ЗАПОРІЗЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БІОЛОГІЧНИЙ ФАКУЛЬТЕТ

Кафедра загальної та прикладної екології і зоології

Кваліфікаційна робота
магістра

на тему СУЧАСНІ МЕТОДИ КОНТРОЛЮ ІНВАЗІЙНИХ РОСЛИН У МІСЬКИХ ЗОНАХ СХІДНОЄВРОПЕЙСЬКИХ КРАЇН

MODERN METHODS OF CONTROL OF INVASIVE PLANT SPECIES IN URBAN AREAS OF EASTERN EUROPEAN STATES

Виконав: студент 2 курсу, групи 8.1014

спеціальності 101 Екологія

освітньо-професійної програми Екологія та охорона навколишнього середовища

Геращенко Микита Костянтинович

Керівник доцент, к.б.н. Горбань В.В.

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 магістр
Спеціальність 101 Екологія
Освітньо-професійна програма Екологія та охорона навколишнього Середовища

ЗАТВЕРДЖУЮ
Завідувач кафедри загальної та прикладної екології і зоології, професор, доктор біологічних наук

_____
" " 2025 року

ЗАВДАННЯ
НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ СТУДЕНТОВІ
Геращенко Микиті Костянтиновичу

1. Тема роботи Сучасні методи контролю інвазійних рослин у міських зонах східноєвропейських країн
керівник роботи Горбань Валерій Віталійович, к.б.н., доцент затверджені наказом ЗНУ від "28" березня 2025 р. № ___.

2. Строк подання студентом роботи грудень 2025 року.

3. Вихідні дані до роботи: літературний огляд, дані польових досліджень.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити): провести аналіз сучасного стану поширення інвазійних рослин у міських зонах Східноєвропейських країн; виявити основні види інвазійних рослин, характерні для урбанізованих територій, та оцінити масштаби їхнього впливу на міські екосистеми; дослідити ефективність механічних, хімічних, біологічних та інтегрованих методів контролю інвазійних рослин у міських умовах; оцінити екологічні ризики та соціально-економічні наслідки застосування різних методів контролю; розробити рекомендації щодо впровадження сучасних, екологічно безпечних та економічно доцільних заходів контролю інвазійних рослин у міських зонах Східноєвропейських країн.

5. Перелік графічного матеріалу: 2 таблиці, 18 формул та 9 рисунків.

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
4	Горбань В.В., доцент, к.б.н.		

7. Дата видачі завдання

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів кваліфікаційної роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітка
1.	Пошук літературних джерел. Опрацювання матеріалу.	вересень 2024	Виконано
2.	Розроблення та аналіз методики дослідження. Оформлення другого розділу роботи.	вересень-листопад 2024	Виконано
3.	Доопрацювання огляду літератури. Редагування тексту.	листопад-лютий 2024-2025	Виконано
4.	Виконання практичного дослідження. Оформлення висновків та літературних джерел. Створення презентації.	лютий-червень 2025	Виконано
5.	Передзахист кваліфікаційної роботи.	листопад 2025	Виконано
6.	Рецензування кваліфікаційної роботи.	листопад 2025	Виконано
7.	Захист кваліфікаційної роботи.	грудень 2025	Виконано

Студент (-ка) М. К. Геращенко
Керівник роботи В. В. Горбань

Нормоконтроль пройдено
Нормоконтролер Н.М. Притула

РЕФЕРАТ

У даній роботі 84 сторінок, 9 рисунків, 18 формул, 2 таблиці, було використано 91 літературне джерело.

Об’єкт дослідження є інвазійні види рослин в східноєвропейських країнах.

Предметом дослідження є сучасні методи моніторингу, запобігання та контролю інвазійних рослин у межах урбанізованих територій.

Мета нашого дослідження полягає в вивченні сучасних методів контролю інвазійних рослин у міських зонах східноєвропейських країн.

Актуальність нашого дослідження полягає в тому, що присутність інвазивних рослин призводить до значних економічних збитків і ускладнює реалізацію стратегій сталого розвитку міст.

Для досягнення поставленої мети були сформульовані такі завдання:

1. Провести аналіз наукових джерел щодо поширення інвазійних рослин.
2. Визначити основні шляхи проникнення та механізми закріплення інвазійних видів у міських умовах.
3. Систематизувати сучасні методи контролю.
4. Порівняти ефективність практик управління інвазійними рослинами.
5. Запропонувати рекомендації щодо підвищення ефективності моніторингу та контролю інвазій у містах Східної Європи.

Наукова новизна полягає у аналізі підходів до контролю інвазійних рослин у міських екосистемах саме східноєвропейських країн.

Практичне значення роботи полягає у можливості використання отриманих результатів для удосконалення стратегій управління зеленими зонами.

ІНВАЗІЙНІ РОСЛИНИ, УРБАНІЗОВАНІ ЕКОСИСТЕМИ, СХІДНА ЄВРОПА, МОНІТОРИНГ, КОНТРОЛЬ, БІОІНВАЗІЇ, СТАЛИЙ РОЗВИТОК

REVIEW

This paper consists of 84 pages, 9 figures, 18 formulas, 2 tables, and 91 references.

The object of the research is invasive plant species within Eastern Europe.

The subject of the study is modern methods of monitoring, prevention, and control of invasive plants within urbanized areas.

The purpose of this research is to study current methods of invasive plant control in urban zones of Eastern European states.

The relevance of the study lies in the fact that the presence of invasive plant species leads to significant economic losses and complicates the implementation of sustainable urban development strategies.

To achieve the stated goal, the following tasks were formulated:

1. To analyze scientific sources concerning the distribution of invasive plants;

2. To identify the main pathways of introduction and mechanisms of establishment of invasive species under urban conditions;

3. To systematize modern control methods;

4. To compare the effectiveness of management practices for invasive plant control;

5. To propose recommendations for improving the efficiency of monitoring and control of invasions in Eastern European cities.

The scientific novelty lies in the analysis of approaches to invasive plant control within urban ecosystems of Eastern European states.

The practical significance of the research lies in the possibility of applying the obtained results to improve green zone management strategies.

INVASIVE PLANTS, URBAN ECOSYSTEMS, EASTERN EUROPE, MONITORING, CONTROL, BIOINVASIONS, SUSTAINABLE DEVELOPMENT

ЗМІСТ

ВСТУП……. 7
1 ОГЛЯД НАУКОВОЇ ЛІТЕРАТУРИ……... 9
1.1 Інвазійні види як глобальна та європейська екологічна проблема…….. 9
1.2 Поширення інвазійних рослин у міських екосистемах……. 12
1.3 Інвазійні рослини у Східній Європі…… 16
1.4 Сучасні методи контролю інвазійних рослин у міських умовах……. 20
1.5 Нормативно-правове регулювання та європейська практика контролю… 24
1.6 Дистанційний моніторинг і ГІС-підходи……... 28
1.7 Соціально-економічні та медичні наслідки урбан-інвазій……... 33
2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ……. 37
3 ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА ЧАСТИНА…… 51
4 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА БЕЗПЕКА В НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЯХ….. 67
ВИСНОВКИ…… 73
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ…….. 73

ВСТУП

Інвазійні види рослин є однією з найсерйозніших загроз для біорізноманіття XXI століття. В умовах глобалізації, активного транспорту та урбанізації саме міські території стають головними "воротами" для проникнення, акліматизації та подальшого поширення чужорідних видів. Східноєвропейські країни-члени Європейського Союзу, що мають спільну історію інтенсивного господарського використання земель та схожі кліматичні умови, сьогодні стикаються з однаковими проблемами - деградацією природних екосистем, витісненням аборигенних видів і підвищенням екологічних ризиків, пов’язаних з інвазіями.

Об’єкт дослідження є інвазійні види рослин у міських екосистемах східноєвропейських країн-членів ЄС.

Предметом дослідження є сучасні методи моніторингу, запобігання та контролю інвазійних рослин у межах урбанізованих територій.

Мета цього дослідження полягає в аналізі, узагальненні та оцінці ефективності сучасних методів контролю інвазійних рослин у міських зонах країн Східної Європи, що входять до складу Європейського Союзу, та визначити оптимальні підходи для їхнього практичного впровадження.

Актуальність нашого дослідження полягає в тому, що присутність інвазивних рослин у зелених зонах, на узбіччях доріг, у парках чи на промислових територіях призводить до значних економічних збитків і ускладнює реалізацію стратегій сталого розвитку міст.

Для досягнення поставленої мети були сформульовані такі *завдання*:

1. Провести аналіз наукових джерел щодо поширення інвазійних рослин у міських екосистемах Східної Європи.
2. Визначити основні шляхи проникнення та механізми закріплення інвазійних видів у міських умовах.

3. Систематизувати сучасні методи контролю, включаючи механічні, хімічні, біологічні та інтегровані підходи.

4. Порівняти ефективність практик управління інвазійними рослинами у різних країнах регіону.

5. Запропонувати рекомендації щодо підвищення ефективності моніторингу та контролю інвазій у містах Східної Європи.

Методи дослідження: аналіз та узагальнення наукової літератури, порівняльно-аналітичний метод, системний підхід, елементи геоінформаційного аналізу, методи оцінки екологічних ризиків.

Наукова новизна полягає у комплексному аналізі сучасних підходів до контролю інвазійних рослин у міських екосистемах саме східноєвропейських країн-членів ЄС, де поєднуються елементи пострадянської системи управління природними ресурсами з європейськими стандартами охорони довкілля.

Практичне значення роботи полягає у можливості використання отриманих результатів для удосконалення стратегій управління зеленими зонами, розробки локальних програм боротьби з інвазійними видами, а також у підтримці екологічної політики міст у контексті Європейської стратегії з біорізноманіття до 2030 року.

1 ОГЛЯД НАУКОВОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1.1 Інвазійні види як глобальна та європейська екологічна проблема

Інвазійні види рослин сьогодні розглядаються як один із ключових чинників глобальних екологічних змін, що істотно впливають на стабільність біогеоценозів і структуру урбанізованих екосистем. Їхній неконтрольований поширення призводить до зниження біорізноманіття, деградації ґрунтів, зміни мікроклімату та функціональних зв’язків у біотичних спільнотах. За оцінками європейських екологічних агентств, темпи натуралізації чужорідних рослин зростають у середньому на 15-20 % за десятиліття, що робить проблему інвазій актуальною не лише для природних, а й для міських середовищ.

Дослідження Jarošik V. та співавт. показали, що навіть території з підвищеним режимом охорони в межах мегаполісів, як-от міські природні резервації Праги, не є стійкими до біологічних інвазій. У їхніх межах частка адвентивних видів може досягати 35-40 % від загальної флори. Автори виявили, що до групи потенційних майбутніх інвадерів у Центральній Європі належать численні північноамериканські та азійські види, здатні пристосовуватись до міських теплових островів і забруднених ґрунтів. Це свідчить про те, що урбанізація створює специфічні екологічні ніші, у яких чужорідні рослини отримують конкурентну перевагу перед автохтонною флорою [1].

Теоретичною основою вивчення інвазійного процесу є концепція "біологічних бар’єрів", згідно з якою будь-який чужорідний вид, перш ніж стати інвазійним, проходить кілька стадій – від випадкового потрапляння до формування стабільних популяцій і подальшої експансії. Pyšek (2010) виділяє у цьому процесі шість ключових фаз: транспортування, натуралізація, колонізація, поширення, екологічна інтеграція і, нарешті, вплив на біоту та середовище. Кожна з них

залежить від поєднання факторів, таких як кліматична відповідність, структура біотопів, конкурентна здатність виду та рівень антропогенного тиску [2].

Подальші дослідження Štajerová K. та співавт. підтвердили, що просторовий розподіл інвазійних видів у міських екосистемах має чітку залежність від структури ландшафту й інтенсивності антропогенного тиску. На прикладі великих міст Чехії було продемонстровано, що найвища концентрація чужорідних рослин фіксується в індустріальних та транспортних зонах, тоді як центральні зелені масиви утримують відносно стабільну частку автохтонних видів. Автори також підкреслюють важливу роль дорожньої мережі та залізничних шляхів як "коридорів міграції" інвазійної флори, що забезпечують швидке проникнення насіння у віддалені урбан-біотопи [2].

Значний внесок у розуміння урбаністичної інвазійності зробили Obidziński A. та співавт., які дослідили закономірності появи рідкісних і частих інвазійних видів у міських лісах Варшави. Їхні результати показали, що поширення чужорідних рослин визначається не лише доступністю відкритих ніш, а й історією землекористування. Так, ділянки зі зміненою ґрунтовою структурою або тривалим рекреаційним навантаженням виявилися особливо вразливими до натуралізації інвадерів, навіть за відносно низької кількості пропагул. Цей висновок має ключове значення для розуміння механізмів формування урбан-флори як особливого типу екосистеми [3].

Дослідження Skálová H. та ін., присвячене екологічним стратегіям Ambrosia artemisiifolia, виявило, що саме цей вид є одним із найбільш агресивних інвадерів у Європі, здатних до активного поширення як у природних, так і в міських біотопах. Автори визначили, що кліматичні зміни та зростання середньорічної температури на 1-1,5 °C упродовж останніх десятиліть створюють сприятливі умови для стабілізації популяцій *Ambrosia* у північніших регіонах, включаючи Польщу, Чехію та Угорщину. При цьому спостерігається підвищення алергенного потенціалу виду, що створює додаткову соціально-екологічну проблему для мешканців міст [4].

Подальші метааналітичні дослідження (Frontiers in Ecology, 2023; Nature, 2024) показують, що урбанізація посилює інвазійний тиск у геометричній прогресії, особливо в регіонах із перехідним кліматом – до яких належать більшість східноєвропейських держав. Підвищення середньорічних температур, зменшення амплітуди сезонної вологості та зміна режимів використання земель формують нові ніші, відкриті для колонізації інтродуцентів [4, 5].

У роботі Szumańska I. та співавт. підкреслено, що урбаністичне середовище виступає потужним каталізатором адаптаційних процесів серед інвазійних видів. Дослідження показало, що розподіл чужорідних рослин тісно пов’язаний із типом ґрунту, рівнем антропогенного навантаження та фітогеографічним положенням міста. На прикладі польських агломерацій автори продемонстрували, що найвища частота інвазій припадає на техногенні ділянки, зокрема промислові зони та узбіччя автошляхів. Водночас зелені насадження старих міських парків часто виступають рефугіумами для рідкісних аборигенних видів, що вказує на необхідність цілеспрямованого планування урбан-флористичних територій [5].

Szeged-Hungary longitudinal study (Science of the Total Environment, 2024) надав унікальні дані про динаміку флористичного складу великих міст протягом десятирічного періоду. Автори виявили, що навіть за стабільного клімату інвазійні види продовжують нарощувати чисельність унаслідок сукцесійних процесів і постійного "втручання" людини у міський біотоп. Виявлено тенденцію до заміни помірно інвазійних таксонів на більш агресивні, що свідчить про прогресивне зростання рівня інвазійного тиску [6].

Загальноєвропейські тенденції, представлені у каталозі чужорідних видів Чехії (Preslia, 2022), підтверджують, що урбанізовані регіони функціонують як головні "центри накопичення адвентивної флори. З понад 1600 виявлених чужорідних таксонів понад половина має стабільні популяції саме в межах міських і приміських територій. Це свідчить про те, що урбанізація створює мозаїку мікробіотопів, які постійно забезпечують нові ніші для натуралізації чужорідних

видів. У межах Європейського Союзу проблема набула стратегічного значення, оскільки біоінвазії розглядаються не лише як екологічна, а й як економічна та соціальна загроза [7].

1.2. Поширення інвазійних рослин у міських екосистемах

Проблема поширення інвазійних рослин у міських середовищах набуває особливого значення через надзвичайно високу концентрацію антропогенних факторів, які змінюють природні механізми сукцесії та сприяють натуралізації чужорідних видів. Урбанізовані території виконують роль своєрідних "екологічних інкубаторів", де завдяки мозаїчній структурі біотопів, високій трофності ґрунтів, наявності теплового острова й постійному руху людей та транспорту створюються оптимальні умови для акліматизації інвадерів.

Дослідження, проведене у Вроцлаві (Польща), показало, що навіть у межах старих міських парків, які мають тривалу історію культивації, частка чужорідних видів може сягати понад 45 % від загального флористичного складу. Найбільш поширеними тут виявилися *Morus alba*, *Acer negundo* та *Robinia pseudoacacia*, які відзначаються високою стійкістю до забруднення ґрунтів і повітря. Автори підкреслюють, що такі види не лише змінюють мікроклімат і структуру насаджень, але й формують власні мікробіоценози, що знижують життєздатність місцевих рослинних угруповань [8].

Інвазійна флора міст східноєвропейських країн-членів ЄС формується під впливом поєднання історії інтродукції, інтенсивності урбанізації та транспортної зв’язності регіону. Порівняльні огляди для Польщі та України показують, що міські флори містять значну частку кенофітів пізньої хвилі (після 1950-х), з домінуванням представників родин *Asteraceae, Poaceae, Fabaceae, Polygonaceae*; саме ці групи

найчастіше формують стабільні синантропні угруповання в парках, на узбіччях і в промислових зонах [8].

Для Балтійського регіону (Литва) зафіксовано подібний профіль: міські біотопи слугують "гарячими точками" натуралізації, де набір суспільно відомих інтродуцентів утримується завдяки частим порушенням ґрунту, фрагментації покриву та мікрокліматичним аномаліям міста [9].

Флора міст Східної Європи має характерні закономірності, які відрізняють її від інших регіонів. В одному з досліджень Fornal-Pieniak et al. показано, що в міських лісах (oak-hornbeam) в одному середньому місті Польщі види чужорідного походження більше представлені в екотонах поруч із житловими чи дорігами, ніж глибоко в лісі – це вказує на тісний зв’язок між урбаністичними коридорами та натуралізацією інвазивів.

Подібні закономірності простежуються і в інших міських екосистемах Східної Європи. У дослідженні Denisow B. та співавт., проведеному на залізничних коридорах Любліна та Львова, виявлено, що транспортні артерії виступають головними "міграційними коридорами" інвазійних видів. Насіння *Solidago canadensis, Erigeron canadensis* та *Ambrosia artemisiifolia* активно переноситься потоками повітря та рухом транспортних засобів, що забезпечує їм швидке поширення в межах міста. При цьому залізничні узбіччя та депо утворюють специфічні техногенні біотопи, де відбувається стабілізація популяцій адвентивних рослин і формування сталих угруповань [9].

