ЗАПОРІЗЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОЛОГІЧНИЙ ФАКУЛЬТЕТ

Кафедра загальної та прикладної екології і зоології

Кваліфікаційна робота

бакалавра

на тему: ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ЖИВЛЕННЯ ПАРНОКОПИТНИХ НА ОСТРОВІ ХОРТИЦЯ

ECOLOGICAL ASPECTS OF THE DIET OF ARTIODACTYLS ON KHORTYTSIA ISLAND

Виконала: студентка 4 курсу, групи 6.1011

Спеціальності 101 Екологія

освітньо-професійної програми

Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування

Волкова П.О.

Керівник доцент, доцент, к. с-г..н. Притула Н.М.

Рецензент зав. каф., професор, д.б.н. Рильський О.Ф.

Запоріжжя – 2025

ЗАПОРІЗЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Біологічний факультет
Кафедра загальної та прикладної екології і зоології Рівень вищої освіти бакалавр
Спеціальність 101 Екологія
Освітньо-професійна програма Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри загальної та прикладної екології і зоології,
д.б.н., проф.

О.Ф. Рильський

«___» _____ _____ року

З А В Д А Н Н Я
НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ СТУДЕНТЦІ
Волкової Поліни Олександрівни

1. Тема роботи Екологічні аспекти живлення парнокопитних на острові Хортиця.

керівник роботи доцент, к. с-г..н. Притула Н.М.

затверджені наказом ЗНУ від «29» грудня 2025 р. № 160–с

2. Строк подання студентом роботи «14» червня 2025 року

3. Вихідні дані до роботи методичні матеріали; особисті спостереження; дані власних експериментальних досліджень 2024-2025 рр.

4. Зміст розрахунково–пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити) 1) описати якісний і кількісний склад новоутворених фітоценозів; 2) визначити обсяги кормових запасів для жуйних копитних; 3) визначити взаємозв'язок ратичних та деревостану.

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень): **3** рисунків, **5** таблиць.

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		Завдання видав	Завдання прийняв
4	Рильський О.Ф. д.б.н., проф.		

7. Дата видачі завдання 23.09.2025

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів виконання кваліфікаційної роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітки
1.	Огляд літературних джерел. Написання відповідного розділу роботи	Вересень-листопад 2024 р.	Виконано
2.	Вивчення, засвоєння методик дослідження. Написання відповідного розділу роботи	Вересень-грудень 2024 р.	Виконано
3.	Засвоєння правил техніки безпеки під час виконання експериментальної частини. Написання відповідного розділу роботи	Жовтень-грудень 2024 р.	Виконано
4.	Проведення експериментальних досліджень. Оформлення результатів експерименту	Грудень-березень 2024-2025 рр.	Виконано
5.	Оформлення кваліфікаційної роботи	Квітень-травень 2025 р.	Виконано
6	Передзахист роботи	19 травня 2025 р.	Виконано
7.	Рецензування кваліфікаційної роботи	Травень-перша декада червня 2025 р.	Виконано
8.	Подання роботи на кафедру	Травень 2025 р.	Виконано
9.	Захист кваліфікаційної роботи	Червень 2025 р.	Виконано

Студентка Волкова П.О.

Керівник роботи Притула Н.М.

Нормоконтроль пройдено

Нормоконтролер Притула Н.М.

РЕФЕРАТ

В роботі _69_ сторінок, _5_ таблиць, _3_ рисунків, було використано _71_ літературних джерел, із них _38_ іноземною мовою.

Об’єкт дослідження: сукцесійні зміни заплавних екосистем острова Хортиця внаслідок осушення.

Предмет дослідження: якісна та кількісна характеристика молодого деревостану (*Salix alba, Populus nigra*) як кормової бази парнокопитних.

Методи досліджень: аналіз літературних джерел, польовий моніторинг і спостереження, класифікація сіянців за розмірами, статистичні методи (середня густота, стандартне відхилення, коефіцієнт варіації, екстраполяція на площі, стандартна помилка).

Метою кваліфікаційної роботи є комплексне вивчення екологічних аспектів живлення парнокопитних на острові Хортиця через оцінку кормових ресурсів новоутворених деревних угруповань.

Теоретично та експериментально визначено:

1) видовий та структурний склад нових вербово-тополевих фітоценозів;

2) обсяги кормових запасів у розрізі контрольних та експериментальних ділянок;

3) взаємозв’язок між інтенсивністю випасу копитних і просторовою варіабельністю деревостану.

ХОРТИЦЯ, МОЛОДИЙ ДЕРЕВОСТАН, SALIX ALBA, КОРМОВІ РЕСУРСИ, ПАРНОКОПИТНІ.

ABSTRACT

The work consists of _69_ pages, _5_ tables, _3_ figures; _71_ references are used, including _38_ in foreign languages.

Object of study: successional changes in the floodplain ecosystems of Khortytsia Island following drainage.

Subject of the study: qualitative and quantitative characteristics of the young tree stand (*Salix alba*, *Populus nigra*) as a forage base for ungulates.

Research methods: literature review, field monitoring and observation, classification of seedlings by size, statistical analysis (mean density, standard deviation, coefficient of variation, area extrapolation, standard error).

The purpose of the qualification work is to comprehensively examine the ecological aspects of ungulate feeding on Khortytsia Island by assessing forage resources of newly formed tree communities.

Theoretically and experimentally determined:

1) species composition and structure of new willow–poplar phytocenoses;

2) volumes of forage reserves on control and experimental plots;

3) relationship between grazing intensity and spatial variability of the tree stand.

KHORTYTSIA, YOUNG TREE STAND, SALIX ALBA, FORAGE RESOURCES, UNGULATES.

ЗМІСТ

ВСТУП 7
1 ОГЛЯД НАУКОВОЇ ЛІТЕРАТУРИ 9
1.1 Фізико-географічний та екологічний контекст острова Хортиця 9
1.2 Біоценологічний склад о. Хортиця 19
1.3 Ратичні о. Хортиці 21
1.3.1 Козуля європейська (*Capreolus capreolus*) 21
1.3.2 Кабан дикий (*Sus scrofa L.*) 24
1.3.3 Олень плямистий (*Cervus nippon*) 25
2 МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ 29
2.1. Матеріали та характеристика методів досліджень 29
2.2. Статистична обробка результатів 32
3 ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА ЧАСТИНА 34
3.1 Сукцесійні зміни екосистем р. Дніпро та плавневої зони о. Хортиця внаслідок підриву Каховської ГЕС 34
3.2 Опис рослинності молодого лісу на дослідних майданчиках у плавневій зоні о. Хортиця 36
3.3 Визначення кормових запасів, що утворилися внаслідок осушення плавневої зони о. Хортиця 53
4 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА БЕЗПЕКА В НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЯХ 58
ВИСНОВКИ 60
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ 62
ДОДАТКИ 69

ВСТУП

У червні 2023 року катастрофічне руйнування греблі Каховської ГЕС спричинило швидке зниження рівня води у нижній течії Дніпра. Значна частина заплавної екосистеми острова Хортиця зазнала осушення, що призвело до деградації гідрофільної рослинності та початку нових сукцесійних процесів. На місці висохлих озер і проток вже через кілька місяців з'явилися масові сходи дерев: верби білої (*Salix alba*) та тополі чорної (*Populus nigra*), які поступово формують нові вербово-тополеві фітоценози [1, 2]. Ці молоді деревні угруповання виконують не лише важливу фіторемедіаційну функцію, але й виступають потенційною кормовою базою для диких жуйних парнокопитних, зокрема козулі європейської (*Capreolus capreolus*) та оленя плямистого (*Cervus nippon*). Однак інтенсивний випас з боку тварин викликає нерівномірне відновлення деревостану, зміну структури підросту та погіршення стану окремих стацій [3].

Актуальність теми полягає в необхідності кількісної та якісної оцінки новоутворених деревних угруповань у посткатастрофічних умовах як кормової бази ратичних, а також у вивченні зв'язку між інтенсивністю випасу і параметрами молодого лісу, що швидко сформувався на дні осушених озер плавневої частини о. Хортиця.

Метою роботи є комплексне дослідження екологічних аспектів живлення парнокопитних на острові Хортиця через аналіз структури новоутворених деревних угруповань і впливу на них випасу.

Завдання дослідження:

1) Описати якісний і кількісний склад новоутворених фітоценозів (*Salix alba*, *Populus nigra*);

2) Визначити обсяги кормових ресурсів шляхом статистичної обробки густоти деревостану (середня густота, стандартне відхилення, коефіцієнт варіації, екстраполяція, стандартна помилка);

3) Встановити взаємозв’язок між випасом копитних та просторовою структурою підросту на прикладі контрольних і експериментальних майданчиків.

Наукова новизна роботи полягає в тому, що вперше після підриву Каховської ГЕС проведено кількісну оцінку деревостану новоутворених заплавних фітоценозів як кормової бази для диких парнокопитних із застосуванням екологічних та статистичних індикаторів випасного тиску.

Об’єктом дослідження є сукцесійні зміни заплавних екосистем острова Хортиця внаслідок осушення.

Предметом дослідження – якісна та кількісна характеристика молодого деревостану (*Salix alba, Populus nigra*) як кормової бази парнокопитних. У роботі використано такі *методи дослідження*: огляд літературних джерел, моніторинг, спостереження, класифікація дерев за морфометричними параметрами; статистичні та описові методи.

Практичне значення дослідження полягає у формуванні рекомендацій щодо управління кормовою базою у відновлюваних заплавних лісах, з урахуванням антропогенного тиску і тваринного навантаження.

Апробація основних положень роботи здійснювалася на 2 профільних конференціях: Ландшафтно-екологічні зміни острова хортиця як результат знищення каховської гідроелектростанції / А. В. Домніч, П. О. Волкова, С. Г. Охріменко, М. С. Муленко, А. М. Бережна, В. І. Домніч. *Сучасні проблеми біології, екології та хімії* : Зб. матеріалів VII Міжнар. науково-практ. конф., (м. Запоріжжя, 25–27 квітня 2024 р.). Запоріжжя, 2024. С. 220–223.

Зміни в заплавних екосистемах на о. Хортиця, викликані воєнними діями (2023-2025 рр.) / В. І. Домніч, С. Г. Охріменко, П. О. Волкова, В. Ю. Вовченко, А. В. Домніч, Г. Ф. Дударєва. *«Актуальні проблеми та перспективи розвитку природничих, медичних та фармацевтичних наук»* : зб. тез. доп. І всеукр. наук.-практ. конф., м. Запоріжжя, 26 квіт. 2025 р. Запоріжжя, 2025. С. 115–117.

1 ОГЛЯД НАУКОВОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1.1 Фізико-географічний та екологічний контекст острова Хортиця

Рельєф Запорізької області, площа якої становить 27,2 тис. км², характеризується переважно рівнинним рельєфом, що схиляється до Дніпровської низовини та Азовського моря. У південно-західній частині цієї області простягається Дніпровська рівнина, яка характеризується незначними перепадами абсолютних і відносних висот. Ландшафт складається переважно з ґрунтово-накопичувальних та лісово-накопичувальних рівнин, розділених глибокими долинами, каналами та річковими долинами.

У південному напрямку Дніпровська рівнина поступово переходить у Чорноморську рівнину, де в деяких місцях є увігнуті заглиблення в землі. На південному сході розташоване Середземноморське плато, висота якого досягає 324 метрів. Характерною рисою цього плато є поширення поодиноких пагорбів – так званих «кам'яних могил», що утворилися в місцях, де кристалічні породи залягають на невеликій глибині. Схили Приазовської височини значною мірою розділені глибокими річковими долинами, а висота поступово знижується до узбережжя Азовського моря, досягаючи 80-19 метрів. [1].

З геоботанічної точки зору, Запорізька область знаходиться в межах Східноєвропейської лісостепової провінції. Природний степовий рослинний покрив займає орієнтовно 3–4% від загальної площі регіону. Він зберігся переважно у вигляді невеликих ділянок на схилах балок та ярів, на зволожених солончаках, заболочених плавневих територіях, а також подекуди вздовж узбережжя Азовського моря, де зустрічаються ареали псамофітних степів. Загальна площа лісових масивів області становить 108 тисяч гектарів, з яких близько 30 тисяч – штучно створені насадження.

Запорізька область перебуває під визначальним впливом вираженого континентального кліматичного режиму, який позиціонується в межах

помірно-теплого поясу, проте з чітко простежуваними ознаками суттєвої аридності. Ця фундаментальна кліматична диспозиція зумовлює формування тривалих, термічно напружених та переважно дефіцитних за зволоженням літніх періодів. Їм контрастують зимові сезони, що характеризуються значною синоптичною нестабільністю та, як наслідок, варіативністю температурного фону, хоча загалом описуються як відносно м'які, але з обмеженим та нестійким снігонакопиченням. У площині агрокліматичного районування, домінантна частина аналізованого регіону ідентифікується як посушлива та дуже тепла зона. Водночас її південні окраїни відносять до категорії дуже посушливих, помірно-спекотних зон, для яких властива підвищена м'якість зимового періоду [2].

Енергетичну основу клімату формує річний радіаційний баланс, що для підстилаючої поверхні становить у середньому 115 ккал/см², причому переважна частка цієї енергії – близько 95 ккал/см² – акумулюється протягом біологічно продуктивного вегетаційного періоду. Середньорічний показник температури повітря коливається біля позначки 9,5°C. Однак ця усереднена величина маскує значний розмах річних термічних коливань: зафіксовані екстремуми можуть варіювати від зимових мінімумів на рівні –32°C (з абсолютним задокументованим значенням –37°C) до літніх максимумів, що досягають +40°C (абсолютний максимум +41°C). Таким чином, річна амплітуда температур повітря здатна сягати 72°C, що підкреслює суворість континентальних впливів.

Географічний розподіл температур також має свої особливості: середні січневі показники демонструють закономірне зниження з півдня на північ (від -3,8°C до -5,4°C), тоді як липневі середні температури варіюють у межах +22,6°C – +23,5°C. Атмосферне зволоження характеризується середньорічною сумою опадів близько 396 мм, проте цей показник вирізняється значною міжрічною мінливістю, коливаючись в окремі роки від 192 мм до 642 мм. Переважний обсяг річних опадів припадає на весняно-

літній сезон, що має важливе значення для водного балансу агроекосистем. [3]

З точки зору агровиробництва, суттєвою перевагою кліматичних умов є значна тривалість періоду без заморозків, який може сягати 7,5 місяців, у поєднанні з високим рівнем геліоресурсів. Період активної вегетації культурних рослин у середньому становить 226 днів, протягом якого сума біологічно ефективних температур (вище +10°C) досягає приблизно 3800 градусо-днів. Слід зазначити, що тривалість періоду зі середньодобовими температурами повітря понад +10°C окремо оцінюється у 170 днів, що додатково характеризує теплозабезпеченість регіону.

Зимовий сезон, незважаючи на загальну м'якість, характеризується частою зміною синоптичних процесів, що проявляється у чергуванні відлиг з періодами формування ожеледиці. Така ситуація переважно зумовлена адвекцією теплих і вологих повітряних мас з центральних районів Атлантики. Однак, спостерігаються й епізодичні вторгнення холодних арктичних повітряних мас, що призводять до встановлення суворих морозів та суттєвого зниження відносної вологості.

Опади взимку випадають переважно у вигляді мокрого снігу, рідше – дощу. Сніговий покрив, як правило, малопотужний і нестійкий, середня його висота становить близько 5 см, хоча, враховуючи регіональну мінливість та особливості методик спостережень, окремі джерела вказують на можливість формування снігового покриву висотою до 14 см. Глибина сезонного промерзання ґрунтового профілю зазвичай не перевищує 30–40 см [4].

Перехід до весняного сезону супроводжується швидким, як у добовому, так і в місячному вимірі, зростанням температури повітря, що є прямим наслідком посилення сонячної радіації. Разом з тим, навіть на тлі загального весняного потепління, регулярні прориви холодного арктичного повітря часто провокують нічні радіаційні заморозки, що становлять значний ризик для ранніх посівів [5].

