

Міністерство освіти і науки України
Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара

На правах рукопису

ПОВОРОТНЯ МАРИНА МИКОЛАЇВНА

УДК 582.746.51:[504.5:621.311.22](477.63)

**ЕКОЛОГО-ФІЗІОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ СТІЙКОСТІ ВИДІВ
РОДУ *ASER* У ТЕХНОГЕННИХ УМОВАХ ТЕПЛОВИХ
ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ ДНІПРОПЕТРОВЩИНИ**

03.00.16 – екологія

Дисертація

на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук

Науковий керівник
доктор біологічних наук
професор І. О. Зайцева

Дніпропетровськ - 2016

ЗМІСТ

ВСТУП.....	4
РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНІ ОСНОВИ СТІЙКОСТІ ВИДІВ РОДУ <i>ACER</i> ТА РОЛЬ ДЕРЕВНИХ НАСАДЖЕНЬ В ОПТИМІЗАЦІЇ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО І ТЕХНОГЕННОГО СЕРЕДОВИЩА....	11
1.1 Біоекологічна характеристика кленів та їх роль в лісових культуurfітоценозах Степового Придніпров'я.....	11
1.1.1 Біоекологічні та морфологічні особливості роду <i>Acer</i> L.....	11
1.1.2 Клени у природних і штучних лісонасадженнях Степового Придніпров'я.....	14
1.2 Екологічна роль деревних насаджень культуurfітоценозів у техногенних умовах міських агломерацій.....	23
1.2.1 Еколого-фізіологічні особливості адаптації деревних рослин за дії стресових абіотичних факторів.....	23
1.2.2 Фітомеліоративна та середовищеперетворююча роль деревних насаджень в умовах техногенного навантаження.....	32
1.2.3 Теплові електростанції як основне екологічно небезпечне джерело забруднення довкілля в Україні та на Дніпропетровщині.....	39
РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТІВ, МЕТОДІВ ТА РАЙОНУ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	48
2.1 Ґрунтово-кліматична характеристика району досліджень.....	48
2.2 Характеристика пробних ділянок.....	56
2.3 Біоекологічна характеристика досліджуваних видів роду <i>Acer</i> L. та їх інтродукція в ботанічному саду ДНУ.....	64
2.4 Методи досліджень.....	70
РОЗДІЛ 3. ВМІСТ МЕТАЛІВ У РІЗНИХ КОМПОНЕНТАХ ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ЗА УМОВ ТЕХНОГЕННОГО ПРЕСИНГУ.....	73
3.1 Вміст металів у вугіллі теплових електростанцій Дніпропетровщини як основному паливі ТЕС.....	73
3.2 Особливості накопичення важких металів ґрунтами.....	74

3.3 Акумулятивні властивості вегетативних органів кленів по відношенню до ртуті, свинцю та деяких інших металів.....	81
РОЗДІЛ 4. ОСОБЛИВОСТІ ВОДООБМІННИХ ПРОЦЕСІВ ВИДІВ РОДУ <i>ACER</i> ЗА ДІЇ ЕКОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ ТА ВИКИДІВ ТЕС	
<i>ACER</i> ЗА ДІЇ ЕКОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ ТА ВИКИДІВ ТЕС	90
4.1 Зміни оводненості листків кленів.....	90
4.2 Водний дефіцит та інтенсивність транспірації кленів	101
4.3 Водоутримуюча здатність та швидкість водовіддачі тканин.....	104
4.4 Фракційний склад внутрішньоклітинної води	110
4.5 Осмотичні властивості рослинних тканин за умов забруднення.....	114
РОЗДІЛ 5. МЕТАБОЛІЗМ КЛЕНІВ ЗА УМОВ ВПЛИВУ РТУТІ, СВИНЦЮ ТА ІНШИХ ІНГРЕДІЄНТІВ ВИКИДІВ ТЕС.....	
5.1 Білковий обмін кленів в умовах впливу важких металів	120
5.2 Вплив викидів ТЕС на вуглеводний обмін кленів.....	133
5.3 Зміни активності антиоксидантної системи кленів у відповідь на аерогенне забруднення.....	145
РОЗДІЛ 6. АНАТОМІЧНА БУДОВА ПАГОНІВ КЛЕНІВ НА ТЕРИТОРІЯХ З РІЗНИМ РІВНЕМ ЗАБРУДНЕННЯ.....	
РОЗДІЛ 7. ВПЛИВ РТУТІ ТА СВИНЦЮ НА МЕТАБОЛІЗМ РОСЛИН РОДУ <i>ACER</i> У МОДЕЛЬНОМУ ЕКСПЕРИМЕНТІ.....	169
7.1 Зміни вмісту білків за різної тривалості дії стресора.....	169
7.2 Водний обмін рослинних тканин за дії Hg і Pb.....	179
РОЗДІЛ 8. ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ ВИДІВ РОДУ <i>ACER</i> З МЕТОЮ ОПТИМІЗАЦІЇ СТАНУ ТЕХНОГЕННОГО СЕРЕДОВИЩА.....	
8.1 Фітоіндикація забруднення середовища інгредієнтами викидів ТЕС...	184
8.2 Оцінка фітомеліоративної здатності представників роду <i>Acer</i> на техногенних територіях.....	186
ВИСНОВКИ.....	193
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	196
ДОДАТКИ.....	239

ВСТУП

Актуальність теми. Однією з найважливіших проблем екології дотепер залишається з'ясування механізмів стійкості й адаптації рослин за дії несприятливих факторів як природного, так й антропогенного генезису. Особливої актуальності ця проблема набуває у напівпосушливих районах степової зони з низьким рівнем залісненості, в яких головну роль з оптимізації екологічного стану мають відігравати деревні насадження. Значення природних і штучних лісів у степовій зоні всебічно висвітлено в роботах О. Л. Бельгарда та його наукової школи [13, 16, 17, 18, 14, 82]. Лісові масиви в степовій зоні попереджають зпустелювання, деградацію земель, нівелюють деструктивний вплив суховіїв через зменшення вітрових потоків, вирівнюють амплітуди теплового режиму, вологості повітря. В лісових біогеоценозах формується відповідний кругообіг речовин та специфічний фітоклімат, що свідчить про активну середовищеперетворюючу функцію деревних насаджень у степу, яка може слугувати важливим фактором покращення екологічних умов навколишнього середовища.

На сьогодні значну увагу дослідників привертають питання, пов'язані з вивченням ролі рослин в оптимізації антропогенно трансформованих територій, що знаходяться в зоні дії підприємств різного профілю, в тому числі теплових електростанцій (ТЕС), які є потужним джерелом забруднення довкілля, а для Дніпропетровщини – найбільш вагомим чинником екологічної небезпеки [119, 124, 293, 359]. У складі викидів ТЕС значне місце посідають важкі метали, в тому числі Pb і Hg – найбільш токсичні і небезпечні для людини і навколишнього середовища [238, 67, 47, 318, 361]. У зв'язку із зростанням темпів урбанізації та, відповідно, потреб в електроенергії, найгостріші проблеми довкілля і надалі будуть пов'язані з містами, зокрема з охороною і оптимізацією життєвого середовища в них [62, 187, 192, 202]. Суттєву роль в цьому відіграють зелені насадження. Так, в екологічно небезпечних районах вони зменшують техногенне навантаження на ґрунт і атмосферу, виконують

грунтозахисну і водорегулюючу функції, адсорбують та затримують пил та важкі метали, зменшують концентрацію, швидкість та радіус розповсюдження викидів підприємств [27, 51, 144, 147, 237].

Ефективність виконання захисної функції зеленими насадженнями обумовлюється їх життєвістю, яка в степових умовах, згідно з основними положеннями теорії О. Л. Бельгарда, насамперед визначається ступенем відповідності лісорослинних умов місцезростання екологічним потребам рослин [18] і корелює зі стійкістю рослин та їх здатністю до поглинання і накопичення забруднюючих речовин в техногенних умовах [14, 17, 169, 181, 405]. У степовій зоні комплексна дія несприятливих абіотичних факторів, передусім гідротермічних, обумовлює формування складних лісорослинних умов. Найбільшу стійкість до них виявляють аборигенні деревні породи, зокрема види роду *Acer* L. На сьогодні досить повно вивчено роль *A.platanoides*, *A. tataricum* і *A. campestre* як компонентів природних фітоценозів у Степовому Придніпров'ї [1, 16, 305], окремих видів кленів у складі штучних лісових насаджень, насаджень промислових підприємств та урбофітоценозів [22, 60, 68, 180], проте дані щодо функціонування кленів як домінантної породи у штучних насадженнях в зоні безпосередньої дії токсичних викидів теплових електростанцій досить обмежені [213, 214, 240], а для Придніпровського регіону відсутні.

Створення захисних насаджень найбільш доцільно на основі вивчення філогенетично споріднених видів рослин, різних за природним походженням та екологічною пластичністю. Основним джерелом цінного рослинного матеріалу для формування культурфітоценозів являються ботанічні сади, обширні дендрологічні фонди яких дотепер ще недостатньо вивчені і лише невелика частка видів залучена в культуру [34, 70]. Враховуючи результати інтродукційних випробувань та особливості фізіологічних реакцій видів роду *Acer* L., можливе впровадження найбільш перспективних видів у штучні фітоценози на промислових територіях.

Передумовою високої ефективності фітосанітарних функцій в умовах забруднення важкими металами з пріоритетними елементами Pb і Hg є

підвищення стійкості й життєвості насаджень завдяки розширенню спектра екологічної амплітуди видів та діапазону концентрацій токсичних елементів, що акумулюються рослинами певного фітоценозу, насамперед його домінуючими видами, серед яких найбільш поширеними є види роду *Acer* L. У зв'язку з цим, необхідне вивчення стану рослин в зоні дії викидів теплових електростанцій, механізмів формування адаптивних реакцій інтродукованих видів роду *Acer* L. на надходження Pb і Hg, дослідження інших фізіолого-біохімічних особливостей, які визначають ступінь екологічної пристосованості різних за походженням видів кленів та перспективність їх впровадження в культурфітоценози техногенних та урбанізованих територій Дніпропетровщини.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Дисертаційна робота виконувалась згідно з планами науково-дослідних робіт НДІ біології та кафедри фізіології та інтродукції рослин Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара у рамках таких держбюджетних тем:

«Фізіологічні основи стійкості деревних інтродуцентів до абіотичних стрес-факторів (2010 -2012 рр., № ДР 0103U000345);

«Фізіолого-біохімічні основи інтродукції деревно-чагарникових рослин у степовій зоні» (2008-2009 рр., № ДР 0108U000631).

Мета і завдання дослідження. Метою роботи було з'ясування еколого-фізіологічних особливостей стійкості кленів під впливом аерогенних полютантів теплових електростанцій, зокрема, найбільш екологічно небезпечних – Pb і Hg, визначення фітомеліоративних функцій та перспектив використання інтродукованих видів роду *Acer* L. в озелененні урбанізованих територій Степового Придніпров'я.

Для досягнення мети було поставлено такі завдання:

- провести аналіз екологічної та структурно-функціональної ролі кленів в насадженнях культурфітоценозів степової зони;
- визначити особливості акумуляції важких металів Pb і Hg та інших в ґрунтах та рослинних тканинах;

- визначити роль видів роду *Acer* у формуванні захисних насаджень на промислових територіях урбанізованих ландшафтів на прикладі теплових електростанцій в умовах Степового Придніпров'я;
- визначити тест-параметри стійкості видів кленів до стресових гідротермічних умов та пріоритетних забруднювачів в зоні дії викидів ТЕС за показниками водного режиму, активності білкового та вуглеводного обмінів, антиоксидантної системи, морфоанатомічної структури вегетативних органів рослин;
- визначити фітофізіологічні параметри індикації рівня забруднення навколишнього середовища викидами ТЕС;
- оцінити адаптаційний потенціал нових інтродукованих видів кленів колекції ботанічного саду та рівень їх стійкості до пріоритетних забруднювачів теплових електростанцій;
- оцінити фітомеліоративний ефект видів роду *Acer* та визначити найбільш перспективні види для впровадження в урбофітоценози на екологічно небезпечних промислових територіях в зоні дії викидів теплових електростанцій в умовах Степового Придніпров'я.

Об'єкт досліджень – процеси адаптації аборигенних та інтродукованих видів кленів в насадженнях урбофітоценозів Степового Придніпров'я.

Предмет досліджень – вплив екологічних факторів та техногенного забруднення викидами ТЕС на екофізіологічні особливості видів роду *Acer* L.

Методи досліджень. За методологічну основу досліджень застосовано комплексне вивчення взаємовпливу деревних компонентів урбофітоценозів з оточуючим середовищем. Відповідно до цього застосовано екологічні, морфоанатомічні та фізіолого-біохімічні методи вивчення рослин. Експериментальні дослідження базуються на методиках візуальних спостережень, біометричних вимірювань, гістохімії та мікроскопії, фотоколориметрії, рефрактометрії, кількісних об'ємних методах. Використовували методи планування модельного експерименту, математичної оцінки статистичних параметрів, кореляційного та регресійного аналізу для визначення функціональних зв'язків досліджуваних параметрів.

Наукова новизна одержаних результатів. Уперше проведена кількісна оцінка токсичних металів Pb і Hg, як пріоритетних забруднювачів у складі викидів теплових електростанцій Дніпропетровщини на прикладі Придніпровської та Криворізької ТЕС. Установлено чутливі тест-параметри фізіологічного стану та метаболічної активності рослин для індикації ступеня техногенного навантаження на довкілля викидами ТЕС в умовах Степового Придніпров'я. Доведено, що за комплексної дії пріоритетних забруднювачів ТЕС та водно-температурного стресу, вирішальну роль у формуванні посухостійкості рослин відіграє білковий обмін, низькотемпературного стресу – кількісний та якісний склад неструктурних вуглеводів у пагонах, які забезпечують кріопротекторні властивості рослин.

Уперше виявлено чутливі до Pb і Hg елементи анатомічної структури пагонів кленів – перидерма, паренхіма і твердий луб, які можуть бути використані як діагностичні параметри рівня забруднення навколишнього середовища.

Уперше розроблено методологію кількісного аналізу стійкості деревних інтродуцентів роду *Acer* у колекційних насадженнях ботанічного саду та прогнозування їх реакції на вплив пріоритетних забруднювачів ТЕС, на основі чого проведено оцінку можливостей їх залучення в культурфітоценози техногенних територій в умовах степової зони. Установлено ступінь біоремедіаційних властивостей окремих видів кленів, які базуються на акумулятивній здатності, стійкості до гідротермічного стресу та впливу Pb і Hg на метаболізм рослин.

Уточнено і розширено уявлення про характер впливу важких металів на рослини. Доповнено уявлення про виключну роль оксидативних ферментів, водорозчинних форм білків, неструктурних форм вуглеводів у формуванні стійкості до абіотичних стресових факторів.

Практичне значення отриманих результатів. На основі отриманих даних щодо стійкості рослин до урботехногенних та гідротермічних факторів Степового Придніпров'я рекомендовано асортимент видів кленів, які доцільно використовувати для озеленення промислових територій. Запропоновано введення в культуру нових маловідомих найбільш стійких видів кленів для озеленення

техногенно забруднених територій, в тому числі з пріоритетними забруднювачами Pb і Hg. Встановлено діагностичні критерії оцінки стійкості інтродукованих видів кленів та прогнозування їх стану в техногенних умовах. Розроблено рекомендації щодо використання нових видів кленів для підвищення ефективності функціонування санітарно-захисних зон та системи озеленення техногенно забруднених викидами ТЕС територій.

Результати досліджень використовуються у науковій роботі ботанічного саду і кафедри фізіології та інтродукції рослин Дніпропетровського національного університету ім. О. Гончара у навчально-методичній роботі при викладанні дисциплін «Фізіологія та біохімія рослин», «Ландшафтна організація міських територій», «Фізіологія адаптацій рослин», «Фітоіндикація та фітомоніторинг стану довкілля».

Особистий внесок здобувача. Дисертація є особистою науковою роботою здобувача, яка виконувалась протягом 2008-2013 років. За тематикою роботи виконано інформаційний пошук та аналіз наукової літератури, відібрано матеріал з різних моніторингових точок міста та області, проведено експериментальні дослідження. Проведено аналіз і узагальнення отриманих даних, їх математичну обробку, формування висновків і практичних рекомендацій, написання наукових публікацій за темою дисертації. Права співавторів у спільних публікаціях не порушено.

Апробація результатів дисертації. Результати досліджень представлено у матеріалах I міжнародної науково-практичної конференції «Рослини та урбанізація» (Дніпропетровськ, 2007), міжнародної наукової конференції «Рослини в оптимізації довкілля» (Запоріжжя, 2008), II міжнародної наукової конференції «Інтродукція, селекція та захист рослин» (Донецьк, 2009), VI міжнародної наукової конференції «Промислова ботаніка: стан та перспективи розвитку» (Донецьк, 2010), V международной научно-практической конференции «Урбоэкосистемы: проблемы и перспективы развития» (Ишим, 2010), міжнародної наукової конференції «Інтродукція рослин, збереження та збагачення біорізноманіття в ботанічних садах і дендропарках» (Київ, 2010), міжнародної науково-практичної конференції «Інноваційні агротехнології в умовах глобального потепління» (Мелітополь, 2009), XI конференції молодих учених «Наукові, прикладні та освітні аспекти фізіології,

генетики, біотехнології рослин і мікроорганізмів» (Київ, 2010), міжнародної конференції молодих учених «Актуальні проблеми ботаніки та екології» (Ялта, 2010), II міжнародної науково-практичної конференції «Рослини та урбанізація» (Дніпропетровськ, 2011), II міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів та молодих учених «Фундаментальные и прикладные исследования в биологии» (Донецьк, 2011), XIII з'їзду Українського ботанічного товариства (Львів, 2011), XI международной научной конференции «Сахаровские чтения 2011: экологические проблемы XXI века» (Минск, 2011), всероссийской научной конференции «Ботанические сады в современном мире: теоретические и прикладные исследования» (Москва, 2011), V international young scientists conference «Biodiversity. Ecology. Adaptation. Evolution.» (Odessa, 2011), V международной научной конференции «Биологическое разнообразие. Интродукция растений» (Санкт-Петербург, 2011), Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених та студентів «Екологічна безпека держави» (Київ, 2013), Міжнародної науково-практичної конференції студентів та молодих вчених «Актуальні питання теоретичної та клінічної медицини» (Суми, 2013), V науково-практичної конференції для молодих учених і студентів «Біологічні дослідження – 2014» (Житомир, 2014), міжнародної наукової конференції «Інтродукція, збереження та моніторинг рослинного різноманіття» (Київ, 2014), III міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів, молодих учених «Фундаментальні та прикладні дослідження в біології» (Донецьк, 2014), міжнародної науково-практичної конференції «Проблемы и перспективы исследований растительного мира» (Ялта, 2014).

Публікації. За матеріалами роботи опубліковано 30 наукових праць, з них 8 статей, в тому числі у фахових виданнях України та у виданнях, що входять до міжнародних наукометричних баз, 22 тези доповідей на міжнародних, всеукраїнських наукових та науково-практичних конференціях.

Структура та обсяг роботи. Дисертаційна робота складається зі вступу, 8 розділів, висновків, списку використаних джерел (455 найменування, з них 87 латиницею). Загальний обсяг роботи 250 сторінок, основного тексту 150 сторінок. Робота містить 2 додатки, 44 рисунки, 44 таблиці.

РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНІ ОСНОВИ СТІЙКОСТІ ВИДІВ РОДУ ACER L. ТА РОЛЬ ДЕРЕВНИХ НАСАДЖЕНЬ В ОПТИМІЗАЦІЇ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО І ТЕХНОГЕННОГО СЕРЕДОВИЩА

1.1 Біоекологічна характеристика кленів та їх роль в лісових культурафітоценозах Степового Придніпров'я

1.1.1 Біоекологічні та морфологічні особливості роду *Acer* L.

Серед листопадних деревних порід помірної зони клени являються одними з найбільш цінних у зеленому будівництві, лісовому господарстві, лісових насадженнях. В умовах міської забудови клени широко використовуються для створення паркових та лісопаркових фітоценозів і виступають часто основною формуючою деревною породою (*A. platanoides* L.). У групових та поодиноких посадках, в озелененні площ, проспектів, бульварів використовуються також *A. saccharinum* L., *A. pseudoplatanus* L., *A. tataricum* L., *A. negundo* L. і їх різноманітні форми. Клени широко залучаються для озеленення як промислових, так і селітебних та рекреаційних зон завдяки своїм високим декоративним якостям із сезонним аспектом та наявності масивної крони, що здатна виконувати санітарно-гігієнічну роль, адсорбуючи поверхнею листків пил та аерогенні поллютанти. Видовий склад кленів у насадженнях різного функціонального призначення, а особливо на промислових територіях, на сьогодні дуже обмежений. Це види *A. tataricum* L., *A. campestre* L., *A. platanoides* L., які природно зростають у степовій зоні, *A. pseudoplatanus* L., ареал якого знаходиться в західних областях України і на Поділлі, а також північноамериканські інтродуценти *A. saccharinum* L., *A. negundo* L., які стали майже обов'язковими компонентами культурних насаджень. Досвід культури роду *Acer* L. в Україні показав перспективність інтродукції та впровадження кленів в озеленення на основі вивчення екологічної амплітуди видів та їх адаптивних властивостей в природно-кліматичних умовах певного інтродукційного району [181].

Рід *Acer* L. налічує 157 видів [180], поширених переважно у помірних і субтропічних зонах Європи, Азії та Північної Америки, і тільки деякі види, які

не представляють цінності для інтродукції в Україну, природно зростають у Північній Африці, Центральній Америці та тропічній зоні Азії.

Найбільша кількість видів *Acer* L. Зосереджена в Південно-Східній Азії, де знаходиться центр філогенетичного формування роду, зокрема в Китаї – 87 видів, в Японії – 31, на Корейському півострові – 17, в Гімалаях – 15 видів (рис.1.1). Як зазначає М. А. Кохно [180], аналіз ареалів видів *Acer* L. показує, що переважна кількість видів зосереджена в гірських областях північної півкулі, які є резерватами роду *Acer* L., де зберіглася більша частина видів багатой та різноманітної флори кленів кінця третинного періоду.

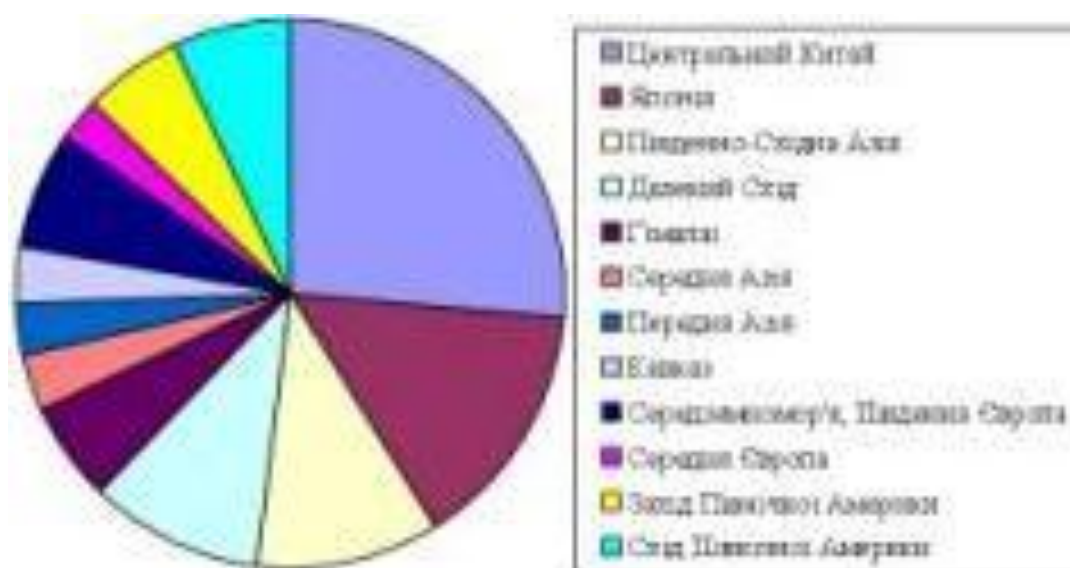


Рис. 1.1 Розподіл видів роду *Acer* L. за природними ареалами

Сучасна система роду Клен включає 17 секцій [263], в яких виділяються більш дрібні таксономічні одиниці – ряди (від 1 до 5). Представники філогенетично старих секцій і рядів (секція *Platanioidea*, ряд *Picta*; секція *Lithocarpa*; секція *Microcarpa*, ряд *Sinensis*; секція *Trilobata*, ряд *Trifidia*; секція *Macrantha*, ряди *Parviflora*, *Crataegifolia*, *Micrantha*) відзначаються стійким, консервативним обміном речовин, що мало змінюється під впливом зовнішнього середовища, і тому мають невеликі перспективи інтродукційної адаптації [263]. Більш перспективні в цьому аспекті представники філогенетично молодих секцій (*Saccharina*, *Trifoliata*, *Glabra*, *Cissifolia*, *Negundo*), які відзначаються більш лабільним обміном речовин в змінних

умовах існування. Проте, як зазначає М. А. Кохно [180], відомі випадки успішної інтродукції філогенетично старих видів свідчать про тривалий автохтонний розвиток їх в процесі переходу до сучасної флори. Такі види володіють значним інтродукційним потенціалом, який має бути вивчений в ході дослідження стійкості цих видів в нових умовах зростання.

Екологічні властивості видів кленів формувалися впродовж тривалого процесу філогенезу і обумовлені передусім ґрунтово-кліматичними умовами природного зростання. Відповідно до екологічних вимог, види кленів займають певні екологічні позиції в біогеоценозах в межах природного ареалу.

Більшість видів кленів у фітоценозах ростуть у другому ярусі. Як зазначають М. А. Кохно та Н. А. Аксьонова [1, 180], завдяки цій особливості, яка склалася в процесі філогенезу, переважна більшість кленів є тіньовитривалими рослинами. Ця властивість кленів може бути використана при створенні штучних лісових фітоценозів, так як завдяки тіньовитривалості в молодому віці клени не є конкурентами головних порід.

Невеликий рівень освітленості в природних умовах зростання обумовлює вибагливість кленів до родючості ґрунту, у зв'язку з чим, більшість кленів мега- та мезотрофи (рис. 1.2), які не витримують надлишку карбонатів і засоленості ґрунту і віддають перевагу середньосуглинковим за гранулометричним складом ґрунтам.

Окремі види характеризуються більшою світлолюбністю наряду з меншою вимогливістю до родючості ґрунту. Так, представники секції *Trilobata* і *Goniocarpa* зростають, відповідно, на бідних вологих ґрунтах та на сухих родючих ґрунтах і, таким чином, нестачу поживних речовин і води компенсують підсиленням фототрофним живленням на світлі.

По відношенню до вологи, більшість кленів – мезофіти, проте, винятком є середземноморські види (секція *Goniocarpa*) – ксеромезофіти, та деякі північноамериканські види (секції *Rubra*, *Saccharina*, *Gemmata*, *Lithocarpa*) – мезогігрофіти. За співвідношенням гігротопу і трофотопу ксеромезофіти і мезогігрофіти потребують більш поживних ґрунтів, у мезофітів більш широка амплітуда трофності ґрунту – від відносно бідних до багатих ґрунтів (рис. 1.2).

Гігروتопи	Трофотопи			
	Бідні	Відносно бідні	Відносно багаті	Багаті
Дуже сухі				
Сухі				
Свіжі				
Вологі				
Сирі				
Мокрі				

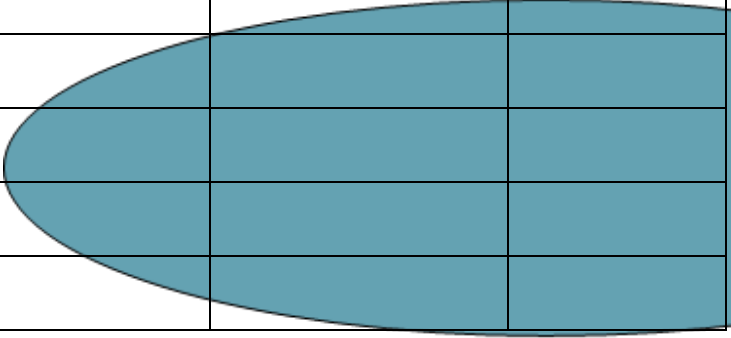


Рис. 1.2 Екологічна приуроченість видів роду *Acer* L. до умов зволоження та родючості ґрунту (за М. А. Кохно, 1967).

Екологічні властивості кленів щодо зволоження відбиваються на морфологічних ознаках, насамперед на величині листка. Рід *Acer* L. слугує класичним прикладом прямого зв'язку між цими ознаками: вологолюбні види мають найбільш велике листя, у посухостійких видів із секцій *Platanoidae* і *Trilobata* – невеликі і навіть дрібні листки.

Таким чином, різні за походженням та систематичним положенням види роду *Acer* L. характеризуються досить широким спектром екологічних умов до освітленості, зволоженості та родючості ґрунту. Зважаючи на це, окремі представники роду є перспективними для створення штучних лісових та озеленувальних насаджень у степовій зоні.

1.1.2 Клени у природних і штучних лісонасадженнях Степового Придніпров'я

Рослинність степової зони представлена степовими ценозами. Лісові ценози являються нетиповими і знаходяться у стані географічної невідповідності у степовій зоні [316]. В умовах степу ліс виступає як інтразональний комплекс екосистем. Лісові ценози зустрічаються у вигляді природних лісів і перелісків у заплавах річок Дніпро, Дністер та їх приток. У подібних інтразональних місцезростаннях формуються особливі мікрокліматичні й едафічні умови, які

мають різний ступінь екологічної відповідності для лісових угруповань. Рослинні угруповання степових лісів відрізняються значним видовим різноманіттям та складною просторовою структурою [16, 18].

У ландшафтно-геоботанічному аспекті все розмаїття природно-територіальних систем Степового Придніпров'я вміщається в типологічну схему, запропоновану в 1950-ті роки О. Л. Бельгардом – водороздільно-балковий, водороздільно-подовий, приводороздільний (пристінний), яружно-балковий і долинно-терасовий ландшафти [16]. Кожен з типів наповнюється конкретним змістом (видовим складом і топологічною структурою) залежно від особливостей мезорельєфу, конкретного вододілу (річкового басейну) і характеру антропогенного впливу.

Помітні зміни вносять у структуру рослинного покриву степової зони річкові долини (рис. 1.3). Фактор заплавності, внесений О.Л. Бельгардом [16] до типології лісових ценозів, наряду з двома основними едафічними факторами – вологістю і трофністю ґрунту, став основою для визначення типу лісорослинних умов у лісах степової зони. Крім того, заплавність обмежує вплив фактора зональності, що створює умови формування лісових ценозів і штучних лісових масивів. Особливі умови, що утворюються при комбінації різного ступеню заплавності, зволоженості (типу гігротопа), трофності ґрунту (типу трофотопу) обумовлюють формування певного типу лісу (рис 1.3).

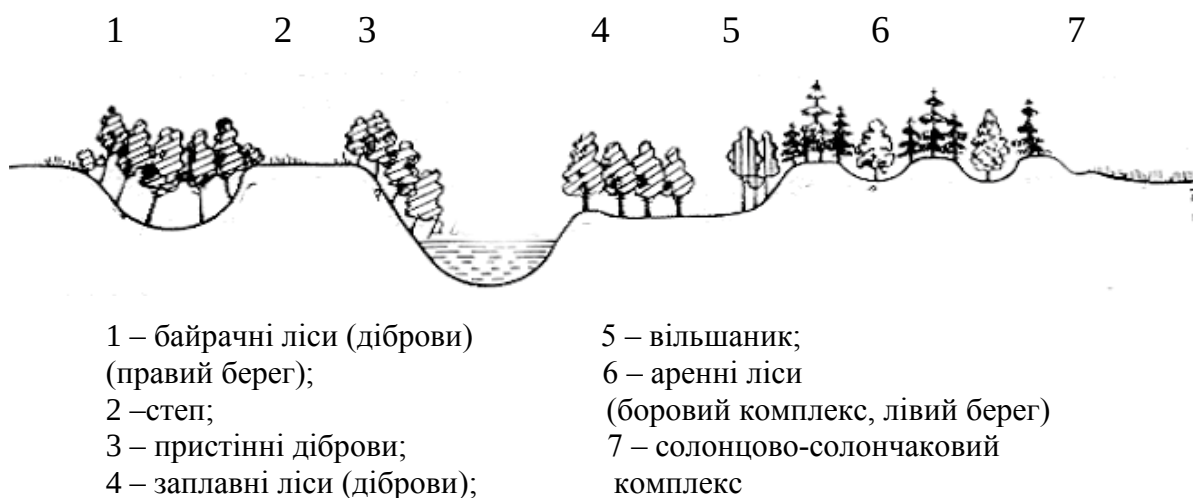


Рис. 1.3 Лісові ценози в розрізі долини р. Самара (за О. Л. Бельгардом, 1971)

Трофність ґрунту залежить від рівня мінералізації. При мінімальному рівні мінералізації рівень родючості низький. При подальшому збільшенні мінералізації внаслідок дії алювіальних процесів, лісорослинні умови набувають статусу оптимальних, тобто родючість зростає. Проте, коли мінералізованість перевищує оптимальний рівень в умовах степової зони, ґрунти набувають властивостей ґрунтів засоленого ряду [18]. За таких обставин лісорослинні умови погіршуються, рослини відчувають фізіологічну сухість через підвищений вміст солей у ґрунті.

Гігротоп є показником зволоженості ґрунту і обумовлює формування типу лісу відповідно від сухого до свіжого (оптимальні умови щодо зволоженості) та до вологого і мокрого (болотяні перезволожені території). На сухих та сухуватих гігротобах рослини витримують максимальний гідротермічний стрес. Такі умови є придатними для росту лише ксерофітних та мезоксерофітних рослин. Оптимальними є мезофільні та гігромезофільні гігротопи, так як такий рівень зволоженості достатній для всіх мезофітних видів. При подальшому зростанні зволоженості ґрунту видове різноманіття деревних рослин зменшується, превалюють рослини, стійкі до надмірного зволоження.

На Дніпропетровщині у заплаві Дніпра видове різноманіття рослинності *довгозаплавних лісів* представлене здебільшого заплавностійкими видами (*Populus nigra*, *Salix alba*). У довгозаплавних лісах зрідка може траплятися *Acer tataricum*, який за екоморфами заплавної О. Л. Бельгарда, взагалі віднесений до позазаплавних видів.

Короткозаплавні ліси, приурочені до заплав річок Самара, Оріль, Вовча, характеризуються більш значним різноманіттям видів, в тому числі і деревних. Клени у короткозаплавних лісах являються супутниками *Quercus robur*.

Представники роду Клен зустрічаються у всіх чотирьох ізотрофних рядах короткозаплавних лісів (D'с, D'ас, D'п, E'), які виділяє О. Л. Бельгард в залежності від рівня мінералізації. Кожен з даних рядів поділяється на типи лісу в залежності від гігротопу. Клени зустрічаються у лісах з типами гігротопу від свіжуватого до мокрого.

У короткозаплавних безясенових липових дібровах ($D's$) утворюються оптимальні умови для зростання мегатрофів та мезотрофів, якими і є досліджувані види кленів (*Acer platanoides*, *A. campestre*, *A. tataricum*). Гігروتопи даних типів лісів є оптимальними для ксеромезофітних та мезофітних кленів.

У липовій діброві із зірочником ($D's_2$) із заляганням ґрунтових вод до 2 м збільшується кількість кленів у порівнянні з попереднім типом липової діброви ($D's_{1-2}$), що вказує на оптимізацію лісорослинних умов для аборигенних представників роду *Acer* L.

За умов більшого рівня зволоження формується тип лісу $D's_{2-3}$ (липова діброва із широкотрав'ям), в підліску якого переважає *Acer tataricum*, серед деревних рослин першого ярусу зустрічається *Acer campestre*. В більш вологих гігروتопах (тип лісу $D's_3$) *A. tataricum* залишається важливим компонентом підліску наряду з іншими видами, майже не зустрічається *A. campestre*, що свідчить про нездатність переносити даним видом надмірного зволоження. *A. platanoides* є ще більш чутливим до рівня зволоження, так як присутній лише у лісах $D's_{1-2}$ і відсутній у всіх інших типах безясенових липових дібров.

Кращими лісорослинними умовами, за рахунок збільшення родючості, характеризуються ліси типу $D'ac$ (короткозаплавні липо-ясеневі діброви). Такі умови є оптимальними для зростання кленів, де вони присутні як у деревостані, так і в підліску. (*A. tataricum*, *A. platanoides*, *A. campestre*).

У середніх і притерасних зонах заплави рівень мінералізованості підвищується, що обумовлює погіршення лісорослинних умов зростання. За таких умов утворюються короткозаплавні бересто-ясенові і в'язо-ясенові діброви (тип лісу $D'p$) зі солестійкою мезотрофною та ксеромезофільною синузією *A. tataricum* у підліску. Серед деревних рослин домінують характерні для даного типу лісу види: *Quercus robur.*, *Ulmus foliacea*, *Fraxinus excelsior*, серед яких зустрічається і *A. campestre*. На притерасній зоні заплав невеликих річок лісорослинні умови погіршуються через високий рівень мінералізації, що спричиняє фізіологічну сухість [18]. Тут формуються солестійкі короткозаплавні бересто-чорнокленові дубняки у підліску домінує *A. tataricum*.

Загалом, можна зробити висновок, що для кленів, які належать за екоморфами до мега- і мезотрофів, мезофітів та ксеромезофітів, сциогеліофітів, лісорослинні умови короткозаплавних лісів у межах степової зони є оптимальними для природного зростання.

Позазаплавні ліси представлені аренними та байрачними лісами. Позазаплавне положення даних лісів характеризується відсутністю таких факторів, як заплавність та алювіальність, через що підвищується роль зонального фактору. Окремо вирізняються позазаплавні чагарникові ценози.

Аренні ліси на лівобережжі Дніпра за ґрунтово-гідрологічними особливостями чітко відрізняються від плакорних чорноземних степів, так як субстратом виступають малородючі піщані ґрунти, бідні на мінеральні речовини та органічні колоїди. Поверхневий сток майже відсутній, і дощова вода відразу проникає на глибину – до ґрунтових вод і внаслідок слабкої капілярності не випаровується на поверхню, що сприяє накопиченню вологи на певній глибині, тоді як верхні горизонти літом пересихають, а температура на поверхні може досягати 54°C [16]. У лісах типів АВ (степові бори: сосняки), В (степові суборі: дубо-сосняки) клени не зустрічаються через низьку трофність ґрунту, як основного обмежуючого фактора. Лише у судібровах (типи лісу С – сосно-дубняки) у підліску розповсюджений *A. tataricum*, як один із найбільш посухостійких та найменш вимогливий до родючості ґрунту видів роду Клен у степовій зоні.

У дубняках з куничником наземним (тип лісу С₁₋₂) *A. tataricum* настільки домінує в чагарниковому ярусі, що можна навіть назвати цей ліс «чорнокленовиком», де *A. tataricum* може давати до 70 % зімкненості крони і відігравати значну роль у тіньовій структурі лісового ценозу.

Таким чином, в ході аналізу видового складу деревних порід аренних лісів встановлено, що *A. tataricum* єдиний з кленів, який зустрічається у даних лісах з найбільш родючим ґрунтом (середні та важкі супіски).

Байрачні ліси, які приурочені до яружно-балкового ландшафту правобережжя Дніпра та його притоків, характеризуються особливими мікрокліматичними і ґрунтовими умовами, великим різноманіттям екотопів, і

як наслідок, різноманіттю рослинного покриву: «...тут мікроклімат змінюється буквально на кожному кроці...» [16]. У байрачних лісах клени відіграють важливу роль. У більшості типів дубрав клени (*A. platanoides*, *A. campestre*) виступають супутниками основних порід. Архітектоніка і щільність крони даних видів обумовлює функцію затінення лісового полог, навіть за умов випадіння основних порід. *A. tataricum*, що є компонентом підліску дубрав, попереджає проникнення степових видів до лісу.

На схилах балок активно відбуваються процеси змиву ґрунтів, в нижній частині схилів – процеси акумуляції. На днищах балок спостерігається надмірне зволоження за рахунок стоку атмосферних опадів з оточуючих водозбірних площ та близького залягання ґрунтових вод. Часто відбуваються процеси засолення тальвегів, тому лісова рослинність трапляється тільки на схилах-пристінах. При цьому формуються особливий тип ґрунтів, не характерний для степової зони – чорнозем лісовий [317]. Лісова рослинність приурочена до верхів'я балок і переважно до схилів північних експозицій. На схилах південних експозицій, де більш виражена ерозійна діяльність, деревно-чагарникової рослинності менше.

Основу байрачних лісів складають діброви, які за породним складом аналогічні короткозаплавним лісам мегатрофної групи (Dc' , Dac' , Dn' , E'), тобто тим природним лісовим ценозам в степу, які найбільш придатні для зростання аборигенних видів кленів. Клени значною мірою представлені у всіх типах байрачних лісів – як у деревостані, так і в підліску.

До складу байрачних лісів входять чотири групи типів (Dc , Dac , Dn , E). На збіднених едафотопх Dc формуються липо-ясеневі, липо-грабові діброви (типи лісу Dc_2 , Dc_{2-3} , Dc_3), де у деревостані в значній кількості присутні *A. platanoides*, *A. campestre*, в підліску – *A. tataricum* поряд з бруслиною і глодом.

На більш родючих едафотопх Dac формуються найбільш складні і продуктивні липо-ясеневі діброви, у деревостані яких, крім домінуючих видів, у значній кількості присутні *A. platanoides*, *A. campestre*, у підліску домінує *A. tataricum*. У бересто-чорнокленових дубняках (група типів лісу E) у

деревостані у незначній кількості присутній *A. campestre*, у підліску беззаперечно домінує *A. tataricum*. На сильнозмитих ґрунтах (трофотоп Е) із сухуватим та свіжуватим гігротопом серед кленів лише *A. tataricum* є адаптованим до лісорослинних умов і займає домінуючу позицію у підліску.

Таким чином, визначено, що клени є необхідним компонентом природних лісів степової зони, обумовлюючи стійкість лісових ценозів у невідповідних географічних умовах.

Середовищеперетворююча роль кленів у лісових біогеоценозах значна і обумовлюється наступними параметрами: значенням у світловій структурі, тривалістю середовищеперетворюючої ролі насаджень, типу насадження (видовий склад та конструкція посадки) [18, 17]. Клени, наряду з дубами, являються щільнокронними деревами, що максимально притінують ґрунт, попереджаючи проникнення степантів, збагачують видовий склад лісових насаджень, сприяючи формуванню стійкості лісових ценозів до шкідників та хвороб, які уражують окремі види [121]. Клени як деревні рослини мають важливий вплив на ґрунт та підстилку, виступають джерелом мінеральних елементів, в тому числі Ca^{2+} , що обумовлює родючість. Листовий опад підтримує температурний та гідрологічний режим ґрунту, зменшує добові коливання температур та інтенсивність випаровування, запобігає промерзанню ґрунту [14, 13].

Відповідно до певних лісорослинних умов формуються й відповідні екоморфи. Досліджувані види кленів є мезофітами і ксеромезофітами, що зростають на свіжих ґрунтах (табл. 1.1), але майже всі вони мезотрофи – середньовибагливі до родючості ґрунтів, крім *A. platanooides* і *A. pseudoplatanus*, яким потрібні родючі ґрунти. Високо вибагливими до світла є інтродуценти з Північної Америки (*A. saccharinum*, *A. negundo*), Середземномор'я (*A. monspessulanum*) та Східної Азії (*A. semenovii*). Інші види, головним чином аборигенні, можуть витримувати притінення. Усі види кленів являються сільвантами, більшість видів культивуються у ботанічних садах, *A. negundo* відноситься до рудерантів через свою фітоценотичну агресивність та здатність до витіснення інших видів [305].

Таблиця 1.1

Відповідність екоморф кленів певним екотопам

№ з/п	Вид	Трофоморфи	Гігроморфи	Геліоморфи	Ценоморфи
1	<i>A. platanoides</i>	MgTr	Ms	ScHe	Sil
2	<i>A. pseudoplatanus</i> *	MgTr	Ms	ScHe	Sil
3	<i>A. saccharinum</i> *	MsTr	KsMs	He	Sil
4	<i>A. negundo</i> *	MsTr	KsMs	He	SilRu
5	<i>A. campestre</i>	MsTr	KsMs	ScHe	Sil
6	<i>A. tataricum</i>	MsTr	KsMs	ScHe	Sil
7	<i>A. trautvetteri</i> *	MsTr	Ms	ScHe	Sil
8	<i>A. semenovii</i> *	MsTr	Ms	He	Sil
9	<i>A. ginnala</i> *	MsTr	Ms	ScHe	Sil
10	<i>A. monspessulanum</i> *	MsTr	KsMs	He	Sil

Примітка: * – рослини, що культивуються у Степовому Придніпров'ї (за В. В. Тарасовим, 2005)

При створенні штучних лісових насаджень в умовах Степового Придніпров'я клени є незамінними компонентами, так як в природних лісах за різних умов трофності і вологості ґрунту аборигенні види кленів широко розповсюджені. Видовий склад деревних рослин має складатись з максимально стійких порід [8], що є можливим лише завдяки інтродукційним випробуванням.

Аборигенні види є основою для створення штучних деревних насаджень. Так, *A. platanoides* являється деревом першої величини, утворює густу масивну крону, яка здатна інтенсивно притіняти підстилку і ґрунт, відіграючи значну роль у тіньовій структурі насаджень [82].

Густу та компактну крону, яка виконує функцію затінення, має *A. campestre* – дерево другої величини. Даний вид виступає супутником *Q. robur*, а також є цінною породою – супутником в штучних лісонасадженнях при домінуючих породах *Gleditsia triacanthos*, *Robinia pseudoacacia*, *Fraxinus excelsior*, яким притаманні ажурні та напіважурні крони, що недостатньо затінюють ґрунт. *A. tataricum* є стійким видом у складних лісорослинних умовах. Даний вид витримує посуху як фізичну, так і фізіологічну, тобто є стійким як на сухих ґрунтах, так і на засолених [1]. Клен татарський може використовуватись на змитих, кам'янисто-щебневих, засолених ґрунтах, тобто там, де інші види неефективні через недостатню стійкість. Також, *A. tataricum* висаджують у лісосмугах, як стійкий до посушливих умов степу вид [305].

Рід Клен характеризується наявністю стійких до посушливих умов степової зони видів. Керуючись законом гомологічних рядів М. І. Вавілова [37], можна стверджувати, що родовий комплекс Клен містить види із філогенетично сформованими механізмами стійкості до аридних умов степової зони. Інтродукційні випробування наряду з фізіолого-біохімічними дослідженнями надають можливість виявити перспективні нові види для впровадження в культуру і створення зелених масивів і захисних зелених зон. Інтродуценти з Північної Америки *A. negundo*, *A. saccharinum*, Західної Європи *A. pseudoplatanus* широко включаються до штучних лісових угруповань та зелених насаджень міст через високий рівень стійкості до стресових факторів, в тому числі й антропогенних [1, 16, 60, 99, 179, 180, 187]. Інші види кленів-

інтродуцентів є перспективними для озеленення, на що вказують успішні інтродукційні випробування у ботанічному саду [34, 70, 131, 230]. В умовах Степового Придніпров'я клени показали високий репродуктивний потенціал, що являється передумовою формування стійких фітоценозів в умовах техногенного навантаження. Встановлено здатність до самовідтворення та життєвості підросту кленів за умов впливу сполук хлору, окислів сірки та азоту, комплексу сполук важких металів та впливу урбанізованого середовища загалом [22, 28, 78, 334, 356, 367]. За результатами досліджень *A. negundo* слід розглядати як найбільш стійкий інвазійний вид серед інших культивованих видів *Acer* L. Розповсюдження *A. negundo* слід контролювати, так як даний вид перебуває на стадії експансії – розширення свого ареалу й інтенсивно проникає у природні та напівприродні рослинні угруповання [39, 40]. З урахуванням високої життєвості та натуралізації даний вид беззаперечно може використовуватись в урбо- та технофітоценозах Степового Придніпров'я.

Враховуючи декоративні якості кленів та їх середовищеперетворюючу роль, можна вважати рід Клен перспективним щодо збільшення видового різноманіття у зелених насадженнях міських агломерацій. Види кленів, інтродуковані у Степове Придніпров'я, які ще не використовуються широко в озелененні, потребують комплексної оцінки стійкості в умовах промислового забруднення. Така прогностична оцінка надасть можливість використовувати нові види кленів з різними декоративними і екологічними характеристиками для створення насаджень певної просторової структури з вираженими естетичними якостями та ефективними фітомеліоративними та санітарно-гігієнічними функціями.

1.2 Екологічна роль деревних насаджень культурфітоценозів у техногенних умовах міських агломерацій

1.2.1 Еколого-фізіологічні особливості адаптації деревних рослин за дії стресових абіотичних факторів

На територіях з техногенним навантаженням у несприятливих кліматичних умовах степової зони України особливо гостро постає задача створення зелених

насаджень, вирішення якої повинно базуватися на вченні про єдність організмів і середовища їх зростання, лісорослинних умов і типів лісу та потребує комплексного екологічного підходу, зумовленого значною різноманітністю природно-кліматичних умов степового регіону [18, 82, 305, 325, 342, 369]. Штучні зелені масиви зменшують техногенне навантаження на ґрунт і атмосферу, виконують ґрунтово-захисну і вологорегулюючу функції, що є особливо актуальним на урбанізованих і техногенно забруднених територіях [56, 192].

В таких фітоценозах, крім природно-кліматичних умов, на рослини впливають і фактори урбогенного характеру. Так, визначено, що урбанізація ландшафту і техногенний прес на навколишнє природне середовище зумовлюють істотні зміни властивостей місцевих екотопів, мікроклімату і умов існування рослин [56, 193, 54]. Вологість ґрунту міських насаджень, за П. С. Гнатовим, в 2-3 рази менша за відповідні показники в лісі [56]. Доведено, що на процес живлення рослин в урбанізованих екосистемах особливо істотно впливають порушені властивості ґрунтового вбирного комплексу, вологість, щільність та забрудненість ґрунту хімічними речовинами. Ксерофілізоване техногенне довкілля зумовлює формування водного дефіциту, пригнічує дихання, ріст клітин, гальмує фізіологічні процеси [157, 23].

Велика кількість полутантів зі стаціонарних та пересувних джерел потрапляє в атмосферне повітря і ґрунти і значними кількостями проникає у листки та корені рослин, чим істотно коригує кореневу асиміляцію основних необхідних макро- і мікроелементів та порушує кругообіг речовин [55].

Загалом, навколишнє середовище промислового міста поєднує у собі велику кількість стрес-факторів для рослин, які пригнічують їх розвиток та життєдіяльність [144, 54, 124, 169, 362, 402].

Таким чином, екологічні властивості урбанізованого середовища є відмінними від природнього і здійснюють несприятливий вплив на рослини, поряд із стресовими природними екологічними факторами. Специфіка урбофітоценозів в умовах степової зони полягає в тому, що забруднення довкілля може посилювати негативний вплив будь-яких стресових природних чинників таких як морози, посуха, шкідники тощо [148].

Група хімічних стрес-факторів надзвичайно різноманітна і багата активними агентами у великих містах і промислових центрах [144, 351]. Домінуючими є газоподібні викиди теплоелектростанцій, транспорту та промисловості [144]. У складі аерогенних викидів містяться такі хімічні сполуки як сірчистий газ, окисли азоту, чадний газ, фтор, хлор, аміак, сполуки важких металів, органічні сполуки, сажа, пил та інші. Усі хімічні речовини є особливо небезпечними через здатність до міграції з потоками повітря, утворюючи шкідливі конгломерації у вигляді димів, туману, пару, пилу, смогу тощо, що різняться між собою величиною часток, швидкістю осідання в повітрі та електромагнітним спектром. При діаметрі частинок від 0,5 до 2000 мкм зі спектром в інфрачервоній області і швидкості осідання близькій до закону Стокса експалати відносять до пилових часток; парами і туманами прийнято називати частки діаметром від 0,03 до 100 мкм зі спектром у видимій області і меншою швидкістю осідання, ніж у пилу; дими відрізняються меншими розмірами часток – від 0,01 до 1 мкм, спектром в ультрафіолетовій області, більшою швидкістю руху частинок, ніж швидкістю осідання, тобто здатними до максимально віддаленого переміщення. До складу пилу можуть входити ливарний пісок, добрива, цемент, летюча зола, частки ґрунту, пилоподібне вугілля. Крім того, пил містить різноманітні сполуки, що утворюються при переробці та спалюванні сировини як кислого, так і лужного характеру, а також різні солі, сажу. У складі парів і туманів трапляються різні випаровування: туман кислот, пари окислів цинку, хлористого амонію, сірчистого газу. До димів відносяться нафтовий, смоляний, вуглецевий дим і гази [225].

Дими, тумани і пари мають властивість безпосереднього проникнення у продихи листків і впливу на метаболізм клітин, внаслідок чого хімічні агенти включаються у фізіологічні та біохімічні реакції, проявляючи токсичну дію [23, 27, 79, 332]. Найагресивнішими є газові стресори – саме фтор, хлор, окисли сірки та сполуки азоту [23, 29, 111, 117, 144, 332, 417].

Пилові частки також здатні до проникнення через клітинну стінку і впливу на процеси життєдіяльності клітини, проте первинним стресом для контактуючої поверхні листка є механічне блокування продихів, яке погіршує

транспірацію і газообмін. Осідання пилу на поверхні листків знижує ефективність використання світла, порушується водний режим. Крім того, розчинні сполуки в складі пилу часто проникають в клітини разом з вологою і викликають порушення, подібні до дії газів або солей [147].

Найстійкішими і тривало діючими полютантами є важкі метали – складові викидів різного типу, але в більшості – пилу, що, як правило, включаються у малий біологічний цикл. Вони можуть негативно впливати на фотосинтез рослин [24] і на всі інші метаболічні процеси. Окислювальний стрес, що виникає внаслідок впливу важких металів, вносить в метаболізм деструктивні зміни [141, 390, 405, 432]. Внаслідок метаболічних перебудов змінюється вміст вуглеводів у рослинах [21, 31, 81, 104], акумуляція запасних асимілятів, зокрема у насінні деревних порід [22, 356], показники білкового та водного обмінів [58, 64, 334], зміни активності ферментів [156, 400, 393].

Оптимізація екологічного стану навколишнього середовища можлива у разі використання біогеохімічного бар'єра, яким виступає рослинний покрив і верхні горизонти ґрунту [52, 266]. Для оздоровлення навколишнього середовища необхідне створення стійких зелених насаджень, які б витримували сучасне техногенне навантаження. Зелені насадження у промислових містах Центральної та Східної України створюються здебільшого за рахунок інтродукованих рослин [137, 181, 184, 230]. Інтегральним показником успішної адаптації в районі інтродукції є акліматизація рослини чи навіть її натуралізація, яка свідчить не тільки про пристосованість рослини до нових екологічних умов, але й здатність до повноцінної насінневої репродукції і включення інтродуцента у місцеві фітоценози [181].

Аккліматизація і натуралізація є результатом низки складних адаптивних реакцій на фізіолого-біохімічному рівні, наслідком яких являються анатомо-морфологічні перебудови, зміни якості пилку, схожості насіння, стійкості підросту тощо. Адаптивні реакції являються первинною ланкою пристосувальної стратегії рослинного організму і є безпосередньою відповіддю на зовнішній вплив [56, 60, 166, 175, 291, 426]. Для прогнозування успішності

інтродукції рослин важливо детально дослідити первинні адаптивні реакції на фізіолого-біохімічному рівні на різні види стресу, в тому числі й техногенного.

Адаптація – це здатність організму зберігати достатній рівень функціонування у зміненому середовищі шляхом регулювання внутрішніх процесів [88]. Крос-адаптація – здатність підвищувати стійкість до одного фактору як результат адаптації до фактору іншої природи. Так, відоме підвищення стійкості до техногенного навантаження у рослин, стійких до посухи та засолення ґрунтів. Адаптація рослин до нових умов середовища, за А. А. Жученко [128], досягається за рахунок модифікаційної (фенотипічної) та генетичної мінливості, тобто шляхом перебудови комплексу фізіолого-біохімічних і морфо-анатомічних ознак рослини в онтогенезі та утворення нових норм реакцій у філогенезі.

Адаптація рослин до впливу забруднювачів можлива у вузькому діапазоні концентрацій і за умов, якщо природні фактори не створюють стресових ситуацій для рослин [432]. Оскільки аеротехногенне навантаження є новим екологічним фактором, у рослин відсутні специфічні захисні механізми від такої стресової дії. Тому стійкість рослин до полютантів пояснюється наявністю у них механізмів адаптації до екстремальних факторів навколишнього природного середовища, тобто наявністю преадаптивних структур, що проявляється у морфолого-анатомічних та фізіолого-біохімічних особливостях рослин [144, 168, 187, 225].

Ксерофітизація є одним із напрямів адаптації рослин до несприятливих умов зростання. А. Ф. Ліхановим [205] встановлено, що в умовах техногенного навантаження у Донбасі поблизу шламонакопичувачів, породних відвалів і великих автомагістралей у видів *Acer negundo*, *Caragana arborescens*, *Fraxinus excelsior*, *F. viridis*, *Juglans regia*, *Robinia pseudoacacia* морфологічні аномалії листків і пагонів супроводжуються посиленням ксероморфних анатомічних ознак.

Промислові емісії деструктивно впливають і на формування морозостійкості рослин. За умов техногенного впливу пошкоджені клітини не реагують на зміну довжини дня, при цьому відбуваються зсуви фенофаз, зокрема стану глибокого спокою, затримується підготовка до зимового періоду,

менш якісно проходить етап загартовування рослин. Рослини не встигають накопичити достатню кількість кріопротекторів, більшість з яких є продуктами фотосинтезу та інших метаболічних процесів, які також зазнають негативного впливу поллютантів [10, 21, 134, 55]. У зв'язку з цим в техногенних умовах у рослин зменшується стійкість до низьких зимових температур [272].

За умов довготривалого хронічного впливу ксенобіотиків їх пошкоджуюча дія проявляється у змінах фізіолого-біохімічних реакцій, що є первинними та найбільш чутливими до факторів навколишнього середовища [343, 357]. Зміни метаболізму на фізіологічному рівні є передумовою і морфо-анатомічних змін, в першу чергу морфоструктурних ознак листків.

Стрес, або загальний адаптаційний синдром можна розглядати, як необхідну ланку неспецифічних реакцій рослинного організму, як складову етапу його адаптації до умов зростання та фактор збереження гомеостазу [174, 287, 427, 448].

До неспецифічних належать реакції, які виникають у відповідь на різноманітні подразнення та мають спільні ознаки. Компонентами неспецифічної відповіді на стрес є, зокрема, зміни у білоксинтезуючій системі, фітогормональному балансі, активності ферментів тощо [175, 133, 173].

Неспецифічні реакції реалізують перехід біосистеми у стресовий стан, що забезпечує життєдіяльність системи на новому рівні і полягає у зміні метаболізму, за якого відбувається звуження метаболічної і функціональної активності біологічної системи [166]. Відбувається гідроліз полімерів, нагромадження низькомолекулярних протекторів, синтез стресових білків, у тому числі фітогормонів, фітохелатинів, білків теплового шоку [151]. До неспецифічних реакцій на стрес також відносять зміни активності антиоксидантної системи та осмотичної регуляції [4, 107, 171, 244, 400, 421, 422, 426].

Проте, більшість механізмів активування фізіологічних та біохімічних систем захисту при дії стресових факторів докілька залишаються недостатньо вивченими. Так, зокрема, відсутні системні дослідження проблеми адаптивних реакцій рослин до ксенобіотиків в умовах дії несприятливих ґрунтово-кліматичних факторів. Для Південно-Східної України таким найбільш розповсюдженим і надзвичайно актуальним фактором є посуха. Вірогідність дії

посухи та спеки за І. Є. Бучинським [36] на рослини під час вегетації складає до 40-50% у Степовій зоні. За останнє століття посухи в Україні почастишали, значно розширився їх ареал [36, 288, 338, 339, 344]. Холодні зими з пізніми весняними заморозками і недостатнім сніговим покривом можуть призводити до обмерзання пагонів і кореневих систем декоративних рослин. Таким чином, питання адитивної дії забрудненого атмосферного повітря, в тому числі викидами теплових електростанцій сумісно із складними для рослин ґрунтово-кліматичними умовами постає надзвичайно гостро у промислових містах Центральної та Південно-Східної України.

Дія стресового фактору на рослинний організм має подвійний ефект: пошкоджуючий та подразнюючий [327]. Пошкодження виявляються у порушенні цілісності мембранних структур, зміні їх властивостей, роз'єднанні процесів дихання й фосфорилювання тощо, тоді як стресор-подразник викликає формування цілої ланки захисних реакцій, спрямованих на репарацію пошкодження [48, 199, 428, 446].

Аерополютанти спричиняють зміни морфоструктури вегетативних та генеративних органів рослин, і в першу чергу метаболічних процесів. У численних дослідженнях встановлено зниження річного приросту пагонів, кількості міжвузль, листків на гілці, ксерофітизацію листків і пагонів, дефоліацію, появу аномальних за формою листків, зменшення надземної частини рослин, карликовість [7, 168, 187, 86, 117]. Усі зміни носять адаптивний характер і підвищують життєздатність рослин в умовах техногенного середовища. В ході досліджень тополь за дії викидів підприємств гірничорудної промисловості В. М. Гришко [87] встановив достовірне пригнічення лінійного росту пагонів у 1,4-2,9 разів за рахунок зменшення кількості та розмірів міжвузль, зменшення кількості листків до 2-х разів. Потовщення захисного корку у сходів і підросту *Robinia pseudoacacia* L. до 12 % при дії SO₂ та NO₂ описано у дослідженнях Т. І. Юсипівой [362]. Установлене О. В. Дубовою [117] пригнічення росту та зменшення площі листових пластинок у порівнянні з контролем до 61 % у спіреї в умовах алюмінієвого забруднення значно знижує продуктивність внаслідок зменшення

асиміляційної поверхні. Враховуючи широкий спектр забруднюючих речовин, що викликають дані реакції, їх можна віднести до неспецифічних.

Морфологічні перебудови під впливом полютантів є результатом змін фізіолого-біохімічних процесів, серед яких одним з найбільш чутливих являється водний режим. В умовах гідротермічного стресу, який посилюється дією промислових емісій, реакції рослинного організму спрямовані на зменшення обсягів втрат води і збереження необхідного для життєдіяльності рівня оводненості тканин [196, 197, 275]. Так, під дією техногенних емісій теплових електростанцій та посушливих умов у кленів відмічається підвищення водоутримуючої здатності та осмотичного потенціалу до 40 %, зниження швидкості водовіддачі до 20 %, переважання фракцій зв'язаної води на 8-20% [66, 134]. У лип, що зростають вдовж автошляхів, показники водоутримуючої здатності на 30–40 % вищі, ніж у контрольних рослин [259].

Одним із механізмів внутрішньоклітинного захисту від зовнішніх стресорів є активація «ферментів стресу» – антиоксидантів білкової природи, високоспецифічних до кисню ферментів, що відповідають за нейтралізацію вільних радикалів і пероксидів – каталази, пероксидаз і трансфераз, супероксиддисмутази (СОД) [295]. Вважають, що антиоксиданти є критичними компонентами захисту рослин від ушкоджень, тобто від їхнього стану залежить подальша доля клітин і тканин в умовах стресу [396, 391]. Активація антиоксидантних ферментів простежується авторами за умов впливу температурного стресу, сольового стресу, впливу важких металів таких як кадмію, свинцю, нікелю [228, 156, 246, 189, 97, 247, 371]. Високу активність ферменту каталази авторами виявлено у *Ambrosia artemisiifolia*, що корелює з високим вмістом перекису водню в тканинах рослини в умовах забруднення [246]. При дії кадмію в підвищених концентраціях на рослини гороху активність СОД зростала на 44%, а активність пероксидаз – на 24% [275]. Під впливом іонів міді на *Brassica juncea* спостерігалось зростання активності таких ферментів, як пероксидази (на 95-110%), каталази (на 30-106%), СОД (на 9-16%) [93]. Таким чином, окисні ферменти є маркером стресового стану рослин.

Підвищена їх активність вказує на наявність у тканинах активних форм кисню, що є індикатором негативного впливу факторів навколишнього середовища.

Неспецифічним індикатором на вплив стресових пошкоджуючих факторів, в тому числі ксенобіотиків, є вміст білків та вуглеводів. У літературних даних існують суперечливі відомості щодо напрямку змін вуглеводного обміну під впливом поллютантів. За умов впливу техногенних емісій здебільшого спостерігається зниження вмісту водорозчинних форм цукрів. Так, в умовах хронічної дії на рослини сполук SO_2 , NO_x , H_2S , NH_3 , фенолів виявлене зниження вмісту сахарози в пагонах лип – до 29,0 % [366], в умовах впливу викидів автотранспорту вміст водорозчинних вуглеводів в листках лип менший в 2-3 рази у порівнянні з контролем [56, 57]. В. С. Більчук і Л. В. Шупранова [31] в умовах хронічного впливу на рослини роду *Acer* L. інгредієнтів промислових викидів ВАТ «Дніпрококс» відзначають зменшення кількості сахарози на 8-22 % та відновлювальних цукрів на 6-12 % порівняно з контролем, що пояснюється нижчим рівнем накопичення крохмалю в корі та деревині кленів. Дані щодо зниження вмісту водорозчинних вуглеводів у листках підтверджуються дослідженнями *A. negundo* в умовах трубопрокатного заводу Т. І. Юсипівною [364], так само як у самосіву *A. platanoides* [365].

Інші автори відмічають як адаптивну реакцію на забруднених територіях підвищений вміст водорозчинних форм вуглеводів у листках. У зоні забруднення викидами алюмінієвого комбінату в листках *Spiraea media* спостерігається збільшення вмісту невідновлюючих цукрів [117], як і у виду *Cotoneaster atropurpureus*, що росте в умовах інтенсивного автомобільного руху [312]. Проте, З. В. Грицай [80] вважає підвищений вміст сахарози у листках *A. platanoides* внаслідок впливу окислів сірки і азоту та важких металів результатом послаблення відтоку дисахариду до аттрагуючих органів, про що свідчить знижений вміст сахарози у насінні досліджуваних рослин.

Однією з адаптивних реакцій рослин на стрес є підвищення вмісту білків [173]. У стійких рослин постійний хронічний вплив невисоких доз поллютантів стимулює підвищення рівня амінокислот, внаслідок білкового синтезу. Особливо чітко дана реакція простежується за умов холодового стресу на

прикладі садового жасміну і чубушників [106, 137] та гідротермічного стресу у кленів [69]. Проте, під впливом важких металів часто спостерігається гідроліз білків, що супроводжується зниженням вмісту білків і є характерною реакцією для малостійких видів. Так, Д. Д. Тищенко [313] виявила пригнічення реакцій білкового обміну листків та пагонів кизильників до 20 % в умовах автотранспортного навантаження у порівнянні з контролем. Аналогічна реакція спостерігається і у фіксованих умовах моделювання впливу іонів ртуті та свинцю на білковий обмін листків кленів в перші чотири доби дослідження з подальшою стабілізацією вміста білка до рівня контролю на дванадцятую добу, що свідчить про адаптацію рослин [257]. У листках *Populus pyramidalis* відзначено зростання рівня проліну за умов впливу Бурштинської ТЕС в 3 рази – до 0,74 мг/г, на урбогенних територіях – вдвічі – до 0,52 мг/г у порівнянні з контролем 0,24 мг/г, що вказує на наявність стресового стану рослини [241].

Відомо, що іони важких металів у різній мірі стимулюють таку специфічну захисну реакцію, як синтез специфічних металозв'язуючих білків – фітохелатинів. Такі елементи, як Ca, Al, Na, Mg не індукують утворення металлотіонеїнів, а саме фітохелатинів, індукція синтезу відбувається внаслідок впливу Cd, Zn, Cu, Hg, Au, Ag, Co, Ni, Pb. Фітохелатини – низькомолекулярні пептиди, що синтезуються з відновленого глутатіону в присутності важких металів ферментом фітохелатінсинтазою. Зв'язування металів відбувається за рахунок великої кількості цистеїну, що входить до конфігурації пептиду, крім складових глютаміну і одного гліцину [296, 385, 420].