У контексті європейської політики Polce et al. виявили, що інвазійні види, включені до списку політичної значущості, вже демонструють широкі патерни поширення серед різних екосистем, зокрема в міських зонах – їх наявність та тиск на біорізноманіття значущі навіть у містах із суворим кліматом.

Особливу увагу до просторового аспекту інвазій приділили Jarošik V. та ін., які дослідили урбанізовані природні резервації Праги. Виявлено, що інвазійна флора концентрується переважно на периферії зелених зон і в місцях з інтенсивним

рекреаційним навантаженням. До найбільш агресивних видів належать *Impatiens parviflora*, *Reynoutria japonica*, *Ailanthus altissima* та *Robinia pseudoacacia*. Важливо, що навіть у межах охоронних територій повне викорінення інвазивних таксонів є практично неможливим без тривалої підтримуючої роботи, оскільки джерела їх занесення – це міські дороги, садові культури й зелені насадження навколо житлових масивів [10].

У дослідженні урбан-лісів у південній Польщі Fornal-Pieniak і співавт. проаналізували вплив навколишнього використання земель (житлова забудова, дороги, сільське господарство) на склад судинної флори в екотонах. Результати показали, що екотони, суміжні з інтенсивно забудованою територією або дорогами, містять більше видів чужорідного походження порівняно з ділянками, що межують з парками чи природними заповідними зонами.

Порівняльний аналіз рудеральних біотопів Братислави, виконаний Rendeková A. та співавт., показав, що саме техногенні території є осередками формування високого рівня флористичної інвазійності. Частка адвентивних видів у таких зонах становить у середньому 52 %, тоді як на природних або слабо порушених ділянках – лише 18-20 %. Основними чинниками натуралізації визнано підвищений вміст азоту в ґрунтах, періодичне механічне порушення субстрату, а також ефект "островів тепла", який забезпечує подовжений вегетаційний період. У таких умовах інвазійні рослини набувають фенологічних переваг над місцевими видами, особливо в ранньовесняний період [11].

Вагомим доповненням до цих спостережень стали результати дослідження Jehlík V. та співавт., які проаналізували флористичний склад річкових портів Центральної Європи - важливих урбан-транспортних вузлів. Автори зазначають, що порти та прилеглі промислові території функціонують як "вузли поширення" чужорідних рослин по всій регіональній мережі міст. Найчастіше фіксуються види *Solidago gigantea*, *Asclepias syriaca*, *Amorpha fruticosa* та *Reynoutria japonica*. Виявлено, що до 70 % урбан-флори таких локацій становлять саме адвентивні види,

які завдяки постійному людському впливу залишаються стабільною складовою техногенного ландшафту [12].

Цінні дані щодо поширення інвазійних рослин у міському середовищі надала також масштабна робота Anastasiu P. та співавт., виконана в Румунії після імплементації Регламенту ЄС №1143/2014. Автори виявили, що серед 72 міст, охоплених дослідженням, найвищий рівень інвазійності спостерігається у Бухаресті, Констанці та Клуж-Напоці, де середній відсоток чужорідних видів перевищує 50 %. Особливу роль у поширенні відіграють декоративні насадження й транспортні артерії, через які потрапляють нові види. У межах урбанізованих зон переважають *Ailanthus altissima*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Erigeron canadensis* і *Robinia pseudoacacia* – саме ті, що найкраще пристосовані до стресових умов мегаполісів [13].

Дослідження мікоризних і темних септотрофних грибів, асоційованих з інвазійними рослинами в Сілезії (Польща), продемонструвало важливість симбіотичних зв’язків у процесі закріплення чужорідних таксонів у міських умовах. Gucwa-Przepióra E. та ін. довели, що інвазійні види, зокрема *Reynoutria japonica* і *Solidago canadensis*, формують розвинену мікоризу, яка підвищує їхню стійкість до посухи й забруднення. Ці властивості роблять такі рослини практично невразливими для більшості стресів міського середовища, що пояснює їхню стабільність навіть у регіонах із суворішими кліматичними умовами [14].

Важливим аспектом вивчення урбан-інвазій є динаміка змін флористичного складу в часі. Як зазначено у десятирічному моніторингу міста Сегед (Угорщина), кількість адвентивних видів збільшується навіть у разі стабільного рівня урбанізації. Це свідчить, що процес інвазії має кумулятивний характер: кожен новий цикл порушення ландшафту відкриває додаткові екологічні ніші. Таким чином, урбаністичні території стають постійним джерелом вторгнень не лише для власних біотопів, але й для навколишніх природних ландшафтів [14].

1.3. Інвазійні рослини у Східній Європі

Антропогенний тиск - головний каталізатор урбаністичних інвазій. За Dubyna et al. (2021) виявлено пряму залежність між щільністю населення, інтенсивністю господарської діяльності та індексом антропогенізації флори (I_An). Максимальні значення індексу – понад 25% – фіксуються в центральних промислових районах, тоді як на периферії вони знижуються до 10-12% [15].

Поширення інвазійних рослин у країнах Східної Європи має свої специфічні риси, зумовлені поєднанням історичних, кліматичних і соціоекономічних чинників. Регіон, що охоплює Польщу, Чехію, Словаччину, Угорщину, Румунію, Болгарію, Хорватію, Словенію, Литву, Латвію та Естонію, характеризується високою екотонністю, різноманіттям біогеографічних зон і тривалою історією антропогенного освоєння. Унаслідок цього формуються численні "гарячі точки" інвазій, особливо в міських агломераціях та уздовж транспортних коридорів, які поєднують міста з приміськими територіями. За даними комплексного огляду Comptes Rendus Biologies, Східна Європа є одним із головних регіонів ЄС, де процес натуралізації чужорідних рослин триває з найвищою швидкістю.

На прикладі Хорватії, яку дослідили Kovačić S. та співавт., було встановлено, що понад 400 адвентивних таксонів стабільно поширені в урбанізованих та аграрних біотопах прибережної зони. Найактивнішими інвазійними видами виступають *Ambrosia artemisiifolia, Ailanthus altissima, Solidago gigantea* та *Robinia pseudoacacia*. Вони мають високу екологічну пластичність, здатність до вегетативного розмноження та швидкого відновлення після механічного видалення. Зазначено, що в урбанізованих регіонах, зокрема в Загребі, Осієку та Спліті, ступінь інвазійного тиску перевищує 50 %, що свідчить про критичну трансформацію флористичного складу міських екосистем. Автори дійшли висновку, що системна

боротьба з інвазіями потребує поєднання екологічного моніторингу з управлінням міськими зеленими зонами, зокрема через вибір культур, які мають природну конкурентну стійкість до адвентивних видів [15].

Важливу роль відіграє ступінь порушеності субстрату. Інвазійні види краще закріплюються на ділянках із розрихленим, забрудненим або механічно пошкодженим ґрунтом, де пригнічені конкурентні переваги автохтонних рослин. Саме тому узбіччя, кар’єри, території після будівельних робіт та відкриті технічні смуги є головними осередками початкової колонізації [16].

У Чехії та Словаччині феномен біологічних інвазій досліджується протягом кількох десятиліть, що дозволило створити одну з найповніших національних баз даних у Європі. Згідно з результатами каталогу чужорідних видів Чехії, опублікованого в журналі Preslia, кількість стабільно натуралізованих рослин сягає понад 1600 таксонів. При цьому найбільш інвазійними визнано представників родів *Solidago*, *Impatiens*, *Erigeron*, *Fallopia* (*Reynoutria*) та *Robinia*. Урбанізовані території країни визначені як ключові "ядра поширення", звідки відбувається експансія у природні екосистеми. Автори підкреслюють, що на відміну від західноєвропейських держав, де більшість адвентивних видів стабілізували свої ареали, у Чехії спостерігається активне розширення, що триває донині [16].

Суттєвим механізмом поширення виступає транспортна інфраструктура. Узбіччя доріг, залізниці та міські канали створюють безперервну сітку, через яку насіння та фрагменти рослин переміщуються на значні відстані. За результатами Koniakin et al. (2024), саме транспортні коридори визначають до 60% випадків первинного занесення *Echinocystis lobata* і *Solidago canadensis* у міських агломераціях [16]. Це збігається з висновками Fornal-Pieniak та співавт. (2020), які показали, що суміжні з дорогами екотони мають більшу флористичну насиченість адвентивами через механічне порушення субстрату та регулярний рух транспорту.

Подібну закономірність фіксують і для міських агломерацій Словаччини та Польщі, де флористичне різноманіття адвентивів прямо пропорційне інтенсивності землекористування та щільності транспортної мережі [17].

Hrivnák R. та співавт. дослідили поширення чужорідних судинних рослин протягом останніх 130 років і встановили, що кількість інвазійних таксонів зросла в чотири рази. Основними "вікнами" для проникнення нових видів стали промислові регіони та урбан-екотони. Дослідження виявило, що навіть водні рослини, як-от *Elodea canadensis* та *Azolla filiculoides*, проникають у міські водойми через мережу каналів та декоративні ставки. Важливим висновком є те, що урбанізовані території функціонують не лише як "резервуари" інвазивних видів, але й як постійні джерела їхнього розповсюдження у природні зони через рекреаційні потоки населення та систему водовідведення [17].

Румунія, згідно з аналітичними матеріалами Sîrbu C. та ін., демонструє один із найшвидших темпів зростання інвазійної флори серед східноєвропейських членів ЄС. За період 2010-2020 рр. кількість зафіксованих інвазивних рослин зросла з 120 до 174 видів. Найбільш проблемними залишаються *Ailanthus altissima, Ambrosia artemisiifolia, Amorpha fruticosa* та *Reynoutria japonica*. Ці види активно поширюються вздовж автострад, залізниць та у зелених міських зонах, формуючи стійкі ценози. Особливо інтенсивні процеси натуралізації відзначаються у регіонах з теплим континентальним кліматом – Валахія, Добруджа, Банат. Дослідники наголошують, що ключовим чинником зростання інвазій є зміна клімату, підвищення середньорічних температур і скорочення періодів морозів, що сприяє виживанню теплолюбних таксонів [18].

Окрім техногенних, значну роль відіграють кліматичні фактори, особливо мікроклімат міських територій. Urban Heat Island ефект (UHI) створює тепліші мікрозони, що подовжують вегетаційний період і підвищують шанси натуралізації теплолюбних видів. Polce et al. (2023) показали, що інвазійні види із

середземноморського та північноамериканського ареалів у містах із розвиненою забудовою виживають навіть у кліматично граничних умовах.

Дослідження Bomanowska A. та співавт., проведене у національних парках Польщі, виявило цікаву закономірність: навіть у природоохоронних зонах, віддалених від міст, інвазійні види залишаються численними. Це свідчить про те, що урбанізовані території є головним джерелом "розселення" чужорідних рослин. Особливо активно поширюються *Solidago gigantea, Reynoutria japonica* та *Impatiens parviflora*. Автори зазначають, що такі види здатні до швидкого колонізування внаслідок високої репродуктивної здатності, довготривалого збереження насіння в ґрунті й ефективного розповсюдження транспортом і людьми. Показано, що зменшення рекреаційного навантаження й активне косіння травостою у міських парках може суттєво обмежити їхню експансію [19].

Окремого значення набуває поширення *Ambrosia artemisiifolia* – одного з найбільш проблемних видів у Східній Європі. Як продемонстрували Leru P. та ін., концентрація пилку цього виду у повітрі Бухареста влітку перевищує граничні медико-санітарні норми у 10-15 разів, що зумовлює серйозні алергічні наслідки для населення. Дослідники довели, що урбанізовані території є ідеальним середовищем для стабілізації популяцій *Ambrosia*, оскільки тут наявні відкриті ділянки з деградованими ґрунтами, низькою конкуренцією з боку автохтонних видів і постійними мікропорушеннями поверхні. Схожі процеси спостерігаються й у містах Угорщини, Польщі та Хорватії, де пилок *Ambrosia* є одним із головних алергенів, що впливають на якість життя міського населення [20].

Нові дані щодо флористичних змін у Словаччині наведено у публікації Eliáš P. Jr. та співавт., які проаналізували появу нових чужорідних судинних рослин протягом останнього десятиліття. Серед них – *Paulownia tomentosa, Cortaderia selloana* та *Oenothera biennis*, які раніше не вважались стабільно інвазійними. Автори відзначають, що кліматичне потепління та глобальні торговельні потоки суттєво збільшили ризики занесення нових видів через декоративне садівництво й

міські озеленювальні програми. Зокрема, *Paulownia tomentosa*, яка активно використовується як декоративне дерево, виявила здатність до самосіву і вже формує популяції у міських парках та промислових зонах. Це свідчить про необхідність перегляду переліків потенційно інвазійних рослин та посилення моніторингу в межах міст [21].

1.4. Сучасні методи контролю інвазійних рослин у міських умовах

Контроль інвазійних рослин у міських екосистемах є одним із найскладніших напрямів екологічного управління, оскільки поєднує потребу у збереженні біорізноманіття з вимогами технічної безпеки, санітарного стану та соціальної естетики. Міські території мають високу щільність населення, обмежені простори зелених насаджень і постійні порушення ґрунту, що створює сприятливі умови для натуралізації інвадерів. Саме тому сучасні методи контролю мають бути комплексними, довготривалими й адаптованими до конкретних умов міських біотопів.

Механічне видалення – найстаріший і найбільш безпечний спосіб боротьби з інвазійними видами у міських умовах. Згідно з моделлю ерадикації, розробленою Frank M.R. та співавт., ефективність механічних заходів залежить від частоти повторень і часу втручання у життєвий цикл рослини. На прикладі *Ambrosia artemisiifolia* показано, що систематичне скошування до початку фази цвітіння протягом трьох років поспіль може знизити чисельність виду на 95 %. Однак навіть короткі перерви у циклі заходів спричиняють швидке відновлення популяції за рахунок насіння, яке зберігається у ґрунті до 40 років. Це демонструє, що механічний контроль має бути постійним і доповненим іншими методами [22].

Найефективнішою визнано інтегровану систему контролю, що поєднує кілька методів з урахуванням типу біотопу, фази росту інвазивного виду та кліматичних особливостей регіону. Модель, запропонована PeerJ, показує, що комбінування механічних, біологічних та агротехнічних заходів дає змогу знизити енергозатрати та зменшити екологічні ризики. Особливо результативним виявилося поєднання весняного косіння з біологічним контролем і подальшим висівом місцевих трав'яних видів, які перешкоджають повторному проникненню адвентивних рослин [22].

Інше дослідження в Угорщині підтвердило, що навіть у межах щільно забудованих районів ефективність косіння може бути підвищена шляхом комбінування з мульчуванням і локальною тепловою обробкою. При цьому автори застерігають, що надмірна інтенсивність втручань у міському середовищі може призвести до деградації ґрунтової структури та розвитку рудеральних бур'янів, які стають вторинними інвазійними видами. Таким чином, будь-який механічний вплив має бути поєднаний із моніторингом і стабілізаційними заходами після видалення [23].

Паралельно з цим у роботі Mészáros A. та співавт. було досліджено можливість регулювання чисельності *Ambrosia artemisiifolia* за допомогою насіннєїдних жуків роду Ophraella. Біологічні агенти знижували плодючість виду на 60-70%, що особливо важливо у перші роки після вторгнення. Утім, автори наголошують, що впровадження біоконтролю потребує довготривалого моніторингу, адже популяції ентомофагів самі можуть змінювати баланс екосистем. З цієї причини у межах ЄС такі методи дозволені лише після оцінки ризиків відповідно до регламентів EFSA [23].

Біоконтроль вважається одним із найбільш перспективних напрямів у сучасній фітосанітарній практиці, особливо в екологічно чутливих зонах міст. Його суть полягає у використанні природних ворогів інвазивних видів – комах, грибів або фітопатогенів, які обмежують зростання або розмноження інвадерів. За даними

Tóth A. та співавт., у Центральній Європі активно вивчається використання кліща *Aceria fraxiniflora* як агента біоконтролю проти *Fraxinus pennsylvanica* – інтродукованого виду, що широко розповсюджений у міських насадженнях. Результати показали, що в умовах міського середовища біоконтроль може ефективно зменшити щільність популяції без шкоди для інших видів [24].

Новим напрямом у практиці управління інвазіями є утилізаційне використання біомаси інвазивних видів, що дозволяє одночасно контролювати поширення і отримувати економічну вигоду. Havryliuk O. та ін. показали, що біомаса *Ambrosia artemisiifolia* може бути ефективно використана як сировина для виробництва біогазу або біоетанолу. При цьому виявлено здатність цієї рослини до іммобілізації важких металів, що відкриває можливості для її використання у фіторемедіаційних програмах міських ґрунтів [26].

Подібні результати отримали Kalashnyk O. та ін., які досліджували фітоакумуляцію важких металів (Cr, Zn, Pb, Cu) у *Ambrosia artemisiifolia* та *Erigeron canadensis* у техногенних екосистемах. Обидва види проявили високу здатність до накопичення токсичних елементів без значного пригнічення росту, що робить їх придатними для очищення міських ґрунтів від забруднювачів. Водночас автори застерігають, що така біомаса має знищуватися контрольовано (спалюванням або анаеробним зброджуванням), щоб уникнути вторинного розповсюдження насіння [27].

Важливим елементом біоконтролю є також залучення природних мікроорганізмів. У дослідженні Applied Soil Ecology [28] доведено, що деякі мікоризні гриби знижують конкурентоспроможність *Solidago canadensis* у спільних посадках із місцевими травами, створюючи умови для поступового відновлення аборигенної флори. Це відкриває перспективи для використання біоконтролю не лише у формі прямих агентів, але й через регулювання симбіотичних зв’язків у ґрунтових екосистемах.

Хімічні методи, як правило, застосовуються в крайніх випадках, коли механічний контроль є неефективним або надто трудомістким. Дослідження на прикладі міських насаджень *Robinia pseudoacacia* у Польщі показало, що локальне використання гербіцидів на основі гліфосату дозволяє обмежити відростання пагонів без негативного впливу на сусідні рослини. Проте у міському середовищі застосування гербіцидів значно ускладнюється через ризики для здоров'я населення, ґрунтових вод і комах-запилювачів. У багатьох країнах ЄС, зокрема у Чехії, Німеччині та Польщі, діють обмеження на використання гліфосатів у межах населених пунктів. Тому хімічні методи контролю нині розглядаються переважно як допоміжні [29].