Літній період, що фактично розпочинається з другої половини травня, відзначається подальшим невпинним зростанням температурних показників (середньомісячна температура липня становить близько 23,4°C). Для літа характерні тривалі періоди домінування антициклонального режиму погоди, що супроводжується малохмарністю, низькою відносною вологістю повітря та дефіцитом опадів. Це, особливо у другій половині літа, часто призводить до розвитку інтенсивних та тривалих атмосферно-ґрунтових посух. Важливою особливістю весняно-літнього періоду є переважання вітрів східного напрямку, які часто приносять сухі та спекотні повітряні маси, відомі як суховії. За несприятливих синоптичних умов, особливо у квітні-червні, ці явища можуть супроводжуватися пиловими бурями, що свідчить про високий потенціал еолових процесів у регіоні

Осінній період характеризується поступовим, але неухильним зниженням середньодобових температур, особливо помітним з жовтня, що переважно зумовлено посиленням нічного радіаційного вихолоджування. Втім, денні температури в першій половині осені ще можуть досягати комфортних значень, іноді до 25°C. Остаточне встановлення осіннього типу погоди відбувається наприкінці жовтня – у листопаді, коли спостерігається подальше зниження температури, збільшення хмарності та частоти випадіння опадів. У цей період також посилюється активність східних вітрів, пориви яких в окремі дні можуть досягати швидкості 20 м/с [4,5].

Розташований у межах міської агломерації Запоріжжя, острів Хортиця є найбільшою річковою острівною формацією в басейні Дніпра, характеризуючись протяжністю в 11,2 кілометра та максимальною шириною, що сягає 2,4 кілометра. Його географічне положення визначається приналежністю до степової природної зони, а конкретніше – до підзони різнотравно-типчаково-ковилових степів, кліматичні умови якої характеризуються як тепло-посушливі з вираженим континентальним характером. Геологічну основу острова становить південна експозиція

Українського кристалічного щита, що зумовлює специфіку його літологічної будови.

У морфоструктурному плані рельєф острова переважно представлений долинно-балочними комплексами, що є результатом ерозійно-денудаційних процесів. Основними материнськими породами, що беруть участь у формуванні ґрунтового покриву, виступають не лише кристалічні породи гранітного складу, але й лесові акумуляції та алювіальні відклади піщаного гранулометричного складу, на яких сформувалися зональні типи ґрунтів, включаючи чорноземи звичайні, дернові, лучні та гідроморфні болотні ґрунти [6].

Природна рослинність, що збереглася на приблизно 25% площі острова, репрезентована зональними різнотравно-злаковими степовими фітоценозами, байрачними лісовими екосистемами, заплавними лісами (так званими поіменними лісами), луговими угіддями та водно-болотними формаціями. Фауністичний комплекс острова формується переважно з видів, екологічно пов'язаних з байрачно-степовими, заплавно-лісовими та водно-болотними біотопами. У північній частині острова на площі близько 450 гектарів здійснено штучні лісові насадження, представлені як листяними, так і хвойними породами дерев. Центральна частина острова, що охоплює значну площу в 1150 гектарів, відведена під потреби сільськогосподарського виробництва, включаючи плодово-ягідні сади та орні землі [7].

З метою забезпечення збереження унікального поєднання історичних та природних компонентів екосистеми острова Хортиця, у 1965 році йому було надано статус державного історико-культурного заповідника, а у 1993 році – статус національного заповідника, що підкреслює його виняткову цінність на загальнодержавному рівні.

Острів Хортиця є важливим історико-культурним центром, що має глибоке історичне коріння та зберігає численні археологічні артефакти, які є свідченнями давніх поселень та культурних об'єктів, пов'язаних з історією українського козацтва.

Збереження цього унікального природного та культурного надбання є стратегічно важливим завданням, що стало основною причиною надання острову Хортиця статусу заповідної території національного значення, сприяючи таким чином його охороні та забезпеченню умов для проведення фундаментальних і прикладних наукових досліджень.

Проте, інтенсифікація рекреаційної та господарської діяльності на території острова Хортиця призвела до виникнення серйозних екологічних проблем та негативно позначилася на стані біологічного різноманіття. Протягом останніх двох-трьох десятиліть зафіксовано зникнення низки видів флори та фауни, а понад 50 видів перебувають на критичній межі зникнення. Зростання антропогенного пресингу суттєво деградувало природну різноманітність острівних екосистем [6,7].

На сучасному етапі острів Хортиця характеризується високим рівнем біологічного різноманіття. Його флористичний склад налічує понад 800 видів дикорослих судинних рослин, а фауна хребетних тварин включає понад 245 видів. Десять рослинних формацій, що зростають на острові, включені до «Зеленої книги України», що свідчить про їхню особливу природоохоронну цінність на національному рівні. Крім того, 27 видів рослин та 35 видів хребетних тварин, що мешкають на Хортиці, мають статус рідкісних або зникаючих видів і занесені до «Червоної книги України». Аналіз видового багатства флори та фауни острова Хортиця у контексті загальноукраїнського біорізноманіття, навіть з урахуванням недостатньої вивченості деяких аспектів природних комплексів острова, демонструє високу концентрацію видів, що становить 21% від загальної кількості видів рослин, зареєстрованих в Україні, та 48% від загальної кількості видів хребетних тварин [8,9].

Таким чином, острів Хортиця залишається надзвичайно важливим об'єктом для збереження та наукового вивчення природної різноманітності, а його ефективна охорона є ключовим елементом стратегії збереження біорізноманіття України.

Багатий флористичний спектр острова Хортиця включає 1092 види вищих рослин, що належать до 511 родин, що є свідченням виняткової видової насиченості та становить 21,9% від загальної кількості видів вищих рослин, зафіксованих на території України.

Національний заповідник «Хортиця» відіграє ключову роль у збереженні рідкісних та зникаючих видів рослин. На його території ідентифіковано 27 видів вищих рослин, що мають національний природоохоронний статус та занесені до «Червоної книги України», а також 11 видів, включених до «Європейського Червоного списку», що підкреслює їхню вразливість на континентальному рівні. Зменшення популяцій цих видів є наслідком антропогенного забруднення навколишнього середовища та господарської діяльності людини, що призвела до деградації степових екосистем. [9]

Хортиця визначається синергетичним поєднанням різноманітних природних зон і ландшафтних комплексів на відносно обмеженій площі, що є характерною рисою його розташування в центральній частині гідрографічної мережі Дніпра. На цій території спостерігається континуум екотопів, що включає типові ксерофітні степові угруповання, петрофітні формації, мезофільні лісові масиви, лугові ценози, скелясті відслонення, озерні та річкові проточні системи, а також заплавні ліси та заплавні дібровні насадження.

Ґрунтовий покрив острова Хортиця, розташованого в підзоні звичайних чорноземів згідно з ґрунтово-географічним районуванням, демонструє виняткову просторову складність та різноманітність на відносно невеликій площі. Ця унікальність зумовлена інтерактивною дією різноманітних екологічних факторів, включаючи геоморфологічні особливості території, літологічний склад материнських порід, гідрологічний режим окремих ділянок та специфіку біотичних компонентів екосистем. Детальні ґрунтові дослідження дозволили ідентифікувати на острові щонайменше вісім основних генетичних типів ґрунтів, кожен з яких характеризується власним

набором морфологічних ознак, фізико-хімічних властивостей та екологічною приуроченістю.

На плакорних (вододільних) рівнинних поверхнях острова домінують чорноземи звичайні, які є зональним типом ґрунтів для даної території та відзначаються високим природним потенціалом родючості завдяки значній потужності гумусового горизонту. У межах ерозійно розчленованих балок спостерігається поширення чорноземів звичайних середньо- та сильнозмитих, формування яких пов'язане з інтенсивною водною ерозією, що призводить до часткової або повної втрати верхніх, найбільш гумусованих горизонтів.

У заплавних екосистемах (плавнях), що зазнають періодичного затоплення паводковими водами Дніпра, розвиваються специфічні луково-чорноземні ґрунти, генезис яких тісно пов'язаний з процесами акумуляції алювіального матеріалу в умовах тимчасового надмірного зволоження.

Окрім зазначених, на острові також виявлено чорноземно-лучні, чорноземоподібні, дернові, алювіальні дерновоглейовані, алювіальні дерново-глейові та алювіальні болотні ґрунти, що займають менші площі та приурочені до специфічних екологічних ніш. Зокрема, комплекс алювіальних ґрунтів є характерним для заплавної частини острова, схили долини та балок вкриті чорноземами різного ступеня ерозійної деградації, а піщані тераси та днища балок – дерновими ґрунтами. Ґрунти болотних типів займають незначні за площею понижені ділянки. [7]

Аналіз гранулометричного складу ґрунтів острова виявив значну частку піщаної фракції, з чіткою тенденцією до її зростання в північному напрямку. У заплавних біотопах переважають гідроморфні ґрунти, включаючи лугові, болотні та солончакові різновиди. Активність алювіальних процесів у межах заплави є ключовим чинником, що визначає формування різних стадій ґрунтоутворення – від первинної акумуляції молодого алювію до формування більш зрілих ґрунтових профілів.

Просторова організація алювіальних процесів у межах руслової заплави демонструє виражену вертикальну та горизонтальну зональність, що безпосередньо впливає на генезис та властивості ґрунтів. У зоні максимального напруження алювіальних процесів, що прилягає безпосередньо до русла річки, відбувається інтенсивне накопичення свіжих алювіальних відкладів, що призводить до формування руслових акумулятивних форм рельєфу. Ґрунтоутворення на цих ділянках перебуває на початковій стадії, характеризуючись слаборозвиненим ґрунтовим профілем. У зоні високого напруження, розташованій дещо далі від русла, переважають полігенетичні дрібнозернисті відклади, які можуть зазнавати впливу еолових процесів. Ґрунтовий покрив цієї зони характеризується формуванням слабодиференційованих ґрунтових горизонтів. У зоні помірного напруження, що займає більш віддалені ділянки заплави, формуються шаруваті алювіальні відклади супіщаного та піщаного гранулометричного складу, де спостерігаються початкові етапи ґрунтоутворення з формуванням нерозвинених лугових ґрунтів [7].

Залежно від географічного положення та зональних особливостей, на острові Хортиця спостерігається чітка диференціація ґрунтового покриву. У межах лісостепової зони, що характеризується перехідними ландшафтами, на плакорних вододільних ділянках домінують високородючі чорноземи звичайні. У степовій зоні, що займає більшу частину острова, переважають чорноземи звичайні, проте на схилах балок, що зазнають інтенсивних ерозійних процесів, поширені їхні змиті різновиди. На піщаних акумулятивних формах рельєфу сформувалися чорноземи звичайні піщаного та супіщаного механічного складу. У заплавних екосистемах та навколо водних об'єктів домінують луково-чорноземні ґрунти, які характеризуються різним ступенем оглеєння та вмістом піщаної фракції. У прибережних зонах, що межують з болотними масивами, формуються специфічні суглинисті лугові солончакові ґрунти, що характеризуються підвищеною концентрацією легкорозчинних солей.

Важливою особливістю ґрунтоутворюючих порід острова є наявність безкарбонатних відкладів, до яких належать давні алювіальні утворення схилів та балок, а також частково сучасні алювіальні відкладення заплавних територій. Відсутність карбонатів у цих материнських породах зумовлює низьку буферну здатність ґрунтів та їх схильність до підкислення, а також збіднення верхніх горизонтів елементами живлення, необхідними для рослин.

Рельєф острова є потужним фактором, що модулює зональні особливості ґрунтоутворення. Орографічне положення ґрунтового профілю визначає інтенсивність сонячної інсоляції, перерозподіл атмосферних опадів, температурний режим та інтенсивність ерозійних процесів. Експозиція, крутизна та довжина схилів безпосередньо впливають на ступінь прояву зональних рис ґрунтів.

Значною екологічною проблемою є високий рівень еродованості ґрунтів острова. Розвитку ерозії сприяє комплекс природних та антропогенних факторів, включаючи зимове промерзання ґрунтів, інтенсивне весняне сніготанення, літні зливові опади, значна довжина та крутизна схилів, тривала історія сільськогосподарського освоєння території та низька протиерозійна стійкість верхніх ґрунтових горизонтів.

З огляду на екологічну цінність території, першочерговим завданням є збереження біорізноманіття національного заповідника «Хортиця». Для ефективного відтворення природних екосистем, особливо в південній частині острова, необхідні постійні та системні дослідження фізичних і хімічних властивостей ґрунтів, які є ключовим фактором у розподілі та функціонуванні рослинного покриву. Актуальність комплексного вивчення ґрунтів острова Хортиця є беззаперечною, враховуючи, що останні масштабні природничо-наукові дослідження проводилися понад десятиліття тому та мали фрагментарний характер.

1.2 Біоценологічний склад о. Хортиця

Острів Хортиця, розташований у межах степової зони України, є унікальним природним комплексом із високим рівнем біорізноманіття, обумовленим мозаїчністю ландшафтів та історичною ізоляцією.

Сучасна флора острова налічує 1095 видів вищих рослин, що становить 21,9% від загальної кількості видів флори України, із яких 28 занесено до Червоної книги України, а 11 – до Європейського червоного списку. Це видове багатство формується завдяки поєднанню степових, лісових, заплавних та антропогенних екосистем, кожна з яких має специфічні умови для розвитку рослинності.

Степові угруповання, що колись займали значні площі острова, збереглися переважно на схилах західного та східного узбережжя, загальною площею 155 Га. Вони поділяються на п’ять підгруп: різнотравно-типчаково-ковилові, петрофітні, лугово-степові, псаммофітні та галофітні. Найбільшу цінність мають петрофітні степи, де на гранітних відслоненнях зустрічаються ендемічні види, такі як *Tulipa graniticola* (тюльпан гранітний) та *Thymus borysthenicus* (чебрець дніпровський), які адаптувалися до екстремальних умов посухи та кам’янистих ґрунтів. Проте часті пожежі, спричинені антропогенними факторами, призвели до деградації цих угруповань, зокрема скорочення популяцій ковили волосистої (*Stipa capillata*) та півонії вузьколистої (*Paeonia tenuifolia*), які колись домінували у цих екосистемах.

Ліси острова представлені як природними, так і штучними насадженнями. Природні ліси зосереджені переважно у плавневій зоні та північній частині, де домінують тополя біла (*Populus alba*), верба біла (*Salix alba*) та в’яз гладкий (*Ulmus laevis*). У цих ділянках збереглися рідкісні види, такі як кропива київська (*Urtica kiaviensis*) та жовтозілля дніпровське (*Senecio borysthenicus*), які є ендеміками регіону [8].

Штучні насадження, створені у XX столітті, займають центральні райони острова і включають сосну звичайну (*Pinus sylvestris*) та робінію звичайну (*Robinia pseudoacacia*), яка, будучи інвазійним видом, активно витісняє місцеві рослинні угруповання [11].

Важливим елементом біоценозу Хортиці є байрачні ліси, розташовані у глибоких балках (Велика Молодняга, Ганівка, Совутина). Ці ліси, площею близько 57 Га, є реліктами давніх дубових пралісів і характеризуються домінуванням в'яза граболистого (*Ulmus carpinifolia*) та клена татарського (*Acer tataricum*).

У трав'яному покриві цих ділянок переважають весняні ефемероїди: проліска сибірська (*Scilla sibirica*), ряст ущільнений (*Corydalis solida*) та тюльпан дібровний (*Tulipa quercetorum*), які формують яскраві синузії навесні. Історично ці ліси зазнали інтенсивних рубок, особливо у XVIII–XIX століттях, що призвело до заміни корінних дубових дібров похідними угрупованнями з домінуванням чагарників, таких як глід (*Crataegus spp*.) та бруслина (*Euonymus europaeus*) [12].