1.2.2 Фітомеліоративна та середовищеперетворююча роль деревних насаджень в умовах техногенного навантаження

Фітомеліорація передбачає поліпшення умов природного середовища за допомогою культивування рослин або підтримання природних рослинних угруповань [193]. Відомі фітонцидні, шумопоглинальні, газозахисні і газопоглинальні властивості насаджень різного породного складу [187, 191].

Найбільш актуальною у техногенно змінених екосистемах є кумулятивна здатність рослин відносно різних хімічних речовин та елементів, у тому числі

важких металів. Рослини, поглинаючи хімічні сполуки з повітря та ґрунту, накопичують їх у своїх тканинах і органах – відбувається процес фітоекстракції [430]. Акумуляція зеленими насадженнями значної кількості шкідливих для біоти аерозолів, хімічних елементів та сполук є бар'єром для їх подальшого розповсюдження, що має велике значення в запобіганні ряду захворювань у населення [153]. Основною умовою для виконання фітомеліоративної функції рослинами в промислових центрах є їх висока поглинаюча здатність, тобто обсяги поглинутих токсикантів, за наявності високої стійкості до забруднювачів. Крім того, ефективність поглинання та накопичення токсикантів кожним окремим рослинним екземпляром залежить від величини площі поглинаючої листової поверхні.

Багато уваги вивченню фітомеліоративної здатності деревних і чагарникових рослин щодо окислів сірки присвячено в роботах Г. М. Ількана та його наукової школи. Встановлено максимальну газопоглинальну здатність різних порід, зокрема, одного екземпляра для тополі бальзамічної та ясена зеленого – 180 г та 170 г SO_2 за вегетаційний період відповідно з розрахунку, що одне дерево несе 10 кг сухої маси листків. Меншою здатністю до поглинання окислів сірки характеризуються такі види як липа серцелистна – 100 г, клен ясенелистий – 30 г, клен гостролистний – 20 г SO_2 . Серед чагарників кращою здатністю до фітоекстракції характеризуються дерен білий – 45 г, бузок звичайний – 20 г, карагана деревовидна – 18 г SO_2 за вегетаційний період з розрахунку 3 кг сухого листа на одну рослину [144].

На територіях з високим рівнем розвитку промисловості, як Дніпропетровська область, де обсяги викидів в атмосферне повітря складають від 1100 до 1360 тис. т на рік, вирішення питання мінімізації негативного впливу токсикантів на всі компоненти біогеоценозу та здоров'я людини є життєво необхідним [120, 193]. Високо ефективним та безпечним залишається фітомеліоративний метод. Встановлено, що 1 га деревостану середнього віку, який формує близько 4 т сухої маси листків, поглинає до 400 кг SO_2 , 100 кг HCl , 20-25 кг фторидів з максимальною потенційною поглинальною здатністю до 700-1000 кг/га за рік [144]. Так, за даними Г. П. Зарубіна [139], одне дерево

здатне адсорбувати до 30-40 кг пилу, а з масивною кроною, як, наприклад, у кленів гостролистого та несправжньооплатанового, – до 68 кг пилу та твердих часток, складовими яких являються в тому числі і важкі метали. Відомо, що хвойні насадження характеризуються високою пилопоглинальною здатністю [347], проте в посушливих умовах Степового Придніпров'я масивні хвойні ліси не є характерними, в природних умовах представлені локальними острівцями арених соснових борів, а в населених місцях – окремими одиничними або груповими посадками. Тому, хвойні насадження поступаються листяним за обсягами пилоосадження: до 40 т пилу 1 га насаджень за рік, в той час як пилозатримуюча здатність листяних насаджень складає до 100 т за рік [112].

Фітомеліоративна функція рослин не обмежується показниками накопичення забруднюючих речовин у листках. Слід враховувати, що велика кількість токсикантів акумулюється пагонами, коренями, генеративними органами, може вимиватися опадами, транспіруватися з током води [144, 147, 186]. Таким чином, обсяги виключених рослинами з навколишнього середовища речовин можуть перебільшувати показники, вимірювані у ході досліджень.

Велику увагу дослідників привертають питання вилучення, детоксикації важких металів рослинами та методів покращення фітомеліоративних функцій насаджень. Основними шляхами поглинання ксенобіотиків є коренева система та надземна частина рослин. Інтенсивність поглинання є видоспецифічною і залежить від факторів навколишнього середовища, перебігу фізіологічних процесів кожного виду, анатомо-морфологічних особливостей будови листків [20, 451, 404]. Характер надходження важких металів через кореневу систему залежить від фізико-хімічних властивостей ґрунту: типу, хімічного та механічного складу, рН, мікрофлори тощо [3, 143, 325, 434]. Так, при зниженні рН до 5,5, а також при внесення добрив і хелатуючих речовин поглинальна здатність по відношенню до кадмію та свинцю зростає [436, 431, 410, 452].

Надходження важких металів через листя може перевищувати кореневе поглинання [223, 252, 258]. Поглинання ксенобіотиків листками відбувається через кутикулу і продихи з подальшим проникненням через мембранні структури та протопласт клітин [416, 408]. Так, встановлено, що за високого

рівня забруднення повітря сполуками свинцю рослинами поглинається до 50 % токсикантів [200]. При високому рівні опущеності та наявності шорсткої поверхні, що збільшує в свою чергу площу контактуючої поверхні і пілозатримуючу здатність, поглинання важких металів листками зростає [118, 398]. Враховуючи бар'єрну функцію кутикули та епідерми, біохімічні особливості даних структур визначають істотні відмінності у здатності до поглинання важких металів різними видами рослин [382].

Свинець є металом з низькою біологічною доступністю, тому надходження його через корені незначне. При цьому більша частина іонів Pb, що потрапила через кореневу систему, акумулюється коренями і незначний відсоток (близько 3 %) переміщується до стебла [415].

Основним же джерелом свинцевого забруднення рослин є пилові частки в повітрі. За умови, що в них Pb і Hg знаходяться у вигляді водорозчинних солей, ці важкі метали легко поглинаються листками. Через продихи та покривні тканини токсиканти надходять до клітинних стінок за рахунок адсорбції та дифузії. По апопласту іони важких металів транспортуються до судин ксилеми. Згодом відбувається транслокація металів по краях листка, на верхівці, куди підходять найменші жилки, тобто пересування важких металів співпадає з транспіраційним током. Частина токсикантів з листків віддікає до пагонів і до точок росту пагонів, інгібуючи ріст рослин [86]. Іони важких металів здатні проникати і у симпласт через мембранний бар'єр, перш за все потрапляючи у клітини мезофілу листка. Встановлено, що апопластичним шляхом важкі метали надходять до вегетативних органів, в той час як до генеративних органів рослин надходження певною мірою обмежене, так як відбувається симпластичним шляхом [2].

Ртуть та свинець у ряду токсичності важких металів для рослин займають останнє місце, що характеризує їх як менш токсичні: $Cu > Ni > Cd > Zn > Pb > Hg$ [3, 86]. Проте, їх органічні сполуки характеризуються більш високою токсичністю, наприклад, метилртуть. небезпека важких металів полягає у здатності зв'язувати сульфгідрильні групи білків, в першу чергу ферментів, внаслідок чого останні інактивуються.

Акумулюється свинець в клітинах в основному у вигляді пірофосфату Pb, а також Pb- ацетату і Pb-S компонентів. Дані сполуки зустрічаються у коренях, стеблах і листках, що свідчить про однаковий спосіб транслокації та акумуляції їх у рослинних тканинах [409]. Установлено, що піро- і ортофосфати свинцю є неактивними формами Pb, і у такому вигляді у стійких рослин відбувається накопичення і детоксикація свинцю [242, 390]. Важливим механізмом детоксикації важких металів є їх хелатування, тобто взаємодія в цитозолі з металозв'язуючими пептидами. Так, в присутності іонів важких металів, в т. ч. Hg^{2+} і Pb^{2+} відмічена індукція синтезу фітохелатинів. Особливі зони геохімічного забруднення утворюються в районах з інтенсивним техногенним виробництвом, в тому числі теплових електростанцій (ТЕС), які є основним джерелом забруднення ртуттю. У вугіллі (паливі ТЕС), мікроелементи концентруються у зв'язаному вигляді з органічною речовиною, що характеризує коефіцієнт збагачення – відношення вмісту елементу в золі вугілля до середнього вмісту в земній корі, який для Pb становить 60, для Hg перевищує 1000, що вказує на високу концентрацію даних металів у вугіллі.

Таблиця 1.2

Вміст мікроелементів у складі компонентів навколишнього середовища,
мг/кг (за Н. Ruppert, 1975, В. А. Ковда, 1985)

	Дощова вода	Нафта	Вугілля	Зола	Добрива	Сухі рослини
Hg	40-87	10	0,08	0,01	0,05	0,02
Pb	750-2610	0,3	3,9	60	100	2,7
Ag	2,9-31,8	0,0001	0,22	0,50	50	0,06
Al	56700-70500	0,5	-	-	-	500
Cd	0,7-8,3	0,01	0,19	0,70	1	0,6
Cu	150-990	0,14	25	200	5	14
Mg	12200-19800	0,1	4500	-	50000	3200
Zn	600-2120	0,25	10	260	150	100

Як видно з таблиці 1.2, рівень вмісту мікроелементів у компонентах навколишнього середовища значно різниться: від мінімального для найбільш рідкісних та токсичних ртуті, аргентуму та кадмію до значно вищого у елементів алюмінію та магнію [162, 274, 438]. Визначено найбільш низькі

нешкідливі для організмів концентрації токсичних елементів, мінімальними з яких є 0,1 – 5 мг/кг для ртуті, кадмію, селену, тобто токсичний вплив чинять дані елементи вже при найнижчих концентраціях. На порядок вищими є мінімальні допустимі концентрації для свинцю, купруму, нікеля, арсену – від 2-5 до 10-20 мг/кг. Для інших елементів – цинку, нікеля, хрому, алюмінія – цей показник зростає – від 10-20 до 50-200 мг/кг.

Максимальним середовищеочищуючим ефектом характеризуються рослини-акумулятори, які накопичують метали головним чином у надземній частині при низькій і невисокій їх концентрації в ґрунті, і рослини-гіперакумулятори, які характеризуються специфічною концентрацією певного елемента [275, 432]. Вони накопичують метали в пагонах до концентрацій, які на 1-3 порядки перевищують концентрації металів у тканинах поруч зростаючих інших видів рослин. Наприклад, гіперакумуляююча здатність певних видів рослин стосовно Cd і As становить не менше 100 мкг/г, Co, Cu, Cr, Ni, Pb – 1000 мкг/г, Mn, Zn – не менше 10000 мкг/г [265, 310], через що такі рослини можуть використовуватись для очищення ґрунтів від важких металів, тобто для біоремедіації. У польових умовах з одного гектара площі, наприклад, рослини-гіперакумулятори можуть видаляти за рік від 180 до 500 кг ртуті. В подальшому надземна частина використаних рослин підлягає відповідній переробці з екстрагуванням важких металів [275].

Для моніторингу забруднення довкілля широко застосовують методи фітоіндикації, які передбачають діагностику стану техногенно трансформованих урбоекосистем за допомогою рослин-індикаторів, в яких концентрація металу є відповідною до концентрації у навколишньому середовищі. Прикладами таких рослин в умовах забруднення Cd і Pb є види *Potamogeton crispus*, *P. lucens*, *Elodea canadensis* [275]. Так само індикатором забруднення є підвищений вміст важких металів у рослин, відповідні види яких мають менший вміст металів при зростанні на екологічно чистих територіях.

Питанню покращення фітомеліоративних функцій за рахунок деревних насаджень присвячено багато робіт [144, 26, 56, 112, 298, 410]. Найбільш ефективно санітарно-гігієнічну роль виконують листяні дерева з щільною

короною, з великою листковою пластинкою, які висаджені поблизу від джерела забруднення [148]. Такі рослини здатні накопичувати оксиди сірки, азоту, окисли металів, затримувати пил. Наприклад, пагони робінії, тополі, в'яза накопичують до 2% двоокису сірки від маси абсолютно сухої речовини протягом місяця. У листках цей показник зростає до 4%. Більший відсоток накопичення виявляється в кінці періоду вегетації у вересні [144].

Деревні рослини здатні накопичувати значну кількість важких металів, адсорбуючи їх з атмосферного повітря та ґрунту, що доведено у дослідженнях В. П. Безсонової [27]. Так, одне дерево здатне вилучити з атмосферного повітря від 240,6 до 821,55 г магнію, 3070,5-10269,9 г феруму, 298,1-997,0 г алюмінію та 375,3-1255,5 г мангану. Коефіцієнт біологічного накопичення важких металів значною мірою виражає фітомеліоративну здатність окремого виду рослин. Визначено високий коефіцієнт накопичення заліза та мангану для *Acer pseudoplatanus* (4,07 та 3,75) *Sorbus aucuparia* (3,53 та 1,81) *Populus x canadensis* (3,58 та 2,25), цинку – *Betula pendula* (2,92), свинцю – *Populus x canadensis* (5,57), тобто здатність до накопичення та вилучення поліутантів з навколишнього середовища є видоспецифічною особливістю рослин [20].

Високий рівень поглинальної здатності видів родів *Acer* L. та *Populus* L. та деяких інших підтверджено у дослідженнях В. М. Гришка зі співавт. Встановлено високі індекси біологічної акумуляції Pb в умовах сильного забруднення на «АрселорМіталл Кривий Ріг»: для *Acer negundo* – 4,48, *Populus bolleana* та *P. italica* – 6,16 та 8,58 відповідно [86, 87]. Відносно Zn максимальний індекс біологічної акумуляції встановлено для *Betula pendula* – 12,24, що в 4 рази більше за такий у дослідженнях В. П. Безсонової, вірогідно, через надмірний рівень забруднення.

Такі метали як Pb, Ni, Cr і Cd відносяться до групи найбільш токсичних. При дослідженні вмісту даних металів у листках платанів встановлено, що найбільший рівень накопичення за абсолютними показниками притаманний свинцю: $Pb > Ni > Cr > Cd$. При визначенні коефіцієнтів накопичення в листках *Platanus orientalis* та *Platanus acerifolia* виявлені найбільші значення для Pb на ділянці, що межує з автошляхом та під впливом викидів алюмінієвого

комбінату – від 5,78 до 6,33 [148]. Виявлено накопичення важких металів у *Acer negundo* в умовах впливу Бурштинської ТЕС з максимальним коефіцієнтом акумуляції свинцю, що є пріоритетним забруднювачем даної території. Також автором відмічено високі коефіцієнти накопичення у видів *Salix caprea* та *Betula pendula*:

Acer negundo: Pb (5,28) > Fe (4,20) > Cd (4,16) > Cu (3,77) > Ni (3,40) > Zn (2,18);

Salix caprea: Pb (5,56) > Fe (4,89) > Cd (4,65) > Ni (4,22) > Zn (4,01) > Cu (3,71);

Betula pendula: Pb (4,67) > Fe (4,03) > Cd (3,74) > Cu (3,45) > Ni (3,00) > Zn (2,88).

Дані види рекомендовано для озеленення територій, забруднених викидами ТЕС [213].

В цілому, для рослин важкі метали, в тому числі Pb і Hg, не являються необхідними і максимально токсичними, в той час як на організм людини дані метали чинять тератогенний ефект і являють собою найбільшу небезпеку через токсичний вплив, здатність проникати через гематоенцефалічний бар'єр мозку та гемоплацентарний бар'єр, викликаючи патології розвитку, накопичуватись без подальшого виведення [47]. Ртуть належить до числа тіолових отрут, що блокують сульфгідрильні групи білкових сполук і цим порушують білковий обмін і ферментативну діяльність. Ртуть в першу чергу уражує нервову систему людини, що викликає спочатку втомлюваність, підвищену збудливість, згодом – серйозні нервові розлади, порушення психіки [92, 318, 358].

З урахуванням небезпечності важких металів і зростаючого техногенного забруднення наряду з акумулятивною здатністю і подальшою детоксикацією важких металів рослинами, беззаперечною є необхідність застосування фітомеліоративних засобів для покращення екологічного стану територій промислових міст України.

1.2.3 Теплові електростанції як основне екологічно небезпечне джерело забруднення довкілля в Україні та на Дніпропетровщині

Питання виробництва електроенергії та забруднення повітря відходами виробництва є гострим для України. Основними виробниками електроенергії на сьогодні є теплові та атомні електростанції (рис.1.4)

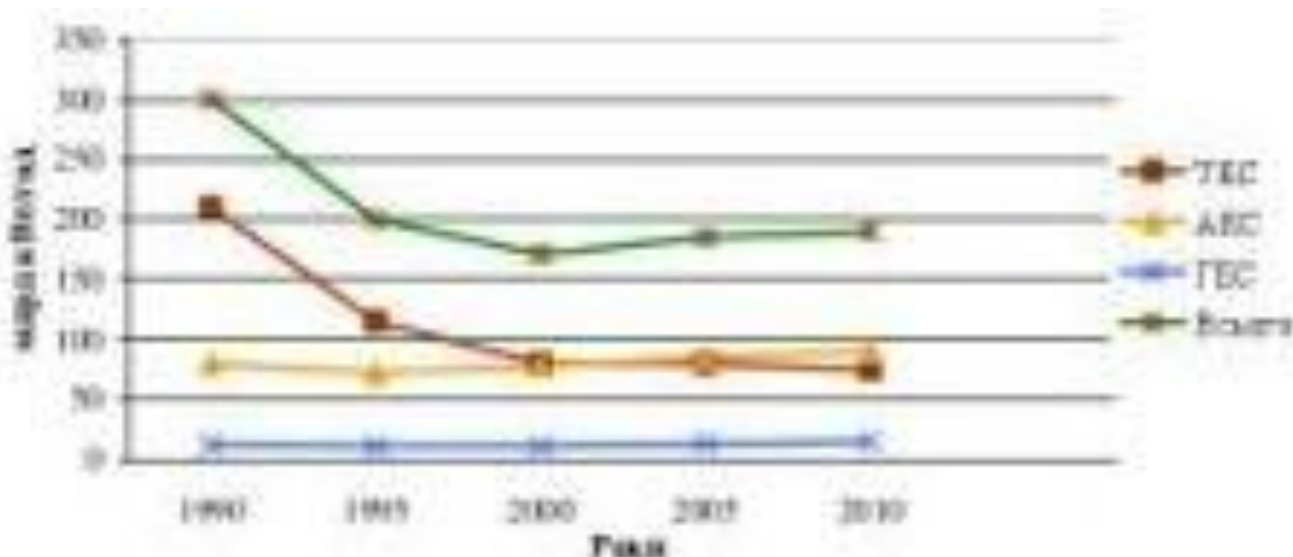


Рис. 1.4 Обсяги виробництва електроенергії в Україні електростанціями різного типу за останні десятиріччя

Паливом для теплових електростанцій є вугілля, також використовується природний газ та мазут. Загалом, останнім часом теплові електростанції країни щорічно споживають від 29,4 до 40,7 млн т палива усього, в тому числі: вугілля – від 19,4 до 27,5 млн т; природного газу – від 9,8 до 12,5 млн т (9,1 – 12,2 млрд куб.м); мазуту – від 0,2 до 0,4 млн т [113, 304, 324]. Станом на 2009 рік було видобуто 59,6 млн т вугілля, майже половина якого (27,4 млн т) було використано на потреби теплових електростанцій (рис 1.5) [271].

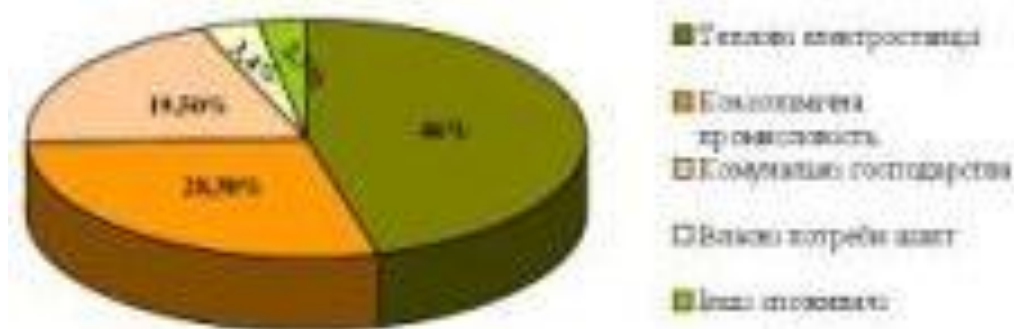


Рис. 1.5 Структура споживання вугілля підприємствами народного господарства

Більшого техногенного навантаження зазнає Південно-Східна Україна, де розташована більшість теплових електростанцій (рис. 1.6).

Рис. 1.6 Щільність і потужність електростанцій у різних регіонах України

При згорянні вугілля в атмосферне повітря потрапляє велика кількість забруднюючих речовин, у тому числі зола, пил, окисли сірки, азоту, вуглецю і важких металів, що обумовлене складом вугілля. Основні компоненти вугілля – це органічні речовини, мінеральні домішки і волога. Маса органічної речовини становить 50-97 % від загальної маси сухого вугілля. Хімічний склад органічної частини вугілля включає С, Н, О, S, N та інші хімічні елементи. Переважає вуглець, на частку якого припадає 60-98 % маси вугільної речовини. Мінеральні домішки розсіяні в органічній масі у вигляді кристалів, конкрецій, тонких прошарків і лінз. Найбільш поширені глинисті мінерали; вміст їх в середньому становить 60-80 % від загальної маси неорганічного матеріалу. Другорядне значення мають карбонати, сульфіді заліза і кварц. У незначних кількостях містяться сульфіді кольорових і рідкоземельних металів, фосфати, сульфати, солі лужних металів [286, 209]. Важкі метали, що вивільнюються при згорянні вугілля, частково включаються до біологічного кругообігу та впливають на різні компоненти екосистем [102, 124, 38, 238, 120, 86, 403].

За даними Міністерства екології та природних ресурсів України основними джерелами забруднення навколишнього середовища окислами сірки та азоту, а також важкими металами Hg та Pb, є підприємства енергетики загального користування та виробництва тепла, тобто ті підприємства, які використовують вугілля як паливо. Саме поблизу ТЕС моніторинг показав найвищий рівень забруднення сполуками сірки та азоту, Hg та Pb. Наглядно це показано на картах вмісту SO₂, NO_x, Hg, Pb на території України (Додаток 1.Г – 1.Ж).

Особливо важливим питання забруднення атмосферного повітря викидами ТЕС постає при розгляданні радіусу розповсюдження полютантів. Так, окисли сірки, азоту, карбону та важкі метали розносяться на відстань до 1000 км від джерела забруднення. Чим більша висота труби теплової електростанції, тим більшу територію охоплюють димові викиди [372].

Важкі метали більшою мірою потрапляють до навколишнього середовища у вигляді золи і пилу при згорянні палива. Зола є негорючим залишком, що утворюється з мінеральних домішок палива при повному його згоранні, вміст якої у кам'яному та бурому вугіллі становить від 1 до 45%. Зола, відповідно, як і пил,

містить елементи, що рідко зустрічаються, до яких й відносять велику групу важких металів, у тому числі і такі токсичні як ртуть та свинець [286, 274].

З викидами теплових електростанцій у повітря потрапляє велика кількість свинцю та його сполук. За даними Міністерства екології та природних ресурсів України 25 % від усього об'єму викидів свинцю в Україні припадає на сферу енергетики та виробництва тепла. Дещо менший вплив на рівень забруднення має автотранспорт (22,5 %). Серед інших джерел свинцю значну частку займає комунальне господарство (17 %) та виробництво металів (16,6 %).

Виявлено, що саме ТЕС є джерелом забруднення атмосферного повітря такими важкими металами як свинець та кадмій [124, 355]. В екотопах суходільних і водних біогеоценозів у зоні впливу Бурштинської ТЕС відзначаються підвищені концентрації валових і рухомих форм важких металів (Fe, Cu, Zn, Mn), порівняно з фоновими [102]. У викидах Черкаської ТЕС виявлені наступні метали: Cu, Zn, Pb, As, Hg, Ni, V, Cr, Al. Крім того, спостерігається пряма залежність між кількістю використаного вугілля і вмістом важких металів у повітрі [167].

При дослідженні впливу Луганської ТЕС на екосистему, встановлено коефіцієнт кореляції між забрудненням ґрунтів та атмосферного повітря – 0,99, тобто забруднення ґрунтів відбувається внаслідок осадження металів на їх поверхні. Найбільша акумуляція важких металів спостерігається у верхніх шарах ґрунту, на глибині до 20 см [2, 323]. Це пов'язане з тим, що рН ґрунту має чітко виражений вплив на активність вільних іонів важких металів. Так, іони пріоритетної групи забруднювачів (Zn, Pb, Cd, Cu) більш рухливі у кислому середовищі і стають більш інертними при зміні реакції на більш лужну. Як результат, у більшості випадків спостерігається акумуляція даних поліутантів у поверхневому шарі (0-5 см), де рН слабо лужне [395]. Проте, виявляють проникнення металів на глибину більше 1 метра [125]. Підтверджена навіть наявність слідових кількостей на глибині до 2 метрів [445]. Така здатність до акумуляції як у верхніх шарах, так і на значних глибинах вказує на наявність довготривалого впливу важких металів на ґрунт в цілому і на рослини різної життєвої форми.

Акумуляція металів ґрунтами також в значній мірі залежить від вмісту гумусу. Відзначається накопичення цинку та свинцю в урбаноземах промислових та селітебних ландшафтів у більшій мірі у порівнянні з алювіальними луговими ґрунтами. Такий розподіл пояснюється більшим вмістом гумусу в урбаноземах, що здатні акумулювати важкі метали [260].

З викидами ТЕС у повітря потрапляє і ртуть. Відомо, що 65 % ртуті, що потрапляє в атмосферне повітря внаслідок антропогенної діяльності, вивільнюється саме при згорянні вугілля [279]. Так, підраховано, що за рахунок спалювання вугілля в США в атмосферу потрапляє близько 300 т ртуті за рік, підвищений вміст якої спостерігається в атмосферному повітрі поблизу теплових електростанцій та великих промислових районів [101, 318].

На території Дніпропетровської області налічується 763 підприємства, серед яких екологічно небезпечними є 84 [120, 276]. До найбільш небезпечних за кількістю та токсичністю викидів відносяться теплові електростанції – Придніпровська ТЕС та Зеленодольська ТЕС.

За даними відділу регулювання екологічної безпеки Департаменту екологічної безпеки та поводження з небезпечними хімічними речовинами та відходами відповідно до постанови Верховної Ради України [261] та наказів Міністерства екології та природних ресурсів України [221] Криворізька ТЕС входить в число десяти найбільш вагомих об'єктів-забруднювачів довкілля, Придніпровська ТЕС – в число ста таких об'єктів в Україні станом на 2012 рік [119].

За даними Європейської Економічної Комісії ООН 13 основних українських електростанцій (Криворізька, Зміївська, Старобешівська, Запорізька, Курахівська, Вуглегірська, Бурштинська, Трипільська, Луганська, Придніпровська, Ладизинська, Зуївська і Слов'янська) включені до списку ста найбільш великих джерел забруднення атмосфери Європи діоксидом сірки. У цьому списку Криворізька і Бурштинська ТЕС займають 14 і 15 місця за потужністю викидів SO_2 [297, 322, 372].

За даними Державного управління охорони навколишнього природного середовища в Дніпропетровській області станом на 2011 рік викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел по

області становили 950,4 тис. т за рік, у порівнянні: 2009 – 792,1 тис. т за рік; 2010 – 933,1 тис. т за рік, тобто обсяги викидів зросли. По місту Дніпропетровськ за 2011 рік – 120, 3 тис. т, Кривий Ріг – 449,4 тис. т за рік. Викиди підприємств енергетики складають чверть від загального обсягу викидів по області (24,2%). За результатами статистичних підрахунків Держкомстату основними забруднювачами являються підприємства обробної промисловості та виробники електроенергії. Про це свідчать показники загального обсягу викидів теплових електростанцій. Так, обсяг викидів Придніпровської ТЕС (ПдТЕС) становив 84,461 тис. т за рік, Криворізької ТЕС (КрТЕС) – 146 тис. т. за рік [276, 120].

Теплові електростанції характеризуються певною потужністю, яка обумовлює і обсяг викидів при згорянні необхідної кількості палива. Для Придніпровської ТЕС потужність становить 1740 МВт, для Криворізької ТЕС – 2820 МВт. Таким чином, регіон Придніпров'я забезпечується електроенергією від роботи Придніпровської та Криворізької ТЕС.

Придніпровська ТЕС знаходиться на території промислового міста і безпосередньо впливає на стан навколишнього середовища поряд з іншими джерелами забруднення [293]. Основним паливом на Придніпровській ТЕС є вугілля марки – антрацит АШ родовища – м. Луганськ, марки «Т» - пісне вугілля (П, ПБ, ПФ) із родовища – м. Донецьк. Антрацит – це вугілля високої якості із вмістом вуглецю до 95 %, з виходом летких речовин менше 8 %. Вугілля марки «Т» має дещо нижчий відсоток вуглефікації (85–92%), вміст летких речовин від 8 до 18 % [209]. Для викиду димових газів в атмосферу електростанція має п'ять димових труб: чотири заввишки 250 м і одну – 180 м.

Криворізька теплова електростанція від найбільшого промислового центру регіону – м. Кривий Ріг – розташована на відстані більше 50 км, що робить можливим відокремити вплив викидів ТЕС від викидів інших підприємств. На виробництво електричної і теплової енергії витрачається щорічно близько 30 млн тонн вугілля. Основним видом палива, що використовується в даний час на Криворізькій ТЕС, є вугілля марки «Т», «П», «Ж» Донецького вугільного басейну, яке має переважно низьку калорійність,

високу зольність і значну вогкість [209], внаслідок чого збільшується кількість викидів при згорянні цього палива.

Розпалювальним і «підсвітлювальним» паливом для стабільних умов горіння твердого палива є природний газ і мазут [103]. Відсоткове співвідношення використання різних видів палива на ПдТЕС і КрТЕС вказує, що основним видом палива залишається вугілля (табл. 1.3) [271].

Таблиця 1.3

Відсоткове співвідношення палива теплових електростанцій

ТЕС	вугілля, %	природний газ, %	мазут, %
Криворізька	97,27	2,41	0,32
Придніпровська	88,49	11,43	0,08

Кількість викидів ТЕС в атмосферне повітря залежить від кількості та якості вугілля, що спалюється на ТЕС. В Україні якість вугілля досить низька і продовжує знижуватися у зв'язку із виснаженням вугільних пластів. Так, вміст золи у видобутому вугіллі збільшився з 29,8% у 1991 р. до 37,9% у 2005 році, вміст сірки дуже високий (в середньому 2,5%) [271]. Важливим показником якості вугілля є кількість палива для виробництва одиниці електроенергії за рік. Відзначається зростання цього показника по Україні за останнє десятиріччя – з 346 г/кВт у 90-х роках до 365 г/кВт у 2005 році. Одні з найвищих значень (406–412 г/кВт) встановлено на Придніпровській ТЕС, що пояснюється фізичним зносом виробничих блоків та низькою якістю вугілля. Для Криворізької ТЕС цей показник складає 380-385 г/кВт.

Хімічний склад димових газів обох електростанцій дещо різниться внаслідок відмінностей у співвідношенні різних видів палива (табл. 1.3), різної якості вугілля та технічних характеристик обладнання. Відповідно і валові викиди поллютантів у повітря за даними моніторингових спостережень є різними (табл. 1.4).

На Криворізькій тепловій електростанції викиди важких металів майже вдвічі перевищують обсяги викидів Придніпровської ТЕС через більший вміст вугілля у паливі Криворізької ТЕС, що вказує на вугілля як джерело надходження важких металів у навколишнє середовище.

Таблиця 1.4

Обсяги та склад викидів Придніпровської та Криворізької ТЕС

Забруднюючі речовини	Придніпровська ТЕС		Криворізька ТЕС	
	Склад димових газів, %	Валові викиди, т/рік	Склад димових газів, %	Валові викиди, т/рік
Зола	19,8	16872	12,5	18193
SO ₂	62,0	52460	78,0	114049
NO _x	17,0	14424	8,5	12780
CO _x	0,7	573	0,5	759
Важкі метали та ін.	0,5	422	0,5	748

В цілому, ПдТЕС та КрТЕС дають вагомий внесок у загальний рівень забруднення атмосферного повітря промислових центрів, поруч з якими вони розташовані. Викиди Придніпровської ТЕС становлять 70 % від загального обсягу промислових викидів у місті Дніпропетровськ, тобто є основним джерелом забруднення, а відносно викидів по області – 9 %. Загальний обсяг викидів Криворізької ТЕС кількісно є більшим за показник викидів ПдТЕС, а внесок у забрудненість міста Зеленодольск складає майже 100 %, так як на його території немає інших великих підприємств. Крім того, враховуючи рухомість повітряних мас, КрТЕС привносить 30 % в обсяги забруднення міста Кривий Ріг.

Таким чином, найбільш вагомим джерелом екологічно небезпечних викидів Дніпропетровщини являються теплові електростанції, у результаті роботи яких у повітря потрапляє велика кількість забруднюючих речовин, у тому числі важких металів першого (ртуть) та другого (свинець) класу небезпеки.

В умовах степової зони негативний вплив Pb і Hg на рослини є особливо небезпечним через посушливі умови зростання, що підсилює дестабілізуючу дію важких металів. Аналіз літературних даних показав, що в межах України докладне вивчення впливу викидів ТЕС на екосистемному рівні проводилося в умовах Лісостепової зони [124, 238, 355]. Проте, комплексні дослідження впливу викидів ТЕС на морфофізіологічні параметри рослин на сьогодні не проводилися. Постановка і вивчення даної проблеми у Степовому Придніпров'ї є важливою ланкою у вирішенні питань озеленення техногенно забруднених урболандшафтів.

РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ, ОБ'ЄКТІВ ТА МЕТОДІВ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Ґрунтово-кліматична характеристика району досліджень

Район досліджень охоплює Дніпропетровську область. Пробні майданчики, де проводилися дослідження, територіально розташовані у південно-західній, центральній та східній частинах Дніпропетровської області. За фізико-географічним районуванням район досліджень належить до степової зони, північно-степової підзони, Дністровсько-Дніпровської та Лівобережно-Дніпровської північностепових провінцій [326, 333]. Ландшафт переважно рівнинний. З північного заходу на південний схід область перетинає річка Дніпро, до басейну якої належать її притоки – Оріль, Самара із Вовчою, Мокра Сура, Базавлук, Інгулець із Саксаганню та інші.

За ґрунтово-кліматичним районуванням Дніпропетровська область належить до типового степу [159]. Клімат степової зони є помірно-континентальним і характеризується спекотним літом, морозною зимою. В літній період рівень зволоження низький, випаровування переважає над кількістю опадів: гідротермічний коефіцієнт в середньому, складає 0,66 [18]. Ступінь континентальності збільшується від північно-західної частини степової зони до південно-східної [16].

За інтродукційним районуванням М.А. Кохно [181] район досліджень відноситься до Центрального інтродукційного району на межі між Правобережним і Лівобережним підрайонами.

Степове Придніпров'я є частиною степової зони, розташоване на південному сході України, охоплює повністю Дніпропетровську, Запорізьку, Херсонську, і частково – Кіровоградську, Полтавську і Донецьку області [16]. Щорічна кількість атмосферних опадів в межах Степового Придніпров'я змінюється від 490-450 мм на півночі до 400-350 мм на півдні. До 60-70% опадів випадає в теплий період року. Більша частина літніх опадів випадає у вигляді короткочасних дощів і злив, переважно у червні. В інші літні місяці спостерігається нестача вологи та посуха, тобто складні гідротермічні умови для рослин, які супроводжуються суховіями.

Характерною особливістю степів є висока випаровуваність: 700-880 мм на півночі й 900-1000 мм на рік на півдні зони, що перебільшує кількість опадів у 1,5-2 рази. Коефіцієнт зволоження у Степовому Придніпров'ї становить близько 0,8. Загалом територія відноситься до ареалів із нестійким та недостатнім зволоженням [6].

У степовій зоні для природного утворення степових та лісових угруповань необхідні відповідні ґрунтові умови. Чорноземи зі значним вмістом гумусу та нейтральною реакцією пов'язані з утворенням степових фітоценозів, тоді як для лісової рослинності притаманні ґрунти підзолистого типу з незначним вмістом гумусу та кислою реакцією [16].

Для Дніпропетровської області характерні чорноземи звичайні мало- та середньогумусні різної потужності, що є передумовою для природного утворення степових рослинних угруповань. Ґрунтоутворення відбувається на лесах та лесовидних суглинках. Для зональних ґрунтів району досліджень характерна товщина гумусових горизонтів від 40 до 80 см; вміст гумусу від 6,5 до 7,5 %; реакція ґрунту від 7,0 до 7,5 [160]. Проте, на деяких територіях області, де знаходяться в тому числі і моніторингові точки, ґрунти відрізняються від зональних. Для південно-західної частини області (м. Зеленодольск, м. Апостолове та ін.) характерні чорноземи південні потужні малогумусні та слабогумусовані із лучними дерновими піщаними та супіщаними ґрунтами. У заплавах річок ґрунти лучно-чорноземні та лучні. За механічним складом ґрунти переважно легкосуглинисті, середньо- та важкосуглинисті (Додаток 1.Б).

Клімат Дніпропетровської області є помірно-континентальним: амплітуда температур між абсолютним максимумом і мінімумом становить 79°C (абсолютний максимум температури +41°C, абсолютний мінімум –38°C). Середньорічна температура повітря від +7,9° у північній до +8,8° у південній частинах області зі значною амплітудою між середньобаторічними середньомісячними температурами найтеплішого і найхолоднішого місяців. Середньомісячні температури найбільш теплого місяця – липня – складають в південних районах Дніпропетровської області +22,5°C, у північних – +21°C.

Дніпропетровськ розташований у центральній частині області, тому для нього характерні середні показники температурних ізотерм та рівня зволоженості. Середня температура повітря найбільш холодного місяця – січня – коливається від $-6,40^{\circ}\text{C}$ до $-4,50^{\circ}\text{C}$ (Додаток 1.А).

Річна кількість опадів на території Дніпропетровської області коливається від 400–430 мм на півдні до 450–490 мм на півночі, при чому в літній період випадає близько половини від річної суми опадів – 201–274 мм. Гідротермічний коефіцієнт становить 0,87 із варіюванням по окремих метеостанціях від 0,76 на півдні до 0,95 на півночі. На території області переважає континентальне повітря помірних широт, із чим, переважно, й пов'язані умови недостатнього зволоження. Переміщення повітряних мас в основному відбувається із заходу на схід.

Враховуючи кліматичні відмінності районів області, з метою створення оптимальних умов для вирощування сільськогосподарської рослинності, Дніпропетровську область умовно поділяють на три агрокліматичні райони: північний недостатньо вологий, центральний помірно посушливий, південний посушливий [350]. Здебільшого дана класифікація використовується для агрокультур, проте є зручною і при інтродукційних дослідженнях, які потребують врахування екологічних умов для рослин. За термічними умовами північний район вважають теплим, інші два – дуже теплими.

Лімітуючими факторами при інтродукції рослин у Дніпропетровській області можуть виступати морозні зими з низькими температурами і пізніми заморозками та високі літні температури, що викликають високу інтенсивність випаровування при недостатній кількості опадів. Тривалість зими в районі досліджень становить 1-2 місяці. Характерною особливістю зимового періоду є часті відлиги – 6-8 відлиг за сезон, що становить небезпеку для деревних рослин з коротким періодом глибокого спокою. Середні строки настання осінніх заморозків – у 2-й декаді жовтня (можливі найбільш ранні заморозки у 2-й декаді вересня). Весняні заморозки в середньому характерні для 2-ї декади квітня, проте найбільш пізні заморозки відмічаються у 1-й декаді травня, що є небезпечним для рослин з раннім настанням фенофаз. Важливим показником для прогнозування морозостійкості рослин є глибина промерзання ґрунту. На півночі

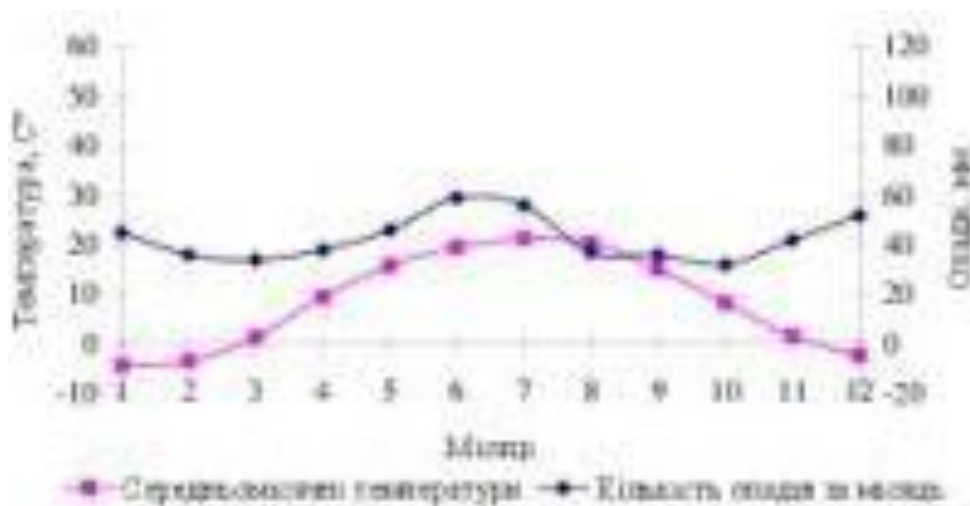
грунт промерзає в середньому на глибину 59 см (від 18 до 115 см в різні роки), на півдні – на 35 см (від 15 до 86 см). Безморозний період року триває 170-205 днів у північній частині області, 185-225 днів – у центральній та південній [160].

В зимовий період переважають вітри північно-західного напрямку, влітку – південно-східного (Додаток 1.В), що підсилює аридність клімату і становить небезпеку для рослин. Часті, сильні і сухі вітри східного та південно-східного напрямку можуть викликати суховії, які висушують ґрунт і рослини і можуть призвести до загибелі останніх. Середньобогаторічне число днів із суховіями становить від 27 до 30 на рік [159]. Влітку переважає спекотна погода.

Такі особливості температурного режиму, як значна амплітуда температур теплого та холодного періодів року, високі абсолютні значення мінімальних та максимальних температур, можуть виступати як лімітуючі природні фактори при інтродукції рослин.

Складні лісорослинні умови Дніпропетровської області при акліматизації деревних рослин обумовлюються також недостатнім водозабезпеченням, що знижує адаптивний потенціал рослин не тільки до екологічних факторів, але й до антропогенних, які є досить значними на Дніпропетровщині – одного з найбільш індустріально розвинутого регіону степової зони.

Погодні умови у період досліджень відзначалися наявністю характерних для степової зони періодів посух. Співвідношення температурного режиму і кількості опадів, які у теплий період року визначають інтенсивність випаровування та рівень зволоженості, наочно можна продемонструвати у вигляді кліматограм, побудованих за Госсеном–Вальтером [210, 394, 453], де на осях ОУ масштаб для кількості опадів вдвічі перебільшує масштаб для значень температури. На такому графіку, як правило, виокремлюється ділянка, на якій крива опадів розташована нижче температурної кривої, що і вказує на посушливий період. Виокремлені на графіках площини, які зверху обмежені температурною кривою, а знизу – кривою опадів, характеризують періоди посухи, їх тривалість і глибину. Для аналізу погодних умов періоду досліджень доцільно навести кліматограму, побудовану за середньобогаторічними даними середньомісячних температур і кількості опадів за місяць, які становлять так звану «норму» для даного району досліджень (рис. 2.1)



■ – період посухи

Рис. 2.1 Кліматограма для району досліджень, побудована за середньобагаторічними даними

За останні десятиріччя середньобагаторічна норма температури для січня становить $-4,5^{\circ}\text{C}$, мінімальна $-24,6^{\circ}\text{C}$; для липня $+21,3^{\circ}\text{C}$, максимальна $+36,1^{\circ}\text{C}$. У серпні вирізняється період з недостатнім зволоженням і високими температурами, що свідчить про наявність посухи (рис. 2.1). Таким чином, для району досліджень характерною рисою є посушливі умови в серпні.

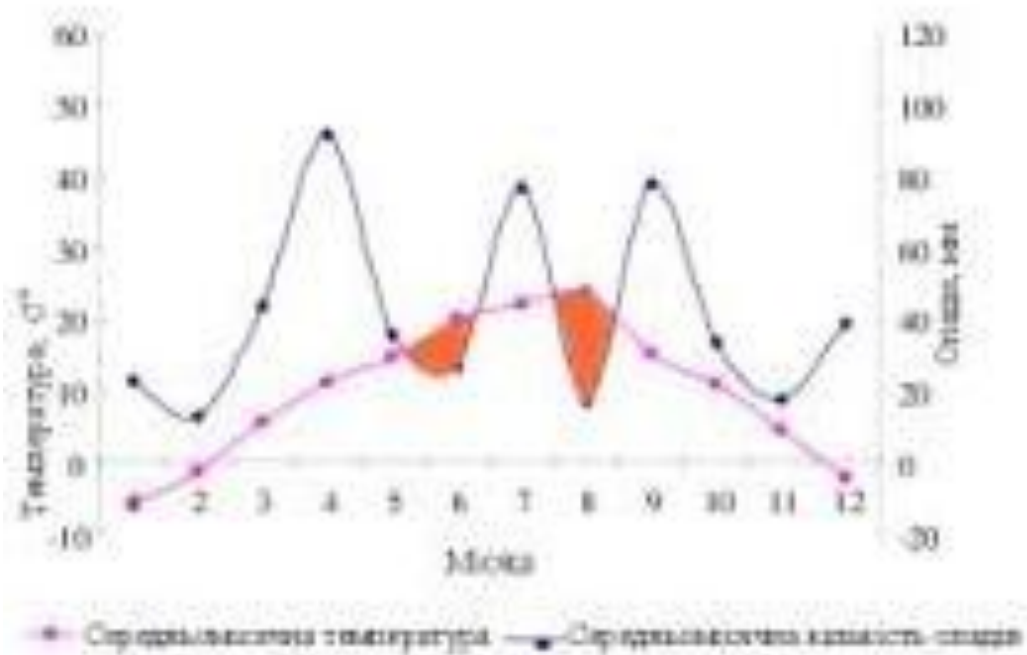
Характеристика погодних умов за період дослідження надається на основі даних метеорологічних станцій міста Дніпропетровськ (табл. 2.1).

У роки досліджень спостерігалось зменшення кількості опадів і підвищення температури повітря в теплий період року у порівнянні з нормою. Такі посушливі періоди чергуються з періодами достатнього або підвищеного зволоження та близькими до норми середньомісячними температурами (рис. 2.2, 2.3, 2.4). На рисунках видно, що стресові періоди характерні на початку вегетаційного періоду (у червні) і наприкінці літа (у серпні), а в 2009 році – протягом всього літа. У червні середньомісячна температура перевищувала норму на $0,5^{\circ}\text{C}$, $2,9^{\circ}\text{C}$ і $3,0^{\circ}\text{C}$ відповідно по роках, в той час як сума опадів за місяць була меншою за норму і складала 46%, 22%, 83% від норми відповідно (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

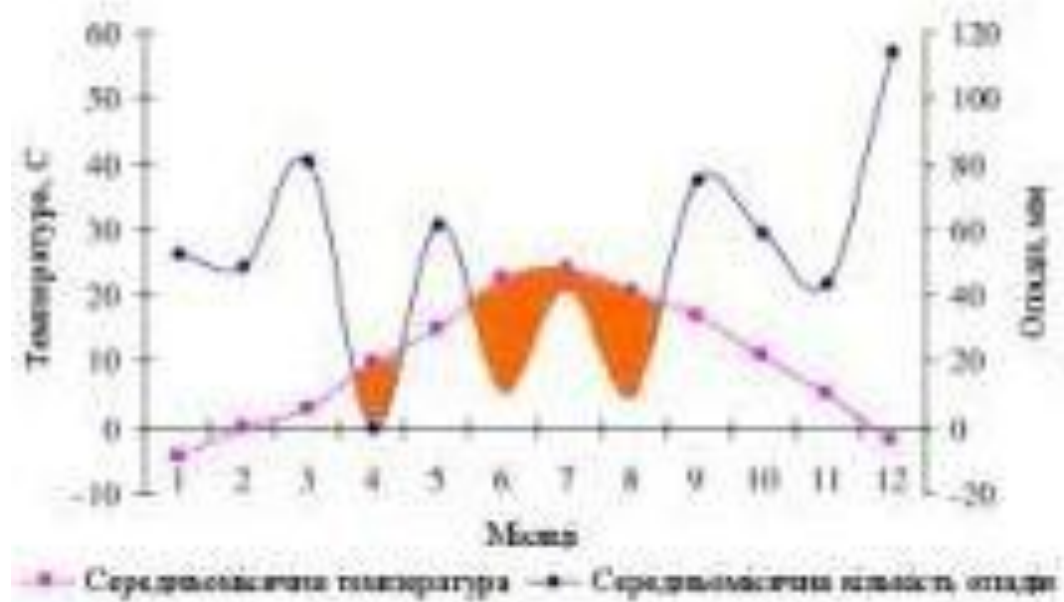
Погодні умови у період проведення досліджень

місяць	2008				2009				2010			
	Середньомісячна температура, °С		Сума опадів за місяць		Середньомісячна температура, °С		Сума опадів за місяць		Середньомісячна температура, °С		Сума опадів за місяць	
	фактична	відхилення від норми	фактична, мм	% від норми	фактична, мм	відхилення від норми	фактична, мм	% від норми	фактична	відхилення від норми	фактична	% від норми
Січень	–5,7	–1,4	23	51	–4,7	–0,4	53	118	–7,0	–2,7	91	202
Лютий	–1,3	+2,2	13	36	–0,2	+3,3	49	136	–2,5	+1,0	86	239
Березень	+5,7	+4,4	44	129	+2,9	+1,6	81	238	+2,0	+0,7	14	41
Квітень	+11,3	+1,8	92	242	+9,9	+0,4	0	0	+10,4	+0,9	20	53
Травень	+14,7	–1,2	36	78	+15,0	–0,9	62	135	+17,4	+1,5	68	148
Червень	+20,1	+0,5	27	46	+22,5	+2,9	13	22	+22,6	+3,0	49	83
Липень	+22,2	+0,9	77	138	+24,1	+2,8	43	77	+24,8	+3,5	70	125
Серпень	+23,7	+3,3	17	46	+20,8	+0,4	12	32	+25,8	+5,4	11	30
Вересень	+15,3	+0,2	78	217	+17,0	+1,9	75	208	+16,9	+1,8	56	156
Жовтень	+10,9	+2,6	34	106	+10,9	+2,6	59	184	+6,5	–1,8	50	156
Листопад	+4,7	+3,1	18	43	+5,1	+3,5	44	105	+8,8	+7,2	38	90
Грудень	–2,0	+0,3	39	75	–2,1	+0,2	114	219	–0,5	+1,8	59	113
Сума	+10,0	+1,4	498	97	+10,1	+1,5	605	118	+10,4	+1,9	612	119



■ – періоди посухи

Рис. 2.2 Кліматограма за 2008 рік



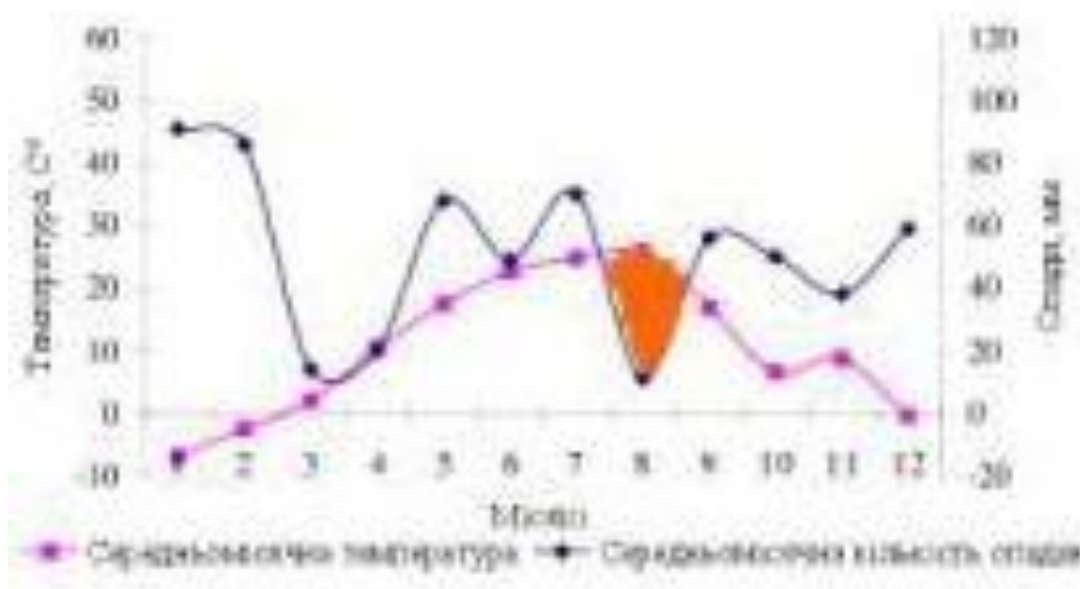
■ – період посухи

Рис. 2.3 Кліматограма за 2009 рік

У серпні в роки досліджень випадало втричі менше опадів від норми (46%, 32%, 30%), а середньомісячна температура перевищувала норму на 3,3°C, 0,4°C, 5,4°C відповідно (табл. 2.1). Таким чином, у всі роки досліджень у серпні відмічається гідротермічний стрес для рослин (глибока посуха).

У 2008 і 2009 роках посуха спостерігається у червні, а у 2009 році спостерігається ще й третій посушливий період – у квітні, коли при перевищенні середньомісячної температури на 0,4°C протягом місяця зовсім не було опадів.

Кінець вегетаційного періоду у всі роки досліджень також відзначається високими температурами. Так, середньомісячні температури вересня і жовтня перевищували норму в середньому на 1,8°C при кількості опадів в 1,5 – 2 рази вище норми, але найбільш теплим був листопад – на 3,1°C та 3,5°C вище норми у 2008 та 2009 рр. і аномально теплим (на 7,2°C) у 2010 році. Такі умови можуть порушувати процеси підготовки рослин до зими, викликати зсув строків глибокого спокою.



■ — період посухи

Рис. 2.4 Кліматограма за 2010 рік

Щодо загальної характеристики температурних умов періоду досліджень, то спостерігається тенденція у бік зростання середньомісячних температур, а також збільшення кількості опадів за рік (табл. 2.1), що може бути пов'язаним

із змінами клімату [142]. Середньомісячна кількість опадів у літні місяці, як правило, нижча за норму, проте в інші сезони (зимові, осінні) сума опадів до 2-х разів перевищує норму. При цьому сума опадів за рік (на прикладі 2009 року) перевищує норму на 18% – 605 мм проти норми 513 мм.

Погодні умови слід враховувати при використанні рослин в озелененні промислових міст і територій, так як гідротермічний стрес знижує їх адаптивні властивості і рослини втрачають стійкість до аерогенних та інших видів поллютантів. Відповідно, знижується і здатність рослин до покращення санітарно-гігієнічних умов промислово забруднених територій. Використання видів з різних природних ареалів, стійких до природних умов Степового Придніпров'я (недостає вологозабезпечення, високі літні температури, суховії тощо) надасть можливість покращити екологічну ситуацію промислових центрів Центральної та Східної України.

2.2 Характеристика пробних ділянок

Моніторингові точки розташовані у південно-західній, центральній та східній частинах Дніпропетровської області. Дослідження проводили на 6-ти пробних майданчиках, які обиралися за різним рівнем урбо- і техногенного навантаження (рис. 2.5):

- у зоні активного впливу викидів ТЕС (Криворізька ТЕС, м. Зеленодольськ Дніпропетровської області) – перший пробний майданчик – I;
- у зонах активного впливу викидів ТЕС та фоновій дії урботехногенних факторів (Придніпровська ТЕС та прилеглі житлові райони міста Дніпропетровськ) – пробні майданчики II, III, IV;
- у районі зі слабким фоновим впливом урботехногенних факторів (умовний контроль – ботанічний сад ДНУ ім. Олеся Гончара, м. Дніпропетровськ) – пробний майданчик V;
- в екологічно чистому районі (контроль – с. Зоряне, Межовський район Дніпропетровської області) – пробний майданчик VI.

Ділянки з дослідними екземплярами рослин входять до складу насаджень різного функціонального призначення: зелених зон промислових територій та житлової забудови міст, зелених масивів, позахисних лісосмуг.



Рис. 2.5 Схема розташування пробних майданчиків у районі досліджень

I пробний майданчик розташований на території Криворізької теплової електростанції (КрТЕС) (рис. 2.6), в 50 км від міста Кривий Ріг в Апостолівському районі біля міста Зеленодольск. Місто Зеленодольск – населений пункт з чисельністю населення до 15 тис. з мало розвинутою промисловістю, тому відсутній фоновий рівень забруднення характерний для великих міст. Єдиним потужним джерелом забруднення території виступає Криворізька ТЕС, і, відповідно, викиди КрТЕС – єдиним антропогенним чинником, що впливає на життєдіяльність рослин. Криворізька тепла електростанція забезпечує електроенергією більшу частину Придніпров'я.

Насадження на території КрТЕС представлені лінійними посадками – лісосмугами, а також груповими і поодинокими посадками дерев. На відкритих місцях – чагарникові посадки. Санітарно-захисна зона навколо ТЕС складається із насаджень лісо-паркового типу високої зімкнутості. Клен, берест та тополя, що є превалюючими породами верхнього ярусу формують напівтіньову структуру насадження. Під пологом зустрічається бруслина. Чагарниковий ярус представлений спіреями, шипшиною, бірючиною. Зімкнутість пологую запобігає проникненню поллютантів під крони дерев до ґрунту. Відповідно, пил і токсиканти осідають на листовій поверхні.

Тип деревостану можна описати формулою:
$$\text{ЧП} \frac{\text{СГ}_{1-2}}{\text{НАПІВ/ТІН} - \text{П}} 4\text{Б4ТЗК}$$

[штучні насадження з бересту, тополі та клена напівтіньової структури стадії зімкнутості на свіжуватому суглинку у підзоні південних чорноземів].

Ґрунти представлені чорноземами південними на лесових породах потужні малогумусні. Навколо КрТЕС переважають лучні дерново-піщані ґрунти. За гранулометричним складом середньо та важкосуглинкові.

Клени зустрічаються як поодинокі, так і у складі лісо-паркових культурфітоценозів. Модельні екземпляри *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus* генеративного віку займають перший ярус у складі санітарно-захисного насадження, *A. pseudoplatanus* трапляється у насадженнях рідко, в той час як *A. platanoides* є важливою частиною структури насаджень. У підліску і на відкритих місцях, на узбіччях зростає *A. negundo*, представлений рослинами молодого, рідше зрілого генеративного віку, зістрічаються особини у віргінільній стадії, що вказує на високу здатність до самовідтворення. Модельний екземпляр *A. negundo* є рослиною генеративного віку, що росте на відкритій території, тобто екологічні умови відповідають потребі виду у високому рівні освітленості.

II, III і IV пробні майданчики розташовані в місті Дніпропетровськ у зоні дії Придніпровської ТЕС (ПдТЕС), що є одним із найпотужніших підприємств-забруднювачів міста (рис. 2.7)

Рис. 2.6 Криворізька ТЕС

Рис. 2.7. Придніпровська ТЕС

Придніпровська ТЕС розташована на лівому березі р. Дніпро, біля житлового масиву Придніпровськ. ПдТЕС забезпечує регіон Придніпров'я, у тому числі Дніпропетровську область електроенергією, а Придніпровськ ще й тепловою енергією.

II пробний майданчик розташований на території Придніпровської ТЕС у санітарно-захисній зоні на відстані 500 м від джерела забруднення. У ґрунтовому покриві переважають дернові піщані ґрунти з додаванням насипних більш родючих ґрунтів. Вміст гумусу 2,47 %, вміст органічних елементів досить високий: азоту – 5,0 мг/кг, фосфору – 96 мг/кг, калію – 75 мг/кг. Ґрунти лівого берега річки Дніпро характеризуються інтенсивністю алювіальних процесів та найбільшою дренажістністю. До спорудження водосховища дана територія, що входить до заплави річки Дніпро, затоплювалась. Відповідно, до складу фітоценозів входили заплавностійкі види (*Salix alba*, *Populus nigra*), про що свідчить наявність даних видів на досліджуваній території поряд із штучними насадженнями.

Санітарно-захисна зона представлена штучними насадженнями лісопаркового типу в стадії зімкнутості з великим різноманіттям видів. Основними породами I-го ярусу є тополя, клени, липа, зустрічаються верби, берест, робінія. У другому ярусі – клени (форма кулевидна, пурпуристолиста), шовковиця, скумпія. Чагарниковий ярус мало виражений, здебільшого на відкритих територіях – тамарікс, спірея, форзиція, шипшина. Архітектоніка крони видів від ажурнокронних до щільнокронних у комбінаціях, що представлені, формують насадження від напівосвітленої до напівтіньової структури. Особливості породного складу та структури насаджень формують бар'єр, що перешкоджає вільному надходженню пилу та поллютантів до верхнього шару ґрунту і подальшому розповсюдженню забруднюючих речовин. На даному пробному майданчику максимальний вплив на насадження спричиняють саме викиди ПдТЕС, на відміну від інших урботехногенних факторів у зв'язку з тим, що інші джерела забруднення знаходяться на значній відстані, а інтенсивність руху автотранспорту незначна. Тобто, відмічаються

умови, наближені до однофакторного експерименту, відповідно, як і у випадку з I пробним майданчиком в зоні дії Криворізької ТЕС.

В насадженнях II пр. м. зростає 4 види кленів. *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum* представлені деревами генеративного віку в доброму санітарно-гігієнічному стані, займають перший та другий ярус лісо-паркового насадження напівтіньової структури. *A. negundo* зростає в алейних освітлених посадках, представлений рослинами молодого генеративного віку, в літній період за умов посухи в незадовільному стані (жовтіє, скручується листя).

III пробний майданчик розташований на відстані 4000 м від джерела забруднення на правому березі річки Дніпро, на схилі у напрямку руху превалюючих протягом року вітрів (Додаток 1.В). Це територія житлового масиву Сокіл-2 з високим рівнем забудованості території. Ґрунти представлені чорноземами звичайними середньопотужними малогумусними із вмістом гумусу від 3% до 6%. Повітряний та водний режим ґрунтів порушений за рахунок великої кількості заасфальтованих та забудованих територій.

Зелені насадження житлового масиву представлені алейними та вуличними рядовими посадками, невеликими груповими посадками та поодинокими деревами і кущами у подвір'ях будинків. Насадження характеризуються високою освітленістю, ажурною та напіважурною структурою, що забезпечує вільний контакт з повітряними потоками, що несуть газодимові викиди ТЕС. Превалюючими деревними породами є в'яз та клен гостролистий. Модельні екземпляри кленів (*A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. negundo*) зростають у невеликих групах, останній – поодиноким, на добре освітлених відкритих місцях, відповідно, мають максимальний контакт з поллютантвмісними повітряними масами, на відміну від I і II пр. м.

IV пробний майданчик розташований на відстані 7000 м від джерела забруднення на плакорі високого правого берега в основному напрямку руху повітряних мас, на території житлового масиву с. Дослідне, що входить в межі міста Дніпропетровська. Ґрунти – чорноземи звичайні середньопотужні малогумусні із вмістом гумусу від 3% до 6%. Повітряний режим є більш

оптимальним у порівнянні з III пробним майданчиком через менший рівень забудованості та заасфальтованості поверхні ґрунту. Житловий масив складається з 2-3поверхових забудівель з невеликими присадибними ділянками. Насадження загального користування представлені алейними та вуличними посадками. Virізнюються багаті за видовим складом зімкнуті паркові посадки напіважурної та напівтіньової структури навколо корпусів НДІ зернового господарства НАНУ, де і знаходяться модельні екземпляри досліджуваних видів кленів (*A. platanoides*, *A. pseudoplatanus* – у складі I ярусу, *A. negundo* – у розріджених насадженнях, на відкритій місцевості). Дерева генеративного віку, знаходяться в доброму санітарно-гігієнічному стані.

Враховуючи насиченість міста Дніпропетровська промисловими підприємствами, слід зазначити, що рівень забрудненості повітря і ґрунту III та IV пр. м. залежить не лише від промислових викидів ПдТЕС, але й від фонового рівня забруднення, що формується за рахунок розсіяних викидів підприємств, які знаходяться на досить значних відстанях від вказаних ділянок.

V пробний майданчик – ботанічний сад Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара, розташований на правому березі в центральному районі міста Дніпропетровськ на схилі балки, в районі житлових забудов із слабким рівнем забруднення, на великій відстані від промислових підприємств. Тому ботанічний сад розглядається як умовний контроль з характерним для індустріального міста фоновим рівнем забруднення. Ботанічний сад розташований у протилежному напрямку від основного руху повітряних мас ПдТЕС. У ґрунтовому покриві ботанічного саду переважають чорноземи звичайні, потужні або середньопотужні мало гумусові. Повітряний режим оптимальний, гідрологічний – в залежності від опадів. Деревні насадження колекційного фонду розташовані масивами різного ступеня зімкнутості, в яких знаходяться досліджувані десять видів кленів. Усі модельні екземпляри є рослинами генеративного віку в доброму санітарно-гігієнічному стані в оптимальних екологічних умовах зростання, за винятком представників видів *A. monspessulanum* та *A. trautvetteri*, що потребують більшої освітленості.

В ході досліджень проведено агрохімічний аналіз ґрунтів, що представлені у табл. 2.2

Таблиця 2.2

Агрохімічний склад ґрунтів на досліджуваних територіях, мг/кг

	Гумус, %	N	P	K
II пр. м. Придніпровська ТЕС – 500 м	2,47	5,0	96	75
Придніпровська ТЕС – 1000 м	2,23	4,0	80	60
III пр. м. Придніпровська ТЕС – 2000 м	1,97	3,0	65	60
IV пр. м. Придніпровська ТЕС – 4000 м	2,02	3,0	70	62

Контрольна ділянка (VI пробний майданчик) розташована у Межовському районі Дніпропетровської області поблизу селища Зоряне, в екологічно чистій зоні, на відстані більше ста кілометрів від великих промислових міст. Моніторингова точка розташована у лісосмузі. У ґрунтовому покриві контрольної ділянки переважають чорноземи звичайні малогумусні, малопотужні, легко глинисті. Лісосмугу оточують перелоги, у зв'язку з чим насадження не зазнають негативного впливу від технологічних прийомів вирощування агрокультур. В насадженнях лісосмуги переважаючими породами є *Robinia pseudoacacia*, *Acer platanooides*, *Gleditsia triacanthos*. Другий ярус складають *Elaeagnus angustifolia*, *Prunus cerasifera*, *Acer tataricum*, *Acer negundo*, чагарниковий ярус в основному представлений *Prunus spinosa*. Насадження зімкнуті, напіважурної структури. Досліджувані екземпляри є деревами генеративного віку, що займають 1 та 2 ярус у структурі насадження. *A. pseudoplatanus* зростає у складі алейної посадки у центральній частині селища з високим рівнем освітленості.

Таким чином, промислові майданчики з I по VI охоплюють всю територію області: з різним рівнем забруднення викидами ТЕС (I, II пр.м), з комплексною дією фонових забруднень поряд з впливом викидів ТЕС (III, IV пр.м), з мінімальним впливом ТЕС при наявності фонових забруднень (V пр.м) – умовний контроль, без будь-якого промислового впливу (VI пр.м) – контроль.

2.3 Біоекологічна характеристика досліджуваних видів роду *Acer* L. та їх інтродукція в ботанічному саду ДНУ

Об'єктами досліджень слугували 10 видів кленів, з них 3 види аборигенні (*A. platanoides* L., *A. campestre* L., *A. tataricum* L.), 7 видів інтродуковано у Степове Придніпров'я. Серед інтродуцентів широко розповсюджені в культурі *A. pseudoplatanus* L., *A. saccharinum* L., *A. negundo* L., а останній активно розмножується самосівом і включається в місцеві фітоценози. Інші інтродуковані види – *A. semenovii* Rgl., *A. ginnala* Maxim., *A. monspessulanum* L., *A. trauvetteri* Medw. – є екзотами для даного району, інтродукційні випробування яких в ботанічному саду ДНУ тривають більш ніж півстоліття. Таким чином, досліджувалися як широко розповсюджені клени, так і мало відомі в культурі озеленення види.