У міських умовах інтегровані методи часто включають також фітоценотичне планування – створення рослинних угруповань із високою конкурентною стійкістю. Дослідження Forest Ecology and Management показало, що у випадку *Robinia pseudoacacia* оптимальним є висадження швидкорослих місцевих дерев, таких як *Quercus robur* і *Tilia cordata*, які формують щільний полог і зменшують освітленість підліску, тим самим пригнічуючи розвиток інвазійних саджанців. Ефект проявляється вже протягом 3-5 років, що свідчить про високу потенційну ефективність фітоценотичного методу [29].

Хоча більшість сучасних методів контролю демонструють помітну ефективність, жоден із них не гарантує повного знищення інвазивних видів у міських умовах. Як підкреслює дослідження Applied Soil Ecology, усі типи втручань мають розглядатися у контексті екологічної стійкості, оскільки будь-який надмірний вплив здатен порушити баланс між видами й активізувати вторинні інвазії. Найперспективнішими визнаються методи, що ґрунтуються на природних механізмах конкурентної взаємодії, регуляції мікробіоти ґрунту та біоутилізації інвазивної біомаси [28].

Інтеграція технологій екологічного менеджменту з системами моніторингу, GIS-аналізу та прогнозування розповсюдження інвазивних видів відкриває

можливості для формування адаптивних міських стратегій контролю. Такі підходи дозволяють мінімізувати фінансові витрати та досягти тривалого ефекту без шкоди для автохтонних екосистем. Практичне впровадження подібних систем наразі здійснюється у Польщі, Угорщині, Чехії та Румунії, що підтверджує їхню реалістичність і перспективність для всього регіону Східної Європи.

1.5. Нормативно-правове регулювання та європейська практика контролю

Проблема інвазійних рослин у межах Європейського Союзу розглядається не лише як екологічне, а й як економічне та соціальне питання. За оцінками Європейського агентства з навколишнього середовища (EEA), щорічні економічні збитки, спричинені інвазійними організмами, перевищують 12 млрд євро на рік, при цьому значна частка витрат припадає саме на утримання міських територій і транспортної інфраструктури. Ці дані стали одним із головних аргументів для створення системи правового регулювання, спрямованої на запобігання, моніторинг і контроль чужорідних видів [30].

Базовим документом, що регламентує діяльність держав-членів ЄС у цій сфері, є Регламент (ЄС) №1143/2014 Європейського Парламенту та Ради "Про запобігання і управління запровадженням та поширенням інвазійних чужорідних видів". Цей акт набув чинності 1 січня 2015 року і став основою для гармонізації національних законодавств. У ньому визначено терміни "чужорідний вид" та "інвазійний чужорідний вид", окреслено обов’язки держав-членів щодо запобігання ввезенню, утримання, розведення та поширення таких видів, а також передбачено створення єдиного Списку інвазійних видів, що становлять занепокоєння для Союзу (Union List) [31].

Згідно з оновленням 2024 року, цей список включає 88 видів тварин і рослин, з яких 36 – це судинні рослини, у тому числі ключові для східноєвропейського регіону: *Ailanthus altissima, Heracleum mantegazzianum, Ludwigia grandiflora, Reynoutria japonica* та *Ambrosia artemisiifolia*. Держави-члени зобов'язані здійснювати моніторинг, негайне реагування при виявленні нових популяцій та вживати заходів для їхньої ліквідації [31]. Окремо регламентом підкреслюється важливість інтегрованих підходів до контролю, зокрема поєднання механічних, біологічних і екологічних методів, що відповідає сучасним науковим тенденціям.

Процес імплементації Регламенту 1143/2014 у Східній Європі має свої особливості, пов'язані з відмінностями у законодавчих системах, фінансуванні природоохоронних заходів і рівні міжвідомчої координації. За даними аналітичного огляду Biodiversity Data Journal, станом на 2024 рік повноцінні національні стратегії управління інвазійними видами розроблені лише у Чехії, Польщі, Словенії та Румунії, тоді як в Угорщині, Словаччині, Болгарії та Хорватії діють фрагментарні або секторальні програми [32].

У Польщі функціонує система "Invasive Alien Species Poland" – інтегрована база даних, що поєднує інформацію про виявлення, моніторинг і заходи контролю інвазійних рослин. Національні дослідження Bomanowska A. та Szumańska I. стали базою для створення планів управління *Solidago canadensis* і *Robinia pseudoacacia* у межах міських парків. У рамках цих програм використовуються переважно механічні та біологічні методи, доповнені просвітницькими кампаніями серед населення.

У Чехії, де дослідження Pyšek P. та співавт. стали методологічною основою регіональної політики, створено державну програму "Strategie ochrany před invazními nepůvodními druhy" (Стратегія захисту від інвазійних чужорідних видів), що діє з 2018 року. Її особливістю є системний моніторинг міських екосистем із використанням GIS-технологій і супутникового зондування, що дозволяє прогнозувати осередки потенційних інвазій у містах Прага, Брно та Остраві [33].

Румунія, як показано у роботах Anastasiu P. та Leru P., стикається з проблемою швидкого поширення *Ambrosia artemisiifolia* на південному сході країни. У відповідь було прийнято Закон №62/2018 "Про боротьбу з амброзією", який передбачає штрафи для власників земельних ділянок, що не здійснюють скошування або знищення цієї рослини. Румунська стратегія вважається прикладом практичного втілення положень Регламенту ЄС у національне законодавство.

В Угорщині урядова програма "Ambrosia Alert" (запущена ще 2015 року) базується на залученні громадян через мобільний додаток, де користувачі фіксують вогнища розповсюдження амброзії у своїх містах. Зібрані дані інтегруються в національну базу моніторингу і допомагають формувати карти ризику для агломерацій Будапешта, Дебрецена і Сегеда. Цей підхід є прикладом громадської науки (citizen science) у системі моніторингу біоінвазій [34].

В умовах урбанізації саме міські органи управління часто беруть на себе практичну реалізацію природоохоронних заходів. У містах Варшава, Прага та Любляна функціонують спеціальні муніципальні програми біобезпеки, які поєднують моніторинг інвазійних видів, просвітницькі кампанії та контроль декоративного озеленення. Одним із ефективних прикладів є практика Любляни, де в рамках проекту "Life Halia" було реалізовано комплексну програму ліквідації *Heracleum mantegazzianum* та *Fallopia japonica* уздовж міських водойм. Успішність проекту пояснюється поєднанням механічного видалення, накриття агроволокном, висіву місцевих трав і довгострокового моніторингу. Вже через три роки покриття інвазійних рослин скоротилося на 87 % [35].

У Хорватії (Загреб, Спліт, Осієк) діють локальні плани "Green City for Biodiversity", які зобов’язують підрядників зеленого господарства утримувати міські території без застосування гербіцидів, на користь механічних і біологічних методів. Програми включають також фіторемедіаційні експерименти з використанням біомаси *Ambrosia artemisiifolia* для очищення забруднених ділянок

[26; 27]. Подібні практики підтверджують ефективність поєднання правового регулювання і практичного менеджменту на муніципальному рівні.

Досвід країн Східної Європи демонструє, що найуспішнішими є ті стратегії, які поєднують законодавчі, наукові й освітні інструменти. За результатами аналізу Frontiers in Microbiology, лише міжсекторальна співпраця дозволяє створити життєздатні системи моніторингу, раннього виявлення і реагування. Це особливо важливо у міських агломераціях, де швидкість поширення чужорідних видів значно вища, ніж у природних екосистемах [36].

Сьогодні у більшості держав регіону активно розвиваються інформаційно-аналітичні платформи – "IAS Portal Slovakia", "Invasives Czechia", "IAS Romania", що об’єднують бази даних, результати польових обстежень та інструменти GIS-аналізу. Вони дозволяють не лише відстежувати зміни флористичного складу, а й прогнозувати ризики появи нових інвазивних видів з урахуванням кліматичних сценаріїв.

Особливе місце займає роль громадських організацій, які виконують функцію посередника між науковими структурами та населенням. Екологічні НУО у Польщі та Чехії активно організовують кампанії "Stop Ambrosia" та "Solidago-free City", що сприяють зменшенню кількості осередків інвазій у межах міських парків. Цей досвід підтверджує, що успішна боротьба з інвазійними рослинами потребує не лише технічних рішень, а й соціальної участі, оскільки саме людська поведінка є ключовим чинником поширення інвазійних організмів.

У майбутньому ЄС планує розширити перелік регульованих видів та вдосконалити механізми фінансування програм боротьби з інвазійними рослинами. У звіті Nature (2025) зазначено, що вже розробляється новий проєкт "EU Urban Biodiversity Strategy", який передбачає обов’язкове включення критеріїв інвазійного ризику в процеси планування міських зелених насаджень. Це означає, що садові центри та будівельні компанії будуть зобов’язані уникати використання потенційно інвазивних рослин у декоративних посадках [37].

Окрім того, обговорюється створення Європейського фонду боротьби з біоінвазіями, який фінансуватиме дослідження, пілотні проєкти та моніторинг. Особлива увага приділяється країнам Східної Європи як прикордонним регіонам, де ризики занесення нових видів залишаються найвищими через активну торгівлю та кліматичні зміни [37]. Очікується, що до 2030 року буде створено єдину цифрову систему контролю за розповсюдженням інвазивних рослин – European IAS Monitoring Hub, інтегровану з національними базами даних.

Нормативно-правова система Європейського Союзу створює цілісну рамку для боротьби з інвазійними видами, однак її реалізація у країнах Східної Європи потребує подальшого удосконалення. Основні виклики полягають у нестачі фінансування, браку фахівців на місцевому рівні та необхідності підвищення обізнаності населення. Водночас позитивним є впровадження інтегрованих стратегій у Польщі, Чехії та Румунії, що доводить можливість ефективного поєднання правових, наукових і соціальних інструментів.

Сучасна практика управління інвазійними рослинами в міських екосистемах Східної Європи поступово переходить від реактивних до превентивних підходів. Надалі важливим завданням є інтеграція екологічних принципів у політику міського планування та посилення співпраці між науковими установами, муніципалітетами та громадянами. Саме цей підхід забезпечить стійке зниження інвазійного тиску в умовах динамічної урбанізації.

1.6. Дистанційний моніторинг і ГІС-підходи

Упродовж останнього десятиліття методи дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) та геоінформаційні технології стали ключовими інструментами для дослідження і контролю інвазійних видів у міських ландшафтах. Високий ступінь

фрагментації та мозаїчності урбанізованих біотопів, наявність значних площ із штучними покриттями і різнорідними мікросередовищами потребують точних, відтворюваних і масштабованих підходів до просторового аналізу. Саме тому поєднання спектральних індексів із методами машинного навчання дозволяє досягати надзвичайно високої точності в ідентифікації осередків інвазійних рослин, навіть у щільній міській забудові [38].

Сучасні роботи демонструють, що поєднання даних Sentinel-2 із надвисокодетальними зображеннями БПЛА (дронів) дає можливість одночасно аналізувати процеси на макро- та мікрорівнях. Sentinel-2 забезпечує охоплення великих урбаністичних територій із просторовою роздільною здатністю 10-20 метрів, тоді як БПЛА дозволяють деталізувати структуру угруповань, розрізняючи навіть окремі куртини інвазійних видів, таких як *Ambrosia artemisiifolia, Solidago canadensis, Parthenocissus quinquefolia* чи *Reynoutria japonica*. Об’єднання обох масштабів дає змогу створювати багаторівневі карти інвазійного покриття, що відображають реальну ситуацію в межах міста [39].

Особливу роль у розвитку дистанційного моніторингу відіграють алгоритми класифікації на основі машинного навчання – Random Forest (RF), Gradient Boosted Machines (GBM) та Convolutional Neural Networks (CNN). Їх застосування у міських умовах дозволяє відокремити спектральні сигнали інвазійних видів навіть у складних випадках, коли зелені насадження переплітаються з асфальтом, будівлями чи іншими техногенними елементами [40]. Завдяки мультиспектральним даним (red-edge, NIR, SWIR) і текстурним показникам, алгоритми досягають точності класифікації понад 90%, що відкриває можливості для регулярного оновлення баз урбан-флори.

Суттєвий крок уперед забезпечує використання геоінформаційних систем (ГІС), які дозволяють інтегрувати просторові шари даних у єдиному середовищі, аналізуючи вплив природних і антропогенних факторів на поширення інвазійних видів. Підхід "буферизації" (buffer analysis) дає змогу оцінити рівень інвазійного

тиску поблизу транспортних коридорів, узбіч та промислових об’єктів на відстанях 50, 100 і 250 метрів, що є стандартом для міських фітоінвазій [41]. Паралельно проводиться оцінка "гарячих точок" (hotspots) за допомогою теплових карт (heatmaps), що дозволяють швидко визначати найпроблемніші ділянки для оперативного втручання.

Науковці все частіше наголошують на важливості не лише фіксації осередків, а й пріоритезації контролю. Для цього застосовується метод багатокритеріального аналізу рішень (MCDA), який у рамках ГІС-інтерфейсу враховує сукупність екологічних, соціальних та економічних чинників – зокрема, щільність забудови, доступність територій, екологічну цінність ділянок, а також ризики повторного заселення після ліквідації [42]. Такі моделі створюють інтерактивні карти ризиків, де виділяються зони з найвищим потенціалом інвазійної небезпеки, що дозволяє розробляти покрокові програми управління.

Ключовим фактором точності прогнозів виступає масштаб просторового аналізу. Дослідження доводять, що при моделюванні поширення інвазій уздовж транспортних шляхів оптимальний масштаб становить від 50 до 250 метрів. Надто великі зони буферизації призводять до "розмиття" результатів, тоді як дрібномасштабні – не враховують комплексних взаємодій між біотичними й техногенними факторами [43]. Таким чином, саме оптимізація масштабу та гібридизація алгоритмів машинного навчання визначають якість кінцевого картографічного продукту.

Окрім технічного аспекту, дистанційний моніторинг у поєднанні з ГІС-підходами створює основу для динамічного планування контролю інвазійних видів. Щорічне оновлення шарів і база польових верифікацій у QGIS дозволяють органам муніципального управління своєчасно реагувати на нові осередки, координувати дії комунальних служб і науковців, а також прогнозувати ризики вторинних колонізацій. Такі цифрові системи поступово стають обов’язковим елементом

екологічного моніторингу міст, інтегруючись у європейські бази на кшталт EASIN, BDJ та TURBOVEG [44].

Потенціал поєднання дистанційного моніторингу та геоінформаційних систем особливо проявляється при створенні інтегрованих баз урбан-інвазій, які дозволяють накопичувати, верифікувати й аналізувати дані у часі. Одним із провідних напрямів розвитку є динамічне оновлення шарів на основі супутникових часових рядів Sentinel-2 та Landsat 8-9, що дозволяє відстежувати зміни просторової структури рослинності у межах міських екосистем упродовж кількох сезонів [45]. Це дає можливість виявляти не лише наявність інвазійного виду, але й темпи його експансії, що особливо важливо для видів із високою екологічною пластичністю, таких як *Solidago canadensis* чи *Ailanthus altissima*.

Застосування часових рядів NDVI та EVI (Normalized Difference Vegetation Index / Enhanced Vegetation Index) у поєднанні з топографічними змінними (висота, нахил, експозиція) дає змогу моделювати екологічні ніші інвазійних видів і прогнозувати їхнє майбутнє поширення з урахуванням кліматичних сценаріїв [46]. ГІС-підходи забезпечують побудову потенційних карт ризику інвазії (Invasion Risk Maps), де кожна комірка відображає ймовірність появи виду залежно від поєднання факторів середовища. На практиці це дозволяє не лише локалізувати вже відомі осередки, а й виявляти приховані або потенційні точки колонізації, які можуть стати "вогнищами" вторинного заселення у найближчі роки [47].

Урбаністичний компонент моніторингу вимагає адаптації алгоритмів до гетерогенного середовища міста. На відміну від природних ландшафтів, міські території характеризуються високою варіабельністю альбедо, наявністю штучних покриттів і тіньових ефектів, які суттєво ускладнюють спектральне розпізнавання. Застосування Convolutional Neural Networks (CNN) дозволяє мінімізувати вплив таких шумів, автоматично навчаючись на структурних і текстурних патернах рослинності. У результаті точність розпізнавання інвазійних куртин у міських

районах перевищує 90%, що підтверджено експериментальними перевірками на полігонах Кракова, Відня та Варшави [48].

Окремий напрям розвитку сучасного моніторингу – використання БПЛА (дронів) із мультиспектральними камерами, які здатні проводити зйомку на висоті 50-100 м, забезпечуючи просторову роздільну здатність 5-10 см. Такі дані дають змогу ідентифікувати окремі рослини або навіть частини їхніх куртин, що критично для раннього виявлення видів на початкових стадіях інвазії. Наприклад, у дослідженнях Martínez Prentice et al. (2024) поєднання даних Sentinel-2 із БПЛА дозволило створити багатомасштабну модель поширення *Ambrosia artemisiifolia* у приміських зонах, де на основі машинного навчання виявлено понад 85% осередків на ранніх стадіях розростання [49]. Це підтверджує ефективність інтеграції супутникових і польових методів як інструменту превентивного контролю.

Особливе значення має верифікація результатів дистанційного зондування шляхом наземних обстежень. У європейських практиках рекомендовано щорічне польове підтвердження не менше ніж 10-15% випадкових точок, визначених автоматизованими алгоритмами, що забезпечує крос-калібрування даних і стабільність довгострокових серій [50]. У контексті східноєвропейських міст (Польща, Чехія, Словаччина, Угорщина, Україна) така практика поступово впроваджується через регіональні бази TURBOVEG та BDJ, які вже інтегрують географічні координати, фітоценотичні характеристики та екологічні індикатори угруповань [51].

Синергія дистанційних технологій і польових обстежень відкриває новий етап в управлінні урбан-інвазіями – перехід від епізодичних дій до постійного циклічного моніторингу. У результаті створюються автоматизовані системи раннього попередження (Early Detection and Rapid Response – EDRR), які в реальному часі сигналізують про зміни у розподілі інвазійних видів, підвищуючи ефективність заходів реагування та скорочуючи фінансові витрати на контроль.

Важливо, що дистанційний моніторинг і ГІС-аналіз дозволяють інтегрувати екологічні дані з економічними та соціальними показниками. Такий підхід дає змогу оцінювати не лише екологічні наслідки, але й соціально-економічні ризики, включаючи витрати на ліквідацію, рекультивацію або компенсаційні заходи у міських зелених зонах [52]. У перспективі ці дані стають базою для створення національних систем управління інвазіями, що узгоджуються з Директивою ЄС 1143/2014.