Значну частину острова займають рідкісні види рослин, популяції яких перебувають під загрозою. До Червоної книги України занесені ковила Лессінга (*Stipa lessingiana*), сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*) та водяний горіх дніпровський (*Trapa borysthenica*), чиї ареали скоротилися через регулювання рівня Дніпра та осушення плавнів. Особливо вражає стан популяцій тюльпанів: *Tulipa graniticola* та *Tulipa quercetorum* зменшилися на 40–60% через збір рослин та руйнування їхніх біотопів. У водоймах плавневої частини острова збереглися унікальні угруповання латаття білого (*Nymphaea alba*) та глечиків жовтих (*Nuphar lutea*), які є індикаторами стабільних гідрологічних умов. Щоправда, пізніше через осушення плавневої частини Хортиці, ці види опинилися під загрозою зникнення з острова. [13].

Антропогенний вплив на рослинність острова проявляється через сільськогосподарське освоєння центральних районів, де переважають рудерально-сегетальні види: амброзія полинолиста (*Ambrosia artemisiifolia*),

пирій повзучий (*Elytrigia repens*) та лобода багатолиста (*Chenopodium foliosum*). Ці види, адаптовані до порушених ґрунтів, займають понад 40% території, що свідчить про глибоку трансформацію природних екосистем [14].

Збереження унікальних фітоценозів Хортиці забезпечується через включення 10 рослинних формацій до Зеленої книги України. Серед них – формації сосни кримської (*Pinus pallasiana*), ковили волосистої (*Stipa capillata*) та звичайнодубових лісів з участю клена татарського, які є еталонними для степової зони. Однак ефективність таких охоронних заходів обмежена через недостатній контроль за рекреаційним навантаженням та браконьєрським збором і заготівлі багатьох рідкісних видів рослин. [12].

Таким чином, біоценологічна структура острова Хортиця відображає складний баланс між природними процесами та антропогенним впливом. Збереження його унікальних екосистем вимагає інтеграції сучасних методів моніторингу, відновлення корінних угруповань та суворого дотримання охоронного режиму, особливо під час війни і наслідків військових дій.

1.3 Ратичні о. Хортиці

1.3.1 Козуля європейська (*Capreolus capreolus*)

Козуля європейська (*Capreolus capreolus L.*) є автохтонним видом родини оленевих (*Cervidae*), який відіграє важливу екологічну роль у лісових та лісостепових екосистемах Європи, включно з територіями зі спеціальним охоронним статусом, такими як Національний заповідник «Хортиця».

Розуміння біоекологічних особливостей цього виду є ключовим для оцінки його впливу на рослинні угруповання та розробки ефективних стратегій управління популяціями. Морфологічно козуля європейська характеризується довжиною тіла до 1,3 м, висотою в холці близько 75 см та

масою тіла дорослих самців у межах 24 – 32 кг, тоді як самки зазвичай дещо менші. Забарвлення шерсті змінюється сезонно: влітку воно переважно темно-іржаве, а взимку – буро-сіре, що забезпечує маскування у відповідних умовах середовища. Роги, притаманні лише самцям, щорічно скидаються та відростають, досягаючи повного розвитку на третьому році життя [15].

Харчова поведінка козулі європейської є селективною та адаптивною, що дозволяє виду існувати в різноманітних біотопах. Добова потреба в кормі суттєво варіює залежно від сезону. Навесні та влітку, за наявності соковитих зелених кормів, дорослі особини можуть споживати до 3-4 кг рослинної маси. Взимку, при переході на живлення переважно пагонами дерев та чагарників, ця кількість знижується до 1,5-2,7 кг. Встановлено, що для оптимального функціонування організму козулі європейської необхідно близько 350-360 г повітряно-сухої маси корму на добу [16].

Дослідження показують, що раціон козулі включає широкий спектр рослин, однак перевага надається легкоперетравлюваним видам з високим вмістом поживних речовин. Зокрема, улюбленеми кормовими об'єктами є липа, клен, верба, а також різноманітні види дводольних трав’янистих рослин, особливо з родин Бобові (*Fabaceae*) [17].

Вибірковість у харчуванні може суттєво впливати на структуру та динаміку рослинних угруповань, особливо в умовах обмежених острівних екосистем або територій з високою щільністю популяції фітофага [18].

Соціальна структура та поведінка козулі європейської також демонструють значну пластичність. Хоча тривалий час козулю розглядали як переважно поодиноку тварину, сучасні дослідження вказують на формування тимчасових груп, особливо в осінньо-зимовий період. Ці групи зазвичай складаються з самки та її цьогорічного потомства, до яких можуть приєднуватися інші особини. Розмір таких зимових об'єднань рідко перевищує 8-10 особин у лісових біотопах, хоча в умовах відкритих агроландшафтів можуть формуватися і більші скупчення [19].

На просторову організацію популяції впливають також територіальна поведінка дорослих самців, які з весни до кінця літа активно мітять та охороняють індивідуальні ділянки. Розмір таких ділянок може варіювати від кількох до кількох десятків гектарів, залежно від щільності популяції та кормових ресурсів [20].

Репродуктивна біологія козулі європейської має свої особливості, зокрема, латентний період вагітності. Основний період гону припадає на липень-серпень, хоча спарювання може відбуватися і в пізніші терміни. Самки зазвичай народжують одного або двох (рідше трьох) козуленят у травні-червні наступного року. Виживання молодняка значною мірою залежить від стану матері, наявності укриттів та кормової бази, а також пресу хижаків [21].

Успішність відтворення та динаміка чисельності популяції тісно пов'язані з якістю середовища існування. Нестача поживних кормів, особливо у критичні періоди вагітності та лактації, може призводити до зниження плодючості самок та підвищення смертності молодняка. Дослідження показують, що навіть незначні зміни в доступності високоякісних кормів можуть впливати на фізичний стан тварин та репродуктивний потенціал популяції в цілому [22].

Вплив зовнішніх чинників, зокрема кліматичних умов та антропогенної трансформації ландшафтів, є суттєвим для популяцій козулі. Глибокий сніговий покрив взимку ускладнює пересування та доступ до кормів, що може призводити до виснаження та загибелі тварин, особливо молодих та ослаблених особин. З іншого боку, фрагментація лісових масивів та розвиток сільськогосподарських угідь можуть створювати мозаїчні ландшафти, які за певних умов є сприятливими для козулі, забезпечуючи як кормові ресурси, так і захисні умови. Однак, у таких трансформованих екосистемах зростає ризик контакту з людиною, транспортними засобами та домашніми тваринами, що може бути джерелом додаткової смертності або стресу для тварин [24].

Комплексне вивчення екології козулі європейської, зокрема на заповідних територіях як Національний заповідник «Хортиця», є важливим для збереження біорізноманіття та забезпечення сталого співіснування дикої фауни та людини.

1.3.2 Кабан дикий (*Sus scrofa L.*)

Дикий кабан (*Sus scrofa L.*) належить до найпоширеніших видів ссавців, які населяють різноманітні екосистеми світу. Цей вид відіграє ключову роль у підтриманні балансу лісових угруповань завдяки своїй здатності впливати на рослинний покрив і структуру ґрунтів через пошуки їжі. Водночас він має значне господарське значення як об’єкт мисливського промислу та джерело м’ясної продукції. Ці аспекти роблять кабана важливим об’єктом наукових досліджень, які розпочалися ще на початку XX століття з аналізу його біологічних і екологічних особливостей [25].

Вивчення дикого кабана має довгу історію, яка пов’язана з еволюцією наукових підходів до аналізу фауни.

Особливу увагу вчені приділяли регіональним особливостям популяцій дикого кабана. Наприклад, на території України найґрунтовніше вивчення проводилося в Карпатському регіоні, де стабільні лісові масиви створюють сприятливі умови для існування великих груп цього виду. Н. С. Гончак аналізував чисельність популяцій у західних областях. У своїх працях ці автори підкреслювали, що екологічні фактори, такі як доступність корму та антропогенний тиск, відіграють вирішальну роль у формуванні щільності популяцій [27].

На відміну від західних регіонів, південні та східні частини України, такі як Причорномор’я чи Донецька область, залишаються недостатньо

дослідженими. Тут чисельність кабана значно нижча через інтенсивне освоєння земель сільським господарством і полювання.

Сучасні дослідження дикого кабана зосереджуються на його впливі на довкілля та адаптації до глобальних змін. Наприклад, роботи G. Massei та P. V. Genov підкреслюють, що діяльність кабана може як сприяти природному відновленню лісів, так і завдавати шкоди сільськогосподарським угіддям. У свою чергу, O. Keuling і K. Leus наголошують на необхідності вдосконалення методів моніторингу чисельності виду, особливо в умовах кліматичних змін і урбанізації [28, 29]. Такі підходи стають дедалі актуальнішими для України, де антропогенний вплив на природні середовища зростає.

Перспективи подальшого вивчення дикого кабана пов’язані з розробкою нових методологічних підходів. Зокрема, K. Morelle та його колеги пропонують використовувати синтетичні екологічні моделі для прогнозування переміщень виду в різних регіонах. Дослідження M. N. Barrios-Garcia і S. A. Ballari розширюють розуміння екологічних наслідків присутності кабана в інвазивних ареалах, тоді як C. Hebeisen із співавторами розробили сучасні методи оцінки чисельності за допомогою технологій захоплення-перезахоплення [30,31]. Ці підходи можуть бути адаптовані для України, де екологія виду в південних і східних регіонах потребує додаткових зусиль дослідників.

1.3.3 Олень плямистий (*Cervus nippon*)

Плямистий олень (*Cervus nippon*), відомий також як східноазійський або японський олень, є унікальним видом родини оленевих (*Cervidae*), що привертає увагу своїм елегантним плямистим забарвленням і граціозною поставою. Цей вид походить із Східної Азії, де його природний ареал простягається від субтропічних лісів Японії та Китаю до прохолодних

тайгових зон Росії й Корейського півострова. У XIX столітті плямистий олень опинився під загрозою зникнення через інтенсивне полювання та скорочення лісів, але завдяки природоохоронним заходам у XX столітті його популяції вдалося відновити. В Україні цей вид з'явився в середині XX століття внаслідок інтродукції з декоративною та мисливською метою, ставши невід'ємною частиною місцевої фауни в заповідниках, вольєрах і мисливських угіддях. [32,33]

Плямистий олень належить до середньорозмірних копитних. Дорослі самці (бики) досягають довжини тіла 140–180 см, висоти в холці 85-110 см і ваги 70-120 кг, тоді як самки (олениці) дещо дрібніші – 120-160 см у довжину, 80-90 см у висоту та 40-70 кг. Статевий диморфізм проявляється не лише в розмірах, а й у наявності рогів: у самців вони гіллясті, з 4–6 відростками, виростають до 70 см і скидаються щорічно в лютому-березні, а нові формуються до осені. Шерсть цього виду є його візитною карткою: влітку вона яскраво-руда з чіткими білими плямами, що нагадують краплі, взимку ж набуває темно-бурого відтінку, а плями стають менш виразними, що сприяє маскуванню в засніжених лісах [33,35]. Така сезонна зміна забарвлення є адаптацією до мінливих умов середовища.

Цікавою особливістю є гострий слух і нюх оленя, які допомагають йому уникати хижаків, таких як вовки чи рисі, у природному ареалі [36]. Зір, хоча й менш розвинений, дозволяє розрізняти рух на значній відстані, що робить плямистого оленя надзвичайно пильним.

Плямисті олені – соціальні тварини, що формують невеликі стада чисельністю 10-25 особин, хоча в період гону самці можуть відокремлюватися, утворюючи тимчасові гареми. Активність припадає на світанок і сутінки, коли олені годуються, а вдень вони відпочивають у густих заростях. Їхній раціон надзвичайно різноманітний: від ніжних трав, листя бамбука й молодих пагонів у теплу пору до кори дерев, лишайників і навіть опалих горіхів взимку [36,37]. Ця пластичність у харчуванні робить вид

надзвичайно адаптивним, але водночас може призводити до конкуренції з іншими травоїдними.

Сезон розмноження розпочинається у вересні-жовтні, коли самці видають характерний пронизливий рев, що нагадує свист, і вступають у ритуальні бої, демонструючи силу та витривалість. Вагітність триває 220–230 днів, і в травні-червні самки народжують переважно одне оленя (рідше два), яке вже за кілька годин здатне стояти й ховатися в траві завдяки плямистому маскуванню. Молодняк залишається з матір'ю до наступного сезону розмноження, що забезпечує високу виживаність.

Плямистий олень був завезений до України в 1950-х роках із Далекого Сходу (зокрема підвид *Cervus nippon hortulorum*) для розведення в мисливських господарствах і збагачення місцевої фауни. Перші особини з'явилися в біосферному заповіднику Асканія-Нова, звідки згодом були переселені до Карпат, Полісся та інших регіонів із придатними лісовими умовами [38].

Нині стабільні популяції існують у напіввільних умовах, наприклад, на фермах Закарпаття чи вольєрах Житомирщини, а також у природних екосистемах, де олені адаптувалися до клімату й ландшафтів [39,40].

Інтродукція мала на меті не лише мисливські цілі, а й розвиток екотуризму: граціозний вигляд і незвичайне забарвлення плямистого оленя приваблюють відвідувачів до заповідних зон [40,41]. Проте швидке розмноження виду та його здатність долати огорожі призвели до неконтрольованого поширення в деяких районах.

Присутність плямистого оленя в Україні має двоїстий ефект. З одного боку, він сприяє природному оновленню лісів, поїдаючи низькорослу рослинність і стимулюючи ріст нових пагонів, що підтримує біорізноманіття. З іншого боку, у регіонах із високою щільністю популяцій (наприклад, у Карпатах) олені завдають шкоди молодим деревам, об'їдаючи кору, та конкурують із місцевими видами, такими як європейська козуля чи благородний олень, за кормову базу [41,42]. У сільських районах Закарпаття та Чернігівщини

зафіксовано випадки пошкодження посівів кукурудзи й саджанців, що викликає занепокоєння серед фермерів [43,44,45].

Дослідження показують, що в умовах перенаселення плямистий олень може спричинити деградацію підліску, знижуючи чисельність трав'янистих рослин, від яких залежать дрібні ссавці та комахи [46]. Водночас його присутність приваблює хижаків, таких як вовки, що може допомагати регулювати чисельність інших копитних.

Для контролю популяцій плямистого оленя в Україні застосовуються комплексні заходи. Мисливські квоти встановлюються щорічно залежно від чисельності й стану популяцій у конкретних регіонах [47]. У заповідниках, таких як Карпатський біосферний заповідник, проводяться роботи з управління середовищем існування: висаджування кормових культур і створення штучних галявин для зменшення тиску на природну рослинність [48]. На фермах, наприклад у Мукачівському районі, оленів утримують у вольєрах, що дозволяє регулювати їхню чисельність і мінімізувати вплив на довкілля [49].

Природоохоронні ініціативи спрямовані на збереження балансу між інтродукованим видом і місцевою фауною. Утім, експерти наголошують на потребі детальніших досліджень взаємодії плямистого оленя з екосистемами України, адже його довгостроковий вплив досі недостатньо вивчений [50].

2 МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Матеріали та характеристика методів досліджень

У дослідженнях, що проводилися з вересня 2024-го по лютий 2025 р., основну увагу було приділено кількісній оцінці запасів кормової біомаси вербової і тополевої рослинності на чотирьох контрольних і експериментальних ділянках острова Хортиця, а також фіксації слідів парнокопитних.

Метод дослідження – облік пошкоджень деревинно-чагарникової рослинності представниками родини Оленячі на о. Хортиця із закладанням чотирьох пробних ділянок 10×10 м по впливу копитних на деревостан у новоутворених стаціях.

Матеріали – параметри молодих сіянців верби та тополі на закладених майданчиках, а саме: кількість дерев, висота деревостану (у см.), стан деревостану (ранжування дерев на три умовні категорії: «тонкі», «середні», та «товсті») діаметр стовбурів (у мм.) на висоті 5 см. від ґрунту («рівень землі») та на висоті 160 см. (для зручності використовується формулювання «на рівні грудей»).