Досліджувані види складають основу колекції роду *Acer* L. в ботанічному саду ДНУ ім. О. Гончара. Впродовж більш ніж 60-річного періоду інтродукції первинні випробування проходила значна кількість видів кленів, проте, для більшості з них природно-кліматичні умови Центрального Степу виявилися несприятливими, внаслідок чого малостійкі види загинули (табл. 2.3).

За динамікою кількісного складу колекції протягом тривалого часу можна провести попередню оцінку стійкості інтродуцентів. Так, загибель великої кількості висаджених екземплярів *A. rubrum* свідчить про невідповідність даного виду умовам району інтродукції. Висаджені в декількох екземплярах *A. betulifolium*, *A. palmatum*, *A. velutinum* та інші також є малостійкими, але могли загинути від випадкових причин, тому потрібне їх повторне випробування.

За даними інвентаризації (табл. 2.3), можна відмітити й значне скорочення кількості екземплярів інтродукованих видів *A. semenovii*, *A. monspessulanum*, *A. ginnala*, *A. trauvetteri*. Проте, наявні в колекції екземпляри відрізняються за стійкістю – більш життєздатними є *A. semenovii* і *A. monspessulanum*, порівняно з двома іншими видами.

Таблиця 2.3

Динаміка видового та кількісного складу дендрологічної колекції видів
роду *Acer* L. ботанічному саду ДНУ ім. О. Гончара

Вид	Природний ареал	Посадка		Кількість екземплярів	
		рік	екз.	1994	2008
<i>A. rubrum</i> L.	Атлантичний регіон Північної Америки	1950	11	-	-
<i>A. velutinum</i> Boiss.	Закавказзя	1950	4	-	-
<i>A. betulifolium</i> Maxim.	Північно-Західний Китай	1950	3	-	-
<i>A. mono</i> Maxim.	Далекий Схід	1950	5	-	-
<i>A. palmatum</i> Thunb.	Японія	1950	2	-	-
<i>A. spikatum</i> Lam.	Атлантичний регіон Північної Америки	1950	6	-	-
<i>A. saccharum</i> Marsh.		1950	5	-	-
<i>A. platanoides</i> L.	Центральна Європа, Кавказ	1948	5	380	334
<i>A. pseudoplatanus</i> L.	Європа, Кавказ	1957, 1961	2 80	82	82
<i>A. campestre</i> L.	Західна Європа, Мала Азія, Кавказ	1950, 1961	8 17	25	20
<i>A. tataricum</i> L.	Європа, Кавказ, Мала Азія	1941- 61	42	43	43
<i>A. semenovii</i> Rgl.	Середня та Східна Азія	1957	25	1	1
<i>A. ginnala</i> Maxim.	Далекий Схід, Північний та Східний Китай	1956	22	2	2
<i>A. monspessulanum</i> L.	Південь Західної Європи, Північна Африка	1961	19	1	1
<i>A. trautvetteri</i> Medw.	Кавказ	1955	5	1	1
<i>A. saccharinum</i> L.	Північна Америка	1957	14	29	32
		1961	14		
		1970	4		
<i>A. negundo</i> L.	Північна Америка	1937- 40	7	649	480
<i>A. hersii</i> Rehder	Центральний та Східний Китай	2005	2	-	2

У зв'язку з цим, оцінки стійкості кленів за кількісними даними колекційного фонду мають бути доповнені дослідженнями фізіологічних механізмів стійкості інтродукованих рослин у різних екологічних умовах, в тому числі, за дії забруднення урбанізованих територій.

Досліджувані види кленів належать до різних секцій роду, відрізняються за габітусом крони, морфологією листків та характером цвітіння. Систематика роду *Acer* L. налічує 17 внутрішньородових таксонів (секцій), шість з яких представлені досліджуваними видами.

Великими деревами 1-ї величини (25-30 м) з кулястою щільною кроною, з 5-7 лопатевими темно-зеленими листками є види *A. platanoides*, *A. trautvetteri*, *A. pseudoplatanus*, 2-ї величини – *A. campestre* та *A. saccharinum*, який відрізняється від інших видів ажурною кроною та світло-зеленими листками з глибоко вирізаними лопатями. *A. negundo* – дерево 2-ї величини, часто багатостовбурне, відрізняється неправильною ажурною кроною із складними непарноперистими листками. Інші чотири види – представники секції *Trilobata* (*A. tataricum*, *A. semenovii*, *A. ginnala*) і секції *Goniocarpa* (*A. monspessulanum*) – невисокі деревця 3-ї величини (8-10 м) з ажурними кронами. Головна їх відмінність – невеликі (а у *A. monspessulanum* – дрібні) листки незвичайної для кленів форми – видовжені цільні, з неявними двома лопатями при основі (у *A. monspessulanum* – трилопатеві). За характером цвітіння досліджувані види можна поділити на такі, що цвітуть пізно, після розгортання листя – представники секції *Gemmata* і *Trilobata*, та раноквітучі, до розгортання листя (інші види).

Досліджувані види походять з різних ботаніко-географічних областей і мають відповідні екологічні властивості, які характеризуються нижче.

Секція *Platanoidea* Pax.

Acer platanoides L. – клен гостролистий. Ростає на свіжих і вологих ґрунтах у широколистяних лісах Європи (за винятком північно-західної частини), Криму та степової зони Східної Європи. Південна межа природного ареалу в Україні (Додаток 1.3) проходить через Дніпропетровськ і Луганськ, тобто *A. platanoides* знаходиться на межі свого екологічного оптимуму.

Acer campestre L. – клен польовий (паклен). Зростає на сухих і свіжих ґрунтах у лісах всієї Європи, за винятком її північної та північно-східної частини. В цілому в Україні ареал *A. campestre* займає більш південні райони, порівняно з *A. platanoides*. Для *A. campestre* в районі досліджень екологічні умови знаходяться на межі оптимальних з огляду на природний ареал розповсюдження (Додаток 1.3). *A. campestre* росте у широколистяних лісах, у степовій зоні – в долинних лісах, витримує незначне засолення ґрунту, але загалом потребує багатих ґрунтів [180].

Секція *Gemmata* Pojark.

Acer pseudoplatanus L. – клен несправжньо-платановий (явір). Росте на свіжих і вологих ґрунтах у гірських лісах Середньої, Південної, Південно-Східної Європи, на Кавказі і в Малій Азії. Східна межа ареалу в Європі заходить в Україну, де займає Закарпаття, Карпати, Прикарпаття та рівнинні території Правобережного підрайону Північно-Східного інтродукційного району. Може рости на різних ґрунтах. Явір для більшої частини України є екзотом, широко розповсюдженим в парках та інших міських насадженнях.

Acer trautvetteri Medv. – клен Траутветтера (клен високогірний). Зростає у субальпійському поясі гір Кавказу на висоті 2100-2500 м. поодинокими деревами у березових і букових лісах, на свіжих, частіше вологих ґрунтах. Чутливий до сухості повітря. В Україні інтродукований у різних природно-кліматичних зонах. У Правобережному Степу виявився зимостійким і недостатньо посухостійким [181].

Секція *Trilobata* Pojark.

Acer tataricum L. – клен татарський (чорноклен). Зростає у Південно-Східній Європі – у Степовій і Лісостеповій зонах, на Кавказі, в Малій Азії. Розповсюджений у нижньому ярусі широколистяних і соснових борів, на узліссях і галявинах, на схилах балок, у заплавах річок, на прирічкових терасах, по схилах гір в чагарникових заростях. Росте на сухих, свіжих або вологих ґрунтах. Серед аборигенних видів кленів, *A. tataricum* має більш широку екологічну амплітуду щодо гідротермічних умов зростання (Додаток 1.3).

Acer semenovii Rgl. – клен Семенова. Рoste в Середній Азії на свіжих і вологих алювіальних ґрунтах, по гірських річкових долинах, по ущелинах і схилах гір, переважно в лісах і чагарникових заростях, іноді на відкритих галявинах, на висоті до 3000 м над рівнем моря. Світловибагливий. В умовах інтродукції України виявився посухостійким і недостатньо зимостійким.

Acer ginnala Maxim. – клен прирічковий. Природний ареал: Далекий Схід, Північний та Східний Китай. Рoste заростями (чагарниками) або окремими групами по берегах річок на свіжих, вологих, сирих піщано-кам'янистих ґрунтах. Світловибагливий, під пологом лісу не рoste. У степовій зоні поступається клену татарському за посухостійкістю. Знаходиться в колекціях ботанічних садів і вкрай рідко використовується в озелененні.

Секція *Goniocarpa* Pojark.

Acer monspessulanum L. – клен монпелійський. Середземноморський вид, рoste на сухих і свіжих ґрунтах у гірських лісах на півдні Західної Європи та у Північній Африці. Світлолюбний вид. При інтродукції в лісостепову і степову зони України показав себе достатньо зимо- і посухостійким. Переважно знаходиться в дендрологічних колекціях, мало використовується в культурі.

Секція *Rubra* Pax.

Acer saccharinum L. – клен сріблястий. Зростає у листяних лісах Атлантичного регіону Північної Америки у долинах річок на вологих, сирих і мокрих піщаних ґрунтах. В культурі в Україні зустрічається в парках, міських насадженнях, цілком зимостійкий, досить посухостійкий.

Секція *Negundo* Pax.

Acer negundo L. – клен ясенелистий. Зростає на ґрунтах від свіжих до мокрих у долинах і по берегах річок майже по всій території Північної Америки від берегів Атлантичного океану до скелястих гір. В культурі в Україні широко розповсюджений в міських парках, вуличних посадках, позахисних смугах. Повністю акліматизувався, природно відновлюється самосівом, проте мало довговічний. Цілком зимостійкий, посухостійкий. Вважається небезпечним інвазійним видом, що представляє загрозу біологічному різноманіттю [39, 40, 123].

На всіх моніторингових точках для проведення досліджень обирали

одновікові модельні екземпляри кленів генеративного віку (2-го класу віку), які перебувають в доброму стані, і зростають, по-можливості, в однорідних екологічних умовах (табл. 2.4).

Таблиця 2.4

Наявність досліджуваних видів кленів на пробних майданчиках

Пробні майданчики	<i>A. platanoides</i>	<i>A. pseudoplatanus</i>	<i>A. saccharinum</i>	<i>A. negundo</i>	<i>A. campestre</i>	<i>A. tataricum</i>	<i>A. trautvetteri</i>	<i>A. semenovii</i>	<i>A. ginnala</i>	<i>A. monspessulanum</i>
I – Криворізька ТЕС	+	+		+						
II – Придніпровська ТЕС	+	+	+	+						
III – Житловий масив на відстані 4 км від ПрТЕС	+	+		+						
IV – Житловий масив на відстані 7 км від ПрТЕС	+	+		+						
V – Ботанічний сад	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
VI – Контроль	+	+		+		+				

У ботанічному саду ДНУ (умовний контроль) у напівосвітлених місцезростаннях знаходяться *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum*, *A. negundo*, у затінених – *A. campestre*, що відповідає їх екологічним умовам.

Модельні екземпляри *A. tataricum*, *A. semenovii* знаходяться на добре освітлених місцях, відповідно до їх високої світлолюбності. Модельні екземпляри *A. ginnala*, *A. monspessulanum*, *A. trautvetteri*, як єдині в колекції ботанічного саду представники цих видів генеративного віку, зростають у затінку, тобто у несприятливих по освітленості умовах, що може впливати на їх адаптивні реакції до інших екологічних факторів.

На моніторингових точках I, II, III, IV на урбанізованих і промислових територіях модельні екземпляри *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum*, *A. negundo*, а також на контрольній ділянці (VI) *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. negundo*, *A. tataricum* знаходяться у подібних до умовного контролю (пр. м. V – ботанічний сад) місцезростаннях у змішаних посадках лісопаркового типу і характеризуються добрим санітарно-гігієнічним станом.

2.4 Методи досліджень

Завдання досліджень передбачали експериментальне вивчення вмісту фітотоксикантів у ґрунтах і рослинах та їх впливу на основні ланки метаболізму рослин – білково-вуглеводного обміну, окислювальних процесів, водного режиму, анатомо-морфологічних особливостей рослин. Відповідно до цього застосовано фізико-хімічні, морфо-анатомічні та фізіолого-біохімічні методи досліджень.

Визначення вмісту важких металів у ґрунтах і рослинах – Pb, Hg, Cu, Zn, Cd здійснювали методом атомно-адсорбційної спектрометрії на атомному спектрографі ААС-115-М1 у режимі роботи полум'я [198, 232, 302]. Екстракцію важких металів проводили 2н розчином HCl.

Відбір проб ґрунту на агрохімічний аналіз проводили за ДСТУ 4287:2007 з кожної пробної ділянки відповідно до настанов з методів відбору проб ґрунту [114]. Кількість проб відповідала ГОСТ 28168 – 89 [74, 75], формували загальну усереднену пробу, що характеризувала властивості ґрунтів даної території.

Відбір проб ґрунту та рослинного матеріалу (листіків) проводили за відповідною методикою для аналізу вмісту металів [211, 25]. Проби відбирали з південно-східного боку середньої частини крони. Перед аналізом листя ретельно протирали вологим фільтрувальним папером від пилу.

Вплив техногенних викидів на морфоструктуру рослинного організму вивчали за показниками біометричних та анатомо-морфологічних показників. Для визначення анатомічної структури та гістохімії однорічних пагонів рослинний матеріал фіксували у 96% етанолі у 5-ти повторностях (5 пагонів) з кожного виду. З кожної повторності аналізували по 5 поперечних зрізів, які забарвлювали у 5% спиртовому розчині флороглюцину [79, 194]. На поперечних зрізах пагонів визначали за допомогою шкали окуляр-мікрометру товщину основних гістологічних елементів покривної тканини, шару корки, твердого і м'якого лубу, ксилеми, перимедулярної зони, а також діаметру та кількості судин в полі зору мікроскопу (при збільшенні мікроскопу 7x20), діаметру судин ксилеми (7x40), загального радіусу зрізу (7x8) [194]. Отримані відносні величини (число поділок окулярмікрометру) співвідносили із шкалою об'єкт-мікрометру з відомим розміром однієї поділки (0,1 мкм) і результати

виражали в абсолютних величинах (мкм) розміру тканин на поперечному зрізі [243]. Гістохімічними методами визначали відносний вміст органічних речовин на поперечному зрізі пагона за інтенсивністю забарвлення. Ступінь здеревяніння пагонів (їх лігніфікації) – за реакцією з флороглюцином, запасного крохмалю – за реакцією крохмальної проби з розчином Люголю [5].

Водний режим рослин характеризували за показниками загальної обводненості листя, денного і залишкового водного дефіциту, інтенсивності транспірації ваговим методом [353]. В ході визначення водоутримуючої здатності листків за методом «в'янення» [196, 264] оцінювали швидкість зміни ваги висічок у часі з наступною інтерпретацією кінетичних кривих водообміну [12] у відповідній модифікації для листків деревних порід [131]. Методика математичного визначення коефіцієнтів водовіддачі наведена у відповідному розділі роботи (п. 4.3). Фракційний склад води визначали з використанням 30%-вого розчину сахарози рефрактометричним методом [90]. Осмотичний тиск тканин листя визначали рефрактометрично з використанням серії розчинів сахарози із зростаючим осмотичним потенціалом від 0,15 до 3,61 МПа. Показники водного режиму визначали у 3-кратній повторності у свіжому рослинному матеріалі (листки).

Білковий обмін рослин вивчали за динамікою легкорозчинних білків у листках і пагонах. Кількісний вміст білків визначали за методом М. Bradford [380] з використанням барвника кумасі блакитного і буратного буфера.

При вивченні *вуглеводного обміну* визначали вміст форм неструктурних вуглеводів – суми цукрів, відновлюючих цукрів і сахарози об'ємним йодометричним методом за Х. Н. Починком [262]. Показники білкового та вуглеводного обміну визначали у повітряно сухому рослинному матеріалі (листя та однорічні пагони) у трикратній повторності.

Інтенсивність процесів біологічного окислення визначали за показниками активності ферментів антиоксидантної системи у свіжому рослинному матеріалі у 5-кратній повторності. Активність каталази визначали газометричним методом [264], гваякол пероксидази – фотоколориметричним методом [227].

Досліджувані кількісні показники життєдіяльності рослин виражали у таких величинах: висота дерева, діаметр крони, висота штамба – м; площа

листка – см²; розміри гістологічних комплексів – мкм; відносна кількість крохмалю, ступінь здерев'яніння – бали; обводненість тканин, водний дефіцит, водоутримуюча здатність, фракційний склад води – %; інтенсивність транспірації – мг Н₂О/г·хв; осмотичний потенціал – моль, МПа; вміст білків – мг/г сухої речовини; вміст цукрів – % на суху речовину; активність каталази – мкмоль Н₂О₂/г·хв, активність пероксидази – мкмоль гваякола/г·хв. Вміст важких металів у сухому рослинному матеріалі виражали у мг/г, у ґрунті – мг/кг.

Методом багатofакторного планованого експерименту визначали вплив ртуті і свинцю на водний режим та вміст білків у листках кленів. Закладали 4 варіанти досліду: контрольні витримували у дистилаті, три дослідні – у водних розчинах солей [280] – Hg(NO₃)₂·H₂O (1й варіант), PbSO₄·H₂O (2й варіант), у розчині сумішей цих солей (3й варіант). Концентрація діючої речовини у всіх розчинах складала 0,1 М [242]. Відбір проб здійснювали на 4, 8 та 12 добу експерименту.

Побудування математичної моделі активності білок-синтезуючої системи рослин у відповідь на дію важких металів ртуті і свинцю здійснювали за допомогою програмного пакета Statistica 6.0.

Для розрахунку загальної акумулюючої здатності досліджуваних рослин проводили вимірювання морфометричних показників “модельних” (усереднених за величиною і габітусом) рослин, які зростають у складі масивних насаджень неповної зімкнутості напівосвітленої структури, тобто у стрийтливих фітоценотичних умовах [45].

Математичну обробку експериментальних даних проводили за допомогою статистичного та регресійного аналізу [129]. Обчислення статистичних показників та кореляційного зв'язку між досліджуваними параметрами проводили за загальноприйнятими методами [268] з використанням коп'ютерної програми MS Excel. Достовірність розрахованих параметрів визначали за допомогою критерію Стюдента на рівні значимості 0,05 та U-критерію Манна–Уїтні для малих виборок [53]. Статистичні показники контрольних та дослідних груп порівнювали за допомогою критерію Фішера з урахуванням поправки Бонферроні [53].

РОЗДІЛ 3. ВМІСТ МЕТАЛІВ У РІЗНИХ КОМПОНЕНТАХ ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ЗА УМОВ ТЕХНОГЕННОГО ПРЕСИНГУ

3.1 Вміст металів у вугіллі теплових електростанцій

Дніпропетровщини як основному паливі ТЕС

Вугілля містить у своєму складі велику кількість важких металів, у тому числі Pb і Hg. Серед антропогенних джерел надходження даних металів в навколишнє середовище викиди теплових електростанцій займають перше місце. Тому доцільним є проведення аналізу вмісту металів у вугіллі, щоб встановити валовий вклад ТЕС у забруднення атмосферного повітря. Результати аналізу вмісту важких металів у пробах вугілля, що використовується на Придніпровській (ПдТЕС) та Криворізькій ТЕС (КрТЕС), представлені у табл. 3.1.

Таблиця 3.1

Вміст важких металів у вугіллі Придніпровської та Криворізької ТЕС

Досліджуваний елемент	ПдТЕС, мг/кг	КрТЕС, мг/кг
Цинк	32,82	29,89
Марганець	26,09	16,36
Свинець	7,47	8,59
Мідь	2,41	1,95
Миш'як	0,10	0,10
Кадмій	0,049	0,032
Ртуть	0,05	0,10

Як видно з таблиці, у значній кількості у вугіллі міститься цинк. Цей метал є розповсюдженим у природі і є необхідним для життєдіяльності рослин і тварин. Інші метали є токсичними, особливо свинець, ртуть та миш'як. Виражений високий вміст свинцю у пробах вугілля вказує на значний внесок теплових електростанцій у забруднення атмосферного повітря цим металом. Вміст ртуті у вугіллі незначний, порівняно з іншими металами, та на 1–2 порядки менший за вміст свинцю – 0,05 та 0,15 мг/кг, що узгоджується з дослідженнями інших вчених щодо вмісту ртуті у вугіллі. Оцінки середніх вмістів ртуті за результатами літературних даних показали коливання від 0,05 мг/кг до 0,4 мг/кг у вугіллях Сибіру [43, 155] О. В. Гаврілін вказує на більш високі показники вмісту ртуті у вугіллі – до 4,0 мг/кг [46].

З огляду на обсяги використання вугілля як палива (30 млн тон на рік всіма тепловими електростанціями України), з динамікою до зростання обсягів у наступні десятиріччя [233, 271], у навколишнє середовище потрапляють значні кількості важких металів з викидами ТЕС. У перерахунку на обсяги споживання вугілля КрТЕС і ПдТЕС, кількість найбільш небезпечних металів (Hg і Pb) представлена у табл. 3.2

Таблиця 3.2

Обсяги викидів Pb та Hg тепловими електростанціями

ТЕС	Обсяги вугілля, т/рік	Кількість металів у викидах ТЕС, т/рік	
		Pb	Hg
Криворізька	3 млн	25,77	0,30
Придніпровська	2 млн	14,94	0,10

Таким чином, з урахуванням вмісту важких металів у вугіллі, що є основним паливом для теплових електростанцій, а також обсягів споживання вугілля, встановлено обсяги ртуті і свинцю, що викидаються щорічно Придніпровською та Криворізькою теплоелектростанціями. Результати аналізу показали, що Придніпровська ТЕС щороку викидає у повітря близько 15 т сполук свинцю та 100 кг сполук ртуті, Криворізька ТЕС – сполук Pb на 70 % більше, а сполук Hg – металу І класу небезпеки – у 3 рази більше, що підкреслює особливу небезпеку КрТЕС для навколишнього середовища.

3.2 Особливості накопичення важких металів ґрунтами

Довготривалий екологічний моніторинг ґрунтів в індустріально розвинених країнах показав, що в середині другої половини минулого століття вміст важких металів І-го та ІІ-го класу небезпечності (Cd – 0,06 мг/кг, Pb – 10 мг/кг, Hg – 0,03 мг/кг, As – 5 мг/кг) значно менший порівняно із сучасним станом забруднення ґрунтів [423, 216, 381]. Аналогічна ситуація відбувається і в Україні [3, 86, 341].

Дослідження екосистем Степового Придніпров'я протягом десятиріч вказує на зростання вмісту важких металів (Pb, Cu, Ni) в 1,5-2 рази, (Hg) – у 2-14 разів у різних едафотопях протягом останніх 30 років як наслідок зростання техногенного навантаження [370].

Важливим при аналізі впливу промислового об'єкта на навколишнє середовище є характер розподілу забруднюючих речовин у ґрунтах на різних відстанях від джерела забруднення та від потужності такого об'єкта. Тому, доцільним є порівняльний аналіз вмісту важких металів у ґрунтах на території більш потужної з більшими обсягами викидів, в тому числі, важких металів (табл. 3.2), Криворізької ТЕС та менш потужної Придніпровської ТЕС. Остання, в свою чергу, представляє науковий інтерес щодо характеру розподілу поліютантів на різних відстанях від джерела забруднення, так як знаходиться на території великого міста і має безпосередній вплив на екологію міста, а, відповідно, і на здоров'я близько 2 млн людей.

У таблицях 3.3 та 3.4 представлені результати визначення кількісного вмісту важких металів у ґрунтах дослідних майданчиків та коефіцієнтів накопичення в залежності від відстані до джерела забруднення – Придніпровської ТЕС.

Пробні майданчики I і II знаходяться на промислово забруднених територіях, що пояснює високий рівень забруднення ґрунту поліютантами різної природи, який перевищує ГДК по вмісту деяких важких металів в кілька разів, про що свідчать високі коефіцієнти накопичення (табл. 3.4). Для деяких важких металів, а саме Cd, As, Zn спостерігається максимальний вміст їх у ґрунтах на незначній відстані від джерела забруднення – до 500-1000 м. При цьому рівень забруднення едафотопів перевищує ГДК у 4-5 разів і становить для Cd – 7,33 мг/кг, для As – 10,22 мг/кг (табл. 3.3, 3.4). При віддаленні від джерела забруднення вміст даних металів у ґрунтах знижується і досягає рівня ГДК для Cd вже при віддаленні на 3000 м від ТЕС, тоді як As має здатність до розповсюдження на великі відстані – до 7000 м. Встановлено максимальний вміст Zn в едафотопах на відстані 1000 м від ТЕС, що досягає рівня ГДК та не перевищує його, який при віддаленні знижується. Тобто, теплові електростанції не являються основним джерелом забруднення навколишнього середовища цинком, що можна сказати і про мідь, максимальний вміст якої у ґрунтах відмічено на відстані 2000 м, проте беззаперечно впливають на рівень забруднення ґрунтів кадмієм та миш'яком.

Таблиця 3.3

Вміст важких металів у ґрунтах пробних майданчиків

Пробний майданчик	Відстань від джерела забруднення, м	Важкі метали, мг/кг					
		Hg	Pb	Cd	As	Zn	Cu
I	500	5,83	49,24	4,34	10,89	61,52	60,39
II	500	4,32	47,31	7,33	10,22	78,55	25,06
	1000	6,76	46,05	5,51	8,60	87,35	35,56
	2000	8,44	25,09	6,26	7,11	68,30	72,24
	3000	6,35	58,71	1,43	5,64	50,32	38,25
III	4000	5,77	64,35	1,35	5,85	40,20	28,37
IV	7000	2,55	11,62	0,16	1,53	32,18	5,78
V (ботсад)	5500	2,64	12,58	0,23	2,43	25,24	8,43
VI (контроль)	180000	1,78	10,57	0,32	2,11	13,51	4,37

Таблиця 3.4

Коефіцієнт накопичення важких металів у ґрунтах пробних майданчиків

Пробний майданчик	Відстань від джерела забруднення, м	Важкі метали, мг/кг					
		Hg	Pb	Cd	As	Zn	Cu
I	500	2,8	1,5	2,9	5,4	0,7	1,1
II	500	2,1	1,5	4,9	5,1	0,9	0,5
	1000	3,2	1,4	3,7	4,3	1,0	0,6
	2000	4,0	0,8	4,2	3,6	0,8	1,3
	3000	3,0	1,8	1,0	2,8	0,6	0,7
III	4000	2,7	2,0	0,9	2,9	0,5	0,5
IV	7000	1,2	0,4	0,1	0,8	0,4	0,1
V (ботсад)	5500	1,3	0,4	0,2	1,2	0,3	0,2
VI (контроль)	170000	0,8	0,3	0,2	1,1	0,2	0,1

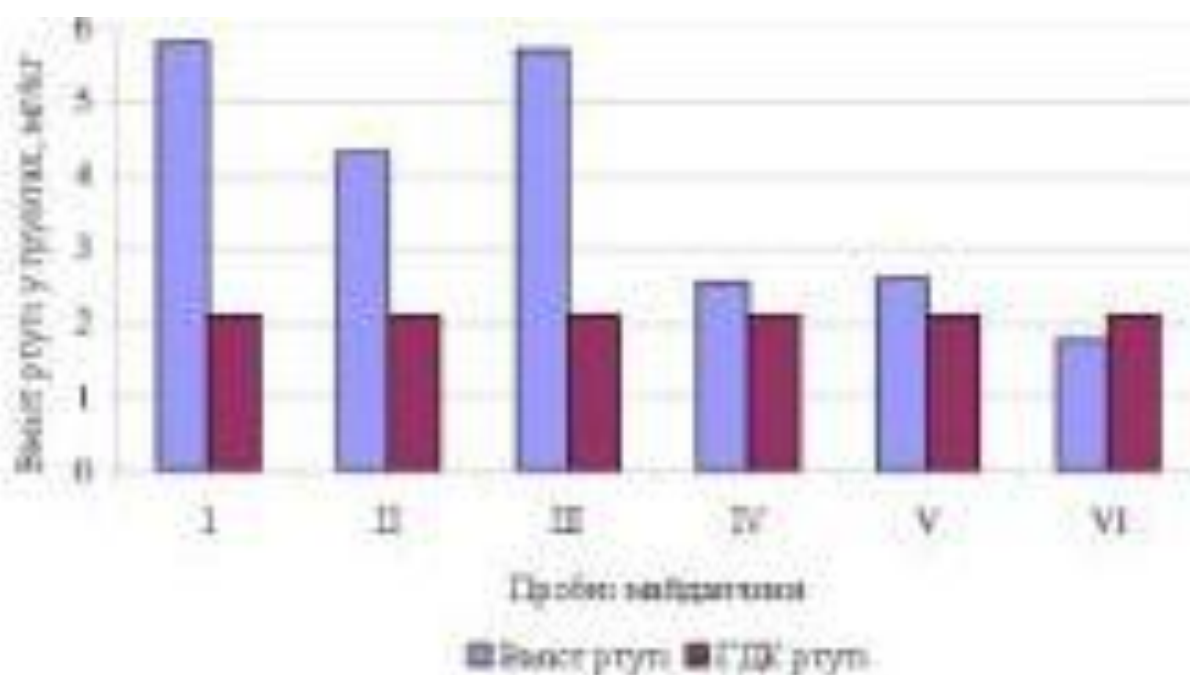
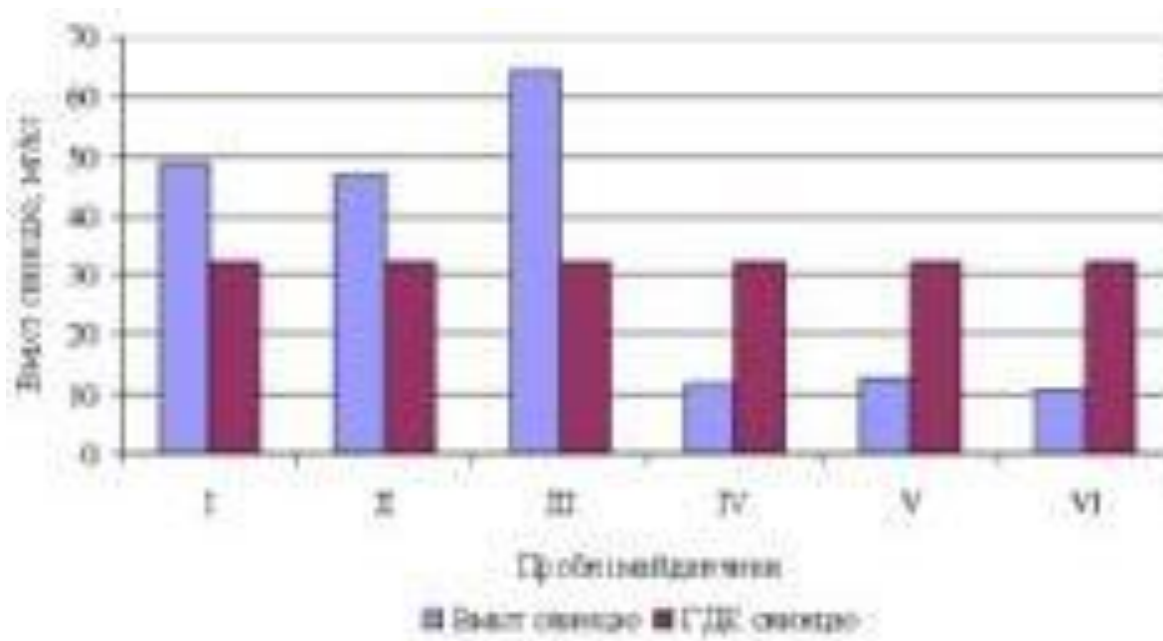
Відомо, що розподіл металів за ґрунтовим профілем чорноземів корелює із загальним вмістом гумусу [86]. Коефіцієнт кореляції у біогеоценозах дорівнює 0,98 у степових і 0,92 у штучних лісових екосистемах [206].

В ході досліджень визначено, на II пр. м. вміст гумусу найбільший (табл. 2.2), що корелює з високим вмістом свинцю – 47 мг/кг, кадмію – 7,3 мг/кг, хоча високий вміст даних металів може бути наслідком наближення до джерела забруднення. При зростанні відстані від ТЕС значну роль відіграють особливості розповсюдження пилових часток, швидкість осідання, тому прямої залежності між вмістом гумусу та металів у ґрунтах не спостерігається. При збільшенні дистанції до джерела забруднення вміст ртуті та міді зростає при невисокому відсотку гумусу: від 4,3 мг/кг Hg на відстані 500 м до 8,4 мг/кг Hg на відстані 2000 м та 25 мг/кг Cu і 72 мг/кг Cu відповідно при вмісті гумусу 2,47 % та 1,97 % відповідно (табл. 2.2, 3.3).

Таким чином, показано залежність між вмістом важких металів у ґрунті та впливом аеродинамічних показників пилових часток, що містять метали, на розповсюдження і акумуляцію останніх.

Найбільший інтерес представляють дослідження вмісту у ґрунтах та характеру розповсюдження метали I та II класу небезпечності, що є специфічними інгредієнтами викидів теплоелектростанцій – ртуть та свинець, особливо з огляду на обсяги вмісту даних металів у викидах (табл. 3.2).

Порівняльний аналіз накопичення Hg та Pb ґрунтами в зоні дії Криворізької та Придніпровської ТЕС (рис. 3.1) показує: на КрТЕС вміст ртуті більший на 35 % за відповідний показник ПдТЕС (4,32 мг/кг), перевищує ГДК майже втричі і становить 5,83 мг/кг (табл. 3.3, 3.4, рис. 3.1). Враховуючи, що відстань від джерела забруднення є однаковою, різниця вмісту ртуті у ґрунтах I та II пр. м. може бути обумовлена різними обсягами використовуваного вугілля (табл. 3.2), що підтверджує виключну роль продуктів згоряння вугілля у забрудненні навколишнього середовища ртуттю. Щодо вмісту Pb едафотопами на відстані 500 м від ТЕС встановлено перевищення ГДК на I та II пр. м. у 1,5 рази (табл. 3.4, рис. 3.1). Особливості розповсюдження Hg та Pb проявляються у кількісному вмісті даних металів в едафотопках пробних майданчиків, розташованих на різних відстанях від джерела забруднення з урахуванням рози вітрів (рис. 3.1, Додаток 1.В)



- I пр. м. Криворізька ТЕС
 II пр. м. Придніпровська ТЕС
 III пр. м. 4 км від Придніпровської ТЕС
 IV пр. м. 7 км від Придніпровської ТЕС
 V пр. м. Ботанічний сад
 VI пр. м. Контроль

Рис. 3.1 Вміст ртуті і свинцю в едафотопях Дніпропетровщини на різних пробних майданчиках Придніпровської та Криворізької ТЕС

Встановлено, що на відстані 2000-4000 м від ТЕС простежується максимальний вміст ртуті і свинцю в едафотопях (табл. 3.3, рис. 3.2), що в умовах міста є житловими масивами. При віддаленні вміст досліджуваних важких металів знижується, не перевищуючи ГДК на відстані 7000 м від джерела забруднення (рис. 3.2).

За результатами аналізу вмісту важких металів у ґрунтах встановлено перевищення норми ГДК ртуті у 4 рази у житловому масиві Придніпровськ (2 км від джерела забруднення) та у житловому масиві Сокіл-2 перевищення норми ГДК ртуті і свинцю у більш ніж два рази, тоді як на території ТЕС рівень забруднення ґрунтів нижчий (табл. 3.4). Така особливість розповсюдження даних важких металів та акумуляція ґрунтами виступає особливим фактором небезпеки впливу Придніпровської ТЕС на здоров'я людини, який слід враховувати.

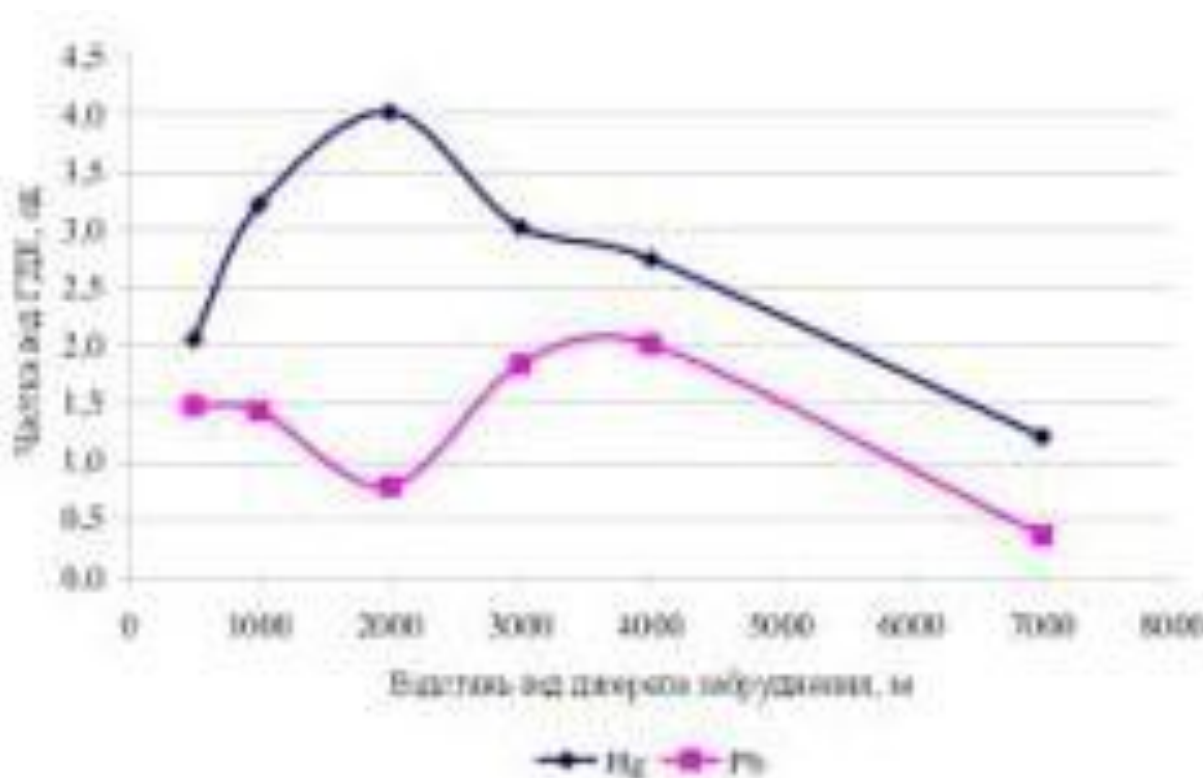


Рис. 3.2 Відносний вміст Hg і Pb у ґрунтах на різних відстанях від Придніпровської ТЕС

Максимально забрудненими Hg виявилися ґрунти на відстані 2-х км від теплової електростанції, що може бути пов'язане з особливостями руху

повітряних мас, висотою труб та незначною масою часточок, що містять ртуть. При подальшому збільшенні відстані від джерела забруднення, вміст ртуті зменшується (рис. 3.2), що вказує на беззаперечний вплив ПдТЕС на забруднення ґрунтів ртуттю. Наближення кривої до значень норми зі зростанням відстані від ТЕС вказує на те, що остання є єдиним або найбільшим джерелом забруднення едафотопів саме ртуттю.

Розподілення Pb у ґрунтах має хвилеподібний характер зі зменшенням чи зростанням вмісту на тій чи іншій відстані від ТЕС з максимальним вмістом на відстані 4 км – житловий масив Сокіл-2 (рис. 3.2). Така особливість може бути наслідком наявності інших джерел забруднення, що мають вплив на забрудненість ґрунтів даним металом на різних відстанях. Проте, слід відзначити значні перевищення норми вмісту свинцю у досліджуваних ґрунтах.

Загалом, відзначається максимальний вміст ртуті у ґрунтах на відстані 2 км від теплової електростанції (4 ГДК), тоді як найбільша кількість свинцю – на відстані 4 км (2 ГДК). На відстані 7 км рівень обох металів у ґрунтах знижується до ГДК. Розподіл ртуті та свинцю в едафотопах на різних відстанях від ТЕС представлений на рис. 3.2. Особливу небезпеку являють собою іони свинцю та ртуті, що знаходяться у ґрунтово-вбирному комплексі і мають синергічні властивості, про що свідчить визначений ГДК для даного комплексу і він є меншим, ніж для кожної сполуки окремо: Pb+Hg – ГДК: 20,0+1,0 [19].

Таким чином, селітебні території в зоні дії викидів ТЕС потребують обов'язкового проведення середовищепокращуючих заходів для запобігання захворювань населення, спричинених важкими металами ртуттю та свинцем та їх сполуками. До таких заходів в першу чергу належать фітомеліоративні, які дозволяють за допомогою насаджень вилучати з повітря значну кількість небезпечних речовин – компонентів викидів ТЕС.

3.3 Акумулятивні властивості вегетативних органів кленів по відношенню до ртуті, свинцю та інших металів

Рослинний організм знаходиться у тісному взаємозв'язку з навколишнім середовищем, поглинаючи значну кількість поллютантів з ґрунту [9, 52, 248] та повітря [27, 273], виконуючи таким чином оздоровлюючу функцію. На початку вегетації більшість мікроелементів потрапляє у вегетативні органи через кореневу систему з ґрунту, визначаючи транспортні властивості металів та їх сполук у системі ґрунт-рослина. В літньо-осінній період кількість сполук важких металів у листках відображає адсорбуючу та акумулюючу здатність листового апарату рослин [143, 56]. В рослинному організмі метали можуть трансформуватися у безпечні сполуки і частково засвоюватися рослинами, тим самим виключаючи з кругообігу частину поглинутих речовин [2, 406, 407]. У зв'язку з цим, вивчення здатності до накопичення важких металів листками деревних рослин в умовах техногенного забруднення представляється важливим для виявлення санітарно-гігієнічного потенціалу певних видів.

В ході досліджень встановлено, що вміст важких металів у кленів на всіх пробних майданчиках, що витримують техногенний пресинг, різняться на початку та наприкінці вегетації (табл. 3.5, 3.6). Визначена закономірність свідчить про значну акумулятивну роль листків рослин.

Вже на початку вегетації у кленів спостерігається значне зростання вмісту елементів I класу небезпечності на пробних майданчиках порівняно з контролем (табл. 3.5).

Виявлено найкращу вибіркову здатність щодо акумуляції ртуті листками *A. platanooides*, *A. saccharinum*, свинцю – листками *A. pseudoplatanus* (рис. 3.3). Результати досліджень показали, що накопичення металів при фоновому забрудненні міста (ботанічний сад) не перевищує 0,15 мг/г сух. реч. Найменший вміст у листках виявлено для ртуті (I клас небезпеки) – від 0,04 до 0,08 мг/кг у різних видів. Решта речовин, віднесені до високо небезпечних (II клас небезпеки), містяться в рослинних тканинах в межах від 0,07 до 0,15 мг/кг.

Таблиця 3.5

Накопичення важких металів листками кленів на початку вегетації

Вид	Пробний майданчик	Вміст елементів, мг/г			
		Hg	Pb	Cd	As
<i>A. platanoides</i>	I	0,32	0,58	0,30	0,22
	II	0,25	0,45	0,27	0,25
	III	0,72	0,55	0,47	0,25
	IV	0,27	0,38	0,26	0,25
	V	0,05	0,10	0,15	0,12
	VI	0,08	0,13	0,18	0,09
<i>A. pseudoplatanus</i>	I	0,28	0,52	0,32	0,36
	II	0,20	0,40	0,36	0,72
	III	0,35	0,65	0,34	0,48
	IV	0,21	0,35	0,30	0,31
	V	0,08	0,07	0,08	0,12
<i>A. negundo</i>	I	0,29	0,45	0,28	0,30
	II	0,25	0,35	0,25	0,27
	III	0,45	0,50	0,17	0,64
	IV	0,35	0,42	0,20	0,22
	V	0,07	0,12	0,12	0,07
	VI	0,08	0,15	0,10	0,05
<i>A. saccharinum</i>	II	0,35	0,25	0,12	0,42
	V	0,04	0,12	0,07	0,10

I – Криворізька ТЕС, II – Придніпровська ТЕС (500 м), III – 4000 м, IV – 7000 м, V – ботанічний сад, VI – контроль

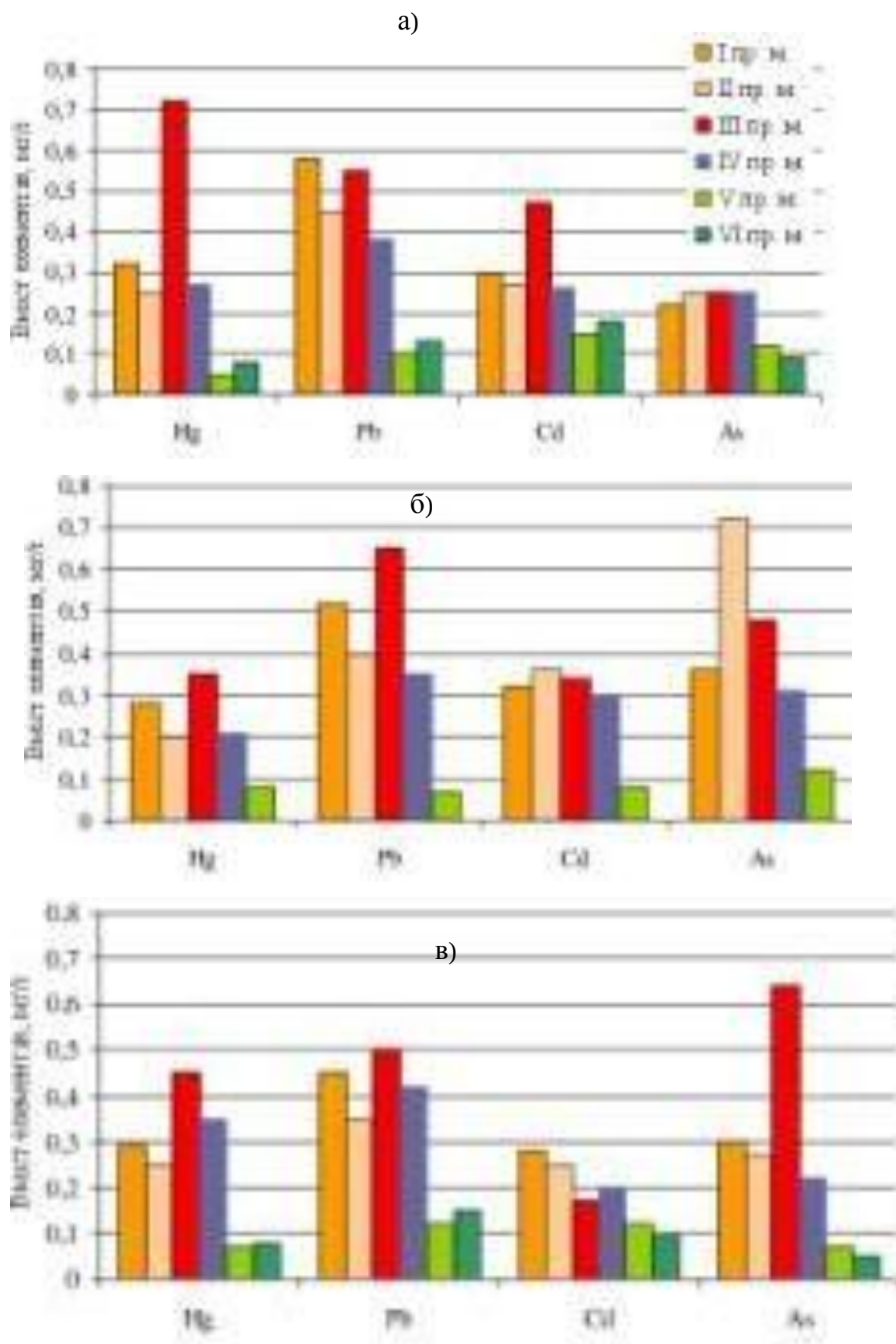


Рис. 3.3 Вміст важких металів у листках кленів *A. platanoides* (а),
A. pseudoplatanus (б), *A. negundo* (в)

Показники контролю мало різняться від показників фонового забруднення. На II пр. м. (Придніпровська ТЕС) у всіх видів кленів вміст металів у листках значно зростає. Кількість ртуті збільшується в 3-8 разів і досягає 0,20-0,35 мг/г, свинцю і кадмію – у 2-6 разів (до 0,45 мг/г), а миш'яку – в 3-5 разів (до 0,72 мг/г). На території Криворізької ТЕС вміст металів (Hg і Pb) у листках рослин на 30 % більший, ніж у рослин поблизу Придніпровської ТЕС, що простежується і по відношенню до вмісту важких металів у ґрунтах. Різниця вмісту металів у листках рослин вказує на безперечний вплив викидів теплової електростанції на вміст важких металів у рослинних тканинах. У місті Зеленодольск Криворізька ТЕС є єдиним потужним джерелом забруднення. У пробах вугілля з Криворізької ТЕС виявлено вдвічі більше свинцю і в півтора – ртуті, у порівнянні з пробами вугілля з Придніпровської ТЕС, що пояснює високий вміст металів в листках рослин.

Розповсюдження важких металів обумовлено значною мірою напрямком основних вітрів, їх силою, висотою труб тощо, тому визначали характер переміщення продуктів викидів ПдТЕС від джерела забруднення за напрямом основних вітрів на вміст металів у листках.

На відстані 4 км від Придніпровської ТЕС, що є житловим масивом, (Сокіл-2) вміст ртуті і свинцю в листках кленів, порівняно з вмістом у листках кленів біля джерела забруднення, перебільшує у 1,5-2 рази, що, відповідно, свідчить про високий рівень забруднення середовища важкими металами. Подібна тенденція простежується по відношенню до забруднення ґрунтів, коли забруднення селітебної зони більше за забруднення промислової [260], як і за результатами наших досліджень. Таким чином, спостерігається тенденція у збільшенні кількості Hg, Pb як на території теплової електростанції, так і на відстані від неї, на що вказує на значний вплив ТЕС на накопичення ртуті та свинцю в листках. Щодо кадмію та миш'яку, такої чіткої тенденції не спостерігається. Коливання вмісту Cd і As в листках (зниження в одних, зростання у інших видів) можуть вказувати на вплив не тільки викидів електростанції, але й інших джерел забруднення в накопиченні цих речовин.

На більшій відстані від джерела забруднення (IV дослідний майданчик) рівень металів в листках кленів зменшується в порівнянні з попередніми ділянками, проте, залишається досить високим і значно перевищує показники рослин контрольної ділянки. Серед досліджуваних видів кленів найбільше ртуті надійшло через систему ґрунт-рослина у видів *A. platanoides*, *A. saccharinum*, свинцю і кадмію – *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, миш'яку – *A. saccharinum*, *A. pseudoplatanus*, *A. negundo*. Таким чином, виявлено видоспецифічність кленів по відношенню до різних металів.

Наприкінці вегетації після тривалого контакту листової пластинки з повітрям можливо у повній мірі оцінити акумулятивну здатність даного органу рослин (табл. 3.6). Наприкінці вегетації вміст важких металів у листках кленів зростає на ділянках з фоновим забрудненням і на території поблизу Придніпровської та Криворізької ТЕС (табл. 3.6). Це вказує на високу накопичувальну здатність листків.

Вміст ртуті у листках рослин ботанічного саду (V пр. м.) зростає в середньому в 1,5 – 3 рази у порівнянні з початком вегетації. Так, у листках *A. platanoides* вміст Hg збільшився вдвічі (від 0,05 до 0,10 мг/г), *A. saccharinum*, *A. negundo* – втричі (від 0,04 до 0,15 та від 0,07 до 0,20 мг/г відповідно). Проте, майже без змін протягом вегетації залишається вміст ртуті у *A. pseudoplatanus* (0,08 – 0,12 мг/г).

За умов фонового забруднення значно зростає вміст Pb у вегетативних органах досліджуваних рослин (у 4 – 7 разів) (від 0,07 до 0,61 мг/г у різних видів), що вказує на високий рівень фонового забруднення атмосферного повітря свинцем у місті Дніпропетровськ. У листках *A. platanoides* та *A. pseudoplatanus* вміст Pb настільки високий, що навіть перевищує ці показники на промислових ділянках (I, II пр. м.) (0,47 проти 0,42; 0,36 мг/г та 0,49 проти 0,38; 0,43 мг/г відповідно). У інших видів цей показник є високим, але не перебільшує вміст металу у видів з промислової ділянки. Незначні коливання протягом періоду вегетації спостерігається у видів кленів ботанічного саду за вмістом кадмію та миш'яку.

Таблиця 3.6

Накопичення металів листками кленів наприкінці вегетації

Об'єкт	Пробний майданчик	Вміст елементів, мг/г					
		Hg	Pb	Cd	As	Cu	Zn
<i>A. platanoides</i>	I	0,48	0,36	0,33	0,32	5,86	12,73
	II	0,45	0,42	0,25	0,35	4,28	19,57
	III	0,57	0,38	0,06	0,25	4,11	15,96
	IV	0,10	0,29	0,14	0,12	3,59	15,77
	V	0,10	0,47	0,18	0,07	4,75	20,67
	VI	0,10	0,22	0,15	0,05	2,59	10,22
<i>A. pseudoplatanus</i>	I	0,38	0,43	0,28	0,41	5,89	22,21
	II	0,32	0,38	0,22	0,45	3,65	15,25
	III	0,25	0,44	0,13	0,17	6,21	22,16
	IV	0,15	0,49	0,15	0,08	4,78	19,48
	V	0,12	0,49	0,11	0,07	5,84	31,67
	VI	0,10	0,25	0,12	0,05	2,96	12,87
<i>A. negundo</i>	I	0,43	0,55	0,37	0,38	4,56	18,35
	II	0,48	0,86	0,28	0,45	10,62	46,80
	III	0,30	0,52	0,12	0,12	11,89	29,32
	IV	0,15	0,74	0,20	0,08	11,26	41,59
	V	0,20	0,61	0,19	0,12	6,28	23,05
	VI	0,12	0,30	0,12	0,07	3,36	13,84
<i>A. saccharinum</i>	II	0,20	0,46	0,22	0,35	3,58	39,50
	V	0,15	0,42	0,13	0,08	4,61	29,41

I – Криворізька ТЕС, II – Придніпровська ТЕС (500 м), III – 4000 м, IV – 7000 м, V – ботанічний сад, VI – контроль

На території ПдТЕС та КрТЕС (І та ІІ пр. м.) вміст металів І-го та ІІ-го класу небезпеки (Hg, Pb) у листках кленів зростає у декілька разів порівняно з фоновим забрудненням (V пр. м.), крім вмісту свинцю у деяких видів.

Вміст ртуті у листках рослин промислової території наприкінці вегетації зростає у порівнянні з рослинами ботанічного саду у 2,5 (*A. pseudoplatanus*, *A. negundo*, *A. saccharinum*) та 4,5 рази (*A. platanoides*). При віддаленні від джерела забруднення (ІІІ, ІV пр. м.) простежується зниження вмісту ртуті у листках до рівня фонового, крім *A. platanoides*. Максимальну накопичувальну здатність проявляє *A. negundo* (до 0,48 мг/г), *A. platanoides* (0,57 мг/г), мінімальну – *A. pseudoplatanus* (до 0,32 мг/г).

Вміст свинцю є досить високим і коливається у більшості видів у межах 0,38–0,49 мг/г не залежно від відстані до ТЕС, тобто більшою мірою залежить від фонового рівня забруднення. Максимальну акумулятивну здатність за показником вмісту даного металу, а також інших металів має *A. negundo*.

За результатами досліджень чітко простежується вплив викидів Придніпровської ТЕС на вміст у листках ртуті, кадмію та миш'яку. Вміст кадмію на ІІ пр. м. зростає в середньому вдвічі у порівнянні з фоновим рівнем забруднення, а на віддаленні від джерела забруднення знижується до фонового. Більший вміст важких металів у листках кленів на ІІІ пр. м. на початку вегетації у порівнянні з періодом завершення вегетації може бути спричиненим більш значущим впливом забруднення ґрунтів для молодих вегетативних органів рослин, тоді як у сформованих листових пластинках через більшу поверхню дотику з повітрям та більш тривалий час такої взаємодії переважає акумуляція аерогенних поллютантів. Слід враховувати, що ґрунт акумулює шкідливі речовини протягом тривалого часу, тоді як листки – максимум протягом одного вегетаційного періоду. До того, листові пластинки захищені від поллютантів атмосферного повітря покривними тканинами, воском, кутикулою тощо.

Для аналізу акумулятивної здатності різних видів кленів оптимальним є підрахунок коефіцієнтів накопичення, що кращою мірою диференціює види за рівнем накопичення того чи іншого металу.

На II пр. м. найбільшу акумулятивну здатність по відношенню до свинцю мають *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, з коефіцієнтом накопичення 4,5 та 5,7 відповідно, до ртуті – *A. saccharinum* – 8,8 (табл. 3.7).

На відстані 4 км від ТЕС рівень накопичення важких металів едафотопами максимальний, коефіцієнти накопичення також найбільші: 9,3 у *A. pseudoplatanus* для свинцю (вдвічі більший ніж у інших видів), 9,0 у *A. platanoides* для ртуті. Кадмій незначно акумулюється у кленах (табл. 3.7).

Таблиця 3.7

Коефіцієнти накопичення важких металів листками кленів на різних відстанях від джерела забруднення

Вид	Пробний майданчик	Коефіцієнт накопичення			
		Hg	Pb	Cd	As
<i>A. platanoides</i>	II (500 м)	3,13	4,50	1,80	2,08
	III (400 м)	9,00	5,50	3,13	2,28
	IV (7000 м)	3,38	3,80	1,73	2,09
<i>A. pseudoplatanus</i>	II (500 м)	2,50	5,71	4,50	6,00
	III (400 м)	4,38	9,29	4,25	4,00
	IV (7000 м)	2,63	5,00	3,75	2,58
<i>A. saccharinum</i>	II(500 м)	8,75	2,08	1,71	4,20
<i>A. negundo</i>	II (500 м)	3,57	2,92	2,08	3,86
	III (400 м)	6,43	4,17	1,42	9,14
	IV (7000 м)	5,00	3,50	1,67	3,14

Вміст металів у листках кленів на прикінці вегетації на ділянці з фоновим рівнем забруднення та на контрольній ділянці різниться. Вміст окремих металів (Pb, Cu, Zn) у більшості рослин V пр. м. перевищує значення у контрольних екземплярів вдвічі і більше (рис. 3.4). За подібним характером накопичення можна відзначити превалюючий вплив аерогенного, чутливого до поточних обсягів викидів, забруднення. Таким чином, аналіз отриманих даних показує, що ботанічний сад не можна вважати контролем в екологічних дослідженнях на території міста Дніпропетровськ, як це часто трапляється, так як установлено перевищення вмісту важких металів у ґрунтах і рослинах порівняно з екологічно чистими територіями, що знаходяться на значних відстанях від промислового центру (VI пр.м. – контроль).

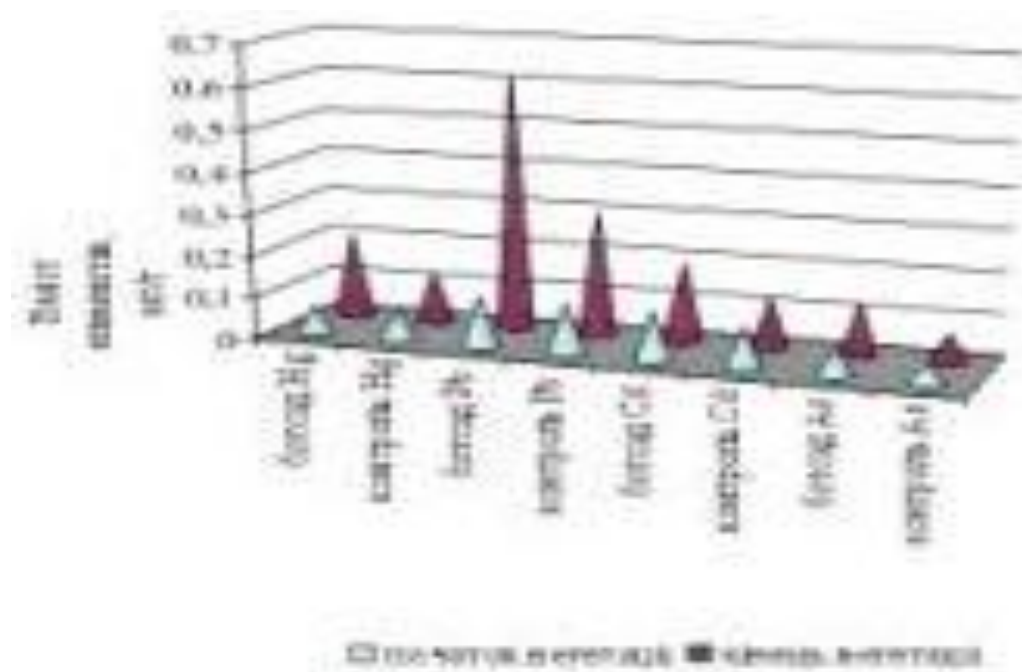


Рис. 3.4 Вміст важких металів у листках деревних рослин на початку і в кінці вегетації на прикладі *A. negundo*

Найбільш варіабельним та значним є вміст свинцю у листках кленів за умов фонового забруднення. Визначено, що свинець є більш рухомим у ланці кругообігу речовин і достатньо швидко вилучається рослинами з повітря та ґрунту, про що свідчить рівень накопичення даного металу у листках кленів наприкінці вегетації, порівняно з ртуттю та іншими металами.

За отриманими даними встановлено позитивну кореляцію між вмістом важких металів у листках і ґрунтах, як виявляється у більшості подібних досліджень [86]. Більшою мірою кореляція проявляється відносно ртуті з коефіцієнтом кореляції $R=0,74$, у меншій мірі для свинцю – $R=0,63$.

Характер накопичення важких металів у ґрунтах та листках деревних рослин підтверджують безпосередній вплив викидів продуктів згоряння вугілля ТЕС на вміст ртуті, кадмію та миш'яку в навколишньому середовищі.

На початку вегетації у всіх досліджуваних видів рослин вміст важких металів більшою мірою визначається їх вмістом у ґрунтах. Вміст елементів у ґрунтах є досить стабільним показником і характеризує рівень забруднення елементів екосистеми з урахуванням акумуляції протягом років. Наприкінці вегетації виявлено значне збільшення вмісту важких металів у листках рослин пробних площадок, що свідчить про зростання ролі аерогенних викидів в акумуляції цих елементів протягом вегетації.

РОЗДІЛ 4. ОСОБЛИВОСТІ ВОДООБМІННИХ ПРОЦЕСІВ ВИДІВ РОДУ ACER L. ЗА ДІЇ ЕКОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ ТА ВИКИДІВ ТЕС

У степовій зоні України нестача водозабезпечення та високі температури у період вегетації є основними лімітуючими факторами при інтродукції рослин [6]. Тому, стійкість інтродуцентів головним чином обумовлюється збалансованістю водного режиму рослин [130]. У промислових містах Південно-Східної України слід приділяти увагу кліматичним умовам, на фоні яких може змінюватися реакція рослин на антропогенне забруднення повітря, ґрунтів та інших компонентів екосистеми. Характер впливу аерогенних полютантів, звичайно, схожий з тим, що рослини витримують при гідротермічному стресі, тому стійкі до посухи рослини з ксерофітними властивостями краще адаптуються до впливу промислових емісій [144].

Водообмінні процеси досліджуваних видів кленів характеризували за показниками загальної оводненості листків, їх водоутримуючої здатності, фракційним складом тканинної води, осмотичним потенціалом, інтенсивністю транспірації та швидкістю водовіддачі.

4.1 Зміни оводненості листків кленів

За умов достатньої кількості опадів, кожний вид рослин відзначається певним максимальним рівнем оводненості тканин, яка при подальшому підвищенні зволоженості залишається на цьому граничному рівні. Максимальний вміст води у тканинах рослин є величиною видоспецифічною, яка відбиває філогенетичні особливості формування видів рослин у різних природно-кліматичних умовах. Так, для вологолюбних рослин у сприятливих умовах водозабезпечення характерна більш висока загальна оводненість тканин порівняно з рослинами посушливих місцезростань. Зважаючи на це, рівень загальної оводненості рослин може характеризувати їх стійкість до ксеротермного стресу [132].

Погодні умови обох вегетаційних сезонів (рис. 2.3 і 2.4) відзначалися досить великою кількістю опадів у травні (135% та 208% від норми) та вересні

(148 % та 156% від норми), а в літній період посухою, проте особливості перебігу водно-температурних умов були відмінними у різні роки досліджень. Особливістю першого періоду була тривала посуха, яка охоплювала усі літні місяці – з червеня по серпень, проте у липні погодні умови наближалися до сприятливих, другого періоду – глибока посуха настала тільки у серпні, якій передувала досить сприятлива за зволоженням погода. В обидва сезони, з травня по вересень, середньомісячні температури перебільшували норму як правило на 1,5–3,5°C, особливо у другий сезон – на 3,0°C, 3,5°C та 5,4°C у червні, липні та серпні відповідно. Тобто у літні місяці недостатня кількість опадів супроводжувалася високими температурами, які у серпні другого сезону досягли максимуму.

Таким чином, аналіз показує, що вплив фактору зволоження на оводненість листків може бути визначений при порівнянні даних, отриманих у літні місяці першого сезону – під час тривалої (хронічної) посухи та другого сезону – за гідротермічних умов відносно сприятливих (червень, липень), на фоні яких наступила глибока, проте нетривала посуха (серпень). Окремий інтерес щодо адаптації рослин представляє аналіз їх здатності відновлювати водний статус за умов достатнього зволоження після посухи (вересень).

Динаміка вмісту води у листках досліджуваних видів кленів протягом двох вегетаційних періодів представлена у табл. 4.1. Отримані дані показують, що на початку літа, після досить сприятливих умов зволоження (травень) двох років досліджень, усі види колекції ботанічного саду (V пр. м.) мають більшу оводненість листків (крім *A. negundo*) порівняно із посушливими періодами (табл. 4.1). Така сама реакція на умови водозабезпечення спостерігається і на промисловому майданчику в зоні дії викидів ПдТЕС (II пр. м.).

Найбільш висока оводненість листків за достатнього зволоження притаманна *A. pseudoplatanus*, *A. trautvetteri*, *A. monspessulanum*, *A. campestre*, *A. negundo* (74,33 % – 68,67 %), що свідчить про більшу мезофітність цих видів. Низька оводненість листків за цих умов характерна для *A. tataricum* і *A. semenovii* (56,61 % і 61,73 %), що свідчить про більшу їх ксерофітність.

Таблиця 4.1

Динаміка оводненості листків кленів за різних погодних умов та техногенного навантаження

Рік	2009				2010			
Місяць	VI	VII	VIII	IX	VI	VII	VIII	IX
Δt°	+ 2,9	+ 2,8	+ 0,4	+ 1,9	+ 3,0	+ 3,5	+ 5,4	+ 1,8
опад, % від норми, мм	22	77	32	208	83	125	30	156
Види, що зростають на території з фоновим рівнем забруднення (ботанічний сад, V пр. м.)								
<i>A. platanoides</i>	56,82±0,91	52,27±2,45	50,42±3,05	52,07±4,03	63,33±1,55	62,41±1,60*	54,32±3,13*	55,33±4,89
<i>A. pseudoplatanus</i>	69,41±0,72*	64,51±1,73	65,64±0,97	63,89±3,45	74,33±0,44	72,57±0,17	64,11±1,80	59,01±0,69
<i>A. saccharinum</i>	59,76±0,92	55,39±2,83	51,45±1,32*	54,29±2,99*	65,47±1,02	68,43±0,64	60,87±3,42	54,87±2,09*
<i>A. negundo</i>	73,84±0,34	63,91±7,62*	60,56±4,84	65,46±3,33*	68,67±2,44	66,83±1,20	51,20±0,53	54,01±2,05
<i>A. campestre</i>	63,14±0,33	57,19±6,99	57,02±3,79	55,54±4,25	69,33±0,76	54,57±1,95	53,33±0,89	52,67±1,77
<i>A. tataricum</i>	49,34±0,72	36,19±4,22	33,95±1,06	38,19±2,55	56,67±3,55	49,37±0,95	50,67±1,11	56,33±0,50
<i>A. trautvetteri</i>	69,27±0,25	60,26±7,62	58,56±5,64	61,22±4,75	71,53±2,71	69,85±0,55	55,33±0,44	54,67±1,55
<i>A. semenovii</i>	59,19±0,80	47,37±5,66	43,26±2,13	45,34±2,76	61,73±0,49	60,27±0,22	49,63±1,57	53,07±1,37
<i>A. ginnala</i>	56,62±1,26	62,72±6,34	53,58±1,86	60,21±3,46	64,33±1,11	63,86±0,86	55,80±0,80	53,66±0,44
<i>A. monspessulanum</i>	64,27±0,11	52,20±1,02	50,23±4,43	56,27±1,88	71,33±0,44	68,10±1,13	60,77±0,67	65,11±2,62
Види, що зростають на території Придніпровської ТЕС (II пр. м.)								
<i>A. platanoides</i>	61,35±0,31	62,39±1,05	52,42±1,21	55,68±1,65	67,04±3,05	61,46±2,48*	54,06±1,96*	52,97±2,46
<i>A. pseudoplatanus</i>	69,81±1,17*	66,06±0,98	60,25±3,41	66,52±3,53	76,83±1,46	69,56±1,04	65,91±0,86	69,49±2,18
<i>A. saccharinum</i>	64,91±0,87	52,76±1,14	51,87±1,68*	53,12±4,23*	67,45±2,46	59,87±1,62	52,71±3,13	55,22±0,68*
<i>A. negundo</i>	71,64±0,85	65,98±2,54*	63,65±3,46	65,47±5,12*	70,86±4,16	60,53±0,98	64,20±2,87	65,78±1,84

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Проміжні значення оводненості листків відзначено у *A. saccharinum*, *A. platanoides* і *A. ginnala* (65,47 % – 64,33 %).