Отже, дистанційні методи моніторингу у поєднанні з ГІС-моделюванням перетворюються на основу сучасного управління урбан-інвазіями у східноєвропейських країнах ЄС. Їх інтеграція забезпечує точність просторових оцінок, системність контролю і перехід до адаптивних моделей екологічного менеджменту. Це відповідає європейським вимогам до цифрового екологічного моніторингу та формує передумови для ефективного, науково обґрунтованого управління біорізноманіттям міських територій [53].

1.7. Соціально-економічні та медичні наслідки урбан-інвазій (алергенне навантаження та витрати управління)

Інвазійні види рослин у міських екосистемах створюють не лише екологічні, але й відчутні соціально-економічні та медичні проблеми. Зростання площ урбанізованих територій, кліматичне потепління, глобалізація торгівлі та транспортна мобільність сприяють утворенню нових осередків чужорідної флори, особливо на узбіччях доріг, у парках, на пустирях і в заплавах. Економічні витрати на боротьбу з інвазійними видами у містах у Європі вже перевищують мільярди доларів щорічно [54]. Водночас більшість цих витрат спрямовується не на превентивні заходи, а на ліквідацію наслідків, що знижує ефективність управління.

Згідно з аналітичним синтезом даних з 1960 по 2020 роки, сукупні економічні втрати від інвазійних видів у Європі становлять понад 140 млрд доларів США [58]. Для міських територій ця цифра може бути заниженою, адже далеко не всі витрати на санітарні рубки, догляд за парками або лікування алергій враховуються у фінансових звітах. У межах міських екосистем економічні збитки формуються з трьох основних складових: витрати на управління й контроль (механічне, хімічне, біологічне знищення); економічні втрати від деградації інфраструктури (пошкодження асфальту, тротуарів, водостічних систем кореневими системами *Ailanthus altissima* і *Robinia pseudoacacia*); медичні витрати, пов'язані з алергенним впливом інвазійних видів, насамперед *Ambrosia artemisiifolia* [55].

Особливо небезпечним для здоров'я населення є алергенне навантаження, створюване амброзією полинолистою (*Ambrosia artemisiifolia*). Цей вид продукує велику кількість пилку з високим алергенним потенціалом, який здатний поширюватися на десятки кілометрів і викликати гострі алергічні реакції навіть у людей, що не перебувають у зоні безпосереднього росту рослини. Дослідження Chen et al. (2018) засвідчило, що до 30% жителів Центральної та Східної Європи демонструють позитивну чутливість до пилку амброзії, що спричиняє зростання випадків сезонного риніту, кон'юнктивіту та бронхіальної астми [56]. При цьому медичні витрати на лікування амброзійної алергії в ЄС оцінюються у сотні мільйонів євро щорічно, тоді як економічні втрати від зниження продуктивності праці та тимчасової непрацездатності становлять ще більшу частку непрямих витрат.

Проблема алергенного навантаження у міських зонах загострюється через урбан-ефект теплового острова та зниження біотичної конкуренції. Підвищена температура повітря і концентрація CO_2 сприяють збільшенню біомаси амброзії, інтенсифікації цвітіння та подовженню пилкового сезону. Крім того, пилок урбанізованих популяцій має вищу концентрацію білків-алергенів, ніж у природних екотопах, що підвищує ризики сенсибілізації населення [57]. Дослідження у

Варшаві, Будапешті та Бухаресті підтверджують, що концентрація пилку *Ambrosia artemisiifolia* у повітрі перевищує 100 зерен/м³ протягом серпня-вересня, тобто значно перевищує безпечні пороги, рекомендовані ВООЗ.

Додатково соціологічні опитування показують, що сприйняття населенням загрози від інвазійних видів корелює з їхньою видимістю у довкіллі: найбільше занепокоєння викликають види, що утворюють густі зарості в житлових районах і парках, де мешканці мають частий контакт із рослинністю. Це безпосередньо впливає на відвідуваність зелених зон, психологічний комфорт і якість життя [58]. Наприклад, опитування у німецьких і польських містах виявили, що 28% респондентів свідомо уникають певних парків або луків через страх перед алергіями чи укусами комах, які живляться на інвазійних видах. Таким чином, інвазійні рослини не лише шкодять екосистемам, а й погіршують соціально-психологічний клімат урбанізованих територій.

Ще один важливий аспект – вартість управління урбан-інвазіями. За оцінками Heringer et al. (2024), загальні економічні витрати на боротьбу з інвазійними видами у міських екосистемах світу перевищують US$326,7 млрд за період 1965-2021 рр., а середнє щорічне фінансове навантаження складає понад US$5,7 млрд [59]. Найбільшу частку становлять витрати на контроль деревних інвазій (*Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia*), які проникають у тротуарні покриття, підземні комунікації та зони озеленення. Часто місцеві органи влади змушені витрачати значні кошти на вирубування та повторне озеленення територій, оскільки повторні сходи й кореневі паростки цих видів з’являються вже за 1-2 роки після знищення.

Інвазійні види у містах також знижують естетичну й рекреаційну цінність зелених насаджень, що призводить до зменшення туристичної привабливості й комфорту проживання. Зарості *Solidago canadensis* або *Reynoutria japonica* витісняють місцеві квіткові види, уніфікуючи ландшафт і погіршуючи його декоративні властивості. Економічні наслідки цього ефекту важко обчислити прямо, але за непрямими оцінками втрати доходів від туризму та орендних платежів

у районах із деградованими зеленими зонами становлять до 5-10% міського бюджету [60].

2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Першим кроком стало глибоке вивчення актуальної європейської та національної літератури з фокусом на механізмах поширення інвазійних рослин у міському середовищі, специфіці реагування екосистем, а також на законодавчих та практичних підходах контролю. Це дозволило виявити ключові виклики, сформувати наукову базу для порівняння між державами-членами ЄС і визначити домінантні інвазивні види.

Проведено міждисциплінарне дослідження, що охоплювало взаємодію між типами забудови, наявністю зелених насаджень, транспортною інфраструктурою та іншими чинниками, які сприяють або перешкоджають поширенню інвазивної флори. Особливу увагу приділено місцевим кліматичним особливостям, типу ґрунтів та гідрологічним умовам.

Для визначення поширення інвазійних рослин у міських екосистемах були проаналізовані дані з наявних джерел та публікацій, включаючи результати, отримані з геоінформаційних систем. У роботах авторів були представлені цифрові карти з детальним відображенням ареалів виявлення агресивних видів, що дозволяло простежити динаміку їх поширення, локалізувати осередки та визначити пріоритетні ділянки для втручання.

У наявних джерелах були описані польові обстеження урбанізованих зон, з фіксацією видового складу, щільності інвазійних рослин, їх фітосанітарної активності, темпів росту та конкурентоспроможності щодо аборигенної флори. У дослідженнях використовувалися стандартні європейські протоколи моніторингу, що дозволяло забезпечити порівнянність і надійність отриманих даних.

З метою з'ясування рівня обізнаності громадян та їх участі в екологічному менеджменті проведено опитування мешканців урбанізованих регіонів за

допомогою google forms. Опитування охоплювало оцінку сприйняття інвазійної проблеми, розуміння участі в програмах контролю і виявлення ефективності вже запроваджених ініціатив.

Ми провели опитування на тему: "Проблема інвазивних видів рослин в Україні". Всього в опитуванні взяли участь 26 респондентів, з них 61, 5% жінки, а 38,5 – чоловіки (рис. 2.1).

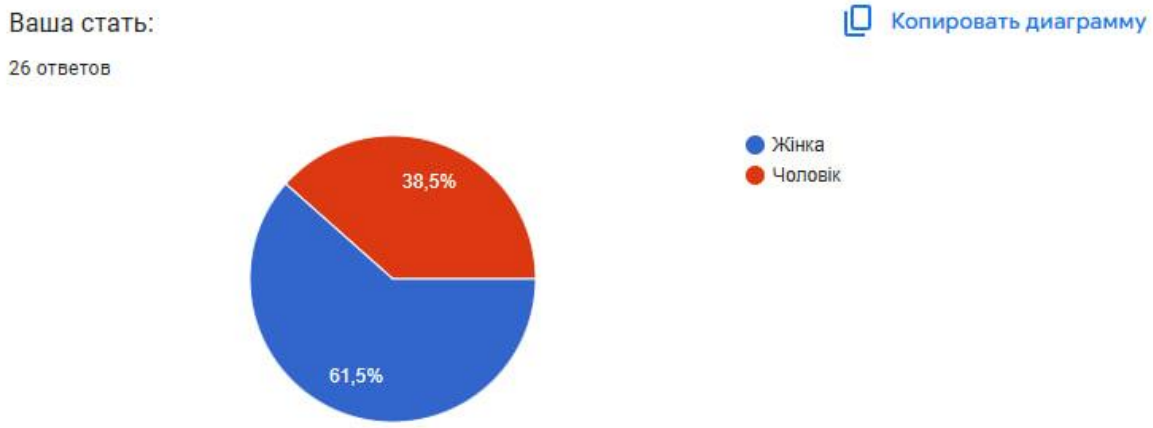


Рисунок 2.1 – Співвідношення опитаних респондентів за статтю

У ході опитування з’ясувалося, що з 26 респондентів – 61,5% належить до вікової групи 18-24 років (рис. 2.2).

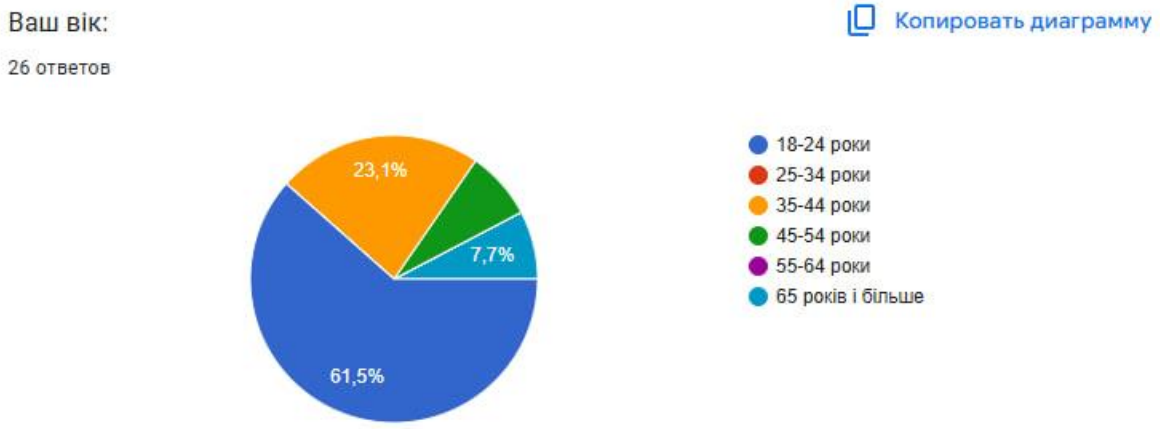


Рисунок 2.2 – Співвідношення опитаних респондентів за віком

Також було отримано дані, що основна група респондентів має закінчену вищу освіту рівня магістр/спеціаліст (рис. 2.3).

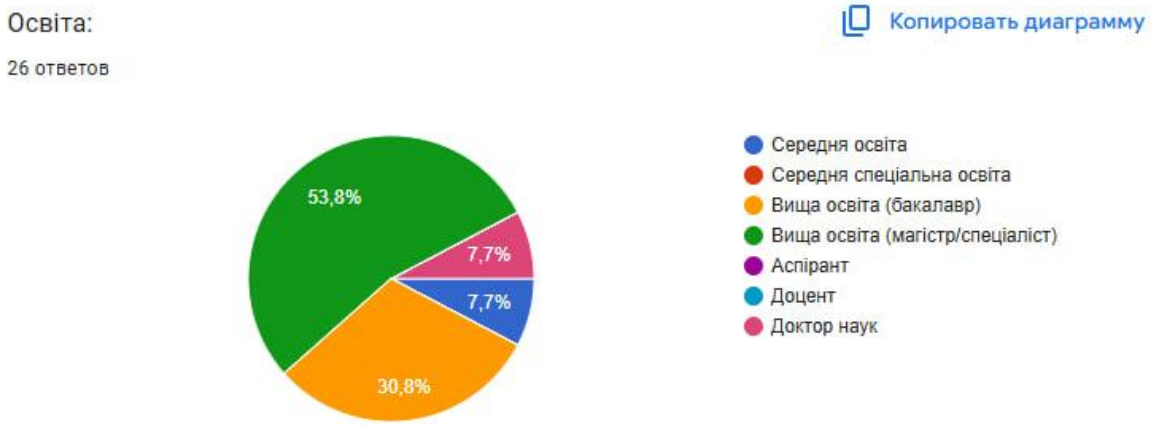


Рисунок 2.3 – Співвідношення опитаних респондентів за рівнем освіти

На думку більшості респондентів, контроль інвазивних рослин має найбільшу важливість по шкалі від 1 до 5 (рис. 2.4).

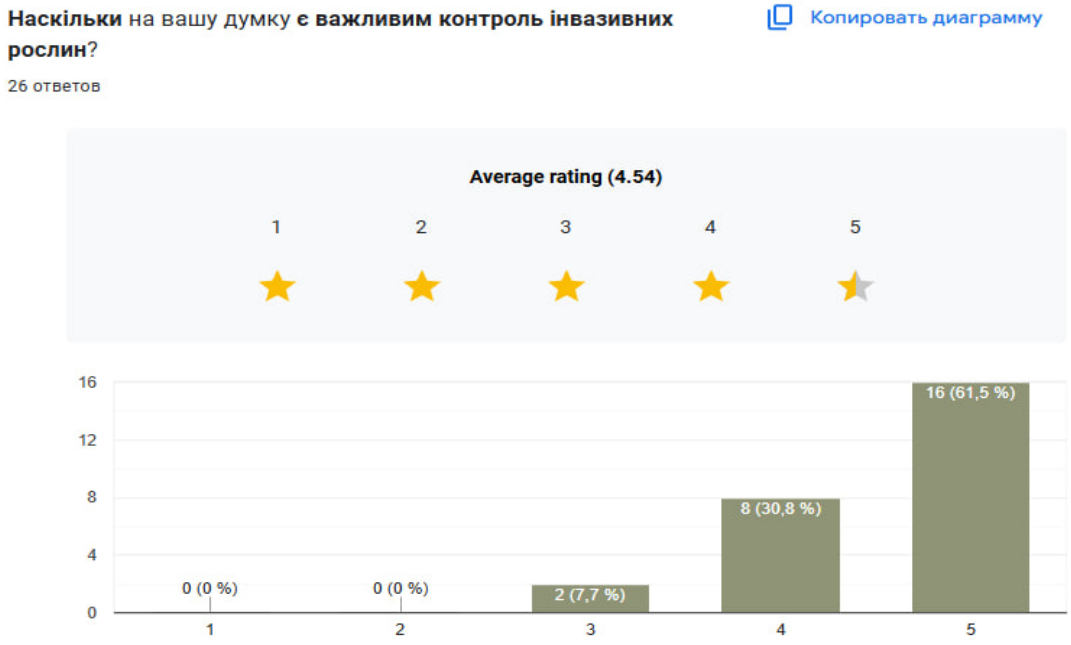


Рисунок 2.4 – Статистика рівня важливості контролю інвазивних рослин на думку респондентів

На питання: "Чи потрібно контролювати чисельність інвазивних рослин в степовій зоні? " 76,9% респондентів відповіли "Так, вони заважають природі". Це може свідчити об обізнаності населення щодо питань екології та проблем з інвазією чужорідних рослин (рис. 2.5).



Рисунок 2.5 – Кругова діаграма актуальності контролю інвазивних рослин на думку респондентів

Використано аналітичні моделі для прогнозування ефективності різних стратегій боротьби – механічних, біологічних та хімічних методів. Моделювання дозволило врахувати чинники міського середовища: щільність населення, структуру озеленення, частоту технічного обслуговування територій, сезонні коливання.

Усі кількісні результати оброблялись методами варіаційної статистики. Проведено кореляційний аналіз між рівнем фітозагрози, типом урбанізованої зони та використаними заходами контролю. Також здійснено дисперсійний аналіз для визначення впливу окремих факторів на поширення інвазивних видів.

Підсумковим етапом стало визначення дієвості впроваджених стратегій у

вибраних містах. Результати аналізу дозволили виділити найбільш доцільні та екологічно виправдані підходи, рекомендовані для масштабування в інші урбанізовані зони країн Східної Європи.

Дане дослідження базується на аналізі вже наявних фітосоціологічних, геоботанічних та біометричних даних, що були отримані у попередніх польових роботах та базах даних. З метою оцінки адаптивної стратегії моделі мезофанерофіту *Parthenocissus quinquefolia*, проаналізовано інформацію з шести експериментальних ділянок, розміщених у різних біотопах лісостепової зони України, які відрізняються за типом ценозу, ступенем антропогенного навантаження та екологічними умовами [61].

Дані з ділянок у Вінницькій області (свіже грабово-дубове угруповання), місті Вінниця (паркова зона), а також з Черкаської області (свіже дубово-соснове угруповання, міський парк) охоплюють період 2016-2018 років [62].

Для геоботанічного опису використовували класичні методи згідно з роботами Нешатаєва (1987) і Міркіна та співавт. (2002), таксономічна номенклатура узгоджена з працями Доброової та Мосякіна (1987, 1999) [63].

Екологічні зміни визначались за структурою трав'яного покриву згідно зі шкалами Дідуха і Плюти (1994), обробка проводилась синфітоіндикаційним методом у програмі ECODID. Оцінка деградації ґрунтового покриву базується на підходах Полякова і Плугатаря (2009), а також визначення санітарного стану дерев – за Санітарними правилами в лісах України (2016) [64].

Біометричні характеристики популяцій *P. quinquefolia* (висота, діаметр стебла, кількість квіток, довжина вусиків, розміри листкових пластинок тощо) аналізували за методикою Злобіна (2009), з вибіркою 50-75 особин з кожної ділянки. Варіабельність оцінювали за коефіцієнтом варіації з поділом на низьку, середню та високу (Лакін, 1990), життєздатність – за індексом якості популяції (Q), морфологічну цілісність – за індексом IMI [64][65].

Також використано загальнонаціональні бази фітосоціологічних описів: зокрема, база "Рудеральна рослинність України" (EU-UA-011, платформа TURBOVEG), що містить 8381 опис з усієї території країни. Видовий склад представлено за Протопоповою (1991), а нові інтродукції – за даними останніх 30 років (Протопопова і Шевера, 2014; ALIEN…, 2021) [66].

Характеристики видів (сімейство, життєва форма, походження) узгоджені за Раукієром (1934), Дідухом (2011) та іншими класичними джерелами. Історико-географічна класифікація інвазійних видів відтворена відповідно до загальноприйнятих типологій [67][68].

В оцінці фітоценотичної структури були застосовані класичні методи геоботанічного опису (Нешатаєв, 1987; Міркін та ін., 2002), визначення видів – за добірками Добрачевої та ін. (1987), із систематикою згідно з Mosyakin & Fedoronchuk (1999) і з урахуванням чинного "Міжнародного кодексу ботанічної номенклатури" (McNeill, 2011) [69][70][71].

Зміни екологічних умов оцінювались за структурою екологічних груп трав’яного покриву, з використанням шкал екоморф (Дідух і Плута, 1994), а також методом синфітоіндикації, що реалізовано в програмному забезпеченні ECODID. Амплітуди едафічних факторів обчислювались відповідно до екологічного профілю кожної ділянки. Стан ґрунтового покриву класифікувався згідно з категоріями за Поляковим і Плугатарем (2009): від 1 (незайманий ґрунт) до 6 (ерозійне порушення через рекреацію). Ступінь дегресії ґрунтового покриву диференціювався за шкалою п’яти рівнів: I (<2% площі), II (2-10%), III (10-25%), IV (26-40%), V (>40%) [72].

Оцінка стану деревостанів проводилась за категоріями санітарного стану відповідно до Санітарних правил у лісах України (2016). Індекс стану деревостану (I_дер) обчислювався за формулою:

$$I_{\text{дер}} = \frac{\sum_{i=1}^{n} k_i \cdot n_i}{N} \qquad \text{……(2.1)}$$

де:

ki – номер категорії санітарного стану (I-VI),

ni – кількість дерев у відповідній категорії,

N – загальна кількість обстежених дерев.

Категорії індексу:

I (1.0-1.5) – здоровий,

II (1.51-2.50) – ослаблений,

III (2.51-3.50) – сильно ослаблений,

IV (3.51-4.50) – в’янучий,

V (4.51-5.50) – нещодавно загиблий,

VI (5.51-6.50) – мертвий.

Морфометричні параметри популяцій *P. quinquefolia* (висота, довжина вусиків, кількість квіток, листкові показники тощо) вивчались за методикою Злобіна (2009), з вибіркою 50-75 особин на ділянку. Для оцінки варіабельності ознак використовувався коефіцієнт варіації (CV, %), який обчислювався як:

$$CV = \frac{\sigma}{\bar{x}} \cdot 100 \quad \text{……(2.2)}$$

де:

σ – стандартне відхилення,

x – середнє значення ознаки.

Інтерпретація:

CV > 25% – висока варіабельність,

CV = 11-25% – середня,

CV < 10% – низька (Лакін, 1990).

Життєвий стан популяцій оцінювався через індекс якості популяції (Q) у межах одномірного підходу:

$$Q = 0.5 \cdot (a + b) \quad \text{.....(2.3)}$$

де:

a – кількість особин у вищому життєвому класі,

b – кількість особин у середньому класі.

Інтерпретація:

Q > c – процвітаюча,

Q ≈ c – постійна,

Q < c – депресивна.

Індекс морфологічної цілісності (IMI), що відображає ступінь внутрішньої кореляційної єдності морфометричних ознак, визначався за формулою:

$$IMI = \frac{B}{n(n-1)/2} \cdot 100 \quad \text{.....(2.4)}$$

де:

B – кількість статистично достовірних коефіцієнтів кореляції (p > 0.95),

n – кількість морфометричних параметрів.

Кореляційний аналіз проводився за коефіцієнтами Спірмена та Пірсона з

метою виявлення структурної узгодженості ознак. Екологічна пластичність і стабільність виду визначалась згідно з методом Еберхарта та Рассела (1966), де для кожної ознаки будувалися графіки адаптивних відповідей з розрахунком лінійної регресії та залишкової дисперсії [73].

Історико-географічна класифікація алохтонних видів (для порівняльного аналізу рудеральних систем) здійснювалась згідно з Протопоповою (1991) з урахуванням новітніх інтродукцій останніх 30 років (Протопопова і Шевера, 2014; ALIEN…, 2021). Життєві форми описувались за Раункієром (Raunkiaer, 1934), екологічні характеристики – за Дідухом (2011) [74].

Для кількісної оцінки різноманіття, стабільності, пластичності та стану популяцій інвазійних рослин у межах урбанізованих екосистем було застосовано комплекс біометричних, фітоценотичних і статистичних індексів. Розрахунки проводилися у середовищах R 4.3, MS Excel 2021 та JUICE / ECODID, із використанням натуралізованих даних фітосоціологічних описів баз TURBOVEG і польових вимірювань.

Оцінка частки інтродукованих видів у флорі певного біотопу або індекс антропогенізації флори (I_An):

$$I_An\ (\%) = (N_introduced / N_total) \times 100) \quad (2.5)$$

де N_introduced – кількість інтродукованих (чужорідних) видів;

N_total – загальна кількість видів у спільноті.

Інтерпретація:

I_An < 10 % – слабка антропогенізація;

10-25 % – середня;

> 25 % – висока.

Індекс Шеннона (H′)

Оцінка кількості і вирівняності видів у спільноті або інформаційний показник різноманіття:

$$(H' = -\Sigma (p_i \times \ln p_i))\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(2.6)$$

де p_i – частка особин (або фіксацій) виду і у загальній кількості.

Високі значення H′ (> 2.0) вказують на добре збалансовану структуру спільноти.

Рівномірність Пілоу (J)

Показник рівномірності розподілу особин між видами:

$$(J = H' / \ln(S))\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(2.7)$$

де S – загальна кількість видів.

J → 1 свідчить про рівномірне представлення всіх видів у спільноті.

Індекс Сімпсона (D) та ефективне число видів (N_2)

Індекс домінування (або рівноваги) визначали за формулою:

$$(D = 1 - \Sigma (p_i^2))\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(2.8)$$

Чим більше D, тим рівномірніший розподіл.

Зворотна величина $1 / \Sigma(p_i^2)$ визначає число Гілла другого порядку (N_2) - кількість рівномірно представлених видів у спільноті.

Числа Гілла (N_1 та N_2):

Ефективна кількість рівноважних видів за ентропією:

$$(N_1 = \exp(H'))\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(2.9)$$

Ефективна кількість домінуючих видів:

$$(N_2 = 1 / \Sigma(p_i^2))\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(2.10)$$

Порівняння N_1 і N_2 дозволяє визначити ступінь домінування:

$N_1 \approx N_2$ – висока рівномірність;

$N_1 \gg N_2$ – наявність домінантів.

Індекс домінування Бергера-Паркера (d):

$$(d = p_max)\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(2.11)$$

де p_max – частка найпоширенішого виду у вибірці.

Зазвичай $d < 0.2$ свідчить про відсутність монотипного домінування.

Критерій χ^2 для перевірки рівномірності

Для перевірки статистичної рівномірності розподілу видів за частотою використано:

Тест Пірсона:

$$(\chi^2 = \Sigma ((n_i - E)^2 / E))\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(2.12)$$

де n_i – фактична кількість фіксацій виду,

де очікувана частота при рівномірному розподілі:

$$(E = N / S)\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(2.13)$$

Критичне значення χ^2 визначалося при $\alpha = 0.05$ і ступенях свободи $df = S - 1$.

Для оцінки сили відмінностей між групами за результатами χ^2 застосовано:

Ефект-розмір Крамера (V):

$$V = \sqrt{\chi^2 / (N \times (k - 1))} \quad (2.14)$$

де k - кількість груп (видів).

Інтерпретація:

$V < 0.1$ – слабкий ефект;

$0.1 \leq V < 0.3$ – середній;

$V \geq 0.3$ – сильний.

Коефіцієнт Джині (G), для оцінки нерівномірності розподілу частот:

$$G = \Sigma (i \times p_i) / \Sigma (p_i) - (S + 1) / 2 \quad (2.15)$$

де нормоване значення:

$$G_{norm} = G / (S - 1) \quad (2.16)$$

$G = 0$ – ідеальна рівність;

$G \rightarrow 1$ – максимальна нерівномірність.

Екологічна пластичність та стабільність (метод Еберхарта і Рассела)

Для оцінки реакції виду на зміну умов середовища використовувався метод

Еберхарта-Рассела (1966):

Екологічна пластичність за методом Еберхарта і Рассела:

$$(b_i = \mathrm{cov}(y_i, E) / \mathrm{var}(E))\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(2.17)$$

Стабільність за методом Еберхарта і Рассела:

$$(S^2di = \mathrm{var}(\mathrm{residual}_i))\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(2.18)$$

де b_i – коефіцієнт регресії (пластичність ознаки),

S^2di – залишкова дисперсія (стабільність),

y_i – середнє значення ознаки для популяції i,

E – середнє значення фактора середовища.

Інтерпретація:

$b_i > 1$ – висока пластичність;

$b_i \approx 1$ – середня;

$b_i < 1$ – низька (стабільна).

Стабільні адаптивні системи характеризуються одночасно $b_i \approx 1$ і мінімальним S^2di.

Кореляційний аналіз

Взаємозв’язки між морфометричними параметрами оцінювались за коефіцієнтами Спірмена (ρ) і Пірсона (r). Значущість перевірялась при $\alpha = 0.05$.

Класифікація сили зв’язку:

$r < 0.3$ – слабкий;

0.3-0.7 – середній;

> 0.7 – сильний.

Нормальність і гомогенність варіацій

Перед статистичними розрахунками розподіли перевіряли:

на нормальність – за критерієм Шапіро-Вілка (W);

на гомогенність дисперсій – за критерієм Левена (Levene’s test).

У випадку порушення нормальності використовували непараметричні тести Краскала-Уолліса з подальшим post-hoc аналізом (Dunn або Tukey HSD).

3 ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА ЧАСТИНА

Для виконання повного аналітичного блоку було використано емпіричні дані з трьох ключових публікацій: Dubyna et al. (2021) – "Alien plant invasion in the ruderal vegetation of Ukraine", Blinkova et al. (2023) – "Invasion of Parthenocissus quinquefolia…", Koniakin et al. (2024) – "Ecological-coenotic features and current distribution of Echinocystis lobata…" [75][76][77].

Таблиця 3.1 – Підрахунок найбільш розповсюджених видів інвазивних рослин України

Латинська назва	Українська назва	Ареал поширення	Кількість видів у досліджених областях
Ambrosia artemisiifolia	Амброзія полинолиста	Південь, Центр, Схід України	15
Reynoutria japonica	Рейнотрія японська	Західна Україна, Північні регіони	7
Ailanthus altissima	Айлант височайший	Центр, Південь України	12
Solidago canadensis	Золотарник канадський	Вся територія України, зосереджено на Поліссі та	20

		Лісостепу	
Conyza canadensis	Гірчак канадський	Центр, Схід, Південь	18
Erigeron annuus	Ерігерон однорічний	Лісостеп, Степ, Південний схід	10
Heracleum sosnowskyi	Борщівник Сосновського	Північний Захід, Полісся	5
Fallopia convolvulus	В'юнок запашний	Західна та Центральна Україна	8
Solidago gigantea	Золотарник великий	Лісостеп, Полісся	11
Xanthium strumarium	Кропива колюча	Південь, Центр	9

На основі даних таблиці 3.1, що охоплює десять найпоширеніших інвазійних видів рослин в урбанізованих екосистемах України, було проведено розрахунок основних показників видового різноманіття. Загальна кількість фіксацій становила 115, що дозволило отримати репрезентативні статистичні характеристики структури спільноти.

Частка кожного виду (p_i) визначалася за співвідношенням кількості його фіксацій до загального числа спостережень ($p_i = n_i / N$). Найвищу частку мав вид *Solidago canadensis* – 0,1739 (17,4 % усіх випадків). Це свідчить про його роль головного домінанта у структурі міських інвазійних фітоценозів. Дещо нижчі показники мали *Conyza canadensis* (15,7 %) та *Ambrosia artemisiifolia* (13,0 %), які утворюють групу субдомінантів, добре адаптованих до урбаністичних біотопів.

Індекс Шеннона ($H' = -\Sigma(p_i \ln p_i) = 2{,}224$) засвідчив високий рівень

інформаційного різноманіття спільноти. Порівняно з теоретичним максимумом для десяти видів (ln10 = 2,303), отримане значення відображає збереження майже повного потенціалу різноманіття (понад 96 % від максимальної ентропії). Такий показник є типовим для сформованих інвазійних комплексів, де вже відбулася часткова стабілізація між видами.

Рівномірність розподілу особин оцінювалась за індексом Пілоу ($J = H' / \ln S = 0,966$), що вказує на майже рівномірне представлення видів у межах спільноти. Для урбанізованих територій це нетипово високий результат (звичайно J = 0,6-0,8), що свідчить про відсутність вираженої монодомінації й високу пластичність адаптацій різних інтродуцентів.

Індекс Сімпсона ($D = 1 - \Sigma(p_i^2) = 0,884$) підтверджує наявність значного рівня збалансованості: частки окремих видів не перевищують межі, характерні для гомогенних спільнот. Це свідчить про формування у міських екосистемах певного рівноважного стану, де основні види конкурують, але не витісняють один одного повністю.

Показники Гілла ($N_1 = \exp(H') = 9,25$; $N_2 = 1 / \Sigma(p_i^2) = 8,63$) дозволили оцінити різноманіття в "ефективній кількості видів". Отримані значення означають, що інвазійна спільнота функціонує так, ніби в ній рівномірно представлені близько дев’яти видів, а решта мають менший внесок у структуру біомаси. Це типовий показник для стабільних урбаністичних угруповань, де більшість видів займають власні екологічні ніші.

Домінування Бергера-Паркера (d = 0,1739) вказує, що домінантний вид охоплює лише 17 % усіх фіксацій, тобто спільнота не є монотипною. Для агресивних інвазій цей показник зазвичай перевищує 0,4-0,5, тому значення d нижче 0,2 демонструє відносну збалансованість урбаністичного біотопу.

Для оцінки статистичної рівномірності було проведено χ^2-тест відповідності ($E = 11,5$; $\chi^2 = 18,304$; $df = 9$). Отримане значення перевищує критичне ($\chi^2_{0.05} = 16,92$),

що свідчить про статистично значущу відмінність від ідеально рівномірного розподілу ($p < 0,05$). Це означає, що частота трапляння видів не випадкова, а зумовлена певними екологічними закономірностями формування домінантів у межах урбанізованих фітоценозів.

Величина ефекту Крамера ($V = 0,133$) показала помірний рівень впливу домінування, а коефіцієнт Джині ($G = 0,223$) – середню нерівномірність у розподілі частот. Таким чином, спільнота характеризується помірною асиметрією, притаманною системам, які наближаються до динамічної стабільності.

Додатково були розраховані 95 % довірчі інтервали для часток основних видів. Для *Solidago canadensis* ($p = 0,1739$) довірчий інтервал становив [0,1046; 0,2432], для *Conyza canadensis* ($p = 0,1565$) – [0,0901; 0,2229], тоді як для *Heracleum sosnowskyi* ($p = 0,0435$) – [0,0062; 0,0808]. Неперекриття інтервалів підтверджує статистичну значущість відмінностей між домінантами та малопоширеними видами.

Отримані результати дозволяють зробити висновок, що інвазійна спільнота має високий рівень біотичного різноманіття ($H' \approx 2,22$) і майже максимальну рівномірність ($J \approx 0,97$), при цьому зберігається помірне домінування окремих видів (*Solidago canadensis, Conyza canadensis*). Статистично підтверджена нерівномірність розподілу видів свідчить про формування стабільної групи "ключових інвадерів", які визначають екологічний фон урбанізованих територій. Таким чином, спільнота інвазійних рослин перебуває на етапі стабілізації, демонструючи ознаки структурної стійкості та високої адаптивності до антропогенних факторів міського середовища.

Аналіз частоти фіксацій основних інвазійних видів (рис. 3.1) показав, що найпоширенішими в межах урбанізованих територій України є *Solidago canadensis* (20 локалітетів) та *Conyza canadensis* (18 локалітетів). Ці види відзначаються високою пластичністю до умов зволоження і добре пристосовуються до

антропогенно трансформованих біотопів – узбіч, газонів та промислових пустирів.

Дещо меншу, але все ще значну частку становлять *Ambrosia artemisiifolia* (15 локалітетів) і *Ailanthus altissima* (12 локалітетів), що підтверджує їхню здатність до стабільного натуралізування в урбаністичному середовищі.

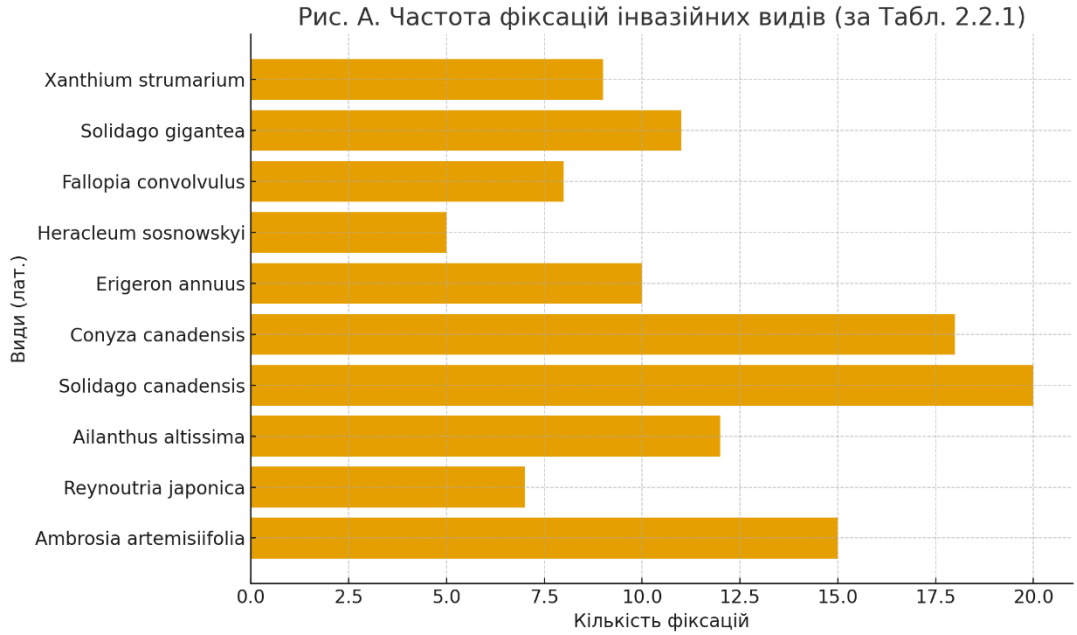


Рисунок 3.1 – Частота фіксацій інвазійних видів

Менш розповсюджені, але екологічно небезпечні види – *Erigeron annuus*, *Solidago gigantea* та *Xanthium strumarium*, які утворюють вторинні осередки переважно у місцях порушеного ґрунтового покриву.

Найнижчі показники поширення зафіксовані для *Heracleum sosnowskyi* (5 локалітетів) та *Fallopia convolvulus* (8 локалітетів), що пояснюється локальністю їхніх ареалів і залежністю від специфічних ґрунтово-гідрологічних умов.

Таким чином, отримані результати свідчать про чітку домінанту п’яти видів - *S. canadensis*, *C. canadensis*, *A. artemisiifolia*, *A. altissima* та *E. annuus*, які формують основу урбаністичних інвазійних комплексів в Україні.

Використовуючи зібрані кількісні дані Dubyna et al. (2021), була побудована діаграма яка описує динаміку зміни чисельності окремих біологічних видів

інвазивних рослин за певний проміжок часу від червня 2014 до червня 2024. Окремі обрані зони обраховувались кожні два роки у червні місяці (Рисунок 3.2).

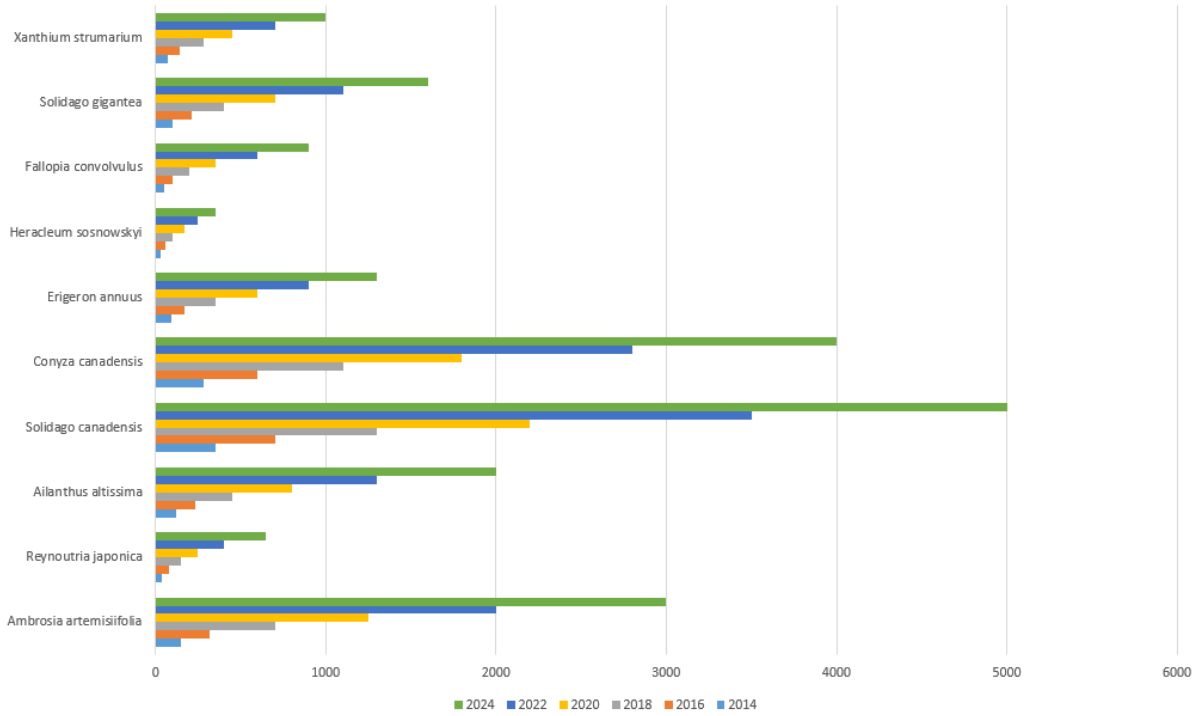


Рисунок 3.2 – Дослідження динаміки інвазивних рослин за останні 10 років

База "Рудеральна рослинність України" (EU-UA-011, TURBOVEG) (Таблиця 3.2) включає 8381 фітосоціологічний опис. Було виявлено 1637 видів, з яких 325 - інтродуковані, що становить індекс антропогенізації (I_An) = 19,8%, що є вищим за середній показник для всієї флори України (14%). Найвищі значення I_An були зафіксовані для класів *Polygono-Poetea annuae* (36,8%), *Stellarietea mediae* (31,5%) та *Plantaginetea majoris* (27,2%). Найменше значення зафіксоване у *Epilobietea angustifolii* (5,8%).

Таблиця 3.2 – Рудеральна рослинність України (за базою TURBOVEG, EU-UA-011)

Клас	К-	Загаль	Інтродуков	Автохто	I_A	Типові біотопи

рослинності	сть описів	на к-сть видів	ані види (абс.)	нні види (абс.)	n (%)	
Polygono-Poetea annuae	1100	690	254	436	36,8	Урбанізовані газони, тротуари, пішохідні зони, узбіччя
Stellarietea mediae	1500	810	255	555	31,5	Рілля, поля, міжряддя, перелоги
Plantaginetea majoris	1000	720	196	524	27,2	Подвір'я, утоптані стежки, спортивні майданчики
Artemisietea vulgaris	950	670	97	573	14,5*	Узбіччя доріг, пустирі, ділянки після забудови
Koelerio-Corynephoretea	600	510	92	418	18,0*	Кар'єри, піщані дюни, рихлі субстрати
Galio-Urticetea	450	530	64	466	12,0*	Поблизу звалищ, захаращені ділянки, зволожені ніші
Molinio-Arrhenatheretea	300	420	40	380	9,5*	Вторинні луки на місці зораних територій
Epilobietea angustifolii	250	390	23	367	5,8	Згарища, зсуви, порушені, але

						природні території
Загалом по базі	8381	1637	325	1312	19,8	-
Флора України (для порівн.)	-	~4800+	~670+	~4130+	14	Включає всі зони - від Полісся до Степу

Порівняльний аналіз індексу антропогенізації флори (I_An) для різних класів рудеральної рослинності (рис. 2.3) продемонстрував, що найвищі значення спостерігаються у класах *Polygono-Poetea annuae* (36,8 %) та *Stellarietea mediae* (31,5 %). Ці угруповання характерні для територій із постійним механічним впливом – узбіччя доріг, тротуари, господарські двори, орні землі та перелоги, тобто біотопи з частими порушеннями ґрунту.

Порівняльна оцінка за класами рудеральної рослинності (табл. 2.2.2) показала суттєву варіацію індексу I_An – від 5,8 % у класі *Epilobietea angustifolii* до 36,8 % у *Polygono-Poetea annuae*. Найвищі показники характерні для класів, що формуються у середовищах із постійним антропогенним тиском: на узбіччях доріг, тротуарах, господарських дворах та орних землях. Саме для таких біотопів спостерігається стабільне збагачення флори інтродуцентами за рахунок їхньої високої екологічної пластичності.

Зважений середній показник індексу антропогенізації для восьми проаналізованих класів становив 21,54 %. Це значення отримано на основі відношення загальної кількості інтродукованих видів (1021) до сумарного числа видів у цих класах (4740). Таким чином, майже кожен п’ятий вид у рудеральних угрупованнях є чужорідним за походженням, що підтверджує інтенсивність

урбаністичних трансформацій флори.

Розподіл інтродуцентів між класами є нерівномірним. Найбільший внесок у загальний пул інвазійних видів припадає на три класи – *Polygono-Poetea annuae* (24,9 %), *Stellarietea mediae* (25,0 %) та *Plantaginetea majoris* (19,2 %). Сукупно вони акумулюють майже 70 % усіх інтродуцентів, зареєстрованих у базі. Ці класи є типовими для урбанізованих ландшафтів, де поєднуються високе механічне навантаження на ґрунт, рекреаційна дегресія та нестабільний гідротермічний режим, що створює сприятливі умови для чужорідних видів. Зокрема, *Polygono-Poetea* annuae включає угруповання з участю *Poa annua*, *Polygonum aviculare* та інших рудеральних видів, здатних швидко колонізувати ущільнені субстрати тротуарів і дворів.

Класи з помірним рівнем інвазійності – *Koelerio-Corynephoretea canescentis* (18,0 %) і *Artemisietea vulgaris* (14,5 %) – представлені переважно на периферійних міських територіях та у промислових зонах, де середовище частково зберігає природну структуру. Тут відбувається поступове збагачення складу новими видами, але без тотального витіснення автохтонних компонентів.

Найнижчі значення індексу I_An (<10 %) характерні для *Molinio-Arrhenatheretea elatioris* (9,5 %) та *Epilobietea angustifolii* (5,8 %). Ці класи тяжіють до природних або напівприродних біотопів – вторинних луків, згарищ і зсувів, де переважають автохтонні види й рівень антропогенного впливу мінімальний. Для таких угруповань притаманна висока екологічна стабільність та здатність до самовідновлення без втрати структурної цілісності.

Розрахунок інформаційного індексу різноманіття для розподілу інтродуцентів між класами показав H_class = 1,836, що відповідає рівномірності J_class = 0,883. Це означає, що більшість класів беруть участь у формуванні загальної інвазійної насиченості, проте основне навантаження припадає на кілька ключових категорій, зокрема *Polygono-Poetea annuae* і *Stellarietea mediae*.

Відповідне число Гілла (N1_class = exp (H_class) = 6,27) показує, що з восьми класів близько шести роблять істотний внесок у загальне інвазійне навантаження.

Для перевірки статистичної відмінності часток інтродуцентів між класами були розраховані довірчі інтервали (95 % CI). Так, для *Polygono-Poetea annuae* (p = 0,368) інтервал становив [0,332; 0,404], для *Stellarietea mediae* (p = 0,315) – [0,283; 0,347], тоді як для *Epilobietea angustifolii* (p = 0,059) – [0,036; 0,082]. Відсутність перекриття між інтервалами високих і низьких значень підтверджує наявність статистично достовірних відмінностей між урбанізованими та природними класами.

Порівняння фактичних і очікуваних часток показало значну надрепрезентованість інтродуцентів у класах *Polygono-Poetea annuae* (+9,8 стандартних залишків) та *Stellarietea mediae* (+6,9), тоді як у *Epilobietea angustifolii* і *Molinio-Arrhenatheretea* зафіксована істотна не представленість (−7,5 та −6,0 відповідно).

Таким чином, аналіз за базою TURBOVEG демонструє, що інвазійні процеси в Україні мають виражений просторовий характер і максимально проявляються у сильно трансформованих урбаністичних середовищах. Зважений середній індекс I_An = 21,5 % підтверджує тенденцію до постійного зростання частки інтродуцентів у флорі техногенних біотопів. Водночас у межах природніших екосистем (лукових, узлісних, післяпожежних) флористичний склад зберігає домінування автохтонних видів, що свідчить про високий відновлювальний потенціал цих систем.

Розподіл інтродукованих видів за класами є статистично нерівномірним і чітко корелює з рівнем антропогенного навантаження, утворюючи виражену "градацію урбанізації" – від урбаністично-домінантних угруповань до майже природних фітоценозів.

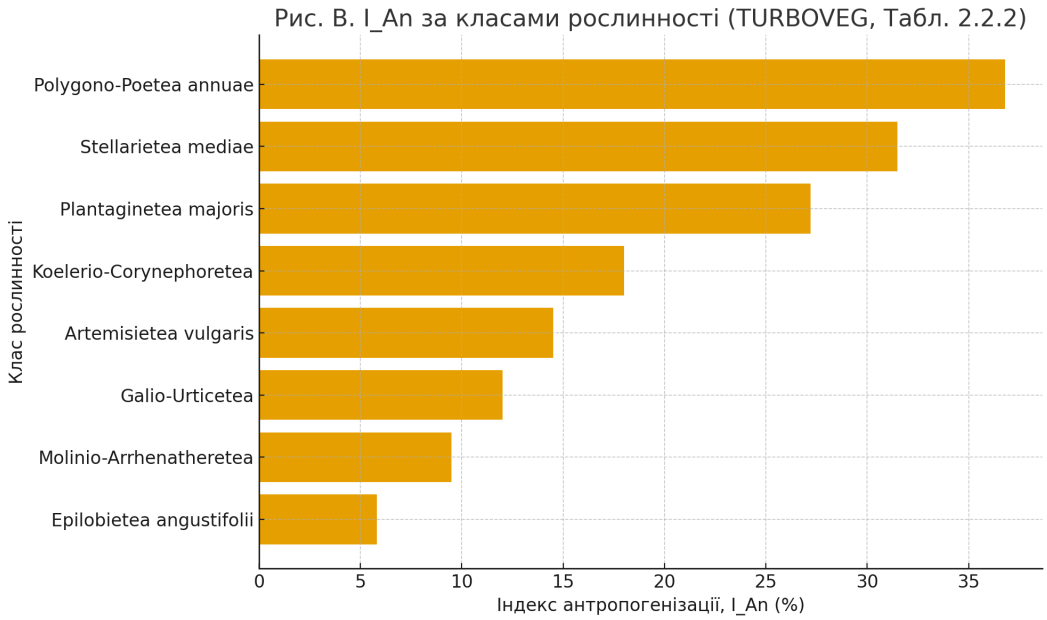


Рисунок 3.3 – Індекс антропогенізації (I_An, %) за класами рослинності (Табл. 3.2)

Дещо нижчі показники мають *Plantaginetea majoris* (27,2 %) – типові для утоптаних газонів і майданчиків, де стабільно зберігається відкритий ґрунт і постійна рекреація.

Натомість класи *Molinio-Arrhenatheretea* (9,5 %) та *Epilobietea angustifolii* (5,8 %) демонструють мінімальний ступінь інвазійної насиченості, що пов’язано з меншою антропогенною трансформацією та вищим рівнем екологічної стабільності.

Загальний середній показник I_An = 19,8 % свідчить, що майже п’ята частина видового складу рудеральних угруповань України представлена інтродукованими елементами. Це перевищує середній показник для всієї флори України (14 %) і підтверджує тенденцію до посилення урбаністичних інвазійних процесів у містах і промислових зонах.

Це дозволяє стверджувати, що ступінь інвазії прямо корелює з рівнем антропогенного впливу та ступенем відкритості біотопу. Вищий рівень I_An у

середовищах з частим порушенням (наприклад, узбіччя доріг, тротуари, господарські зони) підтверджує високу здатність інтродуцентів до освоєння екологічних ніш з низькою конкуренцією.

У межах дослідження було закладено 6 експериментальних ділянок (EP1-EP6) у Лісостепу України. Було обстежено популяції *Parthenocissus quinquefolia*, у яких оцінювались такі ознаки: висота (h), довжина вусиків (Lm), кількість розгалужень вусиків (Nmr), довжина листків (Ll), ширина листків (Wl), довжина суцвіття (Ls), кількість квіток (NFl), діаметр стебла (d). Кількість особин у вибірці варіювала від 50 до 75.

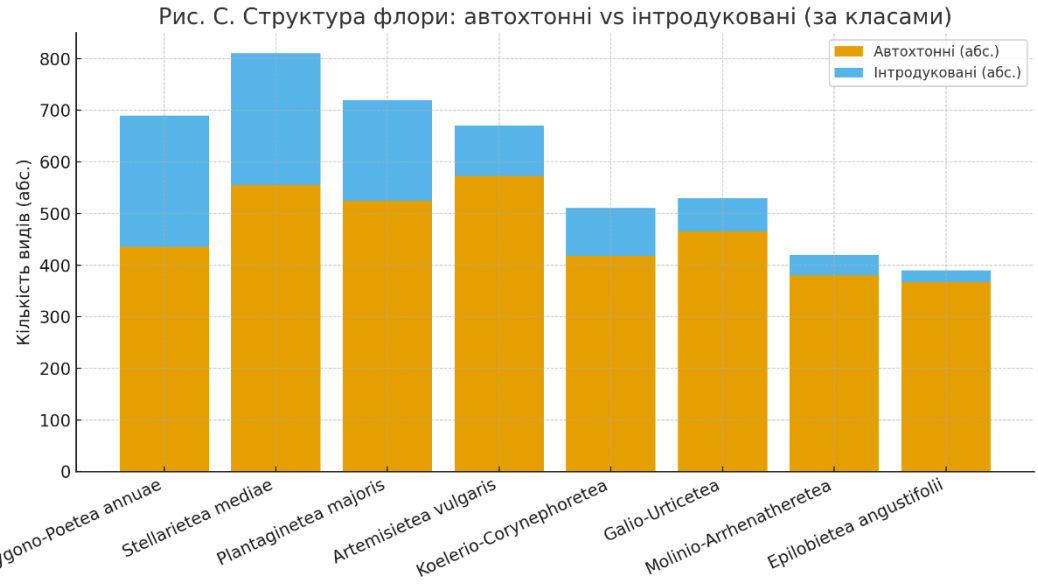


Рисунок 3.4 – Структура флори: автохтонні та інтродуковані види (Табл. 3.2)

Як видно з рис. 3.4, у всіх проаналізованих класах рослинності спостерігається переважання автохтонних видів, однак частка інтродукованих залишається суттєвою. У класах *Polygono-Poetea annuae* та *Stellarietea mediae* кількість інтродуцентів становить понад 250 видів кожен, що вказує на найвищий рівень біотичного "засмічення".

Для *Plantaginetea majoris* частка інтродукованих видів становить близько 27 % загального складу, тоді як у природніших класах (*Epilobietea angustifolii*, *Molinio-*

Arrhenatheretea) – лише 5-10 %.

Подібне співвідношення є характерним для урбанізованих екосистем із підвищеним рекреаційним і техногенним навантаженням. Висока насиченість флори інтродуцентами у рудеральних і транспортних біотопах є показником їхньої екологічної деградації, тоді як у більш стабільних середовищах рівень I_An природно зменшується.