До категорії «тонких» відносили дерева, що візуально були найменшими та найслабшими представниками молодого вербового лісу, мали висоту не вище 200 см, та діаметри стовбурів до 17 мм біля ґрунту (5 см від поверхні) та до 11 мм на рівні грудей (160 см від землі).

Категорія «середніх» була представлена добре розвиненими екземплярами висотою в середньому близько 280 см, зі стовбурами діаметром від 15 до 25 мм при вимірюванні на висоті 5 см та відповідно пропорційно трохи меншими на висоті грудей.

У категорію «товстих» входили найбільші дерева з висотою понад 300 см та широкими стовбурами діаметром понад 30 мм, що свідчить про їхню кращу конкурентну здатність і стійкість до випадкового пошкодження.

Такі великі дерева мають найвищу ймовірність продовжити розвиватися на даній території, адже безперечно мають більшу площу інсоляції через свою висоту і якість крони, та доступ до води через розвинуту кореневу систему.

Подібна категоризація доволі примітивна, але дозволила виділяти стан окремих дерев в умовах високої щільності їх проростання, що у свою чергу давало змогу оцінити вікові й просторові особливості молодого вербового лісу віком 3 роки.

Шляхом фото фіксації відслідковувалася деградація водних дзеркал озер Качине та Осокорове. Додатково фіксувалися екскременти, скуси та зчоси кори, гілок дерев і чагарників, також екскременти, в першу чергу, козулі європейської, а також оленя плямистого, вепра на територіях плавнів о. Хортиця, за комплексом Протовче.

Дві дослідні ділянки розміром 20×20 м. були розділені на два майданчики по 10×10 м. На кожній ділянці один з майданчиків був контрольним (огороджений металевим колючим дротом на вбитих у землю кілках), захищеним від будь якої взаємодії з копитними тваринами. Другий же дослідний майданчик був відкритою (неогородженою) зоною.

Перші два «дальні» майданчики розташовані в кінці дамби – контрольний A та експериментальний B; інші два «ближні» майданчики контрольний C та експериментальний D розташовані ближче до поста Протовче, по ліву сторону від туристичної стежки (див. Рис 2.1).

Кожен з чотирьох майданчиків 10×10 м містив по десять пронумерованих «модельних» дерев.

Для маркування всіх 40 модельних дерев на обидвох дослідних ділянках використовували пластикові бірки, зроблені з пляшок, мотузки й червоної фарби, що дозволяє легко ідентифікувати дослідні об’єкти під час наступних візитів, та орієнтуватися у стіні молодого вербняку.

Емпіричну базу дослідження сформовано під час трьох цільових експедицій. Загалом у рамках роботи було здійснено понад п'ять

експедиційних виїздів. Перший візит відбувся 14 вересня 2024 р. на огороджену ділянку A, другий – 28 вересня на неогороджену B, а третя експедиція відбулася 26 жовтня на майданчики C (огороджений) і D (неогороджений). Кількість дерев на площі 1 м² коливалася від 10 до 85 одиниць залежно від зони, передумов росту дерев, та характеру впливу копитних.

Оцінка щільності вербового молодняка здійснювалася методом підрахунку на площах 1 м² навколо кожного модельного дерева.

Первинна ж обробка здійснювалася за допомогою стандартного програмного забезпечення пакету Microsoft Office, а саме Microsoft Excel, де будувалися базові розподіли, графіки та діаграми, підрахунок середніх значень та мінімальних/максимальних величин. Додаток PhotoMatch використовувався для розв'язання довільних формул, а звіти та презентації готувалися в Canva, і Microsoft Word.

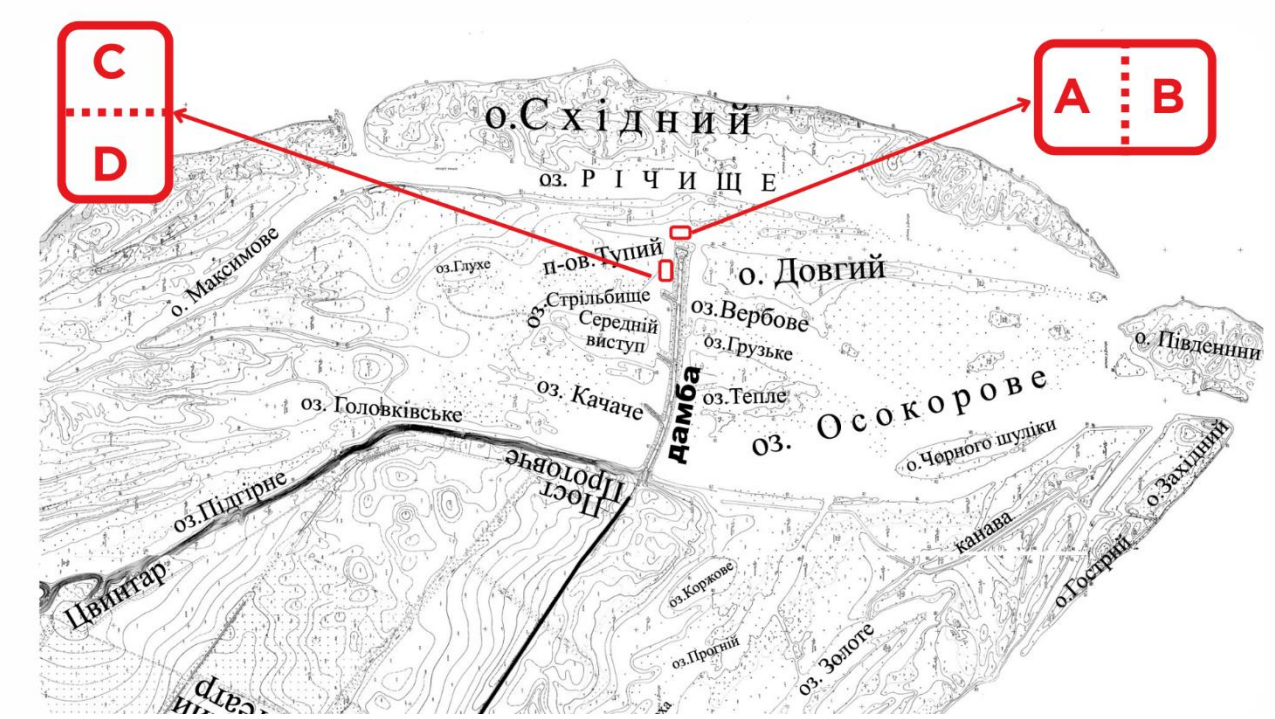


Рисунок 2.1 – Картосхема розташування закладених контрольних майданчиків A, B та C, D.

2.2. Статистична обробка результатів

Метою статистичної обробки є перетворення розрізнених польових вимірювань у кількісні оцінки, що дозволять порівняти структуру молодого вербово-тополевого лісу на контрольних (огороджених) і експериментальних (неогороджених) ділянках, екстраполювати ці дані на більші площі та оцінити кормову базу для парнокопитних.

Обробка даних та підрахунки здійснювалася елементарними статистичними формулами за відомими методиками.

Перш за все, для оцінки густоти деревостану навколо «модельних» дерев застосовується арифметична середня:

$$\bar{x} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} x_i \qquad (1)$$

де x_i – кількість дерев, зафіксована на кожному з n=10 контрольних точок на ділянці. За багатьма дослідниками, це найпростіший спосіб визначити центральну тенденцію масиву даних і служить відправною точкою для будь-яких порівнянь [51].

У нашому випадку $\bar{x}$ покаже середню густоту саджанців верби в одному квадратному метрі для кожної з чотирьох ділянок (A, B, C, D).

Щоб оцінити нерівномірність розподілу дерев навколо точок спостереження, використовують дисперсію (а практично – її квадратний корінь, стандартне відхилення):

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^2}\ , \quad s_x = \sqrt{s_x^2} \qquad (2)$$

Дисперсія показує середній квадрат відхилень від середнього і характеризує «розсіяння» густоти. Стандартне відхилення s_x зручніше для інтерпретації, оскільки має ті самі одиниці вимірювання, що й самі спостереження – кількість дерев на м² [51].

Оскільки абсолютне значення стандартного відхилення залежить від середньої густоти, для порівняння варіабельності різних ділянок

використовуємо коефіцієнт варіації:

$$C_v = \frac{s}{\bar{x}} \times 100\backslash\% \quad (3)$$

Цей показник (виражений у відсотках) дозволяє побачити, наскільки велика мінливість відносно середньої величини, і є корисним для порівняння ділянок з різними абсолютними рівнями густоти.

Наступна ключова формула стосується екстраполяції означень густоти дерев на більші площі. Якщо середня густота становить $\bar{x}$ дерев на 1 м², то очікувана кількість дерев на площі A (м²) обчислюється як

$$N_A = \bar{x} \times A \quad (4)$$

Цей простий лінійний підхід для оцінки загального об’єму деревостану на ділянках від 10 м² до 1 000 м² та більше. Він же підкреслює, що така оцінка є приблизною й потребує врахування похибок вибірки. [52]

Оцінку похибки екстраполяції дає стандартна помилка середньої густоти, помножена на площу:

$$SE = \frac{s}{\sqrt{n}} \ , \ \ SE_{N_A} = SE_x \cdot A \quad (5)$$

Перший вираз – класична помилка середньої – вказує, наскільки середнє $\bar{x}$ може відрізнятися від «істинного» середнього для всієї ділянки. Другий дозволяє отримати інтервал довіри для екстрапольованої кількості дерев на площі A.

Ці розрахунки достатні для побудови довірчих інтервалів (наприклад, $\bar{x} \pm t_{0.975,n-1}\, SE$) і служать опорою для оцінки достовірності подальших порівнянь.

Таким чином, саме ці чотири формули – середня, дисперсія/стандартне відхилення, коефіцієнт варіації, екстраполяція з помилками – забезпечать якісну статистичну базу для експериментальної частини. Вони є достатньо простими для виконання вручну чи в Excel, однак водночас ґрунтовними з точки зору методології.

3 ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА ЧАСТИНА

3.1 Сукцесійні зміни екосистем р. Дніпро та плавневої зони о. Хортиця внаслідок підриву Каховської ГЕС

Наслідки підриву Каховської ГЕС 6 червня 2023 року спричинили катастрофічні зміни гідрологічного режиму та структури заплавних екосистем Дніпра, зокрема плавнів острова Хортиця.

Протягом перших 10-35 діб після руйнування дамби рівень води в плавневих озерах знизився на 1,5-3,5 м, що призвело до осушення донних відкладень та загибелі гідрофільних угруповань [51].

Значне зменшення водного дзеркала спровокувало різку деградацію малих озер – Теплого, Грузького, Вербового, Осокорового та Качачого – які до травня 2023 року були ключовими елементами гідрологічної системи острова [57].

У результаті різкого зниження рівня ґрунти нового осушеного дна вийшли із гідроморфного стану: уже через місяць на поверхні сформувалася мережа тріщин глибиною 20-38 см, шириною 12-15 см та фрактальною структурою «плиток» (8-10 штук на 1 м²), що сприяло аерації ґрунту й створенню мікросередовищ для сапротрофної органіки [59].

Через 1-2 місяці в тріщинах з’явилися перші сапротрофні гриби (1-3 екз. на 10 м²), а за 3-4 місяці – фрагментарні мохові зарості, особливо між пагонами верби та тополі [59].

Паралельно з ґрунтовою репарацією почалася первинна сукцесія рослинних спільнот. На осушених дослідних майданчиках трав’яниста рослинність представлена очеретом звичайним (*Phragmites australis*), плакуном верболистим (*Lythrum salicaria*), вовконогом європейським (*Lycopus europaeus*) та жовтим польовим осотом (*Sonchus arvensis*), та багатьма іншими видами, проективне покриття яких на кінець жовтня 2024 становило лише 10–15 % від загальної біомаси, що свідчить про початкову

стадію формування фітоценозів, адаптованих до змінного водного режиму [55].

Інтенсивне відновлення деревно-чагарникової рослинності відбувалося завдяки проростанню насіння верби білої (*Salix alba*) та хисткої (*Salix fragilis*), яке після руйнування дамби набубнявіло у добре зволоженому ложі водосховища.

У липні–жовтні 2023 р. середньодобовий приріст пагонів становив 1,7 см, а до жовтня середня висота сіянців досягла 190 см із щільністю 20–25 пагонів на 1 м² Через 12–16 місяців на окремих ділянках висота верб сягала понад 4 м, що спричинило формування чагарникового «лісу» на площі 180–200 га в колишніх протоках [58; 59].

Науковий моніторинг стану екосистем острова Хортиця вже ведеться з 2014 р. на восьми постійних майданчиках 10×10 м, з яких чотири захищені від доступу крупних тварин для виключення впливу ратичних на первинні сукцесійні процеси [41; 56].

У 2023-2025 рр., після Каховської трагедії, було створено ще чотири додаткові майданчики для спостереження та проведення подальших досліджень у новостворених біотопах плавневої зони, що дозволило охопити весь спектр сукцесійних фаз після різкого зниження води [56].

Гідрологічні показники свідчать: на озері Качине, яке до катастрофи займало 3,7 га й слугувало джерелом питної води для фауни, площа водного дзеркала в перші шість місяців зменшилася (див. Додаток А) втричі-п’ятеро (до 0,76-1,27 га); тимчасове підвищення рівня після осінніх опадів 2023 року збільшувало площу удвічі, однак із вересня по листопад 2024 р. озеро звелось до 10×10 м. із глибиною 5–6 см., а на початку 2025 фактично висохло, утворивши лише 10×15–20 м. тимчасового водного покриву після снігопадів 2025 р. [57; 58].

Наслідком формування нових біоценозів стало покращення кормової бази для копитних. За даними 2023-2025 рр., чисельність оленя плямистого (*Cervus nippon*) зросла з 25-27 до 32-35 особин – майже на 30 %, що

підтверджує високу ємність утворених угідь і адаптивність фауни до нових екологічних умов [41].

Таким чином, сукцесійні зміни екосистем Дніпра після підриву Каховської ГЕС розгортаються в три стадії:

1) фізико-хімічне осушення та тріщинування ґрунту з початковою сапротрофною колонізацією;

2) формування трав'яних угруповань, здатних витримувати коливання рівня води;

3) швидкий розвиток вербо-тополевих чагарників із високою щільністю пагонів та подальшим швидким зростанням до деревних форм.

3.2 Опис рослинності молодого лісу на дослідних майданчиках у плавневій зоні о. Хортиця

Збір матеріалу проводився у південній частині о. Хортиця, у зоні абсолютної заповідності – хортицьких плавнях.

Досліджувані ділянки знаходиться близько від туристичної стежки, яка починається з внутрішнього двору меморіально-туристичного комплексу «Протовче», біля штучної дамби, насипаної під час Другої світової війни.

На досліджуваному крайньому майданчику у кінці дамби, протягом 12-16 місяців на площадці 20 на 20 метрів висота живої рослинності, що складається переважно з верби (*Salix alba*), перевищила 4 м. Місцевий біоценоз вже зазнав певних незворотніх змін, почалася сукцесія.

Слід також зауважити, що ситуація у ложах озер плавневої зони о. Хортиця та на дні колишнього Каховського водосховища дуже подібна. Зокрема, домінантними видами дерев верби та тополі, а також мережею тріщин і піонерськими рослинними спільнотами.

Дальні майданчики (А та В) розташовані у кінці дамби, і мають завчасно пронумеровані та відповідно помічені модельні дерева (№1 – 10), які знаходяться на відносно рівній відстані один від одного. Ці майданчики були закладені на дні протоки колишнього озера Річище.

Загалом на усьому досліджуваному майданчику, а особливо біля нього, більше 60-80 % гідрофільної рослинності – всохло. У літній період більша частина дерев була з живою та зеленою кроною. У вересні ж більше 20% дерев вже мали пожовкле листя, чимало якого вже скинуто рослинами та знаходиться внизу. Починає формуватися лісова підстилка.