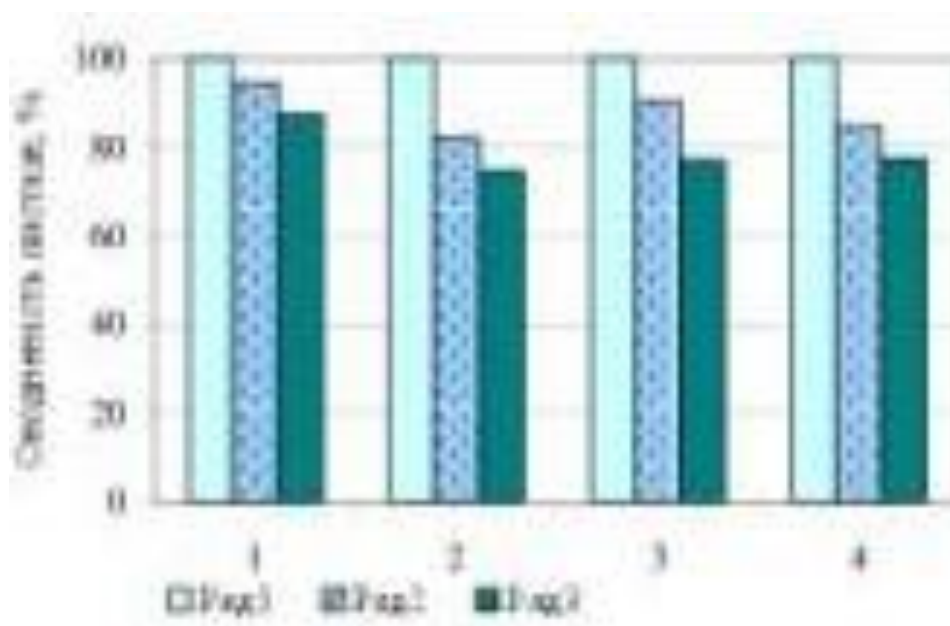
У виділених таким чином групах видів проявляються протилежно спрямовані реакції оводненості тканин на зміни гідротермічних умов протягом вегетаційного періоду. Так, у видів першої групи під час тривалої посухи (червень-серпень) оводненість знижується поступово – на 4–14%, а при настанні посухи у серпні після достатнього зволоження відбувається швидке і більш значне зневоднення тканин – на 10–17%, що свідчить про недостатню адаптованість цих порід до гострої дії водно-температурного стресу (рис. 4.1а).

Щодо видів з вираженою ксерофітністю за загальним рівнем оводненості тканин – *A. tataricum* і *A. semenovii*, у них під час тривалої посухи відбувається значне зниження вмісту води – на 15–16% і оводненість досягає найнижчих значень серед усіх досліджуваних видів (33,95 % та 43,26 % відповідно) (рис. 4.1б).

Такий низький показник оводненості може являтися адаптаційним механізмом для рослин, які еволюційно пристосувалися до посушливих умов зростання і здатні під час посухи підтримувати фізіологічні процеси при низькому рівні оводненості тканин. Подібну тенденцію щодо низьких показників оводненості листків спостерігають серед видів з посушливих регіонів [137]. Проте за умов гострого водного стресу у даних видів втрачається менша кількість води (6–2 %), тобто ці види є пристосованими до умов нестійкого зволоження у степовій зоні. За цією ознакою до групи найбільш стійких видів можна віднести і *A. monspessulanum*, у якого при досить високому загальному рівні оводненості листків реакція на тривалий та короткочасний водний стрес схожа з видами *A. tataricum* і *A. semenovii*.

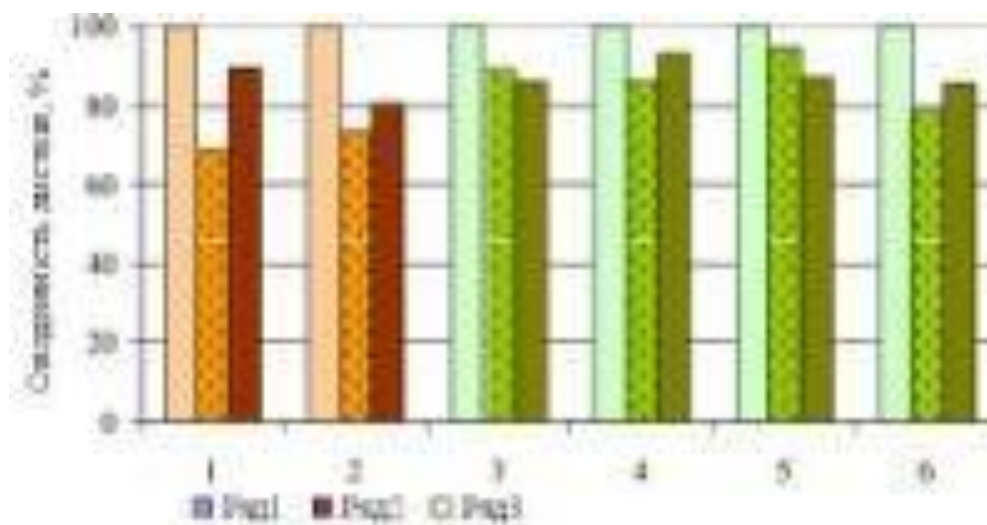
Види *A. saccharinum*, *A. platanoides* і *A. ginnala*, які мають проміжні величини загального рівня оводненості, за дії тривалої посухи (червень-серпень) виявляють помірне зниження оводненості, за умов зміни достатнього зволоження на посуху (серпень) у *A. platanoides* і *A. ginnala* зневоднення поглиблюється, у *A. saccharinum*, навпроти, зменшується (рис. 4.1б).

a)



1 - *A. pseudoplatanus*, 2 - *A. negundo*, 3 - *A. campestre*, 4 - *A. trautvetteri*

б)

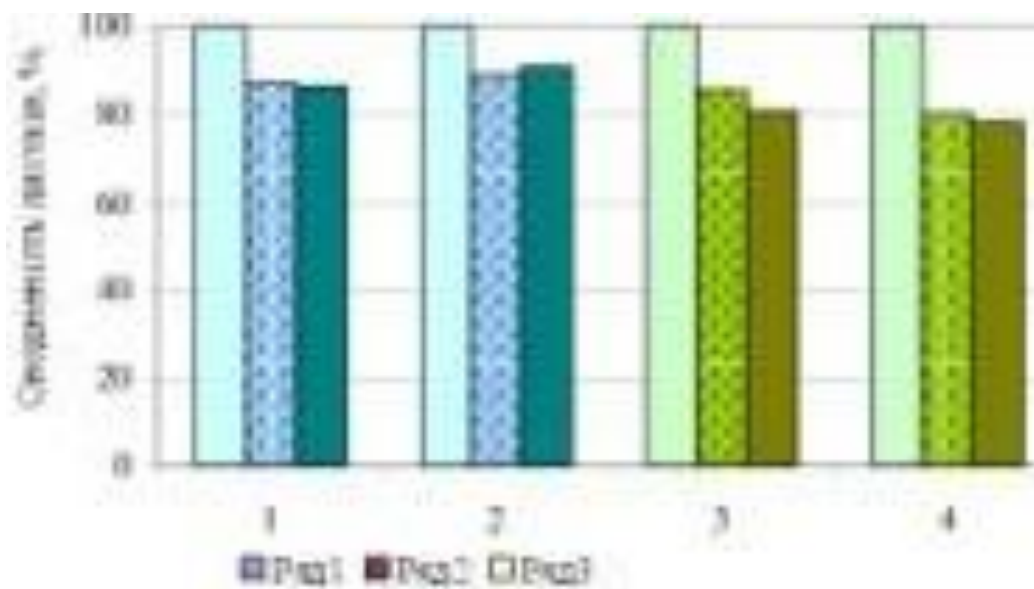


1 - *A. tataricum*, 2 - *A. semenovii*, 3 - *A. platanoides*, 4 - *A. saccharinum*, 5 - *A. ginnala*, 6 - *A. monspessulanum*

Рис. 4.1 Оводненість листків у серпні відносно початкового вмісту води у червні (ряд 1) після тривалої посухи (ряд 2) та посухи після достатнього зволоження (ряд 3) у видів кленів в умовах ботанічного саду ДНУ

Таким чином, відзначено протилежну реакцію на тривалий та гострий водний стрес у кленів з різною спрямованістю водообмінних процесів. У більш мезофільних видів (*A. pseudoplatanus*, *A. negundo*, *A. campestre*, *A. trautvetteri*) – поступова адаптація до тривалої посухи та її відсутність при гострому водному стресі, у більш ксерофільних видів (*A. tataricum*, *A. semenovii*) – значне зниження оводненості у першому випадку та адаптивні властивості у другому.

Визначено особливості впливу промислових викидів в зоні дії ПдТЕС на досліджувані показники водного обміну кленів (рис. 4.2). На II пр. м. представлені більш мезофільні види – *A. pseudoplatanus* і *A. negundo* та види з проміжним характером водообміну – *A. platanoides* і *A. saccharinum*. Слід відзначити, що початковий рівень оводненості цих видів на промисловій території більш високий порівняно з умовним контролем, що може бути обумовлене як більшою вологістю ґрунтів на пониженому рельєфі Лівобережжя, так і більш високим накопиченням основних складових аерогенних поллютантів ТЕС – важких металів.



1 - *A. pseudoplatanus*, 2 - *A. negundo*, 3 - *A. platanoides*, 4 - *A. saccharinum*

Рис. 4.2 Оводненість листків у серпні відносно початкового вмісту води у червні (ряд 1) після тривалої посухи (ряд 2) та посухи після достатнього зволоження (ряд 3) у видів кленів в умовах Придніпровської ТЕС

Визначено, що вміст ртуті у листках кленів більшою мірою впливає на підвищення рівня загальної оводненості в порівнянні з впливом вмісту свинцю. У видів *A. platanoides*, *A. saccharinum* вміст ртуті на II та V пр. м. дуже різниться. В умовах ботанічного саду даний показник не перевищує значень 0,05 мг/кг, а на промисловому майданчику дані види показують високу здатність до поглинання Hg з навколишнього середовища. При цьому вміст ртуті у *A. saccharinum* більший у 9 разів (0,35 мг/кг), у *A. platanoides* – у 5 разів (0,25 мг/кг), порівняно з показниками ботанічного саду, тоді як у інших видів II та V пр. м. різниця становить 2,5 та 3,5 рази відповідно: *A. pseudoplatanus* – 0,08 проти 0,20 мг/кг та *A. negundo* – 0,07 проти 0,25 мг/кг (табл. 3.5). При цьому оводненість листків видів *A. platanoides*, *A. saccharinum* за умов промислового забруднення більша на 8% та 9% відповідно, ніж за умов фонового рівня забруднення. Високий вміст свинцю не має такого впливу на рівень оводненості листків. Так, у *A. pseudoplatanus* на II пр. м. вміст свинцю 0,40 мг/кг проти 0,07 мг/кг на V пр. м. при цьому рівень оводненості на обох ділянках однаковий. У *A. negundo* спостерігається незначне зменшення загальної оводненості (на 3 %) в умовах впливу важких металів, вміст яких (Hg та Pb) більший в 3 рази, ніж в умовах ботанічного саду. Таким чином, виявлено вплив ртуті на вміст води тканин, що проявляється у збільшенні загального рівня оводненості, більшою мірою характерне для видів з проміжним характером водообміну.

Проте, у цих видів під дією аерогенних полютантів під час тривалої посухи у червні-серпні відбувається значне зниження оводненості листків порівняно з умовним контролем, за винятком *A. negundo*, що свідчить про порушення процесів адаптації. При настанні глибокої посухи у серпні відбувається більш значне зневоднення (на 10–15 %) як в зоні дії викидів ТЕС, так і за впливу тільки фактору посухи. Найбільшого негативного впливу за сумісної дії посухи і полютантів зазнає *A. saccharinum*, у якого в обидва роки досліджень на II пр. м. значно знижується загальна оводненість порівняно з умовним контролем. Тобто, за показниками зміни загальної оводненості тканин менш стійким до промислових викидів ТЕС виявився *A. saccharinum*.

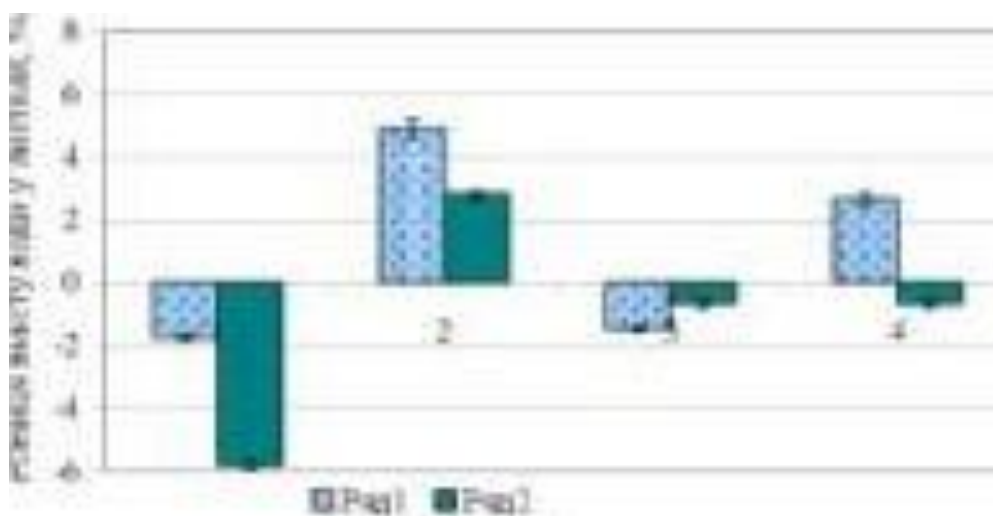
Напроти, більшу стійкість на II пр. м. визначено для *A. negundo*, у якого оводненість листків знижується менше, ніж у ботанічному саду ДНУ незалежно від тривалості та глибини посушливих періодів. Напевно, у виду *A. negundo*, який вже давно акліматизувався у даному регіоні і має широку екологічну амплітуду, в умовах промислового забруднення активізуються захисні механізми, спрямовані на стабілізацію водного режиму і виконують роль преадаптацій по відношенню до фактору забруднення довкілля важкими металами. Означені особливості адаптаційного процесу відзначаються у ряді наукових робіт за цією проблемою [63, 168, 175, 225].

У різних за стійкістю видів відзначено й особливості реакції на відновлення достатньої зволоженості після посушливих періодів, яке спостерігалось у вересні обох років досліджень, що дозволило уточнити диференціацію видів по відношенню до гідротермічного стресу за показниками змін загальної оводненості тканин (рис. 4.3, 4.4).

Так, серед видів, що відзначаються високим загальним рівнем оводненості тканин та вираженою негативною реакцією на настання водно-температурного стресу (серпень) на фоні попередніх досить сприятливих умов, тобто видів 1-ї групи, тільки у *A. negundo* відмічено адаптивний характер реакції на наступне зволоження. У цього виду суттєво зростає оводненість тканин як після тривалої посухи, так і короткочасної глибокої посухи, тобто активно функціонують механізми репарації незалежно від характеру посушливих умов. Інші види цієї групи – *A. pseudoplatanus*, *A. campestre* і *A. trautvetteri* виявилися мало стійкими до гострого гідротермічного стресу, так як навіть при високій кількості опадів у вересні у них триває зниження оводненості листків, а у *A. pseudoplatanus*, *A. campestre* – і до хронічного стресу.

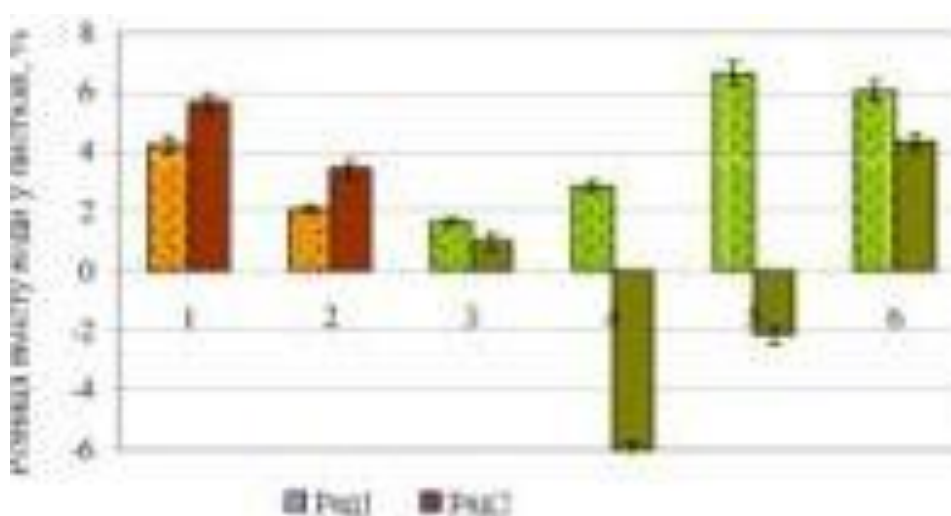
Віднесені до 2-ї групи види *A. tataricum* і *A. semenovii*, у яких гострий водний стрес викликав менш виражену негативну реакцію, а хронічний – більш виражену порівняно з видами 1-ї групи, за умов зволоження у вересні показали високу здатність до відновлення рівня оводненості листків незалежно від характеру посушливих умов, що свідчить про високу адаптованість цих видів.

a)



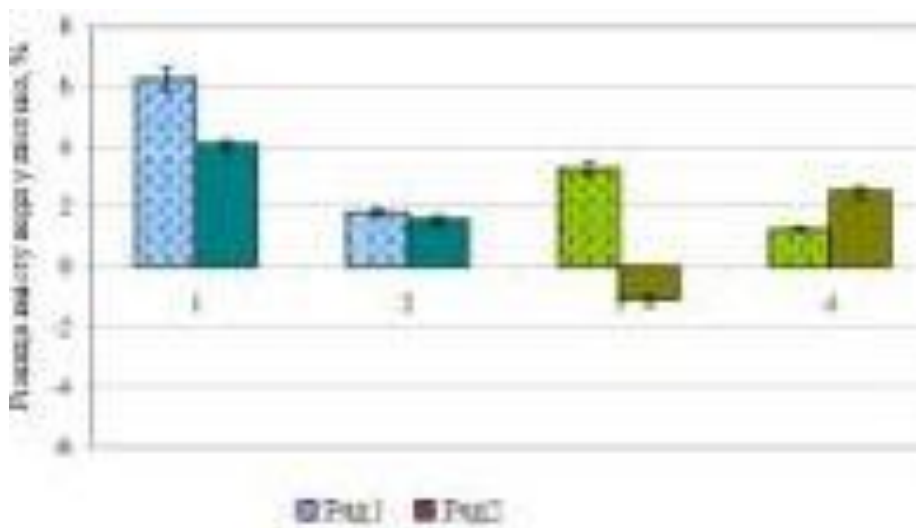
1 - *A. pseudoplatanus*, 2 - *A. negundo*, 3 - *A. campestre*, 4 - *A. trautvetteri*

б)



1 - *A. tataricum*, 2 - *A. semenovii*, 3 - *A. platanoides*, 4 - *A. saccharinum*, 5 - *A. ginnala*, 6 - *A. monspessulanum*

Рис. 4.3 Різниця в оводненості листків у вересні порівняно із серпнем після тривалої посухи (ряд 1) та посухи після достатнього зволоження (ряд 2) у видів кленів в умовах ботанічного саду ДНУ



1 - *A. pseudoplatanus*, 2 - *A. negundo*, 3 - *A. platanooides*, 4 - *A. saccharinum*

Рис. 4.3 Різниця в оводненості листків у вересні порівняно із серпнем після тривалої посухи (ряд 1) та посухи після достатнього зволоження (ряд 2) у видів кленів в умовах Придніпровської ТЕС

Щодо видів проміжної 3-ї групи, то вони зберігають здатність до відновлення рівня оводненості тканин за достатнього зволоження у вересні після тривалої посухи, що пояснюється поступовим розвитком адаптивних реакцій. Після гострого водно-температурного стресу на *A. saccharinum* і *A. ginnala* проявилася у зниженні оводненості тканин у вересні, тобто ці види характеризуються більш мезофітними властивостями порівняно з іншими видами цієї групи – *A. platanooides* і *A. monspessulanum*, у яких оводненість тканин зростає.

Враховуючи попередній аналіз стану оводненості тканин у видів цієї групи, можна відзначити її неоднорідність у прояві властивостей як мезофітної, так і ксерофітної спрямованості. Більш виражені адаптивні реакції на ксеротермний стрес відзначено у *A. monspessulanum*, тобто цей вид за реакціями на посушливі умови наближається до 2-ї групи, менший за стійкістю *A. ginnala* наближається до 1-ї групи. В цілому види цієї групи можна розташувати у такому порядку: *A. monspessulanum* > *A. platanooides* > *A. saccharinum* > *A. ginnala*.

За дії викидів ПдТЕС в усіх видів цієї групи збільшується оводненість листків у відповідь на велику кількість опадів у вересні незалежно від особливостей перебігу посушливого періоду, що свідчить про активацію захисних механізмів, причому більш виражена позитивна реакція у *A. pseudoplatanus* в обидва сезони досліджень, *A. platanooides* – після тривалої посухи у червні-серпні, *A. saccharinum* – у серпні.

Види з вираженими мезофітними властивостями *A. pseudoplatanus*, *A. negundo* в умовах промислового забруднення і дії посухи характеризуються підвищенням рівня оводненості листків (на 6 % та 2 % відповідно). При цьому спостерігається підвищення вмісту ртуті у листках, порівняно з початком вегетації : у *A. pseudoplatanus* – на 60 % (до 0,32 мг/кг), у *A. negundo* – на 92 % (до 0,48 мг/кг). Відповідна реакція спостерігається і для *A. platanooides* – після тривалої посухи за умов зростання вмісту Hg у листках на 80 % (до 0,45 мг/кг) рівень оводненості підвищується більш як на 3 %. При цьому вплив Pb вважається незначним, так як вміст його у листках мало різниться на початку і кінці вегетації (крім *A. negundo*). Незначний підйом вмісту води у тканинах *A. saccharinum* у жовтні може бути обумовленим подвійним зростанням вмісту свинцю при зниженні ртуті у листках виду.

Враховуючи особливості вмісту води у листках видів, що зростають на території, забрудненій важкими металами, в умовах посухи визначено стимулюючий вплив Hg на підвищення вмісту води у тканинах досліджуваних видів кленів, більшою мірою для мезофільних. Така особливість може бути обумовлена активацією захисних та репараційних механізмів рослин у відповідь на техногенний і гідротермічний стрес.

У період дослідження рослинний організм витримував перегрів: відповідно високі температури призводили до інтенсивної випаровуваності і відповідно, до втрат води рослинними тканинами, а недостатність опадів (нижче за норму) не компенсувала дефіцит води у рослинних тканинах.

Крім того, рослини витримували техногенний стрес внаслідок зростання на території з фоновим забрудненням (ботанічний сад) і на території ТЕС (максимальне забруднення).

Таким чином, протягом періоду вегетації спостерігається низький рівень оводненості у більшості видів як ботанічного саду, так і видів, що зазнають впливу викидів ТЕС з мінімальними значеннями у стресові періоди. Виходячи з встановлених особливостей реакції різних екологічних груп кленів на сумісну дію посухи та аерогенного забруднення викидами ТЕС, можна прогнозувати аналогічні реакції інших видів кленів, інтродукованих у ботанічному саду, що відносяться до більш мезофільних (*A. campestre*, *A. trautvetteri*), мезоксерофільних (*A. monspessulanum*), та ксеромезофільних (*A. ginnala*) в умовах безпосереднього впливу викидів ТЕС у Степовому Придніпров'ї.

4.2. Водний дефіцит та інтенсивність транспірації кленів

Величина водного дефіциту рослин показує ступінь напруженості водного стану тканин листя. Це інтегральний показник водного балансу, тому його оцінка є досить важливою [108, 130, 290]. Незначний денний водний дефіцит (ДВД) є фізіологічною нормою для рослин, у яких водний баланс відновлюється протягом нічного періоду [126]. Залишковий водний дефіцит ЗВД вказує на здатність до відтворення балансу внутрішньоклітинної води у рослині протягом ночі, і саме величина ЗВД визначає стійкість до посухи [130]. Водний дефіцит рослин прямопропорційно пов'язаний з інтенсивністю транспірації. Дані показники визначали за дії несприятливих ксеротермних факторів, під час довготривалої посухи (рис. 2.3), коли протягом двох літніх місяців середня температура повітря перебільшувала норму на 2,9°C та 2,8°C, а кількість опадів становила 22% та 77% від норми.

Аналіз отриманих результатів (табл. 4.2) показує, що за відсутності впливу викидів ТЕС у видів *A. pseudoplatanus*, *A. ginnala*, *A. campestre*, *A. trautvetteri*, незначні зниження оводненості тканин під час тривалої посухи супроводжуються невисокими значеннями денного водного дефіциту (17,63 – 19,50%), що може бути наслідком досить низької інтенсивності транспірації (від 49,2 до 74,4 г H₂O/год·м²), за винятком *A. pseudoplatanus*, у якого швидкість транспірації найбільша серед досліджуваних видів на V пр. м. і становить 121,2 г H₂O/год·м².

Таблиця 4.2

Водний дефіцит та інтенсивність транспірації досліджуваних видів

Вид	ДВД, %	ЗВД, %	Інтенсивність транспірації, гН ₂ О/год·м ²
Ботанічний сад			
<i>A. platanoides</i>	40,43 ± 1,67	37,84 ± 1,81	81,6 ± 2,26
<i>A. pseudoplatanus</i>	17,63 ± 1,47	24,47 ± 0,81	121,2 ± 5,32
<i>A. saccharinum</i>	21,09 ± 1,32	28,00 ± 0,97	70,2 ± 4,49
<i>A. negundo</i>	20,36 ± 1,63	12,30 ± 0,73	88,2 ± 3,12
<i>A. campestre</i>	19,50 ± 0,95	33,18 ± 1,20	74,4 ± 4,08
<i>A. tataricum</i>	30,31 ± 1,16	33,23 ± 2,22	51,0 ± 2,56
<i>A. ginnala</i>	17,38 ± 2,49	20,51 ± 1,14	49,2 ± 3,22
<i>A. trautvetteri</i>	18,27 ± 2,94	15,96 ± 1,22	74,4 ± 4,45
<i>A. monspessulanum</i>	21,36 ± 0,65	11,46 ± 0,88	95,4 ± 2,35
<i>A. semenovii</i>	34,29 ± 2,08	21,15 ± 1,12	85,2 ± 5,15
Придніпровська ТЕС			
<i>A. platanoides</i>	23,45 ± 1,70	24,20 ± 1,37	90,6 ± 2,07
<i>A. pseudoplatanus</i>	27,30 ± 1,98	14,38 ± 0,62	133,8 ± 4,11
<i>A. saccharinum</i>	30,39 ± 0,49	16,46 ± 1,22	93,6 ± 2,85
<i>A. negundo</i>	40,19 ± 1,41	7,71 ± 0,32	127,8 ± 6,56

Примітка – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \geq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та досліду достовірна у всіх варіантах

Інші види, переважно з проміжної групи, при суттєвому зниженні оводненості у посушливий період не зазнають значного водного дефіциту – *A. saccharinum*, *A. negundo* і *A. monspessulanum* (20,36 – 21,36%), проте мають підвищений рівень транспірації (від 70,2 до 95,4 г Н₂О/год·м²), тобто водоутримуючі властивості тканин листя невисокі. Проте протягом темного часу доби у *A. negundo* і *A. monspessulanum*, на відміну від розглянутих видів, майже ліквідується водний дефіцит (12,30 – 11,46%), тобто спостерігається сходна адаптивна реакція. У *A. platanoides*, навпроти, на фоні незначного зниження оводненості тканин в умовах тривалої посухи розвивається значний водний дефіцит (40,43%), який дещо зменшується у нічний період.

У видів *A. tataricum* і *A. semenovii* найнижчий вміст води у тканинах супроводжується розвитком помірного водного дефіциту (до 30,31 – 34,29%), який у *A. semenovii* частково компенсується (до 21,15%) у нічний період.

Інтенсивність транспірації (ІТ) *A. tataricum* майже на 40% нижча, ніж у *A. semenovii* (51,0 та 85,2 г Н₂О/год·м² відповідно), що вказує на сформованість адаптаційного механізму у відповідь на термічний стрес. Цей вид є посухостійким і має унікальні механізми захисту для переживання зневоднення тканин, одним з яких, за нашими даними, є низька ІТ. За даними інших авторів водний дефіцит прямо пропорційно залежить від інтенсивності транспірації [290, 440]. За нашими даними не виявлено такої чіткої залежності.

В зоні дії аерогенних поллютантів ПдТЕС спостерігається зворотня реакція видів щодо досліджуваних показників. Так, у *A. platanoides* денний водний дефіцит нижчий на 42% порівняно з умовним контролем, у *A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum*, *A. negundo* ДВД зростає на 44,1 – 97,4%. У цих видів під впливом поллютантів зростає також ІТ, особливо у *A. saccharinum* і *A. negundo* – на 33,3% та 144,9%. Як зазначає Г. М. Ількун [144], зростання водного дефіциту за умов промислового забруднення спричиняється втратою рослинами здатності регулювати транспірацію. Остання, в свою чергу, зростає за рахунок функціональних та структурних порушень клітинних оболонок, порушень проникності плазмалем та водоутримуючої здатності протоплазми [144]. Проте, на відміну від контрольних, у дослідних видів ВД значно знижується у нічний період, що вказує на швидку нормалізацію водного режиму рослин території ПдТЕС.

Високий загальний рівень оводненості видів кленів при підвищених показниках водного дефіциту та інтенсивності транспірації, що спостерігається в наших дослідженнях, вказує на достатній рівень адаптації до дії поллютантів.

В цілому, в умовах промислового забруднення ТЕС можна відзначити більш високі значення денного водного дефіциту та нижчі значення залишкового водного дефіциту порівняно з умовним контролем.

Таким чином, встановлено, що за дії поллютантів ТЕС порушується стабільність перебігу водообмінних процесів та зростає діапазон їх варіювання, особливо у *A. negundo*, що свідчить про нестійкий характер водного режиму видів кленів за сумісної дії водного та техногенного стресу. Більш стабільний та адаптивний характер змін водообмінних процесів у цих умовах відзначається у тканинах листа *A. platanoides*.

4.3 Водоутримуюча здатність та швидкість водовіддачі тканин

Водоутримуюча здатність рослинних тканин обумовлюється в основному вмістом у клітинах осмотично активних речовин і здатністю колоїдів до гідратації [108]. Відносна активність води суттєво знижується також завдяки розвитку морфоструктурних особливостей будови покривних тканин, трихом, кутикули, що забезпечує ксероморфність структури у посухостійких видів і, відповідно, знижує швидкість водовіддачі рослинними тканинами. На думку вчених, водоутримуюча здатність обумовлює потенційну посухостійкість рослин [303].

Динаміку водовіддачі оцінювали кількісно за швидкістю зміни маси води у листках, тобто їх оводненості в процесі в'янення листків протягом 8 годин.

Найбільш висока водоутримуюча здатність, та відповідно, низька швидкість водовіддачі характерна для тканин листя *A. negundo* як в умовах ботанічного саду, так і на промисловому майданчику, про що свідчить полого форма кривої, яка наближається до лінійної залежності та більш високий вміст води, що залишається у тканинах через 8 годин експозиції (29,6 і 35,7%) (рис. 4.5–4.7).

Сходний характер динаміки водовіддачі спостерігається у видів *A. tataricum*, *A. semenovii*, *A. saccharinum* і *A. ginnala* у ботанічному саду, які за цими показниками можна характеризувати як стійкі до дії зневоднюючих факторів (рис. 4.5, 4.6). Інші види – *A. campestre*, *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus* внаслідок низької водоутримуючої здатності тканин швидко втрачають воду, яка залишається у незначних кількостях у тканинах (3,8; 4,8 і 8,2% відповідно) по закінченні 8-ми годинної експозиції.

Найменш низька водоутримуюча здатність характерна для *A. trautvetteri* і *A. monspessulanum*, про що свідчить більший кут нахилу кривої та мінімальний вміст води у листках по закінченні 8-ми годинної експозиції (1,7 і 0,05%).

За дії промислового забруднення викидами ПдТЕС водоутримуюча здатність тканин помітно зростає (у 1,5-3 рази) у *A. negundo* і *A. platanoides* (рис. 4.7), що може бути обумовлено зростанням осмотичних властивостей клітин внаслідок накопичення ексклатів у внутрішньоклітинному середовищі.

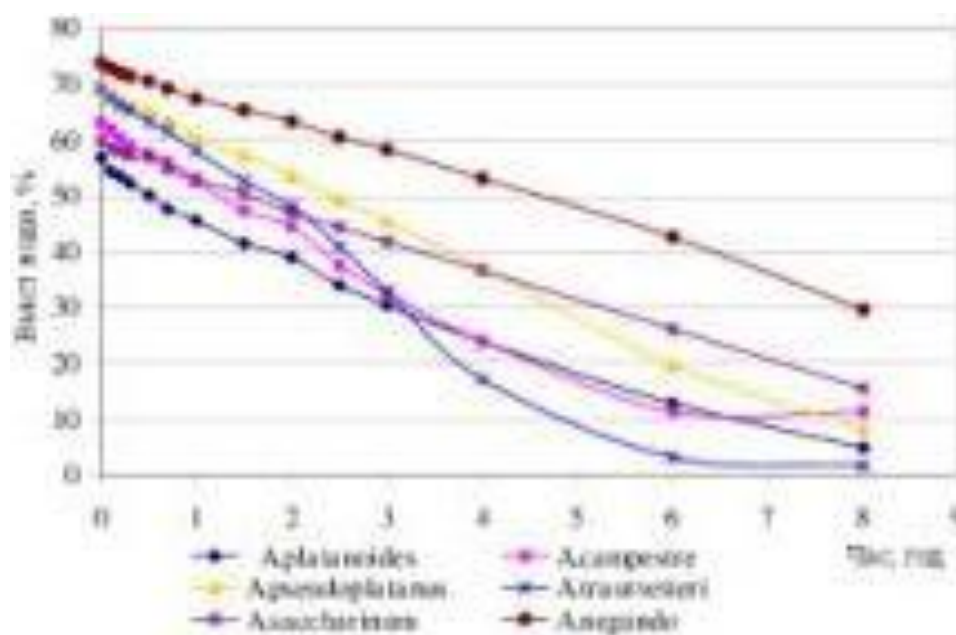


Рис. 4.5 Динаміка водовіддачі листками кленів секцій *Platanioidea*, *Gemmata*, *Rubra* і *Negundo* у ботанічному саду (умовний контроль)

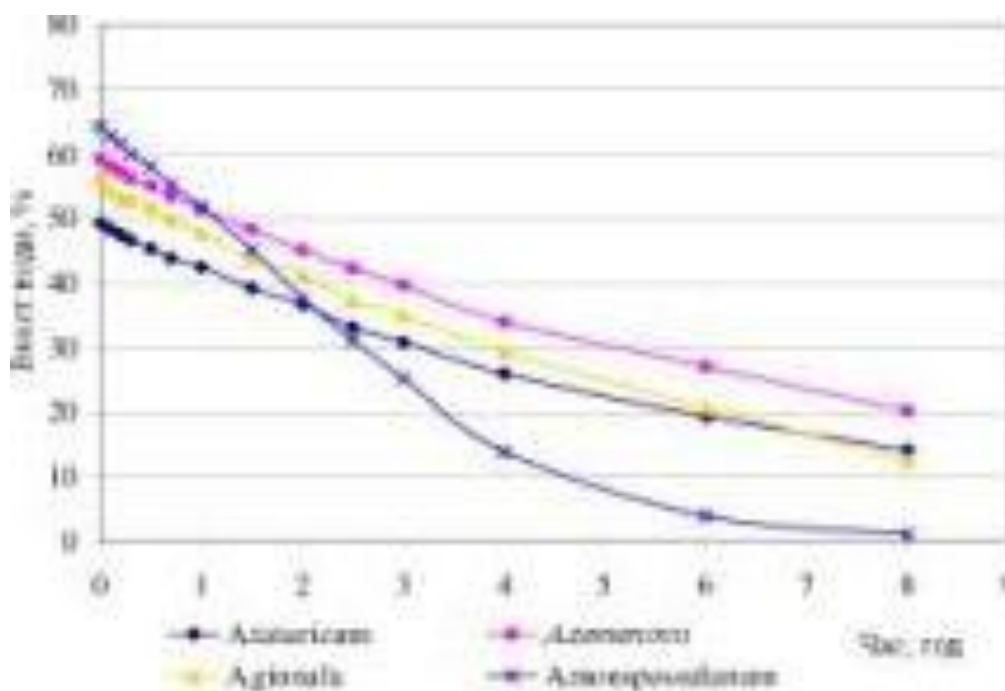


Рис. 4.6 Динаміка водовіддачі листками кленів секцій *Trilobata* і *Goniocarpa* у ботанічному саду (умовний контроль)

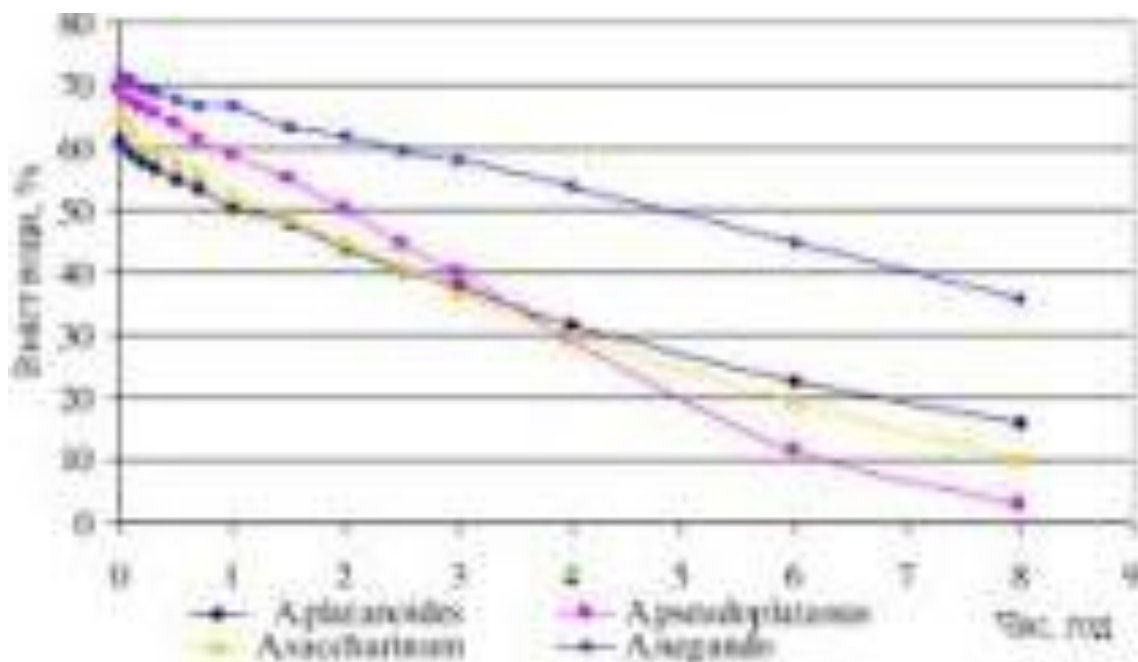


Рис. 4.7 Динаміка водовіддачі листками кленів на Придніпровській ТЕС (II пр. м.)

Зростання водоутримуючої здатності *A. negundo* обумовлено не лише високим вмістом важких металів (0,25 мг/кг Hg та 0,35 мг/кг Pb), а й зниженим вмістом загального рівня оводненості порівняно з ботанічним садом, і виступає як адаптивна реакція на стрес. Відповідна реакція є характерною і для *A. platanooides*, проте в нього вміст води в тканинах зростає.

Негативний вплив на водоутримуючу здатність спричиняють підвищені концентрації важких металів, які для видів *A. saccharinum* і *A. pseudoplatanus* до 9 разів перевищують показники вмісту на II пр. м. порівняно з V пр. м. Встановлено максимальний коефіцієнт накопичення ртуті серед досліджуваних видів 8,75 для *A. saccharinum*, свинцю – 5,71 та миш'яку – 6,00 для *A. pseudoplatanus*, що є найбільш токсичними металами і спричиняють інгібуючу дію на показники водного режиму. Так, у даних видів накопичення важких металів напевно обумовило зниження водоутримуючої здатності тканин, при одночасному зростанні зневоднення тканин на 27,5% та 74,0% відповідно.

Таким чином, характер динаміки втрати води тканинами листків є важливим чинником, який обумовлює їх водоутримуючу здатність за дії стресових екологічних факторів. У зв'язку з цим, більш інформативним є

порівняння кривих за кількісними показниками швидкості водовіддачі, які можна розрахувати за допомогою апроксимації експериментальних даних експоненційною залежністю [129, 132].

Таким аналітичним шляхом можна також виокремити окремі складові сумарної кривої. Як правило, при розкладанні сумарної кривої водовіддачі отримують дві складові, одна з яких характеризує початковий етап зневоднення тканин з високою швидкості водовіддачі, інша – наступний етап повільного зневоднення з низькою швидкістю втрати води. Ці дві складові відбивають стан внутрішньоклітинної води – більш лабільну фракцію «вільної» води та фракцію «зв'язаної» води, що імобілізована молекулами біоколоїдів. Алгоритм визначення кількісних характеристик кривих водовіддачі листків у процесі їх в'янення представлений нижче.

В ізольованих листках швидкість зміни ваги листка пропорційна його оводненості, що у математичному вираженні може бути описана диференціальним рівнянням [129]:

$$\frac{dm(t)}{dt} = -\lambda \cdot m(t) \quad (1)$$

Рішенням рівняння є експоненційна функція:

$$m(t) = m_{\text{сyx}} - a e^{-\lambda t} \quad (2)$$

Шляхом математичних перетворень даного рівняння отримуємо його в логарифмічній формі, що являє собою логарифмічну функцію:

$$\ln [m(t) - m_{\text{сyx}}] = -\lambda t + \ln a \quad (3),$$

де $m(t)$ – вага листка, що змінюється у часі внаслідок випаровування води, мг; $m_{\text{сyx}}$ – вага сухої речовини листка, мг; a – вага води у листку, мг; λ – константа швидкості водовіддачі, сек⁻¹; t – час, год.

За результатами математичної обробки даних з використанням регресійного аналізу отримали логарифмічне представлення графіків залежності швидкості водовіддачі від часу (рис. 4.8).

Така форма представлення даних є найбільш інформативною і дає змогу виділити коефіцієнти швидкості транспірації вільної та зв'язаної води [131, 352] (рис. 4.8, 4.9).

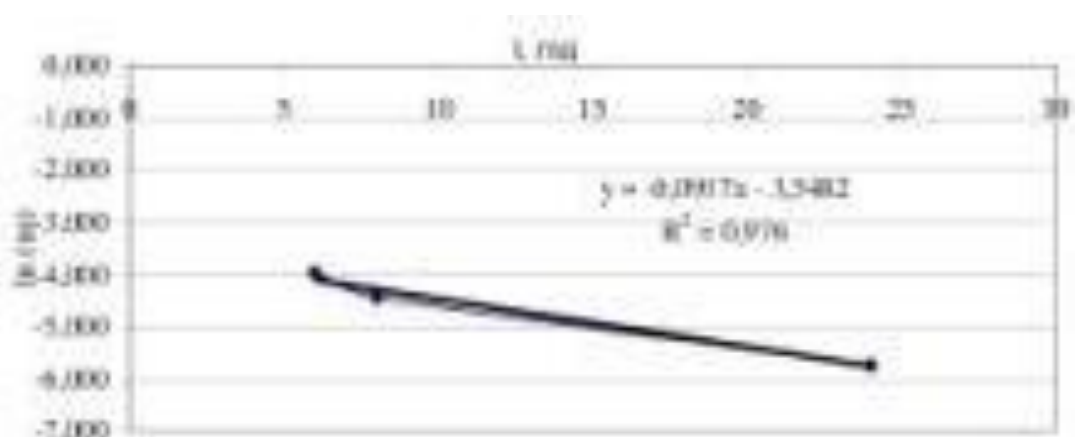


Рис. 4.8 Швидкість водовіддачі зв'язаної води на прикладі *A. saccharinum*

Проведена таким чином кількісна оцінка кривих водовіддачі дозволила з'ясувати механізми цього процесу і порівняти досліджувані види за даними параметрами (табл. 4.3).

У таблиці наведено коефіцієнти швидкості водовіддачі зв'язаної та вільної води контрольних та досліджуваних видів кленів. У більшості контрольних видів швидкість водовіддачі вільної води більша, ніж зв'язаної, у середньому вдвічі. Проте у деяких видів зафіксовано втрату води тканинами без характерного розподілу на початкову високу швидкість апопластичної води з подальшим зниженням швидкості втрати симпластичної води. Під час дослідів на фоні підвищених температур та недостатнього водозабезпечення у північноамериканських видів та видів з посушливих регіонів *A. negundo*, *A. saccharinum*, *A. monspessulanum*, *A. semenovii* зафіксовано, що переважну кількість внутрішньоклітинної води складає саме зв'язана вода, яка відіграє вагомий роль у загальному водообміні та виступає адаптаційним механізмом на шляху формування стійкості до стресових факторів.

Таким чином, за результатами досліджених процесів можна віднести перелічені види до рослин з ксерофітними властивостями. Більшість видів має помірну швидкість водовіддачі, що характерно для мезофітної групи рослин. У *A. pseudoplatanus* спостерігається низька швидкість водовіддачі, що є показником високої водоутримуючої здатності цього виду.

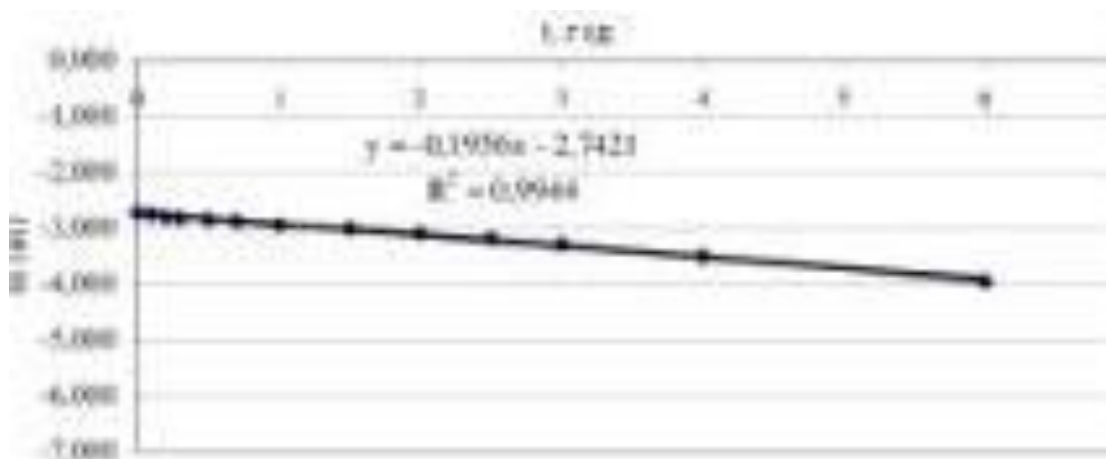


Рис. 4.9 Швидкість водовіддачі вільної води на прикладі *A. saccharinum*

Таблиця 4.3

Коефіцієнти експоненційної регресії кривих водовіддачі

Вид	Константи швидкості		Загальна швидкість водовіддачі, г/сек ⁻¹	R ²
	симпластичної води	апопластичної води		
Ботанічний сад (V пр. м.)				
<i>A. platanoides</i>	-0,150	-0,251	-0,194	0,985
<i>A. pseudoplatanus</i>	-0,074	-0,190	-0,116	0,995
<i>A. saccharinum</i>	—	—	-0,158	0,976
<i>A. negundo</i>	—	—	-0,155	0,900
<i>A. campestre</i>	-0,178	-0,274	-0,188	0,998
<i>A. tataricum</i>	-0,138	-0,308	-0,144	0,999
<i>A. trautvetteri</i>	-0,174	-0,186	-0,232	0,985
<i>A. ginnala</i>	-0,112	-0,307	-0,129	0,900
<i>A. semenovii</i>	—	—	-0,152	0,996
<i>A.monspessulanum</i>	—	—	-0,555	0,995
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)				
<i>A. platanoides</i>	-0,123	-0,295	-0,137	0,992
<i>A. pseudoplatanus</i>	-0,119	-0,205	-0,164	0,988
<i>A. saccharinum</i>	-0,091	-0,195	-0,131	0,966
<i>A. negundo</i>	—	—	-0,142	0,987

На промисловій ділянці усі досліджувані клени, крім *A. pseudoplatanus*, реагують на забруднення змінами характеристик водного режиму у бік зниження загальної швидкості водовіддачі. У *A. platanoides*, наприклад, це відбувається через зниження швидкості водовіддачі зв'язаної води (від -0,1506 на V д.м до -0,1238 г/сек⁻¹ на II пр. м.). Певно, під впливом забруднюючих речовин ці види спрямовують захисні механізми на утримання води в листках колоїдами цитоплазми. У *A. pseudoplatanus* спостерігається незначне прискорення процесів водовіддачі, що мало впливає на показники загальної оводненості. Майже незмінними залишаються показники коефіцієнтів водовіддачі *A. negundo*, на основі чого можна зробити висновок, що водообмінні процеси *A. negundo* є дуже чутливими до гідротермічних факторів не залежно від рівня забруднення повітря та ґрунту. Проте, незважаючи на високу швидкість водовіддачі, рівень оводненості листків *A. negundo* у всіх варіантах досліду є одним із найбільших серед досліджуваних кленів, що може свідчити про високу водопоглинальну здатність, а відповідно, і стійкість виду до абіотичних стресових факторів.

4.4 Фракційний склад внутрішньоклітинної води

Більш детально та чітко розкрити закономірності водного режиму можливо через аналіз фракційного складу води в рослинах та за швидкістю водовіддачі. Лабільна, або рухома вода у клітині є фактором швидкого реагування на зовнішні умови та являє собою важливий компонент внутрішньоклітинного середовища, у якому відбуваються метаболічні процеси. Зв'язана осмотично активними речовинами вода обумовлює стійкість рослини до несприятливих умов середовища, спричинених біотичними та абіотичними факторами. Рухомість молекул води та, відповідно, їх активність, знижується внаслідок зв'язування їх частками гідратованих колоїдів, гідратованими молекулами та іонами. [163, 285].

У самій клітині при високих концентраціях іонів важких металів спостерігається збільшення в'язкості цитоплазми, що порушує обмінні процеси і призводить спершу до плазмолізу, а в подальшому – до загибелі клітини [195].

Більша кількість зв'язаної води спостерігається у рослин з ксерофітними властивостями. Зв'язана вода відіграє значну роль у формуванні посухостійкості рослин, а відповідно, і стійкості до дії поллютантів [231, 331].

В результаті досліджень було встановлено, що вміст зв'язаної води у більшості видів перевищує вміст вільної води у 2–3,5 рази, що вказує на значну роль зв'язаної води в адаптації рослин до умов зростання (табл. 4.4). В ході розрахунку фракційного складу води враховувалось, що загальний вміст води у тканинах приймається за 100 %, відповідно сума зв'язаної та вільної води – 100 %, але, як показали результати визначення загального рівня оводненості (табл. 4.1), досліджувані види значно різняться за загальним рівнем кількості води, тому доцільно при проведенні порівняльного аналізу щодо фракційного складу води перейти до абсолютних величин оводненості з перерахунком відсоткового складу води у визначеному співвідношенні (табл. 4.4). У зв'язку з цим визначили кількісний вміст фракцій води та їх роль на адаптацію. Таким чином, запропонований метод розрахунку фракційного складу води показує об'єктивні дані щодо адаптації рослин та ролі фракцій води у формуванні стійкості.

Таблиця 4.4

Фракційний склад води у тканинах листя кленів за різних умов забруднення

	Вміст зв'язаної води, %	Вміст вільної води, %
Види, що зростають на території з фоновим рівнем забруднення (ботанічний сад)		
<i>A. platanoides</i>	66,25 ± 6,56*	33,75 ± 2,54*
<i>A. pseudoplatanus</i>	60,11 ± 4,22	39,89 ± 1,55
<i>A. saccharinum</i>	82,34 ± 2,32	17,66 ± 2,98
<i>A. negundo</i>	83,96 ± 3,64	16,04 ± 2,13
<i>A. campestre</i>	76,82 ± 4,65	23,18 ± 1,44
<i>A. tataricum</i>	57,02 ± 3,84	42,98 ± 2,58
<i>A. trautvetteri</i>	64,86 ± 4,52	35,14 ± 3,31
<i>A. semenovii</i>	85,88 ± 4,11	14,12 ± 1,06
<i>A. ginnala</i>	74,90 ± 5,29	25,10 ± 2,44
<i>A. monspessulanum</i>	74,04 ± 4,04	25,95 ± 1,07
Види, що зростають на території Придніпровської ТЕС		
<i>A. platanoides</i>	69,76 ± 2,29*	30,24 ± 2,98*
<i>A. pseudoplatanus</i>	68,48 ± 2,03	31,52 ± 2,53
<i>A. saccharinum</i>	43,71 ± 1,41	56,29 ± 1,09
<i>A. negundo</i>	59,15 ± 3,37	40,85 ± 2,21

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Північно-американські види кленів *A. saccharinum*, *A. negundo*, а також *A. semenovii* характеризуються максимальним вмістом фракції зв'язаної води, що становить від 82,34 до 85,88 %, та мінімальним – вільної води відповідно 14,11 – 17,66 %, що напевно, забезпечує їх високу водоутримуючу здатність та низьку швидкість водовіддачі. Крім того, встановлено, що швидкість втрати води даними видами є рівномірною настільки, що неможливо вирізнити константи швидкості втрат симпластичної та апопластичної води. Вірогідно, що загальна швидкість водовіддачі є наближеною до швидкості втрати симпластичної води, так як фракція вільної води майже відсутня, що і характеризує низьку швидкість втрати води даними видами та підтверджує їх характеристику як видів стійких до посухи. Установлені особливості фракційного складу води видів *A. ginnala*, *A. monspessulanum* та *A. campestre* (74,90 %; 74,04 %, 76,82 %), віднесених до групи видів з помірними та високими екологічними вимогами до зволоження, свідчать про ксерофільний характер прояву окремих складових водного обміну цих видів. Особливе значення це має для *A. ginnala*, у якого такі адаптивні ознаки як досить висока водоутримуюча здатність, низька швидкість водовіддачі та невисокі величини ДВД і інтенсивності транспірації можуть бути наслідком значного переважання зв'язаної води у загальній оводненості клітин.

За умов впливу викидів ТЕС відбувається перерозподіл фракційного складу води в бік зростання зв'язаної форми у видів, крім північно-американських. Така ксерофітна спрямованість змін стану внутрішньоклітинної води в умовах пріоритетного забруднення важкими металами підтверджує відому теорію про роль ксероморфних преадаптацій у формуванні захисних механізмів до стресових факторів техногенного навантаження.

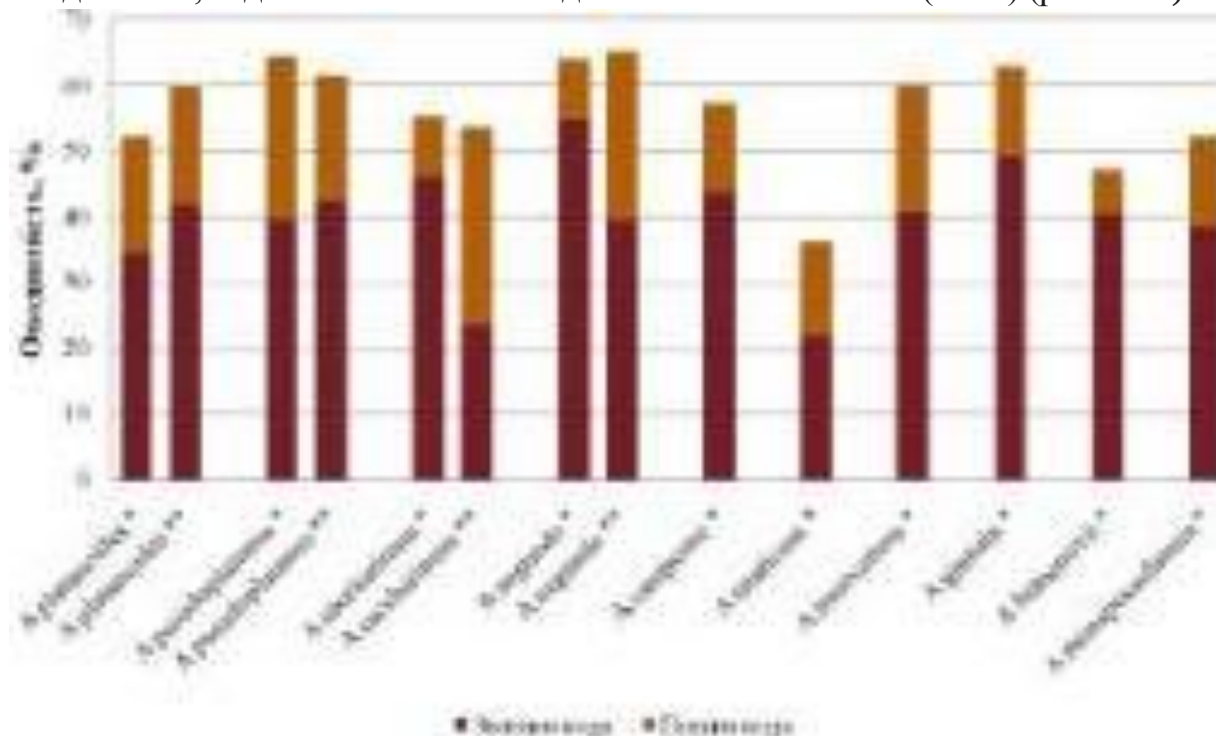
Такі адаптивні механізми на промисловій території певною мірою виражені у *A. pseudoplatanus*, *A. platanoides*, що може обумовлювати зниження ДВД і ЗВД та зростання водоутримуючої здатності, яке спостерігалось, зокрема, у *A. platanoides* на промисловому майданчику порівняно з умовним контролем.

Окремо слід відзначити найбільш значний перерозподіл фракційного складу води, який відбувається під впливом поллютантів у *A. saccharinum* і *A. negundo*. В умовах контролю, як вже відзначалося, у цих видів переважає фракція зв'язаної

води (82,34 % та 83,96 %), що свідчить про ксерофітні властивості водообміну, яка на промисловій ділянці становить вже 43,71 % та 59,15 %, тобто відбувається своєрідна «інверсія» фракційного складу води *A. saccharinum* та *A. negundo* у бік більшого вмісту фракції вільної води і різкого, особливо у *A. saccharinum*, падіння вмісту фракції зв'язаної води, що вказує на дезадаптивний характер напряду перебігу водообмінних процесів. Фракційний склад води, а також спрямованість інших складових водообміну *A. saccharinum* та *A. negundo* (на промисловій ділянці зростання ДВД, ІТ, зниження водоутримуючої здатності) свідчить про досить значну мезофітність цих видів та чутливість водного режиму до промислового забруднення.

Таким чином, стан лабільності води у клітинах та ступінь її іммобілізації, що визначають фракційний склад, є досить чутливим показником реакції рослин на стресові екологічні фактори та стан забруднення середовища.

Встановлено зростання загального рівня оводненості у тканинах *A. platanoides* на II пр. м. порівняно з V пр. м. в умовах гідротермічного стресу за рахунок збільшення вмісту зв'язаної води: від 34,8 % (V пр. м.) до 41,9 % (II пр. м.) абсолютної величини оводненості, тоді як вміст вільної води залишається сталим (17 %) (рис. 4.10).



* V д.м (ботсад); ** II пр. м. (ПдТЕС)

Рис. 4.10 Співвідношення фракційного складу води у загальній оводненості тканин листа за різного рівня забруднення

Збільшення загальної оводненості за рахунок зв'язаної води є показником сформованості адаптаційних механізмів, спрямованих на утримання води у рослинних тканинах за рахунок осмотично активних речовин. У *A. negundo* та *A. saccharinum* при майже незмінному рівні оводненості на промисловій ділянці порівняно з ботанічним садом спостерігається різка зміна співвідношення різних фракцій води у бік зростання фракції вільної води, вміст якої у цих видів підвищився у середньому втричі. Така реакція на гідротермічний стрес може бути спричинена негативним впливом поллютантів, необхідністю активації транспірації для запобігання перегріву рослини чи різним рівнем доступності води для рослини, але за умов подальшого погіршення водозабезпечення ці види можуть виявитися малостійкими через швидку втрату легко рухомої води. У *A. pseudoplatanus* підтримання достатнього рівня оводненості в листках відбувається за рахунок незначного збільшення вмісту зв'язаної води (від 39 % до 42 %) при цьому вміст вільної води знижується на 5 %. *A. semenovii*, *A. ginnala* та *A. campestre* мають середній рівень оводненості, але підтримують його за рахунок підвищеного вмісту зв'язаної води: 40-50 % зв'язаної при загальній оводненості до 62 %, тобто майже вся вода тканин представлена фракцією зв'язаної води – до 85 % від загального вмісту, що обумовлює достатній рівень оводненості листків за умов недостатнього водозабезпечення. Така тенденція є стабілізуючою і характеризує види як високостійкі за умов техногенного забруднення [131, 290].

Такий метод визначення співвідношення різних фракцій води відносно загального рівня оводненості в абсолютних величинах є наглядним та об'єктивним в оцінці виключної ролі форм зв'язаної води в адаптації рослин до ксеротермних умов та умов техногенного забруднення.

4.5 Осмотичні властивості рослинних тканин за умов забруднення

Важливим показником перебігу фізіологічних процесів та показників водного режиму є величина осмотичного потенціалу тканин листа [281], який визначається концентрацією осмотично активних речовин у вакуолі. Осмотичний потенціал обумовлює величину осмотичного тиску, та відповідно, всисної сили, що характерні для певної клітини.

Осмотичний тиск клітинного соку – це гідростатичний тиск всередині вакуолі, який спричиняється водою, що надійшла в клітину за градієнтом концентрації [264]. Концентрація розчину клітинного соку та його осмотичний потенціал зумовлюють кількість зв'язаної води [290]. Концентрація клітинного соку зростає за рахунок осмотично активних речовин (білки, вуглеводи тощо), і як відомо, симпластична, колоїдно зв'язана вода краще утримується рослиною [134], що є однією із важливих складових фізіологічних механізмів стійкості рослин до посухи [449].

Дослідження проводилися у період тривалої посухи, коли рослини витримували перегрів та дефіцит вологозабезпечення (середньомісячні температури перебільшували норму на 0,4–2,9°C при кількості опадів 22–77 % від норми).

За результатами досліджень серед кленів виявлено види з більш високим та низьким осмотичним тиском. Осмотичний тиск, а відповідно і всисна сила, що перевищує 20 атм, вказує на високий рівень здатності до поглинання води за умов гідротермічного стресу і характеризує види як посухостійкі (табл. 4.5).

Таблиця 4.5

Осмотичний потенціал та всисна сила тканин листя кленів
за різних умов забруднення

Вид	Осмотичний потенціал, моль	Всисна сила, атм
Ботанічний сад (V пр. м.)		
<i>A. platanoides</i>	0,45±0,09	10,82±2,05
<i>A. pseudoplatanus</i>	0,56±0,05	13,47±1,45
<i>A. saccharinum</i>	0,85±0,07*	20,49±0,81
<i>A. negundo</i>	0,35±0,03	8,42±1,67
<i>A. campestre</i>	0,50±0,01	12,02±0,58
<i>A. tataricum</i>	0,90±0,16	21,65±1,13
<i>A. trautvetteri</i>	0,25±0,01	6,01±0,85
<i>A. semenovii</i>	0,68±0,03	16,36±0,83
<i>A. ginnala</i>	0,95±0,12	22,85±2,54
<i>A. monspessulanum</i>	0,90±0,11	21,65±1,94
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)		
<i>A. platanoides</i>	0,59±0,09	14,16±1,07
<i>A. pseudoplatanus</i>	0,80±0,15	19,20±1,87
<i>A. saccharinum</i>	0,90±0,12*	21,60±0,09
<i>A. negundo</i>	0,46±0,06	11,04±0,83

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Установлено, що під час тривалої посухи високий осмотичний потенціал, та відповідно, всисна сила характерні для посухостійкого виду *A. tataricum* (0,90 М), який віднесений за результатами аналізу комплексу показників водного режиму до групи ксерофільних видів.

У видів *A. ginnala* і *A. monspessulanum*, що займають проміжне місце між групами ксеро- і мезофільних видів високий осмотичний потенціал (0,90 і 0,95 Моль відповідно) свідчить про те, що осмотичні властивості клітин є одним з вагомих механізмів формування адаптивних реакцій цих видів за умов посухи.

Напевно, саме такими осмотичними властивостями у *A. ginnala*, який має найвищий осмотичний потенціал та всисну силу, обумовлюється водоутримуюча здатність, низька швидкість водовіддачі, незначні величини денного і залишкового водного дефіциту та інтенсивності транспірації під час посухи, а також високий вміст фракцій зв'язаної води (74,90 %). Таким чином, за комплексом показників водного обміну *A. ginnala* може бути віднесений до групи ксерофільних видів в умовах степової зони України.

Щодо іншого виду – *A. monspessulanum*, комплексний аналіз динаміки водообмінних процесів показує, що адаптивні реакції на посуху достатньою мірою виражені, що наближає цей вид до групи ксерофільних видів, проте є недостатнім зниження швидкості водовіддачі та забезпечення водоутримуючих властивостей клітин, тобто для *A. monspessulanum* характерні ксеромезофільні ознаки водообмінних процесів.

Слід відзначити і високий осмотичний потенціал *A. saccharinum* (0,85 Моль) та всисну силу (20,45 атм), що для цього досить вологолюбного виду є основним механізмом формування адаптивних реакцій, який проявляється за дії тривалої посухи та при настанні посухи після достатнього водозабезпечення, а також у зниженні ДВД, швидкості водовіддачі при зневодненні листків та перерозподілі фракційного складу у бік зростання зв'язаної води. В цілому за комплексом ознак водообмінних процесів *A. saccharinum* також може бути віднесений до ксеромезофільної групи в умовах зростання в данному регіоні.

У виду *A. platanoides*, який також належить до групи з проміжним характером водообміну між найбільш стійкими та вологолюбними видами, відзначено невисокі значення осмотичного потенціалу (0,45 М) та всисної сили (10,82 атм.), що в комплексі з іншими показниками дає підставу характеризувати *A. platanoides* як ксеромезофітний, з переважанням мезофітних властивостей.

Види, віднесені до групи мезофітних, характеризуються низьким значенням осмотичного потенціалу, особливо *A. negundo* (0,35 М) та *A. trautvetteri* (0,25 М). Причому *A. negundo* відзначається адаптивними реакціями на посуху. Напевно, висока водоутримуюча здатність даного виду обумовлена активацією захисних фізіолого-біохімічних механізмів. Для інших видів цієї групи – *A. pseudoplatanus*, *A. campestre* і *A. trautvetteri* низький осмотичний потенціал добре узгоджується з невисокими показниками водоутримуючої здатності, особливо низької для *A. trautvetteri*.

Загалом, визначено, що низький осмотичний потенціал притаманний видам, природний ареал яких характеризується досить оптимальними гідрокліматичними умовами. Це види із Західної Європи (*A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. campestre*), з Північної Америки (*A. negundo*), Кавказу (*A. trautvetteri*). Цей показник у перелічених видів коливається від 0,25 М у *A. trautvetteri* до 0,56 М у *A. pseudoplatanus*. Інші рослини є еволюційно пристосованими до посушливих умов зростання, в наслідок того, що походять з посушливих регіонів. Так, у *A. tataricum* (Південно-Східна Європа), *A. monspessulanum* (Середземномор'я), *A. ginnala* (Далекий Схід), *A. semenovii* (Середня Азія) концентрація осмотичних речовин знаходиться в межах від 0,68 М до 0,95 М.

Таким чином, адаптаційні можливості до посушливих умов значною мірою залежать від природного ареалу походження досліджуваного виду. Більш стійкими в умовах степової зони є види з посушливих регіонів зростання з мезо-ксерофітними властивостями, які мають високий осмотичний потенціал та осмотичний тиск відповідно.

Значним адаптаційним потенціалом за досліджуваним параметром характеризується ще й північноамериканський вид *A. saccharinum*, як у нашій роботі, так і в інших працях [134, 290].

За результатами досліджень серед видів, що зростають на промисловій ділянці (*A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum*, *A. negundo*), виявлена чітка тенденція до підвищення осмотичного потенціалу та всисної сили в тканинах листків. У порівнянні з видами V пр. м. цей показник зростає на 6 – 43 %. Найбільший осмотичний потенціал, який відзначено серед цих видів, у *A. saccharinum* (0,85 М) в умовах ботанічного саду, під впливом поллютантів навіть дещо зростає (0,90 М). Це вказує на наявність великої кількості осмотично активних речовин у клітинах, а відповідно, і зв'язаної води, що і було встановлено для *A. saccharinum* за результатами вивчення фракційного складу води (ботсад). Виявлена особливість є передумовою стійкості до стресових гідротермічних факторів та техногенного навантаження [204, 449]. Максимальний серед досліджуваних видів на ділянці Придніпровської ТЕС осмотичний потенціал *A. saccharinum* найбільш вірогідно обумовлений максимальним серед видів накопиченням ртуті у листках (0,35 мг/кг ропти 0,25 мг/кг у інших видів). Коефіцієнт накопичення Hg становить 9, що в порівнянні з іншими (2,5–5) удівчі більше. Вміст свинцю не має такого впливу на осмотичні властивості тканин. Так, у виду з максимальним вмістом Pb (0,45 мг/кг) – *A. platanoides*, осмотичний потенціал є низьким (0,59 М), що на 30 % більше, ніж за умов фонового забруднення.

Таким чином, за результатами дослідження різних параметрів водного режиму встановлено беззаперечний вплив Hg на особливості водообміну, що характеризуються ксерофітною спрямованістю процесів.

Найбільше осмотичний потенціал у кленів з II пр. м. в порівнянні з екземплярами, що витримують фонове забруднення міста (V пр. м.) підвищився у *A. pseudoplatanus* (на 43%): від 0,56 М на території ботанічного саду до 0,80 М на території ПдТЕС. Це вказує на кращу адаптивність параметрів водного режиму виду до впливу продуктів згоряння вугілля. Інші досліджувані види також показують значне зростання осмотичного потенціалу за умов забруднення.

Загалом можна зробити висновок, що досліджувані види проявляють різний ступінь пристосування у промисловому центрі з техногенним та гідротермічним напруженням в умовах степової зони України.

За результатами комплексного вивчення водообмінних процесів досліджувані види диференційовано на екологічні групи. Мезофільні властивості характерні для *A. pseudoplatanus*, *A. negundo*, *A. campestre*, *A. trautvetteri*, які в природному ареалі займають більш зволожені екотопи, ксеромезофільні – *A. platanoides*, *A. saccharinum*, мезоксерофільні – *A. monspessulanum*, *A. ginnala*, ксерофільні – *A. semenovii* і *A. tataricum*.

Під впливом аерогенних полютантів ПдТЕС з пріоритетними забруднювачами Hg, Pb, оксидів сірки та азоту, в умовах посухи у досліджуваних видів активуються захисні фізіолого-біохімічні реакції, проявом яких є зростання осмотичного потенціалу, вмісту зв'язаної форми води, що призводить до підвищення водоутримуючої здатності тканин листя та зниження водного дефіциту.

Як показали проведені дослідження, формування високого осмотичного пулу тканин помітно активується за умов впливу інгредієнтів промислових викидів ТЕС, зокрема важких металів Hg, Pb, Cd, As.

Таким чином, величина осмотичного потенціалу корелює із здатністю рослинних тканин протидіяти впливу зневоднюючих факторів і може слугувати тест-параметром для діагностики фізіологічного стану рослин за умов гідротермічного і техногенного стресів та фітоіндикації стану забрудненого середовища важкими металами – складовими викидів теплоелектростанцій.

РОЗДІЛ 5. МЕТАБОЛІЗМ КЛЕНІВ ЗА УМОВ ВПЛИВУ РТУТІ, СВИНЦЮ ТА ІНШИХ ІНГРЕДІЄНТІВ ВИКИДІВ ТЕС

5.1 Білковий обмін кленів в умовах впливу важких металів

Толерантність до важких металів як результат взаємодії генотипу з навколишнім середовищем, обумовлює в першу чергу фізіологічні та біохімічні зміни в рамках відгуку рослин на токсичну дію різних чинників [442].

Активність білок-синтезуючої системи, як маркер активності клітинного метаболізму, виступає індикатором при аналізі стійкості рослин до стресових факторів навколишнього середовища [349, 86]. Білки, як вказують ряд авторів, накопичуються в рослинних тканинах у відповідь на дію стресового фактора (засуха, низькі температури) [164, 171, 106, 353]. У фазі репарації неспецифічними маркерами стресового впливу важких металів є синтез стресових білків, індукований іонами важких металів Cd^{2+} , Hg^{2+} та ін. [349, 172, 455, 406, 242].

На рис. 5.1 представлено результати вивчення кількісного вмісту сумарних білків тканин листя у видів кленів на дослідних майданчиках Криворізької та Придніпровської ТЕС, а також ботанічного саду ДНУ (умовний контроль) та в екологічно чистих умовах (контроль, Межовський р-н).

У період досліджень (липень 2010) кліматичні умови характеризувалися значним перевищенням норми середньомісячних температур. Рослини витримували перегрів, а також вплив важких металів, що вірогідно вплинуло на стійкість до гідротермічного стресу через змінення білоксинтезуючої активності клітин. Таким чином, металіндукований та гідротермічний стреси обумовили зміни вмісту білків у пагонах і листках досліджуваних видів кленів.

Результати показують, що на території з промисловим забрудненням вміст білків вищий за контроль у всіх видів, що можна розглядати як адаптивну реакцію на стрес (рис. 5.1) Найбільший вміст білків у *A. pseudoplatanus*, *A. platanoides* з I і III пр. м. (КрТЕС – 500 м, ПдТЕС – 4000 м), де виявлено і максимальне забруднення ґрунтів важкими металами.

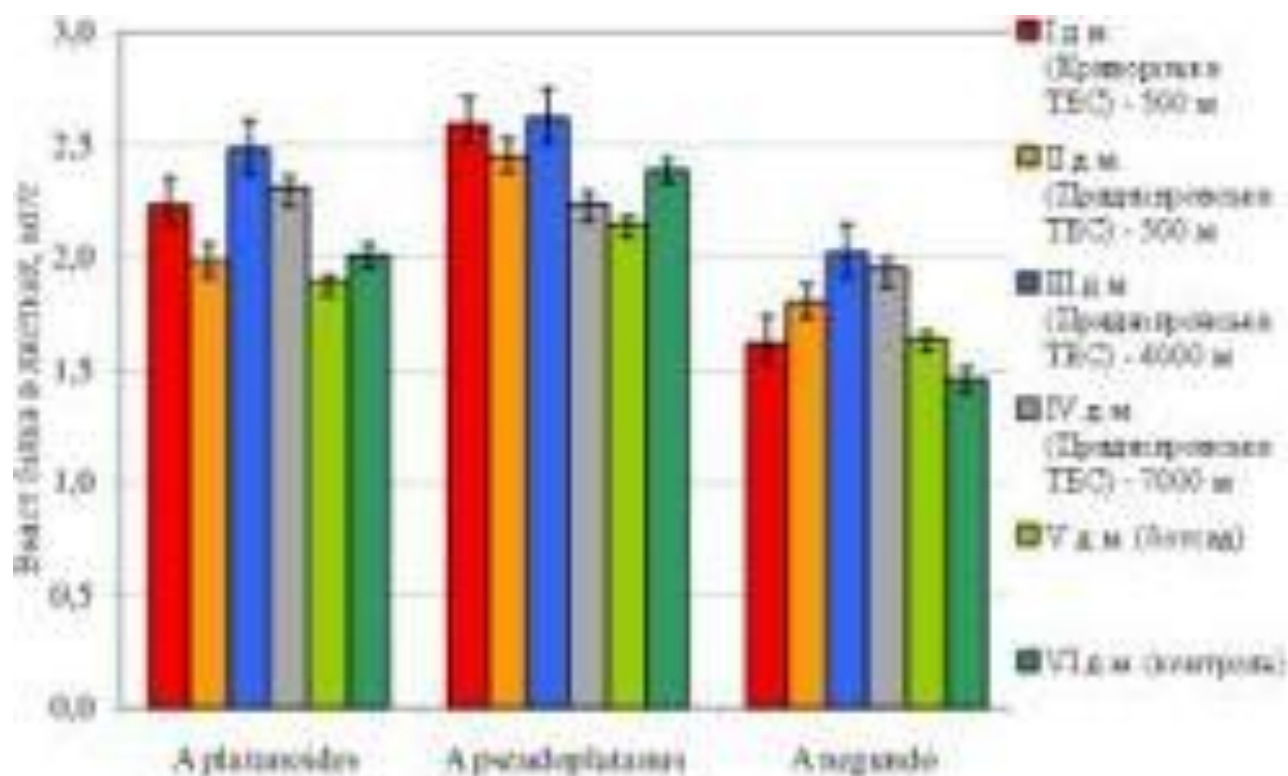


Рис. 5.1 Вміст білків у листках кленів за умов різного рівня забруднення КрТЕС і ПдТЕС та в контрольних умовах

В цілому, в умовах забруднення викидами ТЕС найбільший рівень вмісту білків характерний для *A. pseudoplatanus*, проте і в умовах контрольних ділянок (V, VI пр. м.) у листках цього виду більша кількість розчинних білків, що забезпечує і більш високий осмотичний потенціал (0,56 М) порівняно з *A. platanoides* (0,45 М) та *A. negundo* (0,35 М). Зростання вмісту білків у *A. pseudoplatanus* за впливу викидів ТЕС (I, II, III пр. м.) обумовлює, відповідно, й найбільш значне збільшення осмотичного потенціалу, майже в 1,5 рази, що в цілому свідчить про адаптивний характер реакції цього виду.

Слід відзначити високу чутливість показника вмісту білків у видів *A. platanoides* і *A. pseudoplatanus* на викиди Криворізької ТЕС на I пр. м., в зоні безпосереднього впливу (500 м від джерела забруднення). Як вже зазначалось, КрТЕС є потужнішою за ПдТЕС і, відповідно, більшими є і обсяги викидів (майже вдвічі: 146 тис. т/ рік КрТЕС проти 84,5 тис. т/ рік ПдТЕС), вміст важких металів у яких також є більшим у порівнянні з ПдТЕС (748 т/ рік проти 422 т/рік), що обумовлено в тому числі, більшими об'ємами вугілля та превалюванням вугілля у складі палива. Забруднення ґрунтів Hg на території

КрТЕС на 35 % більше за відповідну териотрію ПдТЕС (5,83 мг/кг та 4,32 мг/кг), що майже втричі перевищує ГДК по ртуті, при цьому рівень вмісту свинцю у ґрунті I пр. м. знаходиться на рівні ГДК, в той час як на ПдТЕС даний показник перевищує ГДК в 1,5 разів (табл. 3.3). Тобто викиди ТЕС більшою мірою обумовлюють забруднення ґрунтів Hg. Помітне перевищення кількісного вмісту білку на I пр. м. (КрТЕС), порівняно з II пр. м., аналогічно розташованим на відстані 500 м від джерела забруднення (ПдТЕС) з меншою кількістю викидів та меншим вмістом білка у листках *A. platanoides* і *A. pseudoplatanus* свідчить про існування прямої залежності між цими двома факторами в межах діапазону концентрації аерогенних поллютантів ТЕС, що розглядається.

Цю гіпотезу підтверджує визначення коефіцієнтів кореляції між вмістом важких металів у ґрунтах та розчинних білків у листках. Максимальний ступінь прямого кореляційного зв'язку встановлено для *A. negundo* (0,93 для Hg та 0,97 для Pb) та *A. platanoides* (0,88 відносно Hg), тобто вміст білків у даних видів можна використовувати як тест-параметр для визначення рівня забруднення ґрунтів ртуттю та свинцем.

Встановлено наявність тісних прямих кореляційних зв'язків між акумуляцією важких металів листками та вмістом у них білків. Найвищий коефіцієнт кореляції (0,89) виявлено між вмістом білків та концентрацією Pb у листках *A. pseudoplatanus*, між вмістом білків та концентрацією Hg (0,77–0,79) у листках *A. pseudoplatanus*, *A. platanoides*, *A. negundo*.

Серед трьох досліджуваних видів, представлених на усіх дослідних майданчиках *A. negundo* в цілому характеризується нижчим рівнем вмісту білків у листках, у тому числі і на контрольних ділянках. Проте за впливу викидів ТЕС на різних відстанях від джерела забруднення відзначено суттєве зростання фракції легкорозчинних білків, що, напевно, обумовлює зростання осмотичного потенціалу на 30 % та водоутримуючих властивостей листків у цього виду.

За результатами порівняльного аналізу вмісту білків у листках видів, що зростають на промислових майданчиках, встановлено дозову залежність цього показника від концентрації пріоритетних забруднювачів ТЕС, найбільш небезпечних важких металів Pb і Hg у ґрунтах. Так, вміст білків підвищується у

видів *A. negundo*, *A. platanoides* і *A. pseudoplatanus* у порівнянні з умовним контролем (V пр. м.) на II пр. м. (500 м), де спостерігалися високі концентрації Pb у ґрунтах (рис. 3.2) та більш суттєво зростає (на 15-20 %) на III пр. м. (4000 м) з максимальними концентраціями (63,35 мг/кг) у ґрунті (рис. 3.2). На IV пр. м., на відстані 7000м від ПдТЕС, де концентрації Pb і Hg знижуються майже до рівня ПДК, відбувається і зменшення вмісту білків у листках, порівняно з III пр. м., проте кількість білків у листках все ще залишається більшою, ніж в умовах ботанічного саду (V пр. м.).

Найбільш чутливу реакцію за вмістом легкорозчинних білків на максимальну концентрацію Pb і Hg у ґрунтах виявлено для *A. platanoides*.

Окремо слід відзначити, що в умовах екологічно чистої території – контролю – (VI пр. м.) у *A. platanoides* і *A. pseudoplatanus* вміст білків у листках достовірно вищий, ніж на території ботсаду – умовного контролю (V пр. м.), що може бути наслідком впливу несприятливих посушливих умов, які спостерігалися у цей час у районі, значно віддаленому (більше 100 км) від VI пр. м. Нижчі значення вмісту білків у *A. negundo* свідчать про те, що комплекс гідротермічних умов не має стресового характеру відносно цього виду. Таким чином, на прикладі *A. negundo*, який не зазнає стресового впливу гідротермічних умов в районі контрольної ділянки в екологічно чистих умовах, можна стверджувати, що фоновий рівень забруднення великого промислового міста, який характерний для території умовного контролю (ботсад), може розглядатись як самостійний негативний екологічний фактор, хронічна дія якого викликає зростання вмісту білків – реакцію, аналогічну на безпосередній вплив викидів теплоелектростанцій, проте менш виражену за величиною.

Узагальнені дані динаміки вмісту білків у листках протягом вегетаційного періоду за фонового рівня забруднення (V пр. м.) та хронічного впливу посухи показує, що серед досліджуваних видів роду *Acer* найбільшими показниками характеризуються *A. saccharinum* (2,14–2,93 мг/г) і *A. pseudoplatanus* (1,93–2,37 мг/г) (рис. 5.2).

Рис. 5.2 Динаміка вмісту білків у листках видів роду *Acer* L. на V пр. м. (ботанічний сад). По осі ОХ - місяці (1 - травень, 2 - червень, 3 - липень, 4 – серпень 2009 р.). По осі ОУ - вміст білка, мг/г сух. реч.

Враховуючи реакцію цих видів на дію аерогенних поллютантів на промислових майданчиках та установлений раніше характер водообміну як ксеромезо- та мезофільний, високий рівень вмісту білків може розглядатись як адаптивна реакція на комплексну дію екологічних факторів у період досліджень в умовах ботанічного саду ДНУ.

Щодо іншого виду з підвищеним вмістом білка у таких же умовах – *A. semenovii* (1,69–2,52 мг/г), – виду з ксерофільною спрямованістю водообмінних процесів, інтродукта із Середньої Азії, це можна розглядати як один із біохімічних механізмів, що забезпечують стійкість його до зневоднюючих факторів, і, напевно, може функціонувати як преадаптивний, що може бути реалізованим за умов хронічного впливу аерогенних поллютантів – викидів ТЕС.

Аналізуючи білковий обмін в динаміці впродовж тривалого посушливого періоду, представляється важливим визначення загальної спрямованості досліджуваних процесів, особливо за умов найбільшої напруженості гідротермічних факторів у серпні, яким передували посушливі умови у червні та липні.

Результати показують, що у *A. semenovii*, *A. ginnala*, *A. monspessulanum* і *A. tataricum*, тобто у видів з ксеро- і мезоксерофільними ознаками водообміну, відбувається послідовне зростання вмісту білків з максимальними значеннями у серпні (2,52; 2,01; 2,12 мг/г) та у липні – *A. tataricum* (2,01 мг/г), що підтверджує адаптивний характер фізіолого-біохімічних процесів у цих видів за посушливих умов. В той же час, у мезофільних видів з найбільш високим рівнем вмісту білків – *A. pseudoplatanus* і *A. saccharinum*, наприкінці посушливого періоду у серпні відбувається гальмування синтетичних процесів, про що свідчить зниження вмісту білків у листках (на 15,3 % та 27,2 %). Слід зазначити, що найбільший стресовий вплив зазнає вид з найбільш високим рівнем вмісту білків – *A. saccharinum*, у якого цей показник у серпні знижується на третину.

Таким чином, установлено адаптивні реакції мезофітних видів, які проявляються на початкових етапах гідротермічного стресу, гальмуються за тривалої дії посухи, ксерофітних видів – навпроти, активуються.

Співставлення кривих (рис. 5.2) динаміки білкового обміну в умовах ботанічного саду видами, що представлені і на промислових майданчиках (*A. pseudoplatanus*, *A. platanoides*, *A. saccharinum*, *A. negundo*) дозволило встановити подібний характер перебігу вивчаємих процесів з певними видами, переважно мезо- та ксерофільними, які представлені тільки в колекційному фонді, що дає можливість прогнозувати їх реакцію на умови забруднення інгредієнтами промислових викидів ТЕС. Так, виявлено подібний характер динаміки вмісту білків у листках *A. negundo* і *A. tataricum* та *A. trauvetteri*, *A. pseudoplatanus* та *A. campestre*, *A. platanoides* та *A. monspessulanum* (рис.5.2). Подібні характеристики фізіологічних функцій на прикладі білкового обміну, вірогідно, можуть розглядатися як гомологічні, відповідно до закону гомологічного прояву ознак у філогенетично споріднених видів за М. І. Вавіловим, (1987), яким є досліджувані види роду *Acer* L. Рослини проявляють схожі фізіологічні функції, що є проявом схожих рядів спадкової мінливості на сходній генотипічній основі. Білковий обмін, а саме вміст білка у листках, є прямим результатом транскрипції генів, найбільш чітко виражає даний закон. Таким чином, виявлено прояв закону гомологічних рядів на фізіологічному рівні. На основі цього можна прогнозувати у інтродуцентів колекції ботанічного саду відповідний характер білкового обміну і на промисловій території.

Для *A. semenovii* та *A. ginnala*, з найбільш вираженою адаптивною спрямованістю білкового обміну у відповідь на посуху, яка відсутня у інших видів колекції, за цими особливостями може бути прогнозована висока стійкість у промислових умовах за дії аерогенних полютантів викидів ТЕС.

Максимальний вміст білка в листках у більшості видів ботанічного саду (*A. saccharinum*, *A. negundo*, *A. pseudoplatanus*, *A. tataricum*, *A. campestre*) спостерігається під час довготривалого стресу, що вірогідно активувало синтез білків. Така зміна активності білоксинтезуючої системи в стресовий період може вказувати на формування адаптивних реакцій у видів в період посухи. Враховуючи роботи інших авторів [133, 354], а також той факт, що частина видів є аборигенними (*A. tataricum*, *A. campestre*), можна вважати таку

тенденцію накопичення білка в листках показником посухостійкості рослин. Решта рослин мають досить високі показники кількості білка, але максимальний вміст спостерігається у них у весняний період (*A. trautvetteri*, *A. platanoides*), або в осінній (у решти видів).

На території Придніпровської ТЕС у всіх досліджуваних видів вміст білка в динаміці максимально зростає у порівнянні з ботсадом у серпні (табл. 5.1). При цьому підвищений вміст білків протягом всього періоду спостерігається у *A. negundo*, що вказує чутливість даного виду до забруднення важкими металами.

Таблиця 5.1

Вміст сумарних білків у листках видів роду *Acer* L.

Вміст білка в листках, мг/г сух. реч.				
Вид	травень	червень	липень	серпень
Ботанічний сад (V пр. м.)				
<i>A. platanoides</i>	1,985±0,291	1,907±0,040*	1,703±0,043*	1,779±0,086
<i>A. pseudoplatanus</i>	2,373±0,115	2,331±0,112	2,282±0,060	1,939±0,036
<i>A. saccharinum</i>	2,152±0,051*	2,762±0,057	2,937±0,100*	2,149±0,063
<i>A. negundo</i>	1,541±0,124	1,282±0,101	1,781±0,032	1,724±0,113
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)				
<i>A. platanoides</i>	1,567±0,055	1,921±0,041*	1,727±0,105*	2,114±0,042
<i>A. pseudoplatanus</i>	2,172±0,091	2,034±0,056	2,171±0,107	2,133±0,045
<i>A. saccharinum</i>	2,197±0,205*	2,927±0,095	2,923±0,052*	2,912±0,054
<i>A. negundo</i>	1,874±0,095	1,764±0,117	1,833±0,044	1,953±0,136

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

В ході досліджень встановлено значний вплив гідротермічних факторів на вміст білків у листках кленів ботанічного саду. Так, в період глибокої посухи вміст білків у листках всіх видів, крім *A. negundo*, був більший, ніж наступного року за більш сприятливих умов (рис. 5.3).

Даний аналіз виявив найбільш чутливі до нестачі вологи види, так як у 2010 р. середньомісячна температура була більшою за норму на 3,0°C, як і в попередньому, проте кількість опадів майже відповідала нормі (83 % від норми), а у попередньому місяці випало 148 % від норми опадів, тобто вологозабезпечення було достатнім.

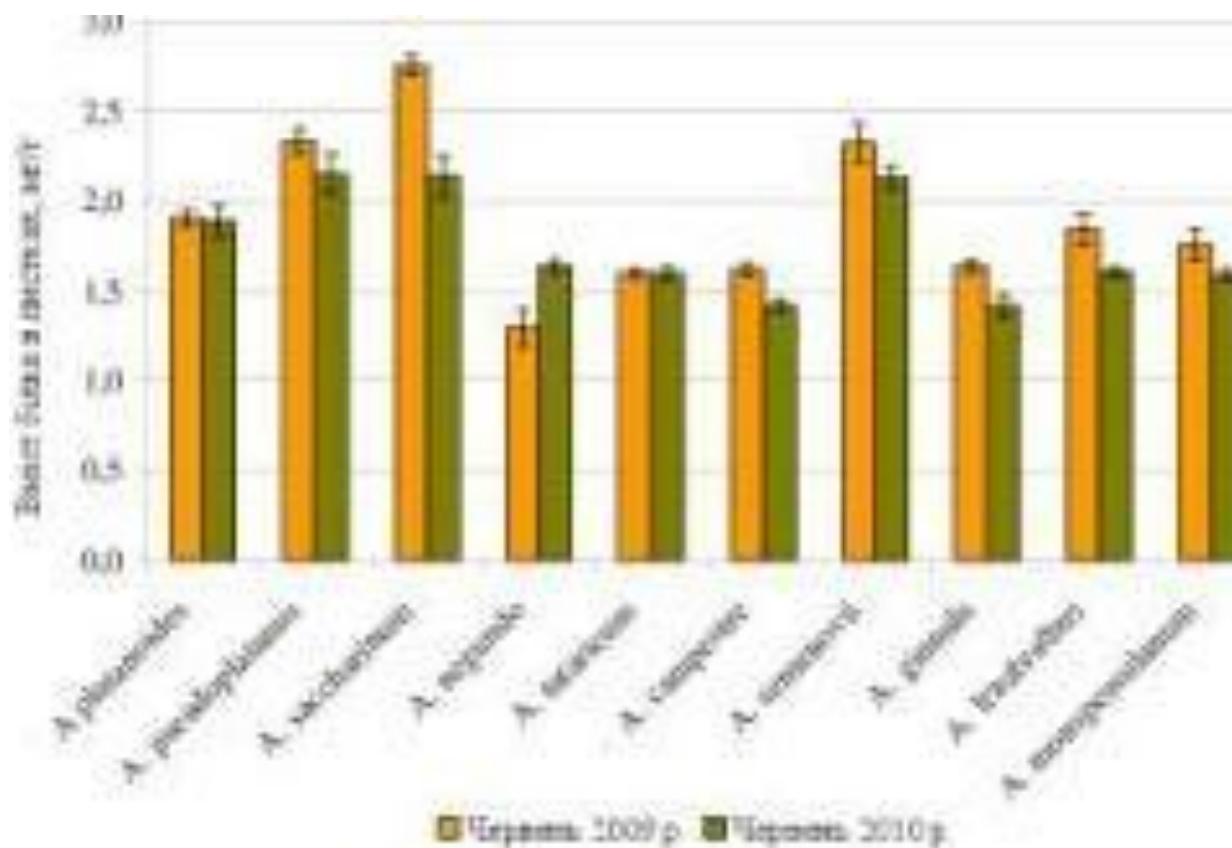


Рис. 5.3 Вміст білків у листках кленів за різних гідротермічних умов

Максимально чутливим до посухи виявився північно-американський мезофітний вид *A. saccharinum* з різницею білкового вмісту 29 % у період дослідження за різних гідрологічних умов. Нечутливими до умов зволоження виявилися аборигенні види з ксерофітним (*A. tataricum*) та мезофітним (*A. platanoides*) характером водообміну. Окремо слід відзначити *A. negundo*, у якого коливання показника вмісту білків протягом вегетації та у різні роки вказує на нестабільність активності білоксинтезуючої системи та недостатню стійкість до посушливих умов зростання. У інших видів спостерігається достовірне підвищення вмісту білків у листках у період з недостатнім вологозабезпеченням, що вказує на наявність адаптивної реакції на стрес.

Важливим в аналізі стійкості є рівень накопичення пластичних речовин – продуктів основного метаболічного обміну – у тканинах пагонів деревних рослин, які формують структуру багаторічної деревної рослини. Динаміка зміни у вмісті білків в пагонах наведена в таблиці 5.2.

Максимальний вміст білків у пагонах для всіх досліджуваних видів спостерігається в період підготовки до зими і в зимовий період. Накопичення

білків пов'язано зі зміною спрямованості всіх метаболічних процесів (білок не використовується, а накопичується). Загалом, період підготовки до зими розглядається як важлива ланка в сезонній ритміці рослин [100]. Висока кількість водорозчинних білків здатна зв'язати велику кількість води, підвищуючи при цьому в'язкість цитоплазми і осмотичний потенціал протопласта клітин. Білки при цьому виконують роль кріопротекторів. Успішність проходження цього етапу в значній мірі залежить від нормального функціонування всіх систем рослинного організму, у тому числі і білоксинтезуючої, у літній період, який характеризувався стресовими умовами для рослин. Таким чином, успішність підготовки до зимового періоду багато в чому залежить від стійкості рослин до гідротермічної стреси.

Найбільш високі показники білка в однорічних пагонах в зимовий період (більше 2,7 мг/г) спостерігаються у вида, що природно зростає на території Степового Придніпров'я – *A. campestre*, а також в інтродуцентів, добре адаптованих в цих умовах – *A. pseudoplatanus*, *A. negundo*. Інші види, в тому числі *A. ginnala*, *A. monspessulanum*, *A. semenovii* мають показники кількості білка (1,73; 1,89; 1,89 мг/г), відповідно як і аборигенний вид *A. tataricum* (1,76 мг/кг). Таким чином, встановлено, що види з вираженими мезофітними властивостями характеризуються більш високим вмістом білків у пагонах в період глибокого спокою. У видів з ксеро- та мезоксерофільними характеристиками водообміну вміст білків у пагонах в зимовий період менший від мезофільної групи в середньому на 35–40 % (табл. 5.2), що може бути обумовлене більшою зимостійкістю мезофітів.

Підвищення вмісту білка в пагонах в осінньо-зимовий період порівняно з усім періодом вегетації є результатом адаптації всіх досліджуваних рослин по відношенню до впливу як високих, так і низьких температур.

Стабільний рівень білка в пагонах протягом усього періоду дослідження, у таких видів як *A. saccharinum*, *A. tataricum*, може вказувати на невисокий рівень чутливості білоксинтезуючої системи до мінливих умов навколишнього середовища, що може відігравати позитивну роль за стресових умов.

Таблиця 5.2

Динаміка вмісту білків у пагонах видів роду *Acer* L.

Вміст білка в однорічних пагонах, мг/г сух. р-ни					
Вид	травень	липень	серпень	вересень	лютий
Ботанічний сад (V пр. м.)					
<i>A. platanoides</i>	1,599±0,071	1,719±0,107	1,461±0,071	1,923±0,038	2,466±0,069*
<i>A. pseudoplatanus</i>	2,087±0,023	2,099±0,061*	2,268±0,103	2,688±0,082	2,909±0,130
<i>A. saccharinum</i>	1,955±0,031	1,762±0,113	1,774±0,048*	1,972±0,134	1,745±0,123
<i>A. negundo</i>	2,328±0,080	2,196±0,021	2,446±0,232	2,719±0,153	2,705±0,136
<i>A. campestre</i>	1,736±0,013	1,969±0,079	1,840±0,088	2,032±0,077	2,780±0,082
<i>A. tataricum</i>	1,711±0,050	1,616±0,033	1,584±0,031	1,624±0,038	1,757±0,056
<i>A. trautvetteri</i>	1,596±0,069	1,843±0,044	2,193±0,056	1,900±0,142	2,349±0,084
<i>A. semenovii</i>	1,449±0,011	1,616±0,021	1,515±0,056	1,564±0,033	1,894±0,052
<i>A. ginnala</i>	1,532±0,065	1,458±0,023	1,343±0,031	1,622±0,098	1,728±0,084
<i>A. monspessulanum</i>	1,820±0,069	2,053±0,057	1,441±0,006	1,872±0,075	1,886±0,056
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)					
<i>A. platanoides</i>	1,509±0,040	1,903±0,094	1,708±0,086	1,840±0,042	2,472±0,123*
<i>A. pseudoplatanus</i>	1,561±0,029	2,027±0,115*	2,064±0,117	2,087±0,121	2,610±0,125
<i>A. saccharinum</i>	1,142±0,044	1,555±0,061	1,739±0,048*	1,748±0,096	1,966±0,086
<i>A. negundo</i>	1,610±0,100	2,311±0,092	2,668±0,090	2,576±0,125	2,645±0,100

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Кількість білка в пагонах рослин, що зростають в умовах високого рівня забруднення (II пр. м.) важкими металами та іншими продуктами згоряння вугілля у викидах ТЕС, на початку вегетації значно нижча (на 25–40 %), ніж за умов фонового забруднення у видів *A. pseudoplatanus*, *A. negundo*, *A. saccharinum*. У липні і серпні, під впливом сумісної дії посухи та промислових викидів ТЕС, у *A. negundo* і *A. platanoides* помітно зростає вміст білків у пагонах (до 6–9 % та 10–17 % відповідно), порівняно з V пр. м., що обумовлено підсиленням у той же час синтетичних процесів у листках, тобто вплив забруднення викликає у цих видів виражену адаптивну реакцію, спрямовану на збільшення розчинних фракцій білків у тканинах листя і пагонів.

Ґрунтуючись на даних досліджень 4 видів, представлених на промисловій ділянці і в ботанічному саду, можна припустити можливість динаміки накопичення білків в умовах техногенного забруднення і для інших видів роду *Acer* L. колекції ботанічного саду. Серед контрольних рослин подібну динаміку вмісту білків у пагонах порівняно з *A. platanoides* мають види *A. monspessulanum*, *A. ginnala*, *A. campestre*. Отже, ці види, як і *A. platanoides*, можуть виявитися найменш чутливі до забруднення і можуть бути рекомендовані для озеленення територій з подібним характером техногенного забруднення. Динаміка накопичення білків у *A. semenovii* схожа з динамікою *A. saccharinum*, інші за характером накопичення білків у пагонах найбільш наближені за показниками до *A. pseudoplatanus*. Ці види ймовірно будуть мало чутливі до забруднення навколишнього середовища.

Аналізуючи характер накопичення білка в рослинному організмі, слід звернути увагу на характер кореляційної залежності між накопиченням білків у листках і пагонах, так як ці процеси взаємопов'язані. Результати математичної обробки показали наявність значимої залежності у більшості видів ботанічного саду та промислової ділянки (табл. 5.3).

У рослин ботанічного саду спостерігається чітка обернена залежність вмісту білка в листках і пагонах наступних видів: *A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum*, *A. tataricum*; пряма залежність у *A. negundo*, *A. semenovii*, інші види не мають чітко вираженої кореляції. Зворотний тип залежності вказує на

своєрідний перерозподіл асимілятів у стресові періоди у вегетативних органах. Наприклад, в період посухи кількість білка в листках зростає, в той час як в пагонах знижується, а в осінній період переміщення відбувається у зворотному напрямку.

Таблиця 5.3

Кореляційні залежності між вмістом білка у вегетативних органах кленів

Вид	Кореляція вмісту білка, R^2 в листках і пагонах
Ботанічний сад (V пр. м.)	
<i>A. platanoides</i>	0,061
<i>A. pseudoplatanus</i>	-0,990
<i>A. saccharinum</i>	-0,976
<i>A. negundo</i>	0,780
<i>A. campestre</i>	0,136
<i>A. tataricum</i>	-0,902
<i>A. trautvetteri</i>	-0,372
<i>A. semenovii</i>	0,744
<i>A. ginnala</i>	0,114
<i>A. monspessulanum</i>	0,426
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)	
<i>A. platanoides</i>	0,878
<i>A. pseudoplatanus</i>	-0,359
<i>A. saccharinum</i>	0,947
<i>A. negundo</i>	0,648

Збільшення кількості білка в пагонах за умов його зростання в листках (пряма залежність) також є ефективним, але більш складним способом адаптації, так як відбувається активація білоксинтезуючої системи. Відсутність або низький ступінь залежності між досліджуваними параметрами вказує на недостатньо ефективний механізм взаємозв'язку метаболізму в листках і пагонах, відповідно, на більш низький адаптивний потенціал таких видів. Характер взаємозв'язку вмісту білків в листках і пагонах на II пр. м. змінюється в бік активації синтезу білка, як у листках, так і в пагонах у всіх видів. У деяких видів кількість білка і в листках, і в пагонах незначно змінюється протягом усього вегетаційного періоду (*A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. campestre*, *A. trautvetteri*, *A. ginnala*). У інших видів відзначений широкий діапазон коливання кількості білка в листках або в пагонах в період вегетації (*A. saccharinum*, *A. semenovii*, *A. negundo*, *A. tataricum*, *A. monspessulanum*).

На підставі вивчення вмісту білка в листках і пагонах, а також характеру їх взаємозв'язку, було встановлено, що не тільки кількість білка у вегетативних органах визначає ступінь стійкості рослини до несприятливих факторів, а й характер залежності між його вмістом в листках і пагонах. За показниками білкового обміну можна виділити групи видів за ступенем адаптації до умов Степового Придніпров'я: стійкі (*A. campestre*, *A. pseudoplatanus*, *A. negundo*, *A. tataricum*, *A. platanoides*), середньостійкі (*A. saccharinum*, *A. semenovii*) і малостійкі види (*A. ginnala*, *A. trautvetteri*, *A. monspessulanum*).

Таким чином, на основі вивчення особливостей динаміки білкового обміну родового комплексу *Acer* L. апробовано методику попередньої оцінки екологічного потенціалу видів, інтродукованих у ботанічному саду щодо їх стійкості в умовах забрудненого навколишнього середовища. За результатами оцінки диференційовано види рослин за їх стійкістю до впливу викидів ТЕС. В подальшому, шляхом зіставлення особливостей реакції інтродуцентів на посуху та техногенне забруднення, можливо прогнозувати стійкість нових видів, залучених до колекційного фонду ботанічного саду з метою розширення асортименту на промислових територіях. Подібний алгоритм може бути використаний при аналізі широкого спектру декоративних екзотів щодо їх адаптивного потенціалу до умов техногенного забруднення у степовій зоні України.

5.2 Вплив викидів ТЕС на вуглеводний обмін кленів

Аерогенне забруднення довкілля може посилювати вплив на деревні рослини інших несприятливих факторів середовища, до яких у Степовому Придніпров'ї належать суворі зими, сильні вітри та посушливі періоди влітку [28, 137]. Відомо, що накопичення та перетворення запасних речовин має важливе значення у стійкості рослин до екстремальних умов існування [175, 107, 219]. Формування адаптації до низьких температур деякі автори [291, 320, 345] пов'язують в першу чергу із перебудовою вуглеводного обміну, оскільки цукри, наряду з білками є осмотично активними речовинами, виконують захисні функції в клітинах. Актуальним є також вивчення змін кількісного вмісту та співвідношення різних форм вуглеводів у зв'язку з можливістю

використання цих показників як тест-параметрів для фітоіндикації промислового забруднення середовища. Металоіндукований стрес викликає порушення етапів вуглеводного обміну [295, 294, 314].

Причиною зміни вуглеводного обміну може бути також адаптація рослин до стресу, за умов якого накопичені цукри виступають як осморегулятори і протектори, нейтралізують вільні радикали шляхом метаболічної детоксикації [439].

Результати визначення кількісного вмісту форм неструктурних вуглеводів у теплий та холодний періоди року на фоні різного рівня забруднення представлені на рисунках 5.4, 5.5 та таблицях 5.4–5.9.

У видів кленів, що знаходяться у зоні впливу Придніпровської ТЕС, відзначено зниження вмісту сумарних цукрів у листках, крім *A. negundo* у період вегетації в порівнянні з кленами, що зростають на території ботанічного саду.

Таблиця 5.4

Динаміка вмісту сумарних цукрів у листках кленів, % сух. реч.

Ботанічний сад (V пр. м.)				
Вид	травень	липень	серпень	жовтень
<i>A. platanoides</i>	1,185 ± 0,004	2,324 ± 0,563	2,293 ± 0,043	2,585 ± 0,043
<i>A. pseudoplatanus</i>	2,293 ± 0,087	1,870 ± 0,130*	1,119 ± 0,039	3,165 ± 0,236
<i>A. saccharinum</i>	2,617 ± 0,216	2,940 ± 0,129	3,519 ± 0,257	3,230 ± 0,064
<i>A. negundo</i>	2,681 ± 0,237	0,824 ± 0,109	1,577 ± 0,065	1,479 ± 0,196
<i>A. tataricum</i>	1,217 ± 0,153	1,222 ± 0,044	1,250 ± 0,175	2,098 ± 0,238
<i>A. campestre</i>	0,889 ± 0,197	2,746 ± 0,065	2,487 ± 0,302	1,642 ± 0,174
<i>A. semenovii</i>	1,021 ± 0,109	1,217 ± 0,087	1,315 ± 0,196	1,675 ± 0,196
<i>A. ginnala</i>	0,429 ± 0,088	0,824 ± 0,109	1,348 ± 0,109	1,021 ± 0,044
<i>A. trautvetteri</i>	1,642 ± 0,044	1,315 ± 0,110	1,968 ± 0,195	1,152 ± 0,052
<i>A. monspessulanum</i>	0,429 ± 0,022	1,315 ± 0,240	0,791 ± 0,008	0,781 ± 0,006
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)				
<i>A. platanoides</i>	1,414 ± 0,153	1,185 ± 0,131	1,217 ± 0,175	1,315 ± 0,153
<i>A. pseudoplatanus</i>	1,152 ± 0,152	1,967 ± 0,325*	1,217 ± 0,055	1,577 ± 0,131
<i>A. saccharinum</i>	2,098 ± 0,108	1,805 ± 0,174	1,935 ± 0,043	2,325 ± 0,151
<i>A. negundo</i>	1,935 ± 0,043	0,692 ± 0,129	1,870 ± 0,261	2,520 ± 0,086

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Майже вдвічі знизились показники у *A. platanoides* в зоні впливу викидів ТЕС, порівняно з ботанічним садом (від 2,29–2,58 до 1,19–1,31%). При цьому діапазон коливань показників є незначним, тобто фізіологічні процеси є

стабільними. Така реакція може вказувати на більш інтенсивне використання вуглеводів на адаптивні реакції рослин в забрудненому середовищі з одного боку, чи на гальмування синтетичних процесів з іншого. Стабільно високі показники, як на II пр. м. (1,80–2,32 %), так і на V пр. м. (2,62–3,52 %), має *A. saccharinum* з більшим вмістом вуглеводів на умовно чистій території. Серед видів II пр. м. *A. saccharinum* має більш високі показники сумарного вмісту цукрів у листках протягом всього періоду вегетації, що вказує на високу стійкість даного виду (табл. 5.4). Проте, за умов впливу техногенного і гідротермічного стресу рівень вмісту сумарних вуглеводів знижується вдвічі (рис. 5.4)

Полютанти спричиняють пригнічуючу дію і на вуглеводний обмін *A. pseudoplatanus* та *A. negundo*, проте в останнього відмічається підвищення вмісту сумарних цукрів на 75 % наприкінці вегетації у порівнянні з екземпляром, що зростає у ботанчному саду (табл. 5.4), що говорить про захисну реакцію у відповідь на стрес [51, 88, 117, 292] та узгоджується з іншими адаптивними реакціями цього виду за показниками вмісту білків, водоутримуючої здатності, фракційного складу води і розкриває фізіолого-біохімічні механізми стійкості *A. negundo* до стресових факторів техногенного походження, а саме, аерогенних полютантів – викидів ТЕС. Інші досліджувані види показують недостатню стійкість вуглеводного обміну до полютантів, що виражається у зниженні вмісту сумарних цукрів, особливо у період гідротермічного стресу (рис. 5.4).

Викиди ТЕС негативно впливають на вміст цукрів у пагонах. Встановлено, що загальний рівень вмісту цукрів у пагонах в період посухи у рослин ботанічного саду та промислової території є меншим у порівнянні з вмістом сумарних цукрів у листках, що в першу чергу пов'язано із фотосинтетичною активністю листків. Максимальна різниця вмісту сумарних цукрів у листках і пагонах спостерігається у *A. saccharinum*: більше 6 разів – 3,52 % та 0,56 % відповідно в умовах ботанічного саду, більше 9 разів – 1,94 % та 0,20 % в умовах техногенно забрудненої території (рис. 5.4, 5.5). Така особливість може вказувати на активність фотосинтетичних процесів та недостатній відтік асимілятів у пагони, який погіршується під впливом викидів ТЕС (табл. 5.5).

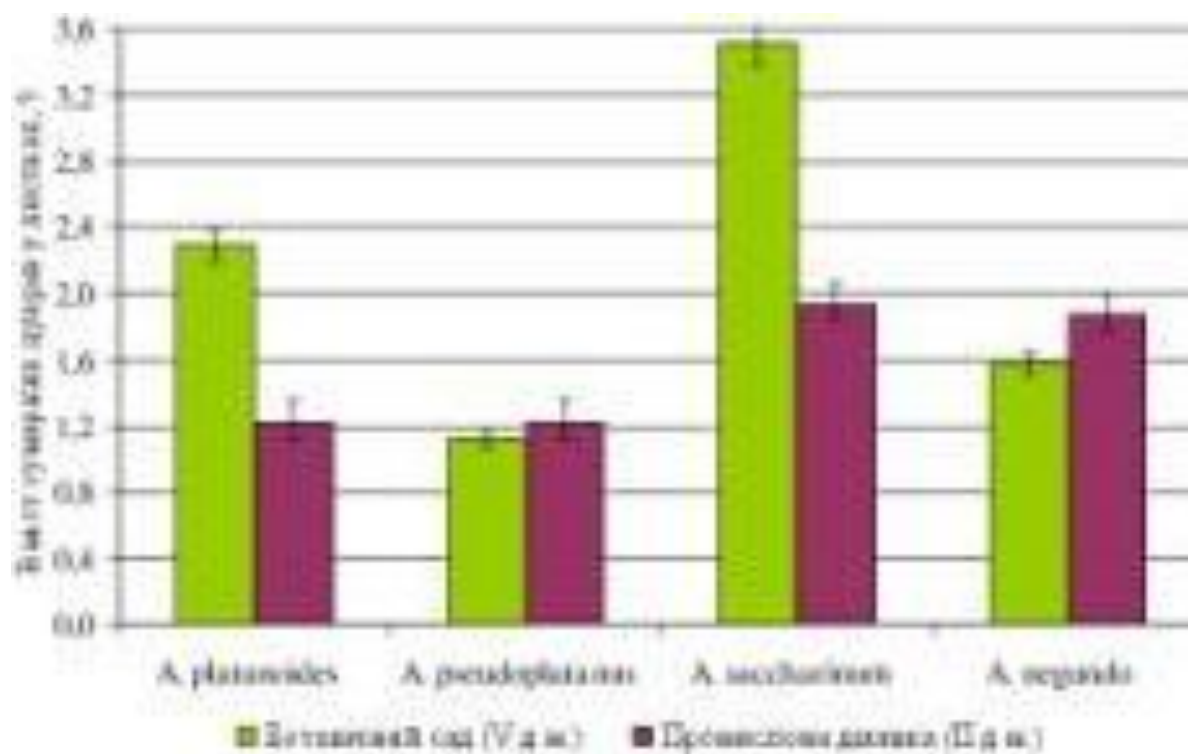


Рис. 5.4 Вміст сумарних цукрів у листках за умов різного рівня забруднення в посушливий період.

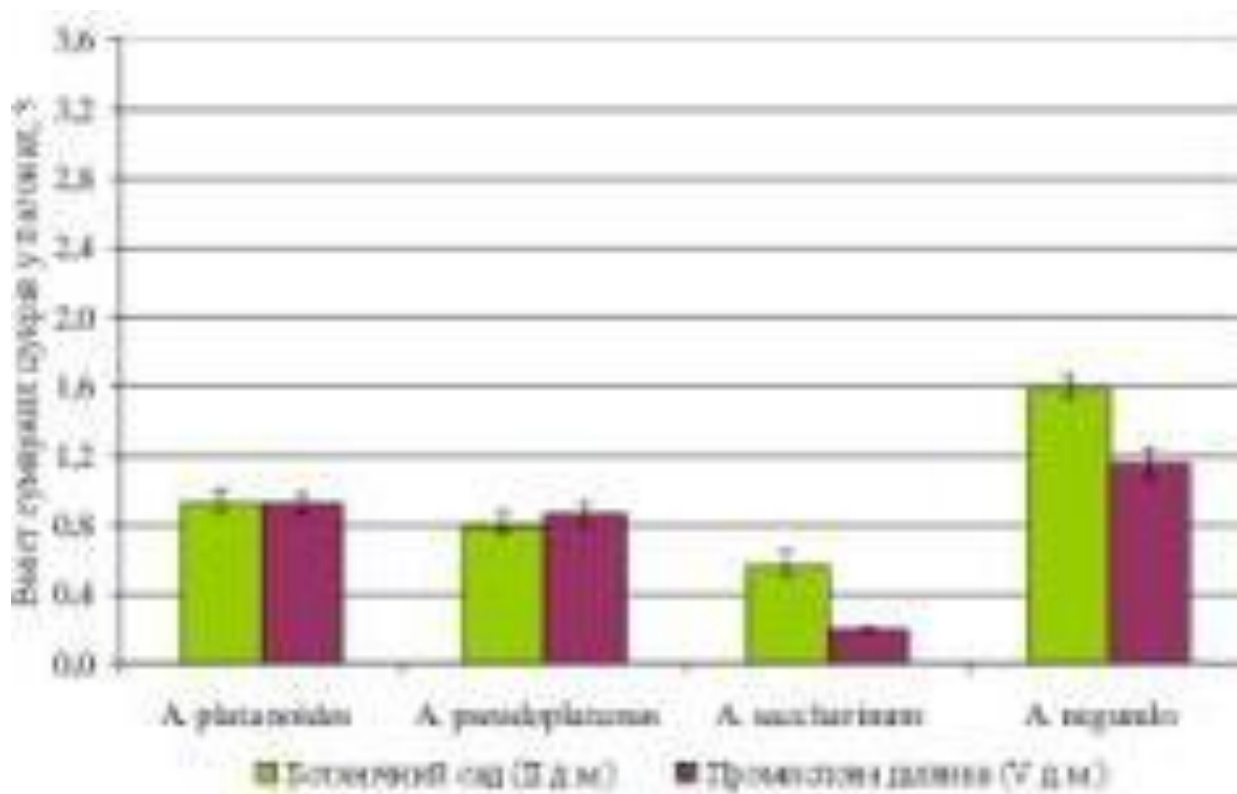


Рис. 5.5 Вміст сумарних цукрів у пагонах за умов різного рівня забруднення в посушливий період.

Таблиця 5.5

Вміст сумарних цукрів в однорічних пагонах кленів, % сух. реч.

Ботанічний сад (V пр. м.)					
вид	травень	липень	серпень	жовтень	лютий
<i>A. platanoides</i>	0,561 ± 0,110	0,330 ± 0,044	0,922 ± 0,153*	1,315 ± 0,218	2,390 ± 0,238
<i>A. pseudoplatanus</i>	0,561 ± 0,044	0,824 ± 0,060	0,791 ± 0,066	0,660 ± 0,079	4,353 ± 0,155
<i>A. saccharinum</i>	0,528 ± 0,032	0,857 ± 0,109*	0,561 ± 0,110	3,744 ± 0,107	1,479 ± 0,065
<i>A. negundo</i>	1,316 ± 0,052	0,791 ± 0,066	1,576 ± 0,392	0,462 ± 0,046	1,152 ± 0,218
<i>A. tataricum</i>	1,185 ± 0,006	0,462 ± 0,044	0,264 ± 0,011	2,875 ± 0,151	2,680 ± 0,560
<i>A. campestre</i>	0,330 ± 0,044	0,396 ± 0,066	0,725 ± 0,035	1,610 ± 0,087	1,903 ± 0,087
<i>A. semenovii</i>	0,198 ± 0,009	0,682 ± 0,089	0,922 ± 0,088	1,086 ± 0,131	1,739 ± 0,212
<i>A. ginnala</i>	0,363 ± 0,040	0,132 ± 0,040	0,264 ± 0,028	1,358 ± 0,247	2,714 ± 0,215
<i>A. trautvetteri</i>	0,791 ± 0,001	0,528 ± 0,045	0,659 ± 0,110	1,152 ± 0,153	1,053 ± 0,184
<i>A. monspessulanum</i>	0,561 ± 0,037	0,099 ± 0,006	0,725 ± 0,085	0,264 ± 0,085	1,642 ± 0,117
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)					
<i>A. platanoides</i>	0,758 ± 0,044	0,725 ± 0,088	0,922 ± 0,175*	0,363 ± 0,010	4,732 ± 0,233
<i>A. pseudoplatanus</i>	1,316 ± 0,064	0,528 ± 0,044	0,857 ± 0,053	1,968 ± 0,065	4,574 ± 0,191
<i>A. saccharinum</i>	0,955 ± 0,014	0,725 ± 0,153*	0,198 ± 0,005	0,627 ± 0,043	2,616 ± 0,302
<i>A. negundo</i>	0,627 ± 0,028	0,495 ± 0,065	1,152 ± 0,044	0,528 ± 0,038	1,642 ± 0,109

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Серед досліджуваних кленів ботсаду найвищий вміст сумарних цукрів у листках в період максимального гідротермічного стресу (липень, серпень) спостерігається в аборигенних видів (*A. platanoides*, *A. campestre*) та інтродуцента з Північної Америки (*A. saccharinum*) – 2,29–3,52 % (табл. 5.4), тобто адаптивною реакцією мезофітних видів на гідротермічний стрес є підвищення вмісту сумарних цукрів у листках. Проте, такі ксерофітні види як аборигенний *A. tataricum* та інтродуцент із Середньої Азії *A. semenovii*, природний ареал яких приурочений до посушливих умов зростання, мають невисокі показники вмісту цукрів (1,2–1,3 %), тобто умови недостатнього вологозабезпечення не є стресовими, а такими, до яких види еволюційно адаптувалися. У інших видів ботанічного саду вміст сумарних цукрів у період посухи коливається від 1,1 % у *A. pseudoplatanus* до 1,9 % *A. trautvetteri*, тобто дані види характеризуються стійкістю до посушливих умов, як і ксерофітні види.

Відсутність значних коливань вмісту сумарних цукрів у листках протягом вегетації вказує на більшу стабільність вуглеводного обміну рослин, порівняно з білковим обміном. Стабільно високі показники протягом всього періоду вегетації показали види, приурочені до помірно вологих екотопів: вид, що знаходиться на південній межі свого природного ареалу – *A. platanoides* (2,3–2,6 %) та інтродуцент з Північної Америки – *A. saccharinum* (2,6–3,5%). Стабільність показників вуглеводного обміну відзначається також у інтродуцентів *A. semenovii*, *A. trautvetteri*, екотопи зростання яких різняться за рівнем зволоження, проте відносний вміст цукрів у листках даних видів вдвічі менший і коливається в межах 1,0–1,7 % та 1,2–1,9 % відповідно (табл. 5.4).

Низький вміст сумарних цукрів протягом всього періоду вегетації характерний для інтродукованих із Середземномор'я та Далекого Сходу видів – *A. monspessulanum*, *A. ginnala* (0,4–1,3%). Більш значні коливання показників (від 1,1 до 3,2 %) відмічаються у *A. pseudoplatanus*, з найменшим вмістом у стресові періоди і підвищенням в осінній період. *A. negundo* за показниками вмісту сумарних цукрів (0,8 %) в період гідротермічного стресу, який вдвічі підвищується в подальшому (до 1,6%), можна віднести до середньостійкого в умовах Степового Придніпров'я виду, відповідно як і *A. monspessulanum* та *A. ginnala*.

Аналізуючи якісний склад сумарних цукрів, встановлено, що серед вуглеводів у всіх видів переважають відновлюючі цукри.

Максимальний вміст відновлюючих цукрів спостерігається наприкінці вегетації – у серпні (більшість видів) та на прикінці вересня (*A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*), в окремих видів – у травні та у липні (*A. negundo*, *A. campestre*, *A. monspessulanum*) (табл. 5.6). Подібну динаміку при аналізі вмісту відновлюючих цукрів виявлено і у листках бузку звичайного та спіреї середньої [117].

Аналіз динаміки вмісту форм неструктурних вуглеводів у листках кленів показує, що відсоток сахарози нижчий у порівнянні з відновлюючими цукрами у рослин II і V пр. м. (табл. 5.7), що вказує на недостатню стійкість кленів до умов зростання, так як відомо, що сахароза є показником активності фотосинтезу та виступає основною транспортною формою вуглеводів у рослин [115].

На території Придніпровської ТЕС, у більшості видів спостерігається зниження вмісту сумарних цукрів за рахунок відновлюючих цукрів порівняно з видами ботанічного саду. Вміст сахарози знижується меншою мірою, а в стресові періоди може зростати (*A. pseudoplatanus*).

Таким чином визначено, що відновлюючі цукри є більш чутливі до забруднення важкими металами, що проявляється у зниженні їх вмісту, а сахароза являється більш стабільною формою неструктурних вуглеводів.

Викиди ТЕС впливають і на вміст неструктурних форм вуглеводів у пагонах досліджуваних видів кленів. Встановлено стимулюючий вплив важких металів на вміст сумарних цукрів у пагонах у найбільш морозний період року. Так, у *A. platanoides* спостерігається максимальне підвищення цукрів – більш як удвічі (до 4,73 %), у *A. pseudoplatanus* – незначне підвищення – на 6 %, проте рівень вмісту дуже високий – 4,57 %. На 77 % вміст цукрів у *A. saccharinum* на II пр. м. більший (2,62 %) за показники даного виду V пр. м., у *A. negundo* – на 42 % (1,64 %) (табл. 5.5). Такий характер вуглеводного обміну є показником адаптивних реакцій. При цьому більшою мірою це проявляється для *A. platanoides*, що демонструє високий адаптивний потенціал виду в умовах забруднення важкими металами. *A. pseudoplatanus* з високим вмістом сумарних цукрів на II пр. м. та V пр. м. характеризується як морозостійкий за умов різного рівня забруднення.

Таблиця 5.6

Динаміка вмісту відновлюючих цукрів у листках кленів, % сух. реч.

Ботанічний сад (V пр. м.)				
вид	травень	липень	серпень	жовтень
<i>A. platanoides</i>	0,935 ± 0,033*	1,323 ± 0,189	1,968 ± 0,053	2,509 ± 0,021
<i>A. pseudoplatanus</i>	2,112 ± 0,117	1,534 ± 0,075	1,114 ± 0,088	2,303 ± 0,042
<i>A. saccharinum</i>	2,334 ± 0,190	2,477 ± 0,127	2,777 ± 0,126	2,414 ± 0,169
<i>A. negundo</i>	1,711 ± 0,064*	0,625 ± 0,055	1,098 ± 0,087	0,968 ± 0,108
<i>A. tataricum</i>	0,510 ± 0,022	0,772 ± 0,109	0,918 ± 0,283	0,673 ± 0,072
<i>A. campestre</i>	0,788 ± 0,096	1,968 ± 0,075	1,807 ± 0,124	1,259 ± 0,184
<i>A. semenovii</i>	0,886 ± 0,030	1,081 ± 0,065	1,308 ± 0,108	1,081 ± 0,065
<i>A. ginnala</i>	0,215 ± 0,022	0,609 ± 0,087	1,098 ± 0,054	0,674 ± 0,087
<i>A. trautvetteri</i>	1,389 ± 0,118	1,081 ± 0,065	1,130 ± 0,065	0,951 ± 0,043
<i>A. monspessulanum</i>	0,346 ± 0,098	1,065 ± 0,141	0,543 ± 0,033	0,379 ± 0,022
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)				
<i>A. platanoides</i>	0,934 ± 0,107*	0,902 ± 0,102	1,000 ± 0,054	1,146 ± 0,019
<i>A. pseudoplatanus</i>	0,837 ± 0,095	1,307 ± 0,034	0,641 ± 0,057	0,706 ± 0,018
<i>A. saccharinum</i>	1,823 ± 0,110	1,421 ± 0,124	1,695 ± 0,021	1,179 ± 0,065
<i>A. negundo</i>	1,671 ± 0,032*	0,461 ± 0,068	1,550 ± 0,147	1,823 ± 0,132

Таблиця 5.7

Динаміка вмісту сахарози у листках кленів, % сух. реч.

Ботанічний сад (V пр. м.)				
Вид	травень	липень	серпень	жовтень
<i>A. platanoides</i>	0,237 ± 0,031	0,951 ± 0,065	0,309 ± 0,052	0,071 ± 0,011
<i>A. pseudoplatanus</i>	0,172 ± 0,070	0,319 ± 0,052	0,005 ± 0,001	0,819 ± 0,064*
<i>A. saccharinum</i>	0,268 ± 0,024*	0,439 ± 0,032	0,705 ± 0,027	0,775 ± 0,040
<i>A. negundo</i>	0,921 ± 0,064	0,189 ± 0,094	0,455 ± 0,020	0,486 ± 0,054
<i>A. tataricum</i>	0,672 ± 0,035	0,143 ± 0,062	0,315 ± 0,023	1,353 ± 0,041
<i>A. campestre</i>	0,096 ± 0,001	0,739 ± 0,062	0,646 ± 0,074	0,363 ± 0,081
<i>A. semenovii</i>	0,128 ± 0,041	0,129 ± 0,021	0,007 ± 0,001	0,564 ± 0,055
<i>A. ginnala</i>	0,204 ± 0,073	0,204 ± 0,042	0,238 ± 0,062	0,329 ± 0,062
<i>A. trautvetteri</i>	0,240 ± 0,092	0,222 ± 0,073	0,796 ± 0,024	0,190 ± 0,012
<i>A. monspessulanum</i>	0,079 ± 0,042	0,238 ± 0,044	0,235 ± 0,031	0,391 ± 0,021
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)				
<i>A. platanoides</i>	0,456 ± 0,052	0,268 ± 0,023	0,206 ± 0,020	0,161 ± 0,052
<i>A. pseudoplatanus</i>	0,299 ± 0,051	0,627 ± 0,051	0,547 ± 0,045	0,827 ± 0,083*
<i>A. saccharinum</i>	0,261 ± 0,023*	0,365 ± 0,040	0,228 ± 0,020	1,089 ± 0,082
<i>A. negundo</i>	0,213 ± 0,072	0,220 ± 0,015	0,304 ± 0,014	0,662 ± 0,074

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Зростання вмісту неструктурних вуглеводів в пагонах в зимовий період під впливом викидів ТЕС відбувається здебільшого за рахунок відновлюючих цукрів, відповідно, як і при дослідженні вмісту цукрів у насінні кленів [78]. Так, вміст відновлюючих цукрів у лютому у всіх видів II пр. м. є більшим за показники видів умовно чистої території (V пр. м.) в 1,5–2 рази (табл. 5.8), що вказує на важливу роль відновлюючих цукрів в адаптації до холодового та техногенного стресів. Хоча в період глибокої посухи спостерігається, навпаки, зниження даних форм неструктурних вуглеводів у пагонах видів II пр. м. до 2–3 разів, крім *A. negundo*, при зростанні вмісту сахарози у видів *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus* і зниженні у *A. negundo*. та *A. saccharinum* (табл. 5.9).

Таким чином, встановлено, що основну роль у формуванні кріопротекторних властивостей відіграють відновлюючі цукри, в той час як протягом періоду вегетації та в періоди гідротермічного стресу рівень сумарних цукрів підтримується і за рахунок більш чутливої форми неструктурних вуглеводів – сахарози (табл. 5.8, 5.9).

Забруднення навколишнього середовища призводить до падіння рівня сахарози в однорічних пагонах *A. pseudoplatanus* і *A. negundo*, що може знижувати кріопротекторні властивості тканин, а отже – їх морозостійкість у техногенних умовах зростання.

Низький вміст сахарози у пагонах в зимовий період є результатом гальмуванням гідролізу крохмалю в техногенних умовах зростання. Причиною такого явища вважають зниження активності гідролітичних ферментів під впливом забруднення атмосфери промисловими викидами [23]. Деякі автори відмічають зниження вмісту цукрів у тканинах однорічних пагонів деревних рослин, що зростають на територіях, прилеглих до потужних промислових комплексів. Так, в умовах хронічного впливу на рослини родів *Acer* L. та *Tilia* L. інгредієнтів промислових викидів відзначається зменшення кількості сахарози порівняно з контролем, що пояснюється нижчим рівнем накопичення крохмалю в корі та деревині [31, 366]. Неповний гідроліз крохмалю, та як результат – значне зменшення концентрації розчинних вуглеводів на стадії загартовування деревних рослин знижує долю зв'язаної води в клітинах й опірність цитоплазми до утворення в ній кристалів льоду.

Таблиця 5.8

Динаміка вмісту відновлюючих цукрів у пагонах кленів, % сух. реч.

Ботанічний сад (V пр. м.)					
Вид	травень	липень	серпень	жовтень	лютий
<i>A. platanoides</i>	0,149 ± 0,033	0,083 ± 0,002	0,346 ± 0,099	0,264 ± 0,010	2,127 ± 0,056
<i>A. pseudoplatanus</i>	0,182 ± 0,055	0,247 ± 0,031	0,297 ± 0,039	0,215 ± 0,059	2,223 ± 0,085
<i>A. saccharinum</i>	0,198 ± 0,002	0,478 ± 0,025	0,165 ± 0,022	0,837 ± 0,058	1,098 ± 0,054
<i>A. negundo</i>	0,363 ± 0,043	0,297 ± 0,033	0,182 ± 0,010	0,149 ± 0,066*	0,739 ± 0,063
<i>A. tataricum</i>	0,412 ± 0,022	0,247 ± 0,016	0,083 ± 0,009	0,690 ± 0,030	2,207 ± 0,134
<i>A. campestre</i>	0,215 ± 0,019	0,132 ± 0,011	0,510 ± 0,025	0,461 ± 0,038	1,679 ± 0,021
<i>A. semenovii</i>	0,165 ± 0,021	0,412 ± 0,033	0,445 ± 0,008	0,330 ± 0,055	0,886 ± 0,028
<i>A. ginnala</i>	0,297 ± 0,033	0,066 ± 0,008	0,066 ± 0,008	0,478 ± 0,088	1,437 ± 0,037
<i>A. trautvetteri</i>	0,674 ± 0,022	0,363 ± 0,015	0,165 ± 0,046	0,116 ± 0,006	0,885 ± 0,093
<i>A. monspessulanum</i>	0,198 ± 0,034	0,033 ± 0,005	0,132 ± 0,018	0,066 ± 0,008	0,412 ± 0,021
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)					
<i>A. platanoides</i>	0,132 ± 0,012	0,396 ± 0,013	0,132 ± 0,008	0,116 ± 0,026	3,763 ± 0,103
<i>A. pseudoplatanus</i>	0,116 ± 0,022	0,215 ± 0,011	0,182 ± 0,017	0,264 ± 0,030	3,436 ± 0,208
<i>A. saccharinum</i>	0,461 ± 0,026	0,477 ± 0,020	0,066 ± 0,022	0,231 ± 0,021	2,175 ± 0,113
<i>A. negundo</i>	0,297 ± 0,029	0,264 ± 0,029	0,396 ± 0,035	0,198 ± 0,030*	1,583 ± 0,087

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Таблиця 5.9

Динаміка вмісту сахарози у пагонах кленів, % сух. реч.

Ботанічний сад (V пр. м.)					
ВИД	травень	липень	серпень	жовтень	лютий
<i>A. platanoides</i>	0,392 ± 0,073	0,235 ± 0,031	0,547 ± 0,035	0,999 ± 0,043	0,250 ± 0,028
<i>A. pseudoplatanus</i>	0,360 ± 0,021	0,548 ± 0,028	0,469 ± 0,031	0,423 ± 0,031	2,051 ± 0,162
<i>A. saccharinum</i>	0,313 ± 0,042	0,360 ± 0,052	0,376 ± 0,050	2,761 ± 0,050	0,362 ± 0,021
<i>A. negundo</i>	0,905 ± 0,083	0,469 ± 0,038	1,325 ± 0,074	0,298 ± 0,084*	0,392 ± 0,063
<i>A. tataricum</i>	0,734 ± 0,020	0,204 ± 0,073	0,173 ± 0,004	2,076 ± 0,174	0,449 ± 0,030
<i>A. campestre</i>	0,110 ± 0,025	0,251 ± 0,050	0,204 ± 0,035	1,091 ± 0,041	0,212 ± 0,032
<i>A. semenovii</i>	0,031 ± 0,008	0,257 ± 0,016	0,454 ± 0,032	0,719 ± 0,072	0,811 ± 0,045
<i>A. ginnala</i>	0,063 ± 0,002	0,063 ± 0,001	0,188 ± 0,011	0,836 ± 0,051	1,213 ± 0,076
<i>A. trautvetteri</i>	0,111 ± 0,011	0,157 ± 0,026	0,470 ± 0,094	0,984 ± 0,024	0,159 ± 0,020
<i>A. monspessulanum</i>	0,345 ± 0,021	0,063 ± 0,015	0,564 ± 0,062	0,188 ± 0,014	1,169 ± 0,054
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)					
<i>A. platanoides</i>	0,595 ± 0,052	0,313 ± 0,050	0,751 ± 0,187	0,235 ± 0,063	0,922 ± 0,071
<i>A. pseudoplatanus</i>	1,140 ± 0,062	0,298 ± 0,045	0,641 ± 0,072	1,619 ± 0,072	1,081 ± 0,067
<i>A. saccharinum</i>	0,469 ± 0,001	0,235 ± 0,031	0,126 ± 0,021	0,376 ± 0,065	0,419 ± 0,035
<i>A. negundo</i>	0,313 ± 0,023	0,219 ± 0,012	0,719 ± 0,073	0,313 ± 0,020*	0,056 ± 0,002

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Серед більшості досліджуваних видів за умов фонових рівня забруднення максимум вмісту цукрів у пагонах припадає на зимовий період – період вимушеного спокою (табл. 5.5). Найвищий показник відзначається в інтродуцента *A. pseudoplatanus* – 4,4 %. Аборигенні види *A. platanooides* і *A. tataricum* та інтродуцент *A. ginnala* також характеризуються високим вмістом сумарних цукрів в однорічних пагонах: від 2,4 % до 2,7 %. Аборигенний вид *A. campestre* має 1,9 % вуглеводів від сухої маси, що, напевно, є недостатнім для забезпечення високої морозостійкості. Інші види кленів, природний ареал яких здебільшого характеризується теплим кліматом, мають показники від 1,1 % до 1,7 %, що характеризує рослини як недостатньо стійкі до низьких температур.

Протягом вегетаційного періоду спостерігається коливання вмісту сумарних цукрів у всіх видів, вміст яких не перевищує 1,6 %, крім *A. saccharinum* та *A. tataricum*, що вказує на меншу роль вмісту вуглеводів у пагонах у порівнянні з вмістом у листках у формуванні стійкості до гідротермічного стресу. У видів *A. saccharinum*, *A. tataricum* підвищення сумарних цукрів відбувається в осінній період (3,7 % та 2,9 % відповідно), що найбільш ймовірно пов'язане з відтоком асимілятів з листків.

Встановлено, що усі аборигенні види та більшість інтродукованих мають високі показники сумарних цукрів в зимовий період за рахунок високого вмісту відновлюючих цукрів, в той час як в літньо-осінній період – за рахунок сахарози (табл. 5.8 та 5.9).

За результатами досліджень встановлено, що різні види родового комплексу *Acer* L. мають відмінності у вмісті цукрів у листках і пагонах. Показники видів, що зростають на території Придніпровської ТЕС також є відмінними від показників рослин умовно чистої зони, що свідчить про наявність впливу аерополютантів на метаболізм та пристосувальні реакції рослин. Значно зростає вміст сумарних цукрів у пагонах в зимовий період за рахунок відновлюючих форм вуглеводів, що, відповідно, підвищує і морозостійкість видів промислової ділянки.

5.3 Зміни активності антиоксидантної системи кленів у відповідь на аерогенне забруднення

Механізм виникнення стресу в рослинних організмах полягає в порушенні осмотичного та іонного гомеостазу у клітинах, до якого, як і за дії інших негативних факторів, додається вплив вторинного оксидативного стресу. У клітинах посилюється утворення активних форм кисню (АФК) – супероксид-радикала $\cdot\text{O}_2$, гідроксил-радикала $\cdot\text{OH}$, пероксиду водню H_2O_2 та синглетного кисню O_2 [165]. Велика кількість АФК, в першу чергу, найстійкішого з них – H_2O_2 , що утворюється під дією стресорів, призводить до порушення біомакромолекул, мембранних структур тощо [391, 441]. Синхронна дія пероксидази, каталази та деяких інших ферментів, спрямованих на ферментативне розщеплення H_2O_2 , захищає клітинні компартменти від деструктивних змін [157, 374].

Дослідження проводили в період дії гідротермічного стресу (серпень) протягом двох років. Результати досліджень показали, що активність каталази є специфічною для кожного з видів (табл 5.6, рис. 5.6, рис. 5.7).

У ботанічному саду ДНУ досить низькими значеннями активності каталази (від 40,3 до 103,7 мкМоль $\text{H}_2\text{O}_2/\text{г}\cdot\text{хв}$) характеризуються більш посухостійкі види *A. monspessulanum* – інтродуцент з Південної Європи, *A. semenovii* – із Середньої Азії, місцевий вид *A. tataricum* та північноамериканський вид *A. negundo*, який вже давно натуралізувався в данному районі. *A. saccharinum* більш вимогливий до умов зволоження, проте невисока активність каталази ($97,20 \pm 5,63$ мкМоль $\text{H}_2\text{O}_2/\text{г}\cdot\text{хв}$) свідчить про відсутність стресового стану у цього виду під час посухи. Слід відзначити порівняно невисоку активність ферменту також у листках *A. ginnala*, інтродуцента з Далекого Сходу ($140,28 \pm 4,40$ мкМоль $\text{H}_2\text{O}_2/\text{г}\cdot\text{хв}$).

Таким чином, усі наявні в колекції представники секції *Trilobata* відзначаються низькою активністю «стресового» ферменту каталази, що узгоджується з їх характеристикою як найбільш посухостійких видів в даному районі інтродукції. Тобто, дія стресового фактору (гідротермічного стресу) не викликає порушень гомеостазу, що може свідчити про сформованість механізму захисту проти стресу або існування інших механізмів захисту.

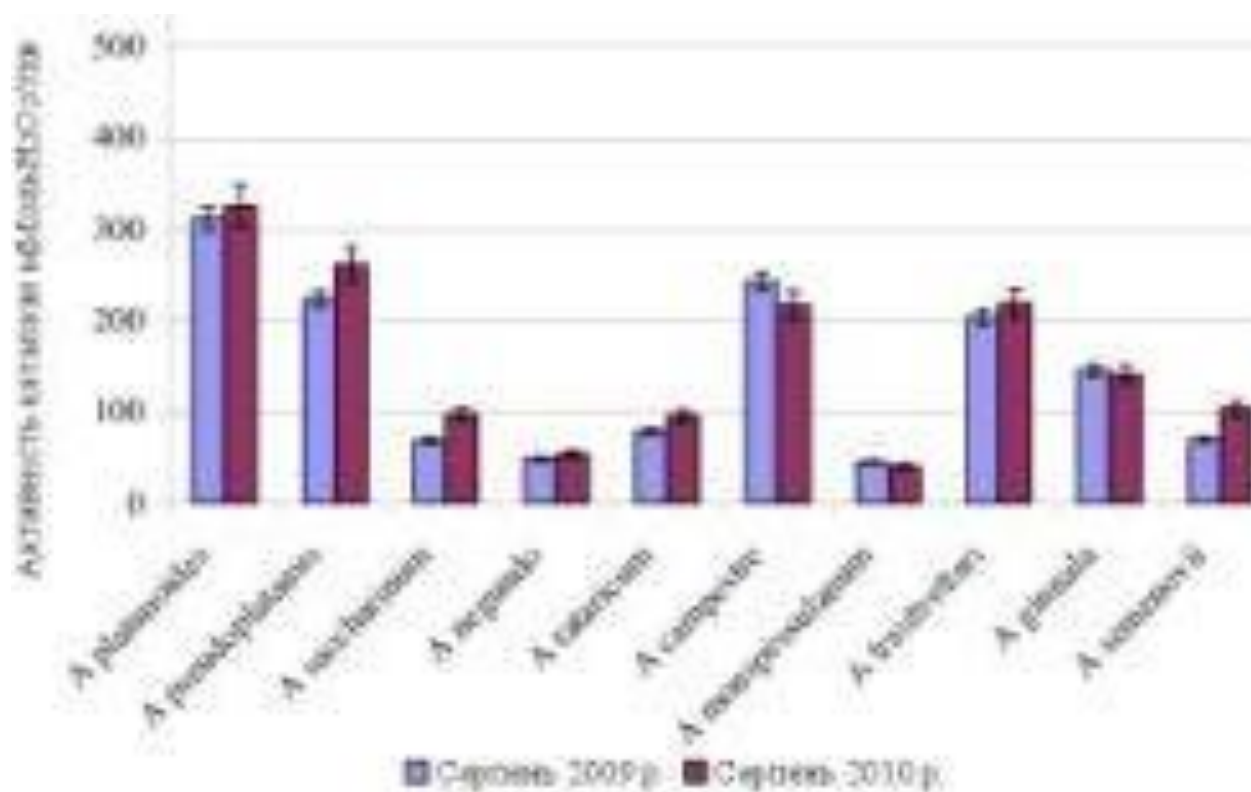


Рис. 5.6 Активність каталази у листках кленів в умовах ботанічного саду

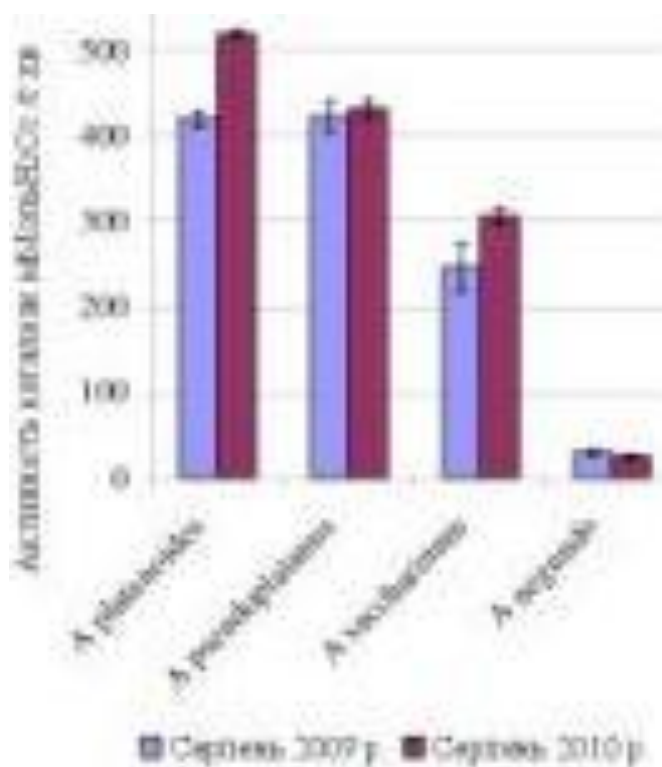


Рис. 5.7 Активність каталази у листках кленів, в умовах впливу викидів Придніпровської ТЕС

Таблиця 5.6

Активність окисно-відновних ферментів у листках видів роду *Acer* L.

Вид	Активність каталази, мкМольH ₂ O ₂ / г·хв.	Активність пероксидази, мкМоль гваякола/г·хв.
Ботанічний сад (V пр. м.)		
<i>A. platanoides</i>	325,28 ± 7,84	3,89 ± 0,52
<i>A. pseudoplatanus</i>	261,17 ± 9,86	28,95 ± 2,39
<i>A. saccharinum</i>	97,20 ± 5,63	5,64 ± 0,27*
<i>A. negundo</i>	53,66 ± 3,97	34,72 ± 1,15
<i>A. tataricum</i>	95,74 ± 6,30	9,65 ± 0,55
<i>A. campestre</i>	216,46 ± 15,74	14,37 ± 1,30
<i>A. monspessulanum</i>	40,29 ± 2,45	4,41 ± 0,24
<i>A. trautvetteri</i>	218,48 ± 5,00	14,03 ± 1,59
<i>A. ginnala</i>	140,28 ± 4,40	9,55 ± 0,48
<i>A. semenovii</i>	103,70 ± 9,01	2,07 ± 0,38
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)		
<i>A. platanoides</i>	519,01 ± 5,82	6,86 ± 0,57
<i>A. pseudoplatanus</i>	431,79 ± 11,68	37,34 ± 6,77
<i>A. saccharinum</i>	305,99 ± 8,94	5,85 ± 0,93*
<i>A. negundo</i>	24,40 ± 0,88	43,48 ± 0,27

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Види кленів з вираженими мезофітними властивостями – *A. campestre*, *A. trautvetteri*, *A. pseudoplatanus* та *A. platanoides* – за впливу несприятливих гідротермічних умов мають підвищену активність каталази (відповідно 216,46; 218,48; 261,17 та 325,28 мкМоль H₂O₂/г·хв), що свідчить про наявність стресового стану у цих рослин, які в природних ареалах є компонентами лісових фітоценозів. Антиоксидантна система цих видів, а саме каталазна активність, відіграє значну роль в адаптації цих видів рослин до стресу.

На II пробному майданчику (територія Придніпровської ТЕС) дослідні рослини показали значне підвищення активності ферментів, що може бути наслідком поглиблення стресового стану рослин за дії промислових викидів ТЕС. Активність каталази у *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum* більше ніж у 1,5 – 3 рази вища, ніж за умов фонового забруднення.

Таким чином, встановлено зв'язок між активністю каталази у рослин і забрудненістю території промисловими викидами ТЕС, що узгоджується з

результатами інших досліджень. Так, на прикладі рослин прируслової ділянки ріки Тиса було показано, що забруднення навколишнього середовища ініціює генерацію пероксиду водню, який, у свою чергу, активує каталазу, що підвищує стійкість рослин до антропогенного забруднення [246]. Активність цього фермента можна використовувати як біохімічний маркер, що надав би змогу здійснювати відбір рослин для фітоіндикації екологічного стану промислових територій, які знаходяться, зокрема, у зоні впливу викидів ТЕС.

Серед досліджуваних видів найбільш чутливим виявився *A. saccharinum*, активність каталази в тканинах якого характеризується максимальним діапазоном коливань за різного рівня забруднення (від 97 до 305 мкМоль H_2O_2 / г·хв.). Така особливість може бути результатом того, що даний вид характеризується більш вираженими мезофітними властивостями, обумовленими його природним ареалом зростання. При цьому в Степовому Придніпров'ї в умовах недостатнього вологозабезпечення при високому техногенному навантаженні, що підсилює стресові умови для рослин, спостерігається неспецифічна захисна реакція підвищення активності каталази, необхідна для детоксикації великої кількості перекису водню, утвореного в результаті дії стресів на рослину: гідротермічного та оксидативного за рахунок техногенних емісій. *A. platanooides*, *A. pseudoplatanus* мають високі показники активності каталази, як при фоновому, так і при високому рівні забруднення, що, як показують дослідження, є характерною особливістю реакції цих видів на несприятливі екологічні умови зростання. У екземплярів, що зростають на території Придніпровської ТЕС відмічається підвищення активності каталази в середньому на 40 %, що вказує на наявність стресового чинника.

Таким чином, встановлено, що висока активність каталази притаманна видам здебільшого з мезофітними властивостями, низька — для видів з ксеромезофітними властивостями.

За особливостями реакції антиоксидантної системи встановлено сходний рівень каталазної активності видів, що представлені на контрольних, і на промислових майданчиках з видами роду *Acer* L. колекційного фонду ботанічного саду, наприклад *A. saccharinum* і *A. semenovii*, *A. tataricum*;

A. pseudoplatanus і *A. campestre*; *A. negundo* і *A. monspessulanum*. Таким чином, у видів родового комплексу *Acer* L., споріднених за філогенетичним походженням, але приурочених до різних екоотопів природного зростання, у стресових екологічних умовах району досліджень спостерігається фенотипічний прояв сходних відповідних реакцій, тобто гомологічний характер реалізації генотипічно обумовлених фізіологічних ознак. На основі цього, а також зважаючи на те, що за характером впливу на рослини промислове забруднення сходне з посушливими умовами, можна прогнозувати подібну динаміку каталазної активності і в умовах техногенного навантаження, для видів, інтродукованих у ботанічному саду.

Не менш важливим ферментом антиоксидантної системи виступає пероксидаза, що вважається типовим «стресовим» ферментом [284]. Цей фермент є чутливим до багатьох стресорів. Так, показано зміну активності пероксидази за умов впливу низько- та високотемпературного та сольового стресу тощо [149, 152, 377, 433, 379, 443]. Виникають різні фізіологічні ефекти при розкладі перекису водню пероксидазою внаслідок використання ферментом як субстрату фенольних речовин, фітогормонів тощо [276, 284]. Загалом, пероксидазі приділяється велике значення при вивченні адаптації рослин до несприятливих факторів навколишнього середовища [4].

Це підтверджується і результатами вивчення активності пероксидази у листках кленів в умовах техногенного забруднення викидами ТЕС.

Так, за впливу викидів ТЕС (II пр.м.) для більшості видів відзначено зростання активності пероксидази у листках, у *A. saccharinum* активність залишається на рівні умовного контролю (табл. 5.6)

За результатами досліджень у видів роду *Acer* L. у ботанічному саду спостерігається значно більша варіабельність пероксидазної активності порівняно із каталазою. У більшості видів відзначено низьку активність пероксидази у межах від 2 до 15 мкМ/хв·г, у двох видів (*A. pseudoplatanus* і *A. negundo*) – значно вищу (28 і 34 мкМ/хв·г). Тобто, виділяється група видів з низькою та високою активністю пероксидази після довготривалого впливу ксеротермних умов. У досліджуваних аборигенних видів кленів (*A. platanoides*,

A. tataricum) спостерігається невисокий рівень активності пероксидази (3,9; 9,6 мкМ/хв·г відповідно), але слід відзначити підвищення активності фермента у *A. campestre* (14,2 мкМ/г·хв), який за комплексом фізіологічних показників проявляє мезофільні властивості.

Мінімальну активність фермента зафіксовано для *A. platanoides*, а також для видів, природним ареалом яких є Середземномор'я та Середня Азія – *A. monspessulanum*, *A. semenovii*, яка складає від 2 до 4 мкМ/хв·г. Низький рівень активності пероксидази може вказувати на високу стійкість рослин, так як даний фермент є чутливим і підвищує свою активність вже при низьких концентраціях продуктів ПОЛ.

У інших видів даної групи, які приурочені до більш зволжених екотопів, активність пероксидази також добре узгоджується з екологічними властивостями рослин на фоні ксеротермних умов періоду досліджень. Так, у більш мезофільного виду *A. trautvetteri*, інтродуцента з Кавказу, за цих умов спостерігається підвищена активність ферменту (14,03 мкМ/г·хв), у більш стійких ксеромезофільних видів *A. ginnala* і *A. saccharinum* активність пероксидази під час посухи нижча (9,55 і 5,64 мкМ/г·хв).

Види *A. pseudoplatanus* та *A. negundo*, що походять із Західної Європи та Північної Америки і за комплексом показників водообміну віднесені до групи мезофільних видів, характеризуються значно вищою активністю фермента. Відомо, що за дії стресу, активність пероксидази підвищується [189]. Для цих видів, на нашу думку, умови зростання є стресовими. Це може бути пов'язане з тим, що природно вони зростають у зволжених екотопах [1].

Результати досліджень вказують на те, що види кленів, приурочені до вологих місць зростання, в умовах Степового Придніпров'я характеризуються підвищенням активності пероксидази, так як умови зростання для них у степовій зоні є стресовими. Для видів, природний ареал яких характеризується посушливими умовами зростання, виявлено середній та мінімальний показники активності даного фермента.

Проте, при дослідженні активності пероксидази проростків пшениці за дії підвищених температур виявлено протилежну закономірність: максимальною

активність пероксидази була у коренях проростків сортів степового екотипу, тоді як сорти лісового екотипу мали мінімальну активність фермента [228]. Тобто, деревні та трав'янисті рослини, що приурочені до зростання у степовому екотопі, характеризуються різною активністю пероксидази за умов дії підвищених температур. Активність пероксидази можна використовувати як діагностичний показник для визначення того, наскільки умови навколишнього середовища є стресовими для певного виду.

Аналізуючи активність ферментів каталази та пероксидази, як основних ланок антиоксидантної системи, можна визначити загальні закономірності реакції рослин на оксидативний стрес факторів природного середовища та техногенного характеру, за впливу пріоритетних викидів ТЕС, враховуючи видоспецифічні особливості екологічної стійкості видів родового комплексу *Acer L.*

Зважаючи на те, що первинним сайтом взаємодії з перекисом є пероксидаза, слід відзначити, що низький рівень і пероксидазної, і каталазної активності, характерний для *A. monspessulanum*, дає підставу вважати його найбільш стійким до посушливих умов за даними показниками.

Низька активність пероксидази, яка доповнюється більш високою активністю каталази, що досягає середнього рівня у *A. saccharinum* і *A. semenovii* і високого рівня у *A. platanoides* свідчить також про відносну стійкість цих видів, яка підтримується і механізмами антиоксидантного захисту. До цих видів може бути віднесений і *A. tataricum*, який характеризується середніми значеннями активності обох ферментів. За результатами аналізу інших фізіологічних реакцій на посуху, зокрема водообмінних, ці види відзначаються ксерофільними та мезоксерофільними властивостями. Таким чином, активність основних ферментів антиоксидантного захисту рослин узгоджується із ступенем їх посухостійкості. Низькі значення ферментативної активності свідчать про відсутність, або незначний стресовий стан рослин за несприятливих екологічних та техногенних факторів, та, відповідно, стійкість рослин.

Така закономірність простежується і відносно видів, у яких більшою мірою виражені мезофільні властивості (*A. pseudoplatanus*, *A. campestre*,

A. trautvetteri) та мезоксерофільні (*A. ginnala*). Вони характеризуються підвищеним рівнем пероксидазної активності, особливо *A. pseudoplatanus*, та високою активністю каталази, що свідчить про стресовий стан рослин і активацію обох досліджуваних компонентів антиоксидантної системи рослин.

Максимальний вміст обох ферментів виявлено у *A. pseudoplatanus*, що вказує на індукцію антиоксидантної системи та адаптацію рослинного організму до стресора.

Окремо слід відзначити компенсаторний механізм дії двох складових антиоксидантної системи, який було виявлено у *A. platanoides* і *A. negundo*. У першого виду переважну роль у детоксикації перекисних сполук і формуванні захисних реакцій відіграє каталаза, у другого – пероксидаза, що спостерігається як в умовному контролі, так і на промислових ділянках.

В умовах забруднення інгредієнтами викидів ТЕС (II пр. м.) у більшості видів спостерігається підвищення активності ферментів у порівнянні із відповідними видами, що зростають за умов фонового забруднення. Аборигенні види (*A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*) показують збільшення активності обох ферментів під дією впливу промислових емісій: активність каталази зростає на 60% та 65%, активність пероксидази – на 76% та 45% відповідно. У роботах [182, 156] показано, що на фоні дії іонів свинцю і кадмію, а також під впливом підвищених доз осмотичного, температурного стресів, у рослин зростає активність антиоксидантних ферментів.

Отже, несприятлива дія важких металів, підвищених температур та водного дефіциту призводить до підвищення активності антиоксидантних ферментів. Таким чином, забезпечується адаптація рослинного організму до змінних умов. При цьому, вміст певних металів є необхідним для функціонування антиоксидантних ферментів. Встановлено, що каталаза і пероксидаза містять у своєму складі гем [276], їх активність залежить від вмісту у навколишньому середовищі доступного заліза та інших металів-мікроелементів [30].

Мезофітний вид *A. saccharinum* характеризується підвищеною активністю каталази, яка зростає утричі на промисловій ділянці в порівнянні з фоновим забрудненням, тоді як активність пероксидази залишається майже без змін (табл. 5.6).

У даного виду активність пероксидази виявилась однією з найнижчих серед усіх видів на досліджуваних ділянках, що вказує на низьку значимість останнього при формуванні адаптації до дії стресорів у даного виду, а захисну роль при окислювальному стресі відіграє переважно каталаза. Таким чином, встановлено, що для *A. saccharinum* більш значиму роль у подоланні оксидативного стресу відіграє фермент каталаза. Можна припустити, що *A. semenovii* матиме схожу динаміку щодо активності ферментів, так як він має сходині із *A. saccharinum* показники ферментативної активності за умов фонового забруднення.

У ході досліджень встановлено певні закономірності функціонування основних антиоксидантних ферментів за дії важких металів на фоні гідротермічного стресу. Виявлено, що за умов фонового забруднення більш високі показники активності каталази та пероксидази, чи одного з цих ферментів, мають аборигенні види. Серед інтродуцентів також є види з високими показниками активності ферментів, інші, переважно більш посухостійкі – середні або низькі величини активності. При підвищеному вмісті важких металів у навколишньому середовищі спостерігається зростання активності ферментів у всіх видів, крім *A. negundo*, який взагалі має максимальне значення активності пероксидази. Тобто, підвищення активності основних ферментів антиоксидантного захисту є показником наявності оксидативного стресу для рослин і рівня адаптації до нього, відповідно і до забрудненості навколишнього середовища важкими металами, який може бути використаний для оцінки перспективності інтродукованих видів для озеленення промислових територій.

РОЗДІЛ 6. АНАТОМІЧНА БУДОВА ПАГОНІВ КЛЕНІВ НА ТЕРИТОРІЯХ З РІЗНИМ РІВНЕМ ЗАБРУДНЕННЯ

В адаптації рослин до умов навколишнього середовища поряд з фізіолого-біохімічними реакціями, значну роль відіграють морфоструктурні особливості будови вегетативних органів, зокрема, пагонів, які проходять річний цикл розвитку і зазнають впливу різноманітних сезонних умов у сукупності з техногенним забрудненням середовища. Сумарний ефект сезонного розвитку пагонів у певних екологічних умовах зростання проявляється наприкінці вегетації, коли відбувається визрівання деревини, підготовка до зимового періоду, накопичення запасних речовин, що в цілому забезпечує зимостійкість рослин [32]. У представників родів *Acer*, *Malus* та інших встановлена залежність між ступенем лігніфікації вторинних оболонок та зимостійкістю [10].

Техногенний пресинг виступає додатковим несприятливим фактором в умовах Степового Придніпров'я, що впливає на рослини, і як результат змінюється характер перебігу фізіологічних процесів і анатомічної будови.

Вивчення анатомічної структури та гістохімічних особливостей однорічних пагонів видів роду *Acer* L. проводили на пробних майданчиках з різним рівнем техногенного навантаження – за умов фонового забруднення (умовний контроль – V пр. м.) та впливу викидів ТЕС (II пр. м.) наприкінці вегетації, коли пагони знаходились у стані глибокого спокою при підготовці до зимового періоду. У всіх зразках пагонів досліджуваних рослин спостерігається високий рівень диференціації тканин. Сформованими є усі елементи, характерні для деревинного стебла дводольних рослин. Більшість однорічних пагонів кленів зберігають елементи первинної будови – залишки епідермісу, коленхіму, що разом з перидермою складають первинну кору [41].

Порівняльний аналіз анатомічної будови пагонів (табл. 6.1, 6.2) показав, що співвідношення та товщина окремих тканин та структур пагона у рослин, які зростають на техногенно забрудненій території відмінні від таких у рослин, що витримують фоновий рівень забруднення.

Потовщення пробки під впливом техногенних емісій обумовлено в першу чергу її захисними функціями. Пробка захищає внутрішні тканини від

впливу патогенних організмів, висихання, шкідливих речовин, негативних зовнішніх факторів [35, 187]. Так, досліджувані види кленів, що зазнають впливу важких металів та інших продуктів згоряння вугілля у викидах ТЕС, мають більший шар захисної перидерми. Найпомітніше потовщення перидерми у видів з II пр. м. спостерігається у *A. pseudoplatanus* (табл. 6.1). У цього виду захисний шар перидерми під впливом викидів Придніпровської ТЕС більший у 1,5 рази у порівнянні з показниками ботанічного саду. Такі зміни можуть бути пристосувальними до умов зростання на техногенних територіях. Стабільними залишаються розміри шару перидерми та коленхіми у *A. negundo*. Крім того, у цього виду вторинна покривна тканина є найтоншою серед усіх видів. Така особливість анатомічної будови є передумовою проникнення токсикантів та їх пошкоджуючої дії на внутрішні тканини пагонів.

У *A. platanoides* і *A. saccharinum* відбувається незначне потовщення перидерми на промисловій ділянці – на 9 та 15 % відповідно. Для цих видів більш важливу захисну роль відіграє коленхіма. Шар цієї тканини за дії поллютантів зростає більш ніж на 30 %, порівняно до величин показника у виду ботанічного саду. Подібну особливість відмічають й інші автори на прикладі видів *R. pseudoacacia*, *F. excelsior* J., *regia* за впливу техногенних факторів [79, 362]. Таким чином, товщина первинної механічної тканини – коленхіми у *A. platanoides* і *A. saccharinum* помітно зростає за умов впливу викидів ТЕС, що можна вважати адаптивною реакцією. Для *A. pseudoplatanus* та *A. negundo* також відзначена тенденція до зростання шару коленхіми на промисловому майданчику.

Серед видів ботанічного саду найбільші розміри шару перидерми має аборигенний вид *A. campestre* (90 мкм). Зважаючи на величину радіусу зрізу пагона цього виду, а також товщину інших захисних шарів, можна зробити висновок, що саме перидерма є основною захисною тканиною для видів з тонкими пагонами, як це видно і в *A. tataricum*. Подібна особливість анатомічної структури може бути важливим елементом системи стійкості рослин до факторів навколишнього середовища. В умовах забрудненого повітря товстий шар перидерми стає перепорою на шляху поллютантів до внутрішніх тканин рослин. Більшість видів мають середні показники товщини перидерми.

Таблиця 6.1

Розміри основних гістологічних елементів первинної кори однорічних пагонів кленів

Назва виду	Радіус зрізу, мкм	t _д /t _{табл}	Товщина гістологічних елементів, мкм					
			перидерми	t _д /t _{табл}	коленхіми	t _д /t _{табл}	паренхіми	t _д /t _{табл}
Ботанічний сад (V пр. м.)								
<i>A. platanoides</i>	1546,69 ± 81,22	7,16	62,98 ± 3,44	6,88	72,28 ± 4,72	3,12	88,80 ± 5,80	4,28
<i>A. pseudoplatanus</i>	2110,43 ± 89,27	4,48	55,76 ± 2,26	2,85	94,99 ± 1,49	2,59	143,52 ± 11,68	2,80
<i>A. saccharinum</i>	1459,96 ± 56,81	4,51	46,46 ± 2,87	5,07	64,02 ± 1,91	2,10	124,93 ± 1,62	4,55
<i>A. negundo</i>	1903,93 ± 107,38	7,50	28,91 ± 1,16	2,37	73,31 ± 3,29	3,34	140,42 ± 6,59	3,59
<i>A. tataricum</i>	1018,05 ± 91,13	3,28	61,95 ± 5,33	2,54	57,82 ± 2,39	1,97	96,02 ± 4,59	1,17
<i>A. campestre</i>	956,10 ± 50,54	5,02	89,83 ± 5,49	5,07	43,37 ± 2,71	2,73	62,98 ± 3,52	3,13
<i>A. monspessulanum</i>	1129,56 ± 30,78	11,71	53,69 ± 3,13	5,50	72,28 ± 3,26	3,70	65,05 ± 5,42	5,07
<i>A. trautvetteri</i>	2091,85 ± 112,70	4,16	58,85 ± 4,23	3,44	89,83 ± 5,55	3,98	152,81 ± 4,46	4,47
<i>A. ginnala</i>	1034,57 ± 62,98	6,95	55,76 ± 4,84	2,17	51,63 ± 3,78	2,49	54,72 ± 1,23	3,20
<i>A. semenovii</i>	1449,63 ± 86,67	5,25	67,11 ± 3,42	5,24	65,05 ± 1,49	3,67	74,34 ± 6,33	3,04
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)								
<i>A. platanoides</i>	1778,65 ± 99,12	8,38	68,83 ± 4,18	3,28	96,37 ± 3,77	2,86	61,95 ± 3,26	3,68
<i>A. pseudoplatanus</i>	2188,90 ± 65,20	5,60	84,67 ± 7,04	2,10	98,09 ± 2,68	1,91	175,53 ± 8,59	3,99
<i>A. saccharinum</i>	1497,13 ± 76,16	5,45	53,69 ± 3,26	2,75	83,63 ± 1,62	3,04	167,27 ± 3,42	5,27
<i>A. negundo</i>	1831,66 ± 55,76	13,89	29,94 ± 2,16	2,45	78,51 ± 3,21	3,34	107,38 ± 8,26	5,50

Таблиця 6.2

Розміри основних гістологічних елементів провідної системи однорічних пагонів кленів

Вид	Товщина гістологічних елементів, мкм					
	твердого лубу	$t_d/t_{\text{табл}}$	м'якого лубу	$t_d/t_{\text{табл}}$	ксилеми	$t_d/t_{\text{табл}}$
Ботанічний сад (V пр. м.)						
<i>A. platanooides</i>	$28,91 \pm 1,59$	2,37	$145,58 \pm 5,78$	5,07	$377,90 \pm 6,49$	2,31
<i>A. pseudoplatanus</i>	$45,43 \pm 1,20$	3,10	$106,35 \pm 3,62$	3,87	$386,16 \pm 13,37$	3,77
<i>A. saccharinum</i>	$45,43 \pm 2,13$	4,65	$108,41 \pm 2,36$	4,04	$280,84 \pm 20,72$	5,23
<i>A. negundo</i>	$41,30 \pm 2,07$	8,46	$166,23 \pm 2,94$	3,20	$604,01 \pm 12,28$	2,27
<i>A. tataricum</i>	$36,14 \pm 1,16$	2,96	$115,64 \pm 2,39$	3,95	$197,21 \pm 14,53$	1,29
<i>A. campestre</i>	$20,65 \pm 1,13$	2,11	$73,31 \pm 5,55$	3,25	$173,46 \pm 5,11$	2,09
<i>A. monspessulanum</i>	$28,91 \pm 1,13$	2,96	$65,05 \pm 4,29$	2,96	$303,56 \pm 6,85$	4,78
<i>A. trautvetteri</i>	$52,66 \pm 4,94$	3,75	$150,75 \pm 3,49$	2,02	$343,82 \pm 10,64$	1,35
<i>A. ginnala</i>	$25,81 \pm 2,61$	3,02	$78,47 \pm 6,20$	5,36	$329,37 \pm 9,11$	2,36
<i>A. semenovii</i>	$43,37 \pm 1,65$	3,95	$129,06 \pm 9,62$	2,78	$470,82 \pm 6,02$	2,35
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)						
<i>A. platanooides</i>	$50,94 \pm 5,05$	5,07	$125,28 \pm 8,91$	1,74	$338,66 \pm 5,07$	2,62
<i>A. pseudoplatanus</i>	$39,24 \pm 3,10$	5,36	$175,53 \pm 5,30$	2,93	$339,69 \pm 8,92$	2,08
<i>A. saccharinum</i>	$22,72 \pm 1,65$	2,07	$121,84 \pm 9,29$	5,54	$215,79 \pm 14,07$	2,68
<i>A. negundo</i>	$38,20 \pm 2,94$	2,72	$127,00 \pm 8,65$	1,87	$547,23 \pm 83,27$	1,26

Коленхіма у молодих пагонах виконує механічну та асиміляційну функції, потім поступово втрачає ці функції та злущується назовні новими прошарками перидерми і стає складовою кірки. Ця тканина разом з іншими механічними тканинами надає міцності молодому пагонові та згодом входить до захисного коркового шару. Серед видів ділянки з фоновим забрудненням найбільший розмір шару коленхіми мають *A. trautvetteri* і *A. pseudoplatanus*. Така особливість анатомічної будови цих видів є необхідною для утримання потужного за рахунок серцевини молодого пагона.

Порівнюючи дані гістологічних досліджень перидерми та коленхіми видів обох ділянок під впливом викидів ТЕС, спостерігається найбільш потужний шар захисної покривної тканини саме у *A. pseudoplatanus*, що дає підставу вважати цей вид малочутливим до проникнення полютантів через поверхню пагонів. Серед видів промислової ділянки у всіх, крім *A. negundo*, відбувається потовщення цього шару, що можна розглядати, як позитивну зміну, яка може обмежити надходження токсикантів до рослинного організму. Подібну тенденцію спостерігають й інші дослідники, при цьому комплекс тканин первинної кори у стеблах тим товщий, чим більше рівень забруднення [41, 362]. Клітини коленхіми беруть активну участь у процесах обміну і щільно розташовані одна біля одної [41], тому потовщення її у стеблах кленів, що зростають на техногенно забрудненій території, може обмежити надходження токсикантів до рослинного організму.

Паренхіма первинної кори, як і коленхіма виконує дві функції: асиміляційну, бо містить у собі хлоропласти, та запасуючу, так як внутрішні шари цієї тканини накопичують запасні поживні речовини та кристалічні утворення [35]. Шар паренхіми, як і коленхіми, у різних видів варіює, залежить від товщини пагона і є характерною для кожного виду ознакою. Так, спостерігається серед рослин ботанічного саду позитивна кореляція між товщиною пагона та товщиною обох тканин ($R^2 = 0,88$) (табл. 6.3).

В умовах забруднення викидами ТЕС такої залежності не спостерігається ($R^2 < 0,5$), що вказує на зміни співвідношення різних анатомічних структур. У *A. saccharinum* та *A. pseudoplatanus* за умов техногенного навантаження шар

паренхіми зростає, у *A. platanoides* та *A. negundo* зменшується. У разі потовщення шару паренхіми зменшується ризик потрапляння пошкоджуючих речовин до більш глибоких шарів, здатність накопичувати поживні речовини пагоном зростає.

Таким чином, гістологічні елементи первинної кори є дуже чутливими до різних видів забруднення. Захисний корок потовщується, що може бути прямим наслідком посилення діяльності коркового камбію. Аналізуючи результати досліджень, можна припустити наявність активуючого впливу поллютантів на діяльність фелогену.

Таблиця 6.3

Корелятивні залежності між показниками гістологічних елементів

Кореляція між діаметром пагона та тканинами, R^2						
перидерми	коленхіми	паренхіми	твердого лубу	м'якого лубу	ксилеми	радіусу серцевини
Ботанічний сад (V пр. м.)						
-0,47	0,89	0,88	0,79	0,69	0,63	0,95
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)						
0,53	0,46	0,16	0,49	0,89	0,36	0,93

Потовщення первинної кори у рослин на техногенній території можна вважати, поряд з іншими авторами [79, 363] адаптивною реакцією.

Центральний циліндр деревинного стебла дводольних рослин складається із лубу (флоеми) та деревини (ксилеми) [219] і відповідає за транспорт поживних речовин рослиною, виконує механічну та запасуючу функції. Флоема складається з трьох систем клітин: луб'яної паренхіми, провідних судин (ситовидні трубки з клітинами-супутниками), що об'єднані у м'який луб, та із луб'яних волокон, що складають твердий луб [35].

У досліджуваних видів товщина шару м'якого лубу значно варіює у різних видів – від 65 мкм у *A. monspessulanum* до 166 мкм у *A. negundo* (табл. 6.2). Це може вказувати на різний рівень пристосованості кленів до умов навколишнього середовища. Відомо, що луб'яна паренхіма відіграє значну роль у пристосуванні рослин до морозів. У її клітинах накопичуються запасні речовини, що використовуються рослиною у зимовий період [35].

За показником товщини м'якого лубу серед рослин ботанічного саду виділяються види з вузьким прошарком та більш товстим. Найтонший шар м'якого лубу (до 100 мкм) спостерігається у видів з посушливих регіонів: з Далекого Сходу (*A. ginnala*), Середземномор'я (*A. monspessulanum*) та Середньої та Східної Європи (*A. campestre*). Це може бути причиною недостатньої морозостійкості видів, що і спостерігається у районі досліджень, та необхідності у них інших механізмів захисту від пошкоджуючої дії низьких зимових температур. У *A. platanoides*, *A. negundo* та *A. trautvetteri* більш товстий шар м'якого лубу (146, 166 та 151 мкм відповідно) є передумовою підвищення зимостійкості, так як є можливість накопичення більшої кількості запасних речовин.

На промисловому майданчику під впливом інгредієнтів викидів ТЕС спостерігається потовщення м'якого лубу в інтродуцентів із Західної Європи та Північної Америки (*A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum*): від 106 до 175 мкм та від 108 до 122 мкм відповідно. Це може бути пов'язане із посиленням транспорту продуктів асиміляції від фотосинтетичних органів до всіх вегетативних органів рослин. Аналогічні результати отримані авторами на дослідних ділянках за дії промислових викидів коксохімічного виробництва та викидів ЗАТ „Дніпропрес” [362, 367]. У аборигенного виду *A. platanoides* та північноамериканського *A. negundo* навпаки за дії полютантів шар м'якого лубу тоншає, проте залишається досить високим (125 та 127 мкм). Більша товщина м'якого лубу є одним із показників морфоструктурних адаптацій рослин до умов зростання.

Твердий луб більшості видів складається з 2-3 рядів, в окремих місцях до 5 рядів товстостінних склеренхімних волокон, які формують тяжі вигнутої форми. Твердий луб межує з м'яким лубом та утворює у більшості видів суцільне кільце склеренхімних волокон. Він є переривчастим у наступних видів, що зростають у ботанічному саду: *A. platanoides*, *A. saccharinum*, *A. campestre*, *A. semenovii*. Ступінь звивистості тяжів твердого лубу у різних видів неоднаковий. Майже рівне та однорідне кільце твердого лубу спостерігається у інтродуцентів з різних регіонів: *A. negundo*, *A. ginnala*, *A. monspessulanum*, *A. semenovii*. У інших видів він є більш хвилястим за рахунок нерівностей ксилеми (*A. platanoides*, *A. saccharinum*, *A. campestre*, *A. tataricum*) чи через власні особливості будови

(*A. trautvetteri*, *A. pseudoplatanus*). У *A. platanoides*, *A. campestre*, *A. tataricum*, *A. ginnala*, *A. semenovii* зустрічаються додаткові скупчення склеренхімних клітин ближче до ксилеми, які можна вважати другим переривчастим шаром твердого лубу (рис. 6.1) [289]. Збільшення площі склеренхімних волокон за рахунок звивистості чи за рахунок формування додаткового другого шару твердого лубу підвищує механічну міцність пагонів.

У рослин в зоні дії ПдТЕС товщина твердого лубу зростає у *A. platanoides*, від 29 до 51 мкм, на відміну від інших видів. Крім того, другий шар склеренхімних волокон стає більш потужним та чітко вираженим (рис. 6.2). Такі зміни можуть виявитися частиною пристосувального механізму до дії полютантів. У інших видів, що зростають на території ПдТЕС, спостерігається зменшення товщини твердого лубу. Так, у *A. saccharinum* в середньому товщина його знизилась удвічі, у *A. pseudoplatanus* – на 15%, *A. negundo* – на 7 %. Таким чином, можна зробити висновок, що твердий луб є дуже чутливим до забруднення елементом анатомічної структури стебла.

Вторинна ксилема (деревина) складається з трьох типів елементів, які виконують різні функції. Запасаючу функцію виконує паренхіма деревини, клітини якої мають живий вміст і накопичують у лейкопластах крохмаль, цукор, дубильні речовини, які рослина використовує у зимовий період. Механічну, частково запасаючу функцію, виконує склеренхіма (лібриформ, волокна деревини). Третьою групою елементів є провідні (трахеї та трахеїди) [35].

Основну масу деревини у досліджуваних видів займає паренхіма деревини та провідні елементи. Товщина деревини неоднакова у різних видів ділянки з фоновим забрудненням. Як видно з табл. 6.2, найбільший шар вторинної ксилеми спостерігається в інтродуцента з Північної Америки *A. negundo* (604 мкм), більшість видів мають середній рівень розвинутості ксилеми (280 - 470 мкм), найтоншим шаром деревини характеризуються аборигенні види *A. campestre*, *A. tataricum* (173 та 197 відповідно). Аналізуючи результати даних, встановлено, що ксилема є чутливим елементом до умов зволоження. Види з вираженими мезофітними властивостями мають більш потужний шар ксилеми, тоді як види посухостійкі мають тонший шар ксилеми.

Рис. 6.1 Анатомічна будова стебла кленів на прикладі зрізу пагона
A. platanoides в умовах ботанічного саду

Рис. 6.2 Анатомічна будова стебла кленів на прикладі зрізу пагона
A. platanoides в умовах ПдТЕС

У видів, що зростають на території ПдТЕС, товщина деревини зменшується. Найбільших змін зазнає деревина *A. saccharinum*, товщина якої зменшується на 23,2% (різниця вірогідна). Цей вид за даним показником виявився найбільш чутливим до забруднення оксидами азоту, сірки та важкими металами. Інші види з промислового майданчика II (*A. negundo*, *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*) зазнають менших змін у розмірах деревини: спостерігається потоншення на 9,4%, 10,4% та 12,0% відповідно. Тобто вторинна ксилема є досить чутливою структурою в умовах хронічної дії на рослини токсичних речовин, на що вказують і роботи інших вчених. Так, Т.І. Юсипіва та О. І. Подолкіна [362] констатували зменшення товщини деревини у підросту та сходів *Robinia pseudoacacia* L. в умовах ЗАТ „Дніпропрес” порівняно з такою у контролі в стеблах рослин різного віку, тоді як А. Ф. Лиханов, Л. М. Осипова в умовах шламонакопичувачів, великих автомагістралей у видів *Acer negundo* L., *Caragana arborescens* Lam., *Fraxinus excelsior* L., *Juglans regia* L., *Robinia pseudoacacia* L. спостерігали потовщення ксилеми у 1,3-1,7 рази, що пояснюється, як посилення ксероморфних анатомічних ознак [205, 201]. У наших дослідженнях посилення ксероморфних ознак відмічається, крім зменшення шару ксилеми, через зменшення діаметра судин (табл. 6.4).

Загалом, характеристика провідних елементів, а саме кількість та діаметр судин є важливим параметром у ході аналізу особливостей будови деревини. Ці дані надають можливість припустити ступінь інтенсивності транспорту речовин від кореневої системи до надземних органів рослин, що впливає на інтенсивність перебігу усіх фізіологічних процесів. Так, кількість судин у чверті поля зору мікроскопу у різних видів, крім *A. tataricum*, варіює у межах від 30 до 50 (табл. 6.4). Відмічена пряма залежність між розмірами ксилеми та кількістю судин, що виражається у вигляді позитивної кореляції ($R^2 = 0,74$), та між розмірами ксилеми та середнім діаметром судин ($R^2 = 0,71$) у видів, що зростають на території ботанічного саду (табл. 6.5). Подібну залежність спостерігали і при вивченні кущових рослин роду *Cotoneaster* [311]. Найменший діаметр судин спостерігається у аборигенних видів (*A. campestre*, *A. tataricum*) та *A. monspessulanum*.

Таблиця 6.4

Характеристика провідних структур ксилеми, мкм

Вид	Кількість судин	Дсер судин
Ботанічний сад (V пр. м.)		
<i>A. platanoides</i>	48,38 ± 3,78	23,75 ± 1,61
<i>A. pseudoplatanus</i>	31,38 ± 2,97	33,04 ± 1,20
<i>A. saccharinum</i>	32,13 ± 2,13	25,81 ± 0,42
<i>A. negundo</i>	49,63 ± 2,38*	30,94 ± 2,94
<i>A. tataricum</i>	15,38 ± 0,72	10,33 ± 0,10
<i>A. campestre</i>	31,63 ± 1,03	14,46 ± 0,65
<i>A. monspessulanum</i>	34,00 ± 2,25	15,49 ± 0,42
<i>A. trautvetteri</i>	33,88 ± 1,13	30,98 ± 1,10
<i>A. ginnala</i>	44,75 ± 3,00	24,78 ± 0,13
<i>A. semenovii</i>	43,88 ± 4,38	26,85 ± 1,65
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)		
<i>A. platanoides</i>	28,67 ± 1,33	20,65 ± 2,13
<i>A. pseudoplatanus</i>	38,00 ± 1,50	28,91 ± 1,33
<i>A. saccharinum</i>	25,63 ± 3,22	19,62 ± 1,71
<i>A. negundo</i>	48,50 ± 2,25*	26,85 ± 1,18

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Таблиця 6.5

Корелятивні залежності між провідними елементами

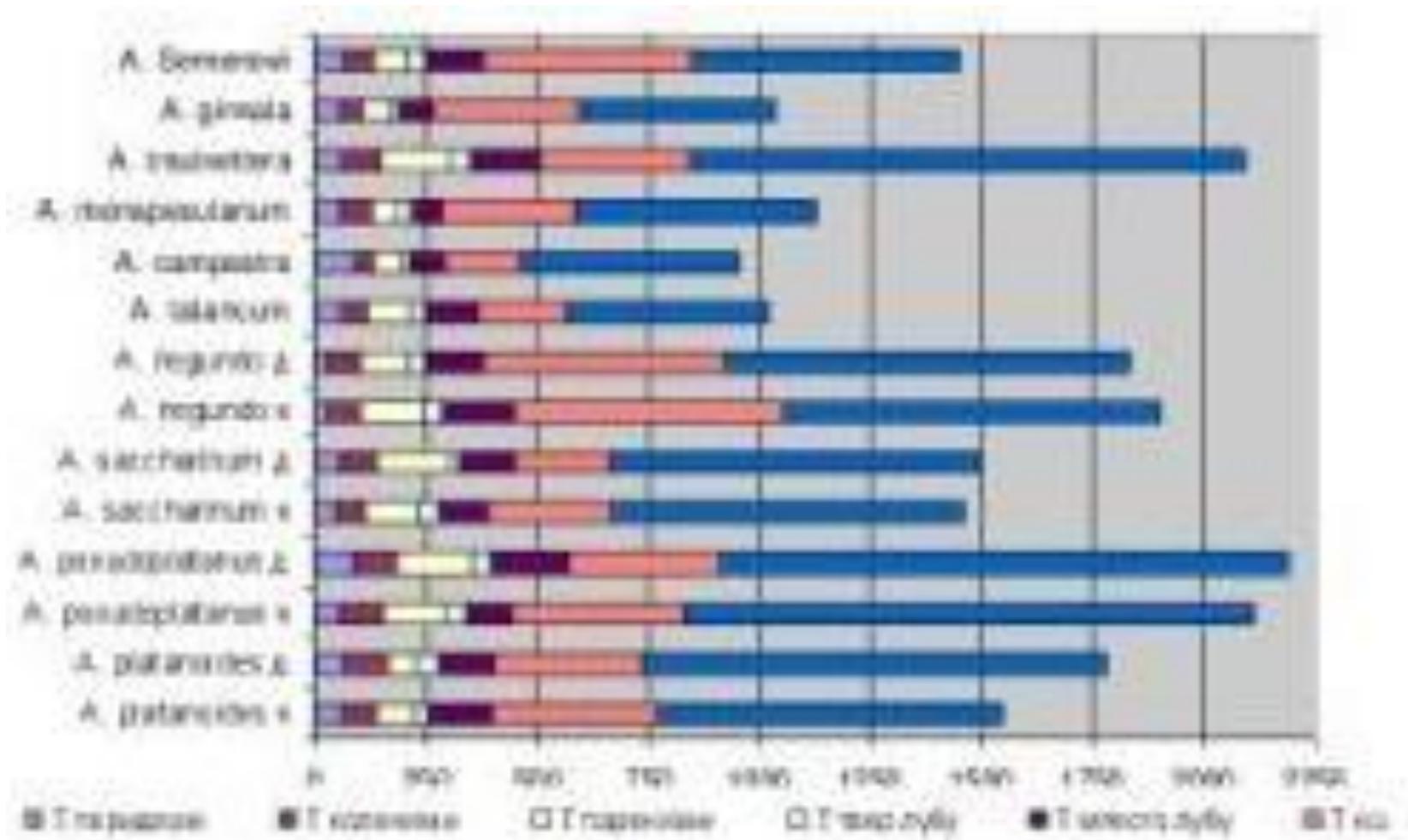
Показник кореляції між товщиною ксилеми та діаметром судин, R^2	
Ботанічний сад	Придніпровська ТЕС
0,71	0,74
0,57	0,93

Середній діаметр судин перелічених аборигенних видів є найменшим серед усіх досліджуваних видів ботанічного саду (14 та 10 мкм відповідно). Крім того, ці види мають найменший радіус зрізу пагона за рахунок зменшення радіусу серцевини – 956 та 1018 мкм відповідно (рис. 6.3). Така особливість будови пагонів аборигенних видів дає підставу вважати, що подібна характеристика анатомічних структур є одним із шляхів адаптації до стресових умов Степового Придніпров'я. Подібне співвідношення анатомічних структур до радіусу пагона мають інтродуценти з посушливих регіонів: *A. ginnala*, *A. monspessulanum*, основним лімітуючим фактором природного ареалу яких є також аридність клімату. Пристосованість анатомічних структур у цих інтродуцентів до посухи дає підстави вважати їх як потенційно адаптованими до посушливих умов степової зони, і як наслідок, рослини краще зможуть витримувати техногенне навантаження.

Найбільший діаметр судин (більше 30 мкм) мають види з вираженими мезофітними властивостями: *A. negundo*, *A. pseudoplatanus*, *A. trautvetteri*.

У рослин на II пр. м. за впливу викидів ТЕС більш виражена залежність між товщиною ксилеми та кількістю судин і складає $R^2 = 0,92$ та менш виражена між товщиною ксилеми та діаметром судин ($R^2 = 0,57$). Таким чином, кількість судин залежить від товщини ксилеми у рослин, що витримують техногенне навантаження у більшій мірі в порівнянні з видами, що зростають на умовно чистій території. Зміни кількості судин у дослідних рослин мають неоднаковий характер у різних видів. Так, у *A. platanooides* та *A. saccharinum* кількість судин знижується, зменшується також їх діаметр. Такі зміни у будові ксилемних елементів пригнічують транспортну здатність судин, що в свою чергу може знизити здатність до адаптації. У *A. negundo*, *A. pseudoplatanus* кількість судин майже не змінилась.

У всіх видів з промислової ділянки простежується зменшення діаметру судин, що також визначила і В. Н. Хватова щодо рослин роду *Populus* L. під впливом викидів металургійного підприємства, а також встановила скорочення довжини членків судин та збільшення кількості судин на 1 мм^2 [337].



к- ботсад, д – ТЕС

Рис. 6.3 Співвідношення основних гістологічних комплексів в структурі поперечного зрізу однорічного пагону в абсолютних розмірах (мкм)

Найбільшою варіабельністю відрізняється величина перидерми, паренхіми та твердого лубу, що може бути обумовлене чутливістю до забруднення меристемних тканин фелогену та вторинного камбію, що входять до складу цих гістологічних комплексів, при чому, у коркового камбію у відповідь на дію полютантів підвищується активність, тоді як у камбію провідної системи активність знижується. Розмір вторинної ксилеми є досить стабільним і лише у більш чутливих видів зазнає незначних змін.

Важливим показником адаптації є інтенсивність крохмальних відкладень у тканинах однорічних пагонів кленів (табл. 6.6).

Таблиця 6.6

Відносний вміст запасного крохмалю в тканинах однорічних пагонів видів роду *Acer* L.

Вид	Гістологічні комплекси, середній бал				
	перидерма	коленхіма	паренхіма	м'який	ксилема
Ботанічний сад (V пр.м.)					
<i>A. platanooides</i>	3,25	3,20	3,00	3,25	2,25
<i>A. pseudoplatanus</i>	2,60	2,00	2,40	2,80	2,60
<i>A. saccharinum</i>	2,10	2,20	2,00	2,80	0,80
<i>A. negundo</i>	3,80	3,80	3,40	3,80	2,60
<i>A. tataricum</i>	3,17	3,83	3,50	3,67	1,67
<i>A. campestre</i>	3,20	2,80	3,00	3,20	1,80
<i>A. monspessulanum</i>	2,22	3,11	2,78	3,33	1,78
<i>A. trautvetteri</i>	3,25	3,50	2,63	2,63	1,75
<i>A. ginnala</i>	3,18	2,11	2,22	3,67	1,22
<i>A. semenovii</i>	3,00	3,38	3,25	3,88	1,75
Придніпровська ТЕС (II пр. м.)					
<i>A. platanooides</i>	3,00	3,17	3,00	3,83	2,50
<i>A. pseudoplatanus</i>	3,71	3,71	3,57	3,71	1,57
<i>A. saccharinum</i>	3,75	4,00	3,88	2,88	1,88
<i>A. negundo</i>	4,25	4,22	3,78	3,22	2,56

Дослідження однорічних пагонів кленів показують, що найбільш крохмаленою серед усіх видів є вторинна кора та м'який луб. Високий вміст крохмалю у зовнішніх тканинах пагонів зумовлюють підвищення морозостійкості рослин. Більш інтенсивні крохмальні відкладення у тканинах перидерми, коленхіми та паренхіми спостерігається у аборигенних видів

A. platanoides, *A. tataricum*, *A. campestre* а також у інтродуцентів *A. negundo*, *A. trautvetteri*, *A. semenovii*. Низька інтенсивність забарвлення розчином Люголю цих тканин відмічається у *A. pseudoplatanus* та *A. saccharinum*.

У пагонах кленів, що зростають на території Придніпровської ТЕС, простежується підвищення інтенсивності крохмальних відкладень у всіх досліджуваних тканинах. Особливо яскраво така тенденція відмічається у *A. pseudoplatanus* та *A. saccharinum* – від 2-2,6 балів на V пр. м. до 3-3,6 балів на II пр. м.

Таким чином, в умовах промислових викидів ТЕС відбувається підвищення інтенсивності крохмальних відкладень в тканинах однорічних пагонів, посилення ксероморфних ознак анатомічної структури пагонів через зменшення шару ксилеми і діаметра судин, зростання механічних властивостей твердого лубу, як це спостерігалось у *A. platanoides*, посилення транспорту продуктів фотоасиміляції через збільшення шару м'якого лубу (*A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum*) внаслідок активізації діяльності меристематичних клітин камбію, коленхіми (*A. platanoides* і *A. saccharinum* та інші) та покривної тканини перидерми (*A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum* та інші), що обумовлене більшою активністю коркового камбію.

Установлено, що гістологічні елементи анатомічної структури однорічних пагонів кленів є досить чутливими до дії промислових викидів ТЕС і можуть бути використані як діагностичні критерії при аналізі ступеню стійкості рослин до дії полютантів.

Таким чином, на промислових ділянках, за дії аерогенних полютантів ТЕС, серед яких пріоритетними є важкі метали Hg і Pb, у видів *A. platanoides*, *A. saccharinum*, *A. pseudoplatanus*, *A. negundo* відбуваються адаптивно спрямовані зміни морфоструктури пагонів, які також можливі і для інших інтродуцентів ботанічного саду, сходних за комплексом фізіолого-біохімічних реакцій з названими, при залученні їх в озеленення промислових територій.

РОЗДІЛ 7. ВПЛИВ РТУТІ ТА СВИНЦЮ НА МЕТАБОЛІЗМ РОСЛИН РОДУ *ACER* У МОДЕЛЬНОМУ ЕКСПЕРИМЕНТІ

7.1 Зміни вмісту білків за різної тривалості дії стресора

Показники водного режиму, білкового і вуглеводного обмінів, антиоксидантної системи розкривають механізми адаптації рослин до стресових чинників. Враховуючи, що основні біохімічні показники являються неспецифічними індикаторами, залишається питання впливу природних факторів. Для виключення впливу останніх моніторингові дослідження проводять таким чином, щоб контрольні рослини зростали в екологічно чистих умовах, або в контрольованих умовах лабораторного експерименту. Дослідження впливу важких металів на рослини в умовах промислового міста ускладнюються багатфакторністю впливу полютантів.

За таких умов важливим питанням постає виокремлення впливу окремого полютанта на зміни метаболізму рослин за умов певного рівня акумуляції в тканинах, що можна досягти за допомогою планованого факторного експерименту.

Як встановлено в ході досліджень та підтверджується рядом авторів, активність білок-синтезуючої системи, як маркер активності клітинного метаболізму, виступає індикатором при аналізі стійкості рослин до стресових факторів навколишнього середовища [42, 349]. У відповідь на дію стресора відмічаються динамічні зміни вмісту легкорозчинних фракцій білка [73, 106]. Стимулюючий вплив на синтез білків виявлено за низьких концентрацій важких металів ($10^{-5}\text{M} - 10^{-8}\text{M}$), тоді як високі концентрації інгібують білковий синтез ($10^{-1}\text{M} - 10^{-4}\text{M}$). Синтезовані внаслідок впливу солей Cd^{2+} та деяких інших важких металів білки посилюють також стійкість клітин до підвищених температур [188]. Таким чином, за характером накопичення білків можна охарактеризувати адаптивний потенціал рослин. Загалом, білок, як продукт експресії генів, є показником адаптивності рослин через зміни стану генетичного апарату для забезпечення інформаційної можливості синтезу стресових білків [175].

Моделльний експеримент виступає оптимальним методом дослідження впливу окремих факторів та їх сумісної дії (Hg , Pb , $\text{Hg} + \text{Pb}$) на динаміку вмісту білків у листках досліджуваних кленів в залежності від тривалості впливу.

У ході модельного експерименту, який проводили протягом 12 діб з концентраціями діючих розчинів солей важких металів 0,1М, у яких знаходилися облиствені пагони, встановлено інгібуючий вплив на білоксинтезуючу систему у перші чотири доби дослідження. Особливо чітко це простежується відносно ртуті (рис. 7.1). У всіх рослин кількість білка в листках різко знижується, порівняно з контрольним дослідом, що може відбуватися внаслідок пригнічення білкового синтезу чи посилення гідролітичних процесів розпаду білків до амінокислот. На 4-ту добу вміст білка знижується відносно контролю на 10% (*A. ginnala*) – 55 % (*A. saccharinum*). При цьому найбільше падіння вмісту білка спостерігається у видів, що мали максимальне початкове значення показника : *A.saccharinum* – з 3,7 мг/г до 1,5 мг/г, *A. pseudoplatanus* – з 3,3 мг/г до 2,0 мг/г білка, тоді як види із зниженими показниками виявилися більш стабільними: *A. platanoides*, *A. campestre*, *A. tataricum*. Зниження вмісту білка у вказаних видів, що являються аборигенними, відбувається у межах від 2,5 до 1,9 мг/г. Аборигенні види показують стабільність білкової системи за дії солей ртуті при низьких показниках вмісту розчинних фракцій білка, що можна визначити як адаптивну реакцію.

Відносно дії свинцю, такої чіткої зміни не спостерігається, хоча негативний вплив також простежується (рис. 7.2). У більшості видів кількість білка на 4-ту добу експерименту знизилась на 3-15 % (*A. pseudoplatanus*, *A. trautvetteri*, *A. ginnala*, *A. monspessulanum*), у деяких на 1–5 % (*A.saccharinum*, *A. platanoides*). У інших досліджуваних видів простежується навіть зростання активності білоксинтезуючої системи. Незначне зростання вмісту білка (на 1-3 %) відбувається у листках видів *A. campestre*, *A. negundo*, найбільше підвищення – у *A. semenovii* – на 20 %.

На 8 та 12 добу впливу розчинів Hg і Pb відбувається стабілізація вмісту білків у листках, який досягає або перевищує контрольні значення. Тобто, активність білоксинтезуючої системи у багатьох видів відновлюється, відбувається адаптація до стресора, проте характер її відносно ртуті та свинцю дещо відрізняється.

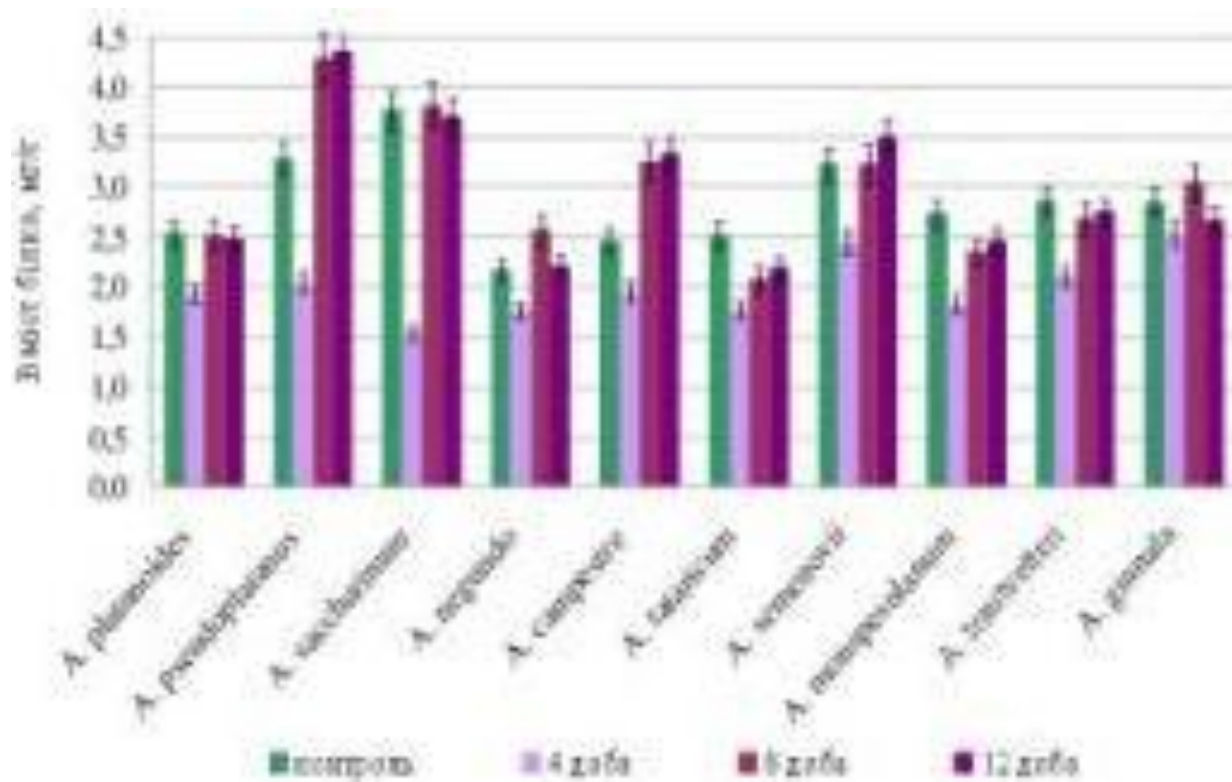


Рис. 7.1 Характер впливу ртуті на білковий обмін листків видів роду *Acer* у модельному експерименті

Рис. 7.2 Характер впливу свинцю на білковий обмін листків видів роду *Acer* у модельному експерименті

Особливістю дії Hg, як вже зазначалося, є значне падіння вмісту білків на початковому етапі, тобто первинні реакції усіх видів є негативними. Проте на 8-му добу у всіх видів вміст білка зростає, найбільш суттєво – у *A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum* і *A. campestre* (більш як у 2 рази відносно 4-ої доби), у інших видів – на 17–45 %. На 12 добу впливу Hg відбувається стабілізація активності білоксинтезуючої системи і вміст білка у листках або залишається на рівні 8-ої доби (*A. platanoides*), або незначно зростає (*A. pseudoplatanus*, *A. campestre*, *A. trautvetteri*, *A. tataricum*, *A. semenovii*) чи знижується (*A. saccharinum*, *A. negundo*, *A. ginnala*). Тобто, за дії Hg на 8 добу відзначається виражена адаптивна реакція, спрямована на посилення захисних механізмів шляхом синтезу стресових білків.

Особливістю дії Pb на 8 добу модельного експерименту є продовження зниження вмісту білків, або він залишається на рівні 4 доби (*A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. campestre*, *A. trautvetteri*, *A. campestre*, *A. semenovii*, *A. monspessulanum*), і лише у *A. saccharinum*, *A. negundo*, *A. ginnala* вміст білків незначно зростає (на 9 %). У подальшому на 12 добу дії Pb спостерігається аналогічна до дії Hg реакція – незначне підвищення або зниження вмісту білків у листках, яке в цілому не впливає на змінення загального рівня білку, досягнутого на 8-му добу.

За сумісної дії Hg і Pb (рис. 7.3) простежуються такі самі закономірності, як і за окремим впливом іонів металів, проте змінюється діапазон коливань показника вмісту білку на 4, 8 та 12 добу, а в окремих видів – і їх спрямованість.

Таким чином, встановлено, що первинні реакції інгібуючого впливу Hg і Pb проявляються на 4-ту добу, фаза репарації настає на 8-му добу, а в подальшому підтримується досягнутий у фазу репарації рівень вмісту білків.

Величина репаративного відгуку корелює з глибиною стресу у початковий період дії стресора. Так, у відповідь на більш глибокий стрес під впливом Hg формується більш виражена реакція у фазу репарації. Відносно впливу Pb як перша, так і друга фази стресу мають менш виражений характер.

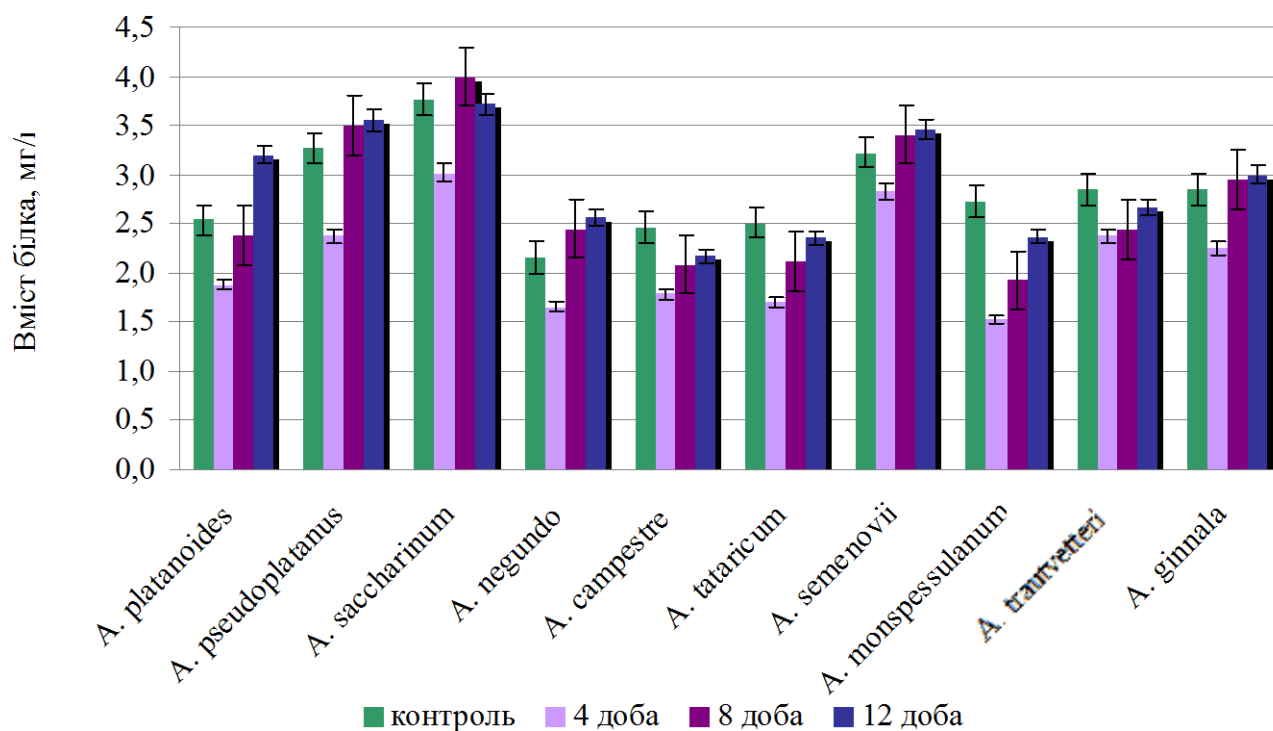


Рис. 7.3 Характер сумісного впливу ртуті та свинцю на білковий обмін листків видів роду *Acer* у модельному експерименті

Побудування математичної моделі активності білок-синтезуючої системи рослин у відповідь на дію таких важких металів, як ртуть і свинець, дає можливість у кількісній формі показати вплив даних факторів на білок-синтезуючу систему. Методом багатофакторного планованого експерименту можливо кількісно оцінити вплив кожного з металів окремо і сумісно на білковий обмін, та відповідно, на стійкість рослин.

Для побудування математичної моделі використовувались показники вмісту білка в листках на 4 добу дослідження, коли спостерігався максимальний ефект від впливу важких металів.

Достовірне зниження вмісту білка у листках всіх видів за умов впливу Hg та сумісного впливу обох металів виступає характерним проявом первинної індуктивної стресової реакції за теорією Г. Сельє [287]. Подібну особливість реакції білкової системи у відповідь на дію важких металів, яка проявляється у зниженні вмісту білків та активності ферментів, як результат порушення реплікації ДНК, відмічають й інші автори [242, 340]. Свинець у більшості видів також виступає інгібітором білкового синтезу, крім видів *A. semenovii*, у якого виражений стимулюючий вплив, і видів *A. negundo*, *A. campestre*, у контрольних

і дослідних варіантах яких не відмічено достовірної різниці вмісту білка у листках. Зниження вмісту легкорозчинних форм білків у листках досліджуваних видів може бути наслідком впливу активних форм кисню, що генеруються у рослинних тканинах під впливом важких металів. При цьому відбувається окислення білків, ліпідів, ДНК, РНК і, відповідно, деструкція даних сполук. Кількісний аналіз впливу важких металів на вміст водорозчинних білкових фракцій, закономірності та специфічні особливості відповіді на дію важких металів та диференціація досліджуваних видів за ступенем чутливості до останніх визначали за коефіцієнтами рівнянь регресії (табл. 7.1)

Таблиця 7.1

Рівняння регресії, які описують характер змін вмісту розчинних форм білка у видів роду *Acer* L. за умов впливу важких металів

Вид	Рівняння
<i>A. platanoides</i>	$2,213 - 0,031X_1 - 0,295X_2 + 0,005X_{12}$
<i>A. pseudoplatanus</i>	$2,658 - 0,002X_1 - 0,445X_2 + 0,167X_{12}$
<i>A. saccharinum</i>	$2,994 + 0,342X_1 - 0,714X_2 + 0,397X_{12}$
<i>A. negundo</i>	$1,960 - 0,002X_1 - 0,254X_2 - 0,051X_{12}$
<i>A. campestre</i>	$2,176 - 0,029X_1 - 0,306X_2 - 0,053X_{12}$
<i>A. tataricum</i>	$1,941 - 0,200X_1 - 0,205X_2 + 0,166X_{12}$
<i>A. semenovii</i>	$3,120 + 0,286X_1 - 0,586X_2 - 0,093X_{12}$
<i>A. monspessulanum</i>	$2,082 - 0,192X_1 - 0,409X_2 + 0,045X_{12}$
<i>A. trautvetteri</i>	$2,478 - 0,001X_1 - 0,235X_2 + 0,137X_{12}$
<i>A. ginnala</i>	$2,524 - 0,171X_1 - 0,126X_2 + 0,029X_{12}$

Примітка: X_1 – фактор впливу Pb; X_2 – фактор впливу Hg; X_{12} – фактор сумісного впливу Pb та Hg

Для опису поведінки системи з двома змінними факторами (2^2) використовується модель, яка має вигляд: $Y = A_0 + A_1X_1 + A_2X_2 + A_{12}X_{12}$

Від’ємний знак при коефіцієнтах рівняння вказує на негативний вплив кожного з факторів окремо і при їх сумісній дії на активність білоксинтезуючої системи кленів. Фактор, який має більший коефіцієнт, відповідно, більшою мірою впливає на відповідь системи, обумовлюючи відхилення останньої від нормальної реакції. Силу впливу кожного з факторів можливо визначити кількісно за величиною коефіцієнтів регресії. Наявність сумісного впливу Pb та Hg на вміст водорозчинних білків визначали за коефіцієнтом X_{12} .

За результатами аналізу рівнянь регресії кожного з досліджуваних видів встановлено негативний вплив ртуті та свинцю на вміст водорозчинних фракцій білка. Досліджувані важкі метали пригнічують синтез білків, що може бути обумовлено зниженням функціональної активності нуклеїнових кислот, а також, лімітуванням синтезу енерговмісних сполук внаслідок гальмування процесів дихання і фотосинтезу. Слід також зазначити, що свинець пригнічує процеси полімеризації пептидів у білки. Інгібіторні властивості ртуті та свинцю можуть пояснюватись, крім того, деструктивною направленістю процесів щодо існуючих білків. Реакція зниження вмісту водорозчинних фракцій білка у листках рослин є характерною реакцією білоксинтезуючої системи на вплив важких металів, про що свідчать дані й інших авторів [146].

За результатами досліджень виявлено видоспецифічні, кількісно оцінені особливості для різних видів рослин роду *Acer* L. Крім того, різниця коефіцієнтів X_1 та X_2 надає можливість диференціювати силу впливу кожного з металів. При цьому встановлено, що лімітуючий вплив Hg у 2-10 разів потужніший за вплив іншого фактору – свинцю відповідної концентрації та до 100 разів – фактор сумісного впливу (Hg^{2+} , Pb^{2+}). Така особливість може бути пояснена токсичним впливом ртуті на білковий обмін за рахунок зв'язування Hg^{2+} з сульфгідратними групами білкових молекул і їх блокуванням [301].

Встановлено, що найбільш чутливим до дії важких металів за однакової концентрації металів виявилися *A. saccharinum* та *A. semenovii*. Максимальний негативний ефект на білковий обмін цих видів спостерігається під впливом ртуті, коефіцієнт регресії, що відображає дію цього фактору (X_2) від 3 до 7 разів перевищує негативний ефект ртуті у інших видів, до 10 разів перевищує ефект іншого фактора – свинцю. Під впливом свинцю відзначається зростання вмісту білка у *A. semenovii*, що вказує на нестабільність білкової системи у стресових умовах, хоча подібні результати стимуляції білкового обміну важкими металами відзначали й раніше [334].

Мінімальний негативний ефект ртуті ($A_2=0,126$) відмічено для *A. ginnala*. Коефіцієнти регресії, що показують вплив ртуті на білковий режим кленів інших видів коливається у межах від 0,205 у *A. tataricum* до 0,445 у

A. pseudoplatanus. Можна припустити, що даний діапазон є нормою реакції білкової системи на вплив ртуті для досліджуваних видів кленів.

Під дією свинцю відзначається значно менший негативний вплив на активність білоксинтезуючої системи, так як в рівняннях, що описують вміст водорозчинних білків деяких видів, відповідні коефіцієнти малозначущі, а вплив практично відсутній ($A_1=0,001-0,002$). Так, види *A. pseudoplatanus*, *A. trautvetteri* характеризуються незначимим коефіцієнтом впливу Pb, відповідно як і північноамериканський вид *A. negundo*. Така особливість може вказувати на певні механізми детоксикації кожного з відзначених видів, обумовлюючи стійкість до дії свинцю.

Незначний вплив свинцю, що описується у рівняннях коефіцієнтом рівним 0,03, відмічено для аборигенних видів *A. platanoides* та *A. campestre*. Слід зазначити, що рівняння регресії для цих видів є ідентичними (позитивний сумісний вплив ртуті та свинцю у *A. platanoides* можна не враховувати: $A_1=+0,005$), відповідно характер відповіді білоксинтетичної системи на вплив ртуті та свинцю в обох видів підпорядковується однаковим регресійним моделям. Таким чином, можна спрогнозувати відповідь білкової системи одного виду, знаючи особливості відповіді іншого в умовах забруднення важкими металами, що є важливим при інтродукційних дослідженнях і в питаннях розширення видового різноманіття рослин на техногенно забруднених територіях.

Подібна еквівалентність рівнянь відмічається для видів *A. tataricum*, що є аборигенним видом, та інтродуцента з Далекого Сходу – *A. ginnala*. За величиною коефіцієнтів відзначається більша стійкість до дії важких металів у *A. ginnala* при більш високих абсолютних показниках вмісту розчинного білка, про що свідчить коефіцієнт A_0 . Для даних видів значення коефіцієнту впливу свинцю знаходиться на середньому рівні порівняно з іншими видами кленів, проте коефіцієнт дії ртуті нижчий у 1,5-2 рази за такий у більшості інших видів. Сумісний вплив металів позитивно впливає на функціонування білкової системи (коефіцієнт $A_{12}=+0,166$ та $+0,029$ для *A. tataricum* та *A. ginnala* відповідно). Отримані регресійні рівняння описують дані види як стійкі до

впливу важких металів за показниками білкового обміну. Відомо, що *A. tataricum* та *A. ginnala* є стійкими до гідротермічного і сольового (*A. tataricum*) стресів. Відповідно, можна стверджувати, що дані статистичного аналізу кількісно, у порівнянні з іншими видами роду, підтверджують уявлення про стійкість до впливу важких металів видів, які в умовах природного ареалу здатні витримувати фізіологічну та фізичну посухи.

Для всіх досліджуваних видів сумісний вплив металів виявився незначним, за винятком *A. saccharinum*, що може вказувати на підвищену чутливість цього виду та нестабільність білкової системи. Проте високий коефіцієнт A_0 (високі показники абсолютного вмісту водорозчинних білків) вказує на позитивний характер адаптивних реакцій *A. saccharinum*. Відмічається підвищення активності білоксинтезуючої системи при сумісному впливі ртуті і свинцю, на що вказує коефіцієнт A_{12} . Тобто сумісний вплив даних металів спричиняє стимулюючий ефект на білкову систему, що може бути обумовлено антагоністичною дією обох металів у рослинному організмі, заміщенню свинцем більш токсичної ртуті. У деяких видів сумісний ефект незначний, майже відсутній, вміст білків залишається стабільним (*A. pseudoplatanus*, *A. trautvetteri*, *A. negundo*). Інтерпретація результатів планованого факторного експерименту з використанням математичної моделі кількісно описує характер впливу ртуті та свинцю, як окремо, так і обох металів одночасно, визначає не лише спрямованість, а й силу впливу кожного з металів.

За результатами модельного експерименту сформовано прогностичну модель відповіді білкової системи на вплив ртуті та свинцю відображену шляхом демонстрації поверхні відгуку системи. По осі OX – концентрація свинцю 0,1 М, по осі OZ – ртуті 0,1 М, по осі OY – вміст білка, мг/г (рис. 7.4 і 7.5).

Таким чином, виявлено негативний вплив солей ртуті та свинцю на білковий обмін. Особливо чітко виражається інгібуючий вплив ртуті на 4-ту добу експерименту; на 8-му та 12-ту добу активність білкової системи набуває рівня контролю майже у всіх видів, а у деяких – перевищує його. Солі свинцю у меншій мірою впливають на метаболізм рослин, порівняно із ртуттю, тоді як сумісна їх дія обумовлена здебільшого впливом солей ртуті на вміст білка у листках кленів.

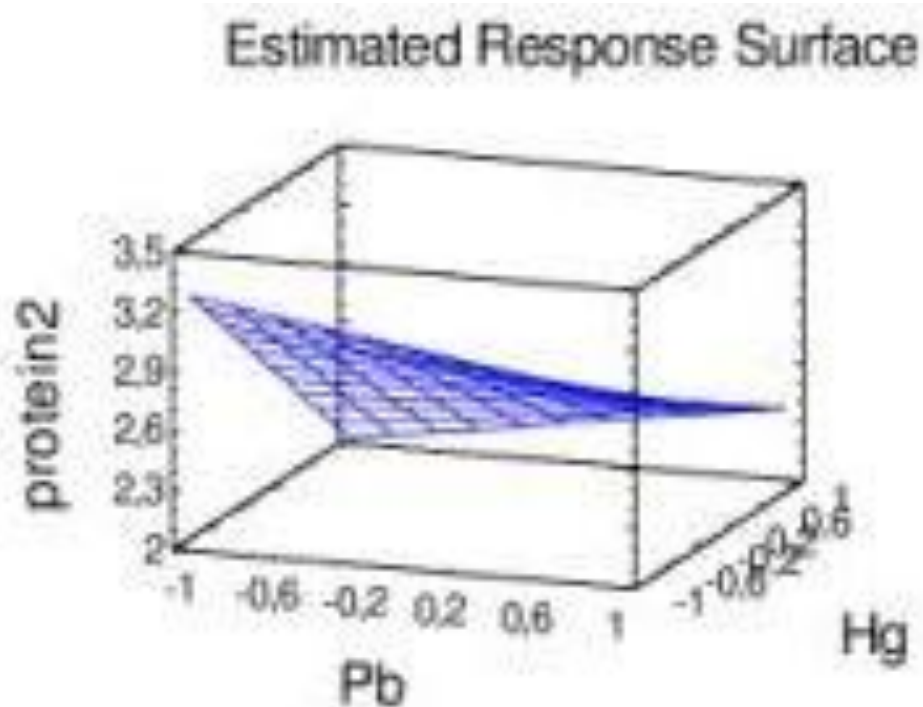


Рис. 7.4 Поверхня відгуку фактору кількісного вмісту білків у
листках *A. pseudoplatanus* на вплив Hg і Pb

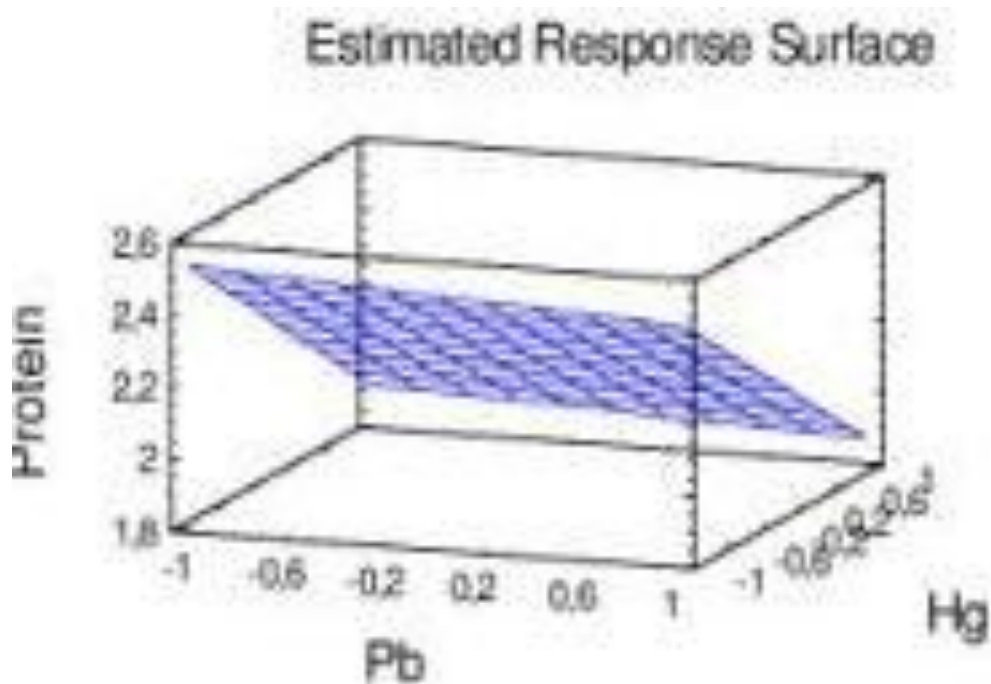


Рис. 7.5 Поверхня відгуку фактору кількісного вмісту білків у листках
A. platanooides на вплив Hg і Pb

7.2 Водний обмін рослинних тканин за дії Hg і Pb

Показники водного режиму наряду з показниками білкового обміну першочергово реагують на порушення гомеостазу у разі впливу стресових факторів. Відомо, що важкі метали індукують гідротермічний стрес у рослинах [295]. Збалансованість водного режиму під впливом ртуті та свинцю виступає показником стійкості видів до впливу даних металів. Тому у модельному експерименті визначали вплив солей ртуті, свинцю та сумісного впливу цих металів на водний режим рослин, а саме на оводненість та водний дефіцит.

У перші 4 доби дослідження відбувається падіння рівня оводненості у всіх видів на 10 %–30 % (табл. 7.2). Меншою мірою змінився рівень оводненості у посухостійких видів (*A. ginnala*, *A. monspesulanum*, *A. tataricum*).

Для всіх досліджуваних рослин встановлено зниження оводненості на 8-му добу експерименту у порівнянні з 4-ю добою (табл. 7.3), що найімовірніше пов'язане із накопиченням ртуті та свинцю у вегетативних органах рослин. Максимальний негативний вплив солей ртуті встановлено для аборигенних видів *A. campestre*, *A. tataricum* та інтродуцентів з різних регіонів *A. trautvetteri*, *A. monspessulanum*, *A. semenovii*, солей свинцю та сумісної дії солей ртуті та свинцю – для видів *A. monspessulanum*, *A. semenovii*. Виражається цей вплив у повній втраті тургору листками рослин, наближенні рівня оводненості листків до нульового значення, висихання окремих листків, що спостерігається на 12 добу для всіх видів. Такі зміни є деструктивними і призводять до загибелі клітин і тканин рослини, що вказує на низьку стійкість цих видів до впливу іонів важких металів. Проте, в умовах модельного експерименту, де використовуються ізольовані від рослин облиствлені пагони, на показники водного режиму можуть впливати порушення роботи верхнього і відсутність нижнього кореневого двигуна і, як результат – нестача води у листках кленів.

Відповідно, водний дефіцит поглиблюється на 4 та 8 добу дослідження. Ртуть більшою мірою індукує водний дефіцит у порівнянні зі свинцем (табл. 7.4, рис. 7.6-7.8). Визначено, що ртуть і свинець підсилюють негативний ефект на загострення водного дефіциту, як синергісти.

Таблиця 7.2

Оводненість листків кленів на 4 добу модельного експерименту

Вид	Контроль	Сумісна дія	Свинець	Ртуть
<i>A. platanoides</i>	78,09 ± 0,58	62,09 ± 0,12*	62,61 ± 2,70*	60,88 ± 0,90
<i>A. pseudoplatanus</i>	88,75 ± 1,25	77,78 ± 0,11	71,30 ± 0,47	66,49 ± 0,24
<i>A. saccharinum</i>	75,36 ± 2,15	60,56 ± 2,20	57,59 ± 3,56	55,41 ± 1,15
<i>A. negundo</i>	79,15 ± 0,89	73,13 ± 0,29	70,48 ± 2,06	74,76 ± 0,99
<i>A. ginnala</i>	68,36 ± 2,05	61,06 ± 2,43	55,17 ± 1,44*	56,24 ± 1,39*
<i>A. campestre</i>	73,57 ± 1,88	65,98 ± 1,35	20,43 ± 2,32	42,15 ± 2,25
<i>A. tataricum</i>	67,10 ± 3,27	58,00 ± 5,23	60,23 ± 1,35	55,14 ± 2,91
<i>A. trautvetteri</i>	76,42 ± 1,34	69,47 ± 2,37	59,21 ± 2,75	48,85 ± 3,52
<i>A. monspessulanum</i>	69,80 ± 1,62	65,88 ± 0,52	63,06 ± 1,01	54,72 ± 2,59
<i>A. semenovii</i>	70,52 ± 2,31	61,86 ± 3,21	59,17 ± 3,41	50,30 ± 2,37

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Таблиця 7.3

Оводненість листків кленів на 8 добу модельного експеримента

Вид	Сумісна дія	свинець	ртуть
<i>A. platanoides</i>	54,96 ± 0,69	57,32 ± 2,42	42,14 ± 3,71
<i>A. pseudoplatanus</i>	65,44 ± 3,00	58,19 ± 4,16	49,43 ± 2,19
<i>A. saccharinum</i>	57,04 ± 0,49	50,42 ± 3,71	45,27 ± 1,34
<i>A. negundo</i>	68,59 ± 1,56	43,24 ± 2,34	42,22 ± 2,62
<i>A. ginnala</i>	55,37 ± 1,37	40,72 ± 2,44	31,92 ± 3,27
<i>A. campestre</i>	42,18 ± 2,37	18,31 ± 2,04	-
<i>A. tataricum</i>	42,34 ± 2,35	49,22 ± 4,81	-
<i>A. trautvetteri</i>	57,53 ± 3,71	42,51 ± 5,04	-
<i>A. monspessulanum</i>	-	-	-
<i>A. semenovii</i>	-	-	-

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

Таблиця 7.4

Водний дефіцит листків кленів на 4 добу модельного експеримента

Вид	Сумісна дія	Свинець	Ртуть
<i>A. platanoides</i>	48,11 ± 4,00	34,18 ± 3,63	47,30 ± 3,55
<i>A. pseudoplatanus</i>	15,62 ± 1,90	14,77 ± 3,02	26,40 ± 1,61
<i>A. saccharinum</i>	15,38 ± 2,48	22,63 ± 1,04	17,12 ± 0,42
<i>A. negundo</i>	20,30 ± 2,96	13,31 ± 2,90	11,10 ± 0,82
<i>A. ginnala</i>	28,46 ± 3,25	28,97 ± 2,91	24,35 ± 2,35
<i>A. campestre</i>	46,87 ± 3,47	86,39 ± 1,40	53,29 ± 2,72
<i>A. tataricum</i>	36,93 ± 4,62	13,16 ± 2,94	21,72 ± 3,13
<i>A. trautvetteri</i>	30,77 ± 3,99	43,90 ± 0,38	32,35 ± 1,09
<i>A. monspessulanum</i>	21,04 ± 2,43	37,33 ± 1,53	28,25 ± 2,36
<i>A. semenovii</i>	22,98 ± 1,99	31,20 ± 2,19	35,83 ± 3,18

Примітка * – $t_{\text{досл}}/t_{\text{табл}} \leq 1$ різниця статистичних параметрів контролю та дослідів не достовірна

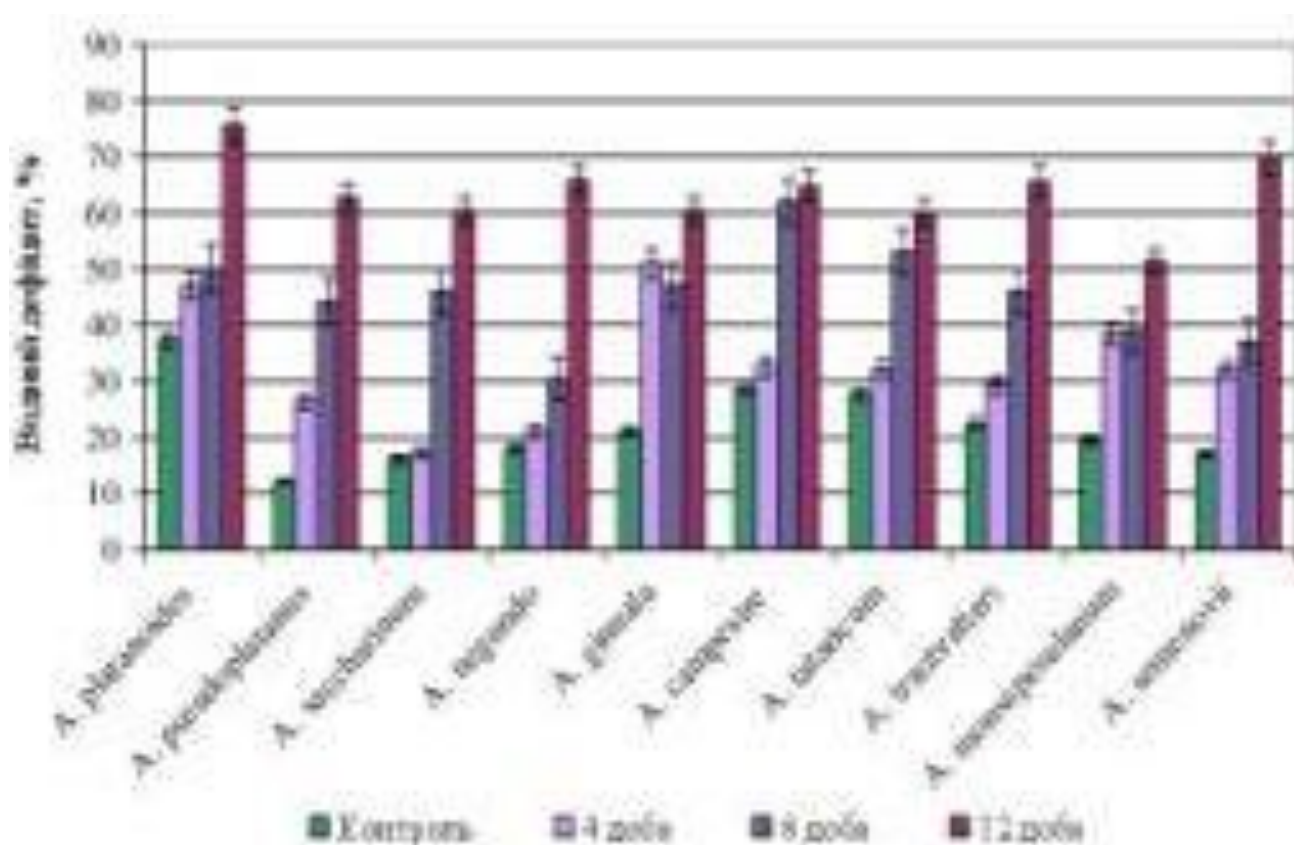


Рис. 7.6 Вплив ртуті на водний дефіцит кленів у модельному експерименті

Рис. 7.7 Вплив свинцю на водний дефіцит кленів у модельному експерименті

Рис. 7.8 Сумісний вплив ртуті та свинцю на водний дефіцит кленів у модельному експерименті

Водний дефіцит посилюється на 8-му та 12-ту добу, що найімовірніше пов'язане із накопиченням ртуті та свинцю у вегетативних органах рослин та наявністю осмотичного стресу через недостатність метаболічно активної води.

Як видно з рівнянь регресії (табл. 7.5), Hg і Pb посилюють водний дефіцит усіх досліджуваних кленів, при чому, ртуть більшою мірою впливає на останній.

Таблиця 7.5

Рівняння регресії, які описують характер змін водного дефіциту у видів роду *Acer L.* за умов впливу важких металів

Вид	Вплив важких металів на водний дефіцит
<i>A. platanoides</i>	$41,702 - 0,562X_1 + 6,001X_2 + 0,921X_{12}$
<i>A. pseudoplatanus</i>	$17,219 - 2,034X_1 + 3,788X_2 - 3,362X_{12}$
<i>A. saccharinum</i>	$17,852 + 1,146X_1 - 1,601X_2 - 2,021X_{12}$
<i>A. negundo</i>	$18,176 - 1,367X_1 + 2,524X_2 + 0,974X_{12}$
<i>A. campestre</i>	$46,299 + 10,331X_1 + 2,632X_2 - 12,389X_{12}$
<i>A. tataricum</i>	$27,854 - 2,800X_1 + 6,889X_2 + 4,998X_{12}$
<i>A. semenovii</i>	$30,174 + 0,382X_1 + 0,829X_2 - 1,479X_{12}$
<i>A. monspessulanum</i>	$28,510 + 2,681X_1 - 1,332X_2 - 4,822X_{12}$
<i>A. trautvetteri</i>	$33,165 + 4,173X_1 + 1,499X_2 - 8,063X_{12}$
<i>A. ginnala</i>	$26,611 + 2,108X_1 + 3,615X_2 - 3,888X_{12}$

Примітка: X_1 – фактор впливу Pb; X_2 – фактор впливу Hg; X_{12} – фактор сумісного впливу Pb та Hg

Дослідженнями білкового та водного обмінів доведено негативний ефект Hg і Pb на дані ланки метаболізму рослин. Встановлено інгібуючий ефект на білоксинтезуючу систему і водний обмін в перші 4 доби досліджень. На 12-ту добу експерименту простежується стабілізація білкового обміну, що свідчить про адаптивний характер перебудов, проте водний дефіцит зростає. Таким чином, поряд з адаптивними репараційними процесами білкового обміну, які розвиваються на 8-му та 12-ту добу дії важких металів Hg і Pb відзначається поглиблення водного стресу, що виражається у значному зростанні водного дефіциту, особливо, на 12-ту добу. Фізіологічні процеси водного режиму інгібуються в першу чергу і не відбуваються адаптивних реакцій водообміну, в той час, як білкова система специфічно проявляє свій адаптивний потенціал, генетично обумовлений для кожного виду родового комплексу *Acer L.*

РОЗДІЛ 8. ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ ВИДІВ РОДУ *ACER* З

МЕТОЮ ОТИМІЗАЦІЇ СТАНУ ТЕХНОГЕННОГО СЕРЕДОВИЩА

Насьогодні широкого значення набули біологічні методи захисту навколишнього середовища від техногенного забруднення [260, 261]. В цьому аспекті особлива роль відводиться рослинності як найбільш активному компоненту біогеоценотичного покриву, який здатний покращувати санітарно-гігієнічний стан оточуючого середовища. При доборі асортименту у таких випадках перевага надається рослинам з вираженими захисними та фітомеліоративними функціями, причому видовий склад рослин повинен відповідати вимогам розширення біорізноманіття насаджень та високої ефективності їх функціонування в антропогенно трансформованому середовищі. У зв'язку з цим особливої актуальності набувають дослідження ролі деревних екзотів в комплексі заходів з охорони навколишнього середовища промислових центрів Південно-Східної України, та шляхів відновлення урбанізованих територій методом формування культурфітоценозів із заданими фітомеліоративними функціями.

8.1 Фітоіндикація забруднення середовища інгредієнтами викидів ТЕС

Ефективний контроль за станом повітряного басейну ґрунтується на специфічних щодо різних видів забруднювачів критеріях вмісту токсикантів у вегетуючих органах рослин [25, 193, 212, 416]. Існує багато прикладів використання показників вмісту токсикантів для індикації стану середовища [62, 76, 208, 410]. Такий метод біоіндикації доволі придатний також для ранньої діагностики визначення стану рослин на техногенних територіях.

Важливими умовами проведення фітоіндикаційних досліджень, які необхідно враховувати при визначенні об'єктів і критеріїв фітоіндикації, є тривалість дії токсикантів (хронічна, короткочасна) та їх концентрації.

За результатами досліджень особливостей накопичення важких металів у листках видів кленів, які наведені у табл. 3.5, 3.6, показниками активності метаболічних процесів за хронічної дії токсикантів, які наведені у попередніх розділах, та короткочасній дії високих доз токсикантів у модельному досліді,

можна зробити прогностичні оцінки можливостей застосування досліджуваних видів з метою фітоіндикації стану забруднення повітря. Для цього був проведений відбір рослин – фітоіндикаторів (тест-об'єктів) і найбільш значущих чутливих до токсиканту ознак (тест-параметрів).

Визначення тест-об'єктів спрямоване на оцінку якості та ступеня забруднення навколишнього середовища. Як показали результати досліджень (табл. 3.5, 3.6), сезонні особливості накопичення важких металів у листках кленів певним чином залежать від відстані до джерела забруднення. На промислових ділянках з більш інтенсивним забрудненням (I, II, III пр. м.) максимальний сумарний вміст металів у листках досліджуваних видів спостерігається наприкінці вегетації, за умов слабого впливу викидів із найбільшим віддаленням від ТЕС (IV пр. м.) максимальне накопичення важких металів напочатку вегетації, а за фоновому урбогенного забруднення (V пр. м.) та в умовах екологічно чистого контролю (VI пр. м.) більш інтенсивно важкі метали акумулюються у листках наприкінці вегетації.

Таким чином, за сумарним вмістом важких металів у листках, у тому числі найбільш небезпечних Hg і Pb як пріоритетних інгредієнтів викидів ТЕС з урахуванням відстані від джерела забруднення, в якості тест-об'єктів можна використовувати досліджувані види роду *Acer* L. таким чином:

A. platanoides – на територіях в зоні дії викидів КрТЕС (I пр. м.) упродовж вегетації, на середніх відстанях від ПдТЕС напочатку вегетації (III пр. м.) та в зоні екологічно чистого контролю (VI пр. м.);

A. pseudoplatanus – на територіях в зоні дії викидів поблизу КрТЕС (I пр. м.), а також в зоні екологічно чистого контролю (VI пр. м.);

A. negundo – на середніх відстанях (наприкінці вегетації) та на далеких відстанях від ПдТЕС (III і IV пр. м.), а також на територіях з фоновим забрудненням урбогенного характеру (V пр. м.);

A. saccharinum – на територіях в зоні дії викидів поблизу ПдТЕС (II пр. м.).

Зважаючи на те, що тестові об'єкти – акумулятори токсикантів призначені для пасивного моніторингу хронічного забруднення [26], такі рослини мають бути витривалими до дії забруднюючих речовин.

Тому в якості рослин – біоіндикаторів забруднення середовища викидами ТЕС можна рекомендувати *A. platanoides* – на фоні найбільш інтенсивного безпосереднього впливу викидів КрТЕС (100–500 м), *A. saccharinum* – відповідно, в зоні безпосередньої дії викидів ПдТЕС (100–500 м), *A. negundo* – на середніх і далеких відстанях від ТЕС (4000 м, 7000 м) за критерієм вмісту важких металів у листках.

Визначення тест-параметрів у моніторингових дослідженнях спрямоване на оцінку стану рослин в умовах підвищеного забруднення навколишнього середовища. Проведені дослідження показали, що фізіологічні показники стану рослинного організму можуть істотно відрізнятися в залежності від тривалості дії стресового фактору – гострої або хронічної.

За умов хронічної дії інгредієнтів викидів ТЕС найбільш інформативними є показники, пов'язані з механізмами реалізації генотипічних преадаптивних ознак – вміст легкорозчинних лабільних форм білків та активність окисно-відновних ферментів.

За умов короткочасної дії високих концентрацій Hg і Pb, які були у модельному експерименті, найбільш доцільно використовувати як тест-параметр лабільні функціональні показники водного обміну рослин, які чутливо реагують на зміну зовнішніх умов.

8.2 Оцінка фітомеліоративної здатності представників роду *Acer* на техногенних територіях

Фітомеліоративні властивості нових видів інтродукованих рослин, що запроваджуються в озеленення, відіграють важливу роль в біологічному очищуванні середовища та оптимізації стану довкілля. Влив деревних і чагарникових насаджень на зниження концентрації токсикантів у повітрі відбувається, головним чином, шляхом розсіювання у верхні шари атмосфери кронами дерев, та в деякій мірі шляхом поглинання їх листками при проникненні через продихи і клітинну оболонку, тобто шляхом біологічного очищення, тому зелені насадження, поряд з іншими необхідними заходами, можуть сприяти ефективному очищуванню повітря від промислових викидів.

Величина і ефективність фільтрації повітря від шкідливих домішок визначається передусім площею листового апарату і обсягами безпечного накопичення токсикантів в листках, які є індивідуальними для кожного виду рослин.

Оцінку загальних обсягів акумуляції важких металів з повітря досліджуваними видами проводили за результатами польового дослідження за умов хронічного впливу викидів ТЕС на різних відстанях від джерела забруднення. Як уже зазначалося, попередній аналіз сезонного накопичення токсикантів у листках показав, що вміст важких металів може значно відрізнятися, причому на початку вегетації на окремих моніторингових точках вміст металів значно перевищує показники наприкінці вегетації, що особливо виражено на середніх і далеких відстанях від джерела забруднення. Зменшення вмісту важких металів у листках може бути наслідком інтенсивної їх метаболізації та відтоку з листків в інші вегетативні органи деревних рослин.

На основі цього можна зробити припущення, що акумуляція токсикантів у листках супроводжується їх відтоком з листків, тобто відбувається постійне надходження токсикантів з повітря. Чим інтенсивніші ці процеси, тим більш ефективно функціонують рослини як біологічні фільтри. З огляду на це, при розрахунках загальної акумулюючої здатності досліджуваних рослин доцільно ураховувати вміст важких металів у листках як на початку, так і наприкінці вегетації. Розрахунки проводили на основі вимірювання морфометричних показників “модельних” (усереднених за величиною і габітусом) рослин, які зростають у складі масивних насаджень неповної зімкнутості напівосвітленої структури, тобто у стріяливих фітоценотичних умовах [45].

Алгоритм розрахунків наведений нижче. Спочатку визначали об’єм крони “модельного” дерева того чи іншого виду за формулою:

$$V = k (H - z) n$$

де k – коефіцієнт, що описує форму крони, розрахунок якого спирається на об’єм геометричної фігури, до якої наближається форма крони, з урахуванням ступеня наближеності до цієї фігури;

H – висота дерева, м;

z – висота штамба, м;

$(H - z)$ – висота крони дерева (h), м;

p – площа горизонтальної проекції крони, m^2 .

Далі визначали об'єм реальної крони дерева кожного виду за формулою

$$W = V \cdot J$$

де V – об'єм крони “модельного” дерева;

J – коефіцієнт щільності крони, який змінюється від 0,1 (максимально сквозиста крона) до 1 (максимально щільна крона).

Фітомасу зеленої частини крони (у розрахунку на суху вагу сумарної кількості листків N) розраховували за формулою

$$P = W \cdot D \cdot M / S$$

де P – фітомаса дерева, кг сух. реч.;

W – об'єм крони дерева, m^3 ;

D – щільність листової поверхні, тобто площа листя в 1 m^3 крони, m^2 / m^3 .

Це видоспецифічний показник, який залежить від умов зростання рослини.

$W \cdot D$ – відповідно, загальна листкова поверхня дерева, m^2 ;

M – середня маса повітряно сухого листка, г;

S – середня площа листка, m^2 .

Значення показників, що застосовувалися у розрахунках за даними формулами, наведені в табл. 8.1 як для видів, що знаходяться на промислових територіях, так і для видів роду *Acer* L. колекції ботанічного саду, які ще не поширені в культурі. Визначення їх стійкості в умовах району інтродукції, проведене у роботі, та кількісна оцінка загальних біометричних характеристик (фітомаси, об'єму крони) цих видів в даних умовах дає змогу оцінити фітомеліративний потенціал нових деревних інтродуцентів при впровадженні їх в озеленення промислових територій. Значення показників обсягу крони дерева та його фітомаси представлені в таблиці 8.2.

Наведені розрахунки показують, що найбільшу фітомасу розвивають *A. pseudoplatanus* і *A. saccharinum*, які характеризуються високою щільністю крони, більшими розмірами крони і листків. Дещо нижчі показники у *A. platanooides*, *A. campestre* і *A. trautvetteri* – дерева з досить щільними кронами та високою щільністю листової поверхні, проте дещо менші за розмірами.

Таблиця 8.1

Величини біометричних показників модельних екземплярів досліджуваних видів роду *Acer* L.

Вид	d, м	n, м ²	h, м	k	J	D, м ² /м ³	M, г	S, м ²
<i>A. platanoides</i>	15	176,62	18	0,80	0,92	2,45	0,540	$17,043 \cdot 10^{-3}$
<i>A. pseudoplatanus</i>	16	200,96	20	0,75	0,85	2,17	0,559	$11,000 \cdot 10^{-3}$
<i>A. negundo</i>	15	176,62	16	0,78	0,53	1,26	0,100	$2,457 \cdot 10^{-3}$
<i>A. saccharinum</i>	18	254,34	20	0,85	0,68	1,38	0,276	$4,455 \cdot 10^{-3}$
<i>A. campestre</i>	13	132,66	15	0,87	0,95	2,68	0,242	$5,370 \cdot 10^{-3}$
<i>A. tataricum</i>	8	50,24	10	0,72	0,78	1,83	0,254	$3,267 \cdot 10^{-3}$
<i>A. semenovii</i>	6	28,26	8	0,68	0,70	1,52	0,119	$1,903 \cdot 10^{-3}$
<i>A. ginnala</i>	6	28,26	7	0,81	0,83	1,45	0,128	$3,633 \cdot 10^{-3}$
<i>A. monspessulanum</i>	10	78,50	12	0,94	0,88	1,05	0,0556	$1,306 \cdot 10^{-3}$
<i>A. trautvetteri</i>	12	113,04	16	0,67	0,80	2,25	0,381	$8,503 \cdot 10^{-3}$

Таблиця 8.2

Загальні біометричні характеристики крони та накопиченої біомаси листкового апарату дерев

Вид	V, м ³	W, м ³	WD, м ²	N	P, кг / дерево
<i>A. platanoides</i>	2543,40	2339,93	5732,82	336373,88	181,73
<i>A. pseudoplatanus</i>	3014,41	2562,24	5560,06	505460,07	283,01
<i>A. negundo</i>	2204,28	1168,26	1472,01	599112,00	60,49
<i>A. saccharinum</i>	4323,78	2940,17	4057,43	910759,85	251,96
<i>A. campestre</i>	1731,21	1644,65	4407,66	820793,29	198,78
<i>A. tataricum</i>	361,72	282,14	516,33	158044,24	40,17
<i>A. semenovii</i>	153,73	107,61	163,57	85955,54	10,24
<i>A. ginnala</i>	160,23	132,99	192,84	53080,61	6,84
<i>A. monspessulanum</i>	885,48	779,22	818,18	626480,49	34,77
<i>A. trautvetteri</i>	1211,78	969,43	2181,21	256523,56	97,73

До другої групи з невеликими обсягами накопиченої фітомаси слід віднести *A. negundo*, *A. tataricum*, *A. monspessulanum*, серед яких найбільші розміри крони має *A. negundo*, проте через дуже низьку щільність крони і листової поверхні об'єм фітомаси у нього знижується. У *A. monspessulanum* – дерева 2-ї величини висока щільність крони сполучається з найнижчими значеннями щільності листової поверхні та розмірів листків, через що обсяги фітомаси удвічі нижчі за *A. negundo*. У *A. tataricum* – дерева 3-ї величини фітомаса навіть перевищує фітомасу більш великих дерев *A. monspessulanum* за рахунок збільшення двох останніх показників.

Найнижчі значення фітомаси у *A. semenovii* і *A. ginnala* – невеликих дерев 3-ї величини, які поряд з *A. tataricum* входять до секції *Trilobata* і відзначаються досить високими показниками щільності крони і листової поверхні. Тому ці види являються перспективними для багатоцільового використання в насадженнях, коли фітомеліоративні функції деревних порід необхідно сполучати з декоративно-естетичними функціями, які можливо розширити за рахунок нових інтродукованих видів, збільшити діапазон варіювання декоративних властивостей і, таким чином, залучити дендрологічні ресурси, накопиченні у ботанічних садах за тривалий час.

Враховуючи показники накопичення важких металів у листках кленів на промислових майданчиках в залежності від відстані до джерела забруднення – ТЕС (табл. 3.5, 3.6), розраховано загальні обсяги акумуляції Hg та Pb фітомасою одного дерева досліджуваних видів кленів (табл. 8.3).

Як показав попередній аналіз накопичення важких металів у листках рослин (табл. 3.5–3.7), на промислових майданчиках в зоні дії викидів ТЕС та в умовному контролі найбільшою акумулюючою здатністю щодо ртуті відзначаються *A. platanoides* (I і III пр. м.) і *A. negundo* (II і V пр. м.), щодо свинцю – *A. platanoides* (I пр. м.), *A. pseudoplatanus* (I і III пр. м.), *A. negundo* (II, III і V пр. м.). Проте при розрахунку ефективності акумуляції не на одиницю ваги, а на одну рослину, яка має певну кількість листової поверхні, види розподіляються вже в іншому порядку.

Таблиця 8.3

Обсяги акумуляції Hg і Pb у листках (мг) у розрахунку на одне модельне дерево досліджуваних видів

Вид	Дослідні майданчики					
	I	II	III	IV	V	VI
Акумуляція ртуті						
<i>A. platanoides</i>	145,38	127,21	161,74	67,24	27,26	32,71
<i>A. pseudoplatanus</i>	192,44	147,16	169,80	101,88	56,60	42,45
<i>A. negundo</i>	43,56	44,16	45,37	30,25	16,33	12,09
<i>A. saccharinum</i>	–	138,57	–	–	47,87	–
Акумуляція свинцю						
<i>A. platanoides</i>	170,82	158,10	169,01	121,76	103,58	59,97
<i>A. pseudoplatanus</i>	268,85	220,74	308,47	237,72	158,48	90,56
<i>A. negundo</i>	60,49	73,20	61,71	70,18	44,16	27,22
<i>A. saccharinum</i>	–	178,89	–	–	136,05	–

Так, найбільша кількість Hg і Pb на усіх трьох промислових майданчиках акумулюється рослинами *A. pseudoplatanus*, який за результатами досліджень показав недостатню посухостійкість. В умовному контролі на території ботанічного саду провідна роль у накопиченні металів належить *A. saccharinum*.

Слід зазначити, що інші досліджувані види відзначаються високою відносною акумулятивною здатністю. Проте, при створенні фітомеліоративних насаджень, необхідно враховувати також стійкість рослин до несприятливих природно-кліматичних умов степової зони, тому перспективними можна вважати більш стійкі *A. negundo* і *A. platanoides*.

Щодо видів колекції ботанічного саду, враховуючи їх стійкість до факторів середовища та розвиток фітомаси, можна прогнозувати високий фітомеліоративний потенціал *A. tataricum*, *A. monspessulanum*, *A. semenovii* – декоративних порід 2-3 величини. Ці види успішно пройшли довготривалі інтродукційні випробування у ботанічному саду ДНУ, мають високий адаптаційний потенціал, здатні до насінневого розмноження та самовідновлення. Впровадження цих видів у склад захисних та озеленувальних насаджень у техногенних умовах Південно-Східної України дозволить оптимізувати просторову структуру насаджень, підвищити їх декоративно-естетичні та фітомеліоративні функції.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі з позиції системного підходу узагальнено теоретичну базу щодо питання дослідження впливу антропогенних та екологічних факторів довкілля на деревні рослини на прикладі кленів. Досліджено та отримано практичні результати з рекомендаціями щодо збереження біорізноманіття в умовах техногенного навантаження.

1. Проведено аналіз екологічної та структурно-функціональної ролі кленів в природних і штучних насадженнях культурфітоценозів степової зони. Визначено виключну роль кленів, зокрема *A. platanoides*, *A. campestre*, у підтриманні лісового типу фітоценозу, *A. tataricum* – у напівосвітлених насадженнях. Провідну роль в озелененні промислових територій відіграють *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. saccharinum*, *A. negundo*.

2. Встановлено максимальний рівень забруднення едафотопів інгредієнтами викидів теплових електростанцій – ртуттю та свинцем – на відстані 2 – 4 км від джерела забруднення (житловий масив) з перевищенням рівня ГДК по Hg у 4 рази, по Pb – у 2 рази. Показано високий рівень акумулятивної здатності кленів, встановлено наявність кореляційних зв'язків між акумуляцією важких металів листками кленів та вмістом їх у ґрунтах: відносно ртуті $R=0,74$, свинцю – $R=0,63$. Найкращою вибірковою здатністю відносно свинцю характеризується *A. pseudoplatanus* (з коефіцієнтом накопичення 9,3), ртуті – *A. platanoides*, (з коефіцієнтом накопичення 9,0), що сприяє вилученню з навколишнього середовища токсикантів.

3. Установлено, що антропогенні та екологічні чинники індукують водний стрес у інтродукованих і аборигенних видів кленів, що виражається у зниженні загального рівня оводненості на 5 – 15 % у результаті підвищення інтенсивності транспірації – до 87 %, що спричинює в свою чергу підвищення денного водного дефіциту до двох разів та осмотичного потенціалу – до 30 %. Стійкий рівень оводненості характерний для *A. pseudoplatanus*. Визначено, що адаптивною реакцією рослин до ксеротермних умов, що підсилюються полютантами, виступає збільшення фракції зв'язаної води на промисловій

ділянці до трьох разів у *A. saccharinum* в порівнянні з видами умовно чистої зони за рахунок збільшення вмісту осмотично активних речовин.

4. Експериментально підтверджено протекторну роль білків при гідротермічному стресі та, особливо, за сумісного впливу техногенного навантаження. В умовах посухи високий вміст білків встановлено для *A. tataricum*, *A. saccharinum*, *A. monspessulanum*, *A. ginnala*. Максимальний вміст білків у пагонах всіх досліджуваних видів (від 1,7 до 2,9 мг/г) відзначено у фазах фізіологічного та відносного спокою. Гідротермічний стрес індукує зростання вмісту білка у *A. pseudoplatanus*, *A. negundo*, *A. campestre*, *A. monspessulanum*, що підтверджує важливу осмотичну роль білків. На промисловому майданчику підвищення вмісту білків до 25 % виявлено у *A. negundo* (від 1,5 до 2,0 мг/г). Найбільш стабільними є метаболічні процеси у *A. pseudoplatanus*, що виражається високим вмістом та вузьким діапазоном коливань показників білкового обміну на різних промислових ділянках (від 2,2 до 2,6 мг/г), і є показником високої стійкості до промислових емісій.

5. Встановлено наявність тісних прямих кореляційних зв'язків між акумуляцією важких металів листками та вмістом у них білків. Найвищий коефіцієнт кореляції (0,89) виявлено між вмістом білків та концентрацією Pb у листках *A. pseudoplatanus*, між вмістом білків та концентрацією Hg (0,77–0,79) у листках *A. pseudoplatanus*, *A. platanoides*, *A. negundo*., що можна використовувати як діагностичний параметр при визначенні рівня забруднення навколишнього середовища ртуттю та свинцем.

6. Визначено осмопротекторну роль сумарних цукрів, в тому числі – відновлюючих, та запасного крохмалю у пагонах кленів у фазі фізіологічного спокою. Адаптивною реакцією на забруднення ртуттю та свинцем у кленів виступає підвищення вмісту сумарних цукрів до двох разів у зимовий період (від 2,5 % до 4,7 % у *A. platanoides*) та підвищення вмісту крохмалю у *A. saccharinum*.

7. Установлено, що важкі метали стимулюють активність антиоксидантної системи у відповідь на оксидативний стрес. В умовах техногенного впливу активність оксидоредуктаз зростала до трьох разів (від 70 до 250 мкМоль H_2O_2 /г·хв у *A. saccharinum*), що свідчить про високий рівень стресу та активацію систем захисту.

8. Морфоанатомічна структура тканин пагонів за впливу викидів ТЕС змінюється в бік зростання захисних функцій (потовщення покривних тканин однорічних пагонів на 10–30 % внаслідок підвищення активності коркового камбію, тоді як у камбію провідної системи активність знижується) та посилення ксероморфних ознак (зменшення кількості судин та їх діаметра).
9. В умовах факторного експерименту вперше визначено кількісний вплив ртуті і свинцю на основні метаболічні параметри: показники водного дефіциту та вмісту білків. З використанням регресійних рівнянь встановлено, що ртуть має на порядок більшу інгібуючу силу впливу, порівняно зі свинцем за однакової концентрації металів.
10. Розроблено рекомендації щодо впровадження нових видів роду *Acer* в урбофітоценози на екологічно небезпечних промислових територіях та захисних зонах теплових електростанцій в умовах Степового Придніпров'я на основі схожих (гомологічних) фізіологічних реакцій серед видів колекції ботанічного саду та видів з промислових ділянок на посуху. За цим критерієм більш посухостійкі види роду Клен (*A. tataricum*, *A. semenovii*, *A. ginnala*, *A. monspessulanum* та *A. campestre*) є перспективними для озеленення промислових територій з пріоритетними забруднювачами Hg і Pb. *A. pseudoplatanus* є максимально стійким в умовах техногенного пресингу за всіма фізіологічними параметрами, відповідно як і види з подібними реакціями (*A. campestre*, *A. platanooides*, меншою мірою *A. trautvetteri*). Адаптивний потенціал цих видів дозволить забезпечити ефективність біоремедіаційної функції насаджень як активного середовищеперетворюючого фактора на промислових територіях в умовах Степового Придніпров'я.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Аксенова Н.А. Клены /Н.А. Аксенова. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1975. – 96 с.
2. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в агроландшафте /Ю.В. Алексеев. – М.: ПИЯФ РАН, 2008. – 217 с.
3. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях /Ю.В. Алексеев. – Л.: Агропромиздат, 1987. – 142 с.
4. Андреева В.А. Фермент пероксидаза. Участие в защитном механизме растений /В.А. Андреева. – М.: Наука, 1988. – 128 с.
5. Атлас по анатомии растений /А.Г. Сербин, Л.С. Картмазова, В.П. Руденко, Т.Н. Гонтовая. – Харьков: Колорит, 2006. – 86 с.
6. Атлас природных условий и естественных ресурсов Украинской ССР /П.Н. Першин, А.Н. Алымов, М.М. Паламарчук. – М.: ГУГК, 1978. – 183 с.
7. Базилевская И.А. Интродукция растений. Экологические и физиологические основы /И.А. Базилевская, А.М. Мауринь. – Рига : Изд-во Латвийского ун-та, 1986. – 103 с.
8. Баланчук О.В. Оценка устойчивости лесных биогеоценозов степной зоны /О.В. Баланчук, С.П. Петречка, М.Н. Цветкова, А.А. Дубина // Ученые записки Таврического национ. ун-та. – 2001. – Т. 14 (53), № 1. – 5 с.
9. Баранов В.І. Вивчення вмісту важких металів у деревних рослин на деастрованих ґрунтах породного відвалу вугільних шахт /В.І. Баранов, М.М. Гузь, М.С. Гавриляк, С.П. Пащук /Науковий вісник НЛТУ України. – 2010. – Вип. 20.1 – С. 68–72.
10. Барская Е.И. Изменения хлоропластов и вызревание побегов в связи с морозоустойчивостью древесных растений /Е.И. Барская. – М.: Наука, 1967. – 223 с.
11. Баюра О.М. Посухостійкість ясена звичайного (*Fraxinus excelsior* L.) та його декоративних форм в умовах Правобережного Лісостепу України /О.М. Баюра // Науковий вісник НЛТУ України. – 2011. – Вип. 21.1. – С. 33–38.
12. Безуглов В.К. К интерпретации параметров графиков обезвоживания листьев /Состояние воды и энергетический обмен растений. – Казань: Изд-во КГУ, 1975. – С. 35–48.

13. Белова Н.А. Естественные леса и степные почвы (Экология, микроморфология, генезис) /Н.А. Белова, А.П. Травлеев. – Днепропетровск: Изд-во ДГУ, 1999. – 344 с.
14. Белова Н.А. Экология, микроморфология, антропогенез лесных почв Степной зоны Украины /Н.А.Белова. – Днепропетровск: Изд-во ДГУ, 1997. – 264 с.
15. Бельгард А.Л. К теории структуры искусственного лесного сообщества в степи /А.Л. Бельгард // Искусственные леса степной зоны Украины. – Харьков: ХГУ, 1960. – С. 17–33.
16. Бельгард А.Л. Лесная растительность юго–востока СССР /А.Л. Бельгард. Изд-во Киевского гос. ун-та, 1950. – 264 с.
17. Бельгард А.Л. О процессах адаптации и сylvатизации искусственных лесных биогеоценозов к условиям степной среды /А.Л. Бельгард, А.П. Травлеев // Проблемы лесного почвоведения. – М.: Наука, 1973. – С. 5-15.
18. Бельгард А.Л. Степное лесоведение /А.Л. Бельгард – М.: Лесная промышленность, 1971. – 321 с.
19. Беспамятков Т.П. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде /Т.П. Беспамятков, Ю.А. Кротов. – Л.: Наука, 1985. – 528 с.
20. Бессонова В.П. Вміст важких металів у листі дерев і чагарників в умовах техногенного забруднення різного походження /В.П. Бессонова, І.А. Зайцева // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ. – 2008. – Вип. 13, № 2. – С. 62–77.
21. Бессонова В.П. Зміни вмісту вуглеводів у пагонах троянд в умовах забруднення навколишнього середовища /В.П. Безсонова, О.В. Дубова // Укр. ботан. журн. – 1995. – Т. 52, №1. – С. 82–84.
22. Бессонова В.П. Нагромадження запасних речовин у насінні *Acer platanoides* L. та *Acer negundo* L. під впливом промислових викидів /В.П. Безсонова, З.В. Грицай // Укр. ботан. журн. – 1998. – Т. 55, № 3. – С. 289–297.
23. Бессонова В.П. Вплив SO₂ і важких металів на метаболізм неструктурних вуглеводів в коренях сіянців деревних рослин /В.П. Безсонова, Т.І. Юсипіва // Укр. ботан. журн. – 1998. – Т. 55, № 4. – С. 389–397.

24. Бессонова В.П. Влияние тяжелых металлов на фотосинтез /В.П. Бессонова. – Днепропетровск: ДДАУ, 2006. – 208 с.
25. Бессонова В.П. Методи фітоіндикації в оцінці екологічного стану довкілля: Навч. посіб. /В.П. Бессонова. – Запоріжжя: ЗНУ, 2001. – 196 с.
26. Бессонова В.П. Некоторые аспекты фитоиндикации загрязнения окружающей среды по биохимическим показателям /В.П. Бессонова // Вопросы биоиндикации. – Запоріжжя: ЗНУ. – 1997. – С. 7–20.
27. Бессонова В.П. Роль растительности в осаждении металлоносных аэрозолей. 2. Влияние климатических факторов. Эффективность защитных насаждений /В.П. Бессонова // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ. – 2000. – Вип. 5, № 3. – С. 93–104.
28. Бессонова В.П. Семенное возобновление древесных растений и промышленные поллютанты (SO₂ и NO₂) /В.П. Бессонова, Т.И. Юсыпова. – Запорожье: ЗНУ, 2001. – 193 с.
29. Биондикация загрязнения наземных экосистем /Под ред. Р. Шуберта – М.: Мир, 1988. – 346 с.
30. Битюцкий Н.П. Необходимые микроэлементы растений. – СПб.: Изд-во ДЕАН, 2005. – 255 с.
31. Більчук В.С. Особливості накопичення неструктурних вуглеводів у пагонах різних видів роду *Acer* в умовах коксохімічного виробництва /В.С. Більчук, Л.В. Шупранова // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Серія Біологія. Екологія. – 2005. – Вип. 2. – Т. 4. – С. 19–24.
32. Борзаківська І.В. Підвищення зимостійкості деревних рослин при інтродукції їх на Україні /І.В. Борзаківська. – К.: Наук. думка, 1973. – 198 с.
33. Борисов М.А. Розвиток теплової енергетики України на основі модернізації основного тепломеханічного обладнання ТЕС: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : 05.14.01 /М.А.Борисов. – К., 2008. – 23 с.
34. Ботанічний сад Дніпропетровського національного університету /Опанасенко В.Ф, Зайцева І.О., Русецька Л.Л. та ін. – Дніпропетровськ: РВВ ДНУ, 2008. – 60 с.

35. Брайон О.В. Анатомія рослин: Підручник /О.В. Брайон, В.Г. Чикаленко. – К.: Вища школа, 1992. – 272 с.
36. Бучинский И.Е. Засухи, суховеи и пыльные бури на Украине и борьба с ними /И.Е. Бучинский . – К.: Урожай, 1970. – 236 с.
37. Вавилов Н.И. Закон гомологических рядов в наследственной изменчивости /Н.И. Вавилов. – Л.: Наука, 1987. – 256 с.
38. Варламов Г.Б. Теплоенергетичні установки та екологічні аспекти виробництва енергії /Г.Б. Варламов, Г.М. Любчик, В.А. Малярєнко– К.: ІВЦ Вид–во «Політехніка», 2003. – 232 с.
39. Виноградова Ю. К. Чёрная книга флоры Тверской области: Чужеродные виды в экосистемах Тверского региона /Ю.К. Виноградова, С.Р. Майоров, А.А. Нотов. – М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2011. – 292 с.
40. Вихор Б. І. Клен ясенелистий (*Acer negundo* L.) на Закарпатті: екологія, поширення та вплив на довкілля /Б. І. Вихор, Б. Г. Проць // Біологічні студії. – 2013. – Т. 7, № 2. – С. 119–130.
41. Вінниченко О.М. Анатомія рослин: Навчальний посіб. /О.М. Вінниченко. – Дніпропетровськ: Вид–во Дніпропетр. ун–ту, 2000. – 124 с.
42. Волчевська–Козак О.Є. Білковий комплекс рослин ріпака при абіотичних стресах /О.Є. Волчевська–Козак, І.М. Кифорук // Онтогенез рослин у природному та трансформованому середовищі: Матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. – Львів, 1998. – С. 193.
43. Волостнов А.В. Ртуть в углях Сибири /А.В. Волостнов, С.И. Арбузов, Н.А. Осипова, С.С. Ильенок, Н.В. Купреева // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты. Матер. Междунар. симпозиума. – М.: ГЕОХИ РАН, 2010. – С. 99–104.
44. Вредные химические вещества. Неорганические соединения V–VIII групп: Справ.изд./ Под ред. В.А. Филова и др. – Л.: Химия, 1989. – С. 20-170.
45. Врештак П. Развитие биомассы листьев тополя в городах Словакии / П.Вершак. // Бюллетень Главн. ботан. сада. – М.: Наука, 1992. – Вып. 165. – С. 32-40.
46. Гаврилин К.В. Канско-Ачинский угольный бассейн: Монография /К.В. Гаврилин, А.В. Озерский М.: Недра, 1996. – 272 с.

47. Ганонг В.Ф. Фізіологія людини: Підручник /В.Ф. Ганонг. – Львів: БаК, 2002. – 784 с.
48. Генкель П.А. Физиология жаро- и засухоустойчивости растений /П.А. Генкель. – М.: Наука, 1982. – 279 с.
49. Генкель П.А. Физиология устойчивости растительного организма /П.А. Генкель // Физиология сельскохозяйственных растений. – М.: Из-во Москов. ун-та, 1967. – Т.3. – С. 87–269.
50. Гигиеническая оценка почвы населенных мест: Инструкция 2.1.7.11-12-5-2004. – Минск. –2004. – 39 с.
51. Гетко Н.В. Растения в техногенной среде /Н.В. Гетко. – Минск: Наука и техника, 1989. – 205 с.
52. Глазовская М.А. Ландшафтно–геохимические системы и их устойчивость к техногенезу /М.А. Глазовская // Биохимические циклы в биосфере. – М.: Наука, 1976. – С. 99–118.
53. Гланц С. Медико-биологическая статистика /С. Гланц Пер. с англ. – М.: Практика, 1998. – 459 с.
54. Гнатів П.С. Дендрофізіологічні проблеми інтродукції рослин в антропогенно трансформоване середовище /П.С. Гнатів // Наукові праці Відтворення та покращення лісових ресурсів. – Вип. 1. – 2002. – С. 99–103.
55. Гнатів П.С. Видові метаболічні особливості адаптації дерев /П. С. Гнатів // Лісова селекція, насінництво та інтродукція в Українських Карпатах. – Івано–Франківськ, 1993. – С. 71–72.
56. Гнатів П.С. Функціональна діагностика в дендроекології /П.С. Гнатів. – Львів: Камула, 2014. – 336 с.
57. Гнатів П.С. Вуглеводний метаболізм листків у зв'язку з мінеральним живленням дерев у деградованому довкіллі /П.С. Гнатів, Д.В. Артемовська // Наук. праці ЛАНУ. – Львів: РВВ НЛТУ України, 2009. – Вип. 7. – С. 192–200.
58. Голикова М. М. Білковий обмін вегетативних органів видів роду *Acer* L. у річному циклі розвитку /М. М. Голикова, І. О. Зайцева // Запорожский медицинский ж-л. – 2008. – № 2, Т. 2 // Рослини в оптимізації довкілля : Матер. міжнар. наук. конф. – С. 47-48.

59. Голикова М. М. Інтенсивність транспірації інтродукованих видів кленів /М.М. Голикова // Промислова ботаніка : стан та перспективи розвитку : Матеріали VI міжнар. наук. конф. – Донецьк, 2010. Т. 1, С. 135-137.
60. Голикова М. М. Фізіологічні особливості адаптації видів роду *Acer* L. при інтродукції у степову зону /М. М. Голикова // Інноваційні агротехнології в умовах глобального потепління: Матеріали міжнар. наук.–практ. конф. – Мелітополь, 2009. – С. 230–233.
61. Голикова М. Н. Характер накопления тяжелых металлов в листьях клёнов /М. Н. Голикова // Сахаровские чтения 2011 года: экологические проблемы XXI века: Материалы междунар. науч. конф. – Минск. – С. 177.
62. Голикова М.М. Біоремедіаційна роль кленів у промисловому місті /М.М. Голикова, Ю.В. Супонько // Актуальні питання теоретичної та клінічної медицини : Матеріали міжнар. наук.-практ. конф. студентів та молодих вчених. – Суми, 2013. – С. 86.
63. Голикова М.М. Вплив промислового забруднення на елементи анатомічної структури пагонів кленів /М.М. Голикова // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – Львів, 2011. – Вип. 57. – С. 242–248.
64. Голикова М.М. Зміна вмісту білка в листках кленів за умов дії солей ртуті та свинцю /М.М. Голикова // Рослини та урбанізація: Матеріали II міжнар. наук.-практ. конф. – Дніпропетровськ, 2011. – С. 74-75.
65. Голикова М.М. Осмотичний потенціал інтродукованих кленів /М.М. Голикова // Наукові, прикладні та освітні аспекти фізіології, генетики, біотехнології рослин і мікроорганізмів : Матеріали XI конф. молодих вчених. – К. – 2010. – С. 37-39.
66. Голикова М.М. Особливості водного обміну представників роду *Acer* L. /М.М. Голикова // Інтродукція рослин, збереження та збагачення біорізноманіття в ботанічних садах і дендропарках : Матеріали міжнар. наук. конф. – К., 2010. – С. 449-451.
67. Голикова М.М. Теплові електростанції як одне з основних джерел забруднення атмосферного повітря /М.М. Голикова // Екологічна безпека

- держави : тези доп. Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених та студ. – К., 2013. – С. 115.
68. Голикова М.М. Фізіологічні особливості адаптації видів роду *Acer* при інтродукції у степову зону /М. М. Голикова // Інноваційні агротехнології в умовах глобального потепління : Матеріали міжнар. наук.-практ. конф.– Мелітополь-Кирилівка, 2009. – С. 230-233.
 69. Голикова М.М. Структурно-функціональні особливості адаптації видів роду *Acer* в умовах Степового Придніпров'я /М.М. Голикова, І.О. Зайцева // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Серія Біологія. Екологія. – 2009. – Вип. 17, т. 2, С. 30–36.
 70. Голикова М.Н. Коллекция кленов ботанического сада Днепропетровского национального университета им. Олеса Гончара /М.Н. Голикова // Биологическое разнообразие. Интродукция растений : Материалы V междунар. науч. конф. – Санкт-Петербург, 2011. – С. 53-56.
 71. Голикова М.Н. Особенности белкового обмена кленов /М.Н. Голикова, И.А. Зайцева // Ботанические сады в современном мире : теоретические и прикладные исследования: Материалы всерос. науч. конф. с междунар. уч-ем. – М., 2011. – С. 119-123.
 72. Голикова М.Н. Характер накопления тяжелых металлов в листьях клёнов /М.Н. Голикова // Сахаровские чтения 2011: экологические проблемы XXI века : Материалы 11-й междунар. науч. конф. – Минск: МГЭУ им. А. Д. Сахарова, 2011. – С. 177-178.
 73. Голов'янюк І.А. Вплив температурних стресів на якісний та кількісний склад білків різних органів *Phaseolus vulgaris* L. на ранніх етапах вегетативного розвитку /І.А. Голов'янюк, І.В. Косаківська // Матеріали XII з'їзду Укр. ботан. т-ва. – Одеса, 2006. – С. 424.
 74. ГОСТ 17.4.4.02 – 84. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа.
 75. ГОСТ 28168 – 89. Почвы. Отбор почв.
 76. Гриб Й.В. Екологічна оцінка стану навколишнього середовища методами фітоіндикації /Й.В. Гриб, І.А. Чемерис // Вісник Націон. ун-ту водного госп-ва та природокористування. – Вип. 1 (29). – Рівне: НУВГП, 2005. – С. 3–11.

77. Грицай З.В. Биоэмбриологические исследования генеративного развития представителей рода *Acer* в условиях промышленного загрязнения (приоритетные загрязнители SO_2 и NO_2): автореф. дис. канд. биол. наук: спец. 03.00.16 – экология /З.В. Грицай. – Днепропетровск, 1997. – 20 с.
78. Грицай З.В. Насіннева продуктивність деревних рослин в умовах забруднення довкілля викидами металургійного підприємства /З.В. Грицай, О.Г. Денисенко // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Серія Біологія. Екологія. – 2011. – Вип. 19. – Т. 2. – С. 40–44.
79. Грицай З.В. Показники анатомічної будови первинної кори стебла однорічного пагона деревних рослин в умовах техногенного навантаження /З.В. Грицай // Рослини та урбанізація: Матеріали Міжнар. конф. – Дніпропетровськ, 2007. – С. 118–119.
80. Грицай З.В. Динаміка вмісту сахарози в листках представників роду *Acer* в умовах техногенного забруднення /З.В. Грицай // <http://www.rusnauka.com>.
81. Грицай З.В. Содержание углеводов в формирующихся околоплодниках *Acer negundo* L. и *Acer platanoides* L. в условиях промышленного загрязнения /З.В. Грицай, В.П. Бессонова // Проблемы дендрологии, цветоводства, плодоводства, виноградарства и виноделия: Матеріали Міжнар. конф. – Ялта, 1996. – С. 9–12.
82. Грицан Ю. И. Екологічні основи перетворюючого впливу лісової рослинності на степове середовище /Ю.И. Грицан. – Д.: ДДУ, 2000. – 150 с.
83. Грицан Ю. И. Эоклиматические условия и почвообразовательные процессы в лесных экосистемах степи /Ю.И. Грицан, В.Н. Зверковский // Екологія та ноосферологія. – 2002. – Т. 3, № 3–4. – С. 45–51.
84. Гришко В.М. Вміст різних за рухомістю форм важких металів в едафотобах, що зазнають техногенного впливу /В.М. Гришко, О.В. Данильчук, О.В. Сищикова // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Серія Біологія. Екологія. – 2001. – Вип. 10. – Т. 1. – С. 181–185.
85. Гришко В.М. Анатомічна будова пагонів *Ulmus pinnato-ramosa* Diek ex Koehne в умовах міського середовища /В.М. Гришко, В.М. Кучма, Д.В. Радзійон // Наука і освіта: міжн. наук. конф. – Дніпропетровськ, 1999. – Т. 3. – С. 15–16.

86. Гришко В.М. Важкі метали: надходження в ґрунти, транслокація у рослинах та екологічна небезпека /В.М. Гришко, Д.В. Сищиков, О.М. Піскова та ін. – Донецьк, 2012. – 306 с.
87. Гришко В.М. Акумуляція деяких важких металів тополями та особливості міграції елементів у системі “ґрунт-рослина” /В.М. Гришко, О.В. Данильчук // Інтродукція рослин. – 2007. – № 3. – С. 84–91.
88. Гришко, В.Н. К методике оценки древесных растений в условиях городской среды / В.Н.Гришко, З.Н. Столяпенкова // Матеріали міжнар. наук. конф. – Одеса, 2002. – С. 126-131.
89. Гродзинский ПР. М. Надежность растительных систем /ПР. М. Гродзинский – К.: Наук. думка, 1983. – 368 с.
90. Гусев Н.А. О физиологическом значении и современных методах исследования водообмена и состояния воды в растениях /Н.А. Гусев, Л.С. Кинаева // Физиол. и биохим. культ. растений, 1978. – Т.10. – Вып.1. – С. 113 –123.
91. Данильчук О.В. Накопичення важких металів елементами пагону тополь в різних екологічних умовах /О.В. Данильчук, В.М. Гришко // Вісник Дніпропетр. націон. ун-ту. Серія Біологія. Екологія. – 2002. – Вип. 10, № 2. – С. 126–131.
92. Даценко І.І. Гігієна та екологія людини /І.І. Даценко. – Львів: Афіша, 2000. – 248 с.
93. Деви С.Р. Антиокислительная активность *Brassica juncea*, подвергнутых действию высоких концентраций меди /С.Р. Деви, М.Н. Прасад // Физиология растений. – 2005. – Т. 52, № 2. – С. 233–237.
94. Демура Т.А. Водний дефіцит у інтродуцентів роду *Rosa* /Т.А. Демура // Динаміка наукових досліджень : Матеріали міжнар. наук.–практ. конф. – Дніпропетровськ: Наука і освіта. – Т. 3. Біологічні науки, 2002. – С. 10–11.
95. Демура Т.А. Накопичення кадмію та нікелю в листках гороху на початкових етапах їх сумісної дії /Т.А. Демура // Сучасні проблеми фізіології та інтродукції рослин: Матеріали II Всеукр. наук.–практ. конф. – Дніпропетровськ: ДНУ, 2007. – С. 38.
96. Демура Т.А. Обводнення тканин рослин–інтродуцентів роду *Rosa* /Т.А. Демура // Наука і освіта 2003: тези доповіді міжнар. наук.–практ.

- конф. – Дніпропетровськ: Наука і освіта, 2003. – Т. 2. Біологія. – С. 14–15.
97. Демура Т.А. Зміни про-/антиоксидантної рівноваги у проростків кукурудзи за різного рівня накопичення кадмію та нікелю /Т.А. Демура, В.М. Гришко // Вісник Харків. націон. аграр. ун-ту. Серія Біологія, 2008. – Вип. 1 (13). – С. 22–29.
 98. Дендрофлора України. Дикорослі й культивовані дерева й кущі. Покритонасінні. Частина II // М.А. Кохно, Н.М. Трофименко, Л.І. Пархоменко та ін. – К.: Фітосоціоцентр, 2005. – 715 с.
 99. Деревья и кустарники, культивируемые в УССР / Под ред. Н. А. Кохно. – К.: Наук. думка, 1986. – 719 с.
 100. Дерюгина Т.Ф. Сезонный рост лиственных древесных пород /Т.Ф. Дерюгина. – Минск: Наука и техника, 1984. – 120 с.
 101. Добровольский В.В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние /В.В. Добровольский. – М.: Мысль, 1983. – 272 с.
 102. Довганич Н.В. Оцінка ступеня забруднення цинком системи ґрунт–вода–рослина території Бурштинської теплоелектростанції та зони активного її впливу /Н.В. Довганич // Ґрунтознавство. – 2011. – Т.12, №3–4. – С. 49–54.
 103. Документація конкурсних торгів на закупівлю виконання робіт з розробки проектно – кошторисної документації стадія «Техніко–економічне обґрунтування» по об'єктам ВАТ «Дніпроенерго» – 2 лотим. Запоріжжя, 2011 р., 36 с.
 104. Долгова Л.Г. Вміст цукрів у вегетативних органах садових жасминів, інтродукованих в степову зону України /Л.Г. Долгова, І.О. Зайцева // Вісник Ужгор. ун-ту. Серія Біологія. – 2006. – Вип. 18. – С. 49–51.
 105. Долгова Л.Г. Зміна вмісту розчинних білків у річному циклі у інтродуцентів – представників р. *Philadelphus* /Л.Г. Долгова, О.О. Вербицька // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ. – 2009. – Вип. 14, № 2. – С. 62–69.
 106. Долгова Л.Г. Зміни вмісту сумарних білків в рослинах садового жасмину, інтродукованих в Україну, протягом річного циклу розвитку /Л.Г. Долгова // Онтогенез рослин у природному і трансформованому середовищі.

- Фізіолого–біохімічні та екологічні аспекти: Тези доп. II Міжнар. наук. конф. – Львів, 2004. – С. 148.
107. Долгова Л.Г. Осмотично активні речовини у формуванні стійкості рослин–інтродуцентів роду *Chaenomeles* Lindl. /Л.Г. Долгова // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ, 2010. – Вип. 15, № 2. – С. 127–134.
 108. Долгова Л.Г. Особливості водного обміну рослин–інтродуцентів роду *Rosa* L. /Л.Г. Долгова, І.В. Коваль, Т.А. Демура // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Серія Біологія. Екологія. – 2003. – Вип. 11. – Т. 2. – С. 28–36.
 109. Долгова Л.Г. Оцінка посухо– та зимостійкості деревних екзотів, інтродукованих у степову зону /Л.Г. Долгова, І.О. Зайцева // Вісник. Ужгор. ун-ту. Серія Біологія. – 2008. – Вип. 24. – С. 104–109.
 110. Доповідь про стан навколишнього середовища в Черкаській області за 2007 рік. – Черкаси, 2008. – 198 с.
 111. Драган Н.В. Порушення морфогенезу і типової організації вегетативних пагонів сосни в техногенно змінених екотопах /Н.В. Драган // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ, 2002. – Вип. 7, № 2-3. – С. 116 – 128.
 112. Древесные насаждения в оптимизации техногенной и рекреационной среды // А.К. Поляков, И.Е. Малюгин, В.П. Тарабрин, В.В. Королев – К.: Наук. думка, 1992. – 171 с.
 113. Дрьомін В.П. Аналіз витрат палива блоками ТЕС та можливостей їх економії при регулюванні електроспоживання /В.П. Дрьомін, Г.П. Костенко, О.В. Згуровець // Проблеми загальної енергетики. – 2008. – Вип. 17. – С. 73–77.
 114. ДСТУ ISO 10381-2:2004 Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб. – К.: Держпоживстандарт. – 2006. – 23 с.
 115. Дубицький О. Фотохімічна активність хлоропластів листків озимої пшениці за різних умов живлення /О. Дубицький, Г. Габрієль, К. Ткачук // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – 2007. – Вип. 43. – С. 233–240.
 116. Дубина А.А. Роль подстилки в жизни степного леса /А.А. Дубина // Вопросы степного лесоведения. –Днепропетровск: ДГУ, 1977. – С. 46–49.

117. Дубова О.В. Вплив полютантів Запорізького алюмінієвого комбінату на морфолого-фізіологічні показники чагарників /О.В. Дубова // Вісник ЗНУ, 2009. – № 1. – С. 95–101.
118. Евсеева Т. Механизмы поступления, распределения и детоксикации тяжелых металлов у растений. /Т. Евсеева, И. Юранева, Е. Храмова // Фиология растений, 2003. – Т. 133. – С. 218–229.
119. Екологічний атлас Дніпропетровської області /[наук. редкол.: А. Г. Шапарь]. – Дніпропетровськ: Моноліт, 2009. – 64 с.
120. Екологічний паспорт Дніпропетровської області. – Дніпропетровськ. – 2009. – 130 с.
121. Емельянов И. Г. Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем /И.Г. Емельянов. – К.: Вища школа, 1999. – С. 9–23.
122. Емельянов Л.Г. Водобмен и стресс-устойчивость растений /Л.Г. Емельянов, С.А. Анкуд. – Минск: Наука и техника, 1992. – 144 с.
123. Ерёменко Ю.А. Аллелопатические свойства адвентивных видов древесно-кустарниковых растений // Промышленная ботаника. – 2012. – Вып. 12. – С. 188–193.
124. Жданов В.В. Забруднення об'єктів середовища викидами підприємства теплоенергетики як фактор впливу на еколого-гігієнічну ситуацію /В.В. Жданов, О.Б. Єрмаченко, В.С. Котов та ін. // Питання експер. та клін. медицини. – Донецьк.: ДонНМУ. – 2008. – Вип. 12. – Т. 1. – С. 68–71.
125. Жидеева В.А. Загрязнение садовых черноземных почв тяжёлыми металлами в зоне воздействия выбросов свинцово-никель-кадмиевого производства /В.А. Жидеева, И.И. Васенев // Агрохимия. – 2000. – № 11. – С. 66–67.
126. Жолкевич В.Н. Водный обмен растений /В.Н. Жолкевич, Н.А. Гусев, А.В. Капля. – М.: Наука, 1989. – 256 с.
127. Жук І.В. Реакція ензимів клітин листового мезофілу пшениці на високотемпературний стрес /І.В. Жук, М.М. Мусієнко // Регуляція росту і розвитку рослин: фізіолого-біохімічні і генетичні аспекти: тези доп. Міжнар. наук. конф. – Харків, 2008. – С. 76–77.

128. Жученко А.А. Адаптивный потенциал культурных растений /А.А. Жученко. – Кишинев: Штиинца, 1988. – 767 с.
129. Зайцев Г.Н. Методика биометрических расчетов /Г.Н. Зайцев. – М.: Наука, 1973. – 256 с.
130. Зайцева И.А. Водный баланс растений семейства *Saxifragaceae* в условиях Степного Приднестровья /И.А. Зайцева // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Серія Біологія. Екологія. – 2006. – Вип.14. – Т. 2. – С. 72–79.
131. Зайцева И.А. Динамика водообменных процессов видов рода *Acer* L. в связи с их засухоустойчивостью /И.А. Зайцева // Вестник Днепропетр. ун-та. Серия Биология. Экология. – 2004. – Вып.12. – С. 54–61.
132. Зайцева І. А. Моделювання стану оводненості тканин листя різних за посухостійкістю деревних рослин /І.О. Зайцева // Наук. доповіді націон. ун-ту біоресурсів та природокористування. – 2010. – № 2. – С. 20–28.
133. Зайцева И.А. Сезонная динамика накопления белков и устойчивость *Koelreuteria paniculata* Laxm. в условиях Степного Приднестровья /И.А. Зайцева // Інтродукція та захист рослин у ботанічних садах та дендропарках: Матеріали Міжнар. наук. конф. – Донецьк. – 2006. – С. 233–237.
134. Зайцева І.О. Особливості водного режиму кленів в умовах гідротермічного стресу та техногенного навантаження /І.О. Зайцева, М.М. Голикова // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ, 2010. – Вип. 15, № 1. – С. 53–63.
135. Зайцева І.О. Особливості сезонних змін білкового обміну видів роду *Syringa* L., інтродукованих у Степове Придніпров'я /І.О. Зайцева, Л.Г. Долгова // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Серія Біологія. Екологія. – 2005. – Т. 1, № 3. – С. 88–94.
136. Зайцева І.О. Путівник по ботанічному саду ДНУ /І.О. Зайцева, В.Ф. Опанасенко. – Дніпропетровськ: РВВ ДНУ, 2008. – 112 с.
137. Зайцева І.О. Фізіолого–біохімічні основи інтродукції деревних рослин у Степовому Придніпров'ї : монографія /І.О. Зайцева, Л.Г. Долгова. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2010. – 388 с.

138. Зайцева І.О. Кількісна оцінка функціонального зв'язку оводненості тканин листя та гідротермічних факторів вегетаційного періоду /І.О. Зайцева, М. М. Поворотня // Вісник Дніпропетр. держ. агро-екон. ун-ту – 2014. – № 2, С. 163-169.
139. Зарубин Г.П. Гигиена города /Г.П. Зарубин, Ю.В. Новиков. – М.: Медицина, 1986. – 272 с.
140. Зонн С.В. Почва как компонент лесного биогеоценоза /С.В. Зонн // Основы лесной биогеоценологии. – М.: Наука, 1964. – С. 372–457.
141. Иванов В.Б. Сравнение влияния тяжелых металлов на рост корня в связи с проблемой специфичности и избирательности их действия /В.Б. Иванов, Е.И. Быстрова, И.В. Серегин // Физиология растений. – 2003. – Т. 50, № 3. – С. 445–454.
142. Изменение климата, 2007 г.: Обобщающий доклад /Под ред. Пачаури Р.К., Райзингер А.И.. – Женева: Изд-во МГЭИК. – 104 с.
143. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение /В.Б. Ильин Новосибирск: Наука, 1991. – 150 с.
144. Илькун Г.М. Загрязнители атмосферы и растения /Г.М. Илькун. – К.: Наук. думка, 1978. – 246 с.
145. Ионенко И.Ф. Влияние водного стресса и хлорида ртути на трансляционную диффузию воды в корнях проростков кукурузы /И.Ф. Ионенко, А.В. Анисимов, А.В. Романов // Физиология растений. – 2003. – Т. 50, № 1. – С. 88–93.
146. Иванченко О.Є. Вплив важких металів на метаболізм азоту рослин /О.Є. Иванченко // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ. – 2009. Вип. 14, № 2. – С. 69–79.
147. Капелюш Н.В. Пилоосаджуюча роль *Platanus orientalis* й *Platanus acerifolia* у насадженнях санітарно–гігієнічного призначення /Н.В. Капелюш, В.П. Бессонова // Науковий вісник Чернівецького ун-ту. Серія Біологія. – 2007. – Вип. 343. – С. 88–97.
148. Капелюш Н.В. Санітарно–гігієнічна роль *Platanus orientalis* та *Platanus acerifolia* у насадженнях міста Запоріжжя /Н.В. Капелюш // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ, 2009. – Вип. 14, № 1. – С. 68–73.

149. Капустян А.В. Активність пероксидази та зміна її ізоферментних форм за умов низькотемпературного стресу /А.В. Капустян, В.П. Кучеренко, О.О. Панюта, М.М. Мусієнко // Физиол. и биохим. культ. растений. – 2004. – Т. 36, № 1. – С. 55–63.
150. Карпец Ю.В. Активность и термостабильность антиоксидантных ферментов корней проростков пшеницы после воздействия экзогенного пероксида водорода /Ю.В. Карпец, Т.О. Ястреб, А.И. Обозный, Ю.Е. Колупаев // Вісник Харків. націон. аграрн. ун-ту. Серія Біологія. – 2009. – Вип. 2 (17). – С. 62–70.
151. Карпец Ю.В. Ответ растений на гипертермию: молекулярно-клеточные аспекты /Ю.В. Карпец, Ю.Е. Колупаев // Вісник Харків. націон. аграрн. ун-ту. Серія Біологія. – 2009. – Вип.1 (16). – С. 19–38.
152. Карпець Ю.В. Динаміка розвитку теплостійкості рослин після короткочасного теплового загартування: зв'язок з флуктуаціями вмісту пероксидів /Ю.В. Карпец, Ю.Е. Колупаев // Укр. ботан. журн. – 2008. – Т. 65, № 5. – С. 733–742.
153. Каспаров А.А. Гигиена труда и промышленная санитария /А.А. Каспаров. – М.: Медицина, 1981. – 368 с.
154. Кеситадзе Г.И. Метаболизм антропогенных токсикантов в высших растениях /Г.И. Кеситадзе, Г.А. Хатисашвили, Т.А. Садунишвили, Е.Г. Евстигнеева. – М.: Наука, 2005. – 199 с.
155. Киселева Н.В. Содержание микроэлементов в Канско-Ачинских углях /Н.В. Киселева, В.С. Вдовченко, А.А. Иванова, В.Н. Давыдова // Атмосфероохранные проблемы Канско-Ачинского и Экибастузского топливно-энергетических комплексов. Сб. научных трудов. М.: Энергоатомиздат, 1989. – С. 49-53.
156. Кияк Н. Вплив абіотичних стресових факторів на інтенсивність ПОЛ і активність супероксиддисмутази у пагонах водного моху *Fontinalis antipyretica* Hedw. /Н. Кияк, І. Микієвич // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – 2010. – Вип. 53. – С. 181–187.

157. Клеточные механизмы адаптации растений к неблагоприятным воздействиям экологических факторов в естественных условиях /Под ред. Е.Л. Кордюм, К.М. Сытник, В.В. Бараненко и др. – К.: Наук. думка, 2003. – 273 с.
158. Климат Днепропетровска /Под ред. В.Н. Бабиченко. – Л.: Гидрометеиздат, 1982. – 232 с.
159. Климат Украины /Под ред. Г.Ф. Приходько, А.В. Ткаченко, В.Н. Бабиченко. – Л.: Гидрометеиздат, 1967. – 227 с.
160. Клімат України / За ред. В.М. Ліпінського, В.А. Дячука, В.М. Бабіченко. – К.: Вид-во Раєвського, 2003. – 343 с.
161. Коваль І.В. Особливості вуглеводного обміну рослин роду *Rosa L* /І.В. Коваль // Вісник Черкаськ. ун-ту. Серія Біологічні науки. – 2005. – Вип. 71. – С. 51–60.
162. Ковда В. А. Биогеохимия почвенного покрова /В.А. Ковда. – М.: Наука, 1985. – 263 с.
163. Козюкина Ж.Т. Устойчивость растений к отрицательным факторам среды /Ж.Т. Козюкина // Учеб. пособие. – Днепропетровск: ДГУ, 1980. – 104 с.
164. Колесниченко А.В. Характеристика белков низкотемпературного стресса /А.В. Колесниченко, Т.П. Побежимова, В.К. Войников // Физиология растений. – 2000. – Т. 47, № 4. – С. 624–630.
165. Колупаев Ю.Е. Активные формы кислорода в растениях при действии стрессоров: образование и возможные функции /Ю.Е. Колупаев // Вісник Харків. націон. аграрн. ун-ту. Серія Біологія. – 2007. – Вип. 3 (12). – С. 6–26.
166. Колупаєв Ю.Є. Стресові реакції рослин: (молекулярно-клітинний рівень) /Ю.Є. Колупаєв // Вісник Харків. націон. аграрн. ун-ту. Серія Біологія. – 2001. – С. 152–170.
167. Корнелюк Н.М/ Особливості біологічної акумуляції важких металів деревною рослинністю в умовах антропогенного тиску (на прикладі південної промислової зони м. Черкаси) /Н.М/ Корнелюк // Вісник Черкаського націон. ун-ту. Серія біол. науки. – Вип. 156. – Черкаси, 2009. – С. 37–44.
168. Коршиков И.И. Адаптация растений к условиям техногенно загрязнённой среды /И.И. Коршиков. – К.: Наук. думка, 1996. – 239 с.

169. Коршиков И.И. Взаимодействие растений с техногенно загрязнённой средой /И.И. Коршиков, В.С. Котов, И.П. Михеев. – К.: Наук. думка, 1995. – 192 с.
170. Коршиков И.И. Концептуальные аспекты изучения физиологии устойчивости древесных растений в условиях техногенно загрязнённой среды /И.И. Коршиков, Е.Н. Виноградова // Интродукція, селекція та захист рослин: Матеріали Міжнар. наук. конф. – Донецьк, 2009. – Т. 1. – С. 378–382.
171. Косаківська І.В. Особливості функціонування білкової системи в умовах стресу /І.В. Косаківська // Укр. ботан. журн. – 1996. – Т. 53, № 3. – С. 238–251.
172. Косаківська І.В. Реакція протеому рослин на абіотичні стресові впливи /І.В. Косаківська // Физиол. и биохим. культ. растений. – 2012. – Т. 44, № 5. – С. 389–398.
173. Косаківська І.В. Роль білків та фітогормонів у загальній стратегії адаптації рослин до стресів /І.В. Косаківська // Фізіол. і біохім. культ. рослин. – 2003. – Т. 35, № 6. – С. 517–521.
174. Косаківська І.В. Стрес рослин: специфічні та неспецифічні реакції адаптаційного синдрому /І.В. Косаківська // Укр. ботан. журн. – 1998. – Т. 55, № 6. – С. 468–473.
175. Косаківська І.В. Фізіолого–біохімічні основи адаптації рослин до стресів /І.В. Косаківська. – К.: Сталь, 2003. – 191 с.
176. Костюковський Б.А. Напрямки забезпечення екологічних вимог по викидах забруднювачів у повітря в тепловій енергетиці України /Б.А. Костюковський, С.В. Шульженко, Т.П. Нечаєва // Проблеми загальної енергетики. – 2009. – Вип. 20. – С. 63–68.
177. Косулина Л.Г. Физиология устойчивости растений к неблагоприятным факторам среды /Л.Г. Косулина, Э.К. Луценко, В.А. Аксенова. – Ростов–на–Дону: Изд–во Рост. ун–та, 1993. – 240 с.
178. Котов В.С. Акумуляція ртуті рослинами в умовах її підвищеного вмісту у навколишньому середовищі /В.С. Котов // Интродукція та акліматизація рослин. – 1982. – Вип. 21. – С. 79–82.
179. Кохно М.А. Клени лісостепових дібров України /М.А. Кохно. – К.: Вид–во АН УРСР, 1962. – 51 с.

180. Кохно Н.А. Интродукция видов клена на Украине /Н.А. Кохно // Бюлл. Глав. ботан. сада. – М., 1967. – Вып. 65. – С. 27–29.
181. Кохно Н.А. Теоретические основы и опыт интродукции древесных растений в Ураине /Н.А. Кохно, А.М. Курдюк. – К.: Наук. думка, 2004. – 188 с.
182. Коцюбинська Н.П. Загальні механізми адаптації рослин до негативних чинників різного походження /Н.П. Коцюбинська // Фізіологія рослин в Україні на межі тисячоліть. – К., 2001. – Т. 2. – С. 60–66.
183. Кошкин Е.И. Физиология устойчивости сельскохозяйственных культур /Е.И. Кошкин. – М.: Дрофа, 2010. – 638 с.
184. Красинский Н.П. Теоретические основы построения ассортиментов газоустойчивых растений: Дымоустойчивость растений и дымоустойчивые ассортименты. – Горький, 1950. – С. 9–109.
185. Кузнецов В. В. Пролин при стрессе: биологическая роль, метаболизм, регуляция /В. В. Кузнецов, Н. И. Шевякова // Физиология растений. – 1999. – Т. 46. – С. 321–336
186. Кулагин А.А. Древесные растения и биологическая консервация промышленных загрязнителей /А.А. Кулагин, Ю.А. Шагиева. – М.: Наука, 2005. – 190 с.
187. Кулагин Ю.З. Древесные насаждения и промышленная среда /Ю.З. Кулагин. – М.: Наука, 1974. – 215 с.
188. Кулаева О.Н. Стрессовые белки растений /О.Н. Кулаева, Т.П. Микулович, В.А. Хохлова: Современ. проблемы биохимии. – М.: Наука, 1991. – С. 174–190.
189. Куриленко І.М. Вплив сольового стресу і синтетичних регуляторів росту на активність каталази та пероксидази в проростках кукурудзи // І.М. Куриленко, Т.О. Палладіна /Укр. біохім. журн. – 2005. – Т.77, № 6. – С. 86–93.
190. Курсанов А.Л. Транспорт ассимилятов в растениях /А.Л. Курсанов. – М.: Наука, 1976. – 647 с.
191. Кучерявий В.П. Озеленення населених міст /В.П. Кучерявий. – Львів: Світ, 2005. – 456 с.
192. Кучерявий В.П. Урбоекологія /В.П. Кучерявий. – Львів : Світ, 1999. – 360 с.

193. Кучерявый В.А. Урбоэкологические основы фитомелиорации. Ч. 1. Урбоэкология. /В.А. Кучерявый. – М.: НТ Информация, 1991. – 357 с.; Ч. II. Фитомелиорация. – М.: НТ Информация, 1991. – 288 с.
194. Кучма В.М. Практикум з анатомії рослин /В.М. Кучма, О.М. Вінниченко, Н.Ф. Павлюкова. – Дніпропетровськ: РВВ ДНУ, 2002. – 72 с.
195. Кушкевич І. Вплив важких металів на клітини мікроорганізмів /І. Кушкевич, С. Гнатуш, С. Гудзь // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – 2007. – Вип. 45. – С. 3–28.
196. Кушниренко М.Д. Физиология водообмена и засухоустойчивости плодовых растений /М. Д. Кушниренко. – Кишинев: Штиинца, 1975. – 216 с.
197. Кушниренко М.Д. Физиология водообмена и засухоустойчивости растений /М.Д. Кушниренко, С.Н. Печерская. – Кишинёв: Штиинца, 1991. – 308 с.
198. Лапенко Л.А. Метод атомно–абсорбционной спектрофотометрии в фоновом мониторинге тяжелых металлов /Л.А. Лапенко, М.Г. Виленский // Мониторинг фонового загрязнения природной среды. – Л.: Гидрометеоиздат, 1986. – Вып. 3. – С. 216–223.
199. Лапина Л.П. Локализация солей в клетках в связи с приспособлением растений к условиям засоления /Л.П. Лапина, Б.П. Строгонов // Успехи соврем. биологии – 1979. – Т.88, № 1. – С. 93–107.
200. Лепнева О.М. Состояние свинца в системе почва – растение в зонах влияния автомагистралей /О.М. Лепнева, А.И. Обухов // Свинец в окружающей среде. – М.: Наука, 1987. – С. 149–165.
201. Лиханов А.Ф. Экобиоморфологические особенности листьев древесных растений в условиях промышленных площадок углеобогатительной фабрики /А.Ф. Лиханов, Л.М. Осипова // Проблемы экологии и охраны техногенного региона: Межведом. сборн. науч. работ. – Донецк: ДонНУ, 2002. – С. 44–49.
202. Лихачева Э.А. Город – экосистема /Э.А. Лихачева, Д.А. Тимофеев, М.П. Жидков и др. – М.: ИГРАН, 1996. – 336 с.

203. Лихолат Ю.В. Акумуляція важких металів в органах квітково–декоративних рослин за різних екологічних умов /Ю.В. Лихолат, І.П. Григорюк, О.К. Басалаєв та ін. // Доп. НАН України. – 2007. – № 7. – С. 203–207.
204. Лихолат Ю.В. Еколого-фізіологічні особливості багаторічних дерноутворюючих злаків техногенних територій /Ю.В. Лихолат. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 1998. – 188 с.
205. Ліханов А.Ф. Морфогенетична мінливість рослин в умовах техногенних екосистем /А.Ф. Ліханов // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ, 2002. – Вип. 7. – № 2–3. – С. 134–141.
206. Лозовицька Т. М. Міграційні та екотоксикологічні властивості свинцю і кадмію в системі “Ґрунт–рослина” в умовах західного лісостепу України : автореф. дис. канд. сільс. наук: спец. 03.00.16 «Екологія» /Т. М. Лозовицька. – Дніпропетровськ. – 2006. – 20 с.
207. Лыпа А.Л. Интродукция и акклиматизация древесных растений на Украине /А.Л. Лыпа. – К.: Вища школа, 1978. – 109 с.
208. Майстренко В.Н. Эколого–аналитический мониторинг суперэкотоксикантов /В.Н. Майстренко, Р.З. Хамитов, Г.К. Будников. – М.: Химия, 1996. – 320 с.
209. Мала гірнича енциклопедія. /За ред. В. С. Білецького. – Донецьк: Донбас, 2004. – Т. 1. – 640 с.
210. Метод клімадіаграм за Госсеном–Вальтером: Практичний порадник / За ред. О. І. Спіріна. – Харків: ХНАМГ, 2012. – 38 с.
211. Методические указания по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами. – М.: Гидрометеоиздат, 1981. – С. 45–73.
212. Миленька М.М. Біоіндикаційна і фітомеліоративна роль деревної рослинності в урботехногенних екосистемах /М.М. Миленька, Н.В. Довганич // Науковий вісник НЛТУ України. – 2011. – Вип. 21.16. – С. 254–260.
213. Миленька М.М. Біоіндикаційна оцінка екологічного стану Бурштинської урбоекосистеми автореф. дис. канд. біол. наук: спец. 03.00.16 «Екологія» /М.М. Миленька. – Дніпропетровськ. – 2009. – 22 с.

214. Миленька М.М. Використання деревних видів для діагностики екологічного стану довкілля урбанізованих територій /М.М. Миленька // Лісівництво і агролісомеліорація. – Харків: УкрНДІЛГА, 2008. – Вип. 114. – С. 111–114.
215. Минибаева Ф.В. Продукция супероксида и активность внеклеточной пероксидазы в растительных тканях при стрессе /Ф.В. Минибаева, Л.Х. Гордон // Физиология растений. – 2003. – Т. 50, № 3. – С. 459–464.
216. Мирончик А.Ф. Накопление тяжёлых металлов в почве как начальном звене пищевой цепи /А.Ф. Мирончик, Д.А. Липская // Сахаровские чтения 2011 года: экологические проблемы XXI века : Материалы междунар. науч. конф. – Минск. – 2011. – С. 379–380.
217. Мотузова Г.В. Экологический мониторинг почв /Г.В. Мотузова, О.С. Безуглова. – М.: Академический Проект; Гаудеамус, 2007. – 237 с.
218. Мур Дж.В. Тяжелые металлы в природных водах /Дж.В. Мур, С. Рамамурти. – М.: Мир, 1987. – 152 с.
219. Мусієнко М.М. Екологія рослин: Підручник /М.М. Мусієнко. – К.: Либідь, 2006. – 432 с.
220. Мэннинг У. Дж. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений /У. Дж. Мэннинг, У. А. Федер. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 143 с.
221. Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України від 01.11.2005 № 397 „Про затвердження Положення про щоквартальне інформування населення через ЗМІ про об’єкти, які є найбільшими забруднювачами навколишнього природного середовища”
222. Негруцкая Г.М. Воздействие сернистого ангидрида на дыхание хвои сосны обыкновенной /Г.М. Негруцкая, Ю.Г. Приседский // Интродукция и акклиматизация растений на Украине и в Молдавии. – К., 1974. – С. 96–98.
223. Нестерова А.Н. Действие тяжелых металлов на корни растений. 1. Поступление свинца, кадмия и цинка в корни, локализация металлов и механизмы устойчивости растений /А.Н. Нестерова // Биол. науки. – 1989. – № 9. – С. 72–86.
224. Немченко М.В. Пилозатримуюча здатність листків дерев *Catalpa bignonioides* Walt. і *Catalpa speciosa* Ward. в урбанотехногенних умовах

- зростання /М.В. Нємченко // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ, 2008. – Вип. 13, № 2. – С. 39–46.
225. Николаевский В.С. Биологические основы газоустойчивости растений /В.С. Николаевский. – Новосибирск: Наука, 1979. – 278 с.
226. Николаевский В.С. Экологическая оценка загрязнения среды и состояния наземных экосистем методами фитоиндикации /В.С. Николаевский. – Пушкино: ВНИИЛМ, 2002. – 220 с.
227. Ніколайчук В. І. Фізіологія та біохімія рослин /В. І. Ніколайчук, В. Й. Белчгазі. – Ужгород: Вид-во Ужгородського нац. ун-ту, 2005. – 192 с.
228. Обозний О.І. Вплив короткочасного нагріву на активність і термостабільність пероксидази коренів пшениці різних екотипів /О.І. Обозний, Т.О. Ястреб, Ю.Є. Колупаєв та ін. // Вісник Харків. націон. аграрн. ун-ту. Серія біологія. – 2010. – Вип. 2 (20). – С. 61–68.
229. Олейникова Т.В. Действие высокой температуры на изоферментный состав и активность изозимов пероксидазы сортов пшеницы /Т.В. Олейникова, А.М. Волкова, Р.Н. Пушина // Физиол. и биохим. культ. растений. – 1979. – Т. 11, № 2. – С. 113–117.
230. Опанасенко В.Ф. Колекція рослин Ботанічного саду Дніпропетровського національного університету /В.Ф. Опанасенко, І.О. Зайцева, А.М. Кабар, К.О. Сироватко та ін. – Дніпропетровськ: РВВ ДНУ, 2008. – 224 с.
231. Опанасенко В.Ф. Водобомен жимолостей в Днепропетровском ботаническом саду /В.Ф. Опанасенко, К.Б. Плюто, И.А. Зайцева // Современные научные исследования в садоводстве: Материалы Междунар. науч. конф. – Ялта, 2000. – С. 96 – 100.
232. Основы аналитической химии /Под ред. Ю.А. Золотова. – М.: Высш. шк., 2000. – 351 с.
233. Основы современной энергетики: в 2-х томах – Том 1. Современная теплоэнергетика / Сост. А.Д. Трухний, М.А. Изюмов, О.А. Поваров, С.П. Малышенко. – М.: Изд-во МЭИ. – 2010. – 494 с.
234. Остапко И.Н. Биохимический и элементарный состав плодов *Sorbus domestica* L., интродуцированной в Донецкий ботанический сад НАН

- України /И.Н. Остапко, А.М. Дацько // Інтродукція, селекція та захист рослин: Матеріали Міжнар. наук. конф. –Донецьк, 2009. – Т. 2. – С. 159–163.
235. Отнелъченко С.В. Некоторые особенности распределения токсичных и сопутствующих элементов в углях Донбасса и экологическое значение их депиритизации в процессе обогащения /С.В. Отнелъченко, А.Г. Дворников, В.П. Горобей, И.К. Киселёва // Теория и практика геохимических поисков в современных условиях: Тез. докл. Всесоюз. совещ. – Ужгород, 1988. – С. 82–83.
236. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки почв для химического, бактериологического и гельминтологического анализа: ГОСТ 17.4.4.02–84. – Введ. 01.01.1986. – М. : Гос. комитет СССР по стандартам.
237. Павлішина О.М. Поглинальна здатність важких металів захисними лісовими насадженнями залізниць /О.М. Павлішина // Українська наука ХХІ століття: Тези доп. VI Всеукр. наук.-практ. інтернет-конф. – К. : ТОВ ТК Меганом, 2010. – Ч. 4. – С. 34–39.
238. Паньків З. Забруднення важкими металами ґрунтів міста Бурштин Івано–Франківської області /З. Паньків // Вісник Львів. ун–ту. Серія географічна. – 2007. – Вип. 34. – С.189–192.
239. Парпан В. І. Вміст вільного проліну у листках деревних рослин як індикаційна ознака екологічного стану урбанізованих територій /В. І. Парпан, М. М. Миленька // Наук. зап. Держ. природознавчого музею. – 2009. – Вип. 25. – С. 155–156.
240. Парпан В.І. Деревні рослини як кумулятивні індикатори забруднення довкілля важкими металами /В. І. Парпан, М. М. Миленька // Наук. зап. Тернопільського нац. педагогічного ун-ту. – 2008. – № 4 (38). – С. 93– 97.
241. Парпан В. І. Морфофізіологічні особливості *Populus pyramidalis* Roz. в умовах урбогенного забруднення середовища /В. І. Парпан, М. М. Миленька // Екологія та ноосферологія. – 2009. – Т. 20, № 3-4. – С. 84–90.
242. Пастухова Н.Л. Детоксикация тяжелых металлов у растений /Н.Л. Пастухова // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону. – Донецьк: ДонНУ, 2008. – Вип. 8. – С. 218–225.

243. Паушева З.П. Практикум по цитологии растений /З.П. Паушева. – М.: Колос, 1970. – 255 с.
244. Пахомова В.М. Основы фитострессологии /В.М. Пахомова. – Казань: Изд-во КГСХА, 1999. – 102 с.
245. Пахомова Г.И. Водный режим растений /Г.И. Пахомова, В.К. Безуглов. – Казань : Изд-во Казан. ун-та, 1980. – 252 с.
246. Пацула О. Оксидативні реакції рослин при русловій ділянці ріки Тиса /О. Пацула, М. Кобилецька, О. Терек та ін. // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – 2008. – Вип. 48. – С. 201–204.
247. Пацула О. Каталаза та адаптація рослин до токсичної дії кадмію та свинцю /О. Пацула, О. Демків // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна, 2003. – Вип. 34. – С. 225–230.
248. Пельтихина Р.И. Аккумуляция микроэлементов при избыточном содержании их в окружающей среде растениями /Р.И. Пельтихина, З.П. Тарабарин // Учен. зап. Перм. гос. ун-та. – 1975. – № 135. – С. 91–102.
249. Пересипкіна Т.М. Фізіолого-біохімічні особливості рослин в умовах промислового середовища /Т.М. Пересипкіна, О.В. Дубова, Л.Н. Фендюр // Укр. ботан. журн. – 1997. – Т. 54, № 5 – С. 469–473.
250. Петровская–Баранова Т.П. Физиология адаптации и интродукция растений /Т.П. Петровская–Баранова. – М.: Наука, 1983. – 151 с.
251. Пиріжок Р.І. Активність пероксидази проростків кукурудзи в умовах теплового стресу /Р.І. Пиріжок, Р.А. Волков, І.І. Панчук // Физиол. и биохим. культ. растений. – 2009. – Т. 41, № 1. – С. 44–49.
252. Плеханова И.О. Цинк и кадмий в почвах и растениях город-ской среды /И.О. Плеханова, А.И. Обухов // Цинк и кадмий в окружающей среде. – М.: Наука, 1992. – С. 144–159.
253. Поворотня М. М. Фенотипічна мінливість листків рослин роду *Acer* L., інтродукованих у степову зону України /М.М. Поворотня, І.О. Зайцева // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Серія Біологія. Екологія. – 2014. – № 2, С. 133–145.
254. Поворотня М.М. Моделювання впливу важких металів Рb та Hg на білковий обмін видів роду *Acer* в умовах планованого факторного

- експерименту / М.М. Поворотня // Вісник Харків. націон. ун-ту. Серія Біологія. – 2015. – Вип. 25. – С. 320–325.
255. Поворотня М.М. Особливості анатомічної будови однорічних пагонів кленів при інтродукції у Степове Придніпров'я /М.М. Поворотня // Інтродукція, збереження та моніторинг рослинного різноманіття : Матеріали Міжнар. наук. конф. – К., 2014. – С. 200-201.
 256. Поворотня М.М. Особливості вуглеводного обміну кленів за різних умов техногенного навантаження у Степовому Придніпров'ї /М.М. Поворотня // Питання степового лісознавства. – 2015. – С. 138–146.
 257. Поворотня М.М. Характер впливу ртуті та свинцю на білковий обмін рослин роду *Acer* L. в умовах модельного експерименту /М.М. Поворотня // Біологічні дослідження – 2014 : Збірник наук. праць V Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених і студ. – Житомир, 2014. – С. 83-85.
 258. Покровская С.Ф. Регулирование поведения свинца и кадмия в системе почва – растение /С.Ф. Покровская. – М.: Наука, 1995. – 51 с.
 259. Пономарьова О.А. Порівняння водоутримуючої здатності листків рослин роду *Tilia* L. та вплив на цей процес викидів автотранспорту в умовах південного сходу України /О.А. Пономарьова // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ, 2010. – Вип. 15, № 2. – С. 87–97.
 260. Попова Л.Ф. Особенности кумуляции и миграции химических элементов I класса опасности в почвах урболандшафтов г. Архангельска /Л.Ф. Попова, М.В. Пилюгина // Фундаментальные исследования. – 2009, № 4. – С. 35–38.
 261. Постанова Верховної Ради України „Про інформування громадськості з питань, що стосуються довкілля” від 04.11.2004 № 2169-IV
 262. Починок Х.Н. Методы биохимического анализа растений /Х.Н. Починок. – К.: Наук. думка, 1976. – 231 с.
 263. Пояркова А.И. Кленовые /А.И. Пояркова // В кн.: Флора СССР. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1949. – Т. 14. – С. 580–622.
 264. Практикум по физиологии растений /Н.Н.Третьяков, Т.В. Карнаухова, Л.А. Пачинкин и др. – М.: Колос, 1990. – 271 с.

265. Прасад М.Н. Практическое использование растений для восстановления экосистем, загрязненных металлами /М.Н. Прасад // Физиол. раст. – 2003. – Т. 50, № 5. – С. 764–780.
266. Природный комплекс большого города (ландшафтно–экологический анализ) /Э.Г. Коломыщ, Г.С. Розенберг, О.В. Глебова. – М.: Наука: МАИК. – 2000. – 286 с.
267. Приседський Ю.Г. Вплив забрудненого повітря сполуками фтору, сірки та азоту на активність каталази деяких деревних та чагарникових рослин /Ю.Г. Приседський // Онтогенез рослин у природному та трансформованому середовищі. Фізіолого–біохімічні та екологічні аспекти: Матеріали міжнар. наук. конф. – Л.: СПОЛОМ, 2004. – С. 273–274.
268. Приседський Ю.Г. Статистична обробка результатів біологічних експериментів /Ю.Г. Приседський. – Донецьк: ДонДУ, 1999. – 210 с.
269. Приступа І.В. Динамика вмісту фотосинтезуючих пігментів як фітоіндикаційний показник у представників Р. *Juniperus*, що зростають в умовах промислового міста Південного Сходу України /І.В. Приступа, І.В. Шалімов, Т.В. Романчук // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ, 2009. – Вип. 14, № 1. – С. 74–80.
270. Про інформування громадськості з питань, що стосуються довкілля. Верховна Рада України; Постанова від 04.11.2004 № 2169–IV.
271. Проблеми вугільної промисловості України та викиди парникових газів від видобутку та споживання вугілля. Націонал. еколог. центр України. – К. – 2010. – 56 с.
272. Проведение биоиндикационных исследований со школьниками по оценке уровня атмосферного загрязнения с помощью хвойных растений: Метод. разработка /Под ред. Н.В. Пахарькова. – Красноярск, 2001. – 27 с.
273. Пьянников В.Т. Некоторые особенности поступления веществ в листья при внекорневом поглощении /В.Т. Пьянников // Сб. работ по селекции и агротехнике плод. и ягодн. культур. – Россошанск, 1975. – Т. 4. – С. 180–187.
274. Радиохимический словарь элементов /Под ред. Гайсинского М. – М.: Атомиздат, 1968. – 256 с.
275. Растения и стресс : курс лекций. – Екатеринбург, 2008. – 267 с.

276. Регіональна доповідь «Про стан навколишнього природного середовища в Дніпропетровській області за 2009 рік». – Дніпропетровськ. – 2010. – 200 с.
277. Рогожин В.В. Peroксидаза как компонент антиоксидантной системы живых организмов /В.В. Рогожин. – СПб. : ГИОРД, 2004. – 240 с.
278. Розпорядження Кабінету Міністрів України від 24 липня 2013 р № 1071–р “Про схвалення Енергетичної стратегії України на період до 2030 року”
279. Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты: Материалы Международ. симпозиума. – М.: ГЕО-ХИ РАН, 2010. – 477 с.
280. Руководство к лабораторным и практическим занятиям /Г. Ф. Некрасова, И. С. Киселева. – Екатеринбург: Уральский гос. ун–т, 2008. – 157 с.
281. Русанов Н.Ф. О диагностике засухоустойчивости интродуцированных деревьев и кустарников /Н.Ф. Русанов, М.В. Левкович, Н.Д Абдуллаев // Проблемы дендрологии на рубеже XXI века : Материалы междунар. науч. конф. – М., 1999. – С. 305–306.
282. Рыбальский Н.Г. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия /Н.Г. Рыбальский, В.Н. Кузьмич, Н.П. Морозов. – М. : МПР РФ. – 1992. – 139 с.
283. Рыжкин В. Я. Тепловые электрические станции /В. Я. Рыжкин. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – 328 с.
284. Савич И.М. Peroксидазы – стрессовые белки растений /И.М. Савич // Успехи соврем. биологии. – 1989. – Т. 107. – Вып. 3. – С. 406–417.
285. Самуилов Ф.Д. Водный обмен и состояние воды в растении в связи с их метаболизмом и условиями среды /Ф.Д. Самуилов. – Казань: Изд–во Казан. ун–та, 1972. – 282 с.
286. Саранчук В.І. Основи хімії і фізики горючих копалин /В.І. Саранчук, М.О. Ільяшов, В.В. Ошовський, В.С. Білецький. – Донецьк: Схід. вид. дім, 2008. – 640 с.
287. Селье Г. Стресс без дистресса /Г. Селье. – М.: Прогресс, 1979. – 123 с.

288. Семенова І.Г. Просторово-часовий розподіл посух в Україні в умовах майбутньої зміни клімату /І.Г. Семенова // Фізична географія та геоморфологія. – 2015. – Вип. 1 (77). – С. 144–151.
289. Сенчишина І.В. Формирование и одревеснение тканей однолетних побегов представителей рода *Acer* L. в условиях Приднепровья /И.В. Сенчишина // Вестник Днепропетр. ун-та. Серия Биология. Экология. – 2003. – Т. 2. – С. 153–157.
290. Сенчишина І.В. Характеристика водного обміну у представників роду *Acer* L. /І.В. Сенчишина // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – 2005. – Вип. 40. – С. 166 –173.
291. Сергеева К.А. Физиологические и биохимические основы зимостойкости древесных растений /К.А. Сергеева. – М.: Наука, 1971. – 171 с.
292. Сергейчик С.А. Древесные растения и оптимизация промышленной среды /С.А. Сергейчик. – Минск: Наука и техника, 1984. – 165 с.
293. Сердюк С.Н. Биогеохимические исследования загрязнения тяжелыми металлами территории г. Днепропетровска /С.Н. Сердюк // Вісник аграрної науки. – 2008. – Вип. 12. – С. 177–183.
294. Серегин И.В. Физиологическая роль никеля и его токсическое действие на высшие растения /И. В. Серегин, А.Д. Кожевникова // Физиология растений. – 2006. – Т. 53. – С. 285–308.
295. Серегин И.В. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения /И.В. Серегин, В.Б. Иванов // Физиология растений. – 2001. – Т. 48, № 4. – С. 606– 630.
296. Серегин И.В. Фитохелатины и их роль в детоксикации кадмия у высших растений /И.В. Серегин // Успехи биол. хим. – 2001. – Т. 41. – С. 283–300.
297. Сігал І.Я. Захист повітряного басейну при спалюванні палива /І.Я. Сігал. – Москва: Надра, 1998 – 312 с.
298. Скалкин Ф.В. Энергетика и окружающая среда /Ф.В. Скалкин, А.А. Канаев, Л.З. Кооп. – Л.: Энергоиздат, 1981. – 280 с.
299. Скробала В.М. Вплив урбанізації на зміни природного рослинного покриву /В.М. Скробала, Р.М. Данилик // Питання соціоекології. – Т.2. – Львів: ВНТЛ, 1996. – С. 36–37.

300. Скробала В.М. Оптимізація урбанізованих та техногенних ландшафтів засобами озеленення /В.М. Скробала // Наук. вісник НЛТУ України: Проблеми урбоекології та фітомеліорації. – Львів : УкрДЛТУ. – 2003. – Вип. 13.5 – С. 415–421.
301. Скугорева С.Г. Действие нитрата ртути на рост и развитие проростков ячменя, выращенных на гидропонике /С.Г. Скугорева // Вестник ИБ. – 2006. – № 10. – С. 12–14.
302. Славин В.А. Атомно–абсорбционная спектроскопия /В.А. Славин. – Л.: Химия, 1971. – 295 с.
303. Слюсар С.І. Посухостійкість та водний режим хвої інтродукованих видів родини таксодієвих (*Taxodiaceae* F.W. Neger) // Науковий вісник Націон. аграрн. ун-ту. – К., 2007. – Вип. 113. – С. 267–274.
304. Структура енергетичних ресурсів у виробітку електричної енергії і тепла електростанціями Мінпаливенерго України // У зб. Паливно-енергетичний комплекс України. Цифри і факти. – К.: КВІЦ, 2003. – С. 6-26.
305. Сукачов В.Н. Основные понятия лесной биогеоценологии /В.Н. Сукачов. – М.: Наука, 1964. – С. 5–68.
306. Тарасов В.В. Флора Дніпропетровської та Запорізької областей. Судинні рослини. Біолого-екологічна характеристика видів /В.В. Тарасов. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2005. – 276 с.
307. Тарчевский И.А. Водный обмен растений /И.А. Тарчевский, В.Н. Жолкевич. – М.: Наука, 1989. – 28 с.
308. Тепловые электрические станции /В. Д. Буров, Е.В. Дорохов, Д.П. Елизаров и др. – М.: Изд-во МЭИ, 2007. – 466 с.
309. Тимчишин Г. Стійкість рододендронів до несприятливих факторів навколишнього середовища в умовах інтродукції /Г. Тимчишин // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – 2004. – Вип. 36. – С. 288–293.
310. Титов А.Ф. Устойчивость растений к тяжелым металлам /А.Ф. Титов, В.В. Таланова, Н.М. Казнина, Г.Ф. Лайдинен /Ин-т биологии КарНЦ РАН. – Петрозаводск: Карельский науч. центр РАН, 2007. – 172 с.

311. Тищенко Д.Д. Дослідження гістохімічних особливостей однорічних пагонів представників роду *Cotoneaster* /Д.Д. Тищенко // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Серія Біологія. Екологія. – 2007. – Т. 2. – С. 183–187.
312. Тищенко Д. Д. Еколого-біологічна стійкість рослин роду *Cotoneaster* Medic. до забруднення сполуками сірки, азоту та свинцю мегаполісу дніпропетровська: автореф. дис....канд. біол. наук: 03.00.16. «екологія» Дніпропетровськ., 2012. 20 с.
313. Тищенко Д.Д. Вплив автотранспортного забруднення на накопичення розчинних білків вегетативними органами кизильників /Д.Д. Тищенко // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ, 2012. – Вип. 17, № 1. – С. 131–139.
314. Топчій Н.М. Вплив важких металів на фотосинтез /Н.М Топчій // Физиол. и биохим. культ. растений. – 2010. – Т. 42. – № 2. – С. 95–106.
315. Травлеев А.П. Вопросы генезиса и свойств почв лесных биогеоценозов Присамарья /А. П. Травлеев // Вопр. степного лесоведения. – Днепропетровск: ДНУ, 1972. – Вып. 2. – С. 8–12.
316. Травлеев А.П. Лес как явление географическое /А.П. Травлеев, Н.А. Белова // Екологія та ноосферологія. – 2008. – Т. 19, № 3-4. – С. 5-12.
317. Травлеев А.П. Лес и почва в условиях степи /А.П. Травлеев, Л.П. Травлеев. – Днепропетровск: Изд-во ДГУ, 1988. – 84 с.
318. Трахтенберг И.М. Ртуть и её соединения в окружающей среде (гигиенические и экологические аспекты) /И.М. Трахтенберг, М.Н. Коршун. – К.: Вища школа, 1990. – 232 с.
319. Трифонов К.И. Физико-химические процессы в техносфере /К.И. Трифонов, В.А. Девисилов. – М.: ИНФРА, 2007. – 240 с.
320. Трунова Т.И. Сахара как один из факторов, повышающих морозостойкость растений /Т.И. Трунова. – М.: Изд-во АН СССР. Серия Биология. – 1972. – № 2. – С. 185–196.
321. Тулевич И.В. Эколого-фитоценотические основы интродукции растений /И. В. Трулевич. – М.: Наука, 1991. – 215 с.

322. Тумановський А.Г. Перспективи розвитку технологій спалювання палив на теплових електростанціях Росії /А.Г. Тумановський, А.Г. Берсенев. – К.: Міненерго України, 1996. – 15 с.
323. Тютюнник Ю.Г. О зависимости содержания тяжелых металлов в городских почвах от уровня загрязнения атмосферы /Ю.Г. Тютюнник // Агрохимия. – 1992. – №7. – С. 115–117.
324. Удод Є.І. Паливно-енергетичні ресурси. Перспективи України /Є.І. Удод // Новини енергетики. – 2005. – № 1. – с. 57–61.
325. Узбек І.Х. Фізико-хімічні властивості едафотопів техногенних ландшафтів і їх еколого-економічне значення /І.Х. Узбек, Т.І. Галаган // Ґрунтознавство. – К.; Дніпропетровськ, 2004. – Т. 5, № 1–2. – С. 102–106.
326. Украинская Советская Социалистическая Республика: Энцикл. справ. Ландшафты и физико-географическое районирование. Карта. /Под ред. Кудрицкого А. В. и др. – К.: УСЭ, 1987. – 516 с.
327. Урманцев Ю.А. Проблема специфичности и неспецифичности ответных реакций растений на повреждающие воздействия // Ю.А. Урманцев, Н.Л. Гудсков // Журн. общей биол. – 1986. – XLVII. – С. 337–349.
328. Устойчивое развитие сложных экотехносистем /Под ред. Шемавнев В.И., Гордиенко Н.А., Дырда В.И., Забалуев В.О. – М.; Днепропетровск, 2005. – 355 с
329. Файзуллин А.Д. Изменение изоферментного состава пероксидазы в узлах кущения озимой ржи в период осеннего закаливания и перезимовки /А.Д. Файзуллин, Р.С. Лукманова // Физиол. и биохим. культ. растений. – 1987. – Т. 19, № 5. – С. 444–448.
330. Фелленберг Г. Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию /Г. Фелленберг. – М.: Мир, 1997. – 232 с.
331. Физиологические механизмы адаптивных реакций /Под ред. Н.А. Гусева. – Казань: Изд-во Казан. ун-та, 1987. – 140 с.
332. Фитотоксичность органических и неорганических загрязнителей /Под ред. Е.М. Кондратюка. – К.: Наук.думка, 1986. – С. 93–186.

333. Фізична та економічна географія Дніпропетровської області /Г.В. Пасічний, Л.М. Булава, А.С. Горб та ін. – Дніпропетровськ: Вид-во ДДУ, 1992. – 188 с.
334. Філонік І.О. Вивчення показників білкового та вуглеводного обмінів у насінні гіркокаштану звичайного та клену гостролистого для оцінки їх стійкості до дії антропогенного забруднення мегаполісу м. Дніпропетровська / І .О. Філонік // Інтродукція, селекція та захист рослин : Матеріали Міжнар. наук. конф. – Донецьк, 2009. – Т. 2. – С. 356–357.
335. Фулга И.Г. Изучение фотосинтетической поверхности растений /И.Г. Фулга – Кишинев: Картя Молдовеняскэ, 1961. – 179 с.
336. Хальбваш Г. Реакция организмов высших растений на загрязнение атмосферы двуокисью серы и фторидами /Г. Хальбваш // Загрязнение воздуха и жизнь растений. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – С. 206–246.
337. Хватова В.Н. Изменение в микроструктуре однолетних побегов тополей под воздействием промышленных выбросов /В.Н. Хватова // Вестник Воронеж. гос. ун-та, 2000. – № 2. – С. 174–178.
338. Хлебникова Е.И. Засухи /Е.И. Хлебникова, Т.В. Павлова, Н.А. Сперанская // Методы оценки последствий изменения климата для физических и биологических систем. – М.: Росгидромет, 2012. – С. 126–164.
339. Хохлов В.М. Регіональні особливості розподілу посух в Україні /В.М. Хохлов, Г.О. Боровська, Г.В. Хоменко, Т.В. Шараєва // Укр. гідромет. журнал. – 2011. – № 9. – С. 73–78.
340. Хромих Н. О. Активність глутатіон-s-трансферази проростків кукурудзи за комбінованого впливу високої температури та важких металів /Н.О. Хромих, В.С. Більчук // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Серія Біологія. Екологія. – 2009. – Вип. 17. – Т. 2. – С. 122–126.
341. Цветкова Н. Н. Миграция органо-минеральных веществ тяжелых металлов в искусственных дубовых насаждениях степной зоны Украины /Н. Н. Цветкова, А. О. Дубина // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Біологія. Екологія. – 2001. – Вип. 9, т. 1. – С. 67–70.

342. Цветкова Н.М. Біокругообіг речовин у біогеоценозах Присамар'я Дніпровського /Н.М. Цветкова, М.С. Якуба. – Д. : РВВ ДНУ, 2008. – 112 с.
343. Чемерис І.А. Характеристика фотосинтетичної функції сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) в умовах аеротехногенного навантаження (на прикладі Черкаської промислової агломерації) // Екологія та ноосферологія. – 2007. – Т. 18, № 1 – 2. – С. 28–35.
344. Черенкова Е.А. Засухи в Украине в ситуации влияния квазидвухлетней цикличности глобальных атмосферных процессов /Е.А. Черенкова // Геополитика и геодинамика регионов . – 2014. – Т.10. – Вып. 1. – С. 938–942.
345. Чернікова О. В. Еколого-біологічні показники стійкості рослин роду *Spiraea* L. в техногенних умовах Степового Придніпров'я (в межах м. Дніпропетровська) : автореф. дис. ...канд. біол. наук : спец. 03.00.16 «Екологія» /О. В. Чернікова. – Д., 2006. – 21 с.
346. Черных Н.А. Экологический мониторинг токсикантов в биосфере /Н.А. Черных, С.Н. Сидоренко. – М.: Изд-во РУНД, 2003. – 430 с.
347. Чикайло Ю.І. Еколого-геохімічний аналіз рослинності приавтомагістральних смуг транспортного єврокоридора Львів-Краковець /Ю.І. Чикайло, І.М. Волошин // Екологія і ноосферологія. – 2014. – Т. 25, № 3-4. – С. 14–23.
348. Чиркова Т.В. Физиологические основы устойчивости растений /Т.В. Чиркова. – СПб.: Изд-во С.-Петербур. ун-та, 2002. – 244 с.
349. Шакирова Ф.М. Неспецифическая устойчивость растений к стрессовым факторам и ее регуляция /Ф.М. Шакирова. – Уфа.: Гилем, 2001. – 160 с.
350. Шапошник Л.І. Агроекологічна оцінка природних ресурсів Дніпропетровської області /Л.І. Шапошник // Вісник Полтавської державної аграрної академії. – 2010. – № 1. – С. 186–189.
351. Шихова Н.С. Биогеохимическая оценка состояния городской среды /Н.С. Шихова // Экология. – 1997. – № 2. – С. 146–149.
352. Шматько И.Г. Интенсивность апопластического и симпластического водообмена в тканях кукурузы /И.Г. Шматько, В.А. Сыроватко, И.А. Зайцева // Физиол. и биохим. культ. растений. – 1990. – Т. 22, № 3. – 1990. – С. 281–286.

353. Шматько И.Г. Определение физиологической реакции зерновых культур на ухудшение водообеспеченности и повышение температуры /И.Г. Шматько, И.А. Григорюк, О.Е. Шведова. – К.: Ин-т физиологии растений АН УССР, 1985. – 21 с.
354. Шматько И.Г. Устойчивость растений к водному и температурному стрессам /И.Г. Шматько, И.А. Григорюк, О.Е. Шведова. – К.: Наук. думка, 1989. – 224 с.
355. Шувар А.І. Проблеми довкілля, зумовлені викидами Буршинської ТЕС /А.І. Шувар // Матеріали IV междунар. науч.-практ. Інтернет-конф. Спецпроект: анализ научных исследований. Биол. сектор. – 2009. – С. 24-56.
356. Шупранова Л.В. Зміни в метаболізмі насіння деяких видів роду *Acer* L. при його формуванні в урбанізованому середовищі /Л.В. Шупранова, Я.В. Денисенко // Інтродукція, селекція та захист рослин : Матеріали Міжнар. наук. конф. – Донецьк, 2009. – Т. 2. – С. 422.
357. Щербаченко О.І. Важкі метали як токсичний фактор забруднення природного середовища. Стійкість і адаптація рослин до їх впливу /О.І. Щербаченко // Наук. записки Держ. природ. музею. – Львів, 2014. – Вип. 30. – С. 157–182.
358. Эйхлер В. Яды в нашей пище /В. Эйхлер. – М.: Мир, 1993. – 172 с.
359. Экологическая карта г. Днепропетровска /А. Г. Шапарь. – 1998.
360. Экологический мониторинг. Методы биологического и физико-химического мониторинга /Под ред. Д.Б. Гелашвили. – Н.Новгород: Изд-во ННГУ, 2003. – Часть V. – 399 с.
361. Юдович Я.Э. Ртуть в углях – серьезная экологическая проблема /Я.Э. Юдович, М.П. Кетрис // Биосфера. – 2010. – Т. 1. № 2. – С. 237–247.
362. Юсипіва Т.І. Вплив промислових викидів SO₂ та NO₂ на гістологічні показники сходів і підросту *Robinia pseudoacacia* L. /Т.І. Юсипіва, О.І. Подолкіна // Вісник Львів. ун-ту. Серія Біологічна. – 2010. – Вип. 53. – С. 106–113.
363. Юсипіва Т.І. Вплив промислового забруднення на гістологічні показники первинної кори стебла представників роду *Fraxinus* L. /Т.І. Юсипіва // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Серія Біологія. Екологія. – 2005. – Вип. 13. – Т. 1, № 3/1. – С. 295–301.

364. Юсипіва Т.І. Вплив техногенного навантаження на динаміку вмісту розчинних форм вуглеводів у листках представників роду *Acer* L. /Т.І. Юсипіва, О.В. Борисова // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – 2015. – Вип. 69. – С. 174–182.
365. Юсипіва Т. І. Зміни вмісту вуглеводів у листках самосіву деревних рослин в умовах промислового забруднення /Т.І. Юсипіва // Рослини та промислове середовище. - Дніпропетровськ: ДНУ, 2002. – С. 36–37.
366. Юсипіва Т.І. Динаміка неструктурних вуглеводів в однорічних пагонах представників роду *Tilia* L. в умовах коксохімічного виробництва /Т.І. Юсипіва, Ю.П. Коваль // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ. – 2012. – Вип. 17, № 1. – С. 147–159.
367. Юсыпова Т.И. Ростовые показатели стеблей самосева древесных пород в условиях техногенных эмиссий SO₂ и NO₂ /Т.И. Юсыпова // Современные научные исследования в садоводстве. – Ялта. – 2000. – С. 178–183.
368. Яковлева–Носарь С. О. Вплив важких металів і кислих газів на початковій стадії розвитку *Robinia pseudoacacia* L. у модельних експериментах /С.О. Яковлева–Носарь // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ. – 2008. – Вип. 13, № 2. – С. 87–104.
369. Якуба М.С. Типологічні особливості накопичення важких металів у підстилці та опаді штучних насаджень Присамар'я Дніпровського /М.С.Якуба // Екологія та ноосферологія. – 2008. – Т. 19, № 3–4. – С. 67–76.
370. Якуба М.С. Мікроелементний склад ґрунтів лісових екосистем Степового Придніпров'я /М.С. Якуба, Н.Н. Цветкова, А.О. Дубина // Наукові основи збереження біотичної різноманітності : Матеріали наук. конф. молодих учених. – Львів, 2009. – С. 183–184.
371. Яремій М. Ріст та активність супероксиддисмутази у рослинах кукурудзи за дії свинцю ацетату /М. Яремій, М. Кобилецька // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна, 2007. – Вип. 45. – С. 191–194.
372. Яцкевич С.В. Проблеми екології в енергетиці Україні та шляхи їх розв'язання /С.В. Яцкевич, І.І. Ярошевська, Ю.В. Струць. – К.: Міненерго України, 1996. – 12 с.

373. Aggarwal P.K. Differences in water relations and physiological characteristics in leaves of wheat associated with leaf position on the plant / P.K. Aggarwal, S.K. Sinha // Plant Physiol. – 1984. – 74, № 4. – P. 1041–1045.
374. Allen R. D. Dissection of oxidative stress tolerance using transgenic plants / R. D. Allen // Plant Physiol. – 1995. – № 107. – P. 1049–1054
375. Huma A. L'influence de l'herbicide gramoxone sur l'activite de la catalase dans les grains de ble et de haricot au cours de la germination / A. Huma, P. Amagdey // IASI G&BM. – 2003. – T. 4. – P. 22–25.
376. Negura A., Dunca S. L'activite de la superoxydