

Міністерство освіти і науки України
Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича
Навчально-науковий інститут біології, хімії та біоресурсів
Кафедра екології та біомоніторингу

**ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ІНВАЗІЇ *SOLIDAGO CANADENSIS* L.
У ПАРКОВИХ БІОТОПАХ**

Кваліфікаційна робота
Рівень вищої освіти – другий (магістерський)

Виконала:
Студент (ка) II курсу 203М групи
спеціальності 101 Екологія
Надія ПОДЮК
Науковий керівник:
к.б.н., доцент Галина МОСКАЛИК
Рецензент:

До захисту допущено:
Протокол засідання кафедри № 6
від « 27 » листопада 2025 р.
зав. кафедри _____ проф. Марія ФЕДОРЯК

Чернівці – 2025

АНОТАЦІЯ

Подюк Н.В. Екологічні наслідки інвазії *Solidago canadensis* L. у паркових біотопах. Кваліфікаційна робота другого (магістерського) рівня вищої освіти. Спеціальність 101 Екологія. Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича. Чернівці, 2025.

Дипломна робота присвячена дослідженню біології, екології та інвазійного потенціалу *S. canadensis*, описано поширення виду в Європі та Україні. Відмічено, що найбільш чутливими до інвазії є порушені, фрагментовані та антропогенно трансформовані території. Поодинокі рослини *S. canadensis* сприяли збільшенню біомаси автотрофного блоку на 291%, а суцільні зарості – на 233%. Не зафіксовано впливу *S. canadensis* на видове різноманіття дослідних ділянок, проте внаслідок суцільних заростей різко зменшилося (майже у 3 рази) проективне покриття злакових культур.

Ключові слова: *Solidago canadensis* L., інвазія, паркові біотопи

SUMMERY

Podiuk N.V. Ecological Consequences of the Invasion of *Solidago canadensis* L. in Park Biotopes. Qualification thesis of the second (Master's) level of higher education. Specialty 101 Ecology. Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University. Chernivtsi, 2025.

The master's thesis is devoted to the study of the biology, ecology, and invasive potential of *Solidago canadensis* L. The distribution of the species in Europe and Ukraine is described. It is noted that disturbed, fragmented, and anthropogenically transformed areas are the most susceptible to invasion. Isolated individuals of *S. canadensis* contributed to an increase in the biomass of the autotrophic block by 291%, while continuous stands resulted in an increase of 233%. No effect of *S. canadensis* on species diversity was recorded at the studied sites; however, the formation of continuous stands led to a sharp decrease (almost threefold) in the projective cover of grass species.

Keywords: *Solidago canadensis* L., invasion, park biotopes

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

Надія ПОДЮК

ЗМІСТ

ВСТУП	4
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	5
1.1. Сучасний стан біології, екології та інвазійного потенціалу <i>Solidago canadensis</i> L.	5
1.2. Поширення <i>Solidago canadensis</i> L.....	18
1.3. Типи екоотопів чутливі до інвазії <i>Solidago canadensis</i> L.....	20
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	23
2.1. Матеріал дослідження.....	23
2.2. Методи дослідження.....	24
РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ.....	27
3.1. Вплив <i>Solidago canadensis</i> L. на видове різноманіття	27
3.2. Кількісні співвідношення основних складових компонентів екосистем за участі <i>Solidago canadensis</i> L.....	30
3.3. Рекомендації щодо контролю та управління інвазією для збереження стійкості екосистем	35
ВИСНОВКИ.....	38
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	39
Додатки	47

ВСТУП

Solidago canadensis L. – чужорідна рослина з північноамериканським типом ареалу. Вид має низку негативних характеристик. Це злісний бур'ян, інвазійний вид, який подолав екологічний F-бар'єр і негативно впливає на місцеву флору й фауну. Рослина може спричиняти алергічні реакції у людей, а через кореневу систему виділяє до ґрунту токсичні речовини, що пригнічують розвиток місцевих видів завдяки високому алелопатичному потенціалу (Abhilasha et al., 2008; Pisula & Meiners, 2010).

S. canadensis становить суттєву загрозу для екосистем. Швидке поширення виду, висока конкурентоспроможність, утворення щільних монодомінантних заростей та здатність змінювати абіотичні умови середовища можуть спричиняти деградацію місцевих екосистем, втрати видового різноманіття, блокування природних сукцесійних процесів і трансформації біогеохімічних циклів (Weber, 2001; Fenesi et al., 2015).

З огляду на вище зазначене інвазія *S. canadensis* набуває глобального масштабу тому потребує детального аналізу.

Мета дослідження: оцінити екологічні наслідки інвазії *Solidago canadensis* L. у паркових біотопах м. Чернівці.

Для досягнення мети перед нами стояли наступні **завдання:**

1. проаналізувати сучасні межі вторинного ареалу інвазійного виду *S. canadensis*;
2. визначити типи екоотопів, найуразливіші до інвазії *S. canadensis*;
3. з'ясувати вплив інвазії на видове різноманіття рослинних угруповань;
4. з'ясувати кількісні співвідношення основних складових компонентів екосистем;
5. розробити практичні поради щодо контролю та керування інвазією *S. canadensis* для збереження сталості екосистем.

РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1. Сучасний стан біології, екології та інвазійного потенціалу *Solidago canadensis* L.

Останніми роками в Україні стрімко поширюється золотушник



Рис. 1.1. Золотушник канадський (*Solidago canadensis* L., фото Подюк Н.)

канадський (*Solidago canadensis* L., рис. 1.1). Ця бур'янова рослина активно захоплює нові території та витісняє місцеві види. Його можна побачити на пасовищах осушених болотах, пустках, лісових галявинах і вирубках. Золотушник канадський суттєво впливає на лісове та сільське господарство.

Це трав'яниста багаторічна рослина із кореневищами, що належить до родини Айстрові (Asteraceae). Стебло здатне сягати

80–140 см, інколи більше, з листками, які мають лінійно-ланцетну форму та довжину від 5 до 12 см, верхні листки можуть бути 2-8 см. Квітне з липня до вересня, має жовті квіти, зібрані у косо-пірамідальні волоті із дрібних кошиків. Плід – сім'янка з чубком. Цей чужорідний вид – адвентивний та демонструє велику конкурентоспроможність, має алелопатичні властивості й високу насіннєву продуктивність (до 100 тис. насінин на одну рослину). Насіння вирізняється значною схожістю (до 95 %). Рослина відновлюється за допомогою кореневищ, легко колонізує порушені місця і здатна пригнічувати та витісняти місцеві рослинні види. Крім того, вона алерген (Інвазійні види..., 2018).

За класифікацією інвазійних видів ця рослина гемікриптофіт, мезофіт, сціогеліофіт, кенофіт, північноамериканське походження, агріоепекофіт, F-бар'єр, вид-трансформер (Протопопова, Шевера, 2019).

Вид займає ділянки з рудеральною ксеромезофільною та гідрофільною рослинністю (поза межами територій забудови); території забудови (селітебні); сільськогосподарські угіддя екстенсивного типу господарювання; деревно-кущові насадження та парки; гірські річки та їхня деревна рослинність з мірикарією німецькою (*Myricaria germanica* L.); мезофітні узлісся; низинні та передгірні викошувані луки (сіножаті); мезофітні пасовища (Dörken et al., 2017).

На одному генеративному пагоні *S. canadensis* формується від 760 до 3387 кошиків (у середньому 1442,7). Помічено, що кількість внутрішніх трубчастих квіток зазвичай менше, ніж кількість крайових (Скільський, Юзик, 2016). У суцвітті цих рослин кількість язичкових квіток варіюється від 8 до 13 штук, а трубчастих квіток – від 2 до 5 штук. Кореляція між цими ознаками має обернений характер ($r = -0,22$).

Визначною властивістю *S. canadensis* наводять те, що деякі його клони довговічні і сягають віку до 100 років. Окремі малі пагони можуть лишатися вегетативними протягом 1–3 років, але за сприятливих обставин спроможні до репродукції вже на першому році життя. Ця рослина утворює велику кількість насіння – в Європі один генеративний пагін може продукувати >10 тисяч насінин. Кількість генеративних пагонів цього виду у клоні коливається від 6 до 73 штук, а окремий генеративний пагін здатний давати від 10512 до 40800 насінин (у середньому 19539,25). Насіння розноситься вітром на значні відстані, що сприяє швидкому заселенню незайнятих ділянок, а також може розповсюджуватися за допомогою фрагментів кореневищ. Кількість видів у угрупах, де наявний золотушник канадський, варіюється від 6 до 24 (у середньому 14). Також у цих угрупованнях трапляються інші види інвазійних рослин, таких як: *Ambrosia artemisiifolia* L.,

Geranium sibiricum L., *Stenactis annua* (L.), *Lamium album* L., *Cichorium intybus* L. і *Helianthus tuberosus* L. (Данько та ін., 2025).

Рослини володіють **цілющими властивостями**, мають сильні антисептичні, протизапальні, знеболюючі та сечогінні якості. Лікарські засоби на основі *S. canadensis* мають жовчогінні, в'язучі, антибактеріальні та протизапальні ознаки, котрі сприяють уникненню надмірної крихкості капілярів. Їх застосовують при лікуванні різних захворювань, таких як пієліт, ниркові камені і пісок, пієлонефрит, подагра, поліартрит, порушення сечовипускання у літніх людей (такі як мимовільне сечовипускання або нетримання сечі), жовчнокам'яна хвороба, жовтяниця, хронічні запалення нирок і сечового міхура, гострі і хронічні простатити та аденоми, набряки, діарея, гематурія, бронхіальна астма і туберкульоз легень. Поверхнево *S. canadensis* використовується як засіб для загоєння поранень, при лікуванні нарывів і фурункулів. Золотарник канадський може використовуватися для оздоблення парку або ландшафту завдяки своїм яскравим жовтим квітам. Його високий та пишний ріст додає структуру і барву зеленому ландшафту. Рослина має довге коріння, яке корисне для ґрунтозатримання і запобігання ерозії (Устименко та ін., 2017).

S. canadensis славиться своєю великою цінністю для меду та важливістю для бджіл та інших комах-запилювачів. Науковці виділяють різні ключові аспекти його ролі в якості медоносної рослини.

S. canadensis виділяє значну кількість **нектару**, що приваблює різноманітних представників бджіл, ос та інших комах. Квіти цієї рослини вирізняються яскраво-жовтим кольором, що дуже легко розпізнати, і вони привертають увагу запилювачів. Нектар – це джерело енергії для комах, містить цукор і воду, які є важливими поживними речовинами для комах, особливо для тих, які витрачають багато енергії на політ, розмноження та інші життєві процеси (Вовк, 2013).

S. canadensis необхідний для зав'язування насіння. Коли комахи збирають нектар з його квітів, вони переносять пилок з однієї квітки на іншу, сприяючи **запиленню** та **утворенню насіння** (Макух та ін., 2014).

Мед, отриманий із нектару рослини, має свої особливі ознаки та смакові властивості. Його смак може змінюватися залежно від присутності інших рослин в угрупованнях.

Квіти *S. canadensis* вирізняються потужним і приємним **запахом**, який приваблює комах. Смак квітки містить різноманітні хімічні сполуки, які слугують сигналами для комах та допомагають їм відшукати це джерело їжі (Dötterl, Prenzeler, 2006). Насичений жовтий **колір** квітів *S. canadensis* особливо приваблює бджіл та метеликів, які мають чутливий до цього кольору зір. Це полегшує їм знаходження квітів золотушника серед інших рослин (Shepard et al., 2003).

S. canadensis часто **росте** на відкритих ділянках, наприклад, на полях, луках, узбіччях доріг (Roháčová, Drozd, 2009). Відомо, що деякі комахи використовують квіти *S. canadensis* для розмноження (Weaver, 2022). Деякі хижі комахи, наприклад павуки та богомоли, можуть ховатися в квітах рослин, спостерігаючи за можливою здобиччю.

Тривалість цвітіння *S. canadensis* може тривати влітку протягом декількох тижнів. Цей період забезпечує стійкий доступ бджолам та іншим комахам до джерела нектару, що має важливе значення для їхнього виживання та вироблення меду. Квіти золотушника канадського це джерело харчування для різноманітних комах, включаючи бджіл, метеликів, мух і жуків (Stefanić et al., 2003; Weber, 2001).

Відомо, що у природних екосистемах рослина може виконувати важливу роль, сприяючи збереженню різноманіття та стійкості екологічного середовища. Загалом, його визнають як цінний медонос, що впливає на біологічну різноманітність та сприяє виробництву високоякісного меду (Kovalskyi et al., 2020).

Поряд із цим вид створює масові зарості, швидко починає домінувати в порушених рослинних угрупованнях, пригнічуючи розвиток аборигенних рослин; інколи пилок і насіння може викликати алергію в людей (Інвазійні види..., 2018).