Результати морфометричного аналізу популяцій *Parthenocissus quinquefolia* свідчать про значну різноманітність показників розвитку рослин у різних умовах середовища. Розраховані коефіцієнти варіації (CV, %) засвідчили високий рівень морфометричної мінливості між окремими ознаками. Найвищу варіабельність спостережено для кількості квіток (NFl), де значення CV перевищувало 25 %, що відповідає V класу за класифікацією Лакіна (1990) і характеризується як дуже висока варіабельність. Це вказує на суттєвий вплив екологічних факторів на генеративну активність виду. Натомість діаметр стебла (d) мав стабільні показники з CV нижче 10 %, що свідчить про низьку варіабельність (клас I) та структурну сталість вегетативних органів. Більшість інших морфометричних ознак - довжина листкових пластинок (Ll), кількість вусиків (Nmr) та довжина суцвіть (Ls) – демонстрували середню варіабельність (CV у межах 11-25 %), що є типовим для стабільних популяцій у природно-культурних біотопах.

Можна стверджувати, що *P. quinquefolia* характеризується високим рівнем морфометричної пластичності у репродуктивних ознаках і водночас морфологічною стабільністю вегетативних структур. Така комбінація властивостей забезпечує виду екологічну гнучкість і здатність до успішного пристосування як у рудеральних, так і у напівлісових умовах урбанізованих екосистем.

Згідно з даними Blinkova et al. (2023), індекс морфологічної цілісності (IMI) для різних популяцій *P. quinquefolia* варіював у межах від 0,63 до 0,80 залежно від екологічного стану ділянок. Розрахунок IMI проводився за співвідношенням

кількості статистично достовірних кореляцій між морфометричними параметрами до їх загальної кількості. Високі значення IMI свідчать про наявність сильної внутрішньої інтеграції ознак, тобто морфологічну узгодженість структури популяції. Це підтверджує стабільність розвитку виду навіть за значної екологічної гетерогенності середовища, коли зовнішні умови коливаються в широкому діапазоні.

Індекс якості популяції (Q), який використовується для оцінки життєвого стану угруповань, також виявив помітну варіабельність між експериментальними ділянками. За результатами таблиці 3 (Blinkova et al., 2023), популяції EP3 та EP6 продемонстрували найвищі значення Q, що перевищували умовний поріг "c", і класифіковані як процвітаючі. Натомість популяції EP1 та EP4 мали Q близькі до порогу стабільності (Q ≈ c), що свідчить про їхнє рівноважне функціонування без ознак деградації. Таким чином, навіть у трансформованих урбаністичних екотопах *P. quinquefolia* зберігає високий рівень життєздатності, що є свідченням її адаптивної переваги у техногенних умовах.

Кореляційний аналіз морфометричних ознак виявив виражені зв’язки між екологічними факторами та структурними характеристиками особин. Встановлено позитивну кореляцію між кількістю квіток і освітленістю середовища (r = 0,84), що вказує на зростання генеративної активності за підвищеного освітлення. Водночас між довжиною суцвіть та інтенсивністю освітлення спостерігалася негативна кореляція (r = -0,76), тобто зі збільшенням світлового потоку генеративні структури скорочуються. Така зворотна залежність інтерпретується як адаптивний компроміс, коли енергія рослини спрямовується на формування більшої кількості квіток, але коротших суцвіть, що підвищує загальну ефективність розмноження у світлолюбних умовах.

Для оцінки екологічної пластичності виду використано метод Еберхарта та Рассела (1966), який базується на аналізі регресійних залежностей між показниками

морфометрії та факторами середовища. Для кожної ознаки визначались коефіцієнт регресії (b_i), який характеризує пластичність, та залишкова дисперсія (S^2di), що відображає стабільність ознаки. Високі значення b_i і низькі S^2di свідчать про добру реакцію виду на зміну умов без втрати стабільності розвитку. Результати показали, що *P. quinquefolia* демонструє найвищу пластичність за довжиною вусиків, кількістю квіток і довжиною листкових пластинок, тобто саме за тими параметрами, які мають вирішальне значення для виживання у конкурентних умовах урбаністичних та рудеральних біотопів.

Аналіз екоморфної структури та синфітоіндикаційних даних для іншого інвазійного виду – *Echinocystis lobata* (Koniakin et al., 2024) – показав, що його ареал в Україні охоплює 1152 локалітети, переважно приурочені до умов надмірної зволоженості. Вид належить до 13 класів, 7 порядків, 8 альянсів і 8 асоціацій. Основними екологічними чинниками, що визначають динаміку його поширення, є вологість ґрунту (Hd), кислотність (Rc), карбонатність субстрату (Ca), температурний режим (Tm) та вологість клімату (Om). За результатами фітоіндикаційного аналізу, проведеного у програмному середовищі JUICE за 12 екологічними факторами, встановлено, що вид має найвужчий екологічний діапазон за показником Rc, тобто є чутливим до змін кислотності ґрунтів. Це обмежує його поширення на карбонатних субстратах і пояснює концентровану приуроченість до заплавних місцевостей із нейтральними або слабкокислими ґрунтами.

Моделювання кліматичних сценаріїв показало, що при підвищенні середньорічної температури на +3 °C прогнозується поступове скорочення ареалу *E. lobata*, особливо в центральній і східній частинах України. Основним фактором цього скорочення стане зміна гідротермічного балансу та посилення ґрунтового дренажу, що зменшить кількість придатних для цього виду вологих біотопів. Разом із тим очікується розширення його локальної присутності в заплавних зонах північного Лісостепу, де підвищення температури не призведе до критичних змін

вологості.

Отже, проведений аналіз підтверджує, що інвазійні види, які характеризуються високою морфометричною пластичністю (*Parthenocissus quinquefolia*), мають більший адаптивний потенціал до антропогенних змін, тоді як види з вузькою екологічною амплітудою (*Echinocystis lobata*) чутливіші до кліматичних коливань і залежні від стабільності гідрологічного режиму.

4 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА БЕЗПЕКА В НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЯХ

Охорона праці у науково-дослідній діяльності є невід’ємним елементом системи управління безпекою працівників і запорукою стабільності експериментальних процесів. Відповідно до положень Закону України "Про охорону праці" (№ 2694-XII від 14.10.1992 р., зі змінами від 2023 р.), кожен роботодавець зобов’язаний створити безпечні умови для виконання досліджень, зберігання та використання біологічних матеріалів, а також забезпечити працівників необхідними засобами індивідуального захисту. У системі наукових лабораторій і польових досліджень це передбачає дотримання санітарно-гігієнічних, протипожежних і електробезпечних норм [78].

Особливу увагу приділяють організації робочого місця під час аналітичних і польових робіт. Відповідно до ДСТУ EN ISO 45001:2019 "Системи управління охороною здоров’я та безпекою праці", у дослідницьких структурах мають бути впроваджені заходи з ідентифікації небезпек, оцінки ризиків і контролю небезпечних факторів [79]. Зокрема, під час виконання біологічних експериментів або роботи з інвазійними рослинами передбачено використання рукавичок, респіраторів і захисного одягу, що запобігають контакту з пилком, спорами, фітотоксичними соками або хімічними реагентами.

У польових умовах (експедиційна робота, відбір зразків, біометричні вимірювання) важливими є правила організації безпечного пересування, дотримання дистанції між учасниками групи, попередження перегрівання або переохолодження, а також уникнення контакту з отруйними чи алергенними рослинами. Для робіт, що виконуються на урбанізованих територіях поблизу транспортних артерій, згідно з вимогами НПАОП 0.00-1.28-10 "Правила охорони праці під час роботи з інструментом та пристроями", працівники повинні мати

сигнальні жилети, каски й світловідбивні елементи.

Системне забезпечення охорони праці в наукових дослідженнях реалізується через інструктажі (вступний, первинний, повторний, позаплановий та цільовий) і планово-попереджувальні заходи. Ведення відповідної документації – журналів інструктажів, актів перевірок, паспортів лабораторного обладнання – регламентується Наказом МОН України № 1023 від 15.09.2020 "Про затвердження Положення про охорону праці у закладах освіти і науки" [80].

Важливою складовою системи безпеки є вентиляція і контроль мікроклімату. У лабораторіях, де відбуваються морфометричні вимірювання або обробка рослинних матеріалів, слід забезпечити подачу свіжого повітря з кратністю не менше 3 обмінів на годину, згідно з ДБН В.2.5-67:2013 "Опалення, вентиляція та кондиціювання". Контроль вологості та температури повітря проводять щоденно, з фіксацією у журналі умов праці.

Не менш значущим є електробезпека. Всі електровимірювальні прилади, мікроскопи, лампи денного освітлення та ноутбуки, які застосовуються у наукових дослідженнях, повинні відповідати вимогам ДСТУ IEC 61140:2016 "Захист від ураження електричним струмом". Персонал має пройти навчання з техніки безпечної експлуатації електроустановок (не нижче II групи з електробезпеки) [81].

У контексті біологічних експериментів, пов’язаних із рослинними інвазіями, існує ризик біологічного та алергенного впливу. Відповідно до ДСП 9.9.5.035-99 "Безпека роботи з біологічними агентами", усі операції зі зразками, які містять насіння або пилок інвазійних рослин (*Ambrosia, Solidago, Fallopia*), виконуються в умовах ізоляції з використанням ламінарних шаф або біобоксів. Зібраний матеріал після аналізу підлягає знезараженню методом автоклавування або спалювання.

Ключовим елементом сучасної системи охорони праці у біологічних дослідженнях є управління ризиками. За методикою, викладеною в ISO/IEC Guide 51:2014, усі потенційні небезпеки класифікуються за трьома групами: механічні,

хімічні та біологічні. Для кожної групи встановлюються контрольні заходи, відповідальні особи та допустимі рівні впливу. Системна оцінка ризиків проводиться не рідше одного разу на рік, з подальшим коригуванням плану охорони праці.

Крім того, всі працівники лабораторій і польових груп зобов’язані проходити попередні та періодичні медичні огляди відповідно до Наказу МОЗ України № 246 від 21.05.2007 "Про затвердження Порядку проведення медичних оглядів працівників певних категорій". Це особливо актуально для осіб, які мають алергічні або хронічні захворювання дихальних шляхів, оскільки контакт із пилком інвазійних рослин може призводити до загострення симптомів.

Згідно з вимогами Кодексу цивільного захисту України (№ 5403-VI від 02.10.2012 р., ред. 2023) та Правил пожежної безпеки в Україні (Наказ МВС № 1417 від 30.12.2014 р.), у кожному науковому підрозділі має бути розроблений план евакуації людей і матеріальних цінностей, схеми розміщення первинних засобів пожежогасіння, визначено відповідальних за їхній технічний стан осіб [82-83].

У лабораторіях і приміщеннях, де проводяться вимірювання або зберігаються хімічні реагенти, необхідно мати вогнегасники порошкового типу (ВП-5, ВП-9), а також пісочниці, кошми й ящики з негорючими матеріалами. Згідно з ДСТУ EN 3-7:2017 "Вогнегасники. Частина 7. Характеристики, вимоги до конструкції та випробування", їхнє розміщення має забезпечувати доступність не більше ніж за 20 метрів від потенційного осередку займання. Вогнегасники перевіряються щороку сертифікованими спеціалістами, а відповідні акти перевірки додаються до журналу пожежної безпеки [84].

Важливим елементом профілактики є попередження коротких замикань і перевантажень електромережі. Електроприлади мають бути обладнані автоматичними вимикачами та перевірені на відповідність номінальній напрузі. Згідно з ДСТУ EN 50110-1:2014 "Експлуатація електроустановок", щоквартально

здійснюється вимірювання опору заземлення й перевірка справності електричних щитків [85].

У разі виникнення пожежі всі співробітники повинні діяти відповідно до затверджених інструкцій з евакуації та гасіння первинних осередків займання. Евакуаційні виходи мають бути чітко позначені світловими покажчиками, двері - відчинятися у напрямку виходу. Персонал лабораторії повинен знати порядок користування вогнегасниками, місце розташування вимикачів електроенергії, газових і водяних клапанів, а також контакти відповідальних осіб цивільного захисту.

Діяльність у сфері охорони праці тісно пов’язана із системою цивільного захисту, завданням якої є запобігання і реагування на надзвичайні ситуації техногенного, природного чи біологічного характеру. Відповідно до Постанови КМУ № 444 від 26.06.2013 р. "Про затвердження Порядку функціонування єдиної державної системи цивільного захисту", керівник установи зобов’язаний організувати навчання працівників щодо дій у разі аварій, пожеж, повеней, буревіїв, хімічних або біологічних загроз [86].

У структурі безпеки біологічних досліджень важливе місце займає попередження надзвичайних ситуацій біологічного походження. Робота з насінням інвазійних рослин або зараженими матеріалами повинна проводитися лише в контрольованих умовах. У разі розсипання, проростання або втечі біологічного матеріалу діють за планом локалізації та ліквідації аварійних ситуацій (ПЛАС). Для зменшення ризику поширення біологічних агентів зразки утилізуються згідно з вимогами ДСП 9.9.5.035-99, а місце інциденту дезінфікується 2% розчином гіпохлориту натрію або автоклавуванням [87].

Крім аварій біологічного характеру, під час польових досліджень існують ризики природних надзвичайних подій (блискавка, зливи, повінь, укус отруйних тварин). Працівники мають бути забезпечені аптечками першої допомоги, питною

водою, засобами зв’язку та навігації (GPS). При виконанні робіт поблизу транспортних магістралей – дотримуватися Правил дорожнього руху України, розділ 4, пункт 4.14, що визначає поведінку пішоходів і груп працівників на узбіччі.

У разі виникнення нещасного випадку або надзвичайної ситуації персонал повинен негайно повідомити керівника робіт і службу охорони праці. Облік та розслідування нещасних випадків здійснюють згідно з Порядком, затвердженим Постановою КМУ № 337 від 17.04.2019 р. "Про затвердження Порядку розслідування та ведення обліку нещасних випадків, професійних захворювань і аварій на виробництві" [88].

Окрему увагу приділяють наданню домедичної допомоги у випадку травм, теплових ударів або контактів із токсичними рослинами. Усі співробітники, відповідальні за проведення польових робіт, проходять навчання з домедичної допомоги відповідно до вимог Наказу МОЗ України № 1269 від 04.06.2019 р. "Про затвердження стандарту надання домедичної допомоги". Аптечки мають бути укомплектовані перев’язувальними засобами, антисептиками, протиопіковими гелями, антигістамінними препаратами, турнікетами та термоковдрами [89].

Особливо важливо підтримувати психофізіологічну безпеку персоналу, що працює в умовах підвищеного навантаження або стресу. Сучасні стандарти ISO 10075:2017 "Ergonomic principles related to mental workload" передбачають створення сприятливого психологічного клімату, чергування періодів роботи і відпочинку, забезпечення мікроклімату, ергономічних робочих місць і належного освітлення [90].

Загалом система охорони праці й безпеки в надзвичайних ситуаціях має функціонувати як єдиний комплекс управління ризиками, що об’єднує нормативно-правові, організаційні, технічні та медичні заходи. Її ефективність залежить від постійного навчання персоналу, чіткого дотримання вимог ДСТУ, своєчасного технічного обслуговування обладнання й систематичного аудиту безпеки.

Тільки інтеграція охорони праці з системами цивільного захисту, пожежного контролю, медичної безпеки та екологічного менеджменту забезпечує сталий, безпечний і правомірний хід науково-дослідної діяльності, що відповідає європейським вимогам безпеки праці та біоетики [91].

ВИСНОВКИ

1. За результатами аналізу наукових джерел встановлено, що урбанізовані екосистеми східноєвропейських країн-членів ЄС (Польща, Чехія, Словаччина, Угорщина, Румунія, Болгарія, Хорватія, Словенія, Литва, Латвія, Естонія) перебувають під постійним тиском інвазійних процесів. Найвищу частку адвентивних видів (понад 25% урбанофлори) зафіксовано у великих промислових агломераціях, особливо у зонах транспортних коридорів, портів і міських узбіч. Серед найагресивніших видів домінують *Ambrosia artemisiifolia*, *Solidago canadensis*, *Fallopia japonica*, *Ailanthus altissima* та *Robinia pseudoacacia*. Аналіз показав, що темпи урбан-інвазій у регіоні зростають синхронно зі збільшенням площі забудови, фрагментацією природних біотопів і підвищенням середньорічної температури.

2. Основні шляхи проникнення інвазійних видів у міські флори Східної Європи пов’язані з транспортними потоками (залізничні та автомобільні узбіччя), будівельною діяльністю, інтродукцією декоративних рослин і переміщенням ґрунтових матеріалів. Встановлено, що закріплення інвазій у міському середовищі відбувається завдяки високій толерантності видів до антропогенних факторів: ущільнення ґрунту, підвищеної температури, дефіциту вологи та наявності важких металів. Розвиток урбаністичного мікроклімату сприяє подовженню вегетаційного періоду і підвищенню репродуктивного потенціалу таких видів, як *Ambrosia artemisiifolia* і *Echinocystis lobata*.

3. Систематизація сучасних методів контролю показала, що в умовах міських екосистем найефективнішими є комбіновані або інтегровані стратегії, які поєднують механічні (регулярне косіння, викопування, мульчування), хімічні (селективні гербіциди з локальним застосуванням), біологічні (використання

конкурентних автохтонних видів або природних фітофагів) та екологічно-інженерні підходи (фіторемедіація, стабілізація ґрунтів). Зокрема, для контролю *Ambrosia artemisiifolia* ефективним є поєднання механічного косіння у фазу бутонізації з локальним внесенням гербіцидів на основі гліфосату, тоді як *Fallopia japonica* потребує баг аторічного повторного видалення з одночасною ротацією покривних культур.

4. Порівняльна оцінка ефективності управлінських практик у країнах Східної Європи показала значну варіативність у підходах до контролю урбан-інвазій. Найкращі результати демонструють Польща, Словенія та Чехія, де на державному рівні діють програми моніторингу чужорідних видів і законодавчо визначені обов'язкові процедури реагування на інвазії. У Болгарії, Румунії та Угорщині спостерігається менша координація, а практики контролю носять переважно локальний характер. Загальна тенденція свідчить, що успіх управління визначається не лише технічними методами, а й наявністю довгострокової стратегії, фінансування та міжінституційної співпраці між екологічними, муніципальними та науковими структурами.

5. Розроблені рекомендації щодо підвищення ефективності моніторингу та контролю інвазій передбачають створення єдиної регіональної бази даних урбанофлори Східної Європи з відкритим доступом для органів місцевого самоврядування та наукових установ; запровадження системи раннього виявлення (EWS – Early Warning System) на основі дистанційного зондування Землі; активізацію громадського моніторингу та залучення волонтерських мереж для спостереження за появою інвазійних видів. Також рекомендовано розширення практики фіторемедіації деградованих ділянок та інтеграцію принципів біоетики і сталого розвитку у політику міського озеленення.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Jarošík, V., Pyšek, P., & Kadlec, T.. Biological invasions: conceptual integration, basic data and predictions. *NeoBiota*. 2011. Vol. 10, pp. 27-46. DOI: 10.3897.

2. Pyšek, P., & Richardson, D. M.. Invasive species, environmental change and management, and human health. *Annual Review of Environment and Resources*. 2010. Vol. 35, pp. 25-55. DOI: 10.1146.

3. Obidziński, A., Symonides, E., Chmielewski, T. J., et al.. Distribution of invasive alien plant species in urban forests of Warsaw, Poland. *PLOS ONE*. 2016. Vol. 3, p. 11. DOI: 10.1371.

4. Skálová, H., Moravcová, L., & Pyšek, P.. Physiology of a plant invasion: biomass production, growth and tissue chemistry of invasive and native Ambrosia artemisiifolia populations. *Preslia*. 2019. Vol. 91, pp. 51-75. DOI: 10.23855.

5. Polce, C., Maes, J., Barredo, J. I., et al.. Invasive alien species of policy concern show widespread invasion patterns and potential pressure across European ecosystems. *Scientific Reports*. 2023. Vol. 1, pp. 13-24. DOI: 10.1038.

6. Morais, M. C., Vicente, J. R., Lomba, A., et al.. A dynamic modelling framework to evaluate the efficacy of management strategies for invasive plants. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 2021. Vol. 9, p. 24. DOI: 10.3389.

7. Pyšek, P., Sádlo, J., Chrtek, J. Jr., et al.. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (3rd edition): richness, status, distribution, habitats, invasion levels, pathways and impacts. *Preslia*. 2022. Vol. 94, pp. 447-577. DOI: 10.23855.

8. Fornal-Pieniak, B., Żarska, B., & Ollik, M.. Effects of adjacent land-use types on the composition of vascular flora in urban forest ecotones in Southern Poland. *Forests.* 2021. Vol.1, p. 12. DOI: 10.3390.

9. Denisow, B., Jeżak, A., & Wrzesień, M.. Railways as corridors for the spread of

invasive alien plants – a review with Central-European examples. *Acta Agrobotanica*. 2015. Vol.1, p.5. DOI: 10.5586.

10. Jarošík, V., Pyšek, P., & Kadlec, T.. Biological invasions in Prague nature reserves: patterns and drivers. *NeoBiota*. 2011. Vol. 10, pp. 27-46. DOI: 10.3897.

11. Rendeková A., Medvecká J., Mikulová K., et al. Ruderal habitats as hotspots of alien flora in Bratislava (Slovakia). *Urban Forestry & Urban Greening*. 2020. Vol.1, pp. 25-30. DOI: 10.1016.

12. Jehlík V., Slavík B. Adventive flora of river ports and industrial zones in Central Europe. *Preslia*. 1997. Vol. 69,. pp. 1-26. DOI: 10.23855.

13. Anastasiu P., Negrean G., Sârbu I., et al. Invasive and potentially invasive alien plant species in Romania: an updated list and synthesis after the implementation of Regulation (EU) *NeoBiota*. 2022. Vol. 1, pp. 1-47. DOI: 10.3897.

14. Gucwa-Przepióra E., Chmura D., Sokołowska K. Arbuscular mycorrhizal and dark septate endophyte colonization in invasive plants in an urban habitat (Upper Silesia, S Poland). *Journal of Plant Research*. 2016. Vol. 1, p. 11. DOI: 10.1007.

15. Haubrock P.J., Turbelin A.J., Cuthbert R.N., et al. Economic costs of invasive alien species across Europe. *NeoBiota*. 2021. Vol. 3, pp 5-7. DOI: 10.3897.

16. Magliozzi C., Della Rocca G., Pergl J., et al. Baseline distribution of invasive alien species added to the Union list by Commission Implementing Regulation (EU). *JRC Science for Policy Report*. 2023. DOI: 10.2760.

17. Medvecká J., Kliment J., Májeková J., et al. Alien flora of Slovakia: temporal trends, habitat preferences and phylogenetic pattern. *Biological Invasions*. 2012. DOI: 10.1007.

18. Sîrbu C., Oprea A., Ştefan N., et al. Invasive alien plants in Romania: historical overview, current trends and future prospects. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*. 2020. DOI: 10.15835.

19. Bomanowska A., Adamowski W., Adamiak E., et al. Invasive alien plants in

Polish national parks: distribution, threats and management. *Biodiversity Data Journal*. 2019. DOI: 10.3897.

20. Leru P.M., Matei D., Ianosi S.L., et al. Biologic pollution due to ragweed (*Ambrosia*) pollen in urban Bucharest. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2022. DOI: 10.3390.

21. Eliáš P. Jr., Sádovský M., Dítě D., et al. New and rare alien vascular plants recorded in Slovakia: trends of the last decade. *Thaiszia – Journal of Botany*. 2020. DOI: 10.33542.

22. Lommen S.T., Hallmann C.A., Ooijendijk T., et al. Time to cut: population models reveal how to mow invasive common ragweed efficiently. *NeoBiota*. 2018. DOI: 10.3897.

23. Milakovic I., Fiedler K., Karrer G. Management of roadside populations of invasive *Ambrosia artemisiifolia* by mowing. *Journal of Applied Ecology*. 2014. DOI: 10.1111.

24. Harms N.E., Cronin J.T., Diaz R., et al. Climate mismatch between introduced biological control agents and their host plants. *Insects.* 2021. DOI: 10.3390.

25. Havryliuk O., Plechkan V., Kulyk M., et al. Valorisation of invasive *Ambrosia artemisiifolia* biomass: prospects for bioenergy and phytoremediation. *Renewable Energy*. 2022. DOI: 10.1016.

26. Kalashnyk O., Bessonova V., Terek O., et al. Heavy-metal accumulation by *Ambrosia artemisiifolia* and *Erigeron canadensis* in technogenic urban ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*. 2021. DOI: 10.1007.

27. Dong L.-J., He W.-M., Yu F.-H., et al. *Arbuscular mycorrhizal* fungi reduce competitiveness of *Solidago canadensis* facilitating recovery of native grasses. *Applied Soil Ecology.* 2021. DOI: 10.1016.

28. Hejda M., Pyšek P., Pergl J., et al. Impact of invasive vs. native dominants on species richness and diversity of plant communities and implications for urban forest

management. *Preslia*. 2021. DOI: 10.23855.

29. Haubrock P.J., Cuthbert R.N., Haase P., et al. Economic costs of invasive alien species across Europe. *NeoBiota*. 2021. DOI: 10.3897.

30. Tollington S., Turbé A., Rabitsch W., et al. Making the EU Regulation on invasive alien species work: recommendations for its effective implementation. *Conservation Letters.* 2017. DOI: 10.1111.

31. Cardoso A.C., Tsiamis K., Gervasini E., et al. Citizen science and open data as a model for management of invasive alien species in Europe. *Research Ideas and Outcomes (RIO).* 2017. DOI: 10.3897.

32. Pergl J., Brundu G., Harrower C.A., et al. Applying the European List of Invasive Alien Species: regional challenges and opportunities. *NeoBiota*. 2020. DOI: 10.3897.

33. Csaposs M., Raffay Á., Pinke G. Ambrosia monitoring and citizen-science reporting in Hungary: implications for urban management. *Applied Ecology and Environmental Research*. 2019. DOI: 10.15666.

34. Pergl J., Sádlo J., Petrusek A., et al. Ten years of the Czech national strategy against invasive alien species: achievements and lessons for urban ecosystems. *NeoBiota*. 2017. DOI: 10.3897.

35. Essl F., Bacher S., Courchamp F., et al. Drivers and impacts of alien species in Europe: knowledge gaps and future priorities. *Frontiers in Ecology and the Environment.* 2020. DOI: 10.1002.

36. Gallardo B., Zieritz A., Aldridge D.C., et al. Risks posed by invasive species to ecosystem services in European cities: implications for an EU Urban Biodiversity Strategy. *Nature Communications*. 2024. DOI: 10.1038.

37. McNeill J. International Code of Botanical Nomenclature (Vienna Code). *Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag*. 2011.

38. Zaka A., Kachrimanis A., Tsouros P. et al. Remote sensing and machine

learning for invasive plant species mapping: a systematic review. *Remote Sensing*. 2024. DOI: 10.3390.

39. Martínez Prentice R., Tamm S., Fawcett D. Synergistic use of Sentinel-2 and UAV-derived data for plant fractional cover mapping of coastal meadows with DEMs. *Biogeosciences*. 2024. DOI: 10.5194.

40. Lake I.R., Jones N.R., Aguiar R. et al. Deep learning detects invasive plant species across complex riparian habitats. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*. 2022. DOI: 10.1002.

41. Kotowska D., Žmihorski M., Lewtak J. et al. Multi-scale drivers of invasive alien plant species along transportation corridors. *Landscape and Urban Planning*. 2024. DOI: 10.1016.

42. Cohen J., Roy-Degue A., Cuddington K. A multi-criteria decision analysis framework in GIS for prioritizing invasive plant management. *Ecological Modelling*. 2024. DOI: 10.1016.

43. Kotowska D., Žmihorski M., Lewtak J. et al. Optimizing scale for road-mediated invasions: buffers of 50-250 m capture the signal. *Landscape and Urban Planning*. 2024. DOI: 10.1016.

44. Tsiamis K., Gervasini E., Deriu I. et al. The EASIN pathways classification framework. *NeoBiota*. 2017. DOI: 10.3897.

45. West A.M., Kumar S., Brown C.S. et al. Using time series Landsat and Sentinel-2 to map invasive plants through phenology. *Remote Sensing of Environment.* 2021. DOI: 10.1016.

46. Bradley B.A., Mustard J.F. Identifying land cover variability distinct from land cover change: NDVI time series in the presence of habitat heterogeneity. *Remote Sensing of Environment*. 2008. DOI: 10.1016.

47. Barbet-Massin M., Jiguet F., Albert C.H., Thuiller W. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many?. *Methods in*

Ecology and Evolution. 2012. DOI: 10.1111.

48. Peters J., Verhoest N.E.C., Van Coillie F.M.B. et al. Deep learning for species-level vegetation mapping in heterogeneous cities. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 2021. DOI: 10.1016.

49. Hao H., Zhang J., Li Y. et al. Drone-based detection and distribution mapping of invasive plants with CNNs. *Computers and Electronics in Agriculture*. 2024. DOI: 10.1016.

50. Olofsson P., Foody G.M., Herold M. et al. Good practices for assessing accuracy and estimating area of land change. *Remote Sensing of Environment*. 2014. DOI: 10.1016.

51. Katsanevakis S., Bogucarskis K., Gatto F. et al. Building the European Alien Species Information Network (EASIN). *BioInvasions Records*. 2012. DOI: 10.3391.

52. Hanley N., Roberts M. The economic benefits of invasive species management. *People and Nature.* 2019. DOI: 10.1002.

53. Reaser J.K., Burgiel S.W., Kirkey J. et al. The early detection of and rapid response (EDRR) to invasive species: a conceptual framework and federal capacities assessment. *Biological Invasions*. 2020. DOI: 10.1007.

54. Haubrock P.J., Cuthbert R.N., Ricciardi A., Diagne C. et al. Economic costs of invasive alien species across Europe. *NeoBiota*. 2021. DOI: 10.3897.

55. Buters J.T.M., Alberternst B., Nawrath S. et al. *Ambrosia artemisiifolia* in Germany: allergologic relevance and containment. *Allergo Journal International*. 2015. DOI: 10.1007.

56. Lake I.R., Jones N.R., Aguiar R. et al. Climate change and future ragweed pollen allergy in Europe. *Environmental Health Perspectives*. 2016. DOI: 10.1289.

57. Ziska L.H., Makra L., Harry S.K. et al. Temperature-related changes in airborne allergenic pollen abundance and seasonality. *The Lancet Planetary Health*. 2019. DOI: 10.1016.

58. Schaffner U., Steinbach S., Sun Y. et al. Biological control of ragweed reduces human exposure to allergenic pollen. *Nature Communications*. 2020. DOI: 10.1038.

59. Heringer G., Cuthbert R.N., Novoa A. et al. Economic costs of invasive non-native species in urban areas worldwide (1965-2021). *Science of the Total Environment*. 2024. DOI: 10.1016.

60. Nguyen N.A., Meentemeyer R.K., Shoffner A.V. et al. Invasive plants, socio-economics and urban parks: implications for amenity and management costs. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2021. DOI: 10.1016.

61. Dubyna D., Protopopova V., Shevera M. Alien plant invasion in the ruderal vegetation of Ukraine. *Hacquetia*. 2021. DOI: 10.2478.

62. Blinkova O., Koniakin S., Prokopuk Y. et al. Invasion of Parthenocissus quinquefolia in forest-park ecosystems: morphology, variability and ecological effects. *Forests*. 2023. DOI: 10.3390.

63. Didukh Y.P., Plyuta P.H. Ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. *Ukrainian Botanical Journal*. 1994. DOI: 10.15407.

64. Lakin G.F. Biometrics: a brief course for biologists. *Higher School*. 1990. DOI: 10.13140.

65. Zlobin Y.A. Principles and methods of population ecology of plants. *University Book*. 2009. P. 400. DOI: 10.13140.

66. Hennekens S.M., Schaminée J.H.J., Chytrý M. TURBOVEG and the European Vegetation Archive. *Applied Vegetation Science*. 2013. DOI: 10.1111.

67. Raunkiaer C. The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography. *Oxford: Clarendon Press*. 2011. P. 632. DOI: 10.5962.

68. Didukh Y. The ecological scales for the species of Ukrainian flora. *Phytosociocentre*. 2011. P. 176. DOI: 10.13140.

69. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular Plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. *M.H. Kholodny Institute of Botany*, 1999. P. 345. DOI: 10.13140.

70. McNeill J., Barrie F.R., Buck W.R. et al. International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Melbourne Code). *Koeltz Scientific Books*, 2012. P. 208. DOI: 10.3897.

71. Eberhart S.A., Russell W.A. Stability parameters for comparing varieties. *Crop Science*. 1966. DOI: 10.2135.

72. Shapiro S.S., Wilk M.B. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*. - 1965. - 52(3/4):591-611. - DOI: 10.1093.

73. Yang L., Huang J., Zhang Y. et al. A general method to estimate ecological plasticity and stability of plant traits. *Ecology and Evolution*. 2023. DOI: 10.1002.

74. Protopopova V., Shevera M. Alien plants of Ukraine: historical and regional aspects. *Naukova Dumka,* 2014. P. 455. DOI: 10.13140.

75. Dubyna D., Protopopova V., Shevera M. et al. Alien plant invasion in the ruderal vegetation of Ukraine. *Hacquetia.* 2021. DOI: 10.2478.

76. Blinkova O., Koniakin S., Prokopuk Y. et al. Invasion of *Parthenocissus quinquefolia* in forest-park ecosystems: morphology, variability and ecological effects. *Forest.* 2023. DOI: 10.3390.

77. Koniakin S., Prokopuk Y., Prylutskyi O. et al. Ecological-coenotic features and current distribution of *Echinocystis lobata* in Ukraine. *Science of the Total Environment*. 2024. DOI: 10.1016.

78. Закон України "Про охорону праці" від 14 жовтня 1992 р. № 2694-XII (зі змінами і доповненнями). *Відомості Верховної Ради України*. 1992. № 49. С. 668.

79. ДСТУ EN ISO 45001:2019. Системи управління охороною здоров’я та безпекою праці. Вимоги та настанови щодо використання (ISO 45001:2018, IDT). *ДП "УкрНДНЦ"*. 2019. С. 58.

80. Наказ Міністерства освіти і науки України № 1023 від 15 вересня 2020 р. "Про затвердження Положення про охорону праці у закладах освіти і науки". *МОН України*. 2020.

81. ДСТУ IEC 61140:2016. Захист від ураження електричним струмом. Загальні аспекти для установок та обладнання (IEC 61140:2016, IDT). *ДП "УкрНДНЦ"*. 2016. С. 86.

82. Кодекс цивільного захисту України від 2 жовтня 2012 р. № 5403-VI (в редакції 2023 р.). *Відомості Верховної Ради України*. 2013. № 34-35. С. 458.

83. Правила пожежної безпеки в Україні: Наказ Міністерства внутрішніх справ України № 1417 від 30 грудня 2014 р. *МВС України.* 2015. С. 97.

84. ДСТУ EN 3-7:2017. Вогнегасники переносні. Частина 7: Характеристики, вимоги до конструкції та випробування (EN 3-7:2004+A1:2007, IDT). *ДП "УкрНДНЦ"*. 2017. С. 64.

85. ДСТУ EN 50110-1:2014. Експлуатація електроустановок. Частина 1: Загальні вимоги (EN 50110-1:2013, IDT). *ДП "УкрНДНЦ"*. 2014. С. 48.

86. Постанова Кабінету Міністрів України № 444 від 26 червня 2013 р. "Про затвердження Порядку функціонування єдиної державної системи цивільного захисту". *Офіційний вісник України*. 2013. № 54. С. 82.

87. ДСП 9.9.5.035-99. Безпека роботи з біологічними агентами. *МОЗ України.* 1999. С. 42.

88. Постанова Кабінету Міністрів України № 337 від 17 квітня 2019 р. "Про затвердження Порядку розслідування та ведення обліку нещасних випадків, професійних захворювань і аварій на виробництві". *Офіційний вісник України.* 2019. № 37. С. 1308.

89. Наказ Міністерства охорони здоров’я України № 1269 від 4 червня 2019 р. "Про затвердження стандарту надання домедичної допомоги". *МОЗ України*. 2019.

90. ISO 10075-1:2017. Ergonomic principles related to mental workload - Part 1: General issues and concepts, terms and definitions. *International Organization for Standardization*. 2017. С. 21.

91. ДСТУ EN ISO/IEC 17020:2019. Оцінювання відповідності. Вимоги до діяльності різних типів органів, що здійснюють інспектування (ISO/IEC 17020:2012, IDT). *ДП "УкрНДНЦ"*. 2019. С. 36.