцієнтів накопичення ¹³⁷Cs показав, що найвищий середній КН був у моху – *Dicranum polysetum* Sw., із значеннями від 5,85 в А₁ до

7,96 м² кг⁻¹·10⁻³ в А₂. Найнижчі значення КН спостерігалися у *Vaccinium vitis-idaea* L. - 0,47 м² кг⁻¹·10⁻³. Для *Festuca ovina* L., *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth і *Calluna vulgaris* (L.) Hill. значення КН коливалися від 1,05 до 2,63 м² кг⁻¹·10⁻³. Результати однофакторного дисперсійного аналізу показали, що різниця значень КН для *Festuca ovina* L., *Vaccinium vitis-idaea* L. та *Dicranum polysetum* Sw. в різних ТЛУ є статистично значущою, що вказує на значні відмінності між характером накопичення радіонукліда в різних гігротопах. Так, для вищезгаданих видів КН збільшується у борах в наступному порядку: сухі – свіжі – вологі – сирі. Однак для *Calluna vulgaris* L., *Calamagrostis epigeios* L. і *Vaccinium myrtillus* L. Відмінності КН в різних ТЛУ не є статистично значущими.

6. Найбільші значення коефіцієнтів переходу ¹³⁷Cs спостерігалися у *Dicranum polysetum* Sw. – 57,38 м² кг⁻¹·10⁻³, тоді як *Vaccinium vitis-idaea* L. мали найнижчі значення КП у всіх типах лісу із показником 2,38 м² кг⁻¹·10⁻³ в А₁. Статистичний аналіз показав статистично значущу різницю між середніми значеннями КП для *Calluna vulgaris* L., *Festuca ovina* L., *Vaccinium vitis-idaea* L., *Vaccinium myrtillus* L. та *Dicranum polysetum* Sw. у різних типах лісу, КП даних видів зростає із зміною ТЛУ в порядку: А₁ – А₂ – А₃ – А₄.

7. Аналіз коефіцієнтів накопичення ⁹⁰Sr різними видами рослин у різних типах лісу свідчить про суттєві відмінності між ними. Наприклад, *Vaccinium myrtillus* L. показує найвищі середні значення КН – 8,39 м² кг⁻¹·10⁻³ в А₄, тоді як *Festuca ovina* L. має найнижчі – 1,3 м² кг⁻¹·10⁻³ в А₁. Односторонній дисперсійний аналіз використовувався для виявлення залежності КН від типів лісу, і результати показали значні відмінності між групами для *Festuca ovina* L. та *Vaccinium vitis-idaea* L. – зростання КН в ряду ТЛУ: А₁ – А₂ – А₃; *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth – зростання КН в ряду ТЛУ: А₂ – А₃.

8. Коефіцієнти переходу ⁹⁰Sr в різних видів рослин у різних типах лісу показав, що значення КП відрізняються в залежності від виду рослин та типу лісу.

Найвищий коефіцієнт переходу ^{90}Sr . спостерігався у *Vaccinium myrtillus* L. у типі лісу A_4 – $40,753 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$, а найнижчий у *Festuca ovina* L. в лісі типу A_1 – $6,51 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$. Види перераховані далі мають високі значення $F_{\text{факт.}}$, що свідчить про зв'язок між зміною гігروتопів та зміною КП, *Festuca ovina* L. – збільшення КП від A_1 до A_2 та від A_2 до A_3 ; *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth – зменшення КП від A_2 до A_3 ; *Vaccinium vitis-idaea* L., *Vaccinium myrtillus* L. і *Dicranum polysetum* Sw – збільшення КП в ряду: A_1 – A_2 – A_3 . Натомість, для виду *Calluna vulgaris* (L.) Hill. не знайдено доказів залежності між інтенсивністю міграції радіонуклідів та типом лісу.

9. Питома активність ^{137}Cs у таломі гіпогімнії варіювала досить слабо на всіх дослідних площах як на сосні так і на березі – коефіцієнт варіації був менше ніж 20 %. Значення питомої активності ^{137}Cs у таломі гіпогімнії на березі на всіх висотних діапазонах були значно нижчими порівняно з таломі лишайників на сосні і відрізнялися суттєво з 95 % рівнем достовірності.

10. На всіх дослідних ділянках на сосні вміст ^{137}Cs у таломі гіпогімнії на різних висотних діапазонах статистично значущо не відрізнявся на 95 % рівні достовірності. Це дозволило зробити висновок про можливість відбору зразків таломів гіпогімнії на стовбурах сосни в діапазоні висоти 0 – 195 см.

11. Середні значення КН ^{137}Cs у ланці «талом гіпогімнії – кора дерева» по всьому масиву даних становили: на сосні в діапазоні висот 0 – 65 см – $7,4 \pm 1,35$; 65 – 130 см – $8,7 \pm 1,76$; 130 – 195 см – $8,7 \pm 2,29$; на березі у висотному діапазоні 0 – 65 см – $2,5 \pm 0,35$; 65 – 130 см – $3,6 \pm 0,33$; 130 – 195 см – $4,0 \pm 0,16$.

12. На ПП – 1 і ПП – 3 між висотними діапазонами на березі питома активність ^{137}Cs у таломі гіпогімнії статистично значущо не відрізнялася на 5 % рівні значущості, на ПП – 2 різниця була достовірною між усіма висотними діапазонами. Значна різниця, на рівні достовірності 95 %, спостерігалась для значень КН на березі між діапазонами висоти 0 – 65 см і 65 – 130 см, і 0 – 65 см і 130 – 195 см, але він був відсутній між діапазонами 65 – 130 см і 130 – 195 см.

13. Обстежена після пожеж територія характеризувалася значною просторовою неоднорідністю основних агрохімічних і фізико-хімічних показників. З найбільш вагомих змін в агрохімічних показниках ґрунту пошкоджених пожежами ділянок є підвищення обмінної кислотності, зниження вмісту гумусу, азоту, рухомого фосфору та мікроелементів.

14. Вміст рухомих форм важких металів на пошкоджених ділянках в порівнянні з контролем дещо збільшився: міді – на 0,07 мг/кг, цинку – на 0,15 мг/кг, кобальту – на 0,03 мг/кг, кадмію – на 0,01 мг/кг, свинцю – на 0,28 мг/кг, марганцю – на 2,05 мг/кг ґрунту, проте не перевищував ГДК. За рахунок наявності лісової підстилки, яка сповільнює процес міграції важких металів по профілю ґрунту, рівень забруднення важкими металами може значно змінитись в найближчі роки.

15. Досліджені показники щільності забруднення ґрунту відрізнялися від показників визначених попередніми дослідженнями, проте повністю відповідали тенденції розподілу градієнта радіологічного забруднення території і можуть слугувати додатковими даними для деталізації радіологічного стану цієї території.

16. Для актуалізації існуючих даних щодо рівня радіоактивного забруднення території заповідника, корегування заходів що проводяться та коректування маршрутів працівників заповідника надано дані щодо щільності забруднення дослідних ділянок. Для оптимізації процесу моніторингу радіаційного стану рекомендовано глибина відбору зразків ґрунту в шарі 0 – 6 см.

Результати дослідження, представлені у розділі 3, опубліковано у наукових працях автора: [242, 251, 252, 256].

В розділі 3 використано матеріали з відповідними посиланнями на такі наукові джерела зі списку літератури: [235–245].

РОЗДІЛ 4. ФЛОРИСТИЧНИЙ СКЛАД РОСЛИННОГО ПОКРИВУ БОРІВ

4.1. Лісотаксаційна характеристика ПЗ «Древлянський»

Бори є однією з найбільш розповсюджених трофотопних зон лісів в Україні, а їх генетична спорідненість пов'язана з флювіогляціальними піщаними відкладами, що виникли в період післяльодовикової ери, а також з характерними акумулятивними формами рельєфу, такими як озера, дюни та борти прохідних льодовикових долин. Відзначається, що бори переважно розповсюджені у північній частині Українського Полісся. За даними В. І. Ткачука, у Житомирському Поліссі сумарна частка борів у вкритій лісом площі дорівнювала 12,6 %, в т.ч. сухих борів – 1,5 %, свіжих борів – 7,7 %, вологих борів – 1,7 %, сирих борів – 0,8 %, мокрих борів – 0,9 % [246].

Лісові ділянки Народицького району складаються головним чином зі свіжого бору (29,0 %), субору (30,6 %) та вологого субору (26,7 %). Проте, такий розподіл не є типовим для всієї Житомирської області, адже в західній частині домінують суборові умови і для цієї території характерними є дерново-підзолисті оглеєні ґрунти. У південній частині області деградовані ґрунти та чорноземи сприяють формуванню дібровних та судібровних умов.

Територія ПЗ «Древлянський» за структурою, це переважно лісові екосистеми, які раніше входили до складу ДП «Народицьке спеціалізоване лісове господарство». Згідно з комплексним лісогосподарським районуванням лісів України ПЗ знаходиться в Поліській лісогосподарській зоні Західного та Центрального Поліського лісогосподарського округу. З огляду на фізико-географічне районування, територія заповідника знаходиться у зоні мішаних лісів Київської області Народицько-Іванківського району, а також частково Норинсько-Жерівського району Житомирського Полісся.

За даними Мартиненка В. М, Коніщука В. В.[246] в ПЗ «Древлянський» сумарна частка борів у вкритій лісом площі є втричі більшою, ніж по Житомирському Полісся загалом, і становить 38,67 %, (5808,2 га) в т.ч. сухих борів – 2,81 %, свіжих борів – 35,72 %, вологих борів– 0,10 %, сирих борів – 0,04 %, мокрі бори на території заповідника відсутні (рис. 4.1).

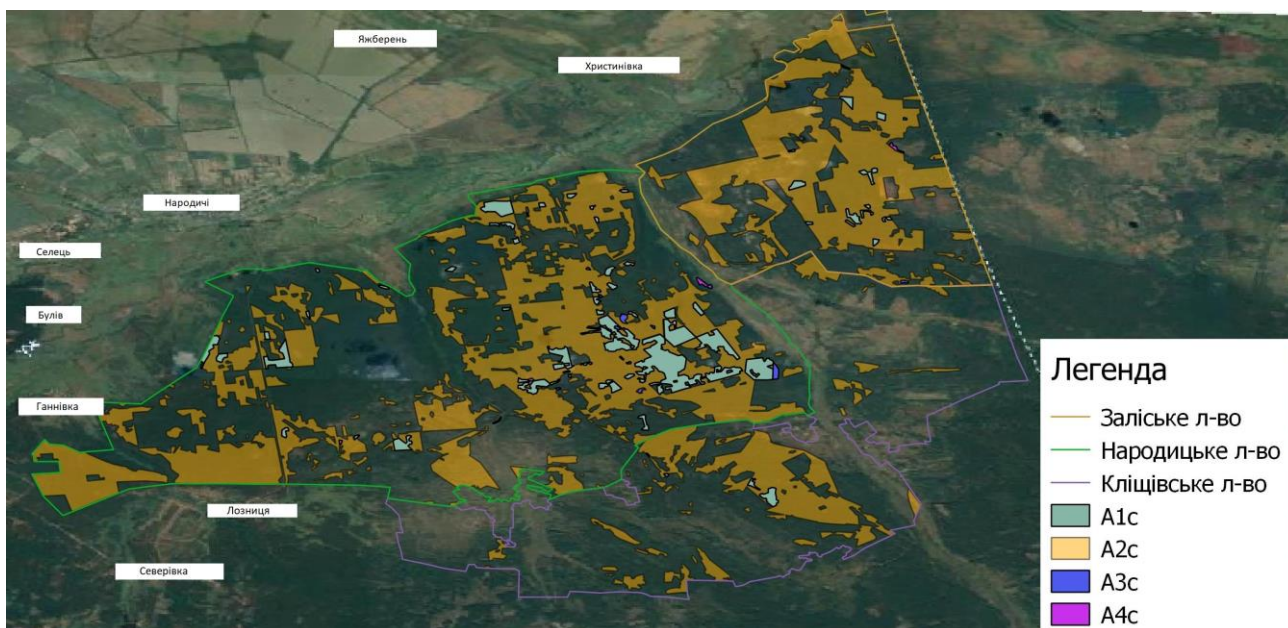


Рис. 4.1. Розподіл площі борів ПЗ «Древлянський» за ТЛУ

Значна площа лісів (13633,5 га) покрита сосною звичайною (*Pinus sylvestris* L.), що становить 90,76 % від загальної площі. Решта лісових площ займають: береза повисла (*Betula pendula* Roth.) – 741,4 га (4,94 %), вільха чорна (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) – 463,1 га (3,08 %), дуб звичайний (*Quercus robur* L.) – 144,9 га (0,96 %), та декілька інших видів чия частка в складі не перевищує 0,5 %. Територія заповідника складається з 13 едафотопів. Серед трофотопів – всі, крім дібров, а серед гігротопів – виражено всіма рівнями зволоженості. Найбільша площа у субборових умовах за трофотопним рядом – 8521,0 га, а найменша – у сугрудних – 691,9 га (4,60 %) [246].

На рис. 4.2 та 4.3 зображено розподіл площі борів Народицького та Розсохівського ПОНДВ за групами порід.

Найбільшу площу борів Народицького ПОНДВ займають чисті соснові насадження – 10 Сз (10 одиниць сосни звичайної в складі), їх площа – 2102,7 га, що становить 77 % від загальної площі насаджень, решта 27 груп порід становлять лише 27 % сумарно. Найменша частка насаджень зі складом 10 Ос (10 одиниць осики в складі) – 0,7 га (рис. 4.2).

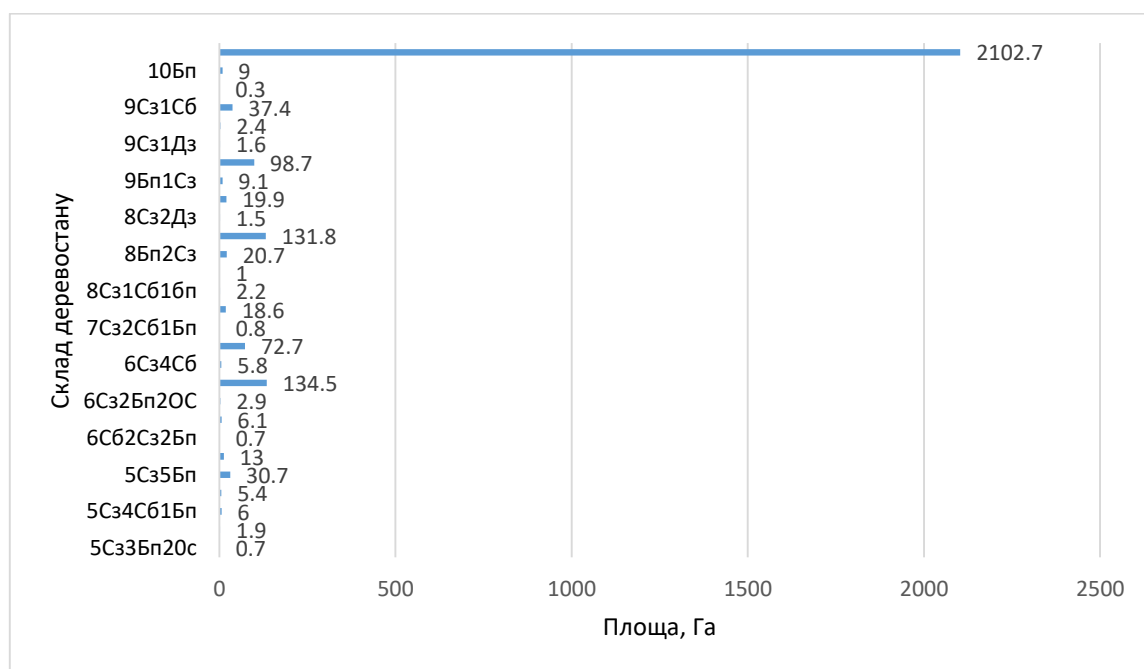


Рис. 4.2. Розподіл площі борів Народицького ПОНДВ за групами порід, га

Найбільшу площу борів Розсохівського ПОНДВ займають чисті соснові насадження – 10 Сз, їх площа становить 676,7 га або 91,8 % від загальної площі, найменша частка мішаних насаджень зі складом 5 Сз5Бп – 0,7 га, що становить менше 1 % від загальною площі (рис. 4.3).

За результатами аналізу складу лісів встановлено, що ліси в переважній більшості представлені чистими лісовими насадженнями, де домінуючою породою є сосна. Це може мати деякі наслідки з екологічної точки зору. По-перше, чисті лісові насадження не мають високої біологічної різноманітності, яка

є важливою для збереження екосистемного балансу та здатності лісів до збереження біорізноманіття.

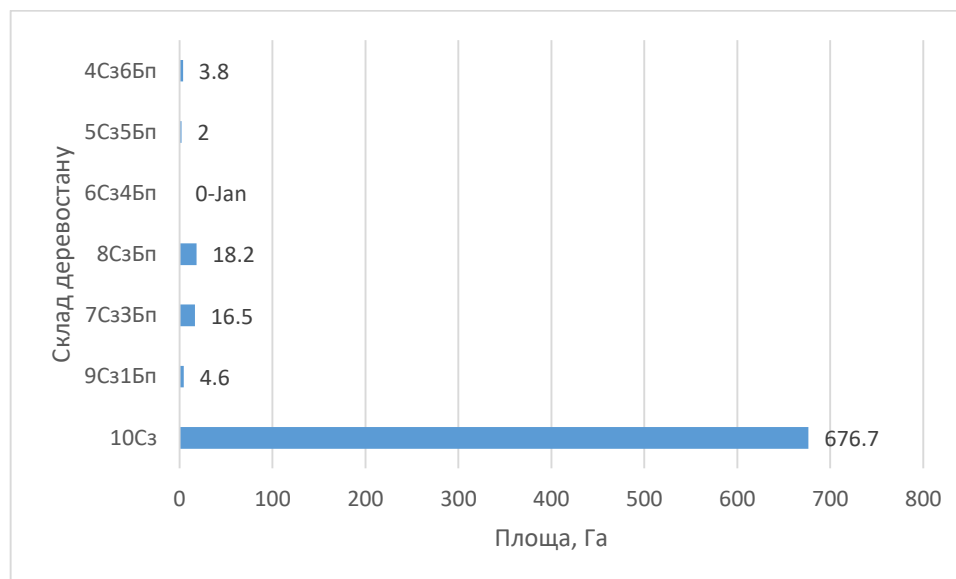


Рис. 4.3. Розподіл площі борів Розсохівського ПОНДВ за групами порід, га

Також однорідність складу лісів може зробити їх вразливішими до хвороб та шкідників, а це в свою чергу призведе до зменшення їх продуктивності. По-друге, чисті лісові насадження можуть мати негативний вплив на якість ґрунту та його стабільність, що може призвести до ерозії та деградації ґрунту.

Отже, чисті лісові насадження мають деякі переваги з точки зору лісового господарства, але в контексті природного заповідника вони можуть мати негативний вплив на екосистеми та екологічну стійкість лісів.

4.2. Флористичний склад ПЗ «Древлянський»

Дослідження флори ПЗ «Древлянський» проводилось з моменту заснування заповідника. Флора судинних рослин заповідника за результатами попередніх досліджень, проведених у 2016 р., нараховує 720 видів рослин. За попередньою оцінкою науковців, сучасна флора судинних рослин ПЗ «Древлянський» може

нараховувати більше 900 видів [207].

Однак, перелік видів судинних рослин на даний момент не є повним, і флора потребує систематичного дослідження та оновлення.

Під час проведення досліджень на облікових ділянках та під час обстеження території маршрутним методом було досліджено склад судинних рослин, мохів та лишайників на дослідних ділянках у різних лісорослинних умовах (табл. 4.1 – 4.5). Усього було ідентифіковано 10 видів лишайників, які належать до однієї родини кладонієвих (*Cladoniaceae*). Всі вони переважно зустрічаються в А₁ та А₂ (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

Склад лишайників борів ПЗ «Древлянський»

№ з/п	Родина	Вид	Життєва форма	Типи лісорослинних умов
1.	Кладонієві (<i>Cladoniaceae</i>)	Кладонія кучерява (<i>Cladonia crispata</i> (Ach.) Flot.)	Кущистий лишайник	А ₁ , А ₂
		Кладонія безформна (<i>Cladonia deformis</i> (L.) Hoffm.)	Бокальчастий лишайник	А ₁ , А ₂
		Кладонія бахромчаста (<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr.)	Бокальчастий лишайник	А ₁ , А ₂
		Кладонія струнка (<i>Cladonia gracilis</i> (L.) Willd.)	Кущистий лишайник	А ₁ , А ₂
		Кладонія м'яка (<i>Cladonia mitis</i> Sandst.)	Кущистий лишайник	А ₁ , А ₂
		Кладонія бокальчаста (<i>Cladonia pyxidata</i> (L.) Hoffm.)	Бокальчастий лишайник	А ₁ , А ₂
		Кладонія оленячорога (<i>Cladonia rangiformis</i> Hoffm.)	Кущистий лишайник	А ₁ , А ₂
		Кладонія шиловидна (<i>Cladonia subulata</i> (L.) F.Weber ex F.H. Wigg)	Кущистий лишайник	А ₁ , А ₂
		Кладонія дюймова (<i>Cladonia uncialis</i> (L.) F. Weber ex F.H. Wigg)	Кущистий лишайник	А ₁ , А ₂
		Кладонія оленяча (<i>Cladonia rangiferina</i> (L.) F.Weber ex F.H.Wigg.)	Кущистий лишайник	А ₁ , А ₂

Мохи представлені теж 10-ма видами, які належать до 6 родин, серед яких до родини дикранових (*Dicranaceae*) належать два види та до родини сфагнових (*Sphagnaceae*) – 3. Усі види поширені одразу у декількох ТЛУ, окрім леукобрія

сизого, який було ідентифіковано лише в вологому борі (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Склад мохоподібних рослин борів ПЗ «Древлянський»

№ з/п	Родина	Вид	Життєва форма	Типи лісорослинних умов
1.	Дикранові (Dicranaceae)	Дикран багатоніжковий (<i>Dicranum polysetum</i> Sw.)	Багаторічник	A ₂ , A ₃
		Дикран віниковий (<i>Dicranum scorarium</i> Hedw.)	Багаторічник	A ₂ , A ₃
2.	Дітрихові (Ditrichaceae)	Цератодон пурпуровий (<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.)	Багаторічник	A ₁ , A ₂
3.	Гілокомієві (Hylocomiaceae)	Гілокомій блискучий (<i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) Schimp)	Багаторічник	A ₂ , A ₃
		Плеврозій Шребера (<i>Pleurozium schreberi</i> (Willd. ex Brid.) Mitt)	Багаторічник	A ₂ , A ₃
4.	Леукобрієві (Leucobryaceae)	Леукобрій сизий (<i>Leucobryum glaucum</i> (Hedw.) Ångstr)	Багаторічник	A ₃
5.	Політрихові (Polytrichaceae)	Зозулин льон волосконосний (<i>Polytrichum piliferum</i> Hedw.)	Багаторічник	A ₃ , A ₄
6.	Сфагнові (Sphagnaceae)	Сфагнум волосолистий (<i>Sphagnum capillifolium</i> (Ehrh.) Hedw.)	Багаторічник	A ₃ , A ₄
		Сфагн оманливий (<i>Sphagnum fallax</i> (H.Klinggr.) H. Klinggr.)	Багаторічник	A ₃ , A ₄
		Сфагн болотний (<i>Sphagnum palustre</i> L.)	Багаторічник	A ₃ , A ₄

Серед деревних та чагарникових видів було ідентифіковано 10 деревних видів. 6 видів чагарників, 7 – чагарничків та 2 напівчагарників, які належать до 10-ти родин. Найчисельнішими родинами представленими в складі борів є: Березові (Betulaceae), Розові (Rosaceae), Брусничні (Vacciniaceae), Вересові (Ericaceae) та Бобові (Fabaceae), кожна з цих родин налічує по 3 види (табл. 4.3).

Низка видів поширені лише в сирих борах, а саме: вільха чорна, верба сіра, багно болотне. Напівчагарник – малина звичайна була знайдена лише в вологому борі. Всі інші види поширені на території декількох ТЛУ.

Таблиця 4.3

Склад деревних рослин борів ПЗ «Древлянський»

№ з/п	Родина	Вид	Життєва форма	Типи лісорослинних умов
1.	Соснові (Pinaceae)	Сосна звичайна (<i>Pinus sylvestris</i> L.)	Дерево	A ₁ , A ₂ , A ₃
2.	Березові (Betulaceae)	Береза повисла (<i>Betula pendula</i> Roth)	Дерево	A ₂ , A ₃
		Вільха чорна (<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.)	Дерево	A ₄
		Береза пухнаста (<i>Betula pubescens</i> Ehrh.)	Дерево	A ₂ , A ₃
3.	Вербові (Salicaceae)	Осика (<i>Populus tremula</i> L.)	Дерево	A ₂ , A ₃
		Верба вушката (<i>Salix aurita</i> L.)	Чагарник	A ₄
4.	Букові (Fagaceae)	Дуб звичайний (<i>Quercus robur</i> L.)	Дерево	A ₂ , A ₃
5.	Тонконогові (Poaceae)	Верба сіра (<i>Salix cinerea</i> L.)	Чагарник	A ₄
6.	Розові (Rosaceae)	Горобина звичайна (<i>Sorbus aucuparia</i> L.)	Чагарник, дерево	A ₂ , A ₃
		Ожина ведмежа (<i>Rubus nessensis</i> W.Hall)	Чагарник	A ₂ , A ₃
		Малина звичайна (<i>Rubus idaeus</i> (L.))	Напівчагарник	A ₃
7.	Жостерові (Rhamnaceae)	Крушина ламка (<i>Frangula alnus</i> Mill)	Чагарник	A ₂ , A ₃
8.	Брусничні (Vacciniaceae)	Чорниця (<i>Vaccinium myrtillus</i> L.)	Чагарничок	A ₂ , A ₃
		Брусниця (<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.)	Чагарничок	A ₂ , A ₃
		Буяхи (<i>Vaccinium uliginosum</i> L.)	Чагарничок	A ₃ , A ₄
9.	Вересові (Ericaceae)	Багно болотне (<i>Ledum palustre</i> L.)	Чагарничок	A ₄
		Верес звичайний (<i>Calluna vulgaris</i> L. Hull)	Чагарничок	A ₁ , A ₂ , A ₃
		Андромеда багатоліста (<i>Andromeda polifolia</i> L.)	Чагарничок	A ₃ , A ₄
		Мучниця (<i>Arctostaphylos uva-ursi</i> (L.) Spreng.)	Чагарничок	A ₁ , A ₂
10.	Бобові (Fabaceae)	Зіновать борова (<i>Chamaecytisus pineticola</i> Ivcsenko)	Чагарник	A ₂ , A ₃
		Зіновать руська (<i>Chamaecytisus ruthenicus</i> (Fisch. & Wolf.) Klášková)	Чагарник	A ₁ , A ₂ , A ₃
		Дрік красильний (<i>Genista tinctoria</i> L.)	Напівчагарник	A ₁ , A ₂ , A ₃

Однорічні та дворічні рослини представлені в борах не чисельно (табл. 4.4). До однорічних рослин відносяться 5 видів, до дворічних – 2, злинка канадська – має життєву форму одно або дворічник. Усі представники найчисельнішої родини гвоздикових, а саме: псаммофілієлла мурова, червець однорічний та шпергель Морісона є характерними виключно для сухих борів. Другою за чисельністю видів є родина айстрових з двома видами у складі. Важливо відзначити, що саме ці види: злинка канадська та ерехтитес нечуйвітровий є інвазійними видами поширеними на території найбільших за площею гігротопів борів – сирого та вологого. Дані види здатні заселяти значні площі, витісняючи аборегенні види, чому можуть сприяти пожежі, що становить загрозу для природних комплексів заповідника.

Таблиця 4.4

Склад одно- та дворічних рослин ПЗ «Древлянський»

№ з/п	Родина	Вид	Життєва форма	Типи лісорослинних умов
1.	Айстрові (Asteraceae)	Злинка канадська (<i>Erigeron canadensis</i> L.)	Одно-дворічник	A ₂ , A ₃
		Ерехтитес нечуйвітровий (<i>Erechtites hieracifolius</i> Raf. Ex DC.)	Однорічник	A ₂ , A ₃
2.	Гвоздикові (Caryophyllaceae)	Псаммофілієлла мурова (<i>Psammophiliella muralis</i> (L.) Kohn.)	Однорічник	A ₁
		Червець однорічний (<i>Scleranthus annuus</i> L.)	Однорічник	A ₁
		Шпергель Морісона (<i>Spergula morisonii</i> Boreau)	Однорічник	A ₁
3.	Фіалкові (Violaceae)	Фіалка триколірна (<i>Viola tricolor</i> L.)	Однорічник	A ₁ , A ₂ , A ₃
4.	Вовчкові (Orobanchaceae)	Перестріч лучний (<i>Melampyrum pratense</i>)	Однорічник	A ₁ , A ₂ , A ₃
5.	Дзвоникові (Campanulaceae)	Агалик-трава гірська (<i>Jasione montana</i> L.)	Дворічник	A ₁ , A ₂
6.	Зонтичні (Apiaceae)	Морква дика (<i>Daucus carota</i> L.)	Дворічник	A ₂ , A ₃

Багаторічні трав'янисті рослини – найчисельніша група видів за життєвою формою (табл. 4.5).

Таблиця 4.5

Багаторічні трав'янисті рослини ПЗ «Древлянський»

№ з/п	Родина	Вид	Типи лісорослинних умов
1	2	3	4
1.	Розові (Rosaceae)	Костриця овеча (<i>Festuca ovina</i> L.)	A ₁ , A ₂
		Костриця поліська (<i>Festuca polesica</i> Zapał.)	A ₁ , A ₂
		Куничник наземний (<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth)	A ₁ , A ₂
		Куничник очеретяний <i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth)	A ₂ , A ₃
		Молінія голуба (<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench)	A ₃ , A ₄
		Тонконіг вузьколистий (<i>Poa angustifolia</i> L.)	A ₁ , A ₂
		Біловус стиснутий (<i>Nardus stricta</i> L.)	A ₁
		Тонконіг дібровний (<i>Poa nemoralis</i> L.)	A ₁ , A ₂
		Зиглінгія лежача (<i>Sieglingia decumbens</i> (L.) Bernh)	A ₂ , A ₃
		Суниці лісові (<i>Fragaria vesca</i> L.)	A ₂ , A ₃
		Перстач прямостоячий (<i>Potentilla erecta</i> (L.) Raeusch.)	A ₃ , A ₄
2.	Дзвоникові (Campanulaceae)	Дзвоники круглолисті (<i>Campanula rotundifolia</i> L.)	A ₁ , A ₂ , A ₃
		Дзвоники болонські (<i>Campanula bononiensis</i> L.)	A ₁ , A ₂
3.	Айстрові (Asteraceae)	Золотушник звичайний (<i>Solidago virgaurea</i> L.)	A ₁ , A ₂
		Нечуйвітер волохатенький (<i>Hieracium pilosella</i> L. 20)	A ₁ , A ₂
		Деревій звичайний (<i>Achillea millefolium</i> L.)	A ₁ , A ₂
		Цмин пісковий (<i>Helichrysum arenarium</i> (L.) Moench DC.)	A ₁
		Котячі лапки дводомні (<i>Antennaria dioica</i> (L.) P. Gaertn.)	A ₃
		Нечуйвітер зонтичний (<i>Hieracium umbellatum</i> L.)	A ₁ , A ₂
		Скорзонера низька (<i>Scorzonera humilis</i> L.)	A ₂ , A ₃
4.	Денштедтієві (Dennstaediaceae)	Орляк звичайний (<i>Pteridium aquilinum</i> L. Kuhn)	A ₂ , A ₃
5.	Товстолисті (Crassulaceae)	Очиток їдкий (<i>Sedum acre</i> L.)	A ₁ , A ₂
6.	Гречкові (Polygonaceae)	Щавель горобинний (<i>Rumex acetosella</i> L.)	A ₁ , A ₂ , A ₃
7.	Зонтичні (Ariaceae)	Смовдь гірська (<i>Peucedanum oreoselinum</i> (L.) Moench)	A ₁ , A ₂ , A ₃
8.	Глухокропівові (Lamiaceae)	Суховершки звичайні (<i>Prunella vulgaris</i> L.)	A ₂ , A ₃
		Буквиця лікарська (<i>Betonica officinalis</i> L.)	A ₂ , A ₃
		Чебрець повзучий (<i>Thymus serpyllum</i> L.)	A ₁ , A ₂

Прод. таблиці 4.5

1	2	3	4
9.	Холодкові (Asparagaceae)	Конвалія звичайна (<i>Convallaria majalis</i> L.)	A ₁ , A ₂
		Веснівка дволиста (<i>Maianthemum bifolium</i> (L.) F.W. Schmidt)	A ₂
		Купина пахуча (<i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) Druce)	A ₂ , A ₃
10.	Ситникові (Juncaceae)	Ожика волосиста (<i>Luzula pilosa</i> (L.) Willd.)	A ₂ , A ₃
11.	Осокові (Cyperaceae)	Осока чорна (<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard)	A ₄
		Пухівка піхвова (<i>Eriophorum vaginatum</i> L.)	A ₄
		Осока колхідська (<i>Carex colchica</i> J. Gay)	A ₁
		Осока вереснянкова (<i>Carex ericetorum</i> Pollich)	A ₁ , A ₂
		Осока пухнатоплода (<i>Carex lasiocarpa</i> Ehrh.)	A ₄
12.	Звіробійні (Hypericaceae)	Звіробій звичайний (<i>Hypericum perforatum</i> L.)	A ₁ , A ₂
13.	Черсакові (Dipsacaceae)	Свербіжниця польова (<i>Knautia arvensis</i> L. Coult)	A ₁ , A ₂
14.	Подорожникові (Plantaginaceae)	Льонок дроколистий (<i>Linaria genistifolia</i> (L.) Mill.)	A ₁ , A ₂
		Вероніка лікарська (<i>Veronica officinalis</i> L.)	A ₁ , A ₂
		Вероніка колосиста (<i>Veronica spicata</i> L.)	A ₁ , A ₂
15.	Плаунові (Lycopodiaceae)	Плаун булавовидний (<i>Lycopodium clavatum</i> L.)	A ₂ , A ₃
16.	Первоцвітові (Primulaceae)	Вербозілля звичайне (<i>Lysimachia vulgaris</i> L.)	A ₃ , A ₄
		Одинарник європейський (<i>Trientalis europaea</i> L. U. Manns&Anderb.)	A ₂ , A ₃
17.	Жовтецеві (Ranunculaceae)	Сон розкритий (<i>Pulsatilla patens</i> (L.) Mill. s.l.)	A ₂ , A ₃
18.	Фіалкові (Violaceae)	Фіалка Рейхенбаха (<i>Viola reichenbachiana</i> Jord. ex Boreau)	A ₂ , A ₃
19.	Безщитникові (Athyriaceae)	Безщитник жіночий (<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth)	A ₃
20.	Щитникові (Dryopteridaceae)	Щитник шартрський (<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill.) H.P. Fuchs)	A ₂ , A ₃
21.	Гвоздиківі (Caryophyllaceae)	Гвоздика Борбаша (<i>Dianthus borbasii</i> Vandas)	A ₁ , A ₂
		Гвоздика несправжньорозчепірена (<i>Dianthus pseudosquarrosus</i> (Novak) Klokov)	A ₁ , A ₂
		Лециця пучкувата (<i>Gypsophila fastigiata</i> L.)	A ₁ , A ₂
22.	Вересові (Ericaceae)	Ортилія однобока (<i>Orthilia secunda</i> L. House)	A ₂ , A ₃
		Під'ялинник звичайний (<i>Monotropa hypopitys</i> L.)	A ₂ , A ₃
		Зимолубка зонтична (<i>Chimaphila umbellata</i> (L.) W.P.C. Barton)	A ₂ , A ₃

Під час досліджень було виявлено 22 родин, до яких належить 54 види. До родини розових належать 11 видів, айстрових – 7, осокових – 5. Видами поширеними лише в ТЛУ A_1 є: біловус стиснутий, цмин пісковий, осока колхідська; види поширені лише в A_2 – веснівка дволиста; в A_3 : котячі лапки дводомні, безщитник жіночий; в A_4 : осока чорна, пухівка піхвова, осока пухнатоплода.

На рисунку 4.4 зображено мінімальні, середні та максимальні показники чисельності видів трав'яно-чагарникового ярусу на облікових ділянках. Даний показник є ключовим для подальшого аналізу видового різноманіття.

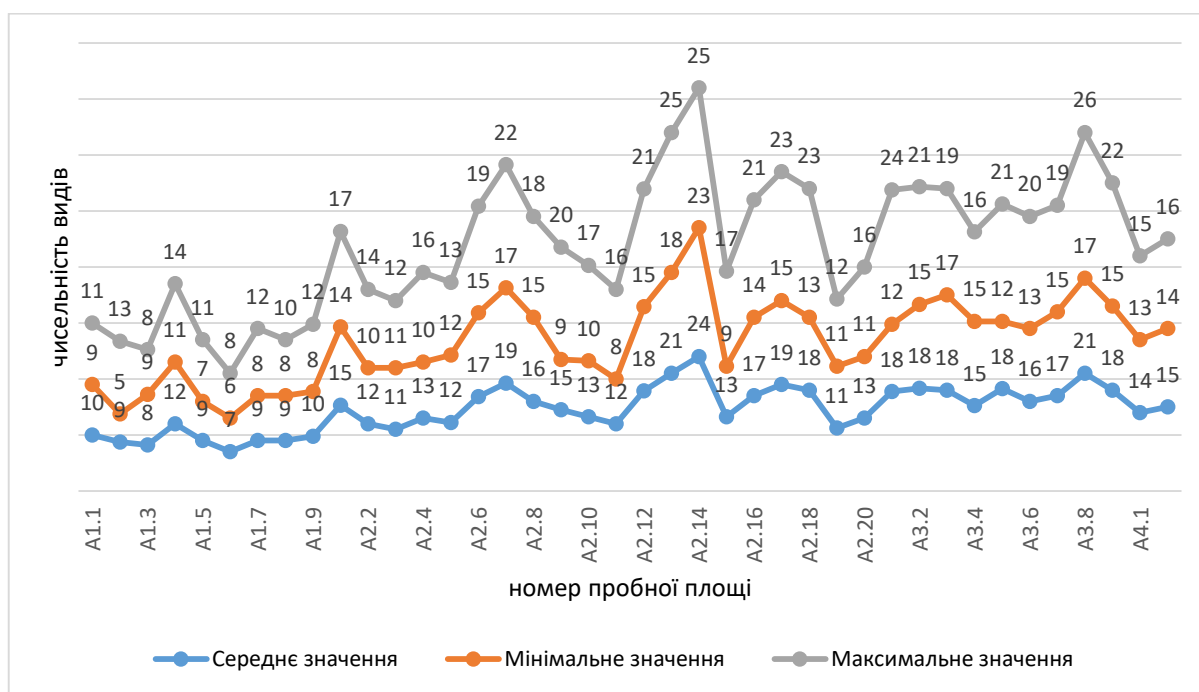


Рис. 4.4. Показники чисельності видів

Незважаючи на те, що загальна мінімальна кількість видів присутня у сирих борах – 16, мінімальний показник кількості видів на облікових майданчиках був зафіксований в сухих борах і становив лише 5 видів, а максимальний – 26 в вологих борах. Присутня тенденція до збільшення чисельності видів з підвищенням рівня вологості гігротопа та зменшення у сирому борі. Низька чисельність видів є типовою для борів враховуючи низький вміст гумусу, азоту,

фосфору та калію в ґрунті. Чисельність видів може впливати на функціонування екосистеми, оскільки кожен вид має свою функцію і їх присутність в екосистемі є важливою для її стійкості та життєздатності.

Вивчення індексу домінування є важливим компонентом екологічних досліджень, який дозволяє оцінити відносну чисельність домінуючих видів у певній екосистемі. Індекс домінування можна визначити на основі різних параметрів, наприклад, на основі чисельності особин, що і було виконано під час досліджень (рис. 4.5). Індекс домінування може варіюватись від 0 до 1. Якщо в екосистемі є тільки один вид, то індекс домінування буде дорівнювати 1. Занадто високий індекс домінування (0,5 та більше) може вказувати на високу вразливість системи.

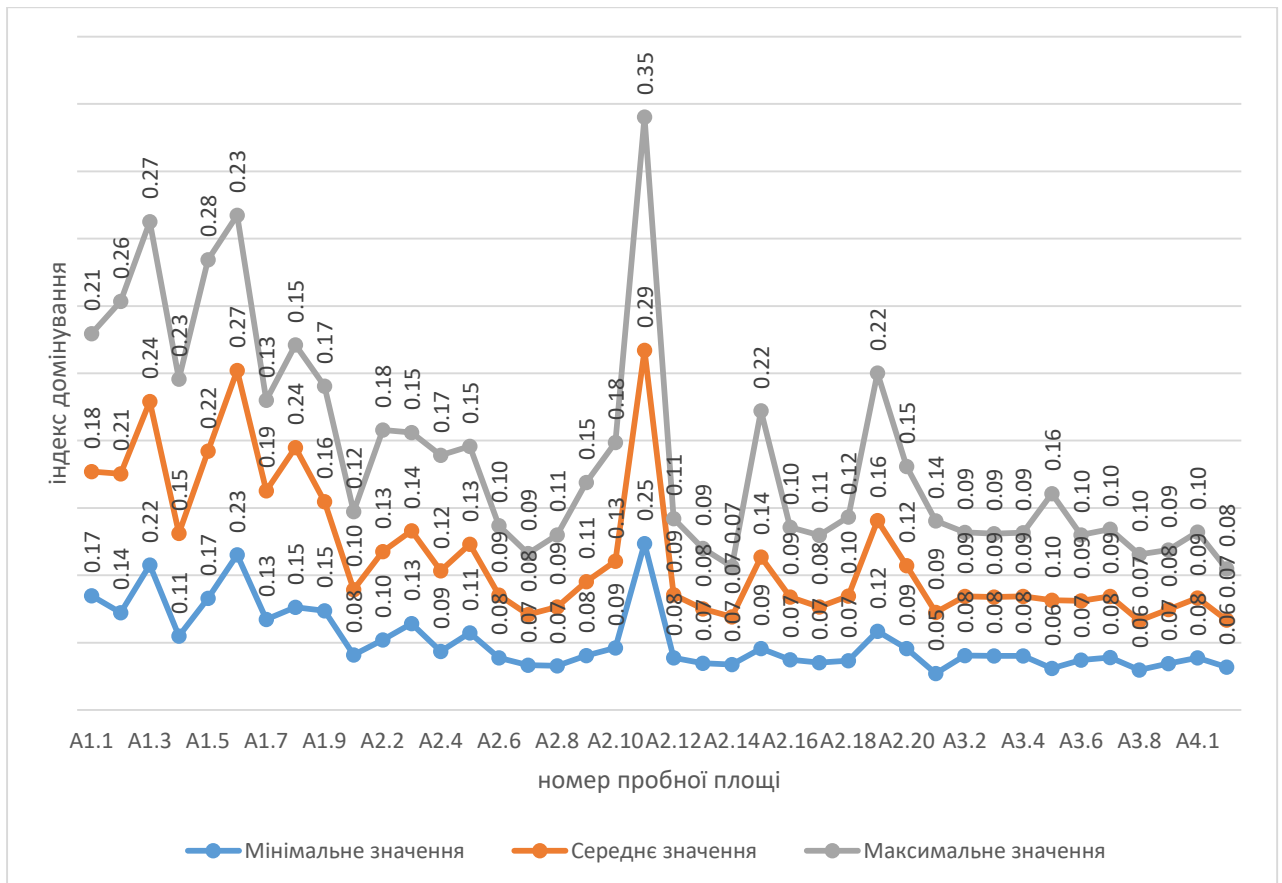


Рис. 4.5. Індеси домінування видів трав'яно-чагарникового ярусу

Особливої уваги заслуговують максимальні показники індексу домінування

які варіюються від 0,07 до 0,35 для умов А₂. Аналіз даних індексів вказує на зниження індексу домінування для А₃ та А₄, максимальні значення яких не перевищують 0,16. В той же час індекси домінування для А₁ та А₂ відзначаються неоднорідністю. Види які домінують за чисельністю для А₁ є: чебрець повзучий (*Thymus serpyllum* L.), костриця овеча (*Festuca ovina* L.), кипець сизий (*Koeleria glauca* (Spreng.)), очиток їдкий (*Sedum acre* L.).

В А₂: брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), костриця овеча (*Festuca ovina* L.), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.).

В А₃: чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.).

В А₄: чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench).

4.3. Фітоценотичний аналіз лісових рослинних асоціацій ПЗ «Древлянський»

Під час дослідження видового складу було проаналізовано склад фітоценозів характерних для борів природного заповідника. Інформацію про структуру та склад фітоценозів було доповнено за рахунок маршрутного дослідження. Сухі бори у заповіднику характерні переважно до плоских, вирівняних ділянок з бідними, сухими дерново-слабопідзолистими піщаними ґрунтами з нерозвиненим гумусово-елювіальним горизонтом та глибиною рівня ґрунтових вод 4 м і глибше [247]. Територіально найбільшою є кількість і сумарна площа їхніх ділянок у південно-східній частині Народицького лісництва, менша їх

кількість – у Заліському лісництві і незначна – у Кліщівському лісництві. (рис.4.6).

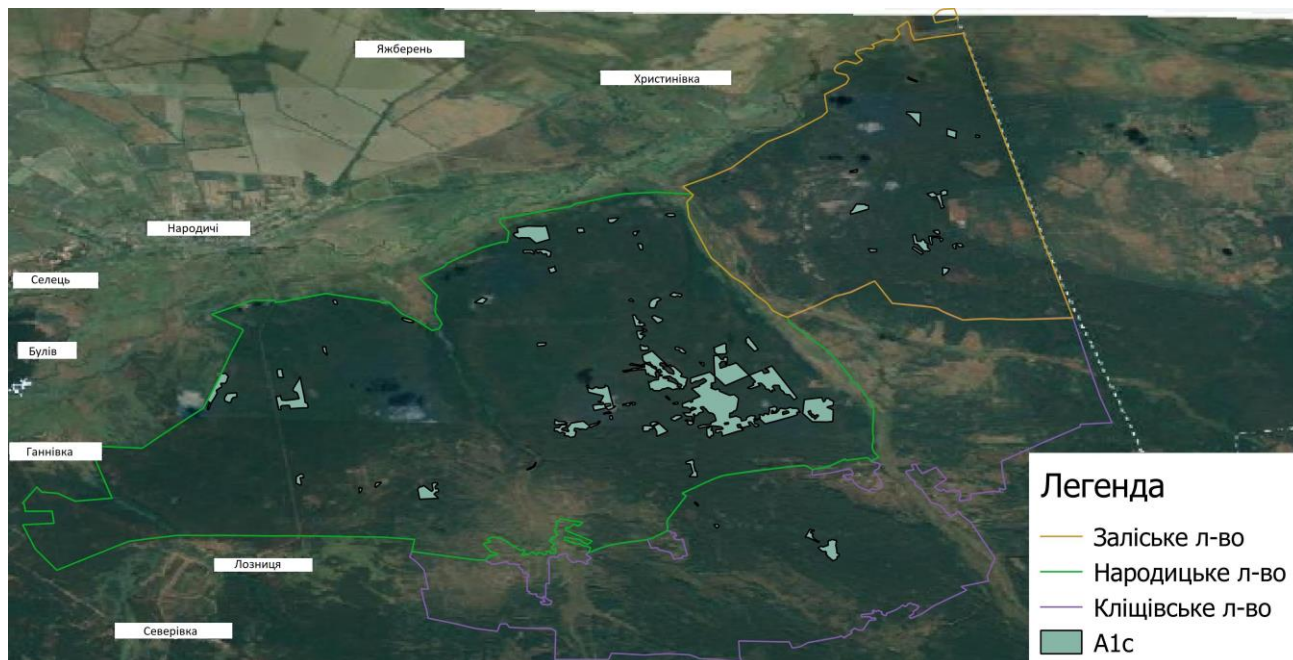


Рис. 4.6. Географічне розташування площ сухих борів

Згаданий едафотоп займає 7,26 % площі борів заповідника. Корінний тип в таких умовах – чисті насадження з домінуючим видом сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), і лише як рідкісне виключення – з поодинокую участю берези повислої (*Betula pendula* Roth). У залежності від форми рельєфу, у сухому борі бонітет сосни звичайної III – IV, зрідка V, стовбури сосни часто криві та збіжисті. Як правило, ці ліси характеризуються віком 50 – 60 років, старші ліси в цьому типі – велика рідкість, оскільки вони надзвичайно пожежонебезпечні.

Таксаційну характеристику типових деревостанів соснових лісів в умовах сухих борів наведено у додатку Б.

Підлісок, як правило, в умовах сухих борів суцільного ярусу не формує, а представлений поодинокими екземплярами зіноваті руської (*Chamaecytisus ruthenicus* (Fisch. & Woł.) Klásková), зіноваті борової (*Chamaecytisus pineticola* Ivcsenko), дрока красильного (*Genista tinctoria* L.). У природному заповіднику

«Древлянський» флористичний склад та ценотична структура нижніх ярусів рослинності визначається типами фітоценозів, які формуються у сухих борах. Серед них за площею у заповіднику переважають соснові ліси лишайникові (*Pinetum cladinosum*), менші площі займають соснові ліси чебрецево-лишайникові (*Pinetum thymoso (serpylli)-cladinosum*), на невеликих ділянках зустрічаються соснові ліси волосконоснополітрихові (*Pinetum polytrichosum (piliferum)*). Цей ряд фітоценозів сухих борів є типовим для українського Полісся що свідчить про значну репрезентативність та цінність природних комплексів заповідника.

На території заповідника у соснових лісах лишайникових (*Pinetum cladinosum*) трав'яно-чагарничковий ярус, не густий, з проєктивним покриттям 1 – 5 (10) %, нерівномірний, куртинного розміщення, з невираженим домінуванням. З високою постійністю зустрічаються такі види, як аґалік-трава гірська (*Jasione montana* L.), чебрець повзучий (*Thymus serpyllum* L.), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), кипець сизий (*Koeleria glauca* (Spreng.) DC.), гвоздика Борбаша (*Dianthus borbasii* Vandas), костриця овеча (*Festuca ovina* L.), псаммофілієлла мурова (*Psammophiliella muralis* (L.) Ikonn.), костриця поліська (*Festuca polesica* Zapał.), льонок дроколистий (*Linaria genistifolia* (L.) Mill.), мучниця (*Arctostaphylos uva-ursi* (L.) Spreng.), нечуйвітер зонтичний (*Hieracium umbellatum* L.), нечуйвітер волохатенький (*Pilosella officinarum* F.Schult. & Sch.Bip.), очиток їдкий (*Sedum acre* L.), цмин пісковий (*Helichrysum arenarium* (L.) Moench), щавель горобинний (*Rumex acetosella* L.).

Основу живого надґрунтового покриву у сосняках лишайникових створює ярус епігейних кущистих лишайників роду кладонія (*Cladonia*) з проєктивним покриттям 65 – 95 %. Серед них у заповіднику часто домінують або співдомінують кладонія оленяча (*Cladonia rangiferina* (L.) Nyl.), кладонія м'яка (*C. mitis* Sandst.) та кладонія струнка (*C. gracilis* (L.) Willd.). Як звичайна домішка з високою постійністю та проєктивним покриттям 3 – 5 % зустрічаються ще

більше 10 видів епігейних лишайників, в т.ч. кладонія дюймова (*C. uncialis* (L.) F.Weber ex F.H.Wigg.), кладонія кучерява (*C. crispata* (Ach.) Flot.) та кладонія оленячорога (*C. rangiformis* Hoffm.). Меншу участь у створенні лишайникового ярусу (проективне покриття близько 1 %) беруть дрібні кладонії – кладонія шиловидна (*C. subulata* (L.) Weber ex F.H. Wigg.), кладонія бахромчаста (*C. fimbriata* (L.) Fr.), кладонія безформна (*C. deformis* (L.) Hoffm.), кладонія бокальчаста (*C. puxidata* (L.) Hoffm.) тощо. Моховий ярус у сосняках лишайникових відсутній, хоча в тіні крон сосни з північного боку звичайними є куртинки дикрана багатоніжкового (*Dicranum polysetum* Sw.), дикрана віникового (*Dicranum scoparium* Hedw.), а на освітлених ділянках з оголеннями піску – зозулиного льону волосконосного (*Polytrichum piliferum* Hedw.).

У лісорослинних умовах сухих борів соснові ліси чебрецево-лишайникові (*Pinetum thymoso (serpylli)-cladinosum*) у заповіднику займають менші площі, ніж сосняки лишайникові. Вони є характерними для узлісь та розріджених ділянок сосняків в умовах дещо більшого зволоження. Деревостан складається з сосни звичайної, повнотою 0,5 – 0,6, має II – III бонітет. Однак трав'яно-чагарничковий ярус характеризується значно більшим проективним покриттям, яке сягає 15 – 20 (30) %. Флористичний склад ярусу багатий, добре виражене домінування чебрецю повзучого (*Thymus serpyllum* L.) – 10 – 15 (20) %, постійними видами з проективним покриттям 1 – 3 (5) % є: костриця овеча (*Festuca ovina* L.), кипець сизий (*Koeleria glauca* (Spreng.) DC.) та нечуйвітер волохатенький (*Pilosella officinarum* F.Schult. & Sch.Vip.). Як асектатори зустрічаються такі види, як цмин пісковий (*Helichrysum arenarium* (L.) Moench), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), віхалка гілляста (*Anthericum ramosum* L.), свербіжниця польова (*Knautia arvensis* L.), осока вереснянкова (*Carex ericetorum* Pollich), звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.), гвоздика несправжньорозчепірена (*Dianthus pseudosquarrosus* (Novak) Klokov), гвоздика Борбаша (*Dianthus borbasii* Vandas), смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench), щавель

горобинний (*Rumex acetosella* L.), дзвоники круглolistі (*Campanula rotundifolia* L.) та ін. Основу живого надґрунтового покриву створюють епігейні куцисті лишайники, проєктивне покриття яких варіює у діапазоні 60 – 80 %. Домінують або співдомінують у лишайниковому ярусі такі види, як кладонія оленяча (*Cladonia rangiferina* (L.) Nyl.), кладонія м'яка (*C. mitis* Sandst.), кладонія дюймова (*C. uncialis* (L.) F.Weber ex F.H.Wigg.) та кладонія струнка (*C. gracilis* (L.) Willd.). Моховий ярус представлений окремими невеликими куртинками зозулиного льону волосконосного (*Polytrichum piliferum* Hedw.) та цератодона пурпурового (*Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid.).

Соснові ліси волосконоснополітрихові (*Pinetum polytrichosum (piliferum)*) займають у заповіднику найсухіші біотопи, з найбільш бідними і сухими ґрунтами. Їхні деревостани, як правило, низькоповнотні, з повнотою 0,3 – 0,5. Сосна у віці 60 років характеризується IV – V бонітетом, підлісок відсутній. Трав'яно-чагарничковий ярус дуже розріджений, з проєктивним покриттям 1 – 3 %, часто представлений окремими екземплярами видів оліготрофів-ксерофітів, таких, як костриця овеча (*Festuca ovina* L.), булавоносець сіруватий (*Corynephorus canescens* (L.) P.Beauv.), агалік-трава гірська (*Jasione montana* L.), нечуйвітер волохатенький (*Pilosella officinarum* F.Schult. & Sch.Bip.), очиток їдкий (*Sedum acre* L.), цмин пісковий (*Helichrysum arenarium* (L.) Moench), чебрець повзучий (*Thymus serpyllum* L.), щавель горобинний (*Rumex acetosella* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hill), звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.), гвоздика Борбаша (*Dianthus borbasii* Vandas), псаммофілієлла мурова (*Psammophiliella muralis* (L.) Ikonn.), шпергель Морісона (*Spergula morisonii* Voreau), червець однорічний (*Scleranthus annuus* L.) тощо. Серед нижніх ярусів рослинності визначальну роль відіграє моховий покрив, який характеризується проєктивним покриттям 80 – 95 %, де домінує зозулин льон волосконосний (*Polytrichum piliferum* Hedw.). Ярус епігейних лишайників має проєктивне покриття 1 – 3 (5) %, він складається з молодих невеликих куртинок

кладонії м'якої (*Cladonia mitis* Sandst.), кладонії дюймової (*C. uncialis* (L.) F.Weber ex F.H.Wigg.), кладонії кучерявої (*C. crispata* (Ach.) Flot.), кладонії шиловидної (*C. subulata* (L.) Weber ex F.H. Wigg.), кладонії бахромчастої (*C. fimbriata* (L.) Fr.) та ін.

Серед борів природного заповідника «Древлянський» найбільшу площу займає едафотоп свіжі бори (A_2) – 5365,3 га, або 92,37 % загальної площі борів заповідника. Корінні деревостани створює сосна звичайна з домішкою берези повислої, похідні деревостани представлені чистими сосняками, як правило, лісовими культурами, та зрідка – березняками з берези повислої природного насінневого походження. Територіально свіжі бори досить рівномірно поширені у всіх лісництвах заповідника, часто утворюють значні за площею суцільні масиви (рис. 4.7).

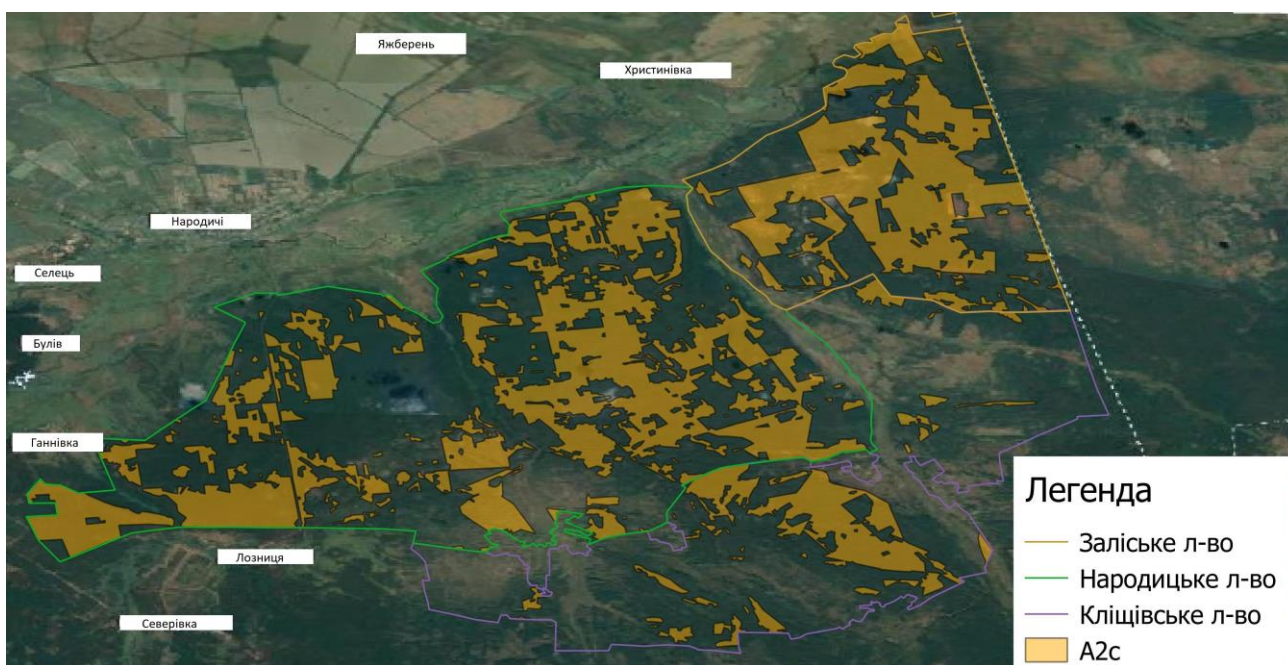


Рис. 4.7. Географічне розташування площ свіжих борів

Таксаційну характеристику типових деревостанів в умовах свіжих борів заповідника наведено у додатку Б.

Сосна звичайна характеризується оптимальними екологічними умовами для

росту, створює високоповнотні деревостани, повнотою 0,7 – 0,8, характеризується II – III бонітетами.

У свіжих борах заповідника представлені п'ять головних асоціацій типових для українського Полісся: соснові ліси зеленомохові (*Pinetum hylocomiosum*), соснові ліси бруснично-зеленомохові (*Pinetum vaccinoso (viticis-idaeae)-hylocomiosum*), соснові ліси овечокострицево-бруснично-зеленомохові (*Pinetum festucoso (ovinae)-vaccinoso (viticis-idaeae)-hylocomiosum*), соснові ліси вересово-зеленомохові (*Pinetum callunoso (vulgaris)-hylocomiosum*) та соснові ліси перестричово-зеленомохові (*Pinetum melampyroso (pratensis)-hylocomiosum*).

У названих вище фітоценозах свіжих борів підлісок суцільного ярусу не створює, а представлений поодинокими екземплярами зіноваті борової (*Chamaecytisus pineticola* Ivczenko), дрока красильного (*Genista tinctoria* L.), пригніченими сухістю умов невисокими кущами крушини ламкої (*Frangula alnus* Mill.) та горобини звичайної (*Sorbus aucuparia* L.).

У залежності від фітоценозу, флористичний склад та ценотична будова трав'яно-чагарничкового ярусу в наведених вище ценозах значно відрізняється. У соснових лісах зеленомохових (*Pinetum hylocomiosum*) згаданий ярус є сильно розрідженим, з проєктивним покриттям 3 – 5 (10) %, домінування та ярусна будова не виражені. Трав'яно-чагарничковий ярус представлений окремими особинами або невеликими групами таких видів, як: брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), дзвоники круглолисті (*Campanula rotundifolia* L.), нечуйвітер зонтичний (*Hieracium umbellatum* L.), кипець сизий (*Koeleria glauca* (Spreng.) DC.), костриця овеча (*Festuca ovina* L.), куничник наземний (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth), куничник очеретяний (*Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth), суниці лісові (*Fragaria vesca* L.), осока вереснянкова (*Carex ericetorum* Pollich), смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench),

перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.), щавель горобинний (*Rumex acetosella* L.). Рідше у сосняках зеленомохових у заповіднику зустрічаються такі види, як: вероніка колосиста (*Veronica spicata* L.), зимолюбка зонтична (*Chimaphila umbellata* (L.) W.Barton), котячі лапки дводомні (*Antennaria dioica* (L.) P.Gaertn.), лещиця пучкувата (*Gypsophila fastigiata* L.), льонок дроколистий (*Linaria genistifolia* (L.) Mill.), сон розкритий (*Pulsatilla patens* (L.) Mill. s.l), плаун булавовидний (*Lycopodium clavatum* L.), фіалка триколірна (*Viola tricolor* L.), цмин пісковий (*Helichrysum arenarium* (L.) Moench), чебрець повзучий (*Thymus serpyllum* L.), веснівка дволиста (*Majanthemum bifolium* (L.) F.W.Schmidt), одинарник європейський (*Trientalis europaea* L.), вероніка лікарська (*Veronica officinalis* L.), ортилія однобока (*Orthilia secunda* (L.) House) та ін.

Моховий ярус згаданого фітоценозу майже суцільний, з проєктивним покриттям 80 – 95 %. Домінують або співдомінують в ньому бореальні зелені мохи – плеврозій Шребера (*Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt.) та дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.). На окремих ділянках може співдомінувати гілокомій блискучий (*Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp.).

У свіжих борах заповідника також типовою асоціацією є сосновий ліс бруснично-зеленомоховий (*Pinetum vaccinioso (viticis-idaeae)-hylocomiosum*). Трав'яно-чагарничковий ярус цього фітоценозу має проєктивне покриття 20 – 50 % та добре виражене домінування. Домінує в ньому брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.) – 15 – 40 %, постійними видами з проєктивним покриттям 1 – 3 (5) % є: чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), щитник шартрський (*Dryopteris carthusiana* (Vill.) H.P.Fuchs), безщитник жіночий (*Athyrium filix-femina* (L.) Roth), купина пахуча (*Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce), конвалія звичайна (*Convallaria majalis* L.), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.). Як асектатори у даному фітоценозі зустрічаються: кунічник очеретяний (*Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth), суниці лісові (*Fragaria vesca* L.),

золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), осока вереснянкова (*Carex ericetorum* Pollich), смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench), сон розкритий (*Pulsatilla patens* (L.) Mill. s.l), плаун булавовидний (*Lycopodium clavatum* L.), фіалка Рейхенбаха (*Viola reichenbachiana* Jord. ex Boreau), тонконіг дібровний (*Poa nemoralis* L.) та ін. Моховий ярус – аналогічний попередньому фітоценозу.

У заповіднику соснові ліси овечокострицево-бруснично-зеленомохові (*Pinetum festucoso (ovinae)-vaccinoso (viticis-idaeae)-hylocomiosum*) значних площ не займають. Їхньою відмінною рисою є менша зімкнутість соснового деревостану, дещо більше проєктивне покриття трав'яно-чагарничкового ярусу – 40 – 60 %, дещо менша флористична насиченість ярусу (до 15 – 17 видів), добре виражене співдомінування брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.) та костриці овечої (*Festuca ovina* L.). Постійними видами з проєктивним покриттям 1 – 3 5) % є: чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), безщитник жіночий (*Athyrium filix-femina* (L.) Roth), купина пахуча (*Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce), конвалія звичайна (*Convallaria majalis* L.), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.). Як асектатори у даному фітоценозі зустрічаються: куничник очеретяний (*Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth), куничник наземний (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth), суниці лісові (*Fragaria vesca* L.), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), осока вереснянкова (*Carex ericetorum* Pollich), смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench), щавель горобинний (*Rumex acetosella* L.).

Соснові ліси вересово-зеленомохові (*Pinetum callunoso (vulgaris)-hylocomiosum*) у заповіднику значних площ не займають, а поширені невеликими ділянками серед масивів сосняків лишайникових та зеленомохових на більш знижених ділянках рельєфу. Ще один їх варіант утворюється на площах після низових пожеж у соснових лісах лишайникових та зеленомохових. Трав'яно-

чагарничковий ярус згаданих фітоценозів досить густий, рівномірний, з проєктивним покриттям 30 – 65 % та добре вираженим домінуванням вересу звичайного – 20 – 50 %. Постійними видами з проєктивним покриттям 3 – 5 (7) % є: брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), осока вереснянкова (*Carex ericetorum* Pollich), смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench). Як асектатори в даному фітоценозі зустрічаються: ожика волосиста (*Luzula pilosa* (L.) Willd.), цмин пісковий (*Helichrysum arenarium* (L.) Moench), чебрець повзучий (*Thymus serpyllum* L.), шавель горобинний (*Rumex acetosella* L.), біловус стиснутий (*Nardus stricta* L.), нечуйвітер зонтичний (*Hieracium umbellatum* L.), герань криваво-червона (*Geranium sanguineum* L.), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.).

Соснові ліси перестрічово-зеленомохові (*Pinetum melampyroso (pratensis)-hylocomiosum*) у свіжих борах заповідника є звичайними, вони формуються на вирівняних ділянках зі свіжими дерново-середньопідзолистими піщаними та легкосупіщаними глеюватими ґрунтами на флювіогляціальних відкладах. Ґрунти характеризуються більш вираженим гумусово-елювіальним горизонтом та кращою морфологічною диференціацією ґрунтового профілю, ніж у ґрунтах описаних вище угруповань свіжих борів. Деревостан та підлісок у них – аналогічні описаним вище угрупованням свіжих борів. Однак трав'яно-чагарничковий ярус характеризується значною специфікою. Він має проєктивне покриття 30 – 65 %, з добре вираженим домінуванням вида-напівпаразита – перестріча лучного (*Melampyrum pratense* L.) – 35 – 60 %, який під час цвітіння створює суцільний жовтий аспект. З високою постійністю та проєктивним покриттям 1 – 3 % зустрічаються: зиглінгія лежача (*Sieglingia decumbens* (L.) Bernh.), веснівка дволиста (*Majanthemum bifolium* (L.) F.W. Schmidt), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), куничник наземний (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth), смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench). Меншу участь у створенні

ярус беруть такі види, як купина запашна (*Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce), ожика волосиста (*Luzula pilosa* (L.) Willd.), дзвоники круглолисті (*Campanula rotundifolia* L.), плаун булавовидний (*Lycopodium clavatum* L.), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), осока вереснянкова (*Carex ericetorum* Pollich), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), скорзонера низька (*Scorzonera humilis* L.), суниці лісові (*Fragaria vesca* L.), костриця овеча (*Festuca ovina* L.), чебрець повзучий (*Thymus serpyllum* L.). Моховий ярус не такий густий, як у наведених вище ценозах свіжих борів, він характеризується проєктивним покриттям 15 – 20 (30) %. Домінує в ньому дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.) – 10 – 15 (25) %, а плеврозій Шребера (*Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt.) зустрічається як домішка – 5 – 10 %.

Вологі бори у природному заповіднику «Древлянський» поширені на площі всього 15,7 га, що становить 0,27 % всієї площі борів заповідника. Згаданий тип лісорослинних умов у заповіднику формується на знижених, іноді западинних ділянках з вологими дерново-середньопідзолистими піщаними та легкосупіщаними глеюватими ґрунтами на флювіогляціальних відкладах. Вони характеризуються добре вираженим гумусово-елювіальним горизонтом та чіткою морфологічною диференціацією ґрунтового профілю. Рівень ґрунтових вод у липні коливається у межах 1,0 – 2,0 м. Територіально вологі бори знаходяться у східній частині Народицького лісництва (рис. 4.8).

Корінні деревостани представлені сосняками з сосни звичайної з домішкою берези повислої – від поодиноких дерев до кількох одиниць у складі деревостану. Сосна характеризується II – III бонітетом, значно рідше – I, а береза – II – III бонітетом. Похідні деревостани представлені березняками з берези повислої.

Таксаційну характеристику типових деревостанів вологих борів у природному заповіднику «Древлянський» наведено у додатку Б.

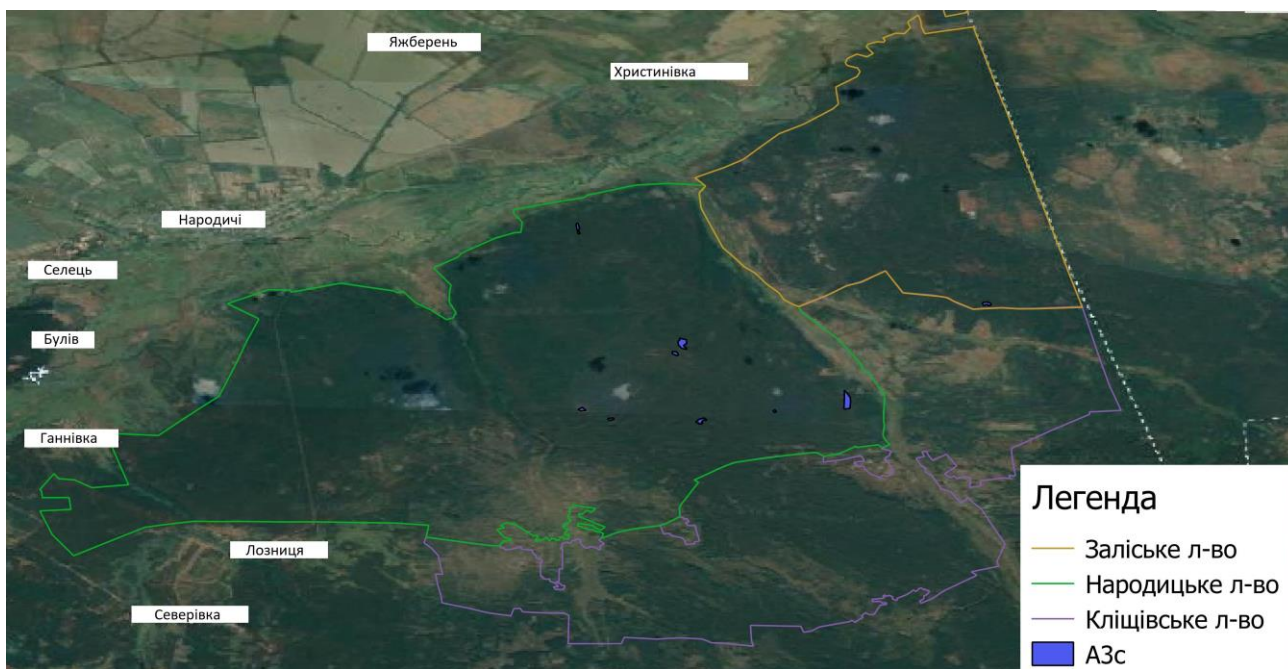


Рис. 4.8. Географічне розташування площ вологих борів

Центральною, найбільш типовою асоціацією вологих борів у заповіднику є сосновий ліс чорнично-зеленомоховий (*Pinetum myrtilloso-hylocomiosum*). Підлісок негустий, зімкнутістю до 0,1, представлений переважно крушиною ламкою (*Frangula alnus* Mill.), горобиною звичайною (*Sorbus aucuparia* L.), зрідка – ожиною ведмежою (*Rubus nessensis* W.Hall) та вербою сірою (*Salix cinerea* L.). Ця асоціація флористично небагата (10 – 15 видів), яруси рослинності добре виражені. У густому трав'яно-чагарничковому ярусі з проєктивним покриттям 50 – 70 % домінує чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.) – 40 – 60 %. З високою постійністю та проєктивним покриттям 3 – 5 % зустрічаються такі види, як брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.). Меншу участь у створення цього ярусу беруть такі види, як біловус стиснутий (*Nardus stricta* L.), ожика волосиста (*Luzula pilosa* (L.) Willd.), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), осока вереснянкова (*Carex ericetorum* Pollich), перстач прямостоячий (*Potentilla erecta* (L.) Raeusch.),

одинарник європейський (*Trientalis europaea* L.) тощо.

Моховий ярус досліджуваного ценозу є густим, рівномірним, з проєктивним покриттям 65 – 95 %. Його основу завжди створюють зелені мохи – дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.) та плеврозій Шребера (*Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt.), які домінують або співдомінують у різних співвідношеннях, часто – у рівних частках. Як домішка в даному ярусі також зустрічалися: гілокомій блискучий (*Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp.), зозулин льон звичайний (*Polytrichum commune* L.), дикран віниковий (*Dicranum scorarium* Hedw.). На окремих ділянках до 25 – 30 % проєктивного покриття мохового ярусу створюють подушкоподібні куртини леукобрія сизого (*Leucobryum glaucum* (Hedw.) Ångstr.). Як правило, в даному угрупованні виражений мікрорельєф, у неглибоких, дещо обводнених западинах зустрічаються сфагнові мохи: сфагнум болотний (*Sphagnum palustre* L.) та сфагнум волосолистий (*Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw.).

Сирі бори у ПЗ «Древлянський» невеликими фрагментами поширені на площі всього 5,7 га, що становить 0,1 % всієї площі борів заповідника. Згаданий тип лісорослинних умов у заповіднику формується на рівних знижених ділянках з сирими дерново-середньопідзолистими супіщаними або суглинистими, поверхнево оторфованими та оглеєними ґрунтами на флювіогляціальних відкладах супіщаного або піщано-глинистого складу. Вони характеризуються добре вираженим оторфованим горизонтом, потужністю 10 – 20 см, та більш-менш чіткою морфологічною диференціацією ґрунтового профілю. Рівень ґрунтових вод у липні коливається у межах 0,5 – 1,0 м. Територіально вони у заповіднику формуються лише на двох ділянках – по одній у Заліському і Народицькому лісництвах (рис. 4.9).

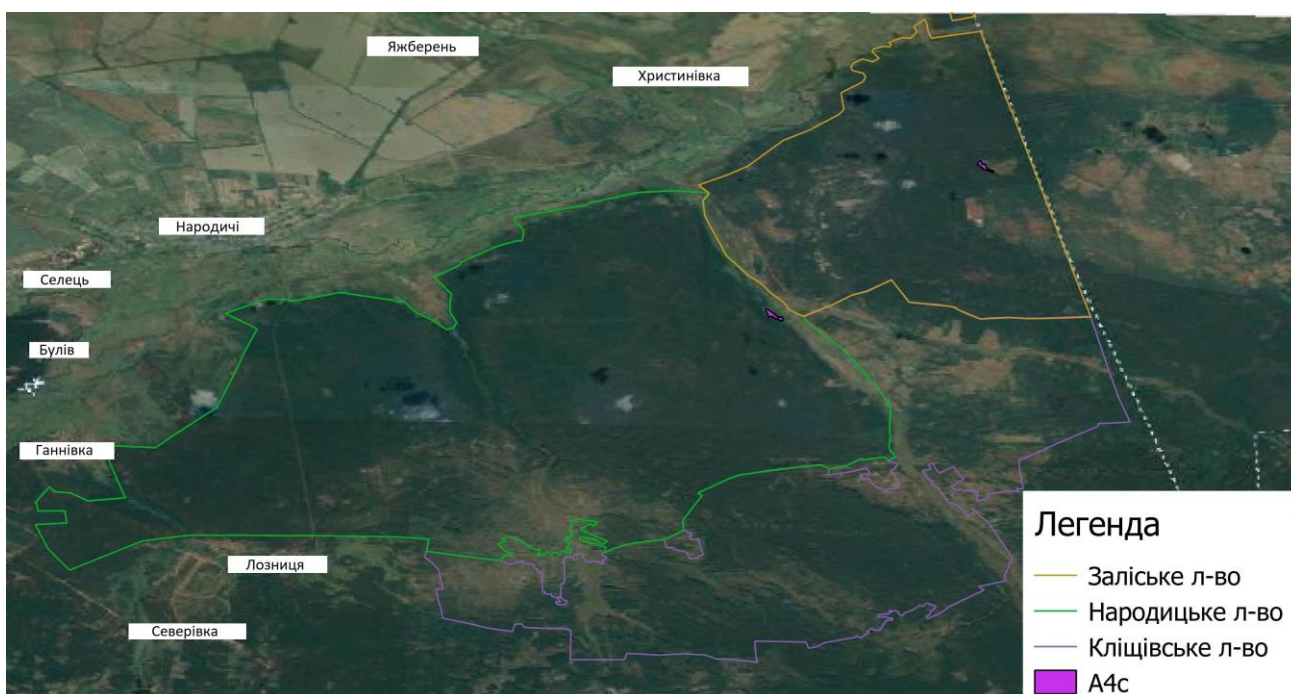


Рис. 4.9. Географічне розташування площ сирих борів

Корінні деревостани представлені переважно сосняками з сосни звичайної з домішкою берези повислої або берези пухнастої (*Betula pubescens* Ehrh.) – від поодиноких дерев до кількох одиниць у складі деревостану. Сосна характеризується III – IV бонітетами, а береза – IV – V бонітетами. Похідні деревостани представлені березняками з берези повислої або берези пухнастої (*Betula pubescens* Ehrh.). Внаслідок високого рівня ґрунтових вод деревостани обох названих деревних порід є недовговічними. Швидке зріджування соснових насаджень відбувається у віці після 80 років, береза ж випадає переважно після 40 років. Внаслідок близького рівня ґрунтових вод та відсутності у сосни стрижневого кореня ці насадження є потенційно вітровальними.

Таксаційну характеристику типових деревостанів сирих борів природного заповідника «Древлянський» наведено у додатку Б.

У типі лісорослинних умов сирий бір зустрічаються три близнюкових асоціації, які відрізняються домінантом трав'яно-чагарничкового ярусу та характеризуються майже ідентичним флористичним складом як даного ярусу, так

і мохового ярусу: сосновий ліс чорнично-довгомошний (*Pinetum myrtilloso-polytrichosum (communis)*), сосновий ліс буяхово-довгомошний (*Pinetum vaccinoso (uliginosi)-polytrichosum (communis)*), сосновий ліс молінієво-довгомошний (*Pinetum molinoso (caerulei)-polytrichosum (communis)*). Підлісокнегустий, з зімкнутістю до 0,2, створений крушиною ламкою (*Frangula alnus* Mill.) з домішкою горобини звичайної (*Sorbus aucuparia* L.) та болотних чагарникових верб, переважно верби сірої (*Salix cinerea* L.) та верби вушкатої (*Salix aurita* L.).

Трав'яно-чагарничковий ярус соснового лісу чорнично-довгомошного (*Pinetum myrtilloso-polytrichosum (communis)*) середньогустий, рівномірний, з проєктивним покриттям 35 – 60 %. Домінує в ньому чорниця з проєктивним покриттям 25 – 45 %. З високою постійністю та проєктивним покриттям 1 – 3 % зустрічаються такі види, як буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench). Меншу участь у створенні цього ярусу беруть осока чорна (*Carex nigra* (L.) Reichard), осока пухнатої (*Carex lasiocarpa* Ehrh.), андромеда багатоліста (*Andromeda polifolia* L.), вербозілля звичайне (*Lysimachia vulgaris* L.), перстач прямостоячий (*Potentilla erecta* (L.) Raeusch.), а по зниженнях – багно болотне (*Ledum palustre* L.) та пухівка піхвова (*Eriophorum vaginatum* L.). Оскільки у сирих борах добре виражений купинний мікрорельєф, моховий ярус рівномірно-мозаїчний, з проєктивним покриттям 65 – 90 %. На верхівках невисоких купин переважає плеврозій Шребера (*Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt.), але на більшій частині площі фітоценозу переважає зозулин льон звичайний (*Polytrichum commune* Hedw.), який створює шар 20 – 25 см завтовшки. В обводнених мочажинах зустрічаються болотні сфагнові мохи – сфагн оманливий (*Sphagnum fallax* (H.Klinggr.) H.Klinggr.), сфагн болотний (*Sphagnum palustre* L.) та ін.

Трав'яно-чагарничковий ярус соснового лісу буяхово-довгомошного

(*Pinetum vaccinioso (uliginosi)-polytrichosum (communis)*) характеризується проєктивним покриттям 40 – 60 %. Домінують в ньому буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.) заввишки 40 – 60 см та проєктивним покриттям 30 – 50 %. Постійними видами з проєктивним покриттям близько 1 % є: чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench). Деяко більшу роль у порівнянні з попереднім ценозом відіграють вологолюбні болотні види – осока чорна (*Carex nigra* (L.) Reichard), осока пухнатопада (*Carex lasiocarpa* Ehrh.), пухівка піхвова (*Eriophorum vaginatum* L.), андромеда багатоліста (*Andromeda polifolia* L.), багно болотне (*Ledum palustre* L.), вербозілля звичайне (*Lysimachia vulgaris* L.), перстач прямостоячий (*Potentilla erecta* (L.) Raeusch.). Моховий ярус подібний до попереднього ценозу.

Трав'яно-чагарничковий ярус соснового лісу молінієво-довгомошного (*Pinetum molinioso (caerulei)-polytrichosum (communis)*) середньогустий, рівномірний, з проєктивним покриттям 40 – 60 %, заввишки до 1,3 – 1,5 м. Домінує в ньому молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench) з проєктивним покриттям 30 – 50 %. З високою постійністю та проєктивним покриттям 1 – 3 % зустрічаються такі види, як буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.) та верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull). Меншу участь у створенні цього ярусу беруть болотні види, які у цьому ценозі виступають асектаторами: осока чорна (*Carex nigra* (L.) Reichard), осока пухнатопада (*Carex lasiocarpa* Ehrh.), андромеда багатоліста (*Andromeda polifolia* L.), вербозілля звичайне (*Lysimachia vulgaris* L.), перстач прямостоячий (*Potentilla erecta* (L.) Raeusch.), зрідка багно болотне (*Ledum palustre* L.) та пухівка піхвова (*Eriophorum vaginatum* L.). Моховий ярус подібний до попереднього ценозу.

4.4. Характеристика біорізноманіття борів ПЗ «Древлянський»

Визначення видового різноманіття є ключовим фактором в розумінні екосистем та їх функціонування. Індекси біорізноманіття надають можливість оцінити рівень різноманіття в конкретних екосистемах та встановити зв'язок між зміною рівня біорізноманіття та станом екосистем.

Індекси біорізноманіття дозволяють здійснювати порівняльний аналіз різноманіття рослин у різних екосистемах та визначати пріоритетні напрямки їх захисту та відновлення. Вони є важливим інструментом для вивчення динаміки стану екосистем, оцінки впливу антропогенних факторів на природні ресурси та формування стратегій розвитку природоохоронної діяльності. Розглянемо основні з них: індекс Маргалефа є одним з показників біорізноманіття, який використовують для вимірювання біологічної різноманітності в екосистемах. Чим більший індекс, тим більша різноманітність видів, що населяють екосистему. Перевагами цього індексу є: його легко розраховувати та інтерпретувати; він залежить від кількості видів та кількості індивідів у зразку. Недоліками є те, що він не враховує рівномірність розподілу видів у зразку та взаємозв'язок між видами. Обчислення та аналіз видового складу на облікових майданчиках надав змогу розрахувати індекс Маргалефа для дослідних ділянок (рис.4.10).

З описаних чотирьох ТЛУ найбільший індекс Маргалефа спостерігається в А₄, де середні показники індексу коливаються від 3 до 3,71, а максимальні показники від 3,52 до 4,04. Це свідчить про високий рівень біорізноманіття в цьому ТЛУ в порівнянні з іншими.

Тип лісорослинних умов вологі бори також має відносно високі показники індексу Маргалефа, з середніми показниками від 1,96 до 3,14 та максимальними показниками від 2,11 до 4,04. Це свідчить про коливання рівня біорізноманіття в цьому типі лісорослинних умов від низького до відносно високого в порівнянні з

іншими типами лісу. Абсолютні показники до 2 включно – характеризують рівень видового різноманіття на таких ділянках як низький. Показник 4,04 є високим для цієї вибірки та майже сягає максимального показника для А4 – 4,06.

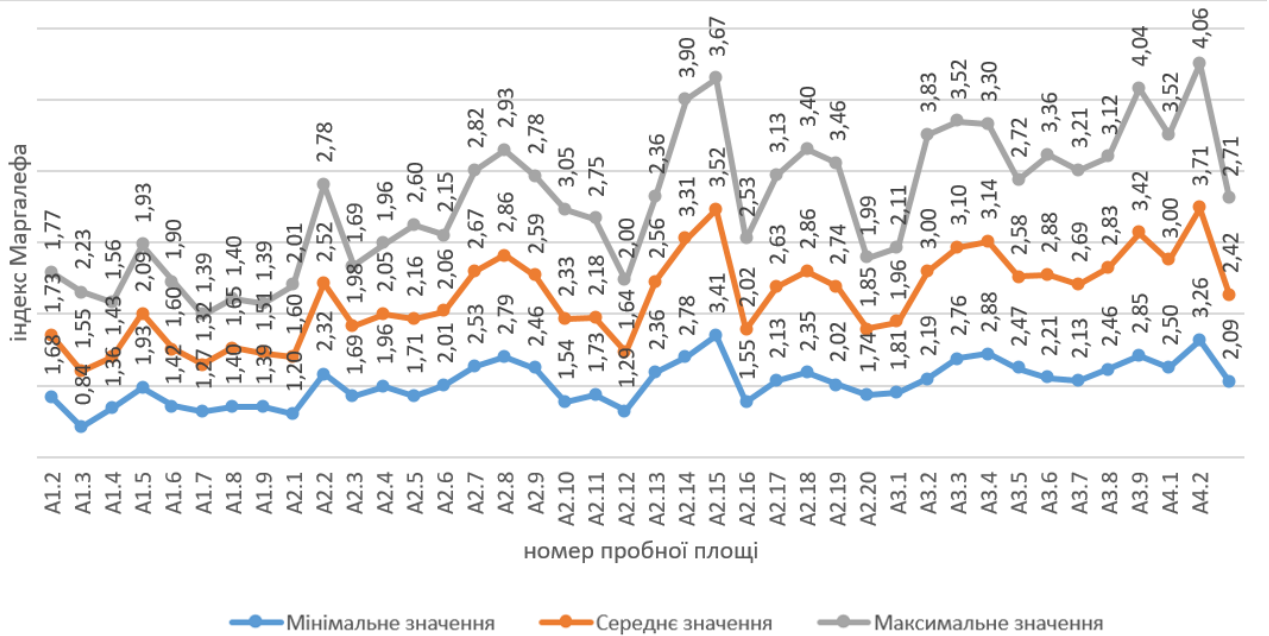


Рис. 4.10. Індекс Маргалефа

А₂ має середні показники індексу Маргалефа від 1,64 до 3,52, що також свідчить про коливання рівня біорізноманіття в цій екосистемі. Максимальний показник сягає – 3,9 а мінімальний – 1,29. Різниця більше ніж в 2 рази між максимальним та мінімальним значенням свідчить про значну різницю в рівні різноманіття в межах одного ТЛУ, що може вказувати на різноманітність умов місцезростань та приналежність до різних фітоценозів даного типу лісорослинних умов.

А₁ має найменші показники індексу Маргалефа, з середніми показниками від 1,32 до 2,42. Різниця між максимальним та мінімальним індексами від 0,84 до 2,71. Індокси в А₁ свідчать про низький рівень біорізноманіття в цій екосистемі. Такі показники характеризують ділянки з ТЛУ А₁ як потенціно малостійкі, та дають змогу визнавати їх пріоритетними зонами для збереження.

Індекс Маргалефа варіює від 0,84 в А₁ при мінімальному значенні до 4,06 при максимальному в А₄. Отримані дані вказують на тенденцію до збільшення як індексу з переходом від ґрунтів з малим вмістом поживних речовин та вологи ґрунтів сухих борів до вологих борів.

Проведений порівняльний аналіз індексу Сімпсона дав наступні результати (рис. 4.11): для типу лісу А₁ індекс різноманітності Сімпсона коливається від 0,58 до 0,77 на різних ділянках. Середні значення коливаються від 0,58 до 0,70.

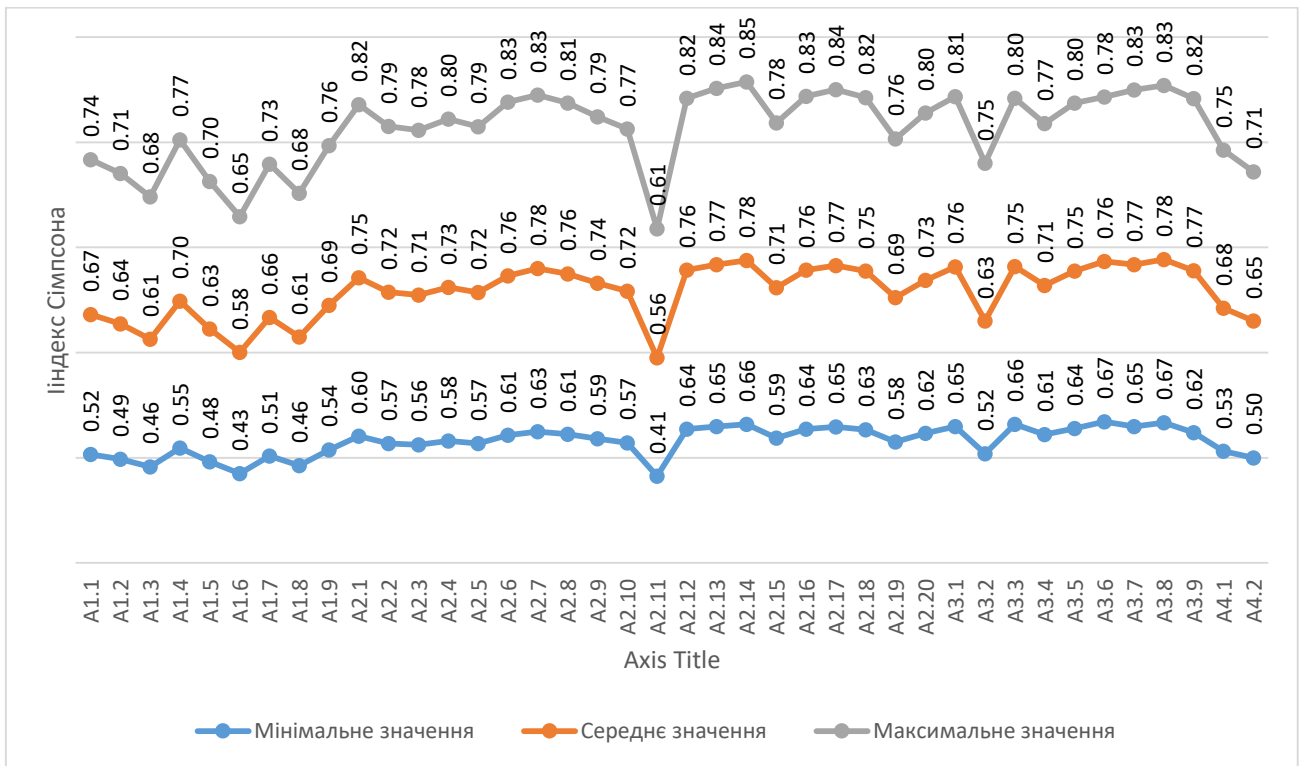


Рис. 4.11. Індекс Сімпсона

Для типу лісу А₂ індекс різноманітності Сімпсона коливається від 0,41 до 0,85 на різних ділянках, що засвідчує широкую варіацію рівнів різноманіття в даному ТЛУ. Середні значення знаходяться в діапазоні між 0,56 та 0,78. В А₃ середні значення індексу різноманітності Сімпсона коливаються від 0,63 до 0,76 на різних ділянках. Мінімальне зафіксоване значення – 0,52, максимальне – 0,83. У сирих борах індекс різноманітності Сімпсона коливається від 0,50 до 0,75 на різних ділянках. Середнє значення для цього типу лісу становить 0,68 та 0,65.

Загалом тип лісу A_2 має найвище середнє значення індексу різноманітності Сімпсона ($0,74 \pm 0,01$), за ним йдуть A_3 ($0,74 \pm 0,02$), A_4 ($0,67 \pm 0,02$) та A_1 ($0,64 \pm 0,01$). Загалом, значення індексу різноманітності Сімпсона для різних типів лісу свідчить про те, що A_2 і A_3 мають вищі рівні видового різноманіття порівняно з A_1 і A_4 , і що існують значні варіації видового різноманіття в межах кожного типу лісу.

Індекс Шеннона-Вівера (рис. 4.12) відповідає числу ознак, в даному випадку особин певного виду у виборці біоценозу борів ПЗ «Древлянський». Індекс Шеннона-Вівера, враховує не тільки кількість домінуючих видів, але й кількість рідкісних видів у екосистемі. Це дає точнішу оцінку ступеня різноманітності видів у екосистемі. Недоліком цього індексу є те, що він дуже чутливий до зразків з малим числом видів.

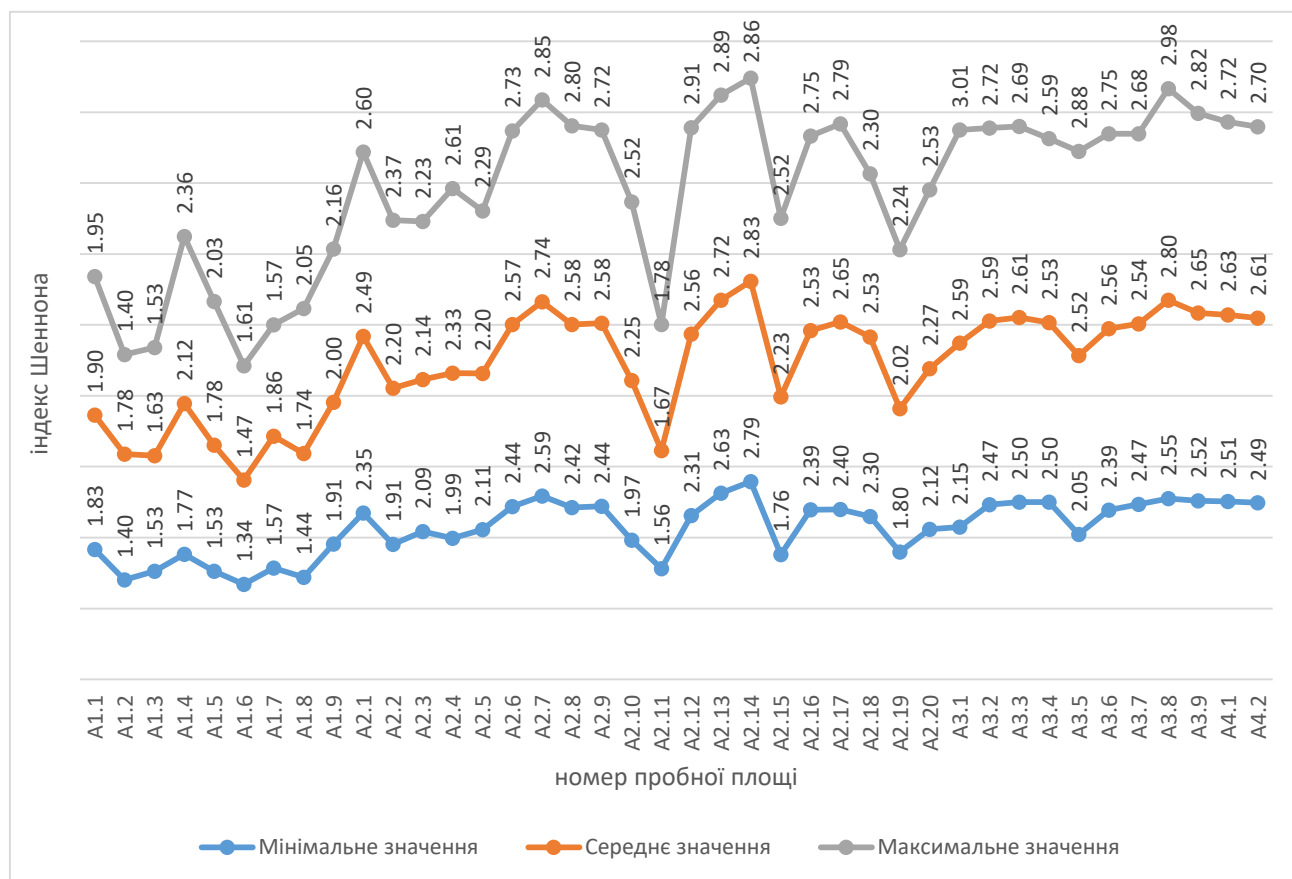


Рис. 4.12. Індекс Шеннона

Загальний аналіз індексів дає змогу стверджувати про наявність тренду щодо збільшення рівня видового різноманіття з підвищенням рівня зволоженості гігротопу. Так, мінімальне значення для всієї вибірки становить 1,34 для A_1 , а максимальне значення – 2,98 для A_3 . Середні показники для A_1 варіюються від 1,47 до 2,12; для A_2 коливаються від 1,67 до 2,83, що засвідчує неоднорідність рівня видового різноманіття в рамках типів лісорослинних умов. В той же час середні показники для A_3 варіюють від 2,52 до 2,8, а для A_4 від 2,53 до 2,65 що свідчить про те, що навіть за наявності різних типів фітоценозів усі вони характеризуються відносно високим рівнем різноманіття на облікових майданчиках. Проте, навіть найвищі значення показників для A_3 та A_4 вказують на низький рівень видового різноманіття. Даний індекс вказує на підвищену вразливість окремих ділянок серед типів лісорослинних умов A_1 та A_2 .

Для того щоб виключити залежність показників різноманітності від чисельності видів, був розраховано індекс вирівненості Пієлу (еквітабельності) (рис. 4.13).

Індекс вирівненості Пієлу відображає рівномірність розподілу кількості індивідів між видами в екосистемі. Високе значення індексу вирівненості означає, що кількість індивідів розподілена рівномірно між видами і екосистема має високий рівень біорізноманіття. Низьке значення індексу вирівненості вказує на домінування деяких видів в екосистемі і може свідчити про низький рівень біорізноманіття. Індекс Пієлу оцінює ступінь різноманітності видів, враховуючи кількість видів та їх рівномірний розподіл у екосистемі. Цей індекс враховує не тільки кількість видів, але й їх відносну частоту. Це дає точнішу оцінку ступеня різноманітності видів у екосистемі. Недоліком індексу Пієлу є те, що він не враховує кількість домінуючих видів.

Загалом, високі значення індексу вирівненості Пієлу бажані для збереження біорізноманіття в екосистемі, оскільки вони свідчать про рівномірний розподіл видового складу.

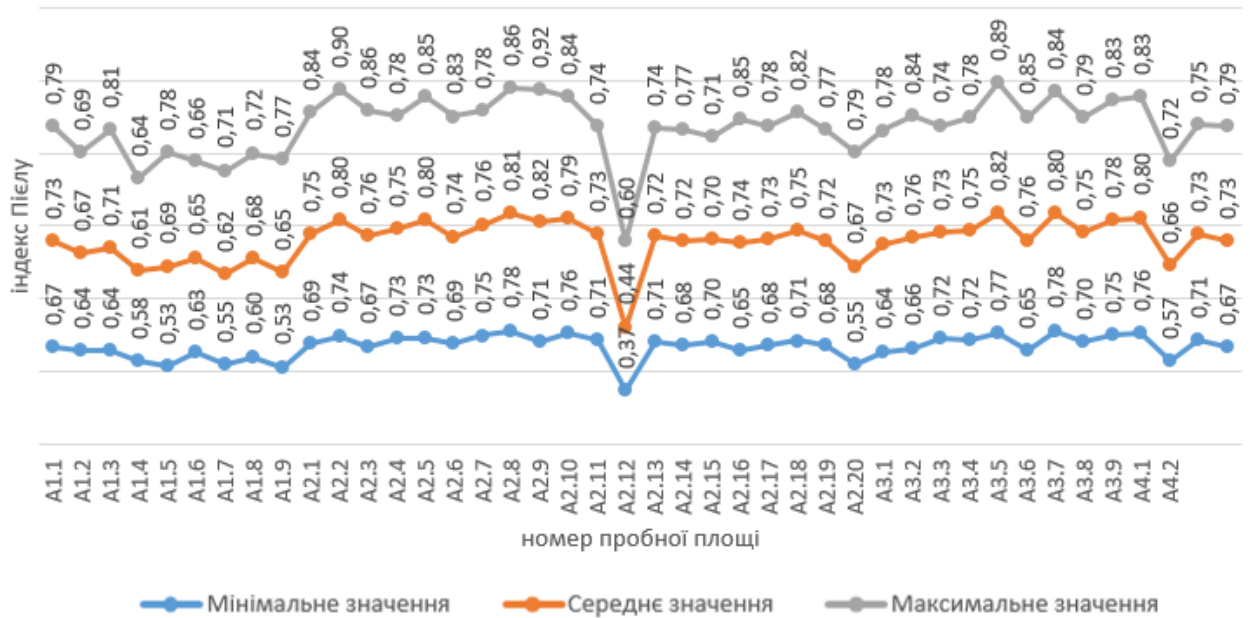


Рис. 4.13. Індекс вирівненості Пієлу

Незважаючи на низькі показники попередніх індексів видового різноманіття, показники індексу Пієлу є відносно високими. Середні показники за виключенням ділянки A_{2.12} знаходяться в межах від 0,61 для A₁ до 0,82 для A₃, що характеризують розподіл видів в середині облікових ділянок як рівномірний. Найбільш варіативним ТЛУ є A₂, індекси якого мають мінімальне значення – 0,37 та максимальне – 0,92. Відслідковується також зворотній зв'язок між даним індексом та індексом домінування, адже ділянки з максимальними показниками індексу домінування мають найменші індекси вирівняності.

4.5. Вплив пожеж на видовий склад рослин на території ПЗ «Древлянський»

На початок 2020 р. вже було зафіксовано декілька масштабних лісових пожеж в Чорнобильській та Житомирській зонах. За даними Житомирського ОУЛМГ, площа пожеж становила 43 200 га, з них близько 3000 га – це територія ПЗ «Древлянський», на якій і проводились наші дослідження.

Комплексна оцінка впливу пожеж на лісові рослинні асоціації природного заповідника ПЗ «Древлянський» в умовах радіоактивного забруднення допоможе сформувати унікальну базу даних, яка в подальшому дасть змогу краще зрозуміти процеси та явища трансформації природних комплексів внаслідок лісових пожеж різних типів. Це дозволить оптимізувати заходи по ліквідації наслідків та мінімізувати фінансові затрати на них.

З метою оцінки втрат видового різноманіття вищих судинних рослин територій ПЗ «Древлянський» наведено дані інвентаризації видового складу живого надґрунтового покриву на ділянках що були досліджені влітку 2019 року та мають характерний видовий склад для даних умов місцезростання.

Ділянка А₁ до пожежі представляла собою сосняки (*Pinus sylvestris*-*Calluna vulgaris*-*Pleurozium*+*Cladonia* ssp.) віком приблизно 58 років. Склад був предсталений наступними видами: деревостій – переважно домінуючою *Pinus sylvestris* – 10 Сз, з невеликими включеннями *Betula pendula* до 10 %. Ярус підліску практично відсутній і представлений окремими екземплярами *Sorbus aucuparia*. Покриття трав'яно-чагарникового ярусу невисоке до 15 % і предсталене переважно *Peucedanum oreoselinum* та *Festuca ovina* L, чагарники локально предсталені *Calluna vulgaris* (L.) Hill.

Покриття мохово-лишайникового ярусу (D) високе і сягає 70 – 90 %, серед лишайників переважають види роду *Cladonia*. Мохи предсталені двома домінуючими видами *Dicranum polysetum* та *Pleurozium schreberi*.

Після верхової пожежі було знищено майже весь живий надґрунтовий покрив, зустрічаються рідкісні ділянки з слабо пошкодженим мохово-лишайниковим покривом, з сумарною площею проективного покриття до 9 %, на згарищах відмічається заселення *Calluna vulgaris* (L.) Hill. з проективним покриття до 4 %. Санітарний стан деревного ярусу після пожежі представляв собою свіжий сухостій, усі дерева пошкоджені, крона відсутня, частково відпала кора, відмічається повне або часткове обвуглення стовбура, частина дерев зі

зламаним стовбуром, наявний підріст *Pinus sylvestris* (табл. 4.6).

Таблиця 4.6

**Ботанічний опис дослідних ділянок
Мотійківського ПОНДВ ПЗ «Древлянський»**

Види		Трапляння		Покриття, %	
		2019	2020	2019	2020
Низова пожежа					
3 (A ₂)	Мохи				
	<i>Pleurozium schreberi</i>	Cop2	Sol	60-65	<5
	Багаторічні рослини				
	<i>Peucedanum oreoselinum</i> (L.) Moench	Sol	Un	1-2	<1
	<i>Koeleria glauca</i> (Spreng.) DC.	Cop1	-	5-7	0
	<i>Helichrysum arenarium</i> (L.) DG	Sol	-	1-2	0
	Напівчагарники				
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.	Cop1	Sol	10	<1
	<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hill	Sp	Cop1	1-2	2-5
Чагарник					
	<i>Frangula alnus</i> Mill.	Sol	-	<1	0
Верхова пожежа					
5(A ₂)	Мохи				
	<i>Pleurozium schreberi</i>	Cop2	Sol	40	3-5
	<i>Dicranum polysetum</i>	Cop2	Cop1	30	<1
	Багаторічні рослини				
	<i>Peucedanum oreoselinum</i> (L.) Moench	Cop1	-	5-7	0
	<i>Koeleria glauca</i> (Spreng.) DC.	Sol	Un	1	<1
	<i>Helichrysum arenarium</i> (L.) DG	Sol	-	1-2	0
	Напівчагарники				
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.	Cop2	Sol	35	<1
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hill	Sp	Cop1	2-3	2-5	
Підлісок					
	<i>Frangula alnus</i> Mill.	Sp	-	<1	0
6(A ₁)	Мохи				
	<i>Pleurozium schreberi</i>	Cop3	Sp	50	<5
	<i>Dicranum polysetum</i>	Cop3	Sol	35	<5
	Багаторічні рослини				
	<i>Peucedanum oreoselinum</i> (L.) Moench	Sol	-	<1	0
	<i>Festuca ovina</i> L.	Sol	-	<1	0
	Напівчагарники				
	<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hill	Cop1	Cop1	5-10	2-4
Чагарник					
	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	Sol	-	<1	0

Ділянки А₂ предсталені сосняком брусничним (*Pinus sylvestris* – *Vaccinium vitis idaea* – *Pleurozium schreberi*). Деревний ярус (А) характеризується повнотою в 0,6 – 0,8. В деревостані домінує *Pinus sylvestris*, з домішкою *Betula pubescens*, *B. pendula*, в складі до 10 %. Ярус підліску (В) складається з поодиноких екземплярів *Frangula alnus* та *Sorbus aucuparia*.

Трав'яно-чагарниковий ярус (С): покриття становить від 10 до 25 %. Характерним є значна частка *Calluna vulgaris* у його складі. Присутні також *Peucedanum oreoselinum*, *Koeleria glauca*, та *Helichrysum arenarium* (L.) DG. Мохово-лишайниковий ярус (D): покриття якого становило 50 – 70 %, домінантами виступають *Pleurozium schreberi* та *Dicranum polysetum*, до 20 % покриття займають лишайники (видів *Cladonia*).

Після обох типів пожеж домінантним видом в трав'яно-чагарниковому ярусі є *Calluna vulgaris* з покриттям до 5 %. Після низової пожежі зустрічаються поодинокі екземпляри *Peucedanum oreoselinum* та частково вцілілі скупчення *Vaccinium vitis-idaea* L. Вік деревостану на момент пожежі становить 72 роки. Санітарний стан деревного ярусу після пожежі: крона дуже ажурна, жовтуватозелена; всохло більше половини скелетних гілок по всій висоті крони, частково відпала кора, поодинокі дерева мають зламаний стовбур, наявний підріст *Pinus sylvestris*, *Populus tremula* L. та *Betula Pendula*.

Після верхової пожежі було відмічено поодинокі екземпляри *Koeleria glauca* та малочисельні *Vaccinium vitis-idaea* L. з покриттям до 1 %. Покриття мохово-лишайникового ярусу після низової пожежі становить 10 – 15 %, після верхової близько 5 %. Заселення згарищ *Calluna vulgaris* є характерним для даного ТЛУ. Вік деревостану на момент пожежі становить 69 років. Санітарний стан деревного ярусу: крони дуже ажурні з рудою хвоєю або відсутні, частково відпала кора, відмічається нагар на стовбурі та обпалення кореневої шийки, значна частина частина дерев із зламаним стовбуром, наявний підріст *Pinus sylvestris*, *Populus tremula* L.

Висновки до розділу 4

1. Бори у ПЗ «Древлянський» займають нехарактерно велику для Житомирського Полісся частку лісових насаджень – 39 %. Домінантним типом лісу для борів є монокультурні ліси з часткою сосни у складі – 77 % лісів Народицького ПОНДВ та 91,8 % у складі Розсохівського ПОНДВ.

2. В результаті проведених досліджень видового складу борів ПЗ «Древлянський» виявлено 108 видів, які належать до 45 родин. До числа видів відносяться 10 видів лишайників, які належать до однієї родини – кладонієвих, 10 видів мохів, які розподілені між 6 родинами. Було ідентифіковано 88 видів вищих судинних рослин, які розподілені за життєвими формами наступним чином: деревні рослини – 10 родин, 25 видів; однорічні та дворічні трав'янисті рослини – 6 родин, 9 видів; багаторічні трав'янисті рослини – 22 родин, 54 видів. Кількість видів, які зустрічаються в різних ТЛУ наступна: в А₁ – 52, в А₂ – 79, в А₃ – 56, в А₄ – 16.

3. Чисельність видів трав'яно-чагарникового ярусу зростала зі збільшенням вологості гігротопів і на облікових ділянках варіювалася від 5 до 26 з домінуванням наступних видів: для А₁: чебрець повзучий (*Thymus serpyllum* L.), костриця овеча (*Festuca ovina* L.), кипець сизий (*Koeleria glauca* (Spreng.)), очиток їдкий (*Sedum acre* L.); для А₂: брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), костриця овеча (*Festuca ovina* L.), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.); для А₃: чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.); для А₄: чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), молінія

голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench)

4. Фітоценози представлені наступними рослинними асоціаціями: для А₁: соснові ліси лишайникові (*Pinetum cladinosum*), соснові ліси чебрецево-лишайникові (*Pinetum thymoso (serpylli)-cladinosum*), соснові ліси волосконоснополітрихові (*Pinetum polytrichosum (piliferum)*); для А₂: соснові ліси зеленомохові (*Pinetum hylocomiosum*), соснові ліси бруснично-зеленомохові (*Pinetum vaccinioso (viticis-idaeae)-hylocomiosum*), соснові ліси овечокострицево-бруснично-зеленомохові (*Pinetum festucoso (ovinae)-vaccinioso (viticis-idaeae)-hylocomiosum*), соснові ліси вересово-зеленомохові (*Pinetum callunoso (vulgaris)-hylocomiosum*) та соснові ліси перестрічово-зеленомохові (*Pinetum melampyroso (pratensis)-hylocomiosum*); для А₃: соснові ліси чорнично-зеленомохові (*Pinetum myrtilloso-hylocomiosum*); для А₄: соснові ліси чорнично-довгомошні (*Pinetum myrtilloso-polytrichosum (communis)*), соснові ліси буяхово-довгомошні (*Pinetum vaccinioso (uliginosi)-polytrichosum (communis)*), соснові ліси молінієво-довгомошні (*Pinetum molinioso (caerulei)-polytrichosum (communis)*).

5. Визначені індекси, що характеризують міру різноманітності: індекс Маргалєфа; індекс Шеннона та індекс еквітабельності (Пієлу) опосередковано вказують на низьку стійкість борів як біоценозів, визначаючи їх як гарячі точки для моніторингу. При цьому серед гігروتопів особливо низькими рівнями різноманіття характеризуються сухі та сирі бори.

6. Внаслідок пожеж повністю зникли зі складу досліджуваних ділянок морква дика (*Daucus carota*), очиток їдкий (*Sedum acre* L.), куничник наземний (*Calamagrostis epigejos* L. Roth.), зіновать руська (*Chamaecytisus ruthenicus*), дрік красильний (*Genista tinctoria*), горобина звичайна (*Sorbus aucuparia*) та крушина ламка (*Frángula álnus*). Очікувано збільшив свою частку у складі верес звичайний (*Calluna vulgaris* L. Hill). Після низової пожежі на ділянках зустрічається підріст сосна звичайна (*Pinus sylvestris*), осика (*Populus tremula* L.) та береза повисла (*Betula Pendula*), після верхової лише сосна звичайна (*Pinus sylvestris*). Після

виникнення обох типів пожеж, в трав'яно-чагарниковому ярусі домінуючим видом є верес звичайний (*Calluna vulgaris*), який займає площу до 5 %. Після низової пожежі зустрічаються окремі екземпляри смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum*), а також частково вцілілі скупчення брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.). Після виникнення верхової пожежі було зафіксовано окремі екземпляри кипцю сизого (*Koeleria glauca*) та малочисельні скупчення брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.) з покриттям до 1 %. Після низової пожежі площа покриття мохово-лишайникового ярусу становила 10 – 15 %, тоді як після верхової пожежі – близько 5 %.

Результати дослідження, представлені у розділі 4, опубліковано у наукових працях автора: [210, 244, 250, 259].

В розділі 4 використано матеріали з відповідними посиланнями на такі наукові джерела зі списку літератури: [207, 246–247].

РОЗДІЛ 5. МОДЕЛЮВАННЯ КЛЮЧОВИХ ПОКАЗНИКІВ ВИДОВОГО БІОРІЗНОМАНІТТЯ

Розуміння закономірностей біорізноманіття та їхнього зв'язку з градієнтами навколишнього середовища є ключовим питанням екологічних досліджень та збереження лісів. Низка факторів навколишнього середовища можуть впливати на розподіл видів у цих складних екосистемах [248].

Тому, важливо відрізнити вплив факторів наприклад, забруднення навколишнього середовища, зміни клімату, управління лісами шляхом розробки надійних моделей, здатних передбачити майбутні сценарії поширення видів [249].

Для виявлення серед численних змінних, що спостерігаються в деяких групах взаємопов'язаних величин, які якнайповніше пояснювали б спостережувані зв'язки між змінними, провели також факторний аналіз.

У розділі 5 наведено моделі залежності кількості видів, індексів домінування та видового різноманіття від низки факторів. Однак очевидно, що на стан рослинних асоціацій діє цілий спектр інших чинників, присутніх у екосистемі.

Для оцінки спільної дії фактора експозиційної дози опромінення, рівня забруднення важкими металами та агрохімічних показників ґрунту досліджуваних ділянок на основні параметрів рослинних асоціацій був проведений багатофакторний дисперсійний аналіз ознак сполученості з використанням узагальненої лінійної моделі, моделі Барута та покрокової регресійної моделі.

Першою було створено модель прогнозування чисельності видів (рис. 5.1) на основі 3 методів регресійного аналізу, де модель 1 – лінійно-регресійна модель; модель 2 – модель Барута; модель 3 – покрокова регресія.

Ці моделі надають змогу прогнозувати тенденції зміни чисельності видів та визначити ключові фактори з найбільшим ступенем впливу.

	Модель 1	Модель 2	Модель 3
(Intercept)	9.75 *** (1.82)	10.06 *** (1.45)	11.04 *** (1.28)
Кобальт	26.66 (15.41)		
Цинк	0.09 * (0.04)		
Свинець	0.21 (0.13)	0.08 (0.13)	
Марганець	-0.02 (0.01)		
Кислотність обмінна	0.82 ** (0.27)		0.40 * (0.18)
Гумус	0.35 (1.53)	2.33 * (1.10)	2.78 * (1.14)
Нітроген	-0.04 (0.04)		
Фосфор	-0.00 (0.01)		
Калій	-0.01 (0.08)		-0.05 (0.03)
Кальцій	0.18 (0.40)		
Експозиційна доза	4.25 (11.17)	11.67 (8.95)	
Мідь		0.77 (0.62)	
кількість спостережень	41	41	41
коефіцієнт детермінації	0.50	0.26	0.32
критерій фішера (F statistic)	2.65	3.12	5.77
значення ймовірності (P value)	0.02	0.03	0.00

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

Рис. 5.1. Моделювання чисельності видів

Результати регресійного аналізу в мові програмування R показують зв'язок між залежною змінною Y , в даному випадку Y – чисельність видів, і 12 незалежними змінними. Коефіцієнти моделі визначають вплив кожної із незалежних змінних на залежну змінну.

Інтерпретація коефіцієнтів: Intercept означає середнє \bar{Y} , коли всі незалежні змінні дорівнюють нулю. Коефіцієнти моделі (цифри не в дужках) визначають характер впливу кожної із незалежних змінних на залежну змінну. Так, наприклад, із збільшенням показнику гумусу на 1 одиницю, значення залежної змінної зменшується на 2,33 (для моделі 2).

При порівнянні результатів математичного моделювання встановлено:

для моделі 1, незалежними змінними є кобальт, цинк, свинець, марганець, кислотність обмінна, гумус, азот, фосфор, калій, кальцій та експозиційна доза опромінення. Коефіцієнт для цинку є значущим на рівні 0,05, тоді як коефіцієнт кобальту є значущими на рівні 0,001. Значення коефіцієнта детермінації для моделі 1 становить 0,50, що вказує на те, що приблизно 50 % варіації залежної змінної пояснюється незалежними змінними. F-статистика значуща на рівні 0,05, що вказує на значущість моделі в цілому;

у моделі 2 незалежними змінними є експозиційна доза, гумус, свинець і мідь. Коефіцієнти для гумусу та експозиційної дози є значущими на рівні 0,05. Значення коефіцієнту детермінації для моделі 2 становить 0,26, що вказує на те, що приблизно 26 % варіації залежної змінної пояснюється незалежними змінними. F-статистика значуща на рівні 0,05, що робить дану модель статистично значимою;

у моделі 3 незалежними змінними є кислотність обмінна, гумус, експозиційна доза та мідь. Коефіцієнти для гумусу, експозиційної дози та обмінної кислотності є значущими на рівні 0,05. Значення коефіцієнту детермінації для моделі 3 становить 0,32, що вказує на те, що приблизно 32 % варіації залежної змінної пояснюється незалежними змінними. За результатами аналізу F-статистики на рівні значимості 0,05 можна зробити висновок про статистичну значущість моделі.

Порівнюючи моделі, можна сказати, що модель 1 має найвище значення коефіцієнту детермінації, це вказує на те, що вона пояснює найбільшу варіацію

залежної змінної. Однак вона включає велику кількість незалежних змінних, деякі з них є незначущі. Модель 2 і модель 3 мають менше незалежних змінних, але вони пояснюють меншу варіацію залежної змінної. Модель 3 має найвищу F- статистику, що вказує на те, що це найбільш статистично значима модель в цілому (рис. 5.2).

Наступним завданням дослідження стала розробка моделі індексів домінування видів.

	Модель 1	Модель 2	Модель 3
(Intercept)	0.25 *** (0.04)	0.26 *** (0.03)	0.25 *** (0.02)
Кобальт	-0.13 (0.30)		
Цинк	-0.00 (0.00)		
Свинець	-0.00 (0.00)	-0.00 (0.00)	
Марганець	0.00 (0.00)		
Кислотність обмінна	-0.00 (0.01)		
Гумус	0.06 (0.03)	0.04 (0.02)	0.04 (0.02)
Нітроген	0.00 (0.00)		0.00 (0.00)
Фосфор	-0.00 (0.00)		-0.00 * (0.00)
Калій	-0.00 (0.00)		
Кальцій	0.00 (0.01)		
Експозиційна доза	-0.04 (0.22)	-0.02 (0.16)	
Мідь		-0.01 (0.01)	-0.02 (0.01)
- кількість спостережень	41	41	41
- коефіцієнт детермінації (R squared)	0.30	0.09	0.27
- критерій Фішера (F statistic)	1.11	0.93	3.27
- значення ймовірності (P value)	0.39	0.46	0.02

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

Рис. 5.2. Моделювання індексів домінування видів

Розглядаючи результати математичного моделювання на основі лінійної регресії (модель 1) варто відзначити наступне: коефіцієнт для цинку є значущим на рівні 0,05, тоді як коефіцієнт для кобальту є значущими на рівні 0,001. Значення коефіцієнта детермінації для моделі 1 становить 0,50, що вказує на те, що приблизно 50 % варіації залежної змінної пояснюється незалежними змінними. F-статистика значуща на рівні 0,05, що вказує на значущість моделі в цілому.

У моделі 2 незалежними змінними є експозиційна доза, гумус, свинець і мідь. Коефіцієнти для гумусу та експозиційної дози є значущими на рівні 0,05. Значення коефіцієнта детермінації для моделі 2 становить 0,26, що вказує на те, що приблизно 26 % варіації залежної змінної пояснюється незалежними змінними. F-статистика значуща на рівні 0,05, що вказує на значущість моделі в цілому.

У моделі 3 незалежними змінними є обмінна кислотність, гумус, експозиційна доза та мідь. Коефіцієнти для гумусу, експозиційної дози та обмінної кислотності є значущими на рівні 0,05. Значення коефіцієнта детермінації для моделі 3 становить 0,32, що вказує на те, що приблизно 32 % варіації залежної змінної пояснюється незалежними змінними. F-статистика значуща на рівні 0,05, що вказує на значущість моделі.

Порівнюючи моделі, модель 1 має найвище значення коефіцієнта детермінації, це вказує на те, що вона пояснює найбільшу варіацію залежної змінної. Однак він включає велику кількість незалежних змінних, деякі з них є незначущими. Модель 2 і модель 3 мають менше незалежних змінних, але вони пояснюють меншу варіацію залежної змінної. Модель 3 має найвищу F-статистику, що вказує на те, що це найважливіша модель.

Розглядаючи модель на основі покрокового регресійного аналізу отримуємо наступні результати: азот має позитивний коефіцієнт – 0,0006, це свідчить про те, що збільшення рівня азоту в ґрунті збільшить індекс домінування рослин. Однак

p-value (0,084) вказує на те, що ефект незначний на рівні 5 %. Гумус має позитивний коефіцієнт 0,036, це свідчить про те, що збільшення рівня гумусу в ґрунті збільшить індекс домінування рослин. P-value (0,052) близьке до 0,05, що вказує на те, що ефект може бути значним, але для його підтвердження потрібні додаткові дані. Фосфор має негативний коефіцієнт – 0,00036, що свідчить про те, що збільшення рівня фосфору в ґрунті призведе до зниження індексу домінування рослин. P-value (0,0307) менше 0,05, що свідчить про значний ефект. Мідь має негативний коефіцієнт – 0,019, а отже, збільшення рівня міді в ґрунті призведе до зниження індексу домінування рослин. P-value (0,068) більше 0,05, що свідчить про те, що ефект незначний.

Значення коефіцієнта детермінації моделі становить 0,2666, що означає, що незалежні змінні пояснюють 26,66 % варіації залежної змінної. F-статистика становить 3,27 на 4 і 36 ступенях свободи, з p-value 0,022, що вказує на те, що модель є значущою на рівні 5 %.

Підсумовуючи результати моделювання, ми можемо припустити, що рівні азоту, гумусу та фосфору в ґрунті можуть впливати на індекс домінування рослин, тоді як рівень міді не матиме істотного впливу. Однак для підтвердження впливу азоту та гумусу на видове біорізноманіття потрібні додаткові дані.

Подальші математичні моделі мали на меті прогнозування загального рівня видового різноманіття, так, на рис. 5.3 зображено статистичні показники та коефіцієнти для моделей індексу Маргалефа.

Показана модель 1 є моделлю множинної лінійної регресії з індексом різноманітності Маргалефа як залежною змінною та кількома незалежними змінними як предикторами. Коефіцієнти для кобальту, обмінної кислотності та цинку є статистично значущими на рівні 0,05, що вказує на те, що вони мають значний вплив на індекс різноманітності Маргалефа. Коефіцієнт для свинцю не є статистично значущим на рівні 0,05, але даний предиктор має p-value 0,08, що є близьким до порогу статистичної значущості.

Коефіцієнти для марганцю, гумусу, азоту, фосфору, калію, кальцію та експозиційної дози не є статистично значущими на рівні 0,05, що вказує на те, що вони не мають значного впливу на індекс різноманітності Маргалєфа.

	Модель 1	Модель 2	Модель 3
(Intercept)	1.63 *** (0.25)	1.59 *** (0.22)	1.75 *** (0.18)
Кобальт	6.68 ** (2.15)		
Цинк	0.01 * (0.01)	0.01 (0.01)	0.01 (0.01)
Свинець	0.03 (0.02)	0.01 (0.02)	
Марганець	-0.00 (0.00)		
Кислотність обмінна	0.11 ** (0.04)	0.05 (0.04)	0.05 (0.03)
Гумус	-0.02 (0.21)	0.14 (0.19)	
Нітроген	-0.00 (0.01)		
Фосфор	0.00 (0.00)		
Калій	-0.00 (0.01)		
Кальцій	0.05 (0.06)		
Експозиційна доза	0.82 (1.55)	3.31 * (1.31)	3.29 * (1.26)
Мідь		-0.01 (0.16)	
- кількість спостережень	41	41	41
- коефіцієнт детермінації (R squared)	0.58	0.35	0.32
- критерій Фішера (F statistic)	3.65	3.11	5.86
- значення ймовірності (P value)	0.00	0.02	0.00

Рис. 5.3. Моделювання індексу Маргалєфа

Значення коефіцієнта детермінації для моделі становить 0,58, що вказує на

те, що незалежні змінні в моделі пояснюють 58 % мінливості індексу різноманітності Маргалефа. F-статистика для моделі є значущою на рівні 0,05, що вказує на те, що принаймні одна з незалежних змінних має значний вплив на індекс різноманітності Маргалефа.

Модель 2 має скоригований коефіцієнта детермінації 0,24, що вказує на те, що близько 24 % варіації індексу різноманітності Маргалефа можна пояснити незалежними змінними. P-value для F-статистики становить 0,015, що є значущим на рівні 0,05, і вказує на те, що принаймні одна з незалежних змінних має значний вплив на залежну змінну.

В розрізі окремих незалежних змінних, експозиційна доза має позитивний коефіцієнт 3,31 з p-value 0,016, це вказує на те, що він має значний позитивний вплив на індекс різноманітності. Інші незалежні змінні, гумус, обмінна кислотність, свинець, цинк і мідь, мають коефіцієнти, які не є значущими на рівні 0,05, це вказує на те, що вони не мають значного впливу.

Модель 3 має скоригований коефіцієнта детермінації 0,267, це вказує на те, що близько 27 % варіації індексу різноманітності Маргалефа можна пояснити незалежними змінними. P-value для F-статистики становить 0,0022, що є значущим на рівні 0,05.

Серед значимих факторів, експозиційна доза має позитивний коефіцієнт 3,290 з p-value 0,013, це вказує на те, що він має значний позитивний вплив на індекс різноманітності Маргалефа. Обмінна кислотність також має позитивний коефіцієнт 0,049 із значенням p-value 0,062, це вказує на те, що він може мати позитивний вплив на індекс різноманітності Маргалефа, але рівень значущості не є високим. Цинк має позитивний коефіцієнт 0,0075 з p-value 0,148, що вказує на те, що він може мати позитивний вплив на індекс, але рівень значущості не є високим.

Порівнюючи модель 2 і модель 3, обидві моделі включають експозиційну дозу як незалежну змінну, і обидві моделі мають позитивний коефіцієнт, це

вказує на те, що він має значний позитивний вплив на індекс різноманітності Маргалєфа. Модель 3 включає дві додаткові незалежні змінні, обмінну кислотність і цинк, які мають позитивні коефіцієнти, але не є значущими на рівні 0,05.

Загалом, виходячи з цих моделей, експозиційна доза є найбільш значущим предиктором індексу Маргалєфа. Інші незалежні змінні, не мають значного впливу на індекс, за винятком обмінної кислотності і цинку у моделі 3, які мають позитивні коефіцієнти, але не є значущими на рівні 0,05.

Значення коефіцієнта детермінації для моделі 1, моделі 2 і моделі 3 становлять 0,58, 0,35 і 0,32 відповідно, це вказує на те, що модель 1 пояснює найбільшу варіацію в даних. Однак F-статистика для моделі 3 є найвищою, це вказує на те, що ця модель є найбільш статистично значущою.

Загалом моделі припускають, що властивості ґрунту, такі як кобальт, цинк, обмінна кислотність, гумус, азот, фосфор, калій, кальцій і експозиційна доза, можуть впливати на індекс різноманітності Маргалєфа, але сила та значимість цих ефектів залежать від конкретних змінних, включених в модель..

Порівняння моделей індексу Сімпсона зображено на рис.5.4. Перша модель показує, що жодна з незалежних змінних не має значного впливу на залежну змінну. P-value для всіх незалежних змінних перевищують 0,05, це вказує на те, що вони не є статистично значущими. Коефіцієнт детермінації 0,35 свідчить про те, що лише 35 % дисперсії індексу різноманітності Сімпсона можна пояснити незалежними змінними в цій моделі.

Друга модель показує, що п'ять незалежних змінних мають значний вплив на індекс різноманітності Сімпсона, а саме експозиційна доза, гумус, мідь, обмінна кислотність та цинк. P-значення для цих змінних менше 0,05. Коефіцієнт детермінації 0,31 вказує на те, що ця модель може пояснити приблизно 31 % дисперсії індексу Сімпсона.

В результаті моделювання на основі покрокової регресії (модель 3) лише дві

незалежні змінні мають значний вплив на індекс різноманітності Сімпсона, якими є обмінна кислотність та цинк. Р-значення для цих змінних менше 0,05. Модель може пояснити близько 25 % дисперсії індексу різноманітності Сімпсона, про що свідчить значення коефіцієнта детермінації – 0,25.

	Модель 1	Модель 2	Модель 3
(Intercept)	0.65 *** (0.03)	0.65 *** (0.02)	0.68 *** (0.01)
Кобальт	0.04 (0.25)		
Цинк	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)
Свинець	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)	
Марганець	-0.00 (0.00)		
Кислотність обмінна	0.01 (0.00)		
Гумус	0.02 (0.03)	0.01 (0.02)	0.01 * (0.00)
Нітроген	-0.00 (0.00)		
Фосфор	-0.00 (0.00)		
Калій	-0.00 (0.00)		
Кальцій	-0.00 (0.00)		
Експозиційна доза	0.00 (0.01)		
Мідь	0.08 (0.18)	0.12 (0.13)	
- кількість спостережень	41	41	41
- коефіцієнт детермінації (R squared)	0.35	0.31	0.25
- критерій Фішера (F statistic)	1.42	3.18	6.34
- значення ймовірності (P value)	0.22	0.02	0.00

Рис. 5.4. Моделювання індексу Сімпсона

Загалом можна зробити висновок, що моделі мають різні набори значущих незалежних змінних і різні рівні прогностичної сили. Модель 2 є найкращою моделлю серед трьох, оскільки вона має найвищий коефіцієнт детермінації і найбільшу кількість значущих незалежних змінних.

Проведений математичний аналіз впливу факторів на індекс Шеннона наведено нижче. Модель 1 – модель множинної лінійної регресії індексу різноманітності Шеннона. Коефіцієнт детермінації – 0,46 свідчить про те, що модель пояснює приблизно 46,19 % дисперсії в індексі різноманітності Шеннона. Однак скориговане значення коефіцієнта детермінації 0,258 вказує на те, що лише 25,78 % дисперсії пояснюється після врахування кількості незалежних змінних у моделі (рис. 5.5).

F-статистика 2,26 із значенням $p = 0,038$ свідчить про те, що принаймні одна незалежна змінна має значний вплив на залежну змінну. Загалом, модель припускає, що певні поживні речовини ґрунту та зовнішні фактори потенційно можуть впливати на індекс різноманітності Шеннона. Так, кобальт має значний позитивний вплив на залежну змінну з p -value 0,039. Цинк має позитивний вплив на залежну змінну, але вплив не є статистично значущим (p -значення = 0,1391).

Свинець, марганець, азот, фосфор, калій, кальцій і експозиційна доза не мають статистично значущого впливу на залежну змінну.

Обмінна кислотність має позитивний вплив на залежну змінну, але вплив незначний із значенням p -value 0,0720. Гумус також має позитивний вплив на залежну змінну, але вплив не є статистично значущим із значенням p -value 0,6998.

Однак слід бути обережним при інтерпретації результатів, оскільки скориговане значення коефіцієнта детермінації є відносно низьким, і деякі незалежні змінні можуть бути незначними для прогнозування залежної змінної.

	Модель 1	Модель 2	Модель 3
(Intercept)	1.92 *** (0.17)	1.94 *** (0.14)	1.90 *** (0.13)
Кобальт	3.17 * (1.47)		
Цинк	0.01 (0.00)		0.00 (0.00)
Свинець	0.01 (0.01)	0.00 (0.01)	
Марганець	-0.00 (0.00)		
Кислотність обмінна	0.05 (0.03)		
Гумус	0.06 (0.15)	0.25 * (0.11)	0.19 (0.10)
Нітроген	-0.00 (0.00)		
Фосфор	0.00 (0.00)		
Калій	-0.00 (0.01)	-0.00 (0.00)	
Кальцій	0.00 (0.04)		
Експозиційна доза	0.74 (1.06)	1.60 (0.83)	1.86 * (0.78)
Мідь		0.07 (0.06)	
- кількість спостережень	41	41	41
- коефіцієнт детермінації (R squared)	0.46	0.32	0.30
- критерій Фішера (F statistic)	2.26	3.29	5.30
- значення ймовірності (P value)	0.04	0.02	0.00

Рис. 5.5. Моделювання індексу Шеннона

Модель 2 – це модель множинної лінійної регресії з алгоритмом Барута, який використовується для вибору значущих незалежних змінних. Модель включає 5

незалежних змінних: експозиційна доза, гумус, свинець, калій, мідь. Алгоритм Барута визначив експозиційну дозу, гумус, свинець, калій і мідь, як важливі предиктори.

Експозиційна доза має позитивний коефіцієнт, який вказує на те, що більші дози збільшують індекс різноманітності Шеннона. Однак його p-value становить 0,061, що трохи вище рівня значущості 0,05, це вказує на статистичну недостовірність. Змінна свинцю має позитивний коефіцієнт, але її p-value не є значущим і становить 0,906. Змінні калій та мідь мають додатні коефіцієнти, але їх p-value статистично незначне.

Змінна гумусу має позитивний коефіцієнт, який вказує на те, що збільшення його вмісту призводить до збільшення індексу різноманітності Шеннона, і цей ефект є значущим при $p < 0,05$.

Коефіцієнт детермінації становить 0,319, що вказує на те, що незалежні змінні пояснюють 31,95 % дисперсії залежної змінної. F-статистика становить 3,28, а значення p - 0,015, що вказує на те, що загальна модель є значущою на рівні 0,05.

Модель покрокової регресії (модель 3) включає три змінні предикторів: гумус, експозиційна доза та цинк. Значення коефіцієнта детермінації становить 0,30, що вказує на те, що ці змінні пояснюють приблизно 30 % варіації індексу різноманітності Шеннона для рослин.

Коефіцієнти прогностичних змінних вказують на те, що експозиційна доза має найсильніший позитивний вплив на індекс різноманітності Шеннона з оцінкою коефіцієнта 1,859 і p-value 0,0221. Гумус має слабший позитивний вплив з оцінкою коефіцієнта 0,189 і p-value 0,057. Цинк має незначний позитивний вплив з оцінкою коефіцієнта 0,0036 і p-value 0,2540.

Загалом модель покрокової регресії свідчить про те, що експозиційна доза та гумус є найважливішими факторами, які впливають на індекс різноманітності Шеннона для рослин. Однак низьке скориговане значення коефіцієнту

детермінації свідчить про те, що можуть існувати інші важливі фактори, які не були включені в дану модель.

Загалом результати моделей свідчать про те, що предиктори мають обмежену пояснювальну силу варіації індексу різноманітності Шеннона. Однак, серед прогностичних факторів, визначених моделями як значущі, гумус постійно визначається як позитивна змінна на індекс різноманітності Шеннона. Експозиційну дозу також визначено як значущий предиктор у двох із трьох моделей. Цинк і мідь мають незначний вплив на індекс різноманітності Шеннона, а вплив свинцю та калію неможливо визначити через їхню незначність у всіх моделях.

Серед створених моделей індексу вирівняності не знайдено статистично достовірної моделі (рис.5.6).

Перша модель включає усі незалежні змінні. Скориговане значення коефіцієнта детермінації (-0,1581) свідчить про те, що модель має низьку прогностичну силу.

Друга модель включає лише одну незалежну змінну (обмінну кислотність). Скориговане значення коефіцієнта детермінації (0,0416) свідчить про те, що модель має низьку прогностичну силу.

Третя модель включає три незалежні змінні (гумус, експозиційна доза та цинк). P-value для деяких незалежних змінних вказують на те, що вони не є значущими предикторами індексу вирівняності. Скориговане значення коефіцієнта детермінації (0,0146) свідчить про те, що модель має низьку прогностичну силу.

Загалом моделі не мають значної прогностичної сили, а незалежні змінні не є значущими прогностичними показниками індексу вирівняності. Подальший аналіз і вдосконалення моделі можуть знадобитися для покращення передбачуваної потужності моделей.

	Модель 1	Модель 2	Модель 3
(Intercept)	0.70 *** (0.04)	0.70 *** (0.02)	0.69 *** (0.03)
Кобальт	-0.05 (0.35)		
Цинк	0.00 (0.00)		0.00 (0.00)
Свинець	-0.00 (0.00)		
Марганець	0.00 (0.00)		
Кислотність обмінна	0.00 (0.01)	0.01 (0.00)	
Гумус	0.02 (0.03)		0.02 (0.02)
Нітроген	-0.00 (0.00)		
Фосфор	0.00 (0.00)		
Калій	-0.00 (0.00)		
Кальцій	-0.00 (0.01)		
Експозиційна доза	0.14 (0.25)		0.14 (0.17)
- кількість спостережень	41	41	41
- коефіцієнт детермінації (R squared)	0.16	0.07	0.09
- критерій Фішера (F statistic)	0.50	2.73	1.20
- значення ймовірності (P value)	0.89	0.11	0.32

Рис. 5.6. Моделювання індексу вирівняності

Для продовження досліджень необхідним є визначення усіх критеріїв та індикаторів видового різноманіття з урахуванням особливостей

ПЗ «Древлянський» як природоохороного об'єкту. Продовження моніторингу видового різноманіття як на видовому, так і на екосистемному рівні з урахуванням статистично значимих критеріїв дозволить об'єктивно оцінити стан екосистем ПЗ «Древлянський» та визначити найбільш вразливі території, що в свою чергу дозволить організовувати роботу зі збереження біорізноманіття значно ефективніше.

Висновки до розділу 5

1. На основі статистичного аналізу встановлено, що на чисельність видів можуть впливати цинк із рівнем значущості 0,05, кобальт є значущим на рівні 0,001 у лінійно-регресійній моделі, при тому, сама модель пояснює 50 % варіації залежної змінної незалежними змінними. Для моделі на основі алгоритму Барута значимими предикторами є гумус та експозиційна доза опромінення на рівні 95 %. Математична модель на основі покрокової регресії має найвищу F-статистику, що вказує на те, що це найбільш статистично значима модель із предикторами – вміст гумусу, експозиційна доза та обмінна кислотність є значущими на рівні 95 %. Зі збільшенням коефіцієнтів усіх вищезгаданих незалежних змінних показник чисельності видів збільшується.

2. Серед моделей індексів домінування статистично значимою на рівні значущості 95 % є лише покроково-регресійна модель. Ця модель вказує на статистично значимий вплив вмісту фосфору у ґрунті з негативним характером впливу – при збільшенні вмісту фосфору індекс домінування зменшується, можливий вплив рівнів азоту та гумусу (P-value – 0,052) та фосфору (p-value – 0,084) в ґрунті на індекс домінування рослин, в той час як вміст міді, можливо, не має суттєвого впливу.

3. Усі створені моделі індексу Маргалефа є статистично значущими. Найбільший відсоток мінливості індексу різноманітності Маргалефа пояснює

лінійно регресійна модель – 58 %, проте вона включає усі фактори (незалежні змінні). Статистично найбільш значимою є покроково регресійна модель із значенням F-статистика – 5,86. Загалом моделі дають змогу зробити висновок про те, що наступні фактори: вміст кобальту, цинку, обмінна кислотність і експозиційна доза, можуть впливати на індекс різноманітності Маргалефа із рівнем значущості 0,05.

4. Серед моделей індексу Сімпсона статистично найзначимішою є модель на основі алгоритму Барута із значенням коефіцієнту детермінації – 0,31, проте незалежні змінні даної моделі мають значення p-value менше 0,05, що не дає змогу зробити достовірний висновок про їх вплив. Обмінна кислотність та цинк мають значний вплив на індекс різноманітності Сімпсона згідно результатів моделювання на основі покрокової регресії із значеннями p-value менше 0,05.

5. В результаті моделювання індексу Шеннона було встановлено низку факторів, які мають статистично значимий вплив із рівнем значимості 0,05: в лінійно регресійній моделі – вміст кобальту, в моделі на основі алгоритму Барута – гумус, в моделі на основі покроково регресійного аналізу – експозиційна доза та гумус.

6. Не вдалося створити модель індексу вирівняності, яка була б статистично значимою. Значення p-value у всіх варіаціях моделей становить більше 0,05. Загалом низьке скориговане значення коефіцієнта детермінації у всіх моделях свідчить про те, що існують інші важливі фактори, які не були включені в моделі.

В розділі 5 використано матеріали з відповідними посиланнями на такі наукові джерела зі списку літератури: [248–249].

ВИСНОВКИ

На основі комплексного аналізу агрохімічних, фізико-хімічних, радіологічних досліджень ґрунтів і показників видового різноманіття борів ПЗ «Древлянський» було досліджено сучасний стан лісових рослинних комплексів та процесів, які відбуваються в них, а саме: міграції важких металів, радіонуклідів та змін зумовлених пожежами.

1. Згідно з результатами наших досліджень, ґрунт ПЗ «Древлянський» за своїм хімічним складом відповідає типовим лісовим ґрунтам Полісся. Аналіз фізико-хімічних та агрохімічних показників ґрунту свідчить про низький рівень макро- та мікроелементів, а також про сильно кислу реакцію середовища, що є характерним для лісових умов типу борів. Дослідження агрохімічних показників ґрунту на чотирьох ділянках в рамках Поліського заповідника показали значну варіабельність параметрів та низьку родючість ґрунтів. На ділянках А1 були зафіксовані найменші значення гумусу ($0,72 \pm 0,14\%$) та кальцію ($1,47 \pm 0,51\%$). Найбільш продуктивним ТЛУ був свіжий бір з середнім вмістом гумусу $1,76 \pm 0,33\%$, але він також мав високу варіабельність показників. На ділянках А3 було зафіксовано вищі значення кальцію, сірки та обмінної кислотності, але ці ділянки також були низькопродуктивними. Ділянки А4 були характеризувалися найвищими значеннями обмінної кислотності та суми ввібраних основ. Дослідження показали, що різні ТЛУ мають різні рівні родючості та варіабельності показників ґрунту.

2. Дослідження вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті сухих борів показало надзвичайно низький їх вміст. Винятком є максимальний показник цинку на ділянках – А₂ – 74 мг/кг при ГДК – 23 мг/кг та незначне перевищення свинцю 20,5 мг/кг при ГДК – 20 мг/кг. На ділянках А₃ перевищення допустимих норм присутнє для міді при максимальному значенні 4,32 мг/кг (ГДК – 3 мг/кг) та цинку – 64,1 мг/кг при ГДК – 23 мг/кг. Для А₄ перевищень ГДК не зафіксовано.

3. Забруднена внаслідок аварії на ЧАЕС територія ПЗ «Древлянський» і досі характеризується високою щільністю забруднення ґрунту із нерівномірним розподілом. Щільність забруднення ^{137}Cs варіюється в межах 29 – 2498 кБк/м², а ^{90}Sr від 0,1 до 82,5 кБк/м². Пошаровий аналіз ґрунту показав, що основна концентрація ^{137}Cs зосереджена у шарі 0 – 4 см в усіх гігротопах борів.

4. При дослідженні видового різноманіття борів ПЗ «Древлянський» було виявлено та ідентифіковано 108 видів вищих судинних рослин, мохів та лишайників, які належать до 45 родин, 88 видів вищих судинних рослин за життєвими формами поділяються на: деревні рослини – 10 родин, 25 видів; однорічні та дворічні трав'янисті рослини – 6 родин, 9 видів; багаторічні трав'янисті рослини – 22 родин, 54 види. Кількість видів, які зустрічаються в різних ТЛУ, розподілена наступним чином: в А₁ – 52, в А₂ – 79, в А₃ – 56, в А₄ – 16. Домінуючими видами є: чебрець повзучий (*Thymus serpyllum* L.), костриця овеча (*Festuca ovina* L.), кипець сизий (*Koeleria glauca* Spreng.), очиток їдкий (*Sedum acre* L.), брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.), чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* L. Hull), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn.), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.), молінія голу́ба (*Molinia caerulea* L. Moench), буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.).

5. В процесі дослідження виявлено негативний вплив пожеж на лісові рослинні комплекси, а саме: зникнення зі складу 7 видів вищих судинних рослин (морква дика, очиток їдкий, куничник, зіновать руська, дрік красильний, горобина звичайна та крушина ламка) та підвищення загрози заселення території видами інтродуцентами, такими як злинка канадська та ерехтитес нечуйвітровий. Це свідчить про нагальну необхідність мінімізації ризику їх виникнення шляхом створення спеціальної системи охорони лісів на землях природно-заповідного фонду.

6. Оцінка індексів видового різноманіття вказує на те, що ТЛУ з найнижчим рівнем з рівнем видового різноманіття на облікових майданчиках це сухі бори. Свіжі бори характеризуються найбільшою варіацією видового різноманіття про що свідчать індекси видового різноманіття. Незалежно від гігروتопів, індекси різноманіття мають низькі показники, що засвідчує особливу вразливість цих рослинних асоціацій. Індекс Шеннона варіювався в межах від 1,34 до 2,98; індекс Сімпсона від 0,41 до 0,85; індекс Пієллу від 0,37 до 0,92; індекс Маргалефа від 0,84 до 4,06.

7. Аналіз коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs показав, що *Dicranum polysetum* Sw. має найвищий середній КН, який становить 5,85 в A_1 , Найнижчі значення КН ^{137}Cs виявлені у *Vaccinium vitis-idaea* L. – $0,47 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$. КН ^{90}Sr різними видами рослин у різних типах лісу показав значні відмінності між ними. Найвищі середні значення КН ^{90}Sr спостерігаються у *Vaccinium myrtillus* L. зі значеннями від $8,39 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ в A_4 , тоді як найнижчі значення виявлені у *Festuca ovina* L. зі значеннями $1,3 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ в A_1 . Результати досліджень показали, що різниця між значеннями КН ^{137}Cs для *Festuca ovina* L., *Vaccinium vitis-idaea* L. та *Dicranum polysetum* Sw. в різних ТЛУ є статистично значущою, що свідчить про значні відмінності в характері накопичення радіонукліда в різних гігروتобах. Для вищезгаданих видів КН ^{137}Cs збільшується у борах в наступному порядку: сухі – свіжі – вологі – сирі. Але для *Calluna vulgaris* L., *Calamagrostis epigeios* L. і *Vaccinium myrtillus* L. відмінності КН в різних ТЛУ не є статистично значущими. Дисперсійний аналіз КН ^{90}Sr показав значні відмінності між групами для *Festuca ovina* L. та *Vaccinium vitis-idaea* L. зі зростанням КН в ряду ТЛУ: $A_1 - A_2 - A_3$; та для *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth зі зростанням КН в ряду ТЛУ: $A_2 - A_3$.

8. Дослідження коефіцієнтів переходу радіонуклідів у рослини в різних типах лісу показало, що різні види рослин мають різні значення КП: найбільші значення КП для ^{137}Cs спостерігаються у *Dicranum polysetum* Sw. ($57,38 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$), тоді як найнижчі – у *Vaccinium vitis-idaea* L. у всіх типах лісу, з найнижчим

показником $2,38 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ в A_1 . Статистичний аналіз показав, що різниця середніх значень КП ^{137}Cs різних видів рослин у різних типах лісу статистично значущі. Для всіх видів рослин, КП зростає із зміною ТЛУ в порядку: $A_1 - A_2 - A_3 - A_4$. У випадку коефіцієнтів накопичення ^{90}Sr , значення КН також різняться залежно від типу лісу та виду рослин. Найвищий КН спостерігався у *Vaccinium myrtillus* L. в типі лісу A_4 ($40,753 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$), а найнижчий у *Festuca ovina* L. в типі лісу A_1 ($6,51 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$). Для деяких видів рослин було виявлено зв'язок між зміною гігротопів та зміною КП ^{90}Sr , наприклад, у *Festuca ovina* L., КП ^{90}Sr збільшується в порядку ТЛУ: $A_1 - A_2 - A_3$; для *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth – КП ^{90}Sr зменшується від A_2 до A_3 , а для *Vaccinium vitis-idaea* L., *Vaccinium myrtillus* L. і *Dicranum polysetum* Sw – КП збільшується в ряду: $A_1 - A_2 - A_3$. Для виду *Calluna vulgaris* (L.) Hill. залежність між інтенсивністю міграції радіонуклідів та типом лісу не виявлено.

9. На всіх досліджуваних площах, включаючи як сосни, так і берези, питома активність ^{137}Cs у таломі гіпогімнії варіювала незначно з коефіцієнтом варіації менше ніж 20%. Однак, значення питомої активності ^{137}Cs у таломі гіпогімнії на березі були помітно нижчими, в порівнянні з таломі лишайників на сосні, і різнилися із значущістю 95%. На всіх дослідних ділянках на сосні вміст ^{137}Cs у таломі гіпогімнії на різних висотних діапазонах статистично значущо не відрізнявся на 95 % рівні достовірності. Це дозволило зробити висновок про можливість відбору зразків таломів гіпогімнії на стовбурах сосни в діапазоні висоти 0 – 195 см., на стовбурах берези 65-190 см.

10. Результати математичного моделювання показали, що на чисельність видів можуть впливати різні незалежні змінні в залежності від моделі. У лінійно-регресійній моделі статистично значимими є цинк та кобальт, а сама модель пояснює 50 % варіації залежної змінної. Для моделі на основі алгоритму Барута значимими предикторами є гумус та експозиційна доза опромінення, а для покрокової регресії – вміст гумусу, експозиційна доза та обмінна кислотність на

рівні значущості 95 %. Загалом, зі збільшенням коефіцієнтів усіх вищезгаданих незалежних змінних показник чисельності видів збільшується.

11. Серед розроблених моделей прогнозування індексів домінування статистично значимою на рівні 95 % є лише покроково-регресійна модель. Ця модель вказує на статистично значимий вплив вмісту фосфору у ґрунті з негативним характером впливу та можливий вплив рівнів азоту та гумусу (P- value – 0,052) в ґрунті на індекс домінування рослин.

12. Всі розроблені моделі індексу Маргалєфа є статистично значущими. Лінійно регресійна модель пояснює 58 % мінливості індексу, включаючи всі фактори. Статистично найбільш значимою є покроково регресійна модель. Загалом, вміст кобальту, цинку, обмінна кислотність та експозиційна доза можуть впливати на індекс різноманітності Маргалєфа з рівнем значущості 0,05.

13. Серед моделей індексу Сімпсона статистично найзначимішою є модель на основі алгоритму Барута з коефіцієнтом детермінації 0,31, але незалежні змінні цієї моделі мають значення p-value менше 0,05, що не дає можливості зробити достовірний висновок про їх вплив. Обмінна кислотність та цинк мають значний вплив на індекс різноманітності Сімпсона згідно результатів моделювання на основі покрокової регресії, проте сама модель не є статистично достовірною.

14. В результаті моделювання індексу Шеннона було встановлено, що вміст кобальту у лінійній регресійній моделі, гумус у моделі на основі алгоритму Барута та експозиційна доза та гумус у моделі на основі покрокової регресії мають статистично значимий вплив на видове різноманіття.

РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ

Наукові результати дисертаційного дослідження можуть бути застосовані при моніторингу лісових рослинних комплексів для довготривалого дослідження динаміки або для порівняння видового різноманіття рослинних комплексів. Результати роботи були запроваджені у практиці ПЗ «Древлянський» та застосовуються Управлінням екології та природних ресурсів для покращення стану та збереження лісових рослинних комплексів природо-заповідно фонду Житомирської області.

Дані щодо рівня радіоактивного забруднення території заповідника можуть використовуватися для корегування заходів та коректування маршрутів працівників заповідника ПЗ «Древлянський».

Для індикації змін видового різноманіття лісових екосистем у практиці моніторингу рекомендовано використання індексів видового різноманіття, а саме індексу Маргалєфа та Сімпсона.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1. The Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services: Summary for Policymakers / S. Diaz et al. Bonn, Germany : IPBES, 2020.
2. Конвенція про охорону біологічного різноманіття від 1992 року (укр/рос) : Конвенція Орг. Об'єдн. Націй від 05.06.1992 р. : станом на 29 жовт. 2010 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_030#Text (дата звернення: 21.04.2023)
3. Про ратифікацію Конвенції про охорону біологічного різноманіття : Закон України від 29.11.1994 р. № 257/94-ВР. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/257/94-вр#Text> (дата звернення: 21.02.2023).
4. Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року : Указ Президента України від 30.09.2019 р. № 722/2019. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/722/2019#Text> (дата звернення: 21.02.2023).
5. Про охорону навколишнього природного середовища : Закон України від 25.06.1991 р. № 1264-XII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text>
6. Про тваринний світ : Закон України від 13.12.2001 р. № 2894-III : станом на 8 серп. 2021 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2894-14#Text> (дата звернення: 21.02.2023).
7. Про рослинний світ : Закон України від 09.04.1999 р. № 591-XIV : станом на 17 берез. 2021 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/591-14#Text> (дата звернення: 21.02.2023).
8. Про природно-заповідний фонд України : Закон України від 16.06.1992 р. № 2456-XII : станом на 23 берез. 2023 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2456-12#Text> (дата звернення: 21.02.2023).

9. The Social shaping of biodiversity: perspectives on the management of biological variety in Africa / (Eds.) J. I. Guyer, P. Richards. Edinburgh, United Kingdom : Edinburgh Univ. Press, 1996..
10. Primack R. B. Essentials of Conservation Biology. Sunderland, Ma.: Sinauer Associates, 1993.
11. Landscape: politics and perspectives / (Ed.). B. Bender. Oxford : Bloomsbury Publishing PLC, 1993. doi: 10.1126/science.aax0149
12. Matthews T. J., Whittaker R. J. REVIEW: On the species abundance distribution in applied ecology and biodiversity management. *Journal of Applied Ecology*. 2015. Vol. 52. P. 44–454. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12380>
13. Biodiversity loss and its impact on humanity / B. J. Cardinale, J. E. Duffy, A. Gonzalez et al. *Nature*. 2012. Vol. 486. P. 59–67.
14. Tilman D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*. 1999. Vol. 80, Issue 5. P. 1455–1474.
15. Гандзюра В. П. Екологія : навч. посібник. 2-ге вид., переробл. і допов. Київ : Сталь, 2009. 375 с.
16. Марушевський Г. Б., Мельничук В. П., Костюшин В. А. Збереження біорізноманіття і створення екомережі : Інформаційний довідник. Київ : Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл, 2008. 168 с.
17. Зелена книга України : рідкісні і такі, що перебувають під загрозою зникнення, та типових природних рослинних угруповань, які підлягають охороні / Ін-т ботаніки ім. М. Г. Холодного; під заг. ред. Я. П. Дідуха. Київ : Альтерпрес, 2009. 446 с.
18. Червона книга Української РСР. Київ : Наукова думка, 1980. 504 с.
19. Червона книга України. Тваринний світ / за ред. М. М. Щербака. Київ : Українська енциклопедія, 1994. 464 с.
20. Червона книга України. Рослинний світ / за заг. ред. Ю. Р. Шеляг-Сосонко. Київ : Українська енциклопедія, 2009. 600 с.

21. Червона книга України. Тваринний світ / за ред. І. А. Акімова. Київ : Глобалконсалтинг, 2009. 600 с.
22. Червона книга України. Рослинний світ / за заг. ред. Я. П. Дідуха. Київ : Глобалконсалтинг, 2009. 900 с.
23. Carbon pools and flux of global forest ecosystems / R. K. Dixon, A. Solomon, S. Brown et al. *Science*. 1994. Vol. 263. P. 185–190.
24. A large and persistent carbon sink in the world's forests / Y. Pan, R. A. Birdsey, J. Fang et al. *Science*. 2011. Vol. 333. P. 988–993.
25. Canadell J. G., Raupach M. R. Managing forests for climate change mitigation. *Science*. 2008. Vol. 320. P. 1456–1457.
26. Consequences of changing biodiversity / F. S. Chapin, E. S. Zavaleta, V. T. Eviner et al. *Nature*. 2000. Vol. 405. P. 234–242.
27. Climate change threats to plant diversity in Europe / W. Thuiller, S. Lavorel, M. B. Araujo et al. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2005. Vol. 102. P. 8245–8250.
28. Harley C. D. Climate change, keystone predation, and biodiversity loss. *Science*. 2011. Vol. 334. P. 1124–1127.
29. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change / D. U. Hooper, E. C. Adair, B. J. Cardinale et al. *Nature*. 2012. Vol. 486. P. 105–108.
30. Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests / R. Bertrand, J. Lenoir, C. Piedallu et al. *Nature*. 2011. Vol. 479. P. 517–520.
31. Drought-induced shifts in the floristic and functional composition of tropical forests in Ghana / S. Fauset, T. R. Baker, S. L. Lewis et al. *Ecology Letters*. 2012. Vol. 15. P. 1120–1129.
32. Harrison, S. Spasojevic M. J., & Li, D. Climate and plant community diversity in space and time. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2020. Vol.

117. P. 4464-4470.
33. Climate change and the past, present, and future of biotic interactions / J. L. Blois, P. L. Zarnetske, M. C. Fitzpatrick, S. Finnegan. *Science*. 2013. Vol. 341. P. 499–504.
 34. Boisvenue C., Running S. W. Impacts of climate change on natural forest productivity—evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology*. 2006. Vol. 12. P. 862–882.
 35. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests / C. D. Allen, A. K. Macalady, H. Chenchouni et al. *Forest Ecology and Management*. 2010. Vol. 259. P. 660–684.
 36. Allen C. D., Breshears D. D., McDowell N. G. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*. 2015. Vol. 6. Art. 129.
 37. The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests / F. Magnani, M. Mencuccini, M. Borghetti et al. *Nature*. 2007. Vol. 447. P. 849–851.
 38. Increased tree carbon storage in response to nitrogen deposition in the US / R. Q. Thomas, C. D. Canham, K. C. Weathers, C. L. Goodale. *Nature Geoscience*. 2010. Vol. 3. P. 13–17.
 39. Norby R. J., Zak D. R. Ecological lessons from free-air CO₂ enrichment (FACE) experiments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 2011. Vol. 42. P. 181–203.
 40. Korner C. A matter of tree longevity. *Science*. 2017. Vol. 355. P. 130–131.
 41. Widespread increase of tree mortality rates in the western United States / P. J. Van Mantgem, N. L. Stephenson, J. C. Byrne et al. *Science*. 2009. Vol. 323. P. 521–524.
 42. Regional drought-induced reduction in the biomass carbon sink of Canada's boreal forests / Z. Ma, C. Peng, Q. Zhu et al. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2012. Vol. 109. P. 2423–

- 2427.
43. Long-term decline of the Amazon carbon sink / R. J. W. Brienen, O. L. Phillips, T. R. Feldpausch et al. *Nature*. 2015. Vol. 519. P. 344–348.
 44. Luo Y., Chen H. Y. H. Climate change-associated tree mortality increases without decreasing water availability. *Ecology Letters*. 2015. Vol. 18. P. 1207–1215.
 45. Climate change-associated trends in net biomass change are age dependent in western boreal forests of Canada / H. Y. H. Chen, Y. Luo, P. B. Reich et al. *Ecology Letters*. 2016. Vol. 19. P. 1150–1158.
 46. Tree diversity does not always improve resistance of forest ecosystems to drought / C. Grossiord, A. Granier, S. Ratcliffe et al. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2014. Vol. 111. P. 14812–14815.
 47. Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes / F. Isbell, D. Craven, J. Connolly et al. *Nature*. 2015. Vol. 526. P. 574–577.
 48. Functional diversity underlies demographic responses to environmental variation in European forests / P. Ruiz-Benito, S. Ratcliffe, A. S. Jump et al. *Global Ecology and Biogeography*. 2016. Vol. 26. P. 128–141.
 49. Resilience of Amazon forests emerges from plant trait diversity / B. Sakschewski, W. von Bloh, A. Boit et al. *Nature Climate Change*. 2016. Vol. 6. P. 1032–1036.
 50. Huston M. A. Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*. 1997. Vol. 110. P. 449–460.
 51. Tilman D. Distinguishing between the effects of species diversity and species composition. *Oikos*. 1997. Vol. 80. P. 185.
 52. Yachi S., Loreau M. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of*

- Sciences of the United States of America*. 1999. Vol. 96. P. 1463–1468.
53. Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors / S. Naeem, J. M. Knops, D. Tilman et al. *Oikos*. 2000. Vol. 91. P. 97–108.
 54. Loreau M., Hector A. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*. 2001. Vol. 412. P. 72–76.
 55. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge / D. U. Hooper, F. III. Chapin, J. Ewel et al. *Ecological Monographs*. 2005. Vol. 75. P. 3–35.
 56. Tilman D., Reich P. B., Knops J. M. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*. 2006. Vol. 441. P. 629–632.
 57. Paquette A., Messier C. The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. *Global Ecology and Biogeography*. 2011. Vol. 20. P. 170–180.
 58. Tilman D., Reich P. B., Isbell F. Biodiversity impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2012. Vol. 109. P. 10394–10397.
 59. Zhang Y., Chen H. Y. H., Reich P. B. Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation: a global meta-analysis. *Journal of Ecology*. 2012. Vol. 100. P. 742–749.
 60. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species / L. Gamfeldt, T. Snäll, R. Bagchi et al. *Nature Communications*. 2013. Vol. 4. Articles 1340.
 61. Mori A. S., Lertzman K. P., Gustafsson L. Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology*. 2016. Vol. 54. P. 12–27.
 62. Duffy J. E. Why biodiversity is important to the functioning of real-world

- ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2009. Vol. 7. P. 437–444.
63. Plant diversity enhances ecosystem responses to elevated CO₂ and nitrogen deposition / P. B. Reich, J. Knops, D. Tilman et al. *Nature*. 2001. Vol. 410. P. 809–810.
64. Gazol A., Camarero J. J. Functional diversity enhances silver fir growth resilience to an extreme drought. *Journal of Ecology*. 2016. Vol. 104. P. 1063–1075.
65. Grime J. P. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*. 1973. Vol. 242. P. 344–347.
66. Chase J. M., Leibold M. A. Spatial scale dictates the productivity–biodiversity relationship. *Nature*. 2002. Vol. 416. P. 427–430.
67. Gillman L. N., Wright S. D. The influence of productivity on the species richness of plants: a critical assessment. *Ecology*. 2006. Vol. 87. P. 1234–1243.
68. Understorey diversity in southern boreal forests is regulated by productivity and its indirect impacts on resource availability and heterogeneity / P. B. Reich, L. E. Frelich, R. A. Voldseth et al. *Journal of Ecology*. 2012. Vol. 100. P. 539–545.
69. Integrative modelling reveals mechanisms linking productivity and plant species richness / J. B. Grace, T. M. Anderson, E. W. Seabloom et al. *Nature*. 2016. Vol. 529. P. 390–393.
70. Tilman D., Isbell F., Cowles J. M. Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 2014. Vol. 45. P. 471–493.
71. Biodiversity influences plant productivity through niche–efficiency / J. Liang, M. Zhou, P. C. Tobin et al. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2015. Vol. 112. P. 5738–5743.
72. Biodiversity promotes tree growth during succession in subtropical forest / M. Barrufol, B. Schmid, H. Bruelheide et al. *PLoS One*. 2013. Vol. 8. Art. e81246.
73. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests / J.

- Liang, T. W. Crowther, N. Picard et al. *Science*. 2016. Vol. 354. P. aaf8957.
74. Stabilizing effects of diversity on aboveground wood production in forest ecosystems: linking patterns and processes / T. Jucker, O. Bouriaud, D. Avacaritei, D. A. Coomes. *Ecology Letters*. 2014. Vol. 17. P. 1560–1569.
75. Temporal stability in forest productivity increases with tree diversity due to asynchrony in species dynamics / X. Morin, L. Fahse, C. Mazancourt et al. *Ecology Letters*. 2014. Vol. 17. P. 1526–1535.
76. Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species / X. Morin, L. Fahse, M. Scherer-Lorenzen, H. Bugmann. *Ecology Letters*. 2011. Vol. 14. P. 1211–1219.
77. Jucker T., Bouriaud O., Coomes D. A. Crown plasticity enables trees to optimize canopy packing in mixed-species forests. *Functional Ecology*. 2015. Vol. 29. P. 1078–1086.
78. Stand structure and recent climate change constrain stand basal area change in European forests: a comparison across boreal, temperate, and Mediterranean biomes / P. Ruiz-Benito, J. Madrigal-Gonzalez, S. Ratcliffe et al. *Ecosystems*. 2014. Vol. 17. P. 1439–1454.
79. Modes of functional biodiversity control on tree productivity across the European continent / S. Ratcliffe, M. Liebergesell, P. Ruiz-Benito et al. *Global Ecology and Biogeography*. 2016. Vol. 25. P. 251–262.
80. Biotic control over the functioning of ecosystems / F. S. Chapin, B. H. Walker, R. J. Hobbs et al. *Science*. 1997. Vol. 277. P. 500–504.
81. Forest tree growth response to hydroclimate variability in the southern Appalachians / K. J. Elliott, C. F. Miniati, N. Pederson, S. H. Laseter. *Global Change Biology*. 2015. Vol. 21. P. 4627–4641.
82. Chen H. Y. H., Luo Y. Net aboveground biomass declines of four major forest types with forest ageing and climate change in western Canada's boreal forests. *Global Change Biology*. 2015. Vol. 21. P. 3675–3684.

83. Species specific growth responses of black spruce and trembling aspen may enhance resilience of boreal forest to climate change / I. Drobyshev, S. Gewehr, F. Berninger, Y. Bergeron. *Journal of Ecology*. 2013. Vol. 101. P. 231–242.
84. A mid-term assessment of progress toward international biodiversity targets / D. P. Tittensor, M. Walpole, S. L. L. Hill et al. *Science*. 2014. Vol. 346, No. 6206. P. 241–244.
85. Фіторізноманіття Українського Полісся та його охорона / під заг. ред. Т. Л. Андрієнко. Київ : Фітосоціоцентр, 2006. 316 с.
86. Полесская экологическая конвенция – гносеологическая парадигма становления / В. В. Коніщук, Т. Л. Андрієнко, О. І. Бондар та ін. *Екологія*. 2012. № 9. С. 289–293.
87. Тененьова Т. П. До вивчення структури ґрунтового покриву Полісся за допомогою дистанційних методів. *Агрохімія і ґрунтознавство*. Харків, 2006. Кн. 2: Ґрунти – основа добробуту держави, турбота кожного : спецвипуск до VII з'їзду УТГА (липень 2006 р., м. Київ). С. 166–168.
88. Бучинський І. Є., Вернадер Н. Б. Природа Украинской ССР. Почвы / отв. ред. Н. Б. Вернадер, Д. А. Тютюнник. Киев : Наук. думка, 1986. 216 с.
89. Меліорація та облаштування Українського Полісся : [колективна монографія] / за ред. Я. М. Гадзала, В. А. Сташука, А. М. Рокочинського. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2017. Т. 1. 932 с.
90. Деревья и кустарники, культивируемые в Украинской ССР. Голосеменные : Справочное пособие / С. И. Кузнецов, П. Я. Чуприна, Ю. К. Подгорный и др. Киев : Наук. думка, 1985. 199 с.
91. Смик Г. К., Харчишин В. Т. Природная дендрофлора Центрального Полесья УССР в озеленении. Житомир : ЦНТИ, 1987. 4 с. (Информ. листок No 4787).
92. Бузун В. О., Турко В. М., Сірук Ю. В. Книга лісів Житомирщини: історико-економічний нарис : монографія. Житомир : О. О. Євенок, 2018. 440 с.

93. Івченко І. С. Аналіз дикорослої дендрофлори Українського Полісся. *Укр. ботан. журн.* 1978. Т. 35, № 1. С. 46–50
94. Самоплавський В. І. Лісове господарство України: стан та перспективи розвитку. *Науковий вісник НАУ.* 1998. Вип. 8. С. 8–14.
95. Деревья и кустарники, культивируемые в Украинской ССР. Покрытосеменные : Справочное пособие / под общ. ред. Н. А. Кохно. Киев : Наук. думка, 1986. 720 с.
96. Харчишин В. Т. Таксономический состав и эколого-географический анализ древесных растений, культивируемых в Житомирском Полесье. *Интродукция и акклиматизация растений.* 1994. Вып. 21. С. 62.
97. Коваль Н. В., Гураль Р. І., Роденко В. М. Ботанічні особливості лісів Житомирського Полісся та їх значення для лісового господарства. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2005. Вип. 15.10. С. 96–100.
98. Паньків З. П. Земельні ресурси : навч. посібник. Львів : Видав. центр ЛНУ ім. Івана Франка, 2008. 272 с.
99. Байдіков, І. А. "Екомережа: особливості обґрунтування, створення та структурно-функціональні властивості як складної просторової структури." *Український географічний журнал.* 2012. Вип. 3: 58-63 с.
100. Презентація заходів з відновлення екосистеми Дніпра та зменшення викидів парникових газів / Міністерство енергетики та захисту довкілля України. 2021. URL: <https://merp.gov.ua/news/37155.html> (дата звернення: 21.02.23).
101. Довідка Природоохоронного Заходу на 2020 рік: стан природоохоронної діяльності в Україні / уклад. Г. В. Філіппова. URL: <https://wownature.in.ua/wp-content/uploads/2021/05/Dovidka-PZF-2020-V3.0-.pdf> (дата звернення: 21.03.23).
102. Національне агентство з питань лісових ресурсів України. Публічний звіт ДАЛРУ за 2019 рік / Державне агентство лісових ресурсів

- України. URL: <http://www.dalru.com.ua/publ%D1%96chnij-zv%D1%96t-dalru-za-2019-rik/>
103. Державне агентство з екологічної безпеки та контролю. URL: <https://www.dei.gov.ua/> (дата звернення: 21.04.23).
104. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention). URL: <http://conventions.coe.int/Treaty/EN/Treaties/Html/104.html> (дата звернення: 21.02.23).
105. Emerald Network of Areas of Special Conservation Interest. URL: <http://emerald.net.ua/> (дата звернення: 21.03.23).
106. Конвенція про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі (Берн, 1979). Київ, 1998. 76 с.
107. Galal T. M., Essa B., Al-Yasi H. Heavy metals uptake and its impact on the growth dynamics of the riparian shrub *Ricinus communis* L. along with Egyptian heterogenic habitats. *Environmental Science and Pollution Research*. 2021. Vol. 28, Issue 1. Art. 3715837171. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13383-x>
108. Response of photosynthesis to different concentrations of heavy metals in *Davidia involucre* / Y. Yang, L. Zhang, X. Huang et al. *PLoS One*. 2020. Vol. 15, No. 3. P. 1–16. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228563>
109. Metal accumulation in roadside soils of Rio de Janeiro, Brazil: impact of traffic volume, road age, and urbanization level / C. A. R. Bernardino, C. F. Mahler, R. E. Santelli et al. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2019. Vol. 191(3). P. 156. doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7265-y>
110. Assessment of heavy metal status and identification of source in soils under intensive vegetable growing areas of Brahmaputra valley, northEast India / N. Dutta, S. Dutta, I. Bhupenchandra et al. *Environ Monit Assess*. 2021. Vol. 193, Issue 6. P. 1–18. doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09168-x>

111. Spatial variation and ecological risk assessment of heavy metals in mangrove sediments across China / C. Shi, H. Ding, Q. Zan, R. Li. *Mar Pollut Bull.* 2019. Vol. 143. P. 115–124. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.043>
112. Carvalho M. E. A., Castro P. R. C., Azevedo R. A. Hormesis in plants under Cd exposure: from toxic to beneficial element *Journal of Hazardous Materials.* 2020. Vol. 384. Art. 121434. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121434>
113. Quantitative assessment of exposure of heavy metals in ground-water and soil on human health in Reasi district, Jammu and Kashmir / M. Kaur, A. Kumar, R. Mehra, I. Kaur. *Environmental Geochemistry and Health.* 2020. Vol. 42, Issue 1. P. 77–94. doi: <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00294->
114. Concentrations of selected trace elements in surface soils near crossroads in the city of Bratislava (the Slovak Republic) / E. Hiller, Z. Pilková, L. Filová et al. *Environmental Science and Pollution Research.* 2021. Vol. 28, Issue 5. P. 5455–5471. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10822-z>
115. Phosphorus is more effective than nitrogen in restoring plant communities of heavy metals polluted soils / J. Huang, C. Wang, L. Qi et al. *Environ Pollut.* 2020. Vol. 266. P. 115259. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115259>
116. Ecosystem-level carbon storage and its links to diversity, structural and environmental drivers in tropical forests of Western Ghats, India / S. Kothandaraman, J. A. Dar, S. Sundarapandian et al. *Scientific Reports.* 2020. Vol. 10(1). P. 1–15. doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70313-6>
117. Estimation of risk to the eco-environment and human health of using heavy metals in the Uttarakhand Himalaya, India / A. Kumar, M. Cabral-Pinto, A. Kumar et al. *Applied Sciences (Switzerland).* 2020. Vol. 10, Issue 20. P. 1–18. doi: <https://doi.org/10.3390/app10207078>
118. Effects of environmental factors and heavy metals on the vertical dis-

- tribution of bryophytes in a sinkhole environment / C. Li, Z. Zhang, Z. Wang, Q. Wu. *Plant Biol.* 2020. Vol. 22(5). P. 822–831. doi: <https://doi.org/10.1111/plb.13129>
119. Assessing adaptation and mitigation potential of roadside trees under the influence of vehicular emissions: a case study of *Grevillea robusta* and *Mangifera indica* planted in an urban city of India / H. Singh, M. Yadav, N. Kumar et al. *PLoS One.* 2020. Vol. 15, No. 1. P. 1–20. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227380>
120. Metal(loid)s (As, Hg, Se, Pb, and Cd) in paddy soil: bioavailability and potential risk to human health / R. Khanam, A. Kumar, A. K. Nayak et al. *Science of the Total Environment.* 2020. Vol. 699. P. 134330. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134330>
121. *Arundo donax* L. biomass production in a polluted area: effects of two harvest timings on heavy metals uptake / T. Danelli, A. Sepulcri, G. Masetti et al. *Applied Sciences* (Switzerland). 2021. Vol. 11(3). P. 1–16. doi: <https://doi.org/10.3390/app11031147>
122. Rising metals concentration in the environment: a response to effluents of leather industries in Sialkot / N. Khalid, Z. F. Rizvi, N. Yousaf et al. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.* 2021. Vol. 106, Issue 3. P. 493–500. doi: <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03111-z>
123. Sheng X., Zhaohui Z., Zhihui W. Effects of heavy metals on moss diversity and analysis of moss indicator species in Nancha manganese mining area, southwestern China. *Global Ecology and Conservation.* 2021. Vol. 28. P. e01665. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01665>
124. Ghosh S. P., Raj D., Maiti S. K. Risk assessment of heavy metal pollution in roadside soil and vegetation of national highway crossing through industrial area. *Environmental Processes.* 2020. Vol. 7, Issue 4. P. 1197–1220. doi: <https://doi.org/10.1007/s40710-02000463-2>

125. Heavy metal pollution by road-deposited sediments and its contribution to total suspended solids in rainfall-runoff from intensive industrial areas / H. Jeong, J. Y. Choi, J. Lee et al. *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 265, Issue 2. P. 115028. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115028>
126. Werkenthin M., Kluge B., Wessolek G. Metals in European roadside soils and soil solution - a review. *Environ Pollut*. 2014. Vol. 189, No. 1. P. 98–110. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.025>
127. Meng L., Zhao L., Liu W. Risk assessment of bioavailable heavy metals in the water and sediments in the YongdingNew River, North China. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2021. Vol. 193, Issue 9. P. 1–16. doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09367-6>
128. Diarra I., Prasad S. The current state of heavy metal pollution in Pacific Island countries: a review. *Applied Spectroscopy Reviews*. 2021. Vol. 56, Issue 1. P. 27–51. doi: <https://doi.org/10.1080/05704928.2020.1719130>
129. Carbon sequestration and soil carbon build-up under Eucalyptus plantation in semi-arid regions of north-West India / P. Kumar, A. K. Mishra, S. K. Chaudhari et al. *Journal of Sustainable Forestry*. 2021. Vol. 40(4). P. 319–331. doi: <https://doi.org/10.1080/10549811.2020.1749856>
130. Enrichment, sources and ecological risk mapping of heavy metals in agricultural soils of Dhaka district employing SOM, PMF, and GIS methods / M. A. Bhuiyan, S. Chandra-Karmaker, M. Bodrud-Doza et al. *Chemosphere*. 2021. Vol. 263. Art. 128339. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128339>
131. Etermination of toxic metals in commonly consumed medicinal plants largely used in Peru by ICP-MS and their impacton human health / R. H. Zárate-Quiñones, M. Custodio, E. Orellana-Mendoza et al. *Chem Data Collect*. 2021. Vol. 33, Issue 2. Article 100711. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cdc.2021.100711>
132. Maxwell J. F., Brown K. S., Martin M. T. The effects of heavy metals on terrestrial ecosystems. *Heavy Metals in the Environment* / (Eds.). Lawrence K.

- Wang, Jiaping Paul Chen, Yung-Tse Hung, Nazih K. Shammam. 1st Ed. Boca Raton : CRC Press, 2009. P. 415-431.
133. Heavy metals and plant growth / N. Mahmood et al. *International Journal of Agriculture and Biology*. 2005. Vol. 7, no. 2. P. 252-256.
134. Alam G. M., Snow K. The effects of heavy metal pollutants on trees: a review. *International Journal of Environmental Studies*. 1989. Vol. 32, no. 2. P. 123–137.
135. Лебедева В. Ф., Штабер А. А. Вплив токсичних металів на рослинний світ лісових екосистем. *Вісник Львівського нац. університету ім. Івана Франка. Серія біологічна*. 2020. Вип. 77. С. 3–10.
136. Кравець С. Екологічні проблеми лісів Кривбасу. *Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України*. 2015. № 25. С. 110–117.
137. Bioindication of heavy metal pollution in forests using plant leaves and soils / Q. Ma, H. Li, L. Zhang, M. Li. *Environmental Pollution*. 2011. Vol. 159, Issue 12. P. 3565-3573. doi: 10.1016/j.envpol.2010.08.005
138. Heavy metals in forest soils of the Italian Southern Apennines: distribution, accumulation and relation with vegetation / S. Cutini, M. Petruccioli, M. Maresca, A. Chiarucci. *Ecological Indicators*. 2013. Vol. 30. P. 11–18. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.12.020
139. Дворник А. М., Жученко Т. А. Лесные экосистемы после ядерных аварий: моделирование и прогноз. *Лес. Человек. Чернобыль* / под ред. В. А. Ипатьева, А. М. Дворника. Гомель, 2000. С. 26–40.
140. Калетник М. М., Ландін В. П., Краснов В. П. Про стан радіоактивного забруднення лісів держлісгоспів. *Лісове господарство, лісова, паперова і деревообробна промисловість*. 1992. № 3. С. 9–12.
141. Calmon P., Gonze M. A., Mourlon C. Modeling the early-phase redistribution of radiocesium fallouts in an evergreen coniferous forest after

- Chernobyl and Fukushima accidents. *Science of The Total Environment*. 2015. Vol. 529. P. 30–39.
142. Краснов В. П. Радіоекологія лісів Полісся України. Житомир : Волинь, 1998. 112 с.
143. Прикладная радиозэкология леса : монография / Краснов В. П., Орлов А. А., Бузун В. А. и др.; под ред. В. П. Краснова. Житомир : Полісся, 2007. 680 с.
144. Биогеохимия радионуклидов чернобыльского выброса в лесных экосистемах европейской части СНГ / А. И. Щеглов, Ф. А. Тихомиров, О. Б. Цветнова и др. *Радиационная биология. Радиозэкология*. 1996. Т. 36, № 4. С. 469–478.
145. Щеглова А. И., Цветнова О. Б. Роль лесных экосистем при радиоактивном загрязнении. *Природа*. 2001. № 4. С. 22–32
146. Радіологічна обстановка в лісах Українського Полісся / М. М. Калетник, В. П. Ландін, В. П. Краснов та ін. *Ойкумена*. 1991. № 2. С. 61–66.
147. Ландін В. П. Особливості радіоактивного забруднення лісів Українського Полісся. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 1993. Вип. 86. С. 10–16.
148. Кашпаров В. А. Радиозэкологическая значимость топливной компоненты чернобыльских радиоактивных выпадений. *Проблеми чорнобильської зони відчуження*. 2009. Вып. 9. С. 5–22.
149. Шестопалова В. М., Буйков В. М. Метеорологічні чинники. Формування поля первинного радіоактивного забруднення. *Чорнобильська катастрофа* / під ред. В. Г. Бар'яхтара. Київ : Наук. думка, 1995. С. 179–185.
150. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС / Ф. А. Тихомиров, А. И. Щеглов, О. Б. Цветнова, А. Л. Кляшторин. *Почвоведение*. 1990. № 10. С. 41–50.

151. Щеглов А. И., Цветнова О. Б. Экологическая роль лесных подстилок при радиоактивном загрязнении. *Актуальные проблемы лесного комплекса* : сб. науч. тр. / БГИТУ. Брянск, 2002. Т. 5. С. 151–153.
152. Бойко О. Л. Сучасний розподіл ^{137}Cs у ґрунтах сугрудів і суборів лісів Українського Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2012. Вип. 22.08. С. 19–24.
153. Вертикальний розподіл сумарної активності ^{137}Cs у ґрунтах лісів Полісся України / В. П. Краснов, Т. В. Курбет, І. В. Давидова та ін. *Науковий вісник НЛТУ*. 2015. Вип. 25.5. С. 123–129.
154. Розподіл ^{137}Cs у лісових екосистемах Полісся України / В. П. Краснов, Т. В. Курбет, М. Б. Корбут, О. Л. Бойко. *Агроєкологічний журнал*. 2016. № 1. С. 82–87.
155. Барьяхтар В. Г. Масштабы катастрофы. Социально-экономические последствия катастрофы. *Чернобыльская катастрофа* / под ред. В. Г. Барьяхтара. Киев : Наук. думка, 1995. С. 19–43.
156. Краснов В. П., Курбет Т. В., Суховецька С. В. Удосконалення методики обстеження лісів з метою їх реабілітації на території, забрудненій радіонуклідами. *Науковий вісник НЛТУ*. 2016. Вип. 26.1. С. 152–157.
157. Grodzinsky D. M., Kolomiets O. D., Kutlachmedov Yu. Anthropogenic Radionuclide Anomaly and Plants. Kiev : Naukova Dumka, 1991. 158 p.
158. Krasnov V. P. Radioecology of Ukrainian Poles'e forests. Zhytomir : Volyn, 1998. 112 p.
159. Orlov A. A. Accumulation of technogenic radionuclides by wild forest berries and medicinal plants. *Chernobyl Digest 1998–2000*. Minsk, 2001.
160. Orlov A. A., Krasnov V. P. Cs-137 accumulation intensity under soil cover in quercus and pine-quercus forests sugrudoks of Ukrainian Poles'e. *Problems of Forest Ecology and Forestry in Ukrainian Poles'e* : Collection of

- Scientific Papers / Poles'e Forest Station. Zhytomir, 1997. P. 25–30.
161. Krasnov V. P., Orlov A. A. Actual problems of rehabilitation of radioactively contaminated forests. *Twenty Years after Chernobyl Accident: Future Outlook* : Reports of the International Scientific Conference (April 24–26, 2006). Kiev, 2006. P. 321–327.
162. Investigation of radioactive contamination of medicinal plants of Ukrainian Poles'e forests / A. A. Orlov, V. P. Krasnov, S. P. Irklienko, V. N. Turko. *Problems of Forest and Forestry Ecology in Ukrainian Poles'e* : Collection of Papers / Polesk Forest Station. Zhytomir, 1996. P. 55–64.
163. Grodzinsky D. M., Bulakh A. A., Gudkov I. N. Radiobiological consequences in plants. *Chernobyl Catastrophe: Historiography, Social, Economical, Geochemical, Medical and Biological Consequences* / (Ed.). V. G. Bar'yakhtar. Kiev : Naukova Dumka, 1995. P. 110–115.
164. Borysevich N. Y., Poplyko I. Y. Scientific Solution of the Chernobyl Problems: Year 2001 Results. Minsk : Radiology Institute, 2002. 44 p.
165. Короткова О. З., Орлов О. О., Краснов В. П. Особливості накопичення ^{137}Cs органами ягідних рослин різних вікових груп. *Збірник наук. праць Інституту ядерних досліджень* / НАН України; відп. ред. І. М. Вишневський. Київ, 1999. С. 313–315.
166. Elyashevich N. V., Rubanova K. M. Concentration of radionuclides by medicinal plants in various ecotops. *Radiobiological Congress* : Abstracts, September 20–25, 1993. Kiev, 1993. P. 338.
167. Ipat'ev V. A. Forest and Chernobyl: Forest Ecosystem after Chernobyl Accident, 1986–1994. Minsk : Stener, 1994. 248 p.
168. Tsvetnova O. B., Tcheglov A. I., Chernov S. A. Radionuclide contents in row medicinal plant materials from radioactive contaminated forests. *Basic Foundations of Forestry under Radioactive Contamination* : Abstracts scientific and practical conference. Gomel, 1990. P. 27–28.

169. Wirth E., Kammerer L., Ruhm W. Uptake of radionuclides by understory vegetation and mushrooms. *Behavior of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environments* / (Eds.). Belli M., Tikhomyrov F. Luxembourg, 1996. P. 69–73.
170. Korotkova E. Z. Cs-137 concentration in main berry plants in Ukrainian Poles'e forests : Doctoral Thesis. Zhytomir, 2000. 190 p.
171. Jacob P., Likhtarev I. Pathway Analysis and Dose Distribution : Final Report of JSP-5. Luxembourg, 1996. 147 p.
172. Краснов, В. П. Радіоекологічні дослідження у лісових екосистемах України. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*. 2016. Вип. 14. 210-216 с.
173. Korotkova E. Z., Orlov A. A. Cs-137 redistribution in organs of berry plant family Vacciniaceae depending upon age. *Problems of Forest Ecology and Forestry in Ukrainian Poles'e* / Transactions Poles'e Forest Station. Zhytomir : Volyn, 1999. Vol. 6. P. 62–64.
174. Forest. Human. Chernobyl. Forest Ecosystems after the Chernobyl Accident: Conditions, Forecast, People's Reaction, Ways of Rehabilitation / (Ed.). V. A. Ipat'ev. Kyiv, 1999.
175. Gumeniuk V, Zibtsev S. Post-fire Succession of Understory Vegetation in Scotch Pine Forests of Central Polissya of Ukraine. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*. 2019. Vol. 1. P. 140-140.
176. Смотров О. О. Структурний аналіз лісових пожеж, динаміка їхнього розвитку та поширення. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2010. Т. 20, № 4. С. 69–75.
177. Кузык А. Д. Лісотипологічні засади пожежної безпеки лісів. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2009. Т. 19, № 14. С. 210-214.
178. Крюченко Н., Жовинський Е. Лісові пожежі, як фактор екологічної небезпеки (геохімічний аспект). *Екологія. Людина. Суспільство* : матеріали

- XXII Міжнар. наук.-практ. конф. (20-21 травня 2021 р.). Київ, 2021. С. 54-57.
179. Гуменюк В. В., Зібцев С. В., Борсук А. А. Вплив низової пожежі на деревостан та наземні лісові горючі матеріали в соснових лісах Центрального Полісся України. *Лісове і садово-паркове господарство*. 2015. № 6. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/licgos_2015_6_3
180. Буц Ю. В. Динаміка ландшафтних пожеж в Україні та екологоекономічні наслідки їх виникнення. *Вісн. Одеського нац. ун-ту. Географічні та геологічні науки*. 2013. Т. 2, вип. 18. С. 111.
181. Nagajyoti P. C., Lee K. D., Sreekanth T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*. 2010. Vol. 8. P. 199.
182. Колосова І. І., Руденко К. М., Шаторна В. Ф. Кадмій – загроза для живих організмів (огляд літератури). *Perspectives of World Science and Education : Abstracts of the V Int. Sci. and Practical Conference (Osaka, Japan, January 29–31, 2020)*. Osaka, Japan : CPN Publishing Group, 2020. P. 433.
183. Asati A., Pichhode M., Nikhil K. Effect of heavy metals on plants: an overview. *International Journal of Application or Innovation in Engineering & Management*. 2016. Vol. 5(3). Art. 56.
184. Аналітичний огляд стану техногенної та природної безпеки в Україні за 2017 рік : Національна доповідь / УНДІ ЦЗ ДСНС України. Київ, 2018. 380 с.
185. Герасименко І. М., Соловійова О. О., Пронь С. В. Перспективні напрями боротьби з пожежами у лісовому господарстві України. *Наук. вісн. НЛТУ України*. 2021. Т. 31, № 3. С. 27.
186. Яворовський П. П., Гуржій Р. В. Аналіз горимості лісових насаджень Боярської лісової дослідної станції за 2004–2016 роки. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 2017. Вип. 131. С. 158–164.

187. Діденко П. В., Устименко В. І., Бакай Б. Я. Лісові пожежі на Поліссі та їх вплив на довкілля. *Лісове господарство, лісова, паперова і деревообробна ромисловість*. 2019. Вип. 45. С. 138–145. doi:
188. Коваль, І. М. Реакція на зміни клімату радіального приросту сосни звичайної у насадженнях із різними лісорослинними умовами у Центральному Поліссі. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 2012. Вип. 120. С. 113–119.
189. Жежжун А. М. Соснові деревостани Східного Полісся: структура, стан, продуктивність. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 2014. Вип. 124. С. 3–12.
190. Сидоренко С. Г. Постпірогенний розвиток сосняків Лівобережного Лістостепу України : дис. ... канд. с.-г. наук : спец. 06.03.03. Харків, 2017. 191 с.
191. The EU Biodiversity Strategy to 2020 / European Commission. Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2013.
192. Naila Y., Kouki J. Biodiversity conservation in Europe: towards a more integrated framework. *Biodiversity and Conservation*. 2020. Vol. 29, Issue 7. P. 2141–2162. DOI: 10.1007/s10531-020-01964-9.
193. Ecological restoration: Principles, values, and structure of an emerging profession / (Eds.). A. Clewell, J. Aronson. Washington, D.C. : Island Press, 2007.
194. Conservation biology: Foundations, concepts, applications / (Eds.). M. E. Soule, G. H. Orians. Sunderland, MA : Sinauer Associates, 2001.
195. Закалюжна І. «Смарагдова мережа»: Чому потрібна система заповідних територій в Україні. *Український екологічний журнал*. 2019. № 1(1). С. 48–53.
196. Хлебова В. Смарагдова мережа України: стан та перспективи. *Наукові записки Тернопільського нац. педагогічного університету ім.*

- Володимира Гнатюка. Сер. Біологія. 2018. № 1(78). С. 42–47.*
197. Pärtel M., Zobel M. The use of biodiversity surrogates in conservation biology. *Conservation Biology*. 2007. Vol. 21, no. 3. P. 697–697. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00695.x>
 198. Advantages of volunteer-based biodiversity monitoring in Europe / D. S. Schmeller, P. Y. Henry, R. Julliard et al. *Conservation Biology*. 2009. Vol. 23, No. 2. P. 307-316. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01115.x>
 199. Bubb P., Mayhew P., Lucas K. Bird conservation and agriculture in the European Union. *Journal of Applied Ecology*. 2004. Vol. 41, No. 2. P. 193–208. doi: <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00894.x>
 200. Technical report on the development of indicators for the EU Biodiversity Strategy for 2030. URL: https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en (дата звернення: 4.02.23).
 201. Technical report on biodiversity indicators used in the State of Nature in the EU report. URL: <https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020> (дата звернення: 4.02.23).
 202. Tracking progress toward EU biodiversity strategy targets: EU policy effects in preserving its common farmland birds / A. Gamero et al. *Conservation Letters*. 2017. Vol. 10.4. P. 395-402.
 203. Measuring global trends in the status of biodiversity: Red List Indices for birds / Stuart H. M. Butchart et al. *PLoS biology*. 2004. Vol. 2.12. P. e383.
 204. Фізико-географічне районування. Карта. Національний атлас України / під ред. Л. Г. Руденка. Київ : Картографія, 2007. С. 228-229.
 205. Бондарчук В. Г. Геологія України. Київ : АН УРСР, 1959. 830 с.
 206. Про внесення змін до Положення про природний заповідник "Древлянський : наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України від 12.06.2018 р. № 198. URL: <https://drevlyansky.in.ua/2015/06/10/litopis-prirodi/>

207. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests / N. Clarke, D. Zindra, E. Ulrich et al. Eberswalde, Germany, 2020. Part XIV: Sampling and Analysis of Deposition: Version 2020-1. 34 p.
208. Определитель высших растений Украины / Ин-т ботаники им. Н. П. Холодного; за ред. Ю. Н. Прокудина и др. Киев : Наук. думка, 1987. 548 с.
209. Продромус спорових рослин України: лишайники : монографія / С. Я. Кондратюк та ін.; за ред. Царенка. Київ : Наукова думка, 2021. 726 с.
210. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В., Бадзян В. В. Визначення основних показників видового різноманіття борів природного заповідника «Древлянський». *Наукові горизонти=Scientific horizons*. 2020. № 7(92). С. 65–73. doi: 10.33249/2663-2144-2020-92-7-65-73
211. ДСТУ 4287:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб. [Чинний від 2005-07-01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2005. 9 с. (Інформація та документація).
212. ДСТУ ISO 10381-2:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб. [Чинний від 2006-04-01]. Київ : Технічний комітет стандартизації «Ґрунтознавство», 2006. 18 с. (Інформація та документація).
213. Відбір проб, первинна обробка та визначення вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs в харчових продуктах : наказ Міністерства охорони здоров'я України від 11.08.2007 р. № 446. Київ, 2007. 22 с.
214. ДСТУ 7670: 2014. Сировина і продукти харчові. Готування проб. Мінералізація для визначення вмісту токсичних речовин. [Чинний від 2015-07-01]. Київ : Державний науково-дослідний і проектно-конструкторський інститут «Консервпромкомплекс», 2015. 18 с. (Інформація та документація).
215. ДСТУ 8123: 2015. Визначення важких металів у кормах. [Чинний від

- 2001-06-27]. Київ, 2004. 22 с. (Інформація та документація).
216. ДСТУ 4770.6: 2007. Визначення вмісту рухомих сполук міді в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрометрії. [Чинний від 2001-06-27]. Київ, 2004. 22 с. (Інформація та документація).
217. ДСТУ 4770.2: 2007. Визначення вмісту рухомих сполук цинку в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрометрії. [Чинний від 2009-01-01]. Київ, 2007. 14 с. (Інформація та документація).
218. ДСТУ 4770.9: 2007. Визначення вмісту рухомих сполук свинцю в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрометрії. [Чинний від 2009-01-01]. Київ, 2007. 14 с. (Інформація та документація).
219. ДСТУ 4770.3: 2007. Визначення вмісту рухомих сполук кадмію в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрометрії. [Чинний від 2007-01-01]. Київ, 2007. 14 с. (Інформація та документація).
220. ДСТУ 7670: 2014. Сировина і продукти харчові. Готування проб. Мінералізація для визначення вмісту токсичних речовин. [Чинний від 2015-07-01]. Київ, 2014. 18 с. (Інформація та документація).
221. ДСТУ 8123: 2015. Визначення важких металів у кормах. [Чинний від 2001-06-27]. Київ, 2004. 22 с. (Інформація та документація).
222. ДСТУ ISO 10390: 2007. Якість ґрунту. Визначення рН (ISO 10390:2005, IDT). [Чинний від 2009-10-01]. Київ : Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського Української Академії аграрних наук, 2009. 22 с. (Інформація та документація).
223. ДСТУ 4405: 2005. Якість ґрунту. Визначення рухомих сполук фосфору та калію за методом Кірсанова в модифікації ННЦ ІГА. [Чинний

- від 2006-07-01]. Київ : Технічний комітет стандартизації «Ґрунтознавство», 2006. 22 с. (Інформація та документація).
224. ДСТУ 7537: 2014. Якість ґрунту. Визначення гідролітичної кислотності. [Чинний від 2015-04-01]. Київ : Технічний комітет стандартизації «Ґрунтознавство», 2015. 22 с. (Інформація та документація).
225. ДСТУ 7863: 2015. Якість ґрунту. Визначення легкогідролізованого азоту методом Корнфілда. [Чинний від 2016-07-01]. Київ : Технічний комітет стандартизації «Ґрунтознавство», 2016. 22 с. (Інформація та документація).
226. . Якість ґрунтів. Показники родючості: ДСТУ 4362 2004. – [Чинний від 2004-09-12]. – К.: Держспоживстандарт України, 2004. – 20 с. – (Національний стандарт України)
227. ДСТУ 4289: 2004. Якість ґрунту. Методи визначення органічної речовини. [Чинний від 2005-07-01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2005. 18 с. (Інформація та документація).
228. ДСТУ 8347: 2015. Якість ґрунту. Визначення рухомої сірки в модифікації ННЦ ІГА імені О. Н. Соколовського. [Чинний від 2017-07-01]. Київ : Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського Української Академії аграрних наук, 2017. 19 с. (Інформація та документація).
229. BS EN ISO 18589-1:2019 Вимірювання радіоактивності в навколишньому середовищі. Ґрунт. Загальні вказівки та визначення. 2019 14 с.
230. Методичні вказівки до практичних занять з радіобіології / уклад.: А. П. Мартиненко, В. Г. Мартиненко, О. В. Медведєва. Кропивницький : ЦНТУ, 2019. 106 с.
231. The ERICA tool / J. E. Brown et al. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2008. Vol. 99.9. P. 1371–1383.

232. Hammer Ø., David A. T. Harper, Paul D. Ryan. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*. 2001. Vol. 4, Issue 1. P. 9.
233. Plant Richard E. Spatial data analysis in ecology and agriculture using R. 2nd Edition. Boca Raton : CRC Press, 2018. 684 p.
234. Assessment of the social security level in the context of coronavirus contagion (covid-19) / O. Skydan, O. Nykolyuk, P. Pyvovar, P. Topolnytskyi. *Scientific Horizons*. 2020. Vol. 91. № 6. P. 7-18.
235. Selvalakshmi S., Duraisamy V., Xiaodong Y. Planting density affects soil quality in the deep soils of pine plantations. *Applied Soil Ecology*. 2022. Vol. 178. P. 104572.
236. Lal R. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*. 2005. Vol. 220. P. 242–258.
237. Binkley D. A. N., Giardina C. Why do tree species affect soils? The warp and woof of tree-soil interactions. *Plant-induced soil changes: Processes and feedbacks* / (Ed.) Nico van Breemen. Boston : Kluwer Academic Publishers, 1998. P. 89–106.
238. Shparyk, Y. S., Parpan V. I. Heavy metal pollution and forest health in the Ukrainian Carpathians. *Environmental Pollution*. 2004. Vol. 130.1. P. 55-63.
239. Environmental protection: Transfer parameters for reference animals and plants / P. Strand, N. Beresford, D. Copplestone et al. *ICRP Publication*. 2009. Vol. 39, Issue 6. Article 114. doi: 10.1016/j.icrp.2011.08.009
240. Fojcik B., Chruscinska M., Nadgorska-Socha A. Epiphytic habitats in an urban environment. Contamination by heavy metals and sulphur in the barks of different tree species. *Polish Journal of Natural Sciences*. 2017. Vol. 32, No. 2. S. 283-295.

241. Grodzinska K. Acidity of tree bark as a bioindicator of forest pollution in southern Poland. *Proceedings of the first International Symposium on acid precipitation and the forest ecosystem*. Upper Darby, 1976. P. 905-911.
242. Accumulation of ^{137}Cs by thallus of epiphytic lichen hypogymnia physodes (L.) Nyl on different trunk height in pine stands / O. Orlov, O. Zhukovsky, I. Ivaniuk, V. Ustymenko, V. Martynenko. *Scientific Horizons*. 2022. Vol. 25, no. 5. P. 48–59. doi: [https://doi.org/10.48077/scihor.25\(5\).2022.48-59](https://doi.org/10.48077/scihor.25(5).2022.48-59)
243. Григор'єва Л. І., Томілін Ю. А. Радіоекологічні та радіобіологічні аспекти зрошуваного землеробства Півдня України : монографія. Миколаїв : МДГУ ім. Петра Могили, 2006. 260 с.
244. Устименко В. І., Романчук Л. Д. Вплив лісових пожеж на лісові рослинні комплекси, забруднені радіонуклідами. *Ядерна та фізична енергетика*. 2022. Т. 3, № 2. С. 195–202. doi: <https://doi.org/10.15407/jnpae2022.03.195>
245. Поварніцин В. Ліси Українського Полісся. *Лісівництво і деревообробка*. 1959. № 1. С. 3-10.
246. Мартиненко В. В., Коніщук В. В. The typological characteristics of Natural Reserve «Drevlyansky» covered with forest vegetation of tree. *Agroecological journal*. 2020. № 3. P. 33-40. doi: <http://dx.doi.org/10.33730/2077-4893.3.2020.211524>
247. Мякушко А. І. Особливості ґрунтів заповідників лісостепової зони України. *Вісник лісової науки*. 1978. № 4. С. 3–9.
248. Patterns of diversity change for forest vegetation across different climatic regions - A compound habitat gradient analysis approach / L. Yao et al. *Global Ecology and Conservation*. 2020. Vol. 23. P. e01106. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01106>
249. Guisan A., Thuiller W., Zimmermann N. *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R*. Cambridge : Cambridge University

- Press, 2017. 300 p. doi: 10.1017/9781139028271.
250. Устименко В. І. Видове різноманіття вищих судинних рослин свіжих борів природнього заповідника «Древлянський». *Наукові горизонти. Scientific horizons*. 2019. № 7(80). С. 75–79. <https://doi.org/10.33249/2663-2144-2019-80-7-75-79>
251. Romantschuk L., Ustymenko V., Didenko P. Accumulation and Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr Radionuclides in the Forests of the «Drevlyansky» Nature Reserve. *International Journal of Energy and Environment*. 2021. Vol. 12, Issue 2. P. 143–151. <https://doi.org/10.11648/j.ijee.20210602.11>
252. Romanchuk L., Didenko P., Sus N., Ustymenko V., Orlovskiy A. Scots Pine Seedlings Growth Under Different Ca/Mn Soil Ratios. *International Journal of Ecotoxicology and Ecobiology*. 2021. Vol. 6, Issue 2. P. 34–40. <https://doi.org/10.11648/j.ijee.20210602.12>
253. Устименко В. І. Визначення цінності органічного землеробства для підвищення рівня біорізноманіття. *Органічне виробництво і продовольча безпека* : [зб. матеріалів доп. учасників VII Міжнар. наук.-практ. конф.] / [редкол.: О. Скидан та ін.]; Житомир. нац. агроєкол. ун-т. Житомир : ЖНАЕУ, 2019. С. 411–414.
254. Устименко В. І. Оцінка цінності біорізноманіття водних екосистем та актуальність його збереження. *Водні екосистеми у контексті євроінтеграції : реалії та перспективи* : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф., приуроч. до Всесвіт. дня водних ресурсів (21-22 березня 2019 р.) / [редкол.: О. В. Скидан та ін.]. Житомир : ЖНАЕУ, 2019. С. 136-138.
255. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Видове різноманіття як елемент сталого розвитку. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку* : матеріали III-ої Міжнар. наук.-практ. конф. (22-23 жовтня 2020 р.) / ДВНЗ "Херсон. держ. аграр. ун-т". Херсон : Олді Плюс, 2020. С. 543–

546.

256. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Дослідження радіологічного стану лісової підстилки соснових деревостанів борів природного заповідника «Древлянський». *Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення* : зб. праць учасн. Міжнар. наук.-практ. конф. (22-23 квітня 2021 р.). Житомир : Поліський нац. університет, 2021. С. 82–87.
257. Устименко В. І., Діденко П. В. Пріоритетні напрями покращення стану лісових екосистем Полісся. *Лісові екосистеми: сучасні проблеми і перспективи досліджень – 2021* : матеріали II Всеукр. наук.-практ. конф. (30 квітня 2021 р.). Житомир, 2021. С. 24-25.
258. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Особливості екосистемних процесів, функцій, послуг лісових екосистем. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку* : матеріали IV Міжнар. наук.-практ. конф. (21-22 жовт. 2021 р.). Херсон, 2021. С. 246–249.
259. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Бета-різноманіття фітоценозів борів природного заповідника «Древлянський». *VIII-ий Міжнародний з'їзд екологів* : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. (22–24 вересня 2021 р.). Вінниця : ВНТУ, 2021 С. 338–341.

Додатки

ДОДАТОК А



УКРАЇНА
МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРІВ
УКРАЇНИ

Природний заповідник «Древлянський»

11401, смт. Народичі, вул. Замкова, 188, тел.: (04140)2-13-59; факс: (04140)2-13-25;
e-mail: drevlyansky@ukr.net; Код ЄДРПОУ 38006501

Акт

про впровадження використання результатів дисертаційної роботи «Екологічна оцінка біорізноманіття лісового покриву борів природного заповідника «Древлянський» в умовах радіоактивного забруднення»
Устименка Володимира Ігоровича

Результати наукових досліджень дисертаційної роботи Устименка В. І. використовуються у ПЗ «Древлянський» при оцінці рівня видового різноманіття та моніторингу лісових екосистем.

Результати наукових досліджень Устименко В.І., які представлені у роботі мають теоретичну та практичну цінність. Проведення сучасного моніторингу стану видового різноманіття має важливе значення для виконання основних завдань об'єктів природо-заповідного фонду, а саме – підтримання загального екологічного балансу; збереження генофонду рідкісних, занесених до Червоної книги України та типових рослин та таких, що перебувають під загрозою зникнення; вивчення змін екосистем під дією природних і антропогенних факторів. оцінити стан лісових екосистем, які процеси відбуваються в них, і як вони реагують на зміни екологічних чинників. Методичні рекомендації використовуються у діяльності заповідника з метою підвищення якості моніторингу стану лісових екосистем. Дані щодо радіаційного забруднення отримані під час дисертаційного дослідження використовуються природним заповідником при плануванні наукової та природоохоронної діяльності.

В.о. директора
ПЗ «Древлянський»



Микола Шелюк



ПОЛІСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

бульвар Старий, 7, м. Житомир, 10008; тел.: (0412) 47-13-56; тел./факс: (0412) 47-21-45
E-mail: mail@polissiauniver.edu.ua; www.polissiauniver.edu.ua, код згідно з ЄДРПОУ 00493681

від 12.04.2023 № 479/01-17

на № _____ від _____ 20__

АКТ

Про впровадження/використання результатів
дисертаційної роботи у навчальний процес

Даним актом стверджується, що результати дисертаційної роботи на тему: **«Екологічна оцінка біорізноманіття лісового покриву борів природного заповідника «Древлянський» в умовах радіоактивного забруднення»**, що представлена на здобуття наукового ступеня доктора філософії зі спеціальності 101 – «Екологія» виконаної **УСТИМЕНКОМ Володимиром Ігоровичем** впроваджено у навчальну програму при викладанні дисциплін: «Моніторинг довкілля», «Моделювання та прогнозування стану довкілля», «Збалансоване природокористування», «Оцінка впливу на довкілля», «Екологічна безпека».

Результати дисертаційної роботи УСТИМЕНКА Володимира Ігоровича, щодо моніторингу стану видового різноманіття, використовуються під час читання лекцій, проведення практичних занять, а також під час проведення наукових досліджень на кафедрі екології у підготовці фахівців ОС «Бакалавр», «Магістр» за напрямом екології зі спеціальності 101 «Екологія» Поліського національного університету.

Ректор університету



Керівник навчально-наукового
центру організації освітнього
процесу

Декан факультету лісового
господарства та екології

 Олег СКИДАН

 Тетяна УСЮК

 Анатолій ВИШНЕВСЬКИЙ



ДЕРЖАВНЕ АГЕНТСТВО ЛІСОВИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНЕ СПЕЦІАЛІЗОВАНЕ ГОСПОДАРСЬКЕ ПІДПРИЄМСТВО
«ЛІСИ УКРАЇНИ»

Філія «Київське лісове господарство» Державного спеціалізованого підприємства «Ліси України»

(Філія «Київське лісове господарство» ДП «Ліси України»)

вул. Лісна, 15, с. Стоянка, Бучанський район, Київська область, 08114, т/ф 451-20-31, ІПН 447680326551, Код ЄДРПОУ 45113540.

Довідка

про провадження результатів дисертаційної роботи Устименка Володимира Ігоровича на тему «Екологічна оцінка біорізноманіття лісового покриву борів природного заповідника «Древлянський» в умовах радіоактивного забруднення»

Результати наукових досліджень Устименко В.І., які представлені у роботі мають теоретичну та практичну цінність. Основні положення роботи використовуються підприємством у господарські діяльності. Проведення сучасного моніторингу стану видового різноманіття має важливе значення для збереження природної різноманітності та забезпечення сталого лісокористування, адже знання про видове різноманіття допомагає планувати лісове господарство, оцінити стан лісових екосистем, які процеси відбуваються в них, і як вони реагують на зміни екологічних чинників.

Матеріали мають науковий характер та впровадженні у виробництво.

Директор



Тарас ГРОМИК

ЖОКАП «ЖИТОМИРОБЛАГРОЛІС»
ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСНОЇ РАДИ
Дочірнє підприємство «Коростенський лісгосп АПК»
Житомирського обласного комунального агролісгосподарського
підприємства
« ЖИТОМИРАГРОЛІС » Житомирської обласної ради
вул. Шевченка, 61, м.Коростень, Житомирська область, 11501, тел.(04142)9-63-63
Код ЄДРОПУ 30913009
E-mail Korostenlis_apk@ukr.ne

Акт

про впровадження використання результатів дисертаційної роботи
«Екологічна оцінка біорізноманіття лісового покриву борів природного
заповідника «Древлянський» в умовах радіоактивного забруднення»
Устименка Володимира Ігоровича

Результати наукових досліджень дисертаційної роботи Устименка В. І. використовуються у ДП «Коростенський ЛГ АПК» при оцінці рівня видового різноманіття.

Результати наукових досліджень Устименко В.І., які представлені у роботі мають теоретичну та практичну цінність. Проведення сучасного моніторингу стану видового різноманіття має важливе значення для збереження природної різноманітності та забезпечення сталого лісокористування, адже знання про видове різноманіття допомагає планувати лісове господарство, оцінити стан лісових екосистем, які процеси відбуваються в них, і як вони реагують на зміни екологічних чинників. Методичні рекомендації використовуються у виробничі діяльності підприємства з метою підвищення лісгосподарського виробництва.

Головний лісничий
ДП «Коростенський ЛГ АПК»



Анатолій ПОЛІЦУК

ДОДАТОК Б

Основні лісівничо-таксаційні показники дослідних ділянок

(ДП 'Народицьке СЛГ', рік таксації – 2018,

Озд - РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНІ ЛІСОВІ ДІЛЯНКИ БІЛЬШЕ 10 кі/кв.км)

№ п/п	Лісництво	Квартал	Виділ	Площа, га	Категорія земель	Порода	Склад	Вік, років	Висота, м	Діаметр, см	Група віку	Бонітет	Тип лісу	Повно-та	Запас на 1 га
A1.1	Народицьке лісництво	27	20	1	лісові культури лісовідновлювальні	сосна звичайна	10СЗ	63	17	22	середньовікові, включені до розрахунку	3	A1C	0,97	281
A1.2	Народицьке лісництво	67	29	0,8	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	80	20	31	середньовікові, включені до розрахунку	3	A1C	0,64	226
A1.3	Народицьке лісництво	68	9	14	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	130	21	40	стиглі	4	A1C	0,61	230
A1.4	Заліське лісництво	72	12	5,5	лісові культури лісовідновлювальні	сосна звичайна	10СЗ	64	14,7	19	середньовікові, включені до розрахунку	3	A1C	0,72	174
A1.5	Народицьке лісництво	76	16	2,4	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	130	22	49	стиглі	3	A1C	0,53	210
A1.6	Народицьке лісництво	84	6	1,7	лісові культури лісовідновлювальні	сосна звичайна	10СЗ	76	15	24	середньовікові, включені до розрахунку	4	A1C	0,85	210
A1.7	Заліське лісництво	87	10	1,3	лісові культури лісовідновлювальні	сосна звичайна	10СЗ	39	9	20	молодняки 2 класу	4	A1C	0,88	106
A1.8	Народицьке лісництво	109	18	1,4	лісові культури лісовідновлювальні	сосна звичайна	10СЗ0БП	63	17	22	середньовікові, включені до розрахунку	3	A1C	0,92	267

Продовження додатку Б

№ п/п	Лісництво	Квар-тал	Виділ	Площа, га	Категорія земель	Порода	Склад	Вік, років	Висота, м	Діаметр, см	Група віку	Бонітет	Тип лісу	Повно-та	Запас на 1 га
A1.9	Народицьке лісництво	116	6	1,3	насадження природного походження	сосна звичайна	10С30 БП	100	17	32	пристигаючі	4	A1C	0,66	190
A2.1	Заліське лісництво	68	6	0,5	лісові культури лісовідновл ювальні	сосна звичайна	10С3	71	22	29	середньовікові, включені до розрахунку	1	A2C	0,85	390
A2.2	Заліське лісництво	84	9	2,3	лісові культури лісовідновл ювальні	сосна звичайна	10С3	69	19	29	середньовікові, включені до розрахунку	2	A2C	0,63	236
A2.3	Народицьке лісництво	27	6	1,2	лісові культури лісовідновл ювальні	сосна звичайна	7С33Б П	39	14,7	20	молодняки 2 класу	1	A2C	0,96	224
A2.4	Народицьке лісництво	92	10	4,5	лісові культури лісовідновл ювальні	сосна звичайна	10С3	88	24,3	35	пристигаючі	2	A2C	0,8	420
A2.5	Народицьке лісництво	96	10	2,7	насадження природного походження	сосна звичайна	8С32Б П	20	6	9	молодняки 1 класу	2	A2C	0,76	49
A2.6	Народицьке лісництво	105	15	1	лісові культури лісовідновл ювальні	сосна звичайна	10С3	58	17	22	середньовікові	2	A2C	0,93	297
A2.7	Народицьке лісництво	108	11	1,1	лісові культури лісовідновл ювальні	сосна звичайна	10С3	45	15	19	середньовікові	2	A2C	0,86	230
A2.8	Народицьке лісництво	118	11	0,5	лісові культури лісовідновл ювальні	сосна звичайна	10С3	85	22,1	30	пристигаючі	2	A2C	0,9	416
A2.9	Народицьке лісництво	125	6	5,2	лісові культури лісовідновл ювальні	сосна звичайна	10С3	68	20	26	середньовікові, включені до розрахунку	2	A2C	0,87	351

Продовження додатку Б

№ п/п	Лісництво	Квартал	Виділ	Площа, га	Категорія земель	Порода	Склад	Вік, років	Висота, м	Діаметр, см	Група віку	Бонітет	Тип лісу	Повно-та	Запас на 1 га
A2.10	Народицьке лісництво	129	16	0,6	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	120	25	50	стигли	3	A2C	0,62	280
A2.11	Народицьке лісництво	130	10	1,9	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	110	25	41	стигли	2	A2C	0,72	390
A2.12	Народицьке лісництво	145	12	2,2	лісові культури лісовідновлювальні	сосна звичайна	10СЗ	56	14	20	середньовікові	3	A2C	0,94	211
A2.13	Кліщівське лісництво	118	14	0,6	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	85	24	42,4	пристигаючі	2	A2C	0,75	385
A2.14	Кліщівське лісництво	125	6	3,6	лісові культури лісовідновлювальні	сосна звичайна	10СЗ0БП	86	24,6	37	пристигаючі	2	A2C	0,88	466
A2.15	Народицьке лісництво	67	10	0,4	лісові культури лісовідновлювальні	сосна звичайна	10СЗ	76	17	24	середньовікові, включені до розрахунку	3	A2C	0,81	235
A2.16	Заліське лісництво	84	13	3,8	лісові культури лісовідновлювальні	сосна звичайна	10СЗ0БП	69	19	26	середньовікові, включені до розрахунку	2	A2C	0,78	290
A2.17	Народицьке лісництво	27	13	0,5	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	150	28	53	перестійні	2	A2C	0,33	210
A2.18	Народицьке лісництво	104	12	1,6	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	120	23	41	стигли	3	A2C	0,63	260
A2.19	Народицьке лісництво	116	20	2,6	лісові культури лісовідновлювальні	сосна звичайна	9СЗ1БП	60	16	22	середньовікові	3	A2C	0,92	240

Продовження додатку Б

№ п/п	Лісництво	Квар-тал	Виділ	Площа, га	Категорія земель	Порода	Склад	Вік, років	Висота, м	Діаметр, см	Група віку	Боні-тет	Тип лісу	Повно-та	Запас на 1 га
A2.20	Кліщівське лісництво	126	12	1,8	лісові культури лісовідновлювальні	сосна звичайна	10СЗ	82	21,3	28	пристигаючі	2	A2C	0,88	385
A3.1	Заліське лісництво	99	15	1,1	насадження природного походження	береза повисла	8БП2 СЗ	85	24,2	31	перестійні	2	A3C	0,74	261
A3.2	Народицьке лісництво	2	10	2,2	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	95	26	37	пристигаючі	2	A3C	0,72	410
A3.3	Народицьке лісництво	4	13	1	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	120	25	45	стиглі	3	A3C	0,62	280
A3.4	Народицьке лісництво	67	30	0,7	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ0 БП	30	7	10	молодняки 2 класу	4	A3C	0,78	65
A3.5	Народицьке лісництво	108	15	0,7	насадження природного походження	береза повисла	8БП2 СЗ	45	17	21	середньовікові, включені до розрахунку	2	A3C	0,86	190
A3.6	Народицьке лісництво	109	16	3,2	лісові культури лісовідновлювальні	сосна звичайна	7С33Б П	49	17	21	середньовікові	2	A3C	0,94	250
A3.7	Народицьке лісництво	113	9	0,5	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	70	17	24	середньовікові, включені до розрахунку	3	A3C	0,86	250
A3.8	Народицьке лісництво	126	14	1,4	насадження природного походження	сосна звичайна	8С32Б ПООС	75	20	29	середньовікові, включені до розрахунку	2	A3C	0,84	290
A3.9	Народицьке лісництво	128	15	0,3	насадження природного походження	осика	10ОС	45	14	20	стиглі	3	A3C	0,71	170

Продовження додатку Б

№ п/п	Лісництво	Квар-тал	Виділ	Площа, га	Категорія земель	Порода	Склад	Вік, років	Висота, м	Діаметр, см	Група віку	Боні-тет	Тип лісу	Повно-та	Запас на 1 га
A4.1	Заліське лісництво	59	7	2,5	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	85	21	28	пристигаючі	3	A4C	0,94	351
A4.2	Народицьке лісництво	112	20	3,2	насадження природного походження	сосна звичайна	10СЗ	125	22	34	стиглі	3	A4C	0,71	280

ДОДАТОК В

Питома активність ^{137}Cs в зразках гіпогімнії та корі сосни звичайної та берези
повислої

Тип зразка	Статистичні показники	Питома активність ^{137}Cs у зразках на різних висотних діапазонах, Бк·м ⁻¹		
		0-65 см	65-130 см	130-195 см
1	2	3	4	5
Гіпогімнія на сосні	M±m	8,565±582.7	11,049±874.6	10,615±851.1
	Std	1,009.3	1,514.9	1,474.1
	V, %	11.78	13.71	13.89
	P, %	6.80	7.92	8.02
	min.	7,402	9,397	9,000
	max.	9,215	12,373	11,888
Кора сосни	M±m	8,565±582.7	11,049±874.6	10,615±851.1
	Std	1,009.3	1,514.9	1,474.1
	V, %	11.78	13.71	13.89
	P, %	6.80	7.92	8.02
	min.	7,402	9,397	9,000
	max.	2,162	2,089	1,700
Гіпогімнія на березі	M±m	3,934±450.4	4,022±231.2	3,919±103.3
	Std	780.1	400.4	179.0
	V, %	19.83	9.96	4.57
	P, %	11.45	5.75	2.64
	min.	3412	3761	3716
	max.	4,831	4,483	4,054
Кора берези	±m	1,986±394.2	1,381±178.8	976±60.0
	Std	682.8	309.6	104.0
	V, %	34.39	22.43	10.65
	P, %	19.85	12.95	6.15
	min.	1,204	1,027	886
	max.	2,466	1,603	1,090
ПП-2				
Гіпогімнія на сосні	M±m	12,396±1,140.6	14,797±1,102.9	14,099±1,853.6
	Std	1,975.6	1,910.3	3,210.5
	V, %	15.94	12.91	22.77
	P, %	9.20	7.45	13.15
	min.	10,862	12,856	11,878
	max.	14,625	16,675	17,780

Продовження додатку В

1	2	3	4	5
Кора сосни	M±m	2,395±251.3	2,889±368.1	3,262±475.8
	Std	435.3	637.6	824.1
	V, %	18.18	22.07	25.26
	P, %	10.50	12.74	14.59
	min.	1,893	2,155	2,603
	max.	2,673	3,306	4,186
Гіпогімнія на березі	M±m	5,957±195.8	4,898±210.3	4,032±224.5
	Std	339.1	364.3	388.9
	V, %	5.71	7.44	9.64
	P, %	3.30	4.29	5.57
	min.	5,692	4,577	3,690
	max.	6,324	5,294	4,455
Кора берези	M±m	1,959±538.5	1,401±356.6	991±98.2
	Std	932.7	617.6	170.1
	V, %	47.62	44.07	17.16
	P, %	27.49	25.45	9.91
	min.	1,241	791	808
	max.	3,013	2,026	1,144
ПП-3				
Гіпогімнія на сосні	M±m	9,881±842.2	12,265±1,031.4	11,747±1,299.1
	Std	1,458.8	1,786.5	2,250.2
	V, %	14.76	14.57	19.16
	P, %	8.52	8.41	11.06
	min.	8,256	10,219	9,545
	max.	11,077	13,516	14,042
Кора сосни	M±m	9,881±842.2	12,265±1,031.4	11,747±1,299.1
	Std	1,458.8	1,786.5	2,250.2
	V, %	14.76	14.57	19.16
	P, %	8.52	8.41	11.06
	min.	8,256	10,219	9,545
	max.	11,077	13,516	14,042
Гіпогімнія на березі	M±m	3,645±127.2	3,925±147.0	3,977±39.7
	Std	220.3	254.6	68.7
	V, %	6.04	6.49	1.73
	P, %	3.49	3.75	1.00
	min.	3,412	3,738	3,922
	max.	3,850	4,215	4,054
Кора берези	M±m	1,878±302.1	1348±129.2	1,018±39.7
	Std	523.3	223.8	68.8
	V, %	27.86	16.60	6.76
	P, %	16.09	9.58	3.90
	min.	1,288	1093	953
	max.	2,287	1,512	1,090

Продовження додатку В

Пошарові показники щільності радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs
(кБк / м²).

	Щільність забруднення ^{137}Cs , кБк/м ²									
шар , см	0-2	2-4	4-6	6-8	8-10	10-12	12-14	14-16	16-18	18-20
A₁										
Min	336,2	362,2	145,1	105,8	28,2	16,1	10,1	11,1	10,1	16,1
Max	672,2	482,3	191,1	146,1	37,3	20,2	16,2	18,3	18,5	25,7
M± m	504,2±11 2	425,6±78,5	182,4±30,5	125,1±21, 1	33,4±5,2	18,4±2, 9	13,3±2, 8	15,1±3, 5	14,9±3,2	20,8±3, 8
V, %	26,36	18,42	16,7	11,2	15,5	7,9	21,1	23,2	10,7	18,27
A₂										
Min	665,8	549	223,4	181,5	67,6	30,2	26,7	23,2	24,2	16,2
Max	580,6	615,6	255,8	208,3	72,2	32,1	29,3	25,4	26,7	17,7
M± m	621,7±60, 9	582,3±63,3	241,1±27,7	191,8±20, 3	68,8±7,3	31,6±3,3	27,8±2, 9	24,42±2, 5	25,9±2,9	17,2±1, 7
V, %	9,8	13,5	4,8	5,5	2,4	2,6	3,6	3,3	4,3	3,5
A₃										
Min	519,9	500,55	207,4	163,4	59,75	27,65	20,25	19,6	17,0	14,75
Max	576,3	554,85	228,8	182,2	67,05	30,15	22,35	21,8	18,8	16,45
M± m	548,1±56,4	527,7±54, 3	218,1±21,4	172,8±18, 8	63,4±7,3	28,9±2, 5	21,3±2, 1	20,7±2, 2	17,9±1,8	15,6±1, 7
V, %	10,29	10,29	9,81	10,87	11,53	8,65	9,86	10,63	10,06	10,09
A₄										
Min	415,8	373,2	107,8	82,9	27,1	25,7	14,9	7,1	4,4	9,8
Max	424,2	380,8	128,2	103,1	32,9	30,3	19,1	8,9	5,6	12,2
M± m	420±4,21	377±3,81	118±10,2	93±10,08	30±2,9	28±2,3	17±2,1	8±0,9	5±0,6	11±1,2
V, %	1,1	1,5	8,6	10,8	9,7	8,2	12,3	11,2	12	10,9

Продовження додатку В

Пошарові показники щільності радіоактивного забруднення ґрунту ^{90}Sr
(кБк / м²).

Щільність забруднення ^{90}Sr , кБк/м ²										
шар, см	0-2	2-4	4-6	6-8	8-10	10-12	12-14	14-16	16-18	18-20
A ₁										
Min	6,6	7,0	3,2	7,9	4,4	3,2	2,9	1,5	2,3	3,8
Max	9,3	10,0	5,0	12,0	7,3	4,5	4,1	2,3	3,8	5,3
M±m	7,5±2,0	8,2±2,2	3,7±0,8	9,4±2,7	5,2±1,9	3,6±0,6	3,4±0,4	1,8±0,3	2,9±0,4	4,3±0,4
V, %	26,7	26,8	21,6	28,7	36,5	16,6	11,7	17,6	13,8	9,3
A ₂										
Min	8,8	8,7	9,5	7,2	3,7	3,7	4,0	2,9	2,8	2,6
Max	10,0	9,3	10,1	8,1	4,7	4,2	4,6	3,5	3,3	3,1
M±m	9,2±1,08	9±0,94	9,7±0,99	7,8±0,80	4,2±0,44	3,9±0,38	4,2±0,46	3,2±0,33	3,1±0,31	2,9±0,33
V, %	6,05	3,55	2,58	5,20	10,12	4,36	5,58	7,50	6,33	7,02
A ₃										
Min	7,8	7,8	6,3	5,9	5,0	3,0	2,7	2,8	2,0	1,7
Max	9,5	8,3	7,4	7,1	6,2	3,3	3,3	3,5	2,4	2,2
M±m	8,4±0,91	8,1±0,83	6,9±0,71	6,7±0,77	5,6±0,59	3,1±0,30	3±0,29	3,2±0,36	2,2±0,23	1,9±0,20
V, %	13,3	10,2	10,3	14,4	10,6	6,5	9,8	11,2	10,5	10,5
A ₄										
Min	5,7	5,7	5,2	5,3	5,4	4,6	3,7	2,5	2,8	3,4
Max	6,5	6,9	6,2	6,1	6,0	5,3	4,5	3,1	3,3	3,8
M±m	6,2±0,56	6,5±0,58	5,9±0,61	5,7±0,42	5,7±0,51	4,9±0,39	4,1±0,42	2,8±0,3	3,2±0,3	3,6±0,31
V, %	9,03	8,92	14,78	7,37	11,33	10,98	20,31	11,36	4,69	5,77

ДОДАТОК Г

Результати лінійно-регресивного аналізу чисельності видів

```

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-6.6158 -2.1118 -0.0813  2.0945  5.9058

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  9.753e+00  1.821e+00  5.356 9.44e-06 ***
Cobalt       2.666e+01  1.541e+01  1.730  0.09430 .
Zinc        8.948e-02  4.259e-02  2.101  0.04445 *
Lead       2.101e-01  1.326e-01  1.585  0.12382
Manganese  -1.675e-02  1.164e-02  -1.439  0.16093
Ph_hidro   8.207e-01  2.659e-01  3.087  0.00442 **
Humus      3.497e-01  1.527e+00  0.229  0.82049
Nitrogen   -3.635e-02  4.062e-02  -0.895  0.37817
Phosphorus -1.135e-05  1.232e-02  -0.001  0.99927
Potassium  -6.262e-03  7.504e-02  -0.083  0.93407
Calcium    1.847e-01  3.963e-01  0.466  0.64462
Ex_dose    4.251e+00  1.117e+01  0.381  0.70634
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 3.332 on 29 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.5012,    Adjusted R-squared:  0.312
F-statistic: 2.649 on 11 and 29 DF,  p-value: 0.01757

```

Результати регресивного аналізу чисельності видів на основі алгоритму Барута

```

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-5.2239 -2.3807 -0.6069  2.8757  6.2002

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  9.29129    1.46134  6.358 2.96e-07 ***
Ex_dose     13.89240    8.56094  1.623  0.1139
Humus       0.77638     1.22889  0.632  0.5318
Ph_hidro    0.51190     0.23379  2.190  0.0355 *
Lead        0.14998     0.12829  1.169  0.2505
Zinc        0.08168     0.05155  1.585  0.1223
Copper     -1.09225     1.02242  -1.068  0.2929
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 3.469 on 34 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.3662,    Adjusted R-squared:  0.2544
F-statistic: 3.275 on 6 and 34 DF,  p-value: 0.01191

```

Продовження додатку Г

Результати регресивного моделювання чисельності видів на основі алгоритму покрокової регресії

```

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-5.7945 -2.4524 -0.5621  2.4890  6.4905

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 10.73607    1.24839   8.600 2.37e-10 ***
Ph_hidro    0.39593     0.17590   2.251  0.0304 *
Ex_dose     12.53797     8.56081   1.465  0.1515
Zinc        0.05255     0.03459   1.519  0.1372
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 3.532 on 37 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.2847,    Adjusted R-squared:  0.2267
F-statistic: 4.91 on 3 and 37 DF,  p-value: 0.005692

```

Результати лінійно-регресивного аналізу індексу домінування

```

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-0.180385 -0.021167 -0.001675  0.010514  0.136358

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 2.483e-01  3.517e-02  7.060 9.12e-08 ***
кобальць    -1.270e-01  2.977e-01  -0.426  0.673
Zinc        -9.591e-04  8.226e-04  -1.166  0.253
Lead        -1.304e-03  2.560e-03  -0.509  0.614
Manganese   1.318e-05  2.249e-04  0.059  0.954
Ph_hidro    -4.748e-03  5.135e-03  -0.925  0.363
Humus       5.898e-02  2.949e-02  2.000  0.055 .
Nitrogen    1.042e-03  7.845e-04  1.328  0.194
Phosphorus  -3.124e-04  2.380e-04  -1.313  0.200
Potassium   -6.537e-04  1.449e-03  -0.451  0.655
Calcium     9.544e-04  7.654e-03  0.125  0.902
Ex_dose     -4.381e-02  2.158e-01  -0.203  0.841
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.06436 on 29 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.2966,    Adjusted R-squared:  0.02973
F-statistic: 1.111 on 11 and 29 DF,  p-value: 0.3877

```

Результати регресивного аналізу індексу домінування на основі алгоритму Барута

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.17953	-0.02046	-0.01067	0.01289	0.14695

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	0.2469150	0.0238731	10.343	2.51e-12	***
Nitrogen	0.0006374	0.0003590	1.776	0.0842	.
Humus	0.0358462	0.0178804	2.005	0.0526	.
Phosphorus	-0.0003667	0.0001631	-2.249	0.0307	*
Copper	-0.0190931	0.0101481	-1.881	0.0680	.

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.05898 on 36 degrees of freedom
 Multiple R-squared: 0.2666, Adjusted R-squared: 0.1851
 F-statistic: 3.271 on 4 and 36 DF, p-value: 0.02186

Результати регресивного моделювання індексу домінування на основі алгоритму покрокової регресії

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.84815	-0.35590	-0.01694	0.25429	0.79367

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	1.6294370	0.2534385	6.429	4.94e-07	***
Cobalt	6.6768700	2.1450372	3.113	0.00414	**
Zinc	0.0127834	0.0059274	2.157	0.03946	*
Lead	0.0334856	0.0184494	1.815	0.07988	.
Manganese	-0.0012601	0.0016206	-0.778	0.44312	
Ph_hidro	0.1125456	0.0369997	3.042	0.00495	**
Humus	-0.0164488	0.2125222	-0.077	0.93884	
Nitrogen	-0.0032340	0.0056529	-0.572	0.57167	
Phosphorus	0.0006519	0.0017151	0.380	0.70664	
Potassium	-0.0040843	0.0104431	-0.391	0.69858	
Calcium	0.0476904	0.0551507	0.865	0.39428	
Ex_dose	0.8198281	1.5548319	0.527	0.60201	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.4637 on 29 degrees of freedom
 Multiple R-squared: 0.5805, Adjusted R-squared: 0.4213
 F-statistic: 3.648 on 11 and 29 DF, p-value: 0.002534

Результати лінійно-регресивного аналізу індексу Маргалефа

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.13057	-0.39720	-0.03038	0.45177	0.99596

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	1.589513	0.223820	7.102	3.32e-08	***
Ex_dose	3.311923	1.311202	2.526	0.0164	*
Humus	0.135026	0.188218	0.717	0.4780	
Ph_hidro	0.047612	0.035808	1.330	0.1925	
Lead	0.014254	0.019649	0.725	0.4731	
Zinc	0.006715	0.007895	0.851	0.4010	
Copper	-0.014585	0.156595	-0.093	0.9263	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.5313 on 34 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.3544, Adjusted R-squared: 0.2405

F-statistic: 3.111 on 6 and 34 DF, p-value: 0.01542

Результати регресивного аналізу індексу Маргалефа на основі алгоритму Барута

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.22474	-0.41902	-0.04384	0.40563	1.01447

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	1.745309	0.184429	9.463	2.02e-11	***
Ph_hidro	0.049963	0.025987	1.923	0.0622	.
Ex_dose	3.290516	1.264715	2.602	0.0133	*
Zinc	0.007539	0.005110	1.475	0.1486	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.5219 on 37 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.3221, Adjusted R-squared: 0.2672

F-statistic: 5.861 on 3 and 37 DF, p-value: 0.002222

**Результати регресивного моделювання індексу Маргалефа на основі
алгоритму покрокової регресії**

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.137917	-0.020802	-0.002019	0.030631	0.078763

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	6.543e-01	3.006e-02	21.766	<2e-16 ***
Cobalt	3.754e-02	2.544e-01	0.148	0.884
Zinc	8.286e-04	7.031e-04	1.178	0.248
Lead	1.710e-03	2.188e-03	0.781	0.441
Manganese	-6.474e-05	1.922e-04	-0.337	0.739
Ph_hidro	7.011e-03	4.389e-03	1.597	0.121
Humus	2.210e-02	2.521e-02	0.877	0.388
Nitrogen	-1.012e-04	6.705e-04	-0.151	0.881
Phosphorus	-2.191e-05	2.035e-04	-0.108	0.915
Potassium	-5.204e-04	1.239e-03	-0.420	0.678
Calcium	2.153e-03	6.542e-03	0.329	0.744
Ex_dose	7.949e-02	1.844e-01	0.431	0.670

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.05501 on 29 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.35, Adjusted R-squared: 0.1034

F-statistic: 1.42 on 11 and 29 DF, p-value: 0.2169

Результати лінійно-регресивного аналізу індексу Сімпсона

Residuals:

	Min	1Q	Median	3Q	Max
	-0.137319	-0.038747	0.002979	0.030013	0.072802

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.6491787	0.0216679	29.960	<2e-16 ***
Ex_dose	0.1238383	0.1262637	0.981	0.3334
Humus	0.0150930	0.0177734	0.849	0.4015
Lead	0.0015927	0.0019044	0.836	0.4086
Ph_hidro	0.0051680	0.0028947	1.785	0.0829 .
Zinc	0.0006896	0.0005246	1.315	0.1972

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.05151 on 35 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.3122, Adjusted R-squared: 0.2139

F-statistic: 3.177 on 5 and 35 DF, p-value: 0.01812

Результати регресивного аналізу індексу Сімпсона на основі алгоритму Барута

Residuals:

	Min	1Q	Median	3Q	Max
	-0.140831	-0.029528	0.000675	0.031927	0.067356

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.6770361	0.0145154	46.642	<2e-16 ***
Ph_hidro	0.0056661	0.0025694	2.205	0.0336 *
Zinc	0.0008718	0.0005042	1.729	0.0919 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.05161 on 38 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.2501, Adjusted R-squared: 0.2107

F-statistic: 6.338 on 2 and 38 DF, p-value: 0.004213

Результати регресивного моделювання індексу Сімпсона на основі алгоритму покрокової регресії

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.62662	-0.14273	-0.00563	0.15588	0.53742

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	1.922e+00	1.732e-01	11.097	5.92e-12	***
Cobalt	3.168e+00	1.466e+00	2.161	0.0391	*
Zinc	6.162e-03	4.052e-03	1.521	0.1391	
Lead	1.303e-02	1.261e-02	1.033	0.3102	
Manganese	-5.381e-04	1.108e-03	-0.486	0.6308	
Ph_hidro	4.723e-02	2.529e-02	1.868	0.0720	.
Humus	5.657e-02	1.453e-01	0.389	0.6998	
Nitrogen	-1.410e-03	3.864e-03	-0.365	0.7178	
Phosphorus	7.903e-05	1.172e-03	0.067	0.9467	
Potassium	-1.376e-03	7.139e-03	-0.193	0.8485	
Calcium	2.558e-03	3.770e-02	0.068	0.9464	
Ex_dose	7.400e-01	1.063e+00	0.696	0.4918	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.317 on 29 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.4619, Adjusted R-squared: 0.2578

F-statistic: 2.263 on 11 and 29 DF, p-value: 0.0386

Результати лінійно-регресивного аналізу індексу Шеннона

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.66419	-0.18403	0.00839	0.21615	0.53232

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	1.940796	0.139427	13.920	7.81e-16	***
Ex_dose	1.604178	0.825853	1.942	0.0602	.
Humus	0.245912	0.107819	2.281	0.0288	*
Lead	0.001366	0.011549	0.118	0.9065	
Potassium	-0.002992	0.002860	-1.046	0.3026	
Copper	0.072843	0.056754	1.283	0.2078	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3245 on 35 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.3195, Adjusted R-squared: 0.2223

F-statistic: 3.287 on 5 and 35 DF, p-value: 0.01547

Результати регресивного аналізу індексу Шеннона на основі алгоритму Барута

```
Residuals:
      Min       1Q   Median       3Q      Max
-0.60964 -0.23668  0.01381  0.22041  0.53750

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  1.903844   0.126396  15.063  <2e-16 ***
Humus        0.189834   0.096505   1.967   0.0567 .
Ex_dose     1.859421   0.778041   2.390   0.0221 *
Zinc        0.003654   0.003153   1.159   0.2540
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.32 on 37 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.3004,    Adjusted R-squared:  0.2437
F-statistic: 5.295 on 3 and 37 DF,  p-value: 0.003868
```

Результати регресивного моделювання індексу Шеннона на основі алгоритму покрокової регресії

```
Residuals:
      Min       1Q   Median       3Q      Max
-0.283707 -0.014070 -0.001067  0.035043  0.104003

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  7.003e-01  4.123e-02  16.985  <2e-16 ***
Cobalt       -5.367e-02  3.489e-01  -0.154   0.879
Zinc         1.192e-05  9.643e-04   0.012   0.990
Lead        -7.884e-04  3.001e-03  -0.263   0.795
Manganese    2.006e-04  2.636e-04   0.761   0.453
Ph_hidro     1.493e-03  6.019e-03   0.248   0.806
Humus        1.842e-02  3.457e-02   0.533   0.598
Nitrogen     -2.429e-04  9.196e-04  -0.264   0.793
Phosphorus   5.595e-05  2.790e-04   0.201   0.842
Potassium    -1.355e-04  1.699e-03  -0.080   0.937
Calcium      -3.522e-03  8.972e-03  -0.393   0.697
Ex_dose      1.365e-01  2.529e-01   0.540   0.594
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.07544 on 29 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.1603,    Adjusted R-squared:  -0.1581
F-statistic: 0.5035 on 11 and 29 DF,  p-value: 0.8852
```

Результати лінійно-регресивного аналізу індексу Пієлу

Residual standard error: 0.07544 on 29 degrees of freedom
 Multiple R-squared: 0.1603, Adjusted R-squared: -0.1581
 F-statistic: 0.5035 on 11 and 29 DF, p-value: 0.8852

Call:

lm(formula = Y1 ~ Ph_hidro, data = spacies)

Residuals:

	Min	1Q	Median	3Q	Max
	-0.28856	-0.03147	0.01276	0.04627	0.09959

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.700757	0.019274	36.358	<2e-16 ***
Ph_hidro	0.005213	0.003152	1.654	0.106

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.06863 on 39 degrees of freedom
 Multiple R-squared: 0.06552, Adjusted R-squared: 0.04156
 F-statistic: 2.734 on 1 and 39 DF, p-value: 0.1062

Результати регресивного аналізу індексу Пієлу на основі алгоритму Барута

Residuals:

	Min	1Q	Median	3Q	Max
	-0.279585	-0.022071	0.000311	0.045773	0.106096

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.6864973	0.0274849	24.977	<2e-16 ***
Humus	0.0188206	0.0209851	0.897	0.376
Ex_dose	0.1398441	0.1691856	0.827	0.414
Zinc	0.0005889	0.0006856	0.859	0.396

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.06959 on 37 degrees of freedom
 Multiple R-squared: 0.08849, Adjusted R-squared: 0.01459
 F-statistic: 1.197 on 3 and 37 DF, p-value: 0.3242

Результати регресивного моделювання індексу Пієлу на основі алгоритму покрокової регресії

```

Residuals:
      Min       1Q   Median       3Q      Max
-0.275250 -0.028233  0.008831  0.031017  0.112660

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  0.6830204  0.0290623  23.502  <2e-16 ***
Ph_hidro     0.0046800  0.0032967   1.420   0.164
Ex_dose      0.0668877  0.1231730   0.543   0.590
Zinc         0.0011000  0.0006439   1.708   0.096 .
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.06923 on 37 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.09791,    Adjusted R-squared:  0.02477
F-statistic: 1.339 on 3 and 37 DF,  p-value: 0.2766

```

Дані математичного аналізу

Sampels	SN_Av	D_Av	S_Av	Sh_Av	E_Av	M_Av	Copper	Zinc	Cobalt	Cadmium	Lead	Manganese	Ph_hidro	Humus	Nitrogen	Phosphorus	Potassium	Calcium	Ex_dose
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
A1.1	10	0,38	0,67	1,90	0,67	1,73	0,13	1,73	0,0001	0,01	1,65	12,33	4,50	1,77	140,00	5,77	112,60	6,87	0,02
A1.2	9	0,14	0,64	1,78	0,71	1,55	0,20	1,67	0,0001	0,001	1,80	14,61	5,25	0,66	32,20	91,84	27,40	0,75	0,03
A1.3	8	0,22	0,61	1,63	0,61	1,43	0,19	0,88	0,0001	0,02	1,93	0,96	0,46	0,41	25,20	0,41	51,10	7,50	0,05
A1.4	12	0,11	0,70	2,12	0,69	2,09	0,25	1,02	0,00001	0,001	2,76	1,48	4,05	0,62	39,20	0,62	13,80	1,62	0,10
A1.5	9	0,17	0,63	1,78	0,65	1,60	0,32	1,13	0,0001	0,001	1,52	21,26	1,98	0,12	61,60	189,90	35,70	1,00	0,08
A1.6	7	0,23	0,58	1,47	0,62	1,32	0,32	1,22	0,00001	0,01	1,11	24,61	2,92	0,62	14,00	76,98	9,90	0,30	0,03
A1.7	9	0,33	0,66	1,86	0,68	1,65	0,32	1,12	0,0001	0,001	1,97	14,97	4,42	1,18	39,00	35,20	12,80	0,20	0,03
A1.8	9	0,35	0,61	1,74	0,65	1,51	0,42	1,52	0,0001	0,001	2,43	9,11	1,03	0,35	22,40	0,35	26,90	4,12	0,04
A1.9	10	0,35	0,69	2,00	0,75	1,60	0,47	0,85	0,00001	0,03	1,66	20,40	3,26	0,35	46,20	0,35	16,20	1,25	0,28
A2.1	15	0,28	0,75	2,49	0,80	2,52	0,05	1,30	0,00001	0,001	2,42	2,20	3,79	0,32	37,80	0,32	19,20	3,37	0,05
A2.2	12	0,30	0,72	2,20	0,76	1,98	0,13	2,62	0,00001	0,01	1,53	11,90	3,33	0,41	50,40	0,41	21,60	4,37	0,03
A2.3	11	0,33	0,71	2,14	0,75	2,05	0,13	1,73	0,0001	0,01	1,65	12,33	3,33	0,51	40,60	119,90	24,10	2,76	0,05
A2.4	13	0,29	0,73	2,33	0,80	2,16	0,20	1,67	0,0001	0,001	1,80	14,61	3,82	0,75	28,00	20,60	9,60	0,87	0,13
A2.5	12	0,31	0,72	2,20	0,74	2,06	0,19	0,88	0,0001	0,02	1,93	0,96	3,82	1,16	63,00	160,20	51,90	1,37	0,04
A2.6	17	0,28	0,76	2,57	0,76	2,67	0,25	1,02	0,00001	0,001	2,76	1,48	2,62	0,93	21,00	55,60	15,80	0,30	0,03
A2.7	19	0,27	0,78	2,74	0,81	2,86	0,32	1,13	0,0001	0,001	1,52	21,26	5,37	0,90	37,80	52,19	29,20	0,37	0,07
A2.8	16	0,27	0,76	2,58	0,82	2,59	0,32	1,22	0,00001	0,01	1,11	24,61	3,56	0,78	65,80	13,35	26,90	0,25	0,08
A2.9	15	0,28	0,74	2,58	0,79	2,33	0,32	1,12	0,0001	0,001	1,97	14,97	5,37	1,02	44,80	9,80	25,70	0,62	0,11
A2.10	13	0,29	0,72	2,25	0,73	2,18	0,42	1,52	0,0001	0,001	2,43	9,11	5,61	1,29	33,60	10,49	20,60	0,25	0,13
A2.11	12	0,45	0,56	1,67	0,44	1,64	0,47	0,85	0,00001	0,03	1,66	20,40	4,61	0,87	51,80	4,90	20,60	0,87	0,09
A2.12	18	0,49	0,76	2,56	0,72	2,56	0,05	1,30	0,00001	0,001	2,42	2,20	9,23	1,86	81,20	9,10	42,10	0,87	0,08
A2.13	21	0,27	0,77	2,72	0,72	3,31	0,70	15,00	0,005	0,0001	20,05	2,30	4,05	0,72	61,60	19,75	23,20	0,62	0,13
A2.14	24	0,27	0,78	2,83	0,70	3,52	0,70	8,20	0,001	0,0001	0,14	1,70	14,50	1,23	57,40	71,09	26,00	0,50	0,07
A2.15	13	0,29	0,71	2,23	0,74	2,02	0,70	20,10	0,001	0,0001	0,84	2,50	5,03	1,13	28,00	23,24	14,60	0,30	0,05
A2.16	17	0,27	0,76	2,53	0,73	2,63	0,70	14,80	0,001	0,0001	0,23	6,70	3,56	1,03	19,60	38,08	22,70	0,10	0,08
A2.17	19	0,27	0,77	2,65	0,75	2,86	0,60	21,40	0,002	0,0001	19,31	3,40	1,37	2,53	26,00	207,00	50,00	0,20	0,09
A2.18	18	0,27	0,75	2,53	0,72	2,74	0,70	74,00	0,001	0,0001	0,22	6,90	3,71	1,72	65,80	55,70	40,90	4,00	0,15

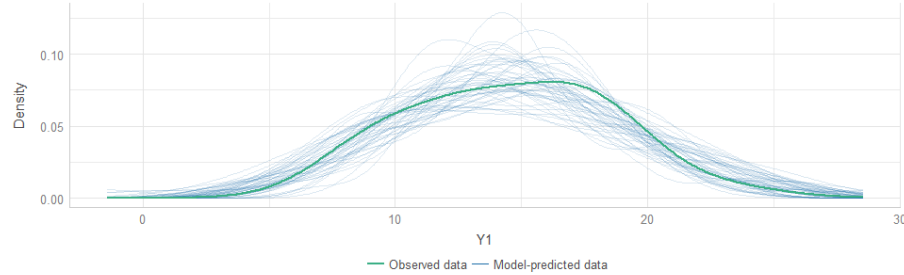
Дані математичного аналізу

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
A2.19	11	0,32	0,69	2,02	0,67	1,85	0,60	8,00	0,001	0,0001	16,74	0,10	5,48	1,87	39,20	1,87	36,80	1,25	0,03
A2.20	13	0,29	0,73	2,27	0,73	1,96	0,60	20,50	0,002	0,0001	2,02	0,90	5,48	1,68	32,20	29,16	21,30	0,20	0,06
A3.1	18	0,25	0,76	2,59	0,76	3,00	3,78	64,10	0,004	0,0003	0,01	222,60	5,61	0,76	14,00	0,76	20,70	1,87	0,06
A3.2	18	0,28	0,76	2,59	0,73	3,10	1,72	23,70	0,001	0,0001	0,30	197,80	6,26	1,36	22,40	1,36	63,50	11,25	0,12
A3.3	18	0,28	0,76	2,61	0,75	3,14	2,25	28,30	0,002	0,0001	0,05	60,60	13,30	1,56	77,00	7,32	28,30	0,50	0,23
A3.4	15	0,28	0,76	2,53	0,82	2,58	3,02	35,10	0,005	0,0003	0,09	308,60	10,10	2,03	56,00	18,60	47,20	0,75	0,19
A3.5	18	0,26	0,75	2,52	0,76	2,88	1,93	26,00	0,0002	0,0001	0,25	76,10	6,97	1,94	15,40	26,46	17,10	0,20	0,07
A3.6	16	0,27	0,76	2,56	0,80	2,69	4,32	49,00	0,0002	0,0003	0,37	356,80	17,30	1,95	131,60	87,32	101,50	1,25	0,04
A3.7	17	0,28	0,76	2,54	0,75	2,83	2,11	20,80	0,001	0,0001	2,00	56,00	4,05	0,65	49,00	0,65	22,60	2,00	0,09
A3.8	21	0,26	0,78	2,80	0,78	3,42	0,22	0,98	0,155	0,011	0,16	7,50	5,98	1,39	19,60	69,98	27,50	0,30	0,11
A3.9	18	0,27	0,77	2,65	0,80	3,00	0,25	0,72	0,114	0,042	0,23	18,50	4,32	1,84	44,80	67,10	23,90	4,12	0,21
A4.1	14	0,28	0,68	2,63	0,66	3,01	0,87	0,86	0,168	0,052	0,66	18,90	2,86	0,84	68,60	34,05	20,80	2,50	0,26
A4.2	15	0,26	0,65	2,82	0,73	3,15	0,11	0,52	0,196	0,031	0,08	13,50	0,99	1,24	22,40	231,90	33,60	1,00	0,19

Результати тестів лінійно-регресивної моделі чисельності видів

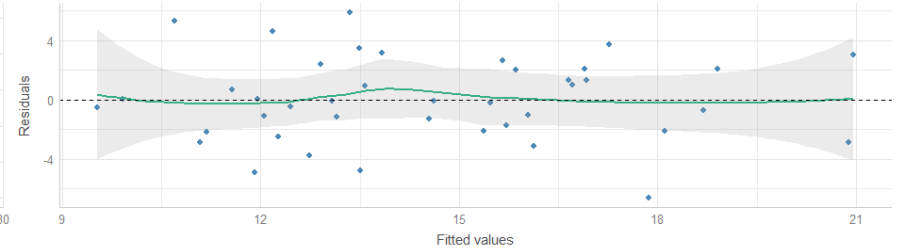
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



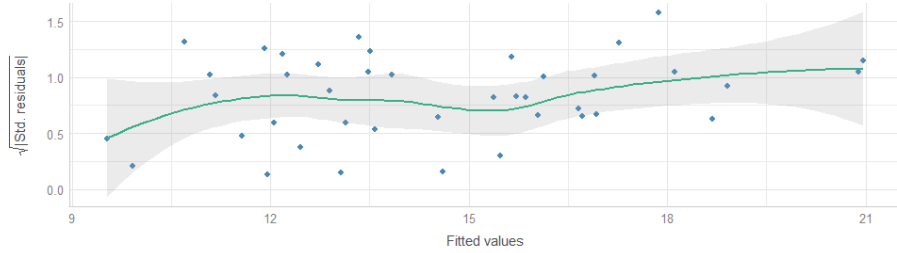
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



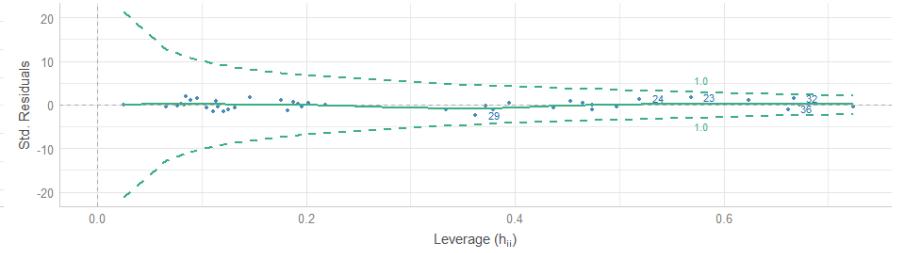
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



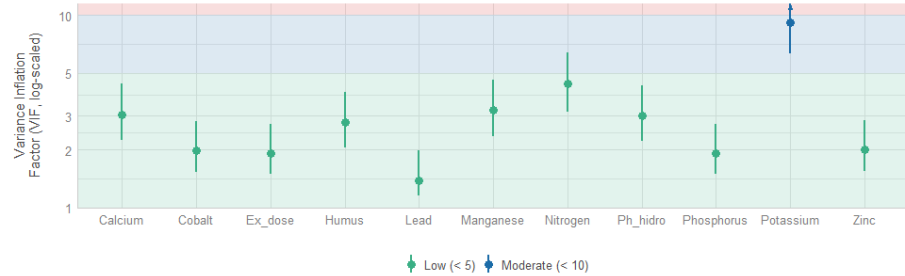
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



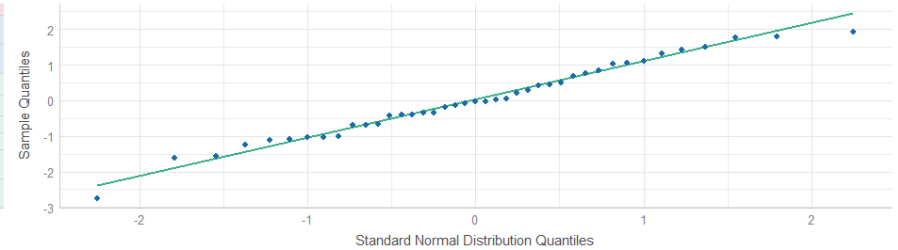
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



Normality of Residuals

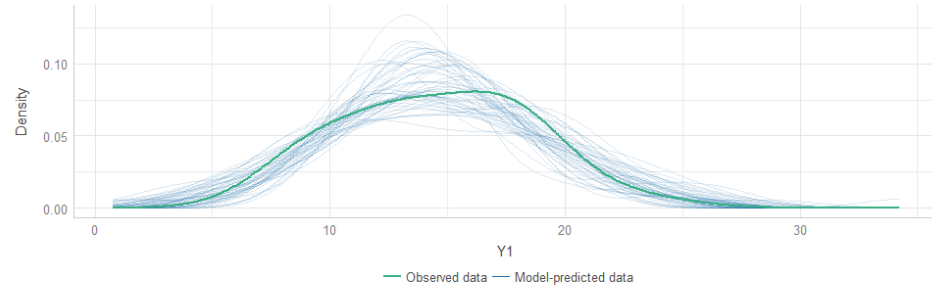
Dots should fall along the line



Результати тестів регресивного аналізу чисельності видів на основі алгоритму Баруга

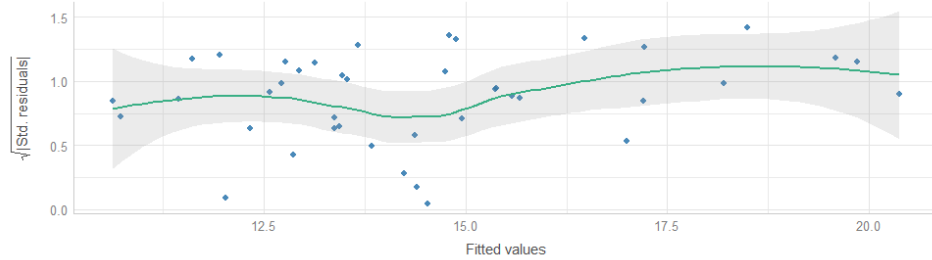
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



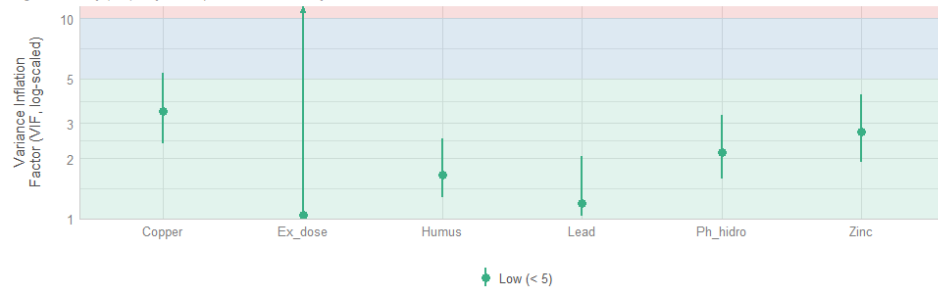
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



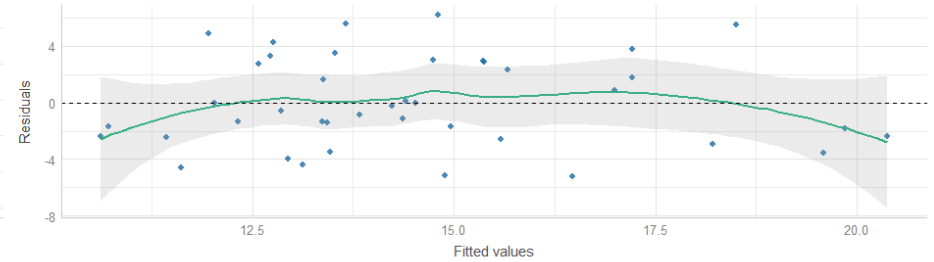
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



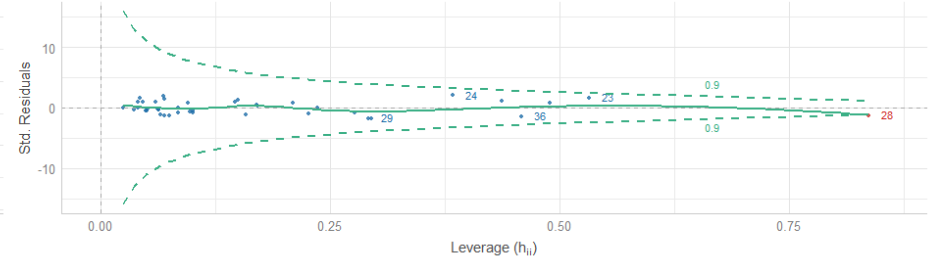
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



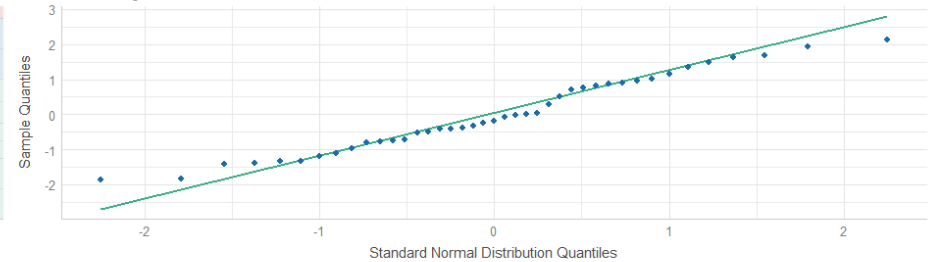
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



Normality of Residuals

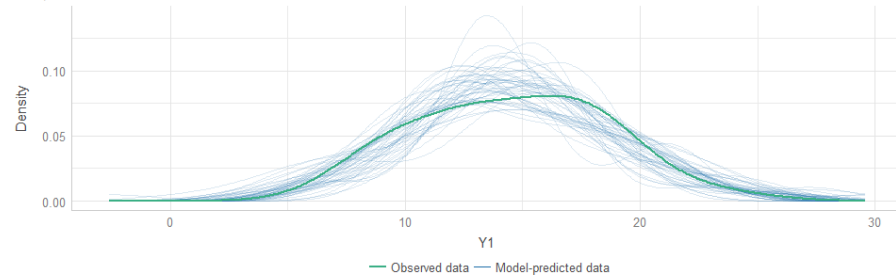
Dots should fall along the line



Результати тестів регресивної моделі чисельності видів на основі алгоритму покрокової регресії

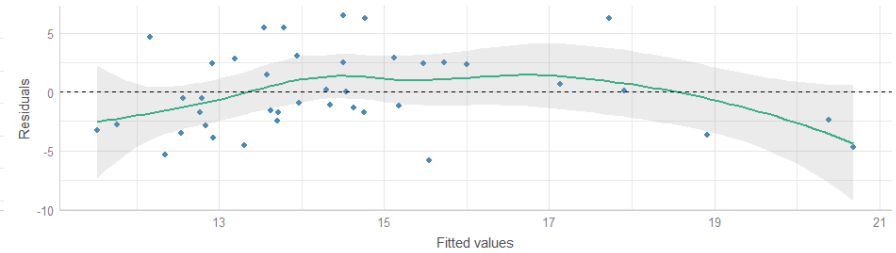
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



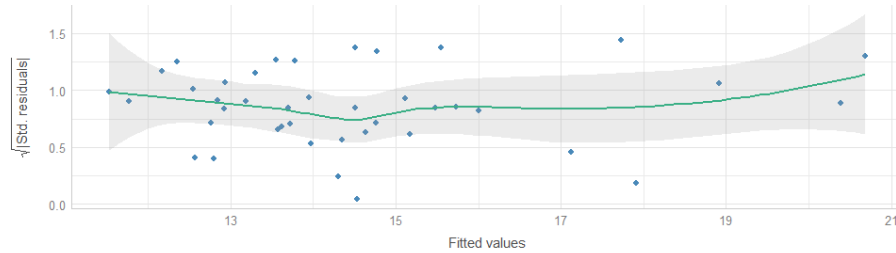
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



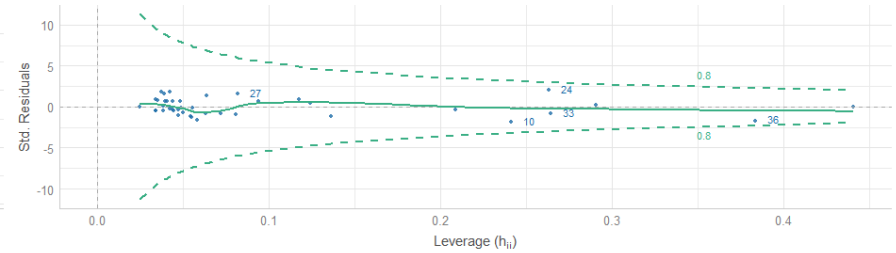
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



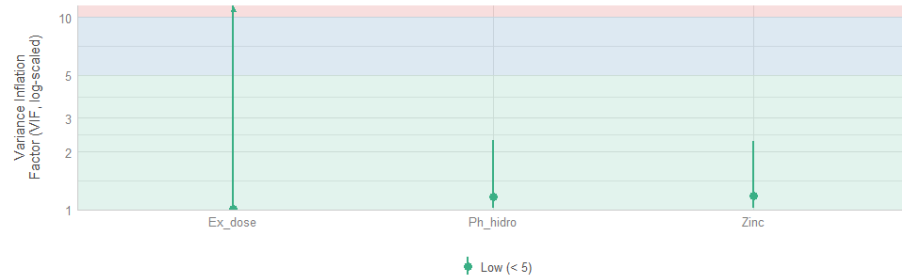
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



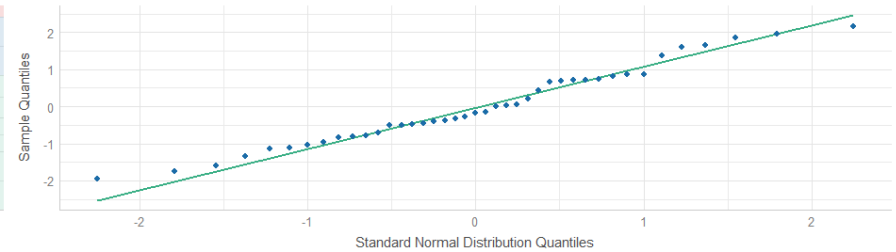
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



Normality of Residuals

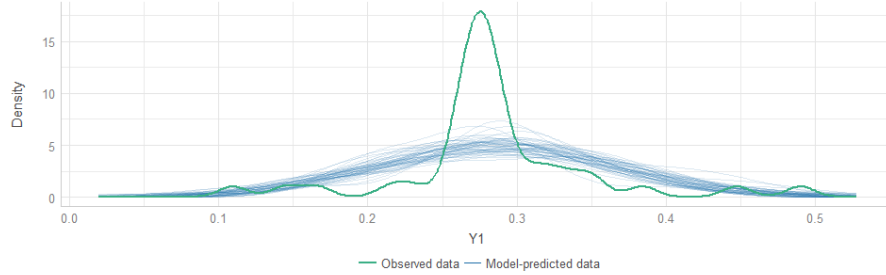
Dots should fall along the line



Результати тестів лінійно-регресивної моделі індексу домінування

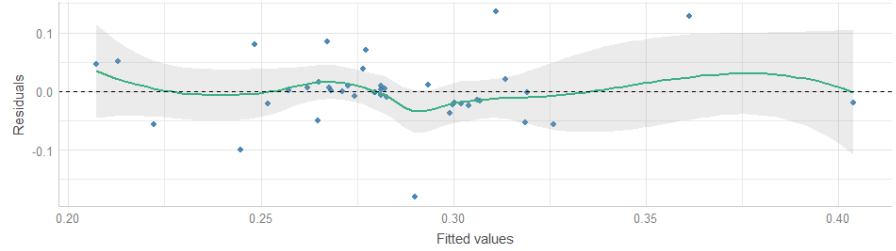
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



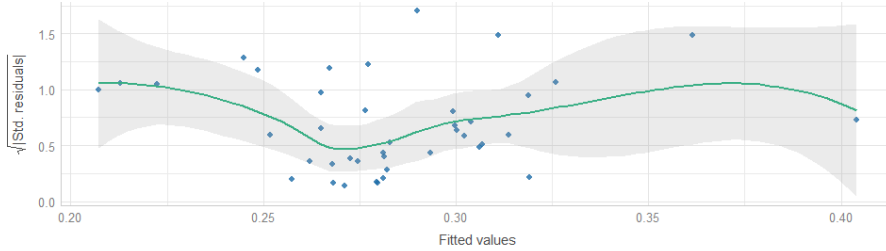
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



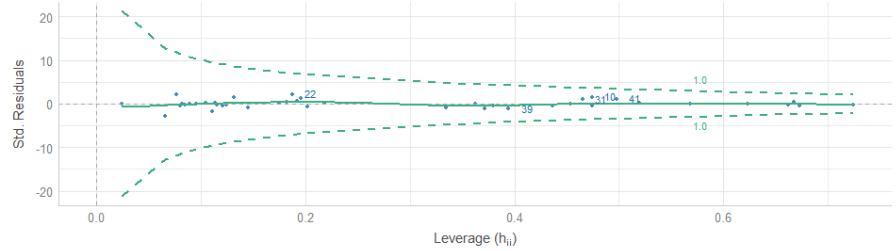
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



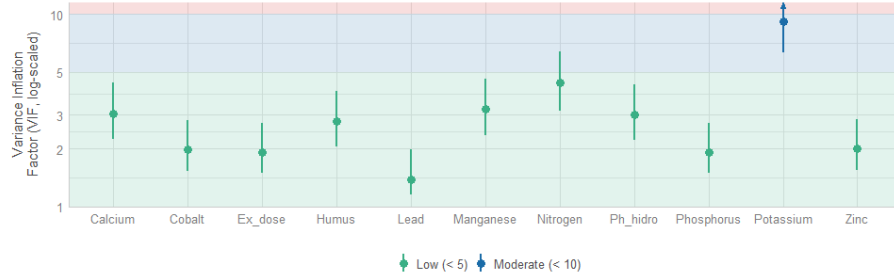
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



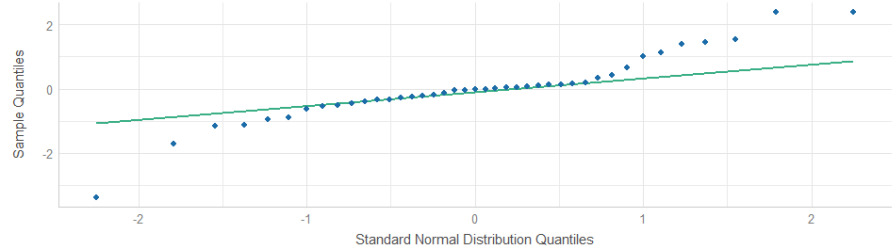
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



Normality of Residuals

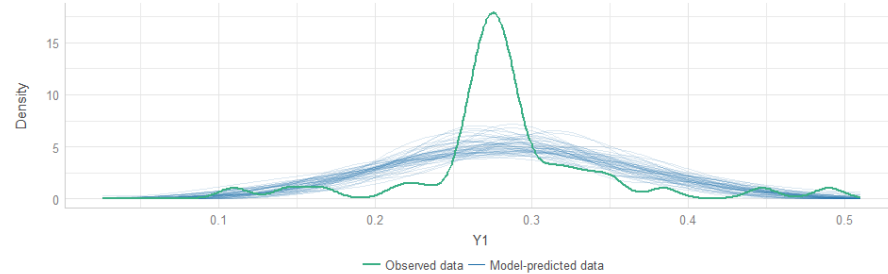
Dots should fall along the line



Результати тестів регресивного аналізу індексу домінування на основі алгоритму Барута

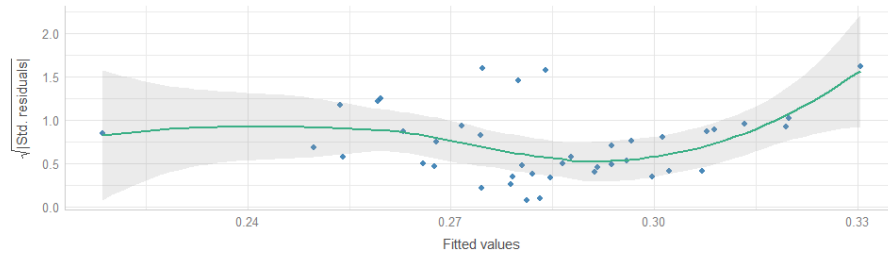
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



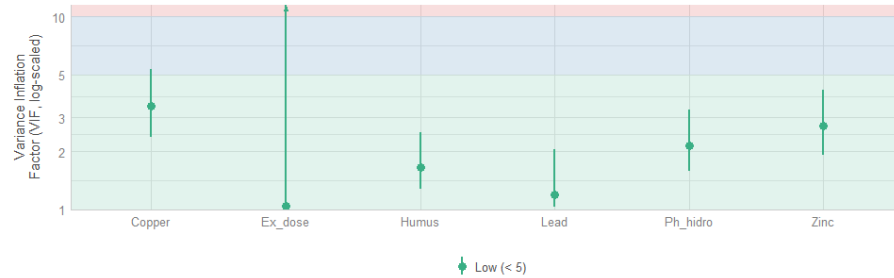
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



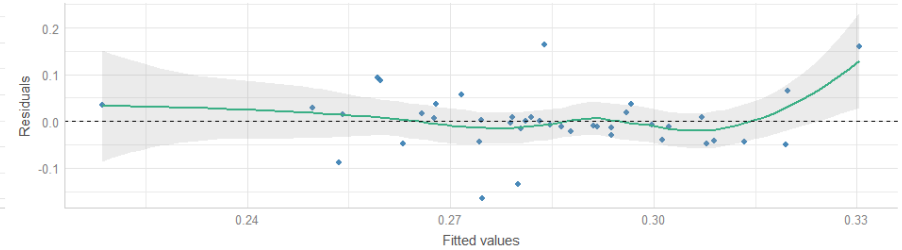
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



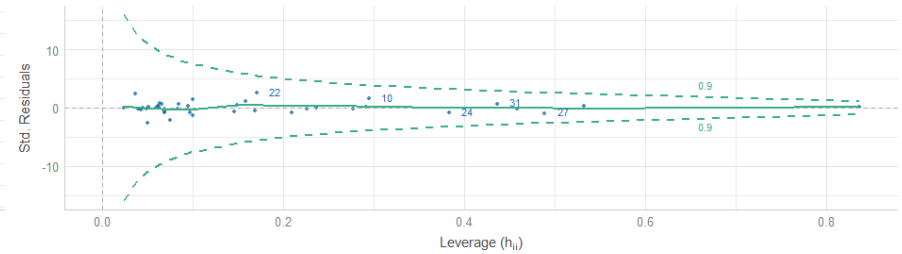
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



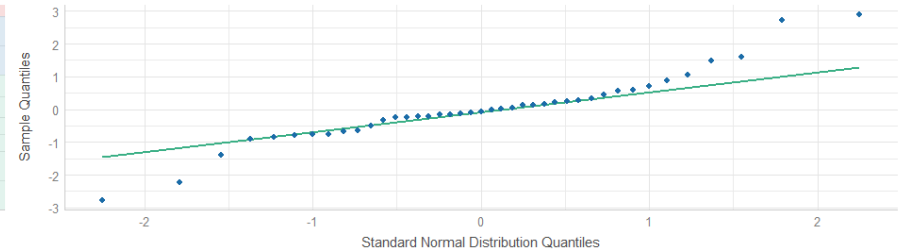
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



Normality of Residuals

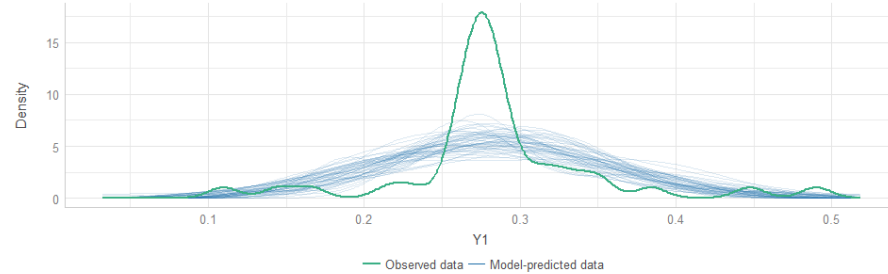
Dots should fall along the line



Результати тестів регресивної моделі індексу домінування на основі алгоритму покрокової регресії

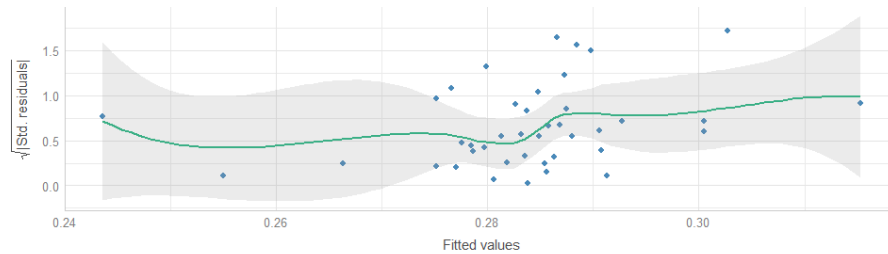
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



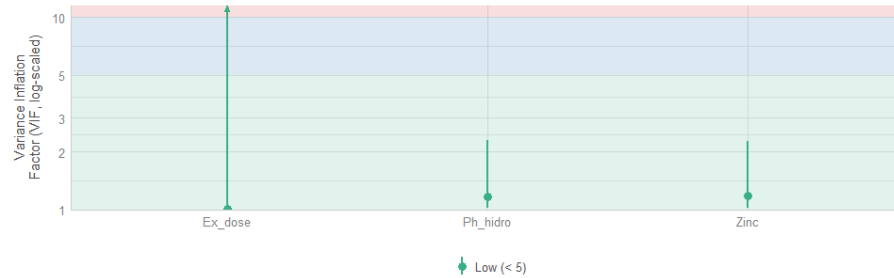
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



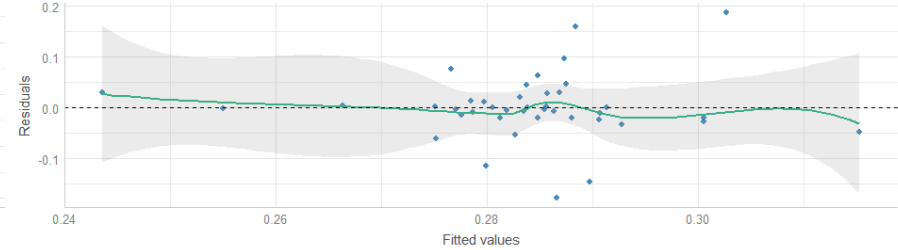
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



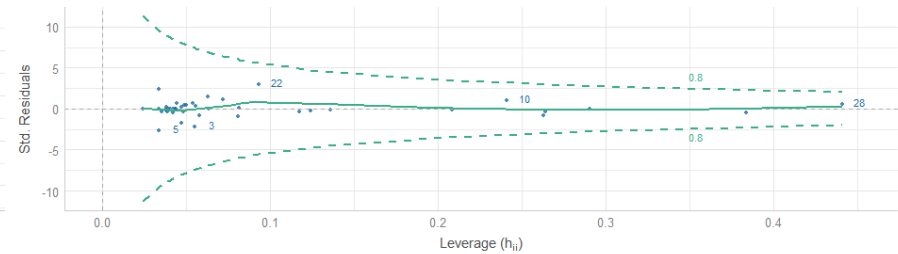
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



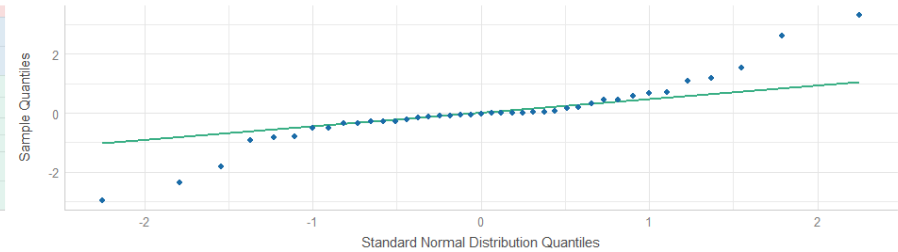
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



Normality of Residuals

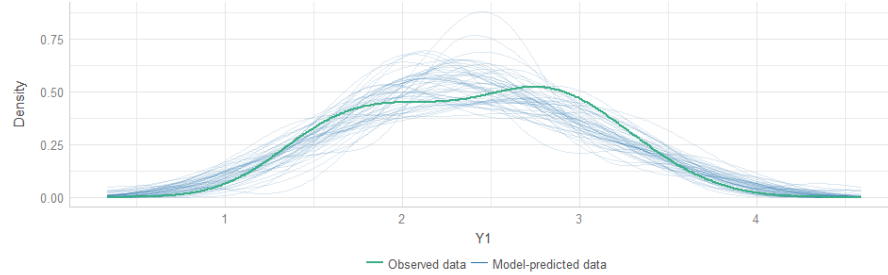
Dots should fall along the line



Результати тестів лінійно-регресивної моделі індексу Маргалефа

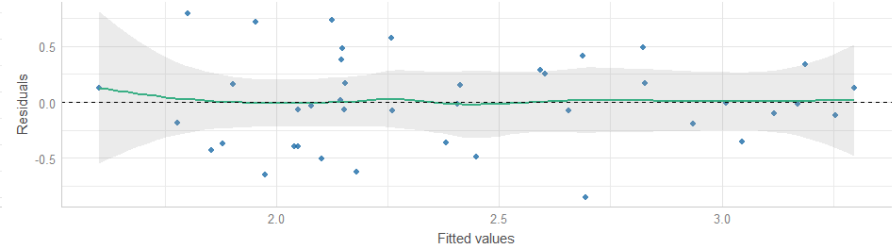
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



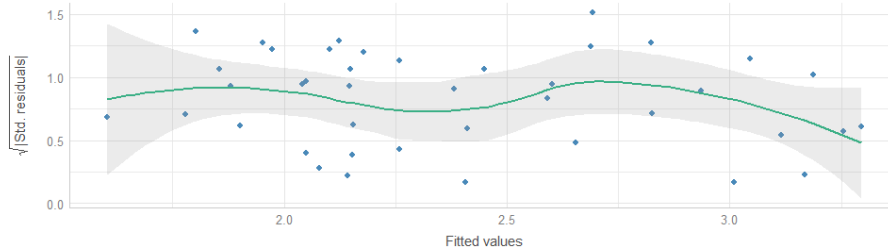
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



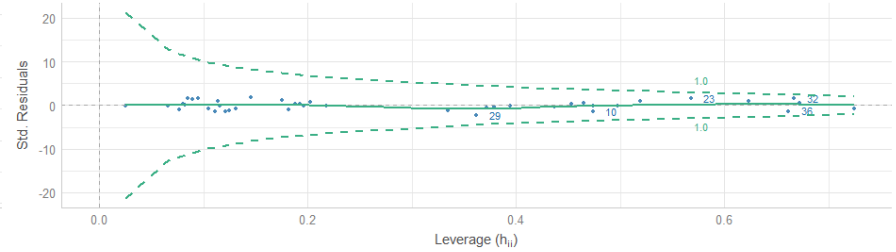
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



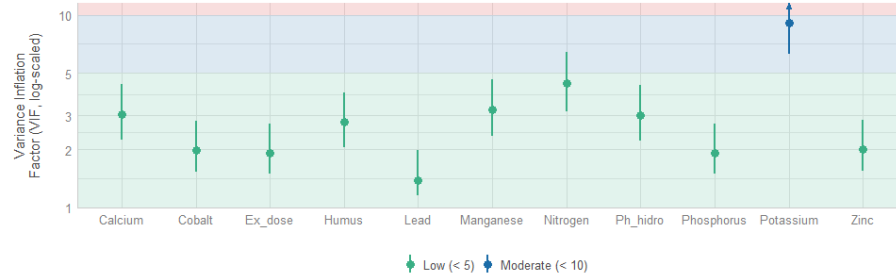
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



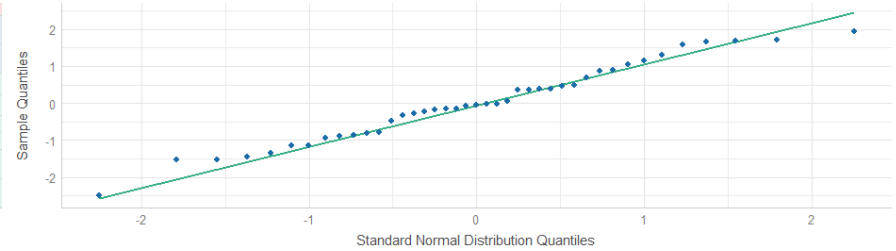
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



Normality of Residuals

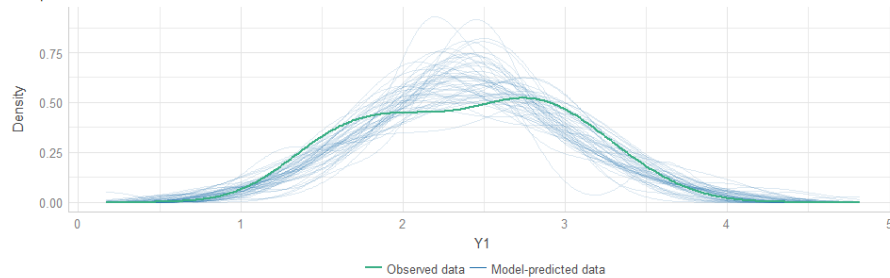
Dots should fall along the line



Результати тестів регресивного аналізу індексу Маргалефа на основі алгоритму Барута

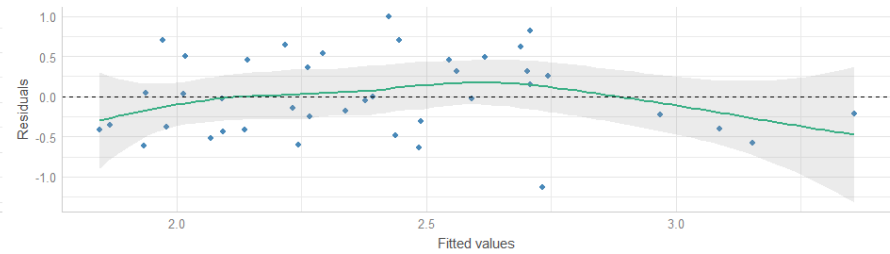
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



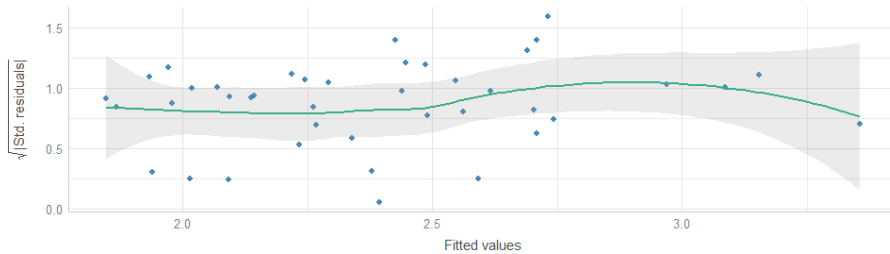
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



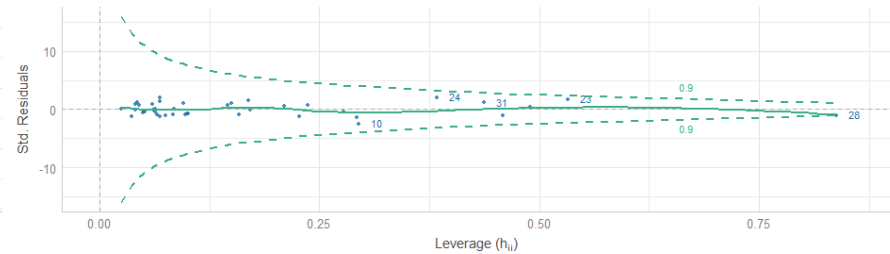
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



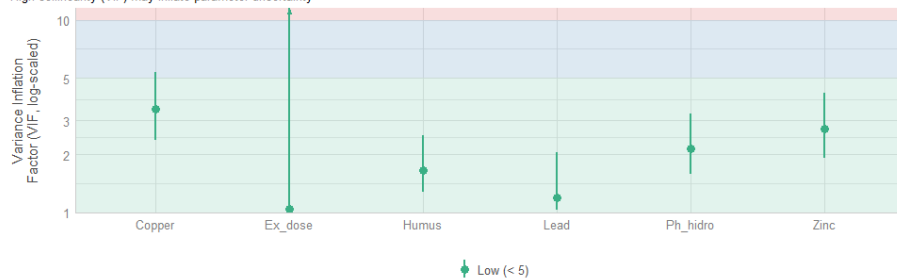
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



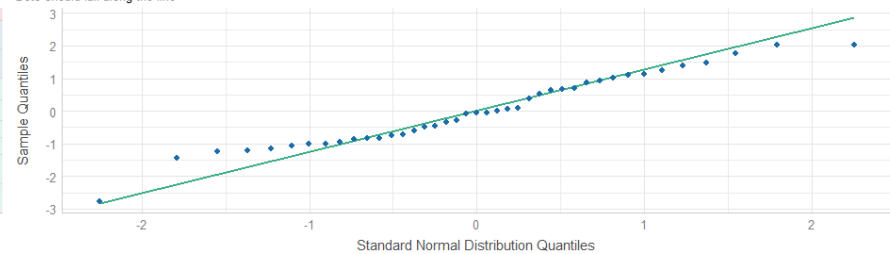
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



Normality of Residuals

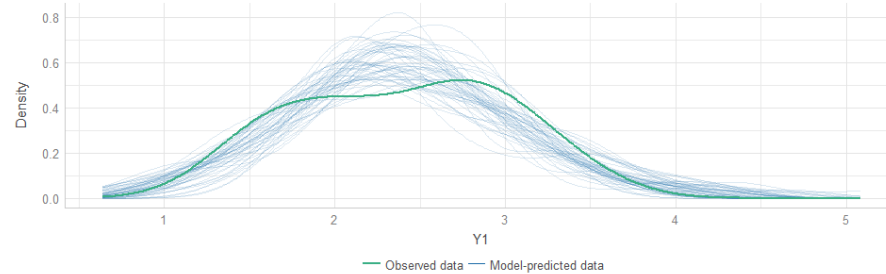
Dots should fall along the line



Результати тестів регресивної моделі індексу Маргалефа на основі алгоритму покрокової регресії

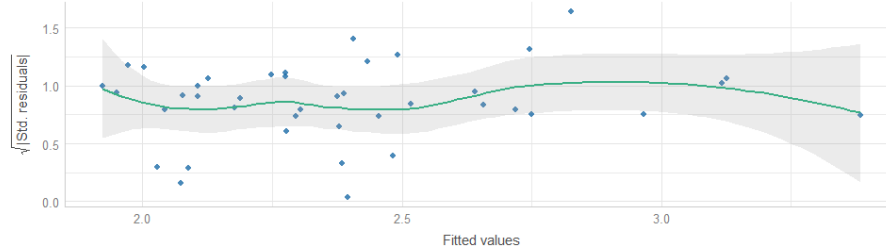
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



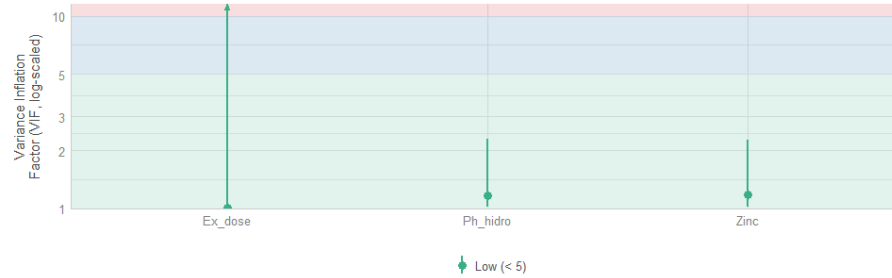
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



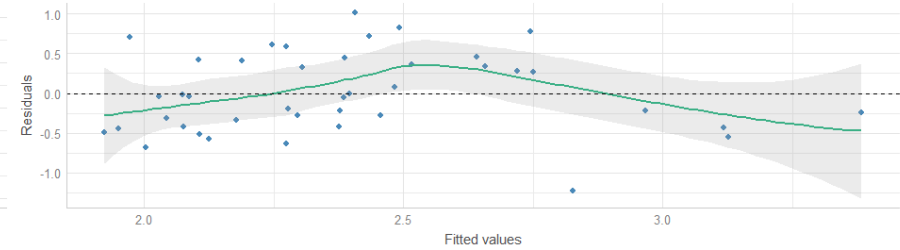
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



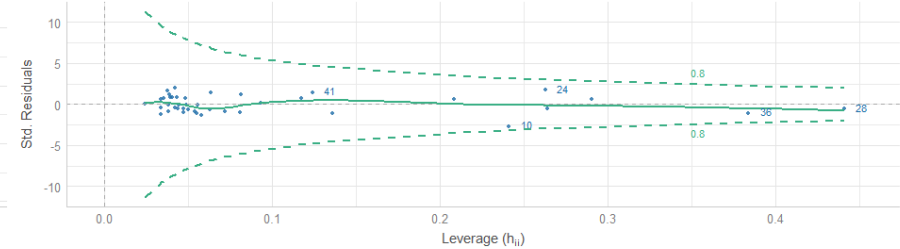
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



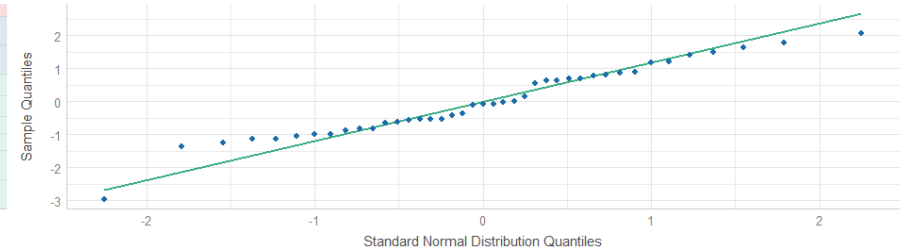
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



Normality of Residuals

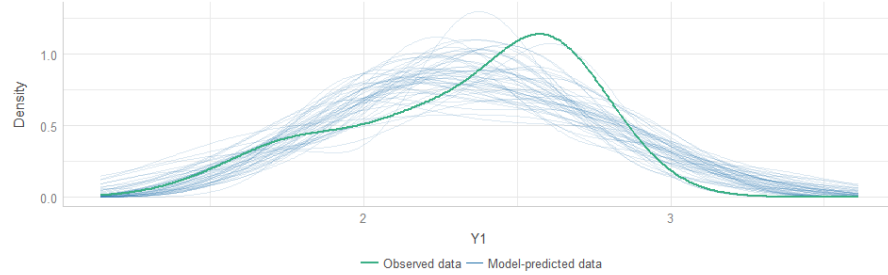
Dots should fall along the line



Результати тестів лінійно-регресивної моделі індексу Шеннона

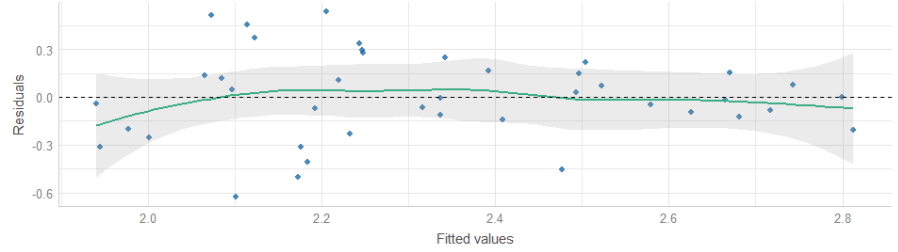
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



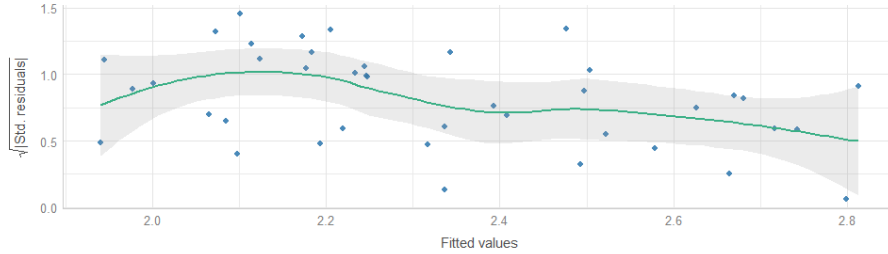
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



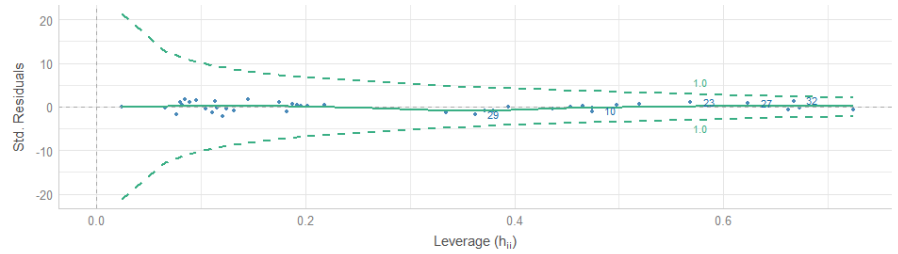
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



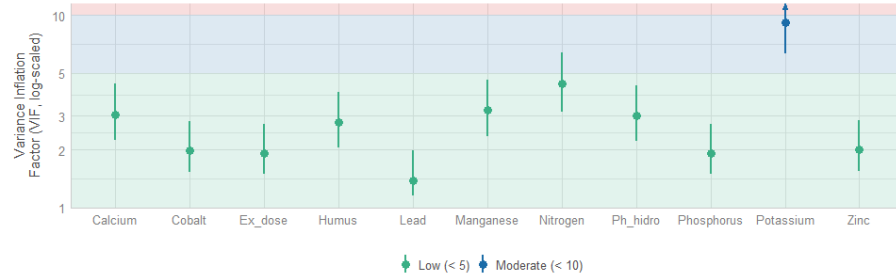
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



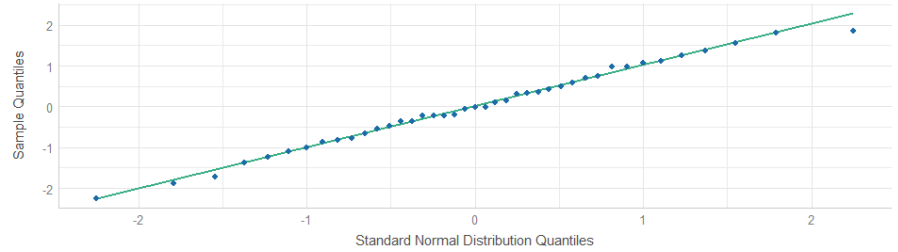
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



Normality of Residuals

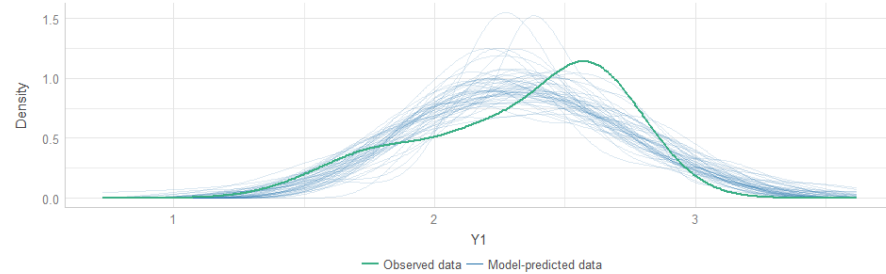
Dots should fall along the line



Результати тестів регресивного аналізу індексу Шеннона на основі алгоритму Барута

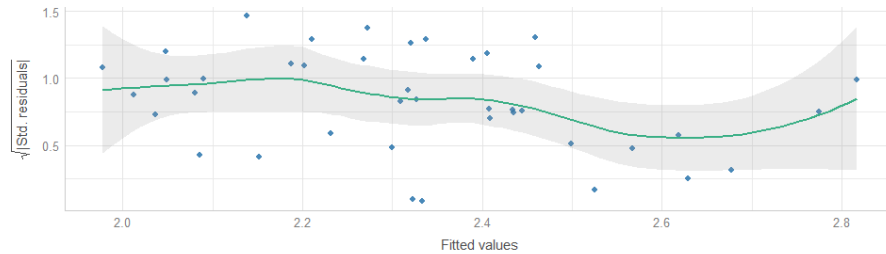
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



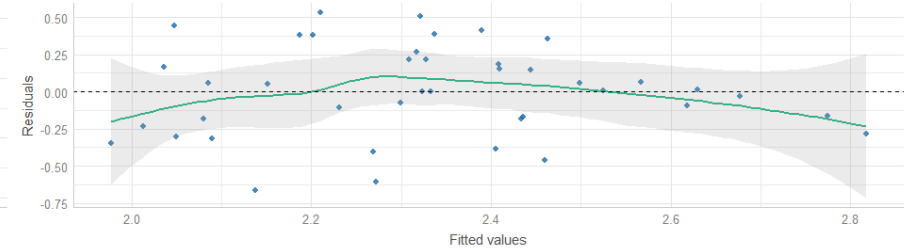
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



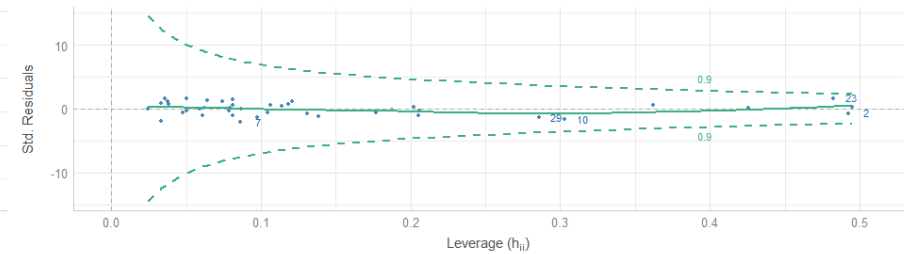
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



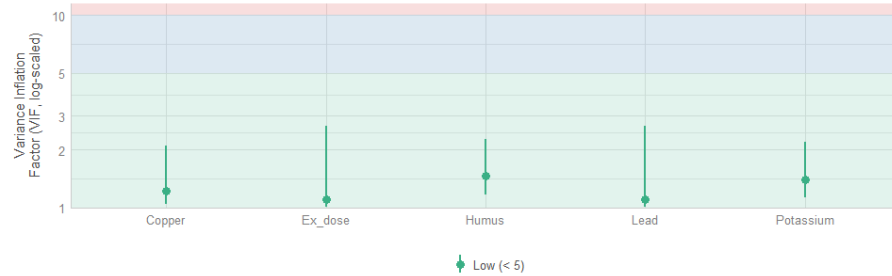
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



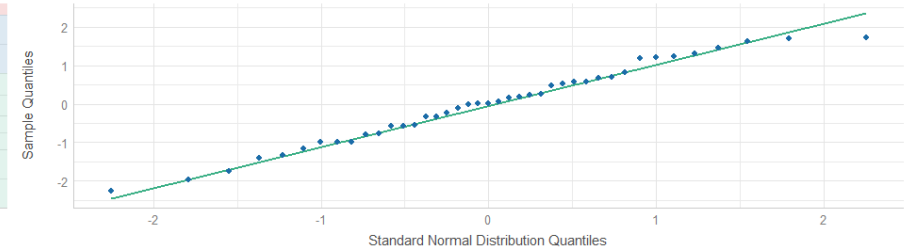
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



Normality of Residuals

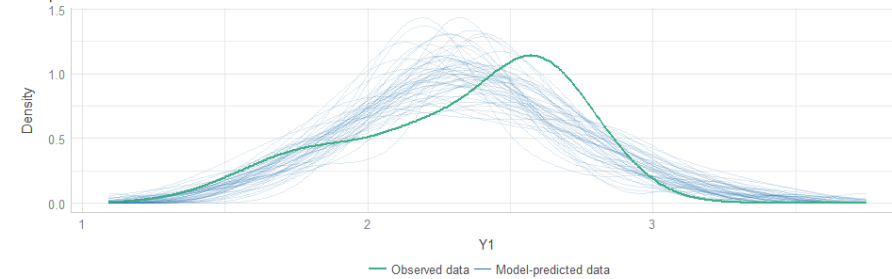
Dots should fall along the line



Результати тестів регресивної моделі індексу Шеннона на основі алгоритму покрокової регресії

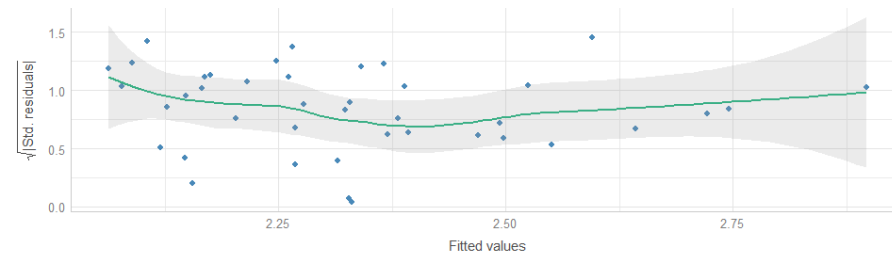
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



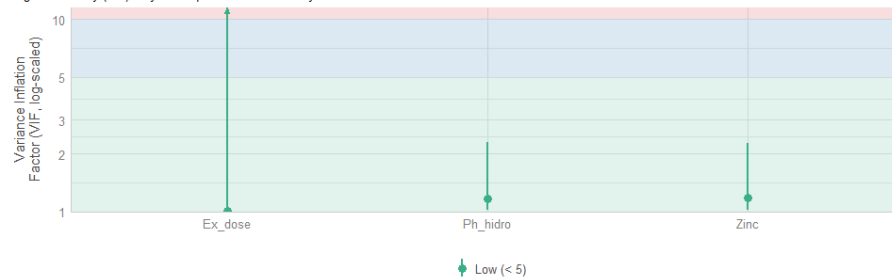
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



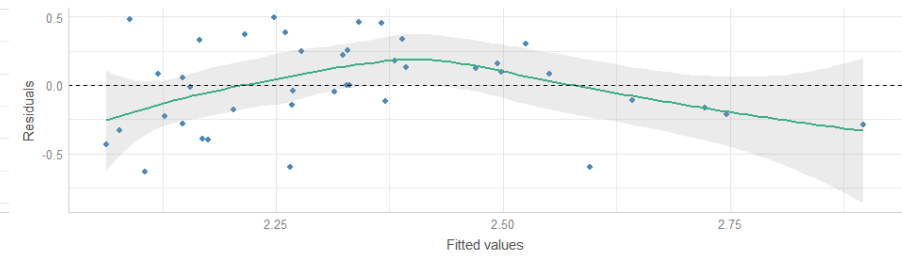
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



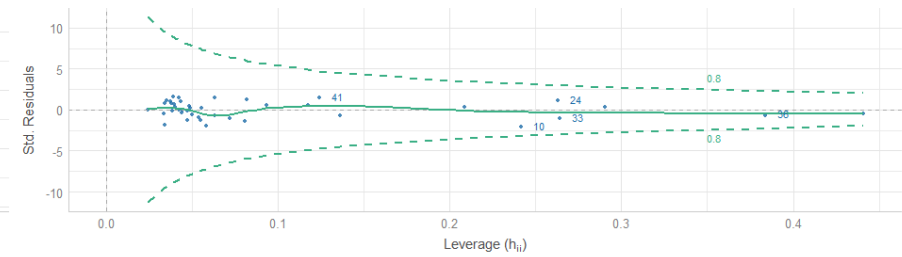
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



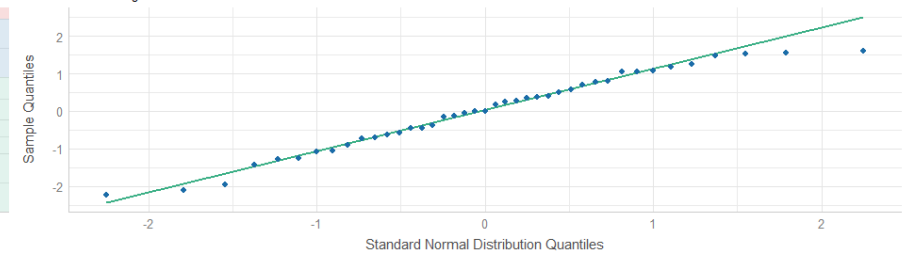
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



Normality of Residuals

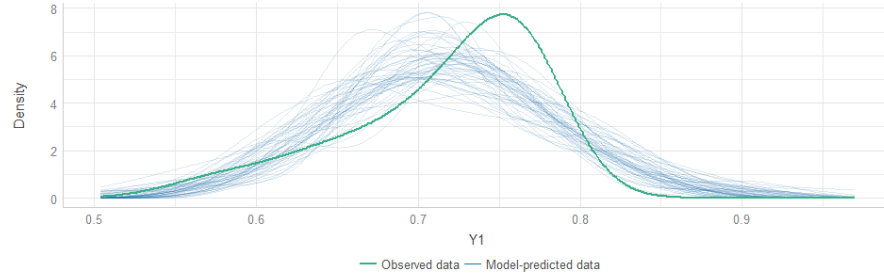
Dots should fall along the line



Результати тестів лінійно-регресивної моделі індексу Сімпсона

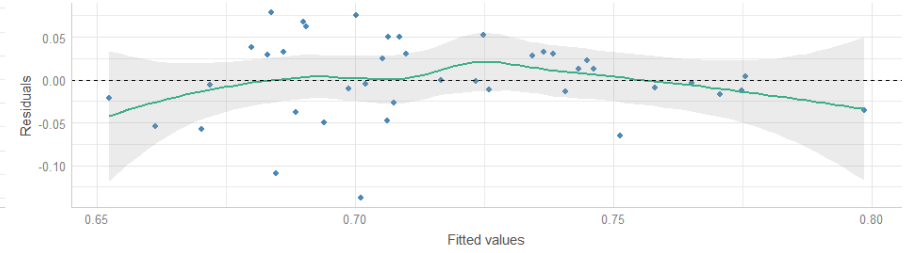
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



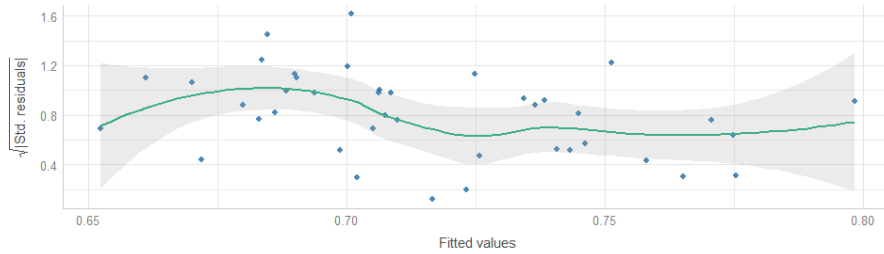
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



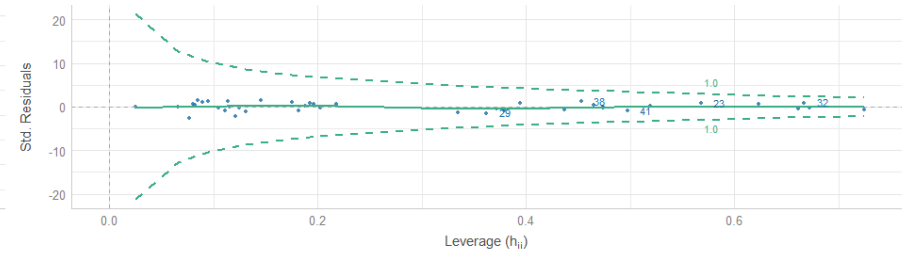
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



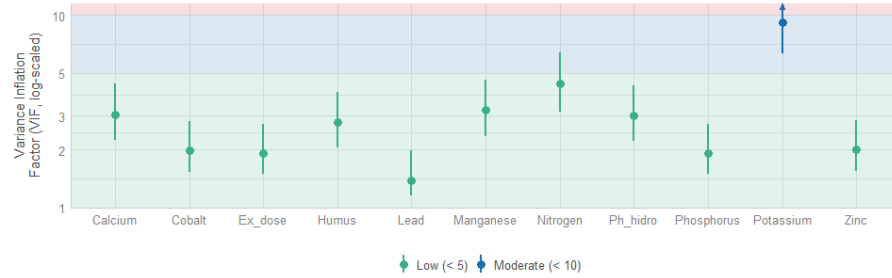
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



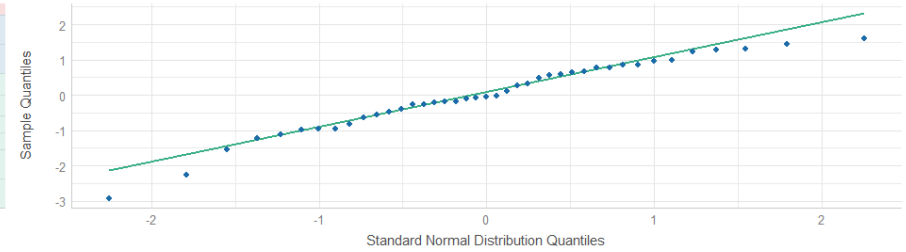
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



Normality of Residuals

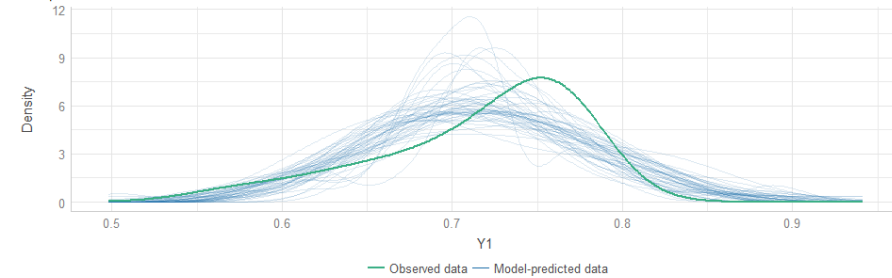
Dots should fall along the line



Результати тестів регресивного аналізу індексу Сімпсона на основі алгоритму Барута

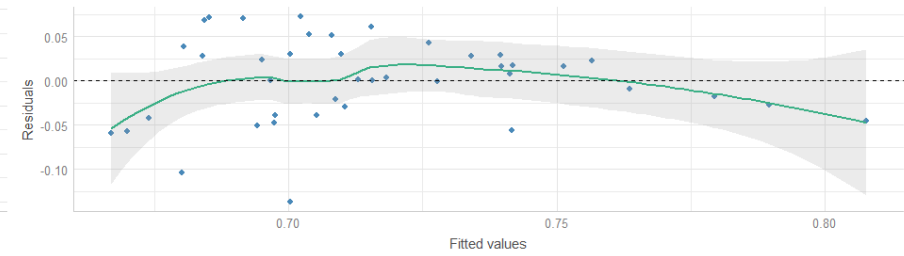
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



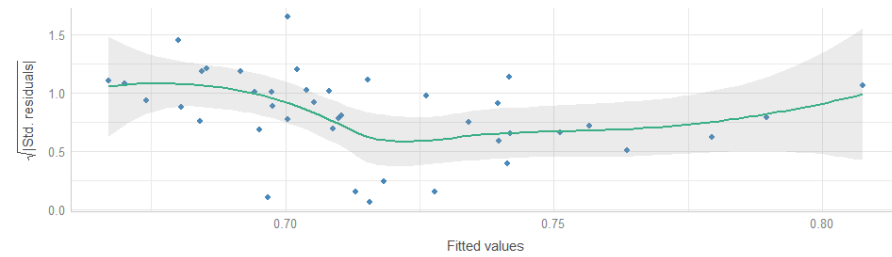
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



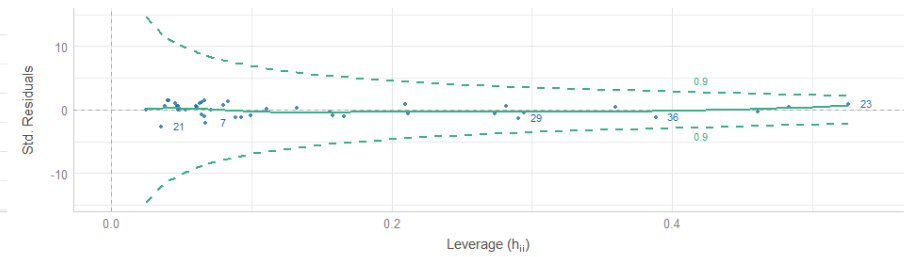
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



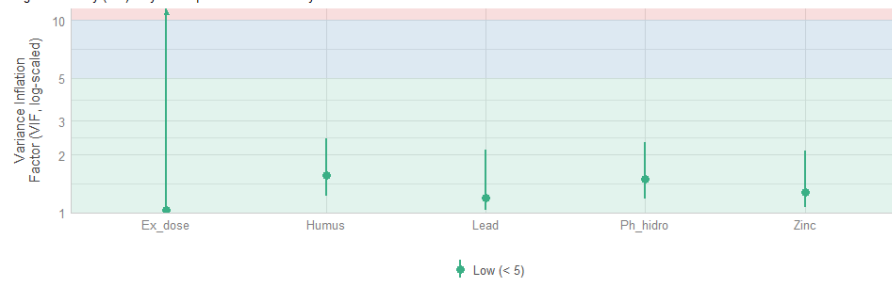
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



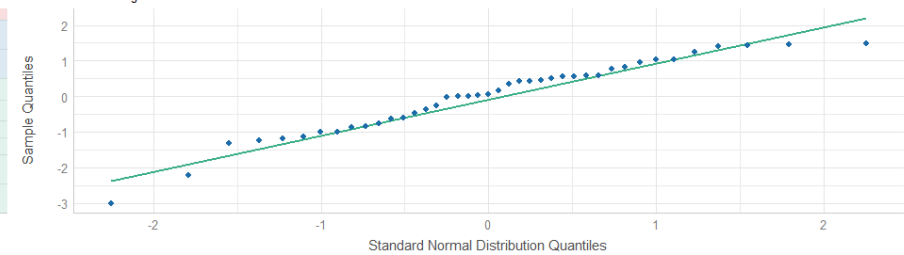
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



Normality of Residuals

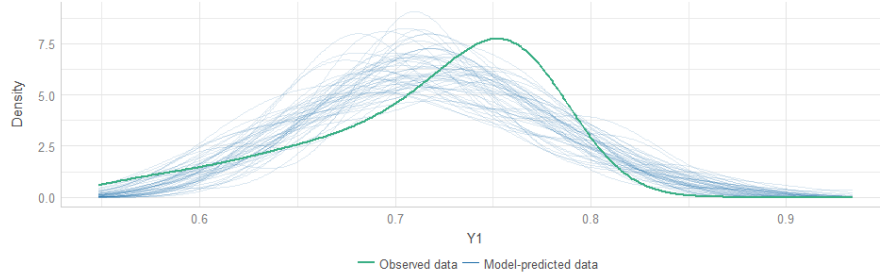
Dots should fall along the line



Результати тестів регресивної моделі індексу Сімпсона на основі алгоритму покрокової регресії

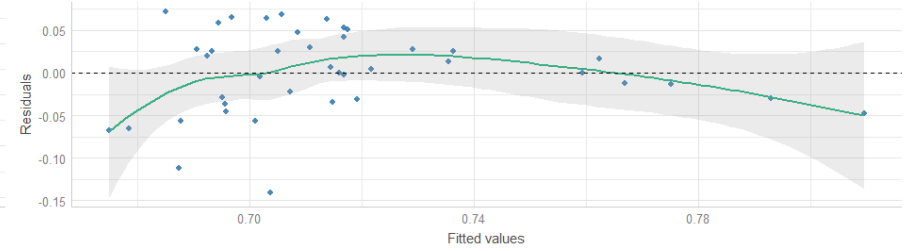
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



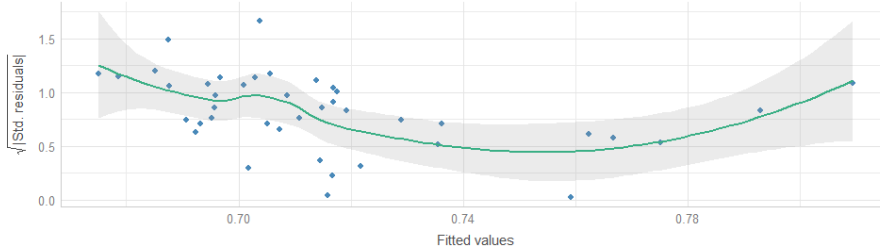
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



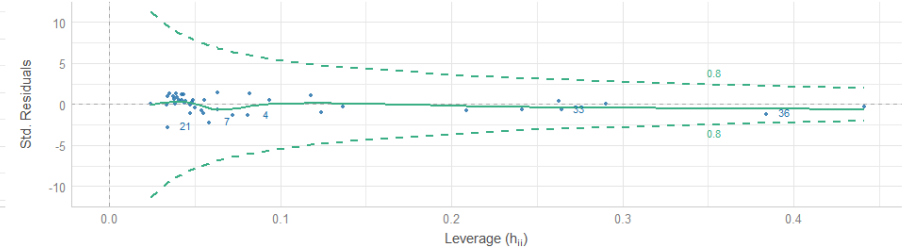
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



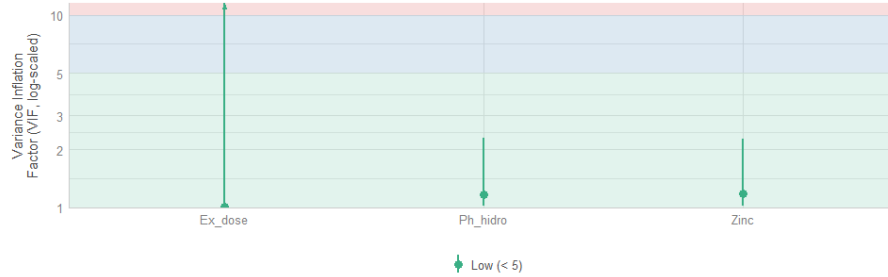
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



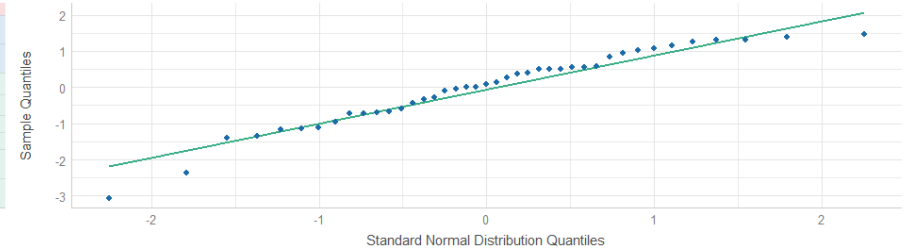
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



Normality of Residuals

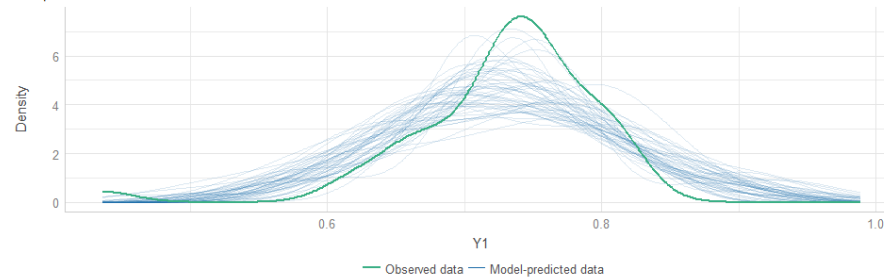
Dots should fall along the line



Результати тестів лінійно-регресивної моделі індексу Пієлу

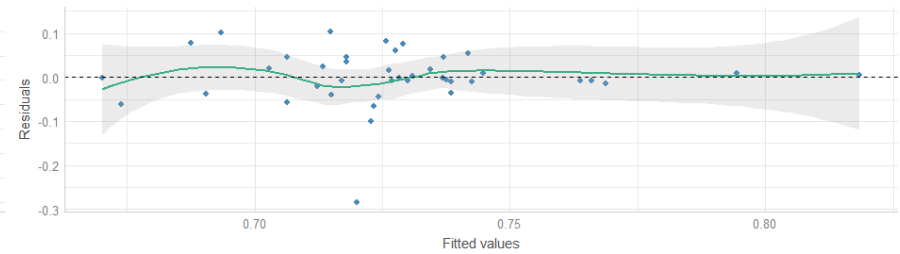
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



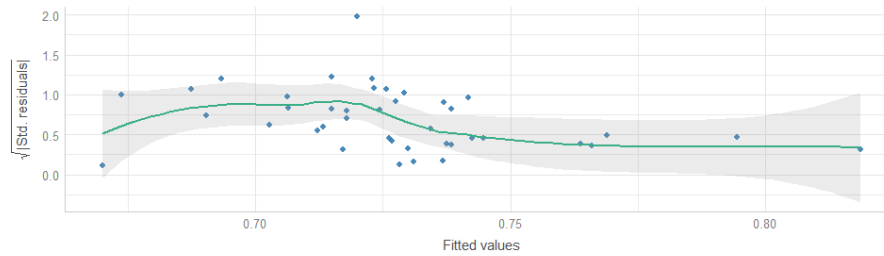
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



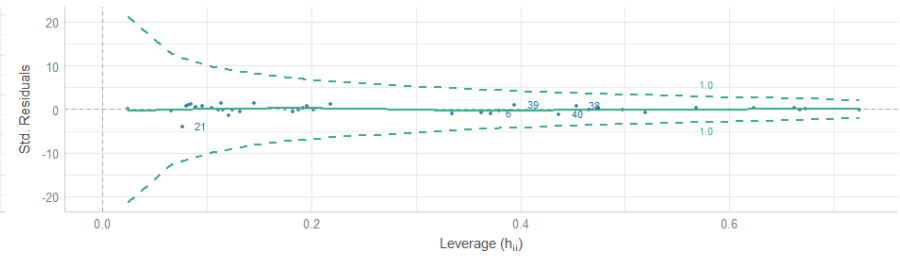
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



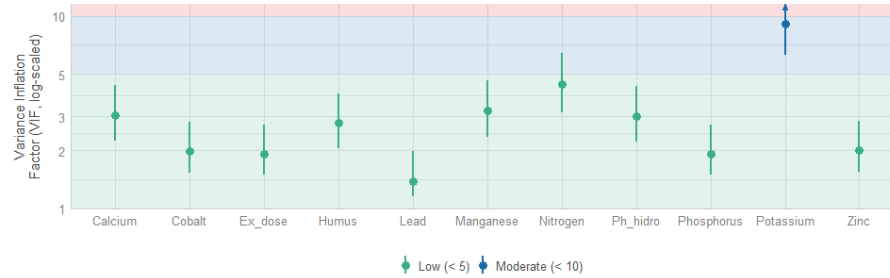
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



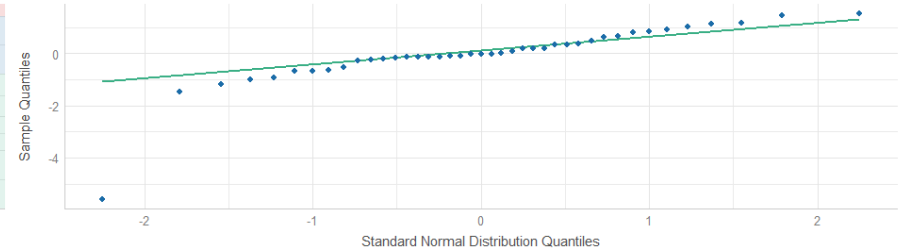
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



Normality of Residuals

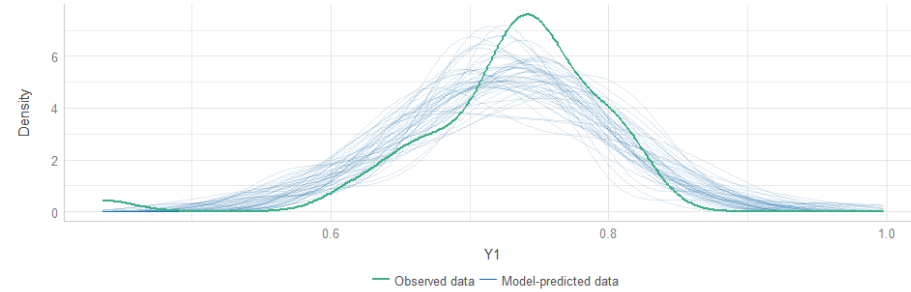
Dots should fall along the line



Результати тестів регресивного аналізу індексу Післу на основі алгоритму Барута

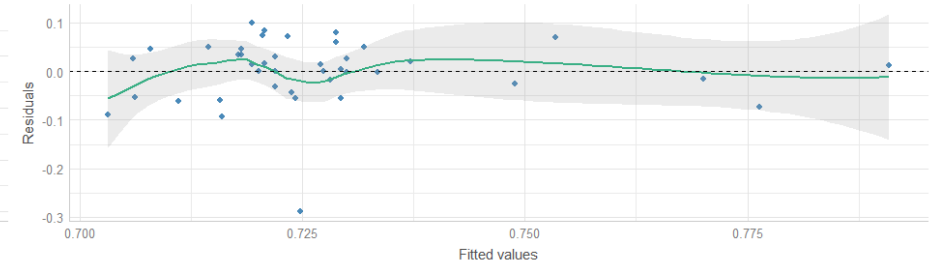
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



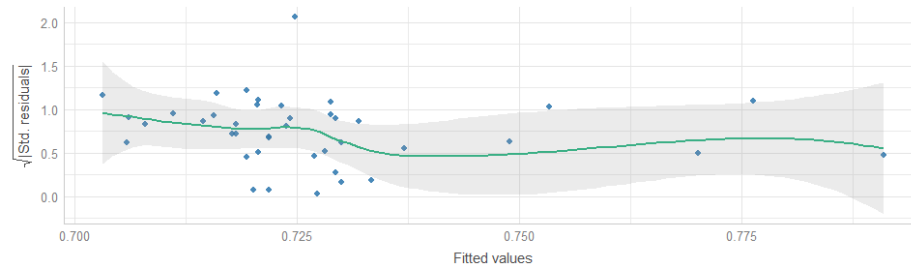
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



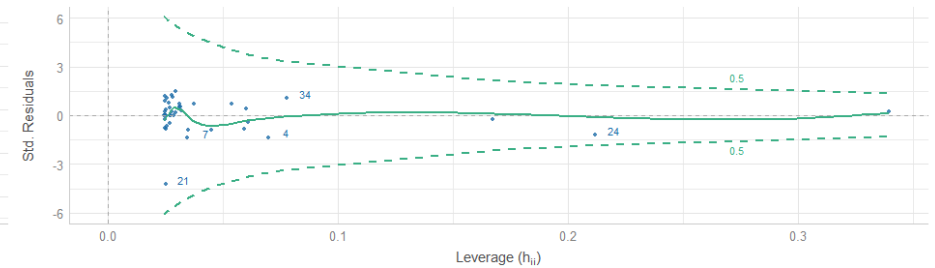
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



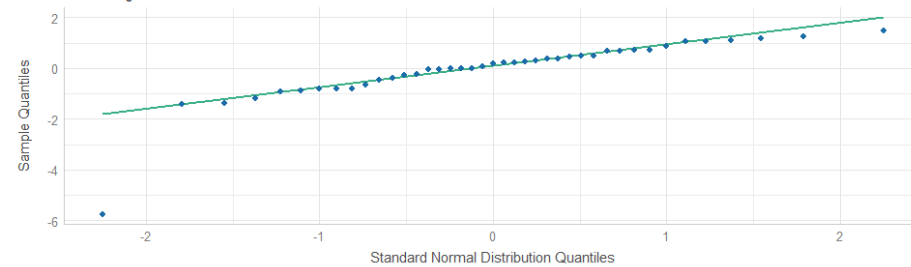
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



Normality of Residuals

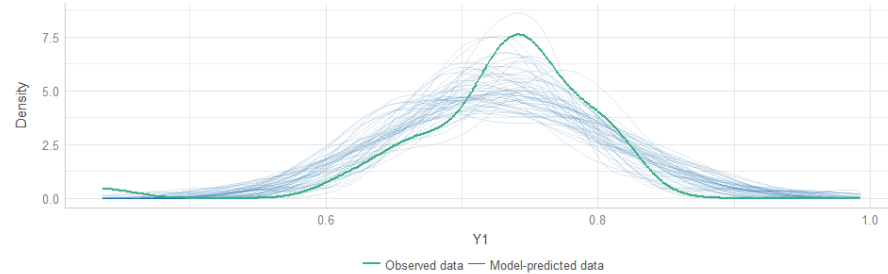
Dots should fall along the line



Результати тестів регресивної моделі індексу Пієлу на основі алгоритму покрокової регресії

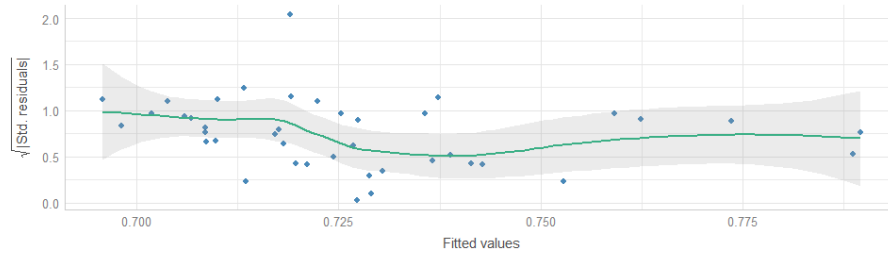
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



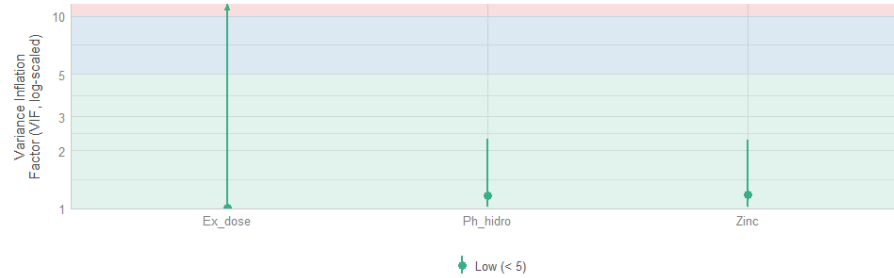
Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



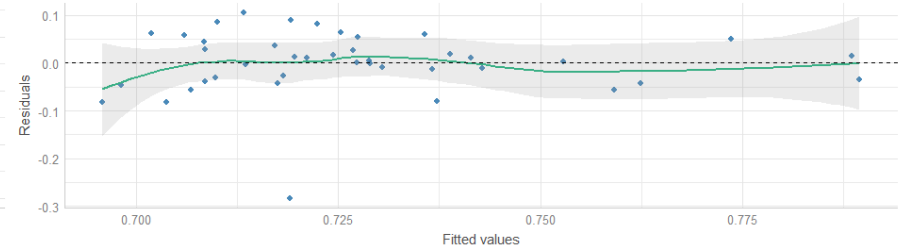
Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty



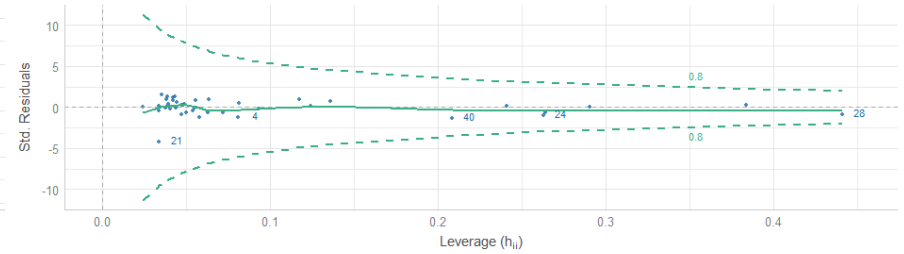
Linearity

Reference line should be flat and horizontal



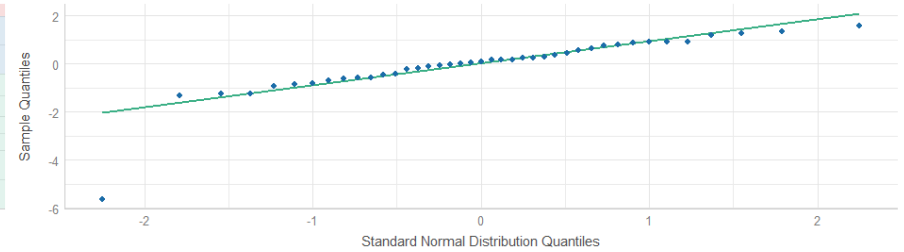
Influential Observations

Points should be inside the contour lines



Normality of Residuals

Dots should fall along the line



ДОДАТОК Д

Основні наукові праці, опубліковані за темою дисертаційної роботи

1. Устименко В. І. Видове різноманіття вищих судинних рослин свіжих борів природнього заповідника «Древлянський». *Наукові горизонти. Scientific horizons*. 2019. № 7(80). С. 75–79. <https://doi.org/10.33249/2663-2144-2019-80-7-75-79>
2. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В., Бадзян В. В. Визначення основних показників видового різноманіття борів природнього заповідника «Древлянський». *Наукові горизонти. Scientific horizons*. 2020. № 7(92). С. 65–73. <https://doi.org/10.33249/2663-2144-2020-92-7-65-73>
3. Romantschuk L., Ustymenko V., Didenko P. Accumulation and Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr Radionuclides in the Forests of the «Drevlyansky» Nature Reserve. *International Journal of Energy and Environment*. 2021. Vol. 12, Issue 2. P. 143–151. <https://doi.org/10.11648/j.ijee.20210602.11>
4. Устименко В. І., Романчук Л. Д. Вплив лісових пожеж на лісові рослинні комплекси, забруднені радіонуклідами. *Ядерна та фізична енергетика*. 2022. Т. 3, № 2. С. 195–202. <https://doi.org/10.15407/jnpae2022.03.195>
5. Orlov O., Zhukovsky O., Ivaniuk I., Ustymenko V., Martynenko V. Accumulation of ^{137}Cs by thallus of epiphytic lichen hypogymnia physodes (L.) Nyl on different trunk height in pine stands. *Scientific Horizons*. 2022. Vol. 25, no. 5. P. 48–59. [https://doi.org/10.48077/scihor.25\(5\).2022.48-59](https://doi.org/10.48077/scihor.25(5).2022.48-59)
6. Діденко П. В., Устименко В. І., Бакай Б. Я. Лісові пожежі на Поліссі та їх вплив на довкілля. *Лісове господарство, лісова, паперова і деревообробна промисловість*. 2019. Вип. 45. С. 138–145.
7. Romanchuk L., Didenko P., Sus N., Ustymenko V., Orlovskyi A. Scots Pine Seedlings Growth Under Different Ca/Mn Soil Ratios. *International Journal of Ecotoxicology and Ecobiology*. 2021. Vol. 6, Issue 2. P. 34–40.

<https://doi.org/10.11648/j.ijee.20210602.12>

8. Устименко В. І. Визначення цінності органічного землеробства для підвищення рівня біорізноманіття. *Органічне виробництво і продовольча безпека* : [зб. матеріалів доп. учасників VII Міжнар. наук.-практ. конф.] / [редкол.: О. Скидан та ін.]; Житомир. нац. агрокол. ун-т. Житомир : ЖНАЕУ, 2019. С. 411–414.

9. Устименко В. І. Оцінка цінності біорізноманіття водних екосистем та актуальність його збереження. *Водні екосистеми у контексті євроінтеграції : реалії та перспективи* : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф., приуроч. до Всесвіт. дня водних ресурсів (21-22 березня 2019 р.) / [редкол.: О. В. Скидан та ін.]. Житомир : ЖНАЕУ, 2019. С. 136-138.

10. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Видове різноманіття як елемент сталого розвитку. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку* : матеріали III-ої Міжнар. наук.-практ. конф. (22-23 жовтня 2020 р.) / ДВНЗ "Херсон. держ. аграр. ун-т". Херсон : Олді Плюс, 2020. С. 543–546.

11. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Дослідження радіологічного стану лісової підстилки соснових деревостанів борів природного заповідника «Древлянський». *Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення* : зб. праць учасн. Міжнар. наук.-практ. конф. (22-23 квітня 2021 р.). Житомир : Поліський нац. університет, 2021. С. 82–87.

12. Устименко В. І., Діденко П. В. Пріоритетні напрями покращення стану лісових екосистем Полісся. *Лісові екосистеми: сучасні проблеми і перспективи досліджень – 2021* : матеріали II Всеукр. наук.-практ. конф. (30 квітня 2021 р.). Житомир, 2021. С. 24-25.

13. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Особливості екосистемних процесів, функцій, послуг лісових екосистем. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті*

сталого розвитку : матеріали IV Міжнар. наук.-практ. конф. (21-22 жовтня 2021 р). Херсон, 2021. С. 246–249.

14. Романчук Л. Д., Устименко В. І., Діденко П. В. Бета-різноманіття фітоценозів борів природного заповідника «Древлянський». *VIII-ий Міжнародний з'їзд екологів* : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. (22–24 вересня 2021 р.). Вінниця : ВНТУ, 2021 С. 338–341.