Золотушник канадський здійснює вплив на різноманіття рослин та екосистем в процесі сукцесії. Його негативний вплив особливо відчутний у вже встановлених сукцесійних угрупованнях. Незважаючи на вік поля, цей інвазійний вид рослин впливає на кількість бджіл, але не має достатнього впливу на мух. За його присутності місцеві квіти менше відвідують дикі та медоносні бджоли та літаючі мухи. Вид змінює траєкторію розвитку рослинності та взаємодії в екосистемі (Мудрак, Магдійчук, 2022).

S. canadensis належить до гемікриптофітів і вирізняється наявністю добре розвинених кореневищ, що забезпечують вегетативне поширення та утворення щільних колоній. Життєвий цикл виду складний і включає як вегетативне розмноження кореневищами, так і статеве – насінням (Root, 1971).

Насіння відіграє провідну роль у поширенні виду на значні відстані та в колонізації нових, ще не зайнятих територій. Проте в межах уже сформованих популяцій домінує саме вегетативне відтворення, тоді як насіннєве має другорядне значення (Root, 1971).

З літератури Bradbury (1973) відомо, що насіння, зібране на півдні Онтаріо до перших морозів, проростало з ймовірністю приблизно на 50 % протягом 40 днів, і подальше зберігання протягом 6 тижнів при температурі 2 °C або за кімнатних умов не змінювало схожості. Це вказує на існування різних екотипів *S. canadensis*, пристосованих до умов конкретного регіону.

Одним із чинників, що зумовлюють успішність проростання – це розмір сім'янки – сухого, однонасінного плоду, типового для айстрових. Werner (1979) з'ясував, що чим більша сім'янка, тим вища вірогідність проростання, що пов'язано з більшими запасами живильних речовин у більших за розміром плодах. Ще один важливий аспект стосується популяцій, що

натуралізувалися в Європі. Дослідження Voser-Huber (1983) показано, що насіння європейських інтродукованих рослин не має значного періоду спокою та не потребує ані скарифікації, ані холодової стратифікації для проростання. Це свідчить про можливу швидку адаптацію виду до нових екологічних умов, що підсилює його інвазійний потенціал у європейських екосистемах.

Таким чином, поєднання високої відновлювальної здатності кореневищ та варіативності насіннєвих характеристик робить *S. canadensis* надзвичайно результативним інвазійним видом з великою екологічною пластичністю.

Відомо, що вегетативне розмноження рослин теж має важливе значення. Кореневища виходять зі спокою на початку квітня в Центральній Європі, кожне кореневище виробляє лише один пагін з верхівки. Після нетривалого періоду з лускоподібними листками розширення пагону відбувається швидко. Суцвіття з'являється наприкінці липня – на початку серпня, нові бруньки кореневищ зазвичай видно у серпні, але основний ріст кореневищ відбувається восени після завершення плодоношення (Schmid et al., 1988; Jakobs et al., 2004).

Науковці (Walck et al., 1997) дійшли висновку, що насіння північноамериканських популяцій *S. canadensis* демонструє підвищену схожість після проходження періоду холодної стратифікації тривалістю від 1 до 12 тижнів, що свідчить про наявність фізіологічного спокою та адаптацію до сезонних кліматичних циклів. Хоча насіння важливе для поширення на великі відстані та колонізації незайнятих територій, воно не важливе для просторового розширення в усталених популяціях. Інтенсивний ріст пагонів починається у квітні, висота пагонів збільшується майже лінійно до кінця липня, коли досягається кінцева висота (Meyer, Schmid, 1999). Кількість листків на стеблі сильно корелює з висотою пагонів.

У статті (Weber, Schmid, 1998) відмічено, що суцвіття формуються з червня. Цвітіння може розпочатися вже наприкінці липня, але фенологія рослини значно варіює як в межах, так і між популяціями. Пік цвітіння

припадає на середину серпня – кінець вересня та може тривати до жовтня. Невеликі насіння виробляються у великій кількості (Weber, 2000). Насіння легко поширюється вітром, але лише у суху погоду. Вони залишаються на стеблі, якщо воно вологе, і поширення насіння може відбуватися взимку (Meyer, Schmid, 1999b). Кореневища дають пагони навесні наступного року, а основний період росту кореневищ припадає на кінець літа та осінь (Weber, 2000).

Дослідження показують, що *S. canadensis* демонструє високу екологічну пластичність і здатність до морфологічної адаптації у відповідь на стресові фактори, зокрема пошкодження травоядними комахами. Встановлено, що при інтенсивному фітофагному тиску рослини формують тонкі, менш міцні стебла, зменшують площу листової пластинки та загальний розмір надземної частини, що узгоджується зі стратегією уникнення подальшого пошкодження (Kleunen et al., 2004). Такі зміни інтерпретуються як адаптивні, оскільки дозволяють рослині перерозподіляти ресурси у напрямку підземних органів або репродуктивних структур, забезпечуючи виживання популяції навіть за умов часткової дефоліації.

Окремі реакції рослини на стрес пов'язані з гормональною регуляцією, зокрема дією цитокінінів. У тканинах стебел *S. canadensis* ідентифіковано чотири основні цитокініни – зеатин, рибозид зеатину, ізопентеніладенін та ізопентеніладенозин, що відіграють ключову роль у регуляції клітинного поділу та диференціації. Їхній рівень особливо підвищується у місцях утворення галлів – специфічних патологічних наростів, які формуються після атаки фітофага *Eurosta solidaginis* (Mapes, Davies, 2001).

Процес галлоутворення – це складний біохімічний механізм, у якому комах фактично «перепрограмує» клітини рослини, стимулюючи локальне збільшення концентрації регуляторних гормонів. Підвищення рівня цитокінінів призводить до прискореного ділення клітин, що забезпечує формування захисної структури, яка стає середовищем існування личинки шкідника. Таким чином, рослина демонструє одночасно стресову реакцію та

компенсаторну здатність, що є характерним для інвазійних видів із високим адаптивним потенціалом.

У сукупності ці механізми свідчать про те, що *S. canadensis* має розвинену систему морфофізіологічних відповідей, яка дозволяє їй ефективно витримувати біотичні стреси та навіть використовувати їх для посилення конкурентної переваги в угрупованні. Подібні адаптивні властивості значною мірою пояснюють успішність поширення цього виду на інвазійних територіях.

Успіх інвазії цього виду може частково пояснюватися його здатністю виробляти алелопатичні сполуки та їхнім впливом на місцеву рослинність, хоча деякі місцеві рослини можуть зростати поряд із цим видом (Sun et al., 2006; Abhilasha et al., 2008).

У первинному ареалі (у Північній Америці) *S. canadensis* іноді домінує або є співдомінантом у порушених підлісках лісів (Werner et al., 1980).

Спостерігали, як бджоли відвідували квіти *S. canadensis* і *S. virga-aurea* в двох місцях у Тіролі, Австрія, в 1979 році; загалом зареєстровано 8563 бджоли, що належать до 181 виду. Відвідування квітів аналізувалося залежно від часу доби, температури, відносної вологості та дати в період цвітіння. Спостереження за міченими бджолами, переважно *Apis mellifera*, показали високу сталість до певних рослин. На обох видах основними запилювачами були медоносні бджоли, але вони віддавали перевагу *S. canadensis*, яка пропонує більше нектару та пилку, ніж *S. virga-aurea* (Schuler, 1982Mell). Широкий природний географічний ареал *S. canadensis* у Північній Америці та вторинний ареал у Європі свідчать про широку кліматичну толерантність і велику ймовірність екологічної диференціації. *S. canadensis* може витримувати досить широкий діапазон умов родючості та текстури ґрунту (Werner et al., 1980). На полях, які експериментально удобрювали, продуктивність *S. canadensis* більша ніж подвоїлася в наступному році після обробки, що є значно більшим порівняно з багатьма іншими видами (Mellinger, McNaughton, 1975).

У природному ареалі Північній Америці *S. canadensis*, очевидно, вибірково поїдається білохвостим оленем (*Odocoileus virginianus*) (Werner et al., 1980). У деяких частинах США його оцінюють як прийнятний або задовільний за смаковими якостями для великої рогатої худоби, овець та коней (Poray & Parker, 2022).

Спеціалізовані північноамериканські травоядні та патогени відсутні в Європі. Деякі універсальні комахи споживають *S. canadensis*, але їхній вплив на *S. altissima* незначний. Це, можливо, є однією з ключових причин інвазивності видів *Solidago*. Фауна фітофагових комах на європейському *S. canadensis* була вивчена в Швейцарії впродовж 1992-93 років, і виявлено, що 18 з 55 фітофагових комах харчуються *S. canadensis*; специфічність решти 37 не була визначена. Комахи, які розширили свій діапазон господарів для харчування *S. canadensis* після його введення до Швейцарії, майже виключно є опортуністичними, неспеціалізованими ектофагами, які не тісно прив'язані до циклу росту *S. canadensis*. Лише 4 % комах були спеціалістами, а 9 % були ентофагами.

Кілька травоядних комах атакують *S. canadensis* (включаючи *var. scabra*) у США: муха, що утворює галли, *Eurosta solidaginis*, молі гали *Solidago Gnorimoschema gallaesolidaginis* і личинки *Trirhabda virgata* (Pilson, Rauscher, 1995; Uriarte, 2000; Abrahamson, Heinrich, 2002; Nason et al., 2002). Хризомелідний жук *Microrhopala vittata* спеціалізується на *S. canadensis var. scabra* (Carson, Root, 2000).

S. canadensis рідко є бур'яном однорічних культур, але були зафіксовані випадки значних втрат урожаю пшениці в Китаї (Gu et al., 2006). Він також може бути альтернативним господарем для комах, які можуть бути переносниками патогенів культурних рослин. Однак кількісних досліджень економічного впливу немає. Отруєння коней спричинено великою кількістю *S. canadensis* у кормовому сіні в Німеччині (Chizzola, Brandstätter, 2006).

S. canadensis проявляє алелопатичні властивості, оскільки водні екстракти з листя і кореневищ впливають на проростання насіння і ріст

коріння редиски і салату (Butcko, Jensen, 2002). Великі площі, заражені *S. canadensis*, часто є результатом невідповідного управління землею, що дозволяє цій рослині закріплюватися та витіснити місцеві рослини, що призводить до значних змін, негативно впливаючи як на флору, так і на фауну, до точки, коли характерні види можуть повністю зникнути. Домінування цього бур'яну може бути підсилене алелопатією (Sun et al., 2006; Wang et al., 2006). Монокультурні спільноти *S. canadensis* уніфікують ландшафт, особливо це спостерігається в Європі. У Словенії багатство рослинних видів, а також багатство видів, чисельність і різноманіття видів метеликів були нижчими на ділянках, домінованих *S. canadensis* (Groot et al., 2007). Вплив *S. canadensis* у Китаї розглянуто Lu et al. (2006), і існують серйозні занепокоєння щодо його поширення.

Науковці (Moron et al., 2009) встановили, що інвазія *S. canadensis* у Польщі негативно впливає як на видове різноманіття рослин, так і на показники проективного покриття. Особливо тривожним є те, що на затоплюваних луках, де поширився золотушник, спостерігалось суттєве зниження чисельності, видового багатства та загального різноманіття запилювачів, зокрема диких бджіл, сирфід (мух-журчалок) та метеликів.

Отримані результати свідчать про значну загрозу інвазії для ентомофауни, яка є критично важливою для підтримання екосистемних функцій. У цьому контексті автори наголосили на необхідності посилення охорони популяцій запилювачів та координації міжнародних зусиль з метою стримування подальшого поширення золотушника в Європі.

Незважаючи на те, що види *Solidago* підозрюються у викликанні сінного вітряку лише винятково, в суху, дуже вітряну погоду достатня кількість пилку потрапляє в повітря, щоб впливати на чутливих осіб (Weber, 2011).

Авторами (Weber, 2001; Meyer & Schmid, 1991; Coladonata, 1993; Popay & Parker, 2022) наводяться фактори ризику та впливу *S. canadensis*:

- ✓ невідновлюваність;
- ✓ проникає за межі своєї природної зони;

- ✓ має широку природну зону поширення;
- ✓ дуже пристосований до різних середовищ;
- ✓ витримує культивування, випас, втручання, пожежі тощо;
- ✓ з'являється першим в порушених середовищах;
- ✓ добре вживається з людьми;
- ✓ довговічний;
- ✓ швидкоростучий;
- ✓ має високий репродуктивний потенціал;
- ✓ має специфічні органи розповсюдження, які можуть залишатися

життєздатними протягом більше ніж один рік;

- ✓ розмножується безстатево;
- ✓ має високу генетичну змінливість.

Наслідки впливу:

- ✓ зміна трофічного рівня;
- ✓ зміна екосистеми / зміна середовища;
- ✓ модифікація режиму поживних речовин;
- ✓ модифікація успішних партнерів;
- ✓ формування монокультури;
- ✓ негативний вплив на сільське господарство; лісове господарство,

здоров'я тварин і людини;

- ✓ зменшення естетичної цінності;
- ✓ зменшення місцевого біорізноманіття;
- ✓ загроза або втрата місцевих видів.

Ймовірність введення / контролю:

- ✓ висока ймовірність міжнародного транспортування свідомого;
- ✓ складно виявити / виявити як забруднювач товарів/ дорого

контролювати.

S. canadensis – лікарська рослина. Екстракти, отримані з висушених пагонів, зібраних на початку фази цвітіння, вже протягом століть використовуються в європейській фітотерапії як урологічний,

протизапальний та спазмолітичний засіб (Apari et al., 2003). Етилацетатний екстракт з коренів *S. canadensis* завадив росту клітин людського аденокарциноми шлунка МК-1 in vitro, і сполука, цис-дегідроматрикарієвий естер, відомий своєю здатністю гальмувати ріст рослин рису, був виокремлений як активний компонент. Гальмування було трохи сильніше у відношенні до трьох типів пухлинних клітин, ніж до здорових клітин (Matsunaga et al., 1990).

Дослідження в Угорщині показали, що ацетонові екстракти *S. canadensis* можуть мати корисні алелопатичні ефекти на інші бур'яни. Сирий ацетоновий екстракт, походження якого від рослин, був придатний для прямого застосування як засіб боротьби з бур'янами, коли використовувався у порівняно великих кількостях (50–200 мл / 12,5 м²). Ці екстракти залишалися в ґрунті менше 2 місяців (Solymosi, 1994).

S. canadensis широко вирощується в Європі як декоративна культура, а також використовується як медоносна рослина. У північно-східній частині Хорватії цей вид і досі високо цінується бджолярами завдяки тривалому періоду цвітіння та значній нектаропродуктивності (Stefanic et al., 2003).

У літературі відмічаються різні форми контролю за поширенням виду. Існують кілька механічних методів контролю за популяціями *S. canadensis*. Один з ефективних методів проти видів *Solidago* полягає у дворазовому косінні на рік (у травні та серпні) протягом кількох років або обробці під час літа в суху погоду. Після косіння посів суміші трав/багаторічних рослин може контролювати зростання популяцій *S. canadensis*, що призводить до значного зменшення щільності пагонів (Voser-Huber, 1983). Після п'яти років щорічного косіння покрив *S. altissima* склав лише 12 %, порівняно з 41 % в необроблених квадратах в Швейцарії, і застосування добрив схильні до зменшення покриву *S. altissima* в необроблених квадратах (Joshi, Matthies, 1996).

Біологічний контроль розглядається як один із потенційно ефективних методів управління поширенням *S. canadensis*. В Європі тиск фітофагів на

інвазійні популяції *S. canadensis* залишається низьким. Слимаки та дрібні гризуни лише епізодично пошкоджують листки й стебла, тому їхній вплив на контролювання поширення рослини є мінімальним (NOBANIS, 2000–2025).

За даними досліджень у Швейцарії, на *S. canadensis* живляться лише 18 видів фітофагних комах, що значно менше порівняно з природним ареалом, де кількість спеціалізованих травоядів у кілька разів вища (Weber, 2000). Обмежена різноманітність природних ворогів у Європі є однією з причин високого інвазійного успіху цього виду та ускладнює реалізацію заходів біологічного контролю. Лише вісім видів комах розглядалися як можливі агенти біологічного контролю *Solidago* spp. *Eurosta* sp. атакує корені, дві комахи-листоїди (*Ophraella sexvittata* та *Sparganothis distincta*), два мінери листя (*Agromyzidae* sp. та *Cremastobombycia solidaginis*), листоїд *Asteromyia carbonifera* та *Schizomyia racemicola* та *Schinia nundina*, які атакують квіти та насіння.

Науковці вивчали вплив гербіцидів на *S. Canadensis*. Проростаючі сходи та молоді рослини чутливі до ґрунтових гербіцидів, але пізніше, під час вегетативного періоду, вони стають неефективними. На висоті 10–15 см гліфосат та кілька контактних гербіцидів, таких як 2,4-Д та піклорам, підходять для контролю над *S. altissima* (Weber, 2003).

Відмічено, що ефективність гербіцидів для контролю над *S. canadensis* залежить від стадії росту бур'яну та місця застосування. Для молодих рослин ефективні ґрунтові гербіциди, тоді як для старших (10–15 см) необхідні гліфосат, 2,4-Д, піклорам та інші системні/контактні препарати (зокрема, похідні сульфонілсечовини та імідазолінони на некорисній землі), причому в сільськогосподарських культурах (наприклад, пшениці) слід використовувати селективні суміші, як-от флуроксипір + метсульфурон.

Отже, *S. canadensis* характеризується високою екологічною пластичністю, значною продуктивністю біомаси та здатністю швидко формувати щільні монодомінантні угруповання в різних типах антропогенно-трансформованих екосистем. Сукупність біологічних особливостей виду,

зокрема інтенсивне вегетативне й генеративне розмноження та толерантність до широкого спектра екологічних умов, зумовлює його високий інвазійний потенціал і суттєвий вплив на структуру та функціонування місцевих фітоценозів.

1.2. Поширення *Solidago canadensis* L.

S. canadensis походить з Північної Америки (рис. 1.2), де його природний ареал охоплює Канаду та значну частину Сполучених Штатів Америки. У природних екосистемах цього регіону він зростає на луках, узліссях, берегах річок та порушених ділянках, не демонструючи виражених інвазійних властивостей завдяки наявності природних механізмів біотичного контролю (Токарюк та ін., 2018).

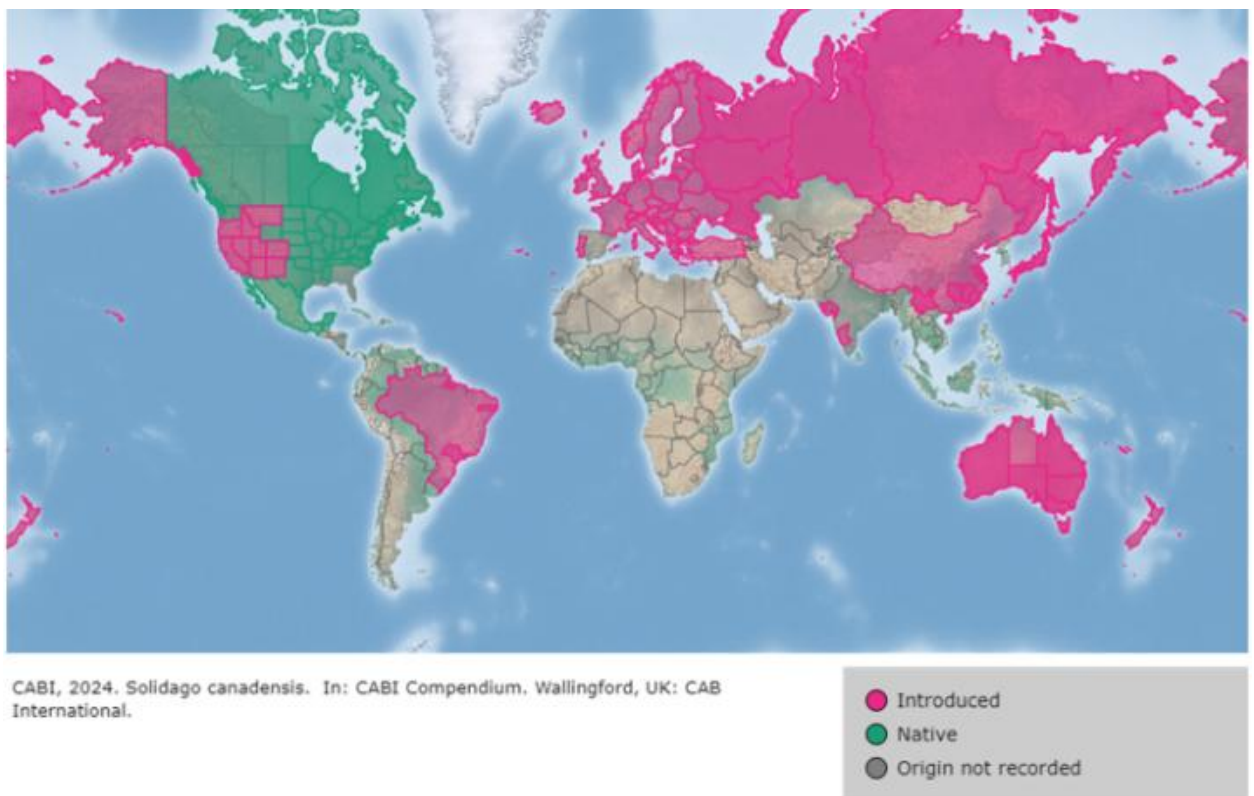


Рис. 1.2. Ареал *S. canadensis* Джерело: <https://www.mdpi.com/2223-7747/13/13/1745>

Починаючи з XVII століття вид активно поширюється за межі свого первинного ареалу. До Європи завезений у 1645 році, переважно як декоративна й медоносна культура. Упродовж наступних століть він успішно

натуралізувався і нині входить до переліку найпоширеніших інвазійних видів на території Європи (Бурда та ін., 2015).

На території України вид офіційно введений у культуру у 1945 році Національним ботанічним садом імені М.М. Гришка НАН України, після чого почав активно поширюватися у природних та напівприродних екосистемах (Бурда та ін., 2015). Сьогодні вид масово зустрічається в Поліссі, Лісостепу, Передкарпатті та на Закарпатті, колонізуючи як порушені, так і відносно стабільні природні біотопи (рис. 1.3).

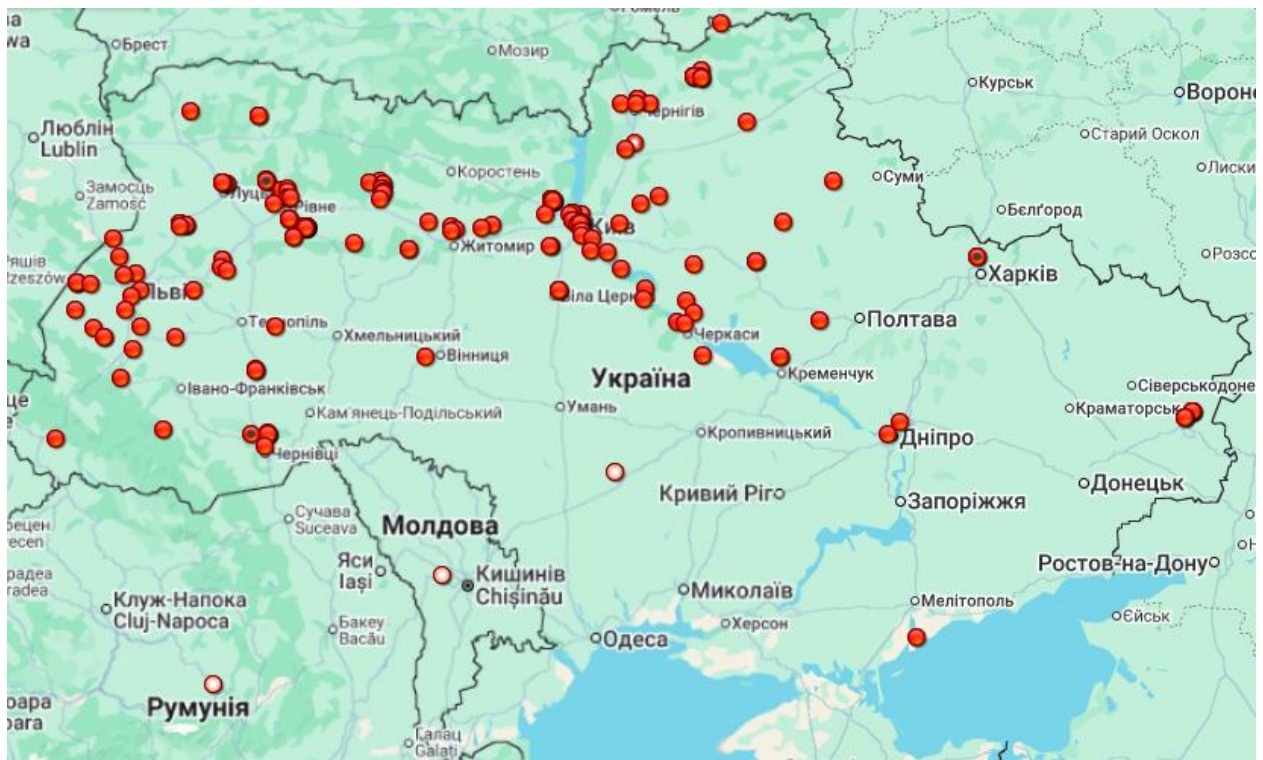


Рис. 1.3. Поширення *S. canadensis* на території України за даними UkrBIN Джерело: <https://ukrbin.com/index.php?id=131997&action=map&lang=2>

На території Чернівецької області поширення *S. canadensis* має давню історію. Перша відома згадка про вид датується 1913 роком, коли його зафіксували в околицях с. Луковиця (колишній Глибоцький район). У місті Чернівці вперше зареєстрований у 1945 році на території ботанічного саду Чернівецького національного університету (Інвазійні..., 2018). Надалі вид стрімко поширився долинами річок, на луках, узліссях, перелогах та урбанізованих територіях.

Сучасне поширення *S. canadensis* у регіоні зумовлене високою насіннєвою продуктивністю, здатністю до вегетативного розмноження, алелопатичною активністю та толерантністю до широкого спектра абіотичних умов. У Чернівецькій області вид утворює щільні моnodомінантні ценози, активно витісняючи аборигенні види та змінюючи структуру природних рослинних угруповань.

Таким чином, *S. canadensis* демонструє значну екологічну пластичність, що сприяє його швидкому поширенню в Європі та Україні. Поєднання антропогенних чинників, глобальної зміни клімату та зростання кількості порушених територій лише підсилює інвазійний потенціал виду, роблячи його одним із найбільш небезпечних для природних біотопів регіону.

1.3. Типи екотопів чутливі до інвазії *Solidago canadensis* L.

Аналіз екологічних умов, за яких поширюються види роду *Solidago*, свідчить, що найбільш чутливими до інвазії *S. canadensis* – це порушені, фрагментовані та антропогенно-трансформовані території. На таких ділянках вид формує стабільні та агресивні популяції, поступово витісняючи місцеві види рослин (Tokarska-Guzik, 2005; Лисенко та ін., 2019; Weber, 2003).

За результатами літературного огляду нами складено таблицю найбільш уразливіших екотопів для *S. canadensis* (табл. 1.1).

Науковці виділяють різні чинники, що визначають уразливість біотопів.

- Знижений конкурентний тиск з боку місцевої флори внаслідок порушення ґрунту, зміни гідрологічних умов та відсутності догляду (Hejda et al., 2009; Weber, 2003).

- Наявність вільних екологічних ніш, які швидко займаються інвазійними видами завдяки інтенсивному росту та вегетативному розмноженню (Elton, 1958; Tokarska-Guzik, 2005).

- Регулярні механічні чи хімічні впливи, що придушують аборигенну рослинність, але не зменшують життєздатність *S. canadensis* (Werner et al., 1980; Sudnik-Wójcikowska, 2011).

• Висока доступність ресурсів (світло, простір, поживні речовини), які золотушник ефективно використовує для домінування в угрупованнях (Middelboe & Binzer, 2004; Ellenberg, 2009).

Таблиця 1.1

Найбільш уразливі екотопи для *S. canadensis*

№ за/п	Біотопи	Характеристика	Джерело
1	Занедбані або не використовувані сільськогосподарські землі	Поля після припинення обробітку, перелоги та пасовища, де відсутній регулярний агротехнічний вплив. Вид швидко закріплюється завдяки відкритому ґрунту та низькій конкуренції	Werner et al., 1980; Burda, 2012
2	Території непрацюючих або частково функціонуючих промислових об'єктів	Покинуті підприємства, складські зони та інші промислові локації характеризуються порушенням ґрунтовим покривом і значною кількістю вільних екологічних ніш	Chmura, Gucwa-Przepióra, 2012; Tokarska-Guzik, 2005
3	Узбіччя автомобільних доріг та залізничних колій	Лінійні інфраструктурні об'єкти є важливими коридорами поширення інвазійних видів. Часті механічні впливи (косіння, дорожні роботи) сприяють розселенню вида	Weber, 2003; Ellenberg, 2009
4	Сміттєзвалища, території стихійного накопичення відходів	Такі ділянки мають високий рівень порушення та збільшену доступність ресурсів (світло, простір), що створює оптимальні умови для інвазії	Лисенко та ін., 2019; Hejda et al., 2009
5	Покинуті та недоглянуті території у межах приватної та громадської забудови	Присадибні ділянки, пустирі та невикористовувані території в межах населених пунктів часто стають осередками інвазійних популяцій	Sudnik-Wójcikowska, Galera, 2011; Tokarska-Guzik, 2005
6	Лісові зруби та узлісся	Локації після рубок мають високий рівень освітленості та знижену конкуренцію з боку місцевих видів, що полегшує укорінення виду	Meiners, 2007; Hejda et al., 2009
7	Меліоровані, деградовані та висихаючі болота	Зміна водного режиму порушує природну структуру рослинності, а оголені ґрунти стають доступними для колонізації видом	Klimkowska et al., 2010; Burda, 2012

Отже, найбільш уразливими до інвазії *S. canadensis* є біотопи з високим рівнем антропогенного порушення та відкритим ґрунтовим покривом, зокрема занедбані сільськогосподарські землі, промислові території, узбіччя

транспортної інфраструктури й сміттєзвалища. Такі середовища характеризуються зниженою конкуренцією з боку аборигенних видів і наявністю вільних екологічних ніш, що створює оптимальні умови для швидкого закріплення та поширення виду.

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1. Матеріал дослідження

Матеріал дослідження – інвазійний вид золотушник канадський (*Solidago canadensis* L., рис. 2.1.). Це бур'ян, який зустрічається на вигонах, осушених болотах, пустирях, лісових галявинах і вирубках. Трав'янистий

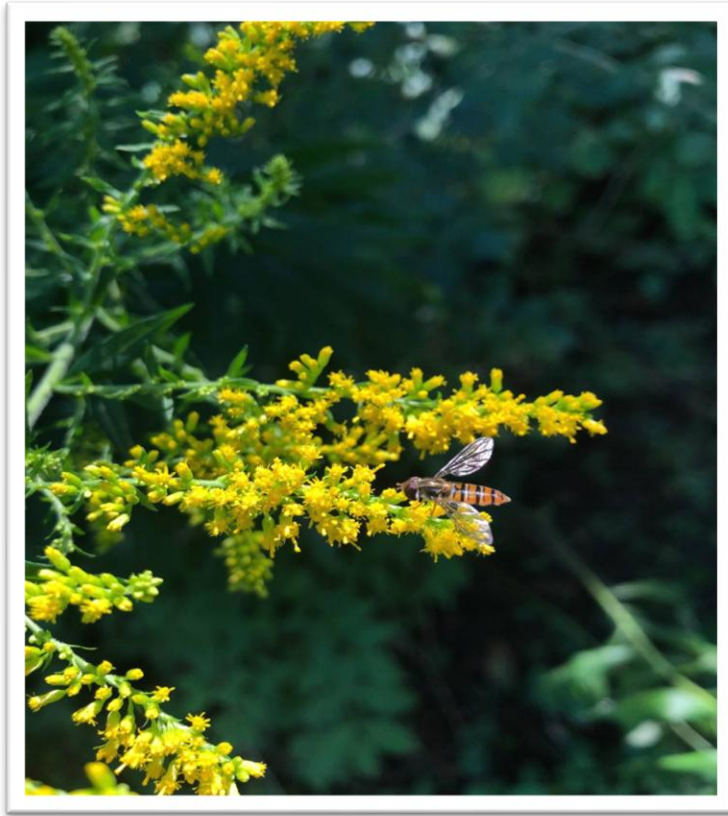


Рис. 2.1. *Solidago canadensis* L., фото
Подюк Н.

багаторічник із
кореневищами, представник
родини Айстрові (Asteraceae).
Територія дослідження м.
Чернівці. Рід Золотушник
(*Solidago*) належить до родини
Складноцвітні (Айстрові,
Asteraceae) і включає близько
100 видів, природний ареал
яких охоплює переважно
Північну Америку (Semple,
Cook, 2006). Близько 30 видів
також трапляються в Євразії
та Південній Америці (Weber,
2000).

У декоративному рослинництві вирощують понад 20 видів і сортів роду *Solidago*, багато з яких мають високий інвазійний потенціал і здатні виходити за межі місць культивування, швидко натуралізуючись та утворюючи щільні моновидні зарості (Weber, Jakobs, 2005). Серед них найбільш агресивними в Європі визнано золотушник канадський (*Solidago canadensis*), золотушник гігантський (*S. gigantea*) та низку гібридних форм, що об'єднані під умовним таксоном *Solidago* × *hybrida* (Szymura, Szymura, 2013).

Упродовж процесу натуралізації та інвазійного поширення зазначені види зазнали низки морфологічних і екологічних змін, що ускладнило їхнє видове розмежування. У сучасних таксономічних оглядах європейської

флори *S. canadensis* і споріднені популяції часто об'єднують у збірний таксон *S. altissima*, який розглядається як синонім до *S. canadensis* у європейських екотопах (Schlaepfer et al., 2010). Деякі автори навіть пропонують виділяти антропогенно модифіковані популяції в окремий вид – *S. anthropogena* (Tokar, Kliment, 2015), що підкреслює складність сучасної систематики групи.

2.2. Методи дослідження

Для оцінки впливу інвазії *S. canadensis* на природні біотопи регіону нами застосовано польовий експериментальний підхід відповідно до методики, запропонованої Дідухом Я.П. (2024). Дослідження проводилися у місті Чернівці на двох локаціях: у парку Шиллера та у парку Жовтневий. Схема експерименту представлена на рис. 2.2. У кожному парку обирали три контрольні і три дослідні ділянки площею 1м².

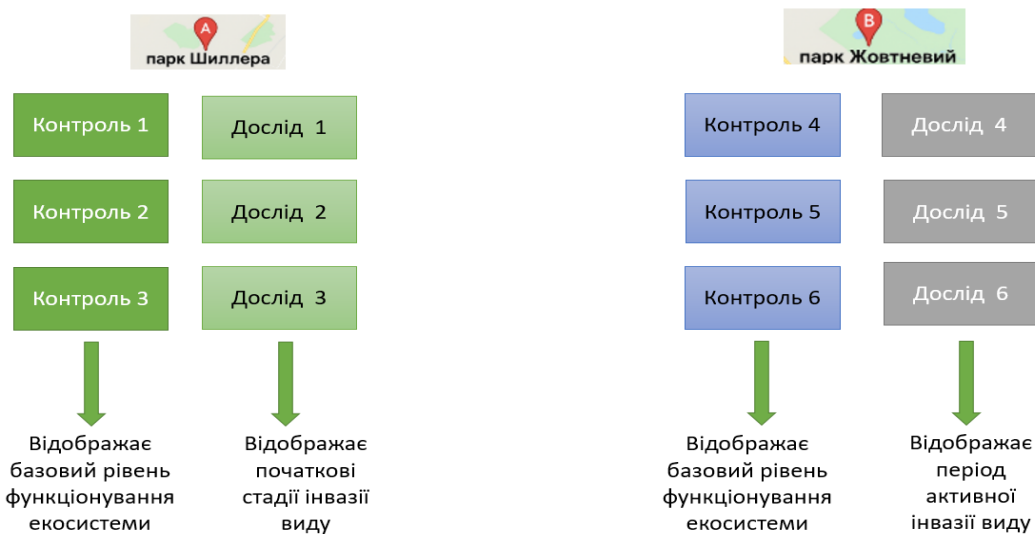


Рис. 2.2. Схема експерименту

Контрольні ділянки (контроль 1–3 у парку Шиллера та контроль 4–6 у парку Жовтневого) відображали базовий рівень функціонування екосистем без проявів інвазії. Дослідні ділянки (дослід 1–3 у парку Шиллера) слугували моделлю початкової стадії інвазії (зростання поодиноких рослин *S. canadensis* у фітоценозі парку Шиллера), а (дослід 4–6 у парку Жовтневого) – слугував моделлю активної фази інвазії виду (суцільні зарості).



Рис. 2.3. Дослідні ділянки: А – поодинокі рослини *S.canadensis* (парк Шиллера), В – суцільні зарості *S. canadensis* (парк Жовтневий)

Для кожної ділянки визначали: видовий склад, проективне покриття кожного виду, середню висоту рослин, а також показники, які б відображали наслідки інвазії *S. canadensis*. Для цього використали підхід описаний Дідухом Я.П. (Методика..., 2024), що передбачає визначення кількісних співвідношень основних складових компонентів (блоків) екосистем (рис. 2.4).