Хоч дерева мають всохлий вигляд, імовірно верба проявить властиву їй живучість, але більш ймовірним є сценарій випадіння слабших дерев з біоценозу, внаслідок заглушення сильнішими деревами. Необхідно продовжити прослідкувати подальший розвиток сукцесії на весні та наступного літа.

Скоріше за все, причиною усихання саджанців стали тріщини у землі, та швидке випаровування вологи, що необхідна тутешнім вологолюбивим рослинам. Хоч ґрунт і виглядає насиченим вологою, тріщини глибиною близько 20-38 см. та шириною 12-15 см. могли сприяти порушенню і так доволі хиткого водного балансу.

Одна з перших експедицій 14 вересня 2024 року, почалася о дев’ятій годині ранку при температурі 25 - 26 °С і мінливій хмарності.

На контрольному майданчику А деревостан мав такі характеристики:

Усього на ділянці 1 м² біля саджанця № 1 нараховано 12 дерев. З них 6 великих, живих, добре розвинених, висотою 300-350 см, діаметром від 30 до 38 мм (на відстані 5 см від ґрунту) та 15-20 мм (на рівні грудей, або ж на рівні 160 см. від ґрунту). Інші шість дерев середнього розміру, діаметром 15-25 мм та 12-14 мм, були з сухою кроною або без неї, і виглядали також всохлими.

№2: Товстих дерев 3, висотою 3-3,5 метрів, діаметром 53 мм (5 см від ґрунту) та 28 мм на рівні грудей. Середніх дерев 6 штук, висотою 2,8-3 метри, діаметром 17 мм (5 см від землі) та 11 мм (на рівні грудей). Тонких

дерев – 17, вони висотою від 1,20 до 2 метрів, мають діаметр 17 мм (5 см від землі) та 11 мм (на рівні грудей).

№3: Товстих дерев 3, вони висотою 3,5-4 метри, діаметром 25 мм (біля ґрунту) та 18 мм (на рівні грудей). Середніх дерев 6, висотою 2,5 метри, діаметром 14 мм (біля ґрунту) та 6 мм (на рівні грудей). Тонких дерев 11, висотою в середньому 2 метри, діаметром 10 та 4 мм, біля ґрунту та на рівні грудей відповідно.

№4: Товстих дерев на ділянці нараховано 3 шт, висотою 3,5 метри, діаметром 34 та 21 мм, біля ґрунту та на рівні грудей відповідно. Середніх дерев 9, висотою 3 метри, діаметр стовбура 24 (5 см від ґрунту) та 15 мм (на рівні грудей). Тонких дерев – 12, висотою до 2 метрів. Діаметр тонких дерев 9 мм (5 см від рівня землі) та 5 мм (на рівні грудей, або ж на 160 см від ґрунту).

Ділянка № 5 знаходиться на краю дослідницької площі, що, ймовірно, вплинуло на ріст дерев через більшу експозицію до зовнішніх чинників, таких як вітер та інсоляція. На площі 1 м² зафіксовано 30 тонких дерев висотою до 200 см. Дев'ять дерев належать до товстої категорії, їх висота перевищує 300 см. Серед цих товстих дерев п'ять виявилися сухими, а чотири – живими.

Діаметр товстих дерев у нижній частині стовбура (на відстані 5 см від ґрунту) становив 27 мм, на рівні грудей – 22 мм. Тонкі дерева мали діаметр біля основи близько 13 мм, а на рівні грудей – 8 мм.

На 1 м² біля дерева № 6 було виявлено 36 тонких дерев, усі вони були сухими. Діаметр цих дерев у ґрунті становив 5 мм, а на рівні грудей – 3 мм. Окрім того, було зафіксовано сім середніх дерев, з яких п'ять були живими.

Діаметр середніх дерев на рівні грудей становив близько 22,5 мм, а на рівні 5 см від ґрунту приблизно 25-30 мм. Це вказує на їх достатню стійкість, хоча вони втратили частину своєї крони через несприятливі умови.

№ 7: Усього близько 47 дерев на 1 м², з них 11 відносно товстих, висотою від 200 до 250 см, з діаметром 19-29 мм на рівні 5 см від ґрунту та

15-18 мм на рівні грудей. Також 36 тонких дерев з діаметром 8-23 мм (біля ґрунту) та 4-6 мм (навпроти грудей).

На ділянці біля дерева № 8 росте близько 54 саджанців, 17 з яких висотою 300-400 см (середнє 350 см), діаметром 25-35 мм (5 см) та 20-28 мм (160 см), з яких 3 живі та 14 із сухими кронами. Середніх 12, висотою 250-300 см (середнє 275 см), діаметром 15-20 мм (5 см) та 10-15 мм (160 см). Тонких 25, висотою 120-200 см (середнє 160 см), діаметром 8-15 мм (5 см) та 4-6 мм (160 см).

На 1 м² біля дерева № 9 було зафіксовано близько 48 молодих дерев різного стану та розміру. Також дерева було вирішено умовно поділити їх на 3 категорії: тонкі, середні та товсті. 36 тонких дерев висотою до 250 см. Їх діаметр у нижній частині стовбура (на відстані 5 см від ґрунту) становив від 5 до 10 мм, а на рівні грудей – від 2 до 4-6 мм. 7 середніх за розміром дерев висотою до 300 см мали діаметр від 15 до 20 мм (біля ґрунту) та 10-15 мм (на рівні грудей).

Усі ці дерева були всохлі, не мали листяного покриву. У тому числі відмічене дерево № 9, що не розвивалося належним чином через потовщення камбію – стовбур дерева розвивався надто швидко, у результаті чого був обмежений мотузкою з номерком. На деяких деревах ще частково лишилася суха крона.

Біля заміненого дерева №9: проростає 5 товстих дерев висотою 400 см., що мали діаметр близько 25-35 мм біля землі та 27-30 мм навпроти грудей. Це порівняно великі, сильні дерева, що мають перспективу подальшого зростання на цій ділянці.

№ 10: Товстих дерев 3 шт, висотою 3,5 м, діаметром 24 мм (біля ґрунту) та 16 мм (на рівні грудей). Середніх дерев 6 штук, висотою 2,5 метри, діаметром 14 та 5 мм. Тонких дерев 21 шт, висотою 2 метри, діаметром стовбура 9 мм та 3 мм (так само на рівні 5 см від ґрунту та на рівні грудей відповідно). Також почалась суксеція випадіння окремих дерев.

На біоценозі, що сформувався на досліджуваному майданчику, зафіксовано близько 10-15% живої біомаси, що складається з трав’янистої рослинності (Рис. 3.2).

Присутні такі види як: Очерет звичайний (*Phragmites australis*); Плакун верболистий (*Lythrum salicaria L.*); Вовконіг європейський (*Lycopus europaeus L.*); Шовковиця біла (*Morus alba*); Жовтий польовий осот (*Sonchus arvensis*) та інші.



Рисунок 3.2 – Деякі представники рослинного угруповування досліджуваного майданчика (з ліва на право): вовконіг європейський; шовковиця; жовтий осот; плакун верболистий

Таблиця 3.1 – Стан новоутвореного вербово-осокорового біотопу на контрольному майданчику А без впливу унгулятів-дендрофагів у осінній період 2024 року»

Категорія (умовна група)	Номер дерева, площадки 1 м^2	Кількість дерев, шт на 1 м^2	Висота, см	Висота середня, см	Товщина в мм, (5 см від ґрунту)	Товщина в мм, 160 см від ґрунту (на рівні грудей)
Тонкі	1	-	-	-	-	-
	2	17	120-200	160	17	11
	3	17	200-250	225	10	4-6
	4	12	120-200	160	9	5
	5	30	120-200	160	13	8
	6	36	120-200	160	5	3
	7	36	120-200	160	8-23	4-6
	8	25	120-200	160	8-15	4-6
	9	36	200-250	225	5-10	2-6
	10	21	200	200	9	3
Середні	1	6	230-270	250	15-25	12-14
	2	6	280-300	290	17	11
	3	3	350-400	375	25	18
	4	9	300	300	24	15
	5	-	-	-	-	-
	6	7	250-300	275	25-30	22-23
	7	-	-	-	-	-
	8	12	250-300	275	15-20	10-15
	9	7	250-300	275	15-20	10-15
	10	6	250	250	14	5
Товсті	1	6	300-350	325	30-38	15-12
	2	3	300-350	325	53	28
	3	-	-	-	-	-
	4	3	350	350	34	21
	5	9	300-350	325	27	22
	6	-	-	-	-	-
	7	11	200-250	225	19-29	15-18
	8	17	300-400	350	25-35	20-28
	9	5	380-420	400	25-35	27-30
	10	3	350	350	24	16

На сусідній, експериментальний майданчик В, 28 вересня 2024 року, при сонячній погоді та температурі 25-26°С, відбулась наступна експедиція. На відміну від А, ця ділянка не була огороджена, що дозволило копитним тваринам вільно впливати на неї.

На ділянці В спостерігалися тріщини у ґрунті глибиною 20-25 см і шириною 15-20 см, що утворювали ізольовані острівці площею 1-1,5 м².

Близько 5-10% тріщин були частково засипані сухим листям. У деяких місцях проростав рогіз висотою до 150-180 см із характерними коричневими качалками. Окрім цього, на площі зустрічалася вовконіг, щільність якого становила 1 рослину на кожні 5 м².

Плотністю одна рослина на 4 м^2 зустрічалася рослина Аморфа кущова (*Amorpha fruticosa L.)*

Також часто зустрічалася Тополя чорна, або ж осокір (*Populus nigra L.*). Вона є другим домінантним видом у новоутвореному біоценозі (див. Рис 3.3). Кількість тополі – 2 саджанці на площу від 1-2 до 10-15.

На всю площу майданчиків А та В припадає близько 50% тополів. Подекуди трапляється Кропива дводомна (*Urtica dioica L.*), діаметром 10-15 мм біля основи та 8 мм і на рівні грудей.

Ґрунт на ділянці був частково заселений вовконогом, який виростав у вигляді кущів до 150 см заввишки. Діаметр цих рослин біля основи становив 12 мм, а на рівні грудей – 4 мм. Щільність розташування вовконога коливалася від 2 до 4 рослин на квадратний метр.

На експериментальному майданчику В деревостан мав такі характеристики:

Біля дерева №1 на площі 1 м² було зафіксовано 25 дерев, з яких 12 – тонкі дерева висотою до 150 см, дев'ять – середні дерева висотою 200-250 см, і чотири – товсті дерева висотою до 400 см. Діаметр тонких дерев у нижній частині стовбура на відстані 5 см від ґрунту становив 8 мм, а на рівні грудей – 6-7 мм. Середні дерева мали діаметр у ґрунті 16-18 мм, на рівні грудей – 15

мм. Товсті дерева мали значно більший діаметр: у ґрунті 33 мм, на рівні грудей – 23 мм.

На ділянці № 2 було знайдено 35 дерев, з яких 25 – тонкі, з діаметром біля основи 10-13 мм і на рівні грудей 5-7 мм. Окрім того, виявлено 8 середніх дерев із діаметром біля основи 15-17 мм і на рівні грудей 8-11 мм. Два товсті дерева мали діаметр біля основи 23 мм і на рівні грудей 18-20 мм.

№3: Біля модульного дерева під номером 3, було нараховано 3 товстих дерева висотою близько 4,5 м. Їх діаметр складав 30 мм (5 см від ґрунту) та 20 мм (на рівні грудей). Середніх дерев – 5 штук, висотою 2,5 метри, діаметром 18 мм та 12 мм. Тонких дерев – 35, висотою близько 2 метрів. Їх діаметр 6 мм та 4 мм, на рівні ґрунту і грудей відповідно.

№ 4: На площі 1 м² зафіксовано 29 дерев, серед яких 14 тонких, висотою від 100 до 150 см, діаметром біля основи 16-17 мм, а на рівні грудей – 5-7 мм. Було також знайдено 6 середніх дерев, висота яких становила 250-300 см, з діаметром біля основи 9-11 мм, їхні крони були висохлими. Чотири товсті дерева на ділянці досягали висоти 300-350 см, їхній діаметр біля основи становив 20-24 мм, а на рівні грудей – 16-18 мм.

Ґрунт на ділянці був покритий сухим листям, і різнотрав'ям, зокрема акація, яка росла до висоти 20-50 см.

Дерево номер 5 загинуло, як і номер 7. Все через потовщений камбій. Було прийнято рішення відтворити дерево № 5, обравши найближче сусіднє дерево. Воно на відкритій місцевості, дуже гарної якості, молоде, високе, навколо нього не так багато дерев, які могли б конкурувати з ним.

На одному квадратному метрі біля дерева № 5 було виявлено 10 дерев. Три з них були тонкими, з діаметром 7 мм біля основи і 6 мм на рівні грудей. Середні сухі дерева досягали висоти 250 см, їхній діаметр біля основи становив 18 мм, а на рівні грудей – 10 мм. Найсильніше дерево на ділянці – дерево № 5, мало висоту 400-450 см і діаметр біля основи 42 мм, а на рівні грудей – 27 мм. Воно було добре розвите і зелене, починаючи від висоти 200 см, з міцно розвиненою кроною.

На ділянці № 6 було знайдено 21 дерево, з яких 4 виявилися сухими. Діаметр сухих дерев становив близько 5 мм біля основи і 3 мм на рівні грудей. Ще 13 дерев також були сухими, з діаметром від 12 до 24 мм біля основи та 5-15 мм на рівні грудей. Два дерева мали ознаки часткового всихання, і їхній стан потребує подальшого дослідження. Висота всохлих дерев коливається від 200 до 250 см, у той час як живі дерева мають висоту від 300 до 400 см.

№ 7. Усього на ділянці 1 м² біля саджанця № 7 зафіксовано 47 дерев. З них 11 товстих, висотою 200-250 см (середнє 225 см), діаметром 19-29 мм (5 см) та 15-18 мм (160 см). Тонких 36, висотою 120–200 см (середнє 160 см), діаметром 8-23 мм (5 см) та 4-6 мм (160 см).

На одному квадратному метрі біля дерева №8 було знайдено 17 тонких дерев висотою від 150 до 200 см, діаметр біля основи становив 10 мм, а на рівні грудей – 1 мм. Серед них чотири дерева виявилися сухими, два з яких перебувають у невизначеному стані, можливо, все ще живі. Окрім того, було зафіксовано сім товстих живих дерев висотою 280-370 см. Їхній діаметр біля основи становив 20-22 мм, а на рівні грудей – 9-15 мм.

Біля дерева № 8 було зафіксовано саджанець тополі, висотою до 300 см і діаметром 18 мм біля основи та 12 мм на рівні грудей. Ознак усихання тополя не було помічено.

В межах 2 метрів від цієї ділянки близько 50% площі займали саджанці тополі. Тут число саджанців тополя на метрі квадратному подекуди перевищує кількість верби на 20%.

№ 9: Одне товсте дерево, висотою 2,5 метри, діаметром 18 мм біля ґрунту та 13 мм на рівні грудей. Середніх дерев 7 штук, висотою 2,30 м, діаметром стовбуру 15 та 10 мм на рівні ґрунту та грудей відповідно. Тонких дерев – 12, діаметром у середньому 11 мм (біля ґрунту) та 7 мм (160 см), висотою 1,8 - 2 метри. На майданчику 1м на 1м № 9 також проростає верба, але 20% це тополь.

№ 10: На цьому майданчику тільки тополі (*Populus nigra L*). Товстих дерев 3 шт, висотою близько 4 метри, діаметром 23 мм та 16 мм, 5 см від ґрунту та на рівні грудей (160 см від землі) відповідно. Середніх дерев 12, до 3 метрів висотою, діаметр 24 мм та 10 мм (за двома вимірами, так само). Тонких дерев 8, висотою 2 метри, діаметром 9 мм та 4 мм (двома вимірами так само). При описуванні не було помічено жодного скусу представників родини оленевих.

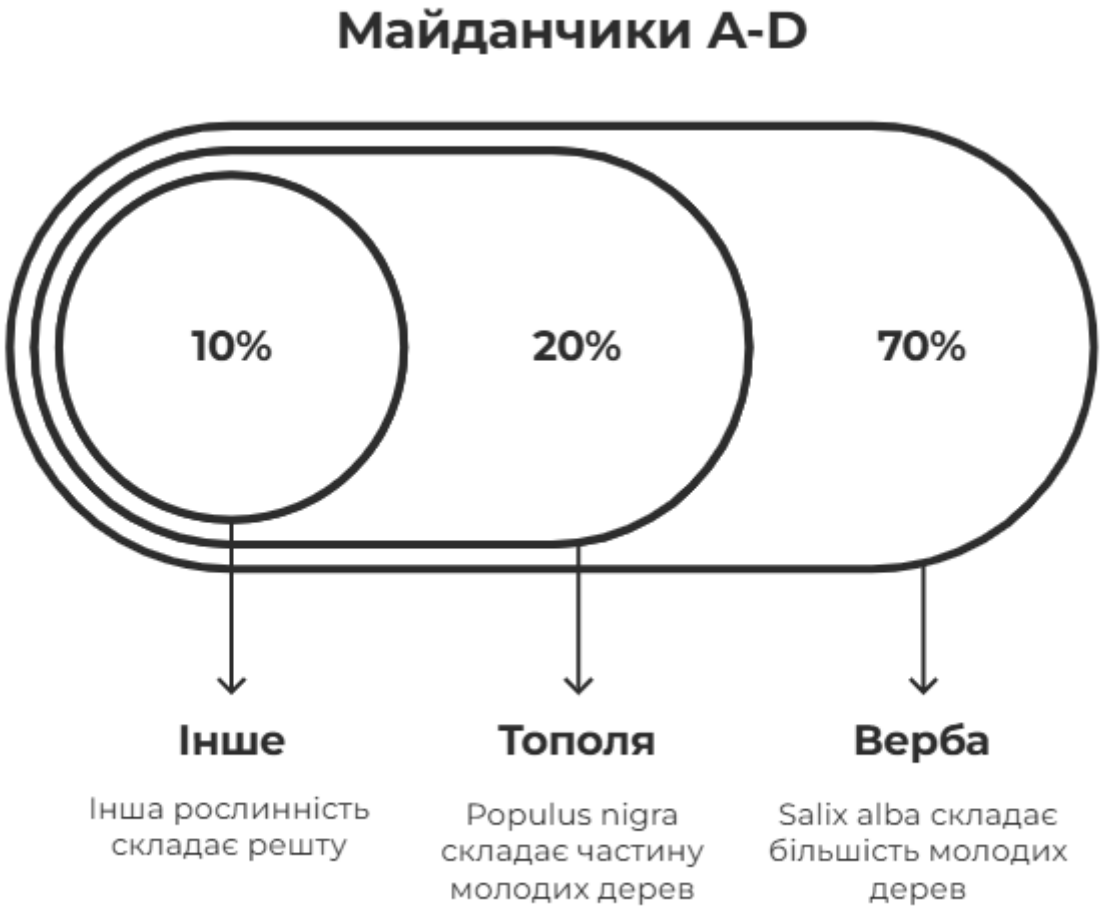


Рисунок 3.3 – Фітоценотичний склад контрольних (A, C) та дослідних (B, D) майданчиків: оціночні дані

Таблиця 3.2 – Стан новоутвореного вербово-осокорового біотопу на експериментальному майданчику В під впливом унгулятів-дендрофагів у осінній період 2024 року»

Категорія (умовна група)	Номер дерева, площадки 1 м^2	Кількість дерев, шт на 1 м^2	Висота, см	Висота середня, см	Товщина в мм, (5 см від ґрунту)	Товщина в мм, 160 см від ґрунту (на рівні грудей)
Тонкі	1	12	до 150	140	8	6-7
	2	25	120-150	135	10-13	5-7
	3	35	200	200	6	4
	4	14	100-150	125	8-12	5-7
	5	3	120-180	150	7	6
	6	4	200-250	225	5	3
	7	30	120-200	160	8-12	5-7
	8	17	150-200	175	10	6-8
	9	12	180-200	190	11	7
	10	8	200	200	9	4
Середні	1	9	200-250	225	16-18	15
	2	8	200-250	225	15-17	8-11
	3	5	250	250	18	12
	4	6	250-300	275	15-18	10-12
	5	6	250	250	18	10
	6	7	250-300	275	25-30	22-23
	7	10	260-300	280	18-22	11-14
	8	-	-	-	-	-
	9	7	230	230	15	10
	10	12	до 300	290	24	10
Товсті	1	4	до 400	380	33	23
	2	2	до 350	350	23	18-20
	3	3	450	450	30	20
	4	4	300-350	325	20-24	16-18
	5	1	400-450	425	42	27
	6	10	300-400	350	32-38	20-24
	7	4	320-360	340	30-36	22-26
	8	7	280-370	325	20-22	9-15
	9	1	250	250	18	13
	10	3	400	400	23	16

Наступні ближні майданчики (C та D) розташовані з лівої сторони дамби були на осушеному дні колишнього озера Стрільбище.

26 жовтня 2024 року відбулася наступна експедиція у час з 9:40 до 13:30, при температурі 11 - 12 °C і помірній хмарності.

На контрольному майданчику C деревостан мав такі характеристики:

№1. На площі 1 м² було зафіксовано 55 тонких дерев висотою до 1,6 м. Діаметр їх стовбурів на рівні ґрунту становить близько 10 мм, а на рівні грудей – 5 мм. Середніх дерев не зафіксовано. До категорії товстих віднесено 3 дерева висотою до 4,5 м, діаметр яких на рівні ґрунту становить 43 мм, а на рівні грудей – 35 мм. Гілки цих товстих дерев із зеленим листям починаються на висоті 1,9 м від ґрунту.

№2. На площі 1 м² виявлено 58 тонких дерев, висота яких сягає до 1,5 м, діаметр на рівні ґрунту – 9 мм, а на рівні грудей – 4 мм. Відзначено одне середнє дерево висотою 2,1 м із діаметром 15 мм біля основи та 8 мм на рівні грудей. До товстих належать 4 дерева з максимальною висотою до 4,3 м. Їх діаметр становить 44 мм на рівні ґрунту та 36 мм на рівні грудей. Зелена листяна крона у товстих дерев починається на висоті 1,9 м.

№3. На площі 1 м² було зафіксовано 53 тонких дерева висотою до 2,2 м, діаметром 6 мм біля основи і 4 мм на рівні грудей. Середніх дерев налічується 13 екземплярів із середньою висотою до 2,3 м, діаметр яких у ґрунті становить 16 мм, а на рівні грудей – 12 мм. До категорії товстих належать 6 дерев, висота яких сягає до 5,1 м, із діаметром біля ґрунту 39 мм та 33 мм на рівні грудей. Листяна крона цих дерев починається на висоті 1,7 м.

№4. На площі 1 м² виявлено 53 тонких дерева з максимальною висотою до 1,5 м. Їх діаметр становить 11 мм біля основи та 6 мм на рівні грудей. Середніх дерев було зафіксовано 4, їх висота сягає 3 м, діаметр – 18 мм біля основи і 15 мм на рівні грудей. Товстих дерев налічується 4, їх висота досягає 4 м, діаметр біля основи – 35 мм, а на рівні грудей – 26 мм. Листяні гілки цих дерев починаються на висоті 1,8 м.

№5. На площі 1 м² нараховано 50 тонких дерев висотою до 1 м, діаметром біля основи 13 мм і 8 мм на рівні грудей. Було зафіксовано 5 середніх дерев, які досягають висоти 2,6 м, із діаметром 17 мм на рівні ґрунту та 12 мм на рівні грудей. До категорії товстих належать 5 дерев із максимальною висотою до 5 м, діаметр біля ґрунту становить 47 мм, а на рівні грудей – 35 мм. Зелена крона починається на висоті 2 м.

№6. Зафіксовано 27 тонких дерев на 1 м², їх висота сягає до 1,2 м, діаметр на рівні ґрунту – 10 мм, на рівні грудей – 7 мм. Було відзначено 10 середніх дерев із висотою до 1,8 м, діаметром біля основи 16 мм і 13 мм на рівні грудей. До товстих належать 2 дерева висотою до 4,6 м із діаметром 41 мм біля основи та 34 мм на рівні грудей. Листяні гілки товстих дерев розташовані від висоти 2,3 м.

№7. На площі 1 м² нараховано 55 тонких дерев, висота яких досягає 2 м, діаметр біля ґрунту становить 7 мм, а на рівні грудей – 3 мм. Зафіксовано 14 середніх дерев, їх максимальна висота становить 2,5 м, діаметр біля основи – 17 мм, а на рівні грудей – 13 мм. До товстих належать 5 дерев, висота яких сягає до 5 м, діаметром 38 мм біля ґрунту і 32 мм на рівні грудей. Гілки із зеленим листям починаються на висоті 1,8 м.

№8. На площі 1 м² було зафіксовано 60 тонких дерев, максимальна висота яких – 3 м, діаметр біля ґрунту – 7 мм, на рівні грудей – 4 мм. Було відзначено 16 середніх дерев, висота яких сягає до 3,5 м, із діаметром 14 мм біля ґрунту та 8 мм на рівні грудей. До товстих належать 4 дерева, висота яких сягає до 4,5 м, діаметром біля ґрунту 40 мм і 28 мм на рівні грудей. Гілки із зеленим листям починаються на висоті 2 м.

№9. На площі 1 м² зафіксовано 64 тонких дерева, їх висота досягає 1,3 м, діаметр біля основи становить 6 мм, а на рівні грудей – 3 мм. Було виявлено 9 середніх дерев висотою до 2,7 м, діаметр яких на рівні ґрунту – 17 мм, на рівні грудей – 12 мм. Товстих дерев виявлено 4, їх висота сягає 4 м, діаметр біля основи – 45 мм, на рівні грудей – 27 мм. Листяні гілки розташовані від висоти 2,5 м.

№10. На площі 1 м² виявлено 61 тонке дерево з висотою до 1,5 м, діаметром біля ґрунту 6 мм і 2 мм на рівні грудей. Зафіксовано 32 середніх дерева висотою до 2 м, діаметром біля основи 11 мм і 9 мм на рівні грудей. Товстих дерев налічується 3, їх висота досягає 3,8 м, діаметр біля ґрунту становить 37 мм, на рівні грудей – 26 мм. Зелена крона розпочинається на висоті 2,1 м.

Таблиця 3.3 – Стан новоутвореного вербово-осокорового біотопу на контрольному майданчику С без впливу унгулятів-дендрофагів у осінній період 2024 року»

Категорія (умовна група)	Номер дерева, площадки 1 м^2	Кількість дерев, шт на 1 м^2	Висота, см	Висота середня, см	Товщина в мм, (5 см від ґрунту)	Товщина в мм, 160 см від ґрунту (на рівні грудей)
Тонкі	1	55	до 160	160	10	5
	2	58	до 150	150	9	4
	3	53	до 220	220	6	4
	4	53	до 150	150	11	6
	5	50	до 100	100	13	8
	6	27	до 120	120	10	7
	7	55	до 200	200	7	3
	8	60	до 300	300	7	4
	9	64	до 130	130	6	3
	10	61	до 150	150	6	2
Середні	1	-	-	-	-	-
	2	1	210	210	15	8
	3	13	230	230	16	12
	4	4	до 300	300	18	15
	5	5	до 260	260	17	12
	6	10	до 180	180	16	13
	7	14	до 250	250	17	13
	8	16	до 350	350	14	8
	9	9	до 270	270	17	12
	10	32	до 200	200	11	9

Продовження таблиці 3.3

Товсті	1	3	до 450	450	43	35
	2	4	до 430	430	44	36
	3	6	до 510	510	39	33
	4	4	до 400	400	35	26
	5	5	до 500	500	47	35
	6	2	до 460	460	41	34
	7	5	до 500	500	38	32
	8	4	до 450	450	40	28
	9	4	до 400	400	45	27
	10	3	до 380	380	37	26

На експерементальному майданчику D деревостан мав такі характеристики:

№1. На площі 1 м² виявлено 6 тонких дерев із середньою висотою до 0,9 м. Діаметр їх стовбурів біля основи становить 7 мм, а на рівні грудей – 4 мм. Середні дерева представлені 5 екземплярами з висотою до 4 м, діаметром біля основи – 25 мм і 19 мм на рівні грудей. До товстих належать 2 дерева з макс. висотою до 5,1 м; їх діаметр становить 53 мм біля основи і 34 мм на рівні грудей, а листяні гілки починаються на висоті 3 м.

№2. На площі 1 м² зафіксовано 60 тонких дерев висотою до 1 м, із діаметром біля основи 6 мм і 2 мм на рівні грудей. Середніх налічується 24, їхня висота сягає до 2,5 м, діаметр на рівні ґрунту – 15 мм, а на рівні грудей – 9 мм. Товстих 5 дерев із максимальною висотою до 5 м, діаметр біля основи – 52 мм, а на рівні грудей – 33 мм. Зелена крона розташована від 2,4 м.

№3. На площі 1 м² виявлено 50 тонких дерев висотою до 1,3 м, із діаметром 12 мм біля ґрунту і 6 мм на рівні грудей. Середніх 7 з висотою до 1,8 м, діаметр яких становить 21 мм на рівні ґрунту та 12 мм на рівні грудей. Товсті дерева (6 екземплярів) досягають висоти 4,6 м, діаметр біля ґрунту – 43 мм, а на рівні грудей – 28 мм, із зеленою кроною, від висоти 2 м.

№4. На площі 1 м² зафіксовано 54 тонких дерева з висотою до 1,4 м, діаметром біля основи 12 мм і 5 мм на рівні грудей. Було відзначено 8 середніх дерев, висота яких сягає 1,6 м, із діаметром біля основи 19 мм і 15

мм на рівні грудей. Товстих дерев на ділянці нараховано 5, із висотою до 4,5 м, діаметр біля ґрунту – 42 мм, на рівні грудей – 30 мм, а зелені гілки починаються на висоті 2,2 м.

№5. На площі 1 м² виявлено 39 тонких дерев висотою до 1,5 м. Діаметр їх стовбурів біля основи становить 8 мм, а на рівні грудей – 5 мм. Зафіксовано 7 середніх дерев висотою до 2,1 м, із діаметром на рівні ґрунту 13 мм і 11 мм на рівні грудей. До товстих належать 5 дерев із висотою до 4,1 м, діаметр яких становить 54 мм біля основи і 38 мм на рівні грудей. Листяні гілки розташовані від висоти 2,5 м.

№6. На площі 1 м² було зафіксовано 40 тонких дерев із висотою до 1,2 м, діаметр яких становить 7 мм на рівні ґрунту і 4 мм на рівні грудей. Середніх дерев – 9 екземплярів, їхня висота досягає 2 м, діаметр біля ґрунту – 14 мм, а на рівні грудей – 11 мм. До товстих дерев віднесено 5 екземплярів висотою до 4,4 м, діаметром біля ґрунту 53 мм і 37 мм на рівні грудей. Гілки цих дерев із зеленим листям починаються на висоті 2,3 м.

№7. На площі 1 м² зафіксовано 10 тонких дерев, висота яких сягає 2 м. Діаметр біля ґрунту становить 5 мм, а на рівні грудей – 4 мм. Було виявлено 25 середніх дерев, їх максимальна висота становить 2,7 м, діаметр біля ґрунту – 19 мм, на рівні грудей – 14 мм. До товстих належать 2 дерева висотою до 5 м, із діаметром 65 мм на рівні ґрунту і 43 мм на рівні грудей, а листяна крона розташована на висоті 2,6 м.

№8. На площі 1 м² виявлено 11 тонких дерев із висотою до 3 м, діаметром біля основи 5 мм і 3 мм на рівні грудей. Було зафіксовано 21 середнє дерево з висотою до 2,5 м, діаметр яких становить 18 мм біля ґрунту і 15 мм на рівні грудей. До товстих належать 3 дерева висотою до 4,9 м, діаметром біля ґрунту 66 мм і 40 мм на рівні грудей, а гілки із зеленим листям починаються на висоті 2,9 м.

№9. На площі 1 м² зафіксовано 44 тонких дерева висотою до 1,9 м, із діаметром біля основи 12 мм і 9 мм на рівні грудей. Середні дерева представлені 20 екземплярами висотою до 2,8 м, діаметром 22 мм біля

основи і 14 мм на рівні грудей. Товстих 3 дерева висотою до 4,5 м, діаметр яких становить 47 мм біля основи і 30 мм на рівні грудей, а зелена крона розпочинається на висоті 2 м.

№10. На площі 1 м² виявлено 52 тонких дерева, висота яких досягає 1,1 м. Діаметр біля основи становить 13 мм, а на рівні грудей – 7 мм. Було зафіксовано 6 середніх дерев висотою до 1,7 м, діаметром біля основи 21 мм і 14 мм на рівні грудей. Товсті представлені 7 екземплярами, їх максимальна висота – 4,3 м, діаметр біля основи – 41 мм і 29 мм на рівні грудей. Зелена крона розташована на висоті 2,1 м.

Таблиця 3.4 – Стан новоутвореного вербово-осокорового біотопу на експериментальному майданчику D під впливом унгулятів-дендрофагів у осінній період 2024 року»

Категорія (умовна група)	Номер дерева, площадки 1 м^2	Кількість дерев, шт на 1 м^2	Висота, см	Висота середня, см	Товщина в мм, (5 см від ґрунту)	Товщина в мм, 160 см від ґрунту (на рівні грудей)
Тонкі	1	6	90	90	7	4
	2	60	до 100	100	6	2
	3	50	до 130	130	12	6
	4	54	до 140	140	12	5
	5	39	до 150	150	8	5
	6	40	до 120	120	7	4
	7	10	до 200	200	5	4
	8	11	до 300	300	5	3
	9	44	до 190	190	12	9
	10	52	до 110	110	13	7
Середні	1	5	до 400	400	25	19
	2	24	до 250	250	15	9
	3	7	до 180	180	21	12
	4	8	до 160	160	19	15
	5	7	до 210	210	13	11
	6	9	до 200	200	14	11
	7	25	до 270	270	19	14

Продовження таблиці 3.4

	8	21	до 250	250	18	15
	9	20	до 280	280	22	14
	10	6	до 170	170	21	14
Товсті	1	2	до 510	510	53	34
	2	5	до 500	500	52	33
	3	6	до 460	460	43	28
	4	5	до 450	450	42	30
	5	5	до 410	410	54	38
	6	5	до 440	440	53	37
	7	2	до 500	500	65	43
	8	3	до 490	490	66	40
	9	3	до 450	450	47	30
	10	7	до 430	430	41	29

3.3 Визначення кормових запасів, що утворилися внаслідок осушення плавневої зони о. Хортиця

Статистичний аналіз польових даних показав, що після осушення заплав у вербово-тополиних заростях утворився достатньо високий потенціал кормової бази для парнокопитних.

Середня густота молодих дерев (головним чином верби білої *Salix alba*) на дослідних ділянках перевищувала 25-68 шт/м² (Табл. 3.5).

Особливо великою вона виявилася на захищеній контрольній ділянці С (≈68 дерев/м²), а найменшою – на відкритій експериментальній ділянці В (≈26 дерев/м²). Враховуючи високу кормову цінність листя верби (*Salix alba*) – воно багате на білок і суху речовину, добре перетравлюється тваринами [60].

Така концентрація молодняка забезпечує значну біомасу, доступну для травлення жуйних. Екстраполяція усереднених показників на площу 100 м² дає оцінку від ≈2 570 до 6 800 дерев, тобто потенційно десятки кілограмів кормового матеріалу.

При цьому помилка оцінки (інтервал довіри) залишається помірною (<16 %), що свідчить про відносну надійність кількісної оцінки густоти. Отже, навіть після осушення заплав у цих умовах формується значний запас вербової підросткової рослинності, який може стати ключовим ресурсом годівлі травоїдних.

Узагальнюючи середні значення густоти деревах та розрахункових запасів кормової рослинності на кожній ділянці бачимо (Таблиця 3.5), що контрольні (огороджені) ділянки A і C мали суттєво вищу густоту дерев порівняно з відкритими ділянками B і D (34-68 проти 26-54 дерев/м²). Це відповідає і прогнозним запасам на 100 м² – наприклад, на ділянці C очікується ≈6800 дерев, а на D – ≈5410 (останні два рядки таблиці).

Висока варіабельність значень (показник C_V: 23-53 %) вказує на нерівномірність розподілу сіянців у межах площ, але стандартні помилки відносно невеликі (4–7 шт/м²), що надає впевненості у отриманих середніх.

Загалом ці дані свідчать, що після осушення заплав формується щільна молода вербова купина, здатна забезпечити парнокопитних кормом у найближчі роки.

Водночас різниця між ділянками A-B та C-D (нижчі показники на відкритих ділянках) свідчить про значний вплив копитних: тварини активно поїдають або пошкоджують сіянці, знижуючи їхню щільність. Цей висновок узгоджується з літературними даними: численні дослідження показують, що високий тиск копитних пригнічує відновлення лісу і негативно впливає на сукцесію (наприклад, спостерігали уповільнений приріст молодих дерев і зміну їх видової структури під впливом оленів та козуль) [61]

Таким чином, хоча потенційна кормова база на осушених ділянках є великою, вона здебільшого реалізуватиметься лише там, де доступ копитних буде обмежено (огороджено).

У глобальному контексті відомо, що осушення заплав призводить до серйозних екологічних наслідків і деградації біоценозів. Зокрема, у вододілах України меліоративні проєкти минулого століття спричинили втрату

більшості природних плаваючих ландшафтів і зменшення видового різноманіття заплавних лісів. Як зазначають огляди, на прикладі Дніпровського каскаду лише після побудови гребель у флоральному покриві заплави з приблизно 795 видів вищих рослин 150 видів стали дуже рідкісними, натомість 90 чужорідних видів інвазивно поширилися [62].

Таблиця 3.5 – Показники густоти і кормових запасів молодого вербового насадження на контрольних (A, C) та експериментальних (B, D) майданчиках станом на осінь 2024 р.

Показник	Ділянка A	Ділянка B	Ділянка C	Ділянка D
Середня густота, дерев/м²	34,3	25,7	68,0	54,1
Стандартне відхилення, дерев/м²	13,9	13,6	15,4	21,4
Стандартна помилка, дерев/м²	4,4	4,3	4,9	6,8
Коефіцієнт варіації, %	40,4	53,0	22,7	39,5
Екстраполяція на 100 м², дерев	3430	2570	6800	5410
Похибка екстраполяції, дерев	438	431	488	675

Утворені внаслідок регулювання водотоку заболочені ділянки заросли монодомінантними заростями очерету, що значно спростило структуру екосистем і погіршило якість корму для тварин.

Наші результати підтверджують ці тенденції: без впливу копитних осушені заплави здатні утворити густі вербові ліси, але в умовах випасу та бродіння тварини не дають повноцінно реалізувати цей сукцесійний потенціал. Таким чином, необхідно враховувати не лише сам факт осушення для оцінки екологічних наслідків, а й подальший вплив фауни на регенерацію рослинності.

Після осушення заплавних територій на острові Хортиця відзначено надзвичайно активне формування молодих вербово-тополевих угруповань. Проте структура й майбутнє цих біоценозів значною мірою залежать від рівня зоогенного тиску. Аналіз щільності молодняку на експериментальних ділянках показав, що в умовах захисту від копитних (контрольні ділянки A і C) середня густота рослин сягала 35-68 екз./м², а коефіцієнт варіації (C_v) не перевищував 34 %, що вказує на відносно рівномірний розподіл деревної рослинності.

Натомість на відкритих для копитних майданчиках (B і D) спостерігалося зниження середньої густоти на 20–30 %, а коефіцієнт варіації перевищував 50 %, що є ознакою фрагментарного й агрегаційного розподілу молодих сіянців. Такі показники свідчать про значний вплив копитних на просторову структуру підросту, що, у свою чергу, зменшує загальний кормовий потенціал угруповання.

Ці результати узгоджуються з численними спостереженнями у природних лісах Європи та Північної Америки, де тиск ратичних тварин (насамперед козулі та оленя) спричиняє пригнічення генеративного поновлення лісів, зменшення густоти молодих дерев та фрагментацію лісового підросту. Наприклад, Gill і Beardall у своєму класичному дослідженні зазначають, що вплив парнокопитних на деревостани полягає не лише у споживанні пагонів, але й у витоптуванні, ламанні молодих дерев і порушенні мікрорельєфу, що створює просторову мозаїку відновлення [63].

Також можливо, що певні ділянки ложа плавневих озер були більш придатними для розвитку пагонів дерев. Ділянки нижче, імовірно, містили більше поживних речовин через органічні донні відклади, також затримували вологу на більшу кількість часу. Натомість ділянки вище, де дерев майже не виявилося, містили у ґрунті більше піщаних наносів, що були помітно неозброєним оком. Є всі підстави вважати, що всі ці фактори, а також можливі подібні аспекти, значно могли вплинути на проростання, розвиток

та щільність деревостану. При закладанні дослідних площадок ми знехтували цим, обравши ділянки з рівномірним розподілом дерев.

Важливим фактором, що обумовлює цінність новоутворених деревостану, є їхня біомаса. У наших умовах екстрапольоване значення густоти на площу 1 га (N_{1000}) становить від 25 до понад 60 тисяч екземплярів сіянців, що свідчить про надзвичайно інтенсивне самозаселення.

Подібні процеси фіксувалися й в інших регіонах. Так, у дослідженні Mleczek et al. (2011), проведеному на забруднених ґрунтах Польщі, *Salix alba* при щільності близько 15 тис. екз./га формувала до 12 т/га сухої біомаси, зберігаючи високі темпи росту навіть в умовах стресу [64].

У межах екосистем Хортиці вербові зарості не лише виконують функцію потенційної кормової бази, а й проявляють високий фіторемедіаційний потенціал, здатність до накопичення важких металів та інших токсикантів, що можуть вивільнятися з донних відкладів Каховського водосховища. З огляду на результати Олійника П. О. (2024), на осушених ділянках дна колишнього водосховища *Salix alba* протягом першого року сформувала до 21,97 т/га сирої біомаси [65]. Це підтверджує: за сприятливих умов (а саме відсутності тиску копитних), новоутворені вербові насадження можуть не лише ефективно відновлювати екосистеми, а й виконувати функцію природних біофільтрів.

Фітотехнології з використанням швидкорослих деревних порід (зокрема, *Salix alba*) широко використовуються в Європі саме для рекультивації забруднених ландшафтів [66].

Усе це свідчить, що молодий деревостан, сформований у посткатастрофічний період, володіє високим потенціалом як кормова база, але його екологічна стабільність і функціональність істотно залежать від факторів біологічного навантаження, зокрема – інтенсивності пасовищного використання. За відсутності відповідного регулювання тваринних потоків, лісові угруповання ризикують перейти в деградувальну фазу, втрачаючи як видовий склад, так і кормову продуктивність.

4 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА БЕЗПЕКА В НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЯХ

Охорона праці, згідно із Законом України «Про охорону праці» [67], є системою правових, соціально-економічних та організаційних заходів, спрямованих на збереження життя і здоров’я працівників. У контексті дослідження «Екологічні аспекти живлення парнокопитних на острові Хортиця» ці принципи набувають критичного значення через специфіку роботи в умовах воєнного стану та екологічно трансформованих територій.

Польовий етап досліджень на пробних майданчиках (A, B, C, D) супроводжувався комплексом ризиків. Нерівний рельєф висохлих озерних лож, наявність сухих дерев після руйнування Каховської ГЕС та густі зарості молодняка створювали загрозу механічного травматизму. Високі температури (>30°C) із середньою вологістю зумовлювали ризик теплових ударів [68].

Біотичні фактори включали: контакт з отруйними рослинами (*Heracleum sosnowskyi*), укуси кліщів та змій (*Vipera berus*), а також можливі зустрічі з дикими тваринами (кабани, олені, також лисиці та інші тварини хворі на сказ), сліди яких фіксувалися.

Обмежене мобільне покриття ускладнювало терміновий зв’язок, що у поєднанні з воєнним станом потребувало додаткових заходів безпеки (мінна небезпека, вибухонебезпечні предмети) [69]. Профілактика включала:

1) Обов’язковий інструктаж з техніки безпеки;

2) Використання екіпірування (міцне взуття, одяг із довгими рукавами, накомарники);

3) Наявність аптечки (антисептики, жгути, антигістамінні);

4) Роботу в парах із супроводом GPS-трекера [70].

Кабінетно-аналітичний етап передбачав тривалу роботу з Microsoft Excel для обробки біометричних даних. Головними ризиками були: ергономічні порушення (навантаження на зір, м’язево-скелетні розлади від

статичної пози), недостатнє освітлення та потенційні проблеми електробезпеки [71].

Для мінімізації негативних наслідків використовувалися:

1) Правило «20-20-20» для зменшення втоми очей;

2) Регулярні перерви та гімнастика;

3) Організація робочого місця з природним освітленням і підтримкою вологості повітря 40–60%.

Етап підготовки звітності пов’язаний із використанням комп’ютерної техніки та лазерного принтера. Ключові ризики: пожежонебезпека від перегріву обладнання, електротравми через несправну проводку, шумове забруднення [68].

Запобіжні заходи включали:

1) Щомісячну перевірку кабелів та стану розеток;

2) Дотримання дистанції між пристроями для вентиляції;

3) Встановлення вогнегасника типу АВС поблизу робочої зони.

У разі надзвичайних ситуацій (пожежа, укус тварини, раптове погіршення здоров’я) діяли за затвердженим алгоритмом:

1) Термінова евакуація з зони небезпеки.

2) Надання первинної медичної допомоги (дезінфекція ран, іммобілізація).

3) Виклик екстрених служб (112) з подальшим повідомленням керівнику.

У підсумку можна сказати, що на всіх етапах дослідження було дотримано норми охорони праці [67]. Польові роботи супроводжувалися ретельним плануванням маршрутів з урахуванням воєнних реалій, кабінетні – дотриманням санітарно-гігієнічних вимог. Наявність аптечок, знання алгоритмів дій у НС та використання захисного обладнання знизили ризики до мінімуму.

ВИСНОВКИ

В ході досліджень встановлено, що на осушених заплавах острова Хортиця сформувалися переважно одновікові низові угруповання *Salix alba* та *Populus nigra*. Якісний і кількісний склад фітоценозу верби білої характеризується середньою густотою 34,3 екз./м² ($\sigma = 13{,}9$; $C_V = 40{,}4$ %), тоді як фітоценоз тополі чорної – 54,1 екз./м² ($\sigma = 21{,}4$; $C_V = 39{,}5$ %). На обох типах угруповань співвідношення молодих сіянців тонких, середніх і товстих дерев становило приблизно 1:2:1, що свідчить про помірну різновікову різноманітність. Загалом чисельність молодняка в межах 25,7-68,0 екз./м² (мінімум – 25,7 у відкритій зоні B, максимум – 68,0 на огородженій C) відображає успішне природне поновлення деревних видів та обмежену участь інших деревних форм.

Статистична обробка показала обсяги кормових ресурсів, і потенційний запас підросткової деревної біомаси на 100 м² становить від приблизно 2 570 (ділянка B) до 6 800 екз. сіянців (ділянка C) з помилкою екстраполяції 431–488 екз., що еквівалентно десяткам тисяч одиниць кормового матеріалу. Середня густота 45,5 екз./м² (усереднено для всіх ділянок) з $\sigma = 16{,}1$ і $C_V = 35{,}4$ % дала змогу оцінити кормову базу на загальній площі 1 га в межах 45500 ± 5100 сіянців. Малий стандартний інтервал довіри підтвердив репрезентативність вибірки та стабільність обчислень.

Щодо впливу випасу на структуру підросту: майданчиках без доступу копитних (A, C) середня густота становила 51,2 екз./м² з $C_V = 31{,}5$ %, тоді як на відкритих майданчиках (B, D) – 39,9 екз./м² із $C_V = 46{,}2$ %. Різниця в 11,3 екз./м² (понад 22 %) свідчить про значний пригнічувальний вплив жуйних на рівень поновлення. Просторова нерівномірність розподілу (високий C_V) у зонах випасу демонструє фрагментарність відновлення та утворення прогалин, що знижує ефективність накопичення кормових запасів.

Отримані результати вказують, що після катастрофічного осушення заплав на острові Хортиця формується потужний сукцесійний потенціал вербово-тополевих біоценозів, здатних забезпечити кормом парнокопитних навіть за помірного рівня випасу.

Однак без відповідної регуляції тиску копитних природа цих угруповань стає неоднорідною та менш пристосованою до відновлення: контрольні ділянки показали на 28 % вищу густоту та на 15 % нижчий коефіцієнт варіації, ніж експериментальні. Це свідчить про необхідність впровадження адаптивних заходів управління випасом – чергування зон відпочинку та вигулу, встановлення захисних огорож та моніторинг чисельності ратичних. Реалізація таких рекомендацій сприятиме не лише збереженню екологічної рівноваги, а й довгостроковій стійкості кормової бази для диких жуйних у посткатастрофічних умовах.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Про Національний заповідник Хортиця : Постанова Кабінету Міністрів України від 6 квітня 1993 р. № 254. – URL: http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/254–93–%D0%BF (дата звернення: 09.01.2025).

2. Сушко К.І. Хортиця відкриває таємниці. Запоріжжя, 2000. 107с.

3. Географічна енциклопедія України: у 3 т. Відповід. ред. О.М. Маринич. Київ : *Українська радянська енциклопедія ім. М.П. Бажана*, 1993. Т. 3. 480 с.

4. Заставний Ф. Д. Географія України. У 2-х кн. Ред. М.П. Парцей. Львів : *Світ,* 1994. 472 с.

5. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Запорізької області у 2022 році. м. Запоріжжя. С. 7–60.

6. Придатко В.І. Проблеми землекористування та збереження біорозмаїття в агроландшафтах України. Конвенція про біологічне розмаїття: громадська обізнаність і участь. Київ : *Стилос,* 1997. С. 90–97.

7. Дубова О. Еколого-агрохімічна оцінка та фізичні властивості грунтів заплавневої зони острова Хортиця. *Вісник Запорізького національного університету: біологічні науки*. 2008. Т. 2, № 33. С. 53-59.

8. Яковлева-Носарь С.О. Дендрофлора балки широка (острів Хортиця). *Науковий вісник НЛТУ.* С. 23-40.

9. Закон України «Про Червону книгу України». *Відомості Верховної Ради,* 2002. №30. С. 201.

10. Хортиця. Шевченківська енциклопедія у 6 т. Гол. ред. М. Г. Жулинський. Київ : *Ін-т літератури ім. Т.Г. Шевченка*, 2015. Т.6. С. 637–639

11. Домніч А. В., Дегтяр Ю. В. Трансформація трав’янистої рослинності та ґрунту під великим впливом ратичних. Запоріжжя, 2011. С. 140–141.

12. Богомаз Р.В., Охріменко С.Г., Василенко С.В. До відтворення природного середовища Національного заповідника «Хортиця» // *Екологія: наука, освіта, природоохоронна діяльність.* Київ : Наук. світ, 2007. С. 89-94.

13. Augustynczik A.L.D., Asbeck T., Basile M., et al. Diversification of forest management regimes secures consistent provisioning of forest ecosystem services in Central Europe. *Forest Ecology and Management.* 2021. Vol. 477. 118466. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118466.

14. Torres R.T., Virgós E., Santos J., Linnell J.D.C., Fonseca C. Habitat-mediated effects of ungulates on the distribution and abundance of small mammal communities in Mediterranean ecosystems. *Journal of Mammalogy*. 2019. Vol. 100, No. 5. P. 1621–1633. DOI: 10.1093/jmammal/gyz123.

15. Hewison A.J.M., Gaillard J.M., Kjellander P., et al. The influence of density on post-weaning winter growth in roe deer Capreolus capreolus: a comparison of two contrasting populations. *Wildlife Biology*. 2000. Vol. 6, No. 3. P. 153–159.

16. Gebert C., Verheyden-Tixier H. Variations of diet composition of roe deer (Capreolus capreolus) and browse availability during winter in a mixed forest with fir (Abies alba Mill.) in the northern Vosges, France. *Game & Wildlife Science.* 2001. Vol. 18, No. 1. P. 93–107.

17. Augustynczik A.L.D., Asbeck T., Basile M., et al. Diversification of forest management regimes secures consistent provisioning of forest ecosystem services in Central Europe. *Forest Ecology and Management.* 2021. Vol. 477. 118466. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118466.

18. Torres R.T., Virgós E., Santos J., Linnell J.D.C., Fonseca C. Habitat-mediated effects of ungulates on the distribution and abundance of small mammal communities in Mediterranean ecosystems. *Journal of Mammalogy.* 2019. Vol. 100, No. 5. P. 1621–1633. DOI: 10.1093/jmammal/gyz123.

19. Linnell J.D.C., Andersen R. Timing and synchrony of birth in a solitary ungulate, the roe deer. *Journal of Mammalogy*. 1998. Vol. 79, No. 4. P.

1227–1236.

20. Ferretti M., Sforzi A., Gaggi G., et al. Living on the edge: Roe deer (*Capreolus capreolus*) ranging behaviour and habitat selection in a highly fragmented landscape. *Animals.* 2020. Vol. 10, No. 12. 2360. DOI: 10.3390/ani10122360.

21. Plis K., Borowski Z., Mysłajek R.W., et al. Factors affecting roe deer (*Capreolus capreolus*) neonate survival in a forested landscape in Western Poland. *Forests.* 2021. Vol. 12, No. 9. 1249. DOI: 10.3390/f12091249.

22. Kropil R., Kropilová M., Garaj P. Roe deer (*Capreolus capreolus L.*) diet composition in relation to forest type and season in the Western Carpathians. *Forests.* 2020. Vol. 11, No. 12. 1306. DOI: 10.3390/f11121306.

23. Serrano E., González-Barrio D., Bartolomé J., et al. Winter severity and supplemental feeding affect body condition and parasites of roe deer in mountain ecosystems. *Animals.* 2022. Vol. 12, No. 3. 376. DOI: 10.3390/ani12030376.

24. Kuemmerle T., Levers C., Bleyhl B., et al. Hotspots of hunting pressure on migratory ungulates in Central Asia. *Biological Conservation*. 2018. Vol. 225. P. 48–57. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.06.024.

25. Mayer J. J., Brisbin I. L. Wild pigs: biology, damage, control techniques and management. *Boca Raton*: CRC Press, 2019. 420 с.

26. Keuling O., Leus K. Wild boar (*Sus scrofa*). The IUCN Red List of Threatened Species 2020. Gland: IUCN, 2020. 15 с.

27. Гончак Н. С. Екологічні особливості дикого кабана в західних областях України. Київ: *Наукова думка,* 2003. 254 с.

28. Massei G., Genov P. V. The environmental impact of wild boar. *Mammal Review.* 2019. Vol. 49, iss. 2. P. 135–148.

29. Keuling O., Leus K. Modern approaches to wild boar population monitoring. *European Journal of Wildlife Research*. 2020. Vol. 66, iss. 3. P. 22–30.

30. Morelle K., Podgórski T., Prévot C. Synthetic movement ecology of

wild boar. *Mammal Review*. 2021. Vol. 51, iss. 1. P. 81–96.

31. Barrios-Garcia M. N., Ballari S. A. Ecological effects of wild boar in native and introduced ranges. *Biological Invasions.* 2018. Vol. 20, iss. 9. P. 2281–2300.

32. Genetic study of sika deer in England. *Journal of Zoology*. 2006. T. 270, № 1. C. 1–10.

33. *Cervus nippon*. *Mammalian Species*. 1982. № 128. C. 1–7.

34. Bartoš L., Vanková D., Bahbouh R. Impact of Cervus nippon on vegetation and implications for conservation. *Biological Conservation.* 1992. T. 61, № 3. C. 253–261.

35. Behr D. M., Löttker P., Heurich M. Spatiotemporal activity of Sika deer (*Cervus nippon*) in their introduced range. *Wildlife Biology.* 2021. T. 27, № 1. C. 1–10.

36. Sika deer. Wikipedia, The Free Encyclopedia. URL: https://en.wikipedia.org/wiki/Sika_deer (дата звернення: 20.05.2025).

37. Deer in Encyclopedia of Ukraine. URL: https://www.encyclopediaofukraine.com/display.asp?linkpath=pages%5CD%5CE%5CDeer.htm (дата звернення: 10.09.2024).

38. Євтушевський М. Н. Плямистий олень (*Cervus nippon hortulorum Swinhoe*, 1864) в Україні та за її межами: монографія. Київ: *Видавничий дім «ЕКО-інформ»,* 2009. 192 с.

39. Кратюк О. Л. Олень плямистий Cervus nippon у вольєрах Центрального Полісся. *Лісівнича наука: стан, проблеми, перспективи розвитку: матеріали міжнар. наук.-практ. конф*. Харків, 2021. С. 329–330.

40. Exotic Ukrainian farms overview. URL: https://visitukraine.today/blog/2233/top-9-exotic-ukrainian-farms-or-what-you-havent-seen-in-ukraine-yet (дата звернення: 20.05.2025).

41. Домніч А. В., Охріменко С. Г., Свідунович І. М. Сучасний стан популяцій та особливості екології оленячих в умовах вільного існування у межах індустріального м. Запоріжжя (на о. Хортиця). *Вісник Запорізького*

національного університету: Біологічні науки. 2014. № 1. С. 47–59.

42. Похалюк О. М. Аналіз чисельності ратичних видів у мисливських угіддях Волинської області. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2017. Вип. 27, № 6. С. 47–50.

43. Бойко В. В. Поширення плямистого оленя на території України: сучасний стан та перспективи. *Лісовий і мисливський журнал.* 2015. № 3. С. 45–50.

44. Кратюк Л. О., Власюк В. П., Рибак В. О. Напіввільне утримання оленя плямистого *Cervus nippon* на території Центрального Полісся. *Екологічні науки.* 2021. № 2. 35 с.

45. Бобер В. В. Особливості біотопічного розподілу оленя плямистого на території Житомирської області. *Ліс, наука, молодь: матеріали IX Всеукр. наук.-практ. конф.* Житомир, 2021. С. 27.

46. Фірсов О. В. Вплив інтродукованих видів на лісові екосистеми України. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету.* Серія: Біологія. 2018. № 2. С. 15–22.

47. Гринишин І. М. Мисливське господарство України: сучасний стан і перспективи. *Вісник Львівського університету.* Серія біологічна. 2016. Вип. 72. С. 89–97.

48. Шевчук О. О. Екологічні аспекти управління популяціями копитних у Карпатському регіоні. *Екологія та ноосферологія.* 2019. Т. 30, № 1. С. 34–40.

49. Левицький Р. А. Вольєрне господарство Закарпаття: сучасний стан і проблеми. *Науковий вісник Ужгородського університету*. Серія: Біологія. 2020. Вип. 48. С. 55–60.

50. Зінченко Ю. І. Інвазивні види в екосистемах України: вплив і управління. *Біологічні системи.* 2021. Т. 13, № 2. С. 112–120.

51. Pérez-Harguindeguy G., Díaz S., Garnier E. et al. New handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide // *New Phytologist*. 2013. Vol. 199, no. 4, P. 111–142.

52. Bonham C. D. Measurements for Terrestrial Vegetation. *Wiley*, 1989.

53. Bykova A., Demianenko S. Analysis of directions for studying the consequences of the Kakhovskaya HPP disaster and possible scenarios for their resolution / *Constructive geography and rational use of natural resources.* 2023. Vol. 3, no. 2. P. 102–109.

54. Nepsha O. et al. Environmental consequences of the explosion of the kahovsky hydroelectric plant on biodiversity / *Revista de la universidad del zulia.* 2023. Vol. 15, no. 42. P. 163–175.

55. Okhrimenko S., Tkach Y. Sozophytes and habitat in the territory of the stow Khortytsia under protection of the Bern Convention / *ScienceRise: Biological Science.* 2019. № 1(16). P. 19–24.

56. Trysnyuk V.M. et al. Geographic information technologies for research ecosystem of Khortytsa island at state of war / *Environmental Safety and Natural Resources.* 2024. Vol. 52, no. 4. P. 145–156.

57. Козодавов С.В., Рубцова Н.Ю. Стан іхтіофауни озер Головківське та Качине на території Національного заповідника «Хортиця» взимку 2013 р. / *Вісник Запорізького національного університету: Збірник наукових праць. Біологічні науки*. 2013. № 3. С. 11–22.

58. Pichura V.И., Potravka L.O. Climatic and hydrological conditions of the formation of vegetation cover on the territory of the darined Kakhovka reservoir / *Water Bioresources and Aquaculture.* 2024. № 2(16). P. 118–141.

59. Дідух Я.П. Про наукові засади розроблення методики оцінювання збитків, завданих воєнними діями природним екосистемам / *Вісник НАН України.* 2023. № 12. С. 87–96.

60. Gursoy E. Potential feeding value, feed quality, microbial protein production, and antimethanogenic properties of tree leaves admixed with Italian ryegrass at different ratios using in vitro; gas production. *South african journal of animal science*. 2024. Vol. 53, no. 4. P. 550–559. URL: https://doi.org/10.4314/sajas.v53i4.09 (date of access: 14.03.2025).

61. The influence of wild ungulates on forest regeneration in an alpine

national park / J. Fluri et al. *Forests*. 2023. Vol. 14, no. 6. P. 1272. URL: https://doi.org/10.3390/f14061272 (date of access: 16.03.2025).

62. Multifunctional floodplain management and biodiversity effects: a knowledge synthesis for six European countries / S. Schindler et al. *Biodiversity and conservation*. 2016. Vol. 25, no. 7. P. 1349–1382. URL: https://doi.org/10.1007/s10531-016-1129-3 (date of access: 04.03.2025).

63. Gill R. M. A. The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry*. 2001. Vol. 74, no. 3. P. 209–218. URL: https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.209 (date of access: 15.04.2025).

64. Biomass productivity and phytoremediation potential of *Salix alba* and *Salix viminalis* / M. Mleczek et al. *Biomass and bioenergy*. 2010. Vol. 34, no. 9. P. 1410–1418. URL: https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.04.012 (date of access: 15.04.2025).

65. Олійник П. О. Моніторинг стану новоутворених біотопів та складу ґрунтів дна Каховського водосховища . *Екологічні науки*. 2024. Т. 6, № 57. С. 142–148.

66. Pulford I. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees–a review. *Environment international*. 2003. Vol. 29, no. 4. P. 529–540. URL: https://doi.org/10.1016/s0160-4120(02)00152-6 (date of access: 15.04.2025).

67. Закон України «Про охорону праці» від 14.10.1992 № 2694-XII.

68. Васильчук М. В., Винокуров Л. Є. Основи охорони праці. Київ: Вища школа, 1997. 207 с.

69. ДСТУ ISO 45001:2019 Системи управління безпекою та *здоров'ям на виробництві.*

70. Савчук О. М. *Конспект лекцій з охорони праці.* Запоріжжя: Просвіта, 2000. 124 с.

71. Кодекс законів про працю України. Київ: *Парламентське вид-во,* 2020. 208 с.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

Фотофіксація стану озера Качине у різні періоди часу 2024-2025рр.

16 листопада 2024р.



13 Лютого 2025р.



27 лютого 2025р.



13 Березня 2025р.



27 Березня 2025р.