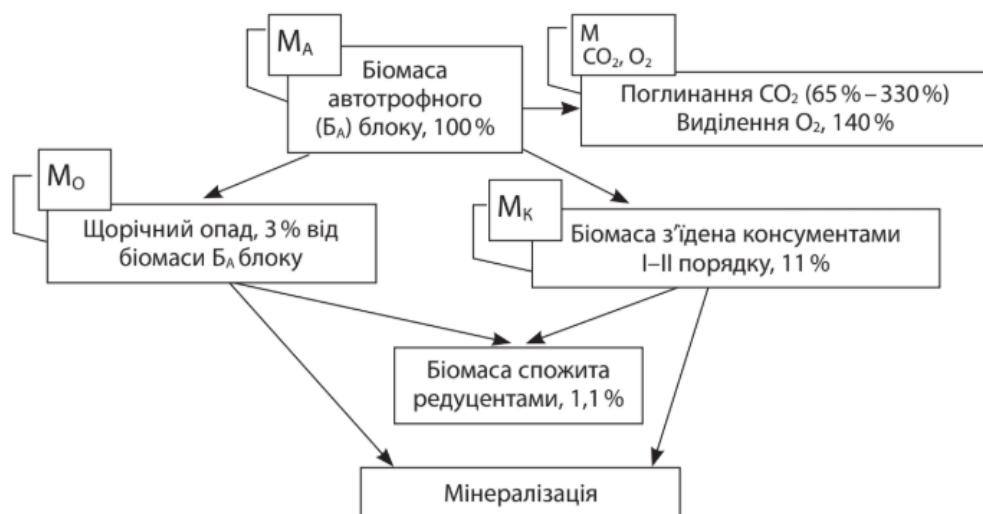


Рис. 2.4. Співвідношення між показниками основних функціональних елементів екосистеми (за Методика..., 2024)

Визначали вихід сухої речовини (т/га) автотрофного блоку за формулою:

$$M_A = M_m = M_{nm} + M_{nt}$$

Біомасу опаду (т/га), визначали за формулою:

$$M_O = \frac{M_m \times 70}{100} = 0,7M_m$$

Біомасу (т/га), яку втратили через блок консументів визначали за формулою:

$$M_K = \frac{M_{\text{пр}} \times 10}{100} = 0,10M_{\text{пр}}$$

Кліматорегулюючу роль екосистеми вивчали за співвідношенням показників O_2 та CO_2 . Масу виділеного вуглекислого газу в процесі дихання визначали за формулою (т/га):

$$M_{CO_2} = \frac{M_m \times 70}{100} = 0,7M_m$$

Масу кисню (т/га), визначали за формулою:

$$M_{O_2} = \frac{M_{\text{пр}} \times 132}{100} \times t = 1,32 \times M_{\text{пр}}$$

Загальну біомасу екосистеми (т/га), визначали за формулою:

$$M_{3E} = M_A + M_O + M_K + M_{CO_2} + M_{O_2}$$

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

3.1. Вплив *Solidago canadensis* L. на видове різноманіття

Поширення *S. canadensis* супроводжується істотним зниженням видового різноманіття місцевих рослинних угруповань унаслідок формування щільних монодомінантних заростей і витіснення аборигенних видів. Дослідження свідчать, що інвазія золотушника призводить до зменшення видового багатства та вирівнювання фітоценотичної структури, особливо на порушених і напівприродних територіях (Hejda et al., 2009; Tokarska-Guzik et al., 2012). Конкурентна перевага виду зумовлена його високою продуктивністю, ефективним використанням ресурсів і алелопатичним впливом на інші рослини (Weber, 2003; Abhilasha et al., 2008). У довгостроковій перспективі це може призводити до спрощення трофічних зв'язків і зниження екосистемної стійкості угруповань (Vilà et al., 2011).

Нами досліджено видовий склад аборигенних рослин у контрольних та дослідних ділянках (табл. 3.1). Усього на дослідних ділянках ідентифіковано у парку Шиллера – 10 видів, а у Жовтневому – 6 видів.

Аналіз даних свідчить, що за умови високого проективного покриття *S. canadensis* (Д4–Д6 у парку Жовтневому) спостерігається різке зниження видового різноманіття, яке обмежується 3–4 видами (майже у два рази). Домінування золотушника (до 90 %) супроводжується витісненням різнотрав'я та злаків, що призводить до спрощення фітоценотичної структури угруповань. Натомість на контрольних ділянках і на ділянках з поодиноким присутністю виду (парк Шиллера, Д1–Д3) відзначається більше видове багатство та рівномірніший розподіл покриття між видами. Отримані результати підтверджують виражений негативний вплив *S. canadensis* на різноманіття трав'яного покриву паркових екосистем.

Проективне покриття рослинного покриву в досліджених парках характеризується чіткою диференціацією між контрольними та дослідними ділянками. На контрольних ділянках (К1–К6) переважають злаки (*Poaceae*), проективне покриття яких поступово зростає від 20 до 90 %, формуючи

відносно стабільний і різноманітний травостій з участю різнотрав'я. На дослідних ділянках з поодиноким присутністю *Solidago canadensis* (Д1–Д3) його проективне покриття не перевищує 4–15 % і не має суттєвого впливу на загальну структуру угруповань. Водночас на ділянках із суцільними заростями золотушника (Д4–Д6) його проективне покриття сягає 90 %, що супроводжується різким зниженням покриття інших видів і формуванням монодомінантного фітоценозу. На дослідних ділянках не зустрічалися *Centaurea scabiosa* L., *Agrimonia eupatoria* L., які на контрольних ділянках мали високу частку проективного покриття.

Таблиця 3.1.

Проективне покриття видів у досліджених парках

Назва виду/роду	Парк Шиллера						Парк Жовтневий					
	К1	Д1	К2	Д2	К3	Д3	К4	Д4	К5	Д5	К6	Д6
Злаки (<i>Poaceae</i>)	20	20	60	25	60	8	80	30	90	30	85	20
Золотушник канадський (<i>Solidago canadensis</i> L.)	-	15	-	5	-	4	-	90	-	90	-	90
Кропива дводомна (<i>Urtica dioica</i> L.)	3	-	3	10	< 1	-	-	-	-	-	-	-
Глуха кропива (пурпурна) (<i>Lamium purpureum</i> L.)	10	15	< 1	10	1	-	-	-	-	-	-	-
Кульбаба звичайна (<i>Taraxacum officinale</i> L.)	-	-	-	-	< 1	-	-	-	-	-	-	-
Волошка шорстка (<i>Centaurea scabiosa</i> L.)	-	-	-	-	-	-	50	-	25	-	20	3
Підмаренник чіпкий (<i>Galium aparine</i> L.)	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	5
Витка гречка берізкова (<i>Polygonum convolvulus</i> L.)	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Морква дика (<i>Daucus carota</i> L.)	2	-	-	-	13	< 1	-	-	-	-	-	-
Черета трироздільна (<i>Bidens tripartita</i> L.)	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Лопух справжній (<i>Arctium lappa</i> L.)	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Жабрій пухнастий (<i>Galeopsis pubescens</i> L.)	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Спориш звичайний (<i>Polygonum aviculare</i> L.)	< 1	-	-	< 1	-	-	-	-	-	-	-	-
Герань лісова (<i>Geranium sylvaticum</i> L.)	-	-	< 1	< 1	1	< 1	-	-	-	-	-	-
Чистотіл звичайний (<i>Chelidonium majus</i> L.)	-	-	< 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Фіалка лісова (<i>Viola reichenbachiana</i> Jord. ex Boreau)	-	-	-	-	10	3	-	-	-	-	-	-
Яглиця звичайна (<i>Aegopodium podagraria</i> L.)	-	-	-	-	-	< 1	-	-	-	-	-	-
Ожина звичайна (<i>Rubus caesius</i> L.)	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-
Парило звичайне (<i>Agrimonia eupatoria</i> L.)	-	-	-	-	-	-	10	-	30	-	-	-
Пижмо звичайне (<i>Tanacetum vulgare</i> L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
Пахучка звичайна (<i>Clinopodium vulgare</i> L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-
Полин звичайний (<i>Artemisia vulgaris</i> L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
Всього видів	6	6	5	6	7	6	3	4	3	3	4	4

Аналіз проективного покриття показав, що на ділянках із суцільними заростями золотушника покриття злакових зменшувалося майже утричі, що підтверджує посилення конкурентного тиску інвазійного виду (рис. 3.1).

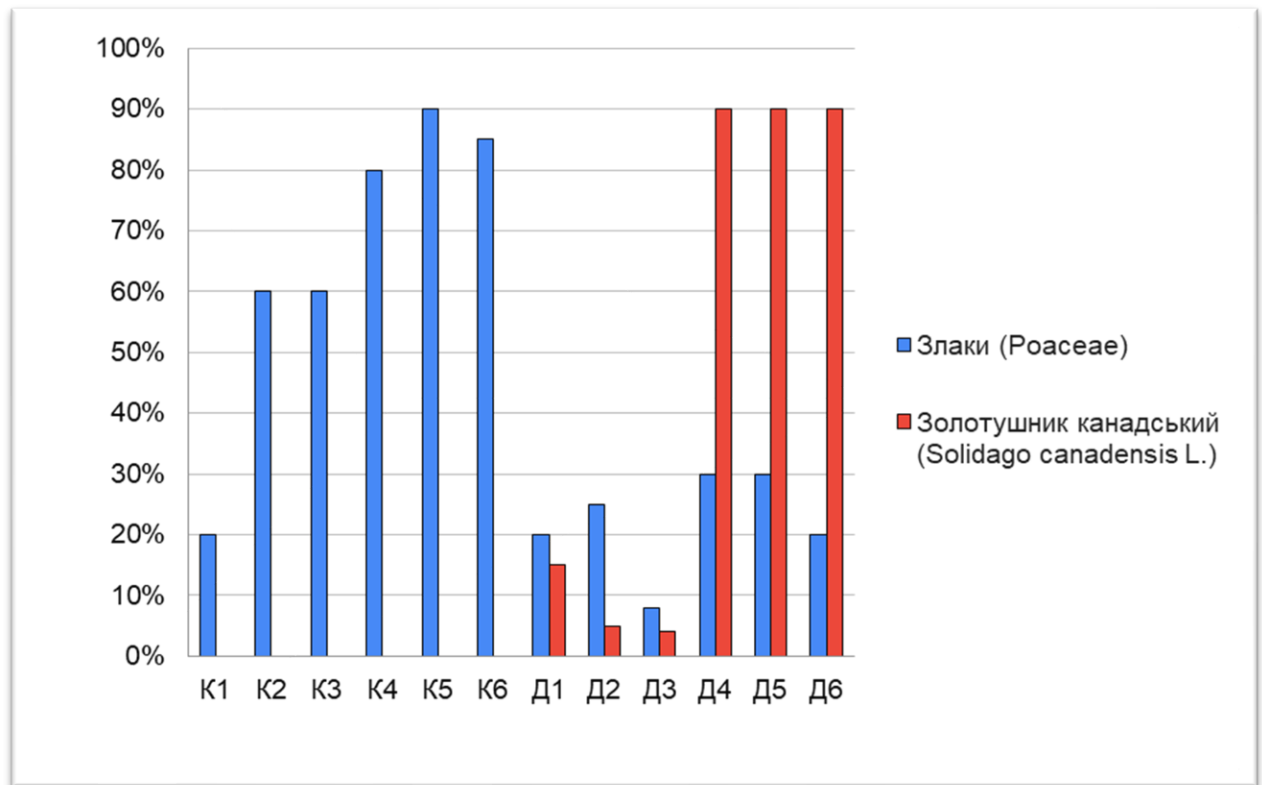


Рис. 3.1. Проективне покриття злакових та *S. canadensis*, %

Крім того, *S. canadensis* впливає на структурні показники угруповань. Частка голої землі у парку Шиллера зростала з 5–50 % у контролі, до 10–65 % у дослідних варіантах, що свідчить про деградацію трав'яного покриву (рис. 3.2). У парку Жовтневому цей показник був значно нижчим (2–5 %), що може бути пов'язано з іншими умовами зволоження та антропогенного впливу. Висота рослин також залежала від місцезростання: 40–70 см у парку Шиллера та 50–80 см у парку Жовтневому.

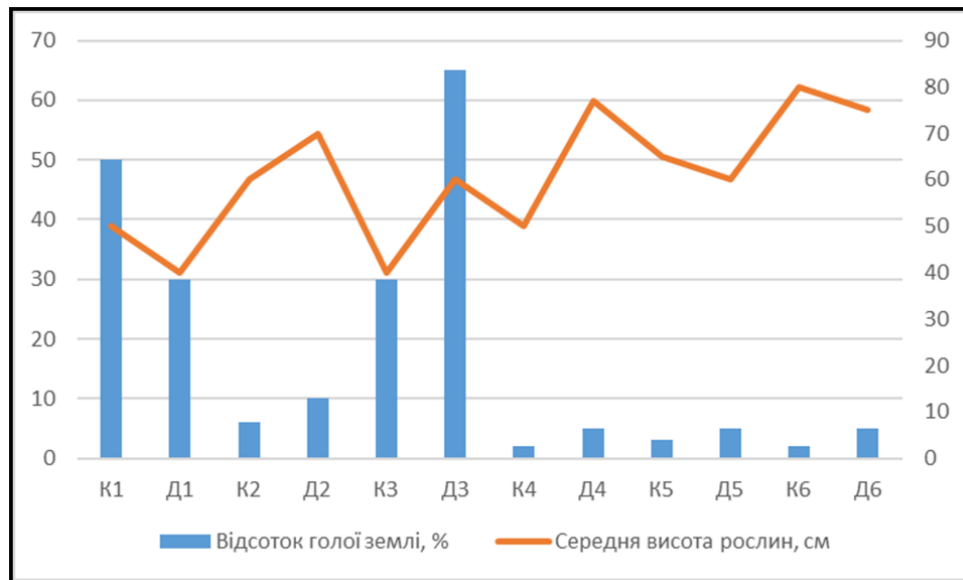


Рис. 3.2. Відсоток голої землі (% , шкала зліва) та середня висота рослин (см, шкала справа)

Отже, вплив *S. canadensis* проявляється у зменшенні видового багатства та порушенні просторової структури угруповань, що є характерними ознаками інвазійного витіснення.

3.2. Кількісні співвідношення основних складових компонентів екосистем за участі *Solidago canadensis* L.

Результати проведених досліджень свідчать, що інвазія *S. canadensis* суттєво трансформує структуру рослинних угруповань та змінює ключові екосистемні параметри. Першочергово інвазійний вид впливає на співвідношення надземної та підземної біомаси, що відображається на продукційному потенціалі екосистем (рис. 3.3).

На дослідних ділянках із присутністю золотушника у парку Шиллера біомаса надземної частини виявилась майже у 3 рази більшою, ніж на контрольних ділянках. Аналогічно, у парку Жовтневому маса рослин у дослідних варіантах зросла утричі відносно контролю. Це свідчить про те, що

основну частку продукційного потенціалу угруповання формує саме інвазійний вид, витісняючи інші компоненти флори (рис. 3.4).

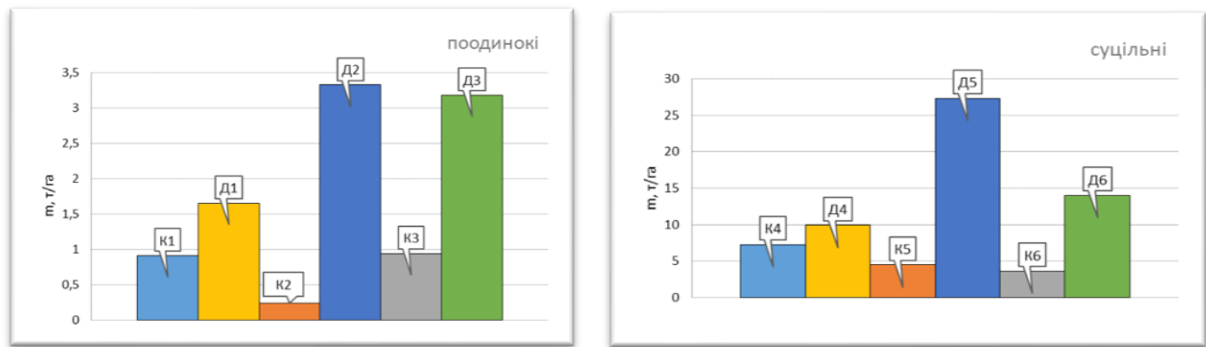


Рис. 3.4. Суха біомаса надземної та підземної частини трав'яного покриття, т/га

Статистичний аналіз (ANOVA) (рис. 3.5) підтвердив відмінності між контрольними та дослідними ділянками. Так, середня біомаса (з трьох ділянок) автотрофного блоку (M_A) у контролі (парк Шиллера) становила 0,696 т/га, тоді як у дослідних – 2,720 т/га, що становить збільшення на 291 %. Для ділянок з парку Жовтневий ці значення становили 5,12 т/га (контроль) та 17,06 т/га (суцільні зарості *S. canadensis*), відповідно зростання на 233 %.

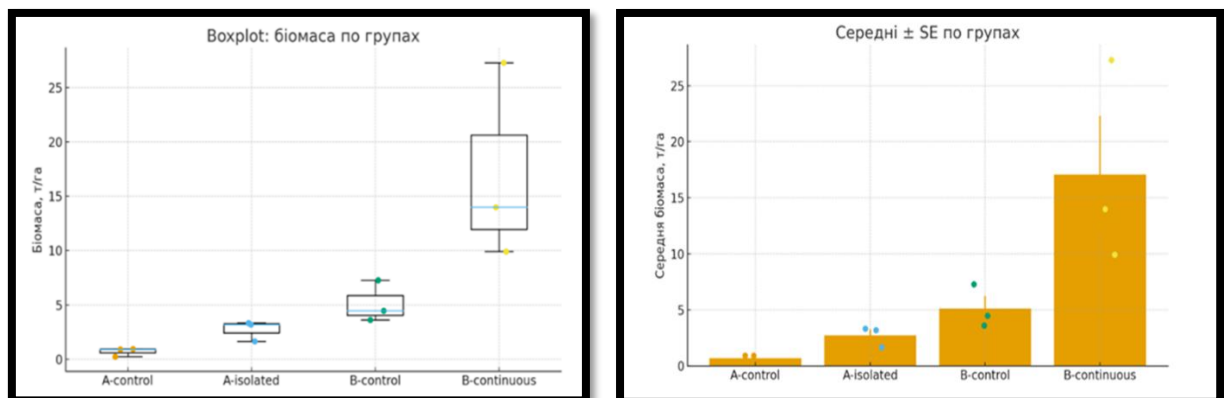


Рис. 3.5. Середня біомаса автотрофного блоку, т/га

Важливим індикатором структурних змін є опад мертвої органіки (M_o), який забезпечує трофічну базу для редуцентів. На контрольних ділянках цей показник був у 1,5–2,5 рази меншим, ніж за умов поодинокого зростання *S.*

canadensis, та у 3–4 рази меншим у випадку суцільних заростей (рис. 3.6). Це вказує на істотне збільшення внесення органіки в екосистему за рахунок швидкого приросту фітомаси золотушника.

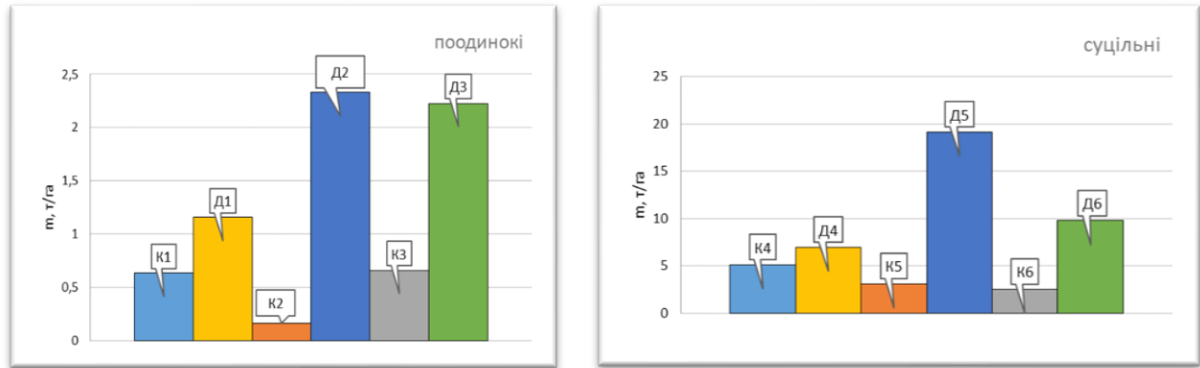


Рис. 3.6. Біомаса опаду, т/га

Такі ж закономірності відмічено і для біомаси, яку з'їдають консументи: збільшення ресурсної бази призводить до пропорційного зростання їхньої маси (рис. 3.7).

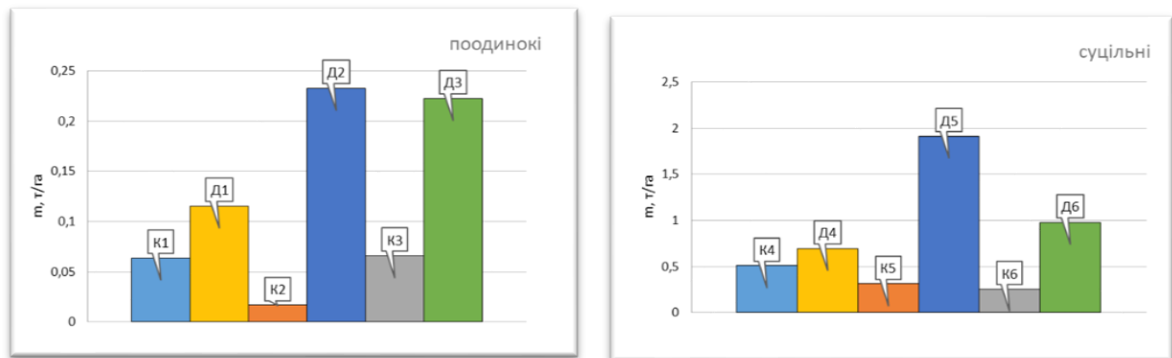
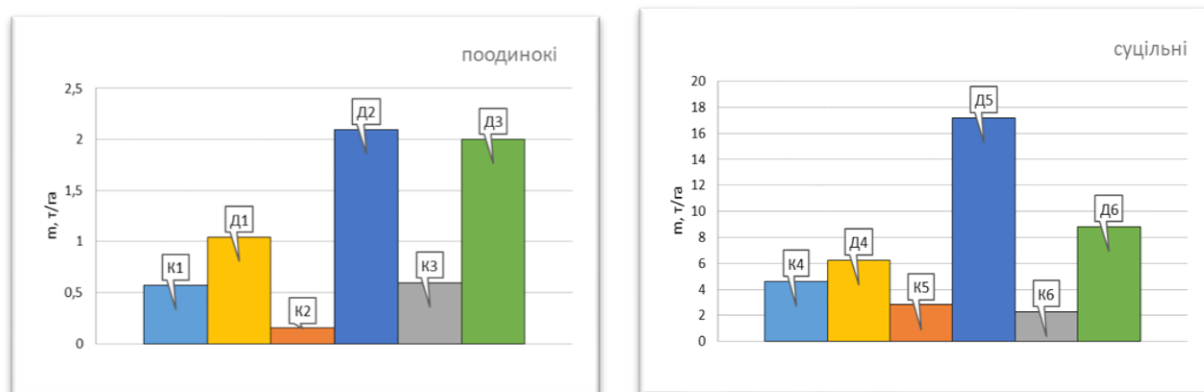
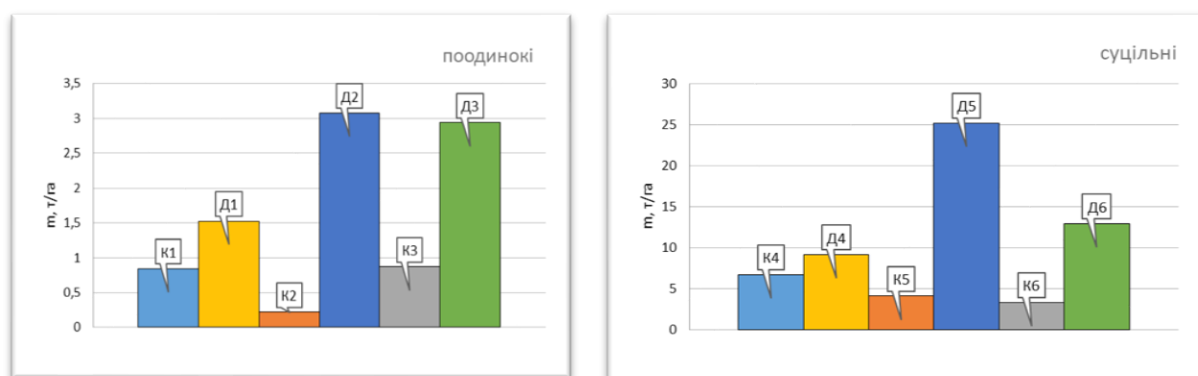


Рис. 3.7. Біомаса, з'їдена консументами, т/га

Аналіз кліматорегулюючої ролі показників екосистеми, показав прямий зв'язок із приростом фітомаси. На дослідних ділянках, де *S. canadensis* формує щільні зарості, зафіксовано вищий рівень зв'язування CO₂ та виділення O₂. Проте ці позитивні функції не компенсують загальної втрати біорізноманіття, оскільки система переходить у стан монодомінантного угруповання (рис. 3.8; рис. 3.9).

Рис. 3.8. Маса CO₂, т/гаРис. 3.9. Маса O₂, т/га

Такі ж закономірності відмічено і для маси компонентів екосистеми в цілому (рис. 3.10).

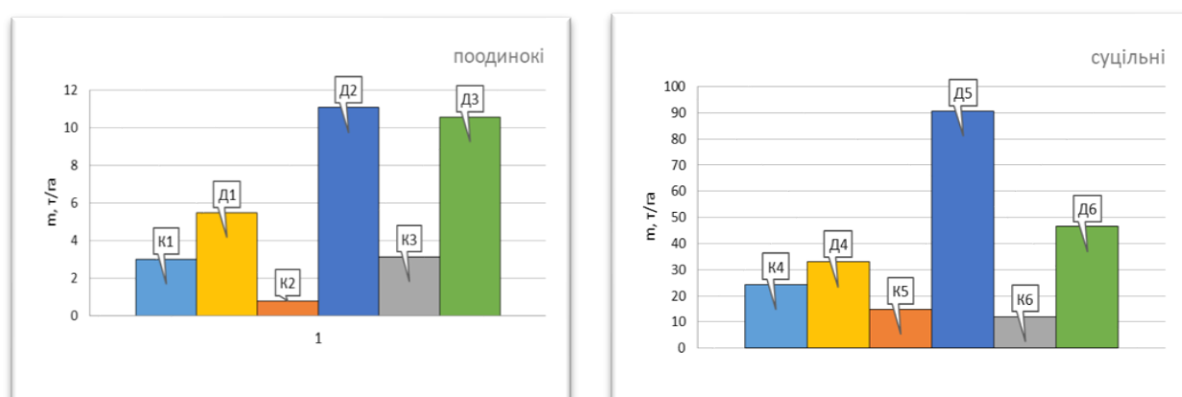


Рис. 3.10. Загальна біомаса екосистеми, т/га

Результати показують, що за умови поодинокого зростання інвазійного виду загальна біомаса всіх компонентів є відносно невисокою, що свідчить про помірний вплив виду на структуру фітоценозу та збереження ролі інших складових рослинного угруповання. Проте за умови зростання суцільних заростей спостерігається різке збільшення загальної біомаси, насамперед за рахунок домінування *S. canadensis*, що зумовлює суттєві структурні зміни в екосистемі. Формування щільних заростей супроводжується перерозподілом біомаси між компонентами угруповання, що вказує на високий інвазійний потенціал виду та його здатність істотно трансформувати функціонування рослинних екосистем.

Отже, аналіз загальної біомаси екосистем злаковників показав, що інвазія *S. canadensis* та інші порушення призводять до суттєвого підвищення або зниження біомаси залежно від типу насадження. На поодиноких ділянках спостерігається зростання біомаси порушених ділянок у порівнянні з контролем, що свідчить про інвазійний домінантний ріст *S. canadensis*. На суцільних ділянках втрати біомаси контрольних видів є значними, що відображає зміну структури екосистеми та свідчить про значне зниження енергетичного потенціалу через інвазію.

3.3. Рекомендації щодо контролю та управління інвазією для збереження стійкості екосистем

Аналіз літературних джерел показав, що прямі оцінки індивідуальної вартості контролю *S. canadensis* часто не наводиться у вигляді конкретних сум для окремих видів, оскільки витрати залежать від регіону, площі, методів (механічні, хімічні, біотехнічні) і тривалості тієї чи іншої програми. Проте автори економічних оцінок, як правило, показують, що широкомасштабне управління інвазіями є дуже витратним, особливо коли контроль не був здійснений на ранніх стадіях розповсюдження (аграрні та природоохоронні ландшафти потребують великих бюджетів для відновлення. На рівні державних або регіональних програм витрати на боротьбу з цим видом можуть досягати десятків мільйонів євро/доларів залежно від площі та застосованих методів.

У дослідженні (Szymura et al., 2016), наводяться дані про те, що боротьба з інвазійними заростями видів *Solidago* у південно-західній Польщі може коштувати від 123,24 до 266,17 мільйонів злотих (PLN) залежно від методу контролю. Автори підкреслюють, що метод, який оптимально поєднує ефективність, нижчий екологічний вплив та прийнятні витрати для відновлення пасовищ, оцінюється приблизно у 180,7 млн PLN для цього регіону. Це відповідає значним економічним витратам на видалення та контроль інвазій (орієнтовно $123\text{--}266 \text{ млн PLN} \approx 27\text{--}60 \text{ млн EUR}$), тоді $180,7 \text{ млн PLN} \approx 41 \text{ млн EUR}$ – це витрати комплексної роботи з контролю на великій території.

Тому раннє виявлення та локальні заходи (кошення, видалення, мульчування, використання гербіцидів) значно дешевші, ніж масштабні програми з відновлення великих територій після розростання монодомінантних заростей *Solidago*;

За результатами огляду літературних джерел для мінімізації негативного впливу *S. canadensis* та забезпечення екологічної стійкості природних територій пропонуються такі заходи:

Таблиця 3.2

Рекомендації щодо контролю та управління інвазією *S. canadensis*

№	Рекомендації	Методи вирішення	Джерело
1	Механічні методи контролю	- Регулярне косіння 2–3 рази за сезон до формування суцвіть - Викопування кореневищ з повним видаленням рослинної маси - Мульчування місць видалення для зменшення проростання - Очищення територій шляхом висівання місцевих трав	Leslie & Westbrooks, 2012
2	Біотехнічні заходи	- Відновлення аборигенних рослинних угруповань (злакові, лучні трави) - Підвищення конкурентоспроможності місцевої флори рекультиваційними посівами	Мосякін А. С., 2012
3	Моніторинг і раннє виявлення	- Щорічний фітосанітарний огляд інвазованих територій - Створення геопросторових карт поширення інвазійних видів - Визначення «гарячих точок» повторної інвазії	Вишенська І. Г., Лисенко Д. О., 2025
4	Обмеження розповсюдження	- Контроль переміщення ґрунтових мас із заражених територій - Регулювання діяльності підрядників з благоустрою - Очищення техніки та інвентаря після роботи	Міндовкілля України, 2024
5	Освітні та інформаційні заходи	- Встановлення інформаційних щитів у парках - Проведення освітніх заходів для населення - Залучення волонтерів до акцій «Стоп золотушник»	Вишенська І. Г., Лисенко Д. О., 2025
6	Комплексний екосистемний підхід	Поєднання механічного видалення, відновлення рослинності та моніторингу	Leslie & Westbrooks, 2012; Вишенська І. Г., Лисенко Д. О., 2025

На основі узагальнених результатів, наведених у таблиці, доцільно сформулювати такі ключові рекомендації щодо контролю та управління інвазією *Solidago canadensis* L.

По-перше, пріоритетним є застосування механічних методів контролю, важливе значення мають біотехнічні та відновлювальні заходи, спрямовані на підвищення конкурентоспроможності місцевої флори; необхідно впроваджувати системний моніторинг і раннє виявлення інвазії, крім того, ефективне управління неможливе без обмеження шляхів розповсюдження інвазійного виду, зокрема контролю переміщення ґрунту, очищення техніки та регулювання діяльності підрядних організацій, що працюють на озелених територіях, найбільш результативним є комплексний екосистемний підхід, який поєднує механічне видалення, відновлення природної рослинності, постійний моніторинг і просвітницьку роботу з населенням. Саме інтеграція цих заходів забезпечує довготривале стримування інвазії *S. canadensis* та збереження екологічної стійкості міських і напівприродних екосистем.

Отже, ефективний контроль інвазії *S. canadensis* можливий лише за умови поєднання механічних, біотехнічних, моніторингових та освітніх заходів. Комплексний екосистемний підхід забезпечує довготривале стримування поширення виду та сприяє відновленню стійкості природних і напівприродних екосистем.

ВИСНОВКИ

1. Вторинний ареал *Solidago canadensis* L. наразі охоплює території європейського континенту, частини Азії, островними територіями.
2. З'ясовано, що найбільш чутливими до інвазії *S. canadensis* – це порушені, фрагментовані та антропогенно-трансформовані території: занедбані сільськогосподарські ділянки, території непрацюючих підприємств, складські зони, узбіччя доріг і залізничних колій, сміттєзвалища, покинуті території приватної забудови, міські території.
3. З'ясовано, чим вищі рослини на дослідній ділянці тим менше голої землі під ними. Так, висота рослин у парку Жовтневий 70–80 см, а голої землі – 0,2–5 %; натомість у парку Шиллера: висота 30–55 см, а голої землі – 5–65 %.
4. Не зафіксовано впливу *S. canadensis* на видове різноманіття дослідних ділянок, проте внаслідок суцільних заростей різко зменшилося (майже у 3 рази) проективне покриття злакових культур.
5. Поодинокі рослини *S. canadensis* сприяли збільшенню біомаси автотрофного блоку на 291 %, а суцільні зарості – на 233 %.
6. Встановлено, що маса опаду та маса консументів за умови зростання поодиноких рослин *S. canadensis* більша від показника на контрольних ділянках у 1,5–2,5 рази, а у випадку суцільних заростей – у 3–4 рази. Аналогічні закономірності показано для кліматорегулюючих показників.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Вовк П. І. Бджільництво: наука про мед та бджіл : монографія / П. І. Вовк. – Київ : Вид-во Бджілка, 2013. – 320 с.
2. Вишенська І. Г., Лисенко Д. О. Інвазійні види рослин в урбоекосистемах: моніторинг, поширення та заходи контролю // Наукові записки НаУКМА. Біологія та екологія. – 2025. – Т. 8. – С. 45–56.
3. Данько Я., Войтків А., Кобилецька М. Поширення інвазійних видів рослин на території Українських Карпат // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – 2025. – Вип. 93. – С. 29–45.
4. Ковальський Я., Ковальська Л., Головач П. та ін. Метаболізм мангану в організмі медоносної бджоли (*Apis mellifera* L.) // Ukrainian Journal of Ecology. – 2020. – Т. 10, № 3. – С. 110–117.
5. Лисенко Д. О., Вишенська І. Г. Інвазійні види рослин у міських екосистемах: поширення та контроль // Вісник НУБіП. Серія: Екологія. – 2019. – № 2. – С. 45–52.
6. Макух Я. П., Ременюк С. О., Токарчук М. М., Мошківська С. В. Бур'яни чи кращі медоноси України? // Карантин і захист рослин. – 2014. – № 9. – С. 14–15.
7. Методика розрахунку екологічних збитків природних екосистем та їхніх компонентів: посібник / Я. П. Дідух, У. М. Соколенко, В. В. Расевич, С. О. Гаврилов [за заг. ред. та упор. О. В. Кравченко]. Львів–Київ : Видавництво «Компанія Манускрипт», 2024. 68 с.
8. Методичні рекомендації щодо запобігання поширенню та контролю інвазійних чужорідних видів рослин / Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. – Київ, 2024. – 32 с.
9. Мороз К. Економічна та екологічна ефективність використання бджолозапилення у рослинництві // Сільськогосподарські науки. – 2022. – № 3 (7). – С. 77–83.

10. Мосякін А. С. Інвазійні рослини України: проблеми, біологічні особливості та шляхи контролю // Український ботанічний журнал. – 2012. – Т. 69, № 3. – С. 293–305.
11. Мудрак О. В., Магдійчук А. П. Просторово-часовий аналіз фітоценотичного покриву гірничо-промислових ландшафтів Правобережного Лісостепу // Науковий вісник Ужгородського національного університету. Серія: Біологія. – 2022. – Вип. 52. – С. 89–95.
12. Протопопова В. В., Шевера М. В. Інвазійні види у флорі України. I. Група високоактивних видів // Geo&Bio. – 2019. – Т. 17. – С. 116–135.
13. Регламент (ЄС) № 1143/2014 Європейського парламенту і Ради від 22 жовтня 2014 року про запобігання впровадженню та поширенню інвазійних чужорідних видів // Офіційний вісник Європейського Союзу. – 2014.
14. Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень : матеріали Третьої Міжнар. наук.-практ. конф., 13–14 трав. 2016 р., смт Путила – м. Чернівці, Україна / наук. ред. І. В. Скільський, А. В. Юзик. – Чернівці : Друк Арт, 2016. – 352 с.
15. Токарюк А. І. та ін. Інвазійні види у флорі Чернівецької області / наук. ред. І. І. Чорней. – Чернівці : Друк Арт, 2018. – 176 с.
16. Устименко О. В., Глущенко Л. А., Куценко Н. І., Колосович М. П. Агроєкологічні дослідження у розвитку лікарського рослинництва // Агроєкологічний журнал. – 2017. – № 3. – С. 18–26.
17. Abhilasha D., Quintana N., Vivanco J., Joshi J. Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* s.l. restrain the native European flora? // Journal of Ecology (Oxford). – 2008. – Vol. 96, № 5. – P. 993–1001.
18. Abrahamson W., Heinrich P. The *Solidago Eurosta* Gall Homepage [Електронний ресурс]. – URL: <http://www.facstaff.bucknell.edu/abrahmsn/solidago/main.html>.
19. Apati P., Szentmihályi K., Kristó T. et al. Herbal remedies of *Solidago canadensis*: antioxidant and mineral composition // Journal of Ethnopharmacology. – 2003. – Vol. 89. – P. 21–25.

20. Bradbury I. K. Germination behaviour of *Solidago canadensis* in relation to dispersal and colonization of disturbed ground // Canadian Journal of Botany. – 1973. – Vol. 51. – P. 111–116.
21. Bradbury I. K. The strategy and tactics of *Solidago canadensis* L. in abandoned pastures : PhD Dissertation / I. K. Bradbury. – Guelph : University of Guelph, 1973.
22. Burda P. The influence of urban environment on the occurrence of *Solidago canadensis* in Cracow (Southern Poland) // Ecological Questions. – 2012. – Vol. 17. – P. 29–37.
23. Butcko V. M., Jensen R. J. Evidence of tissue-specific allelopathic activity in *Euthamia graminifolia* and *Solidago canadensis* (Asteraceae) // American Midland Naturalist. – 2002. – Vol. 148, № 2. – P. 253–262.
24. Carson W. P., Root R. B. Herbivory and plant species coexistence: community regulation by an outbreaking phytophagous insect // Ecological Monographs. – 2000. – Vol. 70, № 1. – P. 73–99.
25. Chizzola R., Brandstätter M. Case report: possible causality between ingested canadian golden rod and colic signs and successive mortality in horses // Wiener Tierärztliche Monatsschrift. – 2006. – Vol. 93, № 7/8. – P. 166–169.
26. Chmura D., Gucwa-Przepióra E. The influence of *Solidago canadensis* on the diversity of secondary succession communities in post-mining areas // Biodiversity: Research and Conservation. – 2012. – Vol. 26. – P. 37–43.
27. Dötterl S., Prenzeler U. Nectar secretion and flower visitors of *Solidago canadensis* // Plant Species Biology. – 2006. – Vol. 21, № 2. – P. 101–109.
28. Dörken V. M., Parsons R. F., Marshall A. T. Studies on the foliage of *Myricaria germanica* (Tamaricaceae) and their evolutionary and ecological implications // Trees. – 2017. – Vol. 31, № 3. – P. 997–1013. – DOI: 10.1007/s00468-017-1523-9.
29. Ellenberg H. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 6. Aufl. – Stuttgart: Ulmer Verlag, 2009. – 1104 p.

30. EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization). EPPO Guidelines for the Management of Invasive Alien Plants. – Paris, 2019.
31. Fenesi A. et al. *Solidago canadensis* impacts on native plant and pollinator communities in different-aged old fields // Basic and Applied Ecology. – 2015. – Vol. 16, № 4. – P. 335–346.
32. Groot G. A., Reijers V. C., Van der Putten W. H. Soil legacy effects of invasive *Solidago canadensis* on native plant performance // Journal of Applied Ecology. – 2007. – Vol. 44, № 6. – P. 1256–1264.
33. Gu Y. L., Shen G. H., Zhang X. Y. et al. Study on occurrence and control of *Solidago canadensis* L. in a reclaimed wheat field // Acta Agriculturae Shanghai. – 2006. – Vol. 22, № 1. – P. 46–49.
34. Hejda M., Pyšek P., Jarošík V. Impact of invasive plants on species diversity: a meta-analysis // Journal of Ecology. – 2009. – Vol. 97, № 3. – P. 393–404.
35. Howlett B. G. Hybrid carrot seed crop pollination by the fly *Calliphora vicina* (Diptera: Calliphoridae) // Journal of Applied Entomology. – 2012. – Vol. 136. – P. 421–430.
36. Howlett B. G., Gee M. The potential management of the drone fly (*Eristalis tenax*) as a crop pollinator in New Zealand // New Zealand Plant Protection. – 2019. – Vol. 72. – P. 221–230.
37. Jakobs G., Weber E., Edwards P. J. Introduced plants of the invasive *Solidago gigantea* and *S. canadensis* differ in their response to nutrient availability // Oecologia. – 2004. – Vol. 141. – P. 526–532.
38. Joshi J., Matthies D. The effects of size, reproductive status and time of establishment on the survival and growth of the clonal plant *Solidago canadensis* // Journal of Ecology. – 1996. – Vol. 84, № 5. – P. 689–698.
39. Kleunen M. van, Schmid B. No evidence for evolutionary increased competitive ability in an invasive plant // Ecology. – 2004. – Vol. 85, № 2. – P. 471–479.

40. Leslie A. J., Westbrooks R. G. Invasive plant management issues and challenges in natural and managed ecosystems // *Biological Invasions*. – 2012. – № 14. – P. 1–10.
41. Lu H. M., Ruan H. G., Tang G. M. et al. Evaluation of harmfulness and utility on Canada goldenrod (*Solidago canadensis*) // *Journal of Shanghai Jiaotong University. Agricultural Science*. – 2006. – Vol. 24, № 4. – P. 402–406.
42. Mapes C. C., Davies P. J. Cytokinins in the developing galls of *Solidago altissima* // *Plant Physiology*. – 2001. – Vol. 127, № 4. – P. 1466–1475.
43. Medve R. J. The mycorrhizae of pioneer species in disturbed ecosystems in western Pennsylvania // *American Journal of Botany*. – 1984. – Vol. 71, № 6. – P. 787–794.
44. Mellinger M. V., McNaughton S. J. Structure and function of successional vascular plant communities in central New York // *Ecology*. – 1975. – Vol. 45. – P. 161–182.
45. Meyer A. H., Schmid B. Genetic diversity and clonal structure in *Solidago canadensis* (Asteraceae) in Switzerland // *American Journal of Botany*. – 1999. – Vol. 86, № 9. – P. 1239–1246.
46. Meyer A. H., Schmid B. Genetic variation in life history traits of *Solidago canadensis* (Asteraceae) in Europe // *Oecologia*. – 1999. – Vol. 119, № 4. – P. 509–518.
47. Nason J. D., Heard S. B., Williams F. R. Host-associated genetic differentiation in the goldenrod elliptical-gall moth, *Gnorimoschema gallaesolidaginis* (Lepidoptera: Gelechiidae) // *Evolution*. – 2002. – Vol. 56, № 7. – P. 1475–1488.
48. Osterman J. et al. Global trends in the number and diversity of managed pollinator species // *Agriculture, Ecosystems & Environment*. – 2021. – Vol. 322. – P. 107653.
49. Pilson D., Rausher M. D. Clumped distribution patterns in goldenrod aphids: genetic and ecological mechanisms // *Ecological Entomology*. – 1995. – Vol. 20, № 1. – P. 75–83.

50. Pisula N., Meiners S. J. Allelopathic effects of *Solidago canadensis* on the germination of native species // American Midland Naturalist. – 2010. – Vol. 163, № 2. – P. 232–245.
51. Popay I., Parker C. *Solidago canadensis* (Canadian goldenrod) // CABI Compendium. – 2022. – DOI: 10.1079/cabicompendium.50599.
52. Pyšek P., Jarošík V., Hulme P. et al. A global assessment of invasive plant impacts on resident species diversity // PNAS. – 2012. – Vol. 109, № 7. – P. 369–382.
53. Richardson D. M., Pyšek P. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility // Ecology. – 2006. – Vol. 87, № 7. – P. 1617–1624.
54. Roháčová V., Drozd P. Differences in the competitive ability of invasive *Solidago canadensis* and native *S. virgaurea* in the Czech Republic // Acta Oecologica. – 2009. – Vol. 35, № 3. – P. 431–438.
55. Root R. B. The ecology of *Solidago* // Ecological Monographs. – 1971. – Vol. 41. – P. 109–130.
56. Schmid B., Puttick G. M., Burgess K. H., Bazzaz F. A. Clonal integration and effects of simulated herbivory in *Solidago canadensis* // Oecologia. – 1988. – Vol. 75. – P. 465–471.
57. Schuler K. Blütenbesuch durch Insekten an *Solidago canadensis* und *S. virgaurea*, eine vergleichende Studie // Bericht. Natur. Med. Ver. In Innsbrook. – 1982. – Vol. 69. – P. 127–144.
58. Shepard M. P., Sforza R., Smith L. The potential for biological control of the invasive plant *Solidago canadensis* in Europe // Biological Control. – 2003. – Vol. 28, № 2. – P. 179–192.
59. Stefanic E., Kovačić M., Liović I. Goldenrod (*Solidago canadensis* L.) as a honey plant in Croatia // Apidologie. – 2003. – Vol. 34. – P. 503–511.
60. Stefanic E., Vrbek B., Židovec V. Melliferous potential of *Solidago canadensis* L. in north-eastern Croatia // Agriculturae Conspectus Scientificus. – 2003. – Vol. 68, № 3. – P. 201–204.

61. Sudnik-Wójcikowska B., Galera H. Alien plants in urban areas: origin, pathway and impact // Polish Botanical Journal. – 2011. – Vol. 56, № 1. – P. 51–61.
62. Sun B. Y., Tan J. Z., Wan Z. G. et al. Allelopathic effects of extracts from *Solidago canadensis* L. against seed germination and seedling growth of some plants // Journal of Environmental Sciences. – 2006. – Vol. 18, № 2. – P. 304–309.
63. Szymura M., Szymura T.H., Wolski K. Invasive *Solidago* Species: How Large Area Do They Occupy and What Would be the Cost of Their Removal? *Polish J. of Ecology*, 64(1):25-34. 2016.
<https://doi.org/10.3161/15052249PJE2016.64.1.003>
64. Tokarska-Guzik B. The expansion of *Solidago canadensis* L. and *S. gigantea* Ait. in Poland // Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach. – 2005. – Vol. 2289. – P. 139–150.
65. Tokarska-Guzik B., Dajdok, Z., Zając M. et al. Alien plants in Poland: threats and management. – Kraków : Biodiversity Foundation, 2010.
66. Uriarte M. Interactions between goldenrod (*Solidago altissima* L.) and its insect herbivore (*Trirhabda virgata*) over the course of succession // Ecologia. – 2000. – Vol. 122, № 4. – P. 521–528.
67. Voser-Huber M. L. Studien an eingebürgerten Arten der Gattung *Solidago* L. : PhD Thesis // Dissertation Bot. – 1983. – Vol. 68. – P. 1–97.
68. Voser-Huber M. Zur Biologie und Ökologie von *Solidago canadensis* und *Solidago gigantea* // Botanica Helvetica. – 1983. – Vol. 93. – P. 5–31.
69. Walck J. L., Baskin J. M., Baskin C. C. Seed germination biology of *Solidago canadensis* (Asteraceae), a ruderal species // Canadian Journal of Botany. – 1997. – Vol. 75, № 11. – P. 1797–1804.
70. Wang Y., Gu Y. L., Wang J. Allelopathic effects of invasive *Solidago canadensis* on native plant species // Chinese Journal of Ecology. – 2006. – Vol. 25, № 3. – P. 269–274.
71. Weber E. Biological flora of Central Europe: *Solidago altissima* L. // Flora (Jena). – 2000. – Vol. 195, № 2. – P. 123–134.

72. Weber E. Current and potential ranges of three exotic goldenrods (*Solidago* spp.) in Europe // Journal of Ecology. – 2001. – Vol. 89. – P. 372–384.
73. Weber E. Invasive alien plants in the natural areas of Switzerland // Botanica Helvetica. – 2003. – Vol. 113, № 1. – P. 15–28.
74. Weber E. Invasive Plant Species of the World: A Reference Guide to Environmental Weeds / E. Weber. – Wallingford : CABI, 2011. – 548 p.
75. Weber E., Jakobs G. Biological flora of Europe: *Solidago canadensis* // Journal of Ecology. – 2005. – Vol. 93, № 1. – P. 152–166.
76. Weber E., Schmid B. Latitudinal population differentiation in two species of *Solidago* (Asteraceae) introduced into Europe // American Journal of Botany. – 1998. – Vol. 85, № 8. – P. 1110–1121.
77. Weaver S. E. A review of *Solidago canadensis* and its management // Weed Technology. – 2022. – Vol. 36, № 2. – P. 176–188.
78. Werner P. A., Bradbury I. K., Gross R. S. The biology of Canadian weeds. 45. *Solidago canadensis* L. // Canadian Journal of Plant Science. – 1980. – Vol. 60, № 4. – P. 1393–1409.
79. Werner P. A. Seed dispersal in *Solidago canadensis* L. // American Journal of Botany. – 1979. – Vol. 66, № 9. – P. 1042–1049.

Додатки

Охорона праці та безпека у надзвичайних ситуаціях

Охорона праці – це сукупність заходів, які створені задля безпеки життя та здоров'я людей під час праці, а також дотримання певних правил і норм. Робота в лабораторіях не виключає використання різних хімічних речовин. Щоб запобігти хімічним отруєнням, опікам та нещасним випадкам встановлені правила поведінки персоналу та студентів при виконанні лабораторних робіт.

Ці правила є обов'язковими для виконання. Основними правилами безпеки в лабораторіях є:

- 1) Обов'язково потрібно користуватися респіраторами, окулярами тоді, коли це необхідно;
- 2) В лабораторії, в якій постійно йдуть роботи з шкідливими речовинами обов'язково повинна бути витяжна вентиляція з витяжними шафами;
- 3) Роботу з кислотами і лугами потрібно використовувати в спеціальному одязі, гумових рукавичках та захисних запобіжних окулярах;
- 4) Забороняється зберігання продуктів та споживання їжі в лабораторії;
- 5) Забороняється виливання будь-яких вибухонебезпечних речовин у каналізаційну систему;
- 6) У всіх лабораторіях повинні бути аптечки, які мають стояти на видному місці.

Дотримання цих правил необхідне задля безпеки людини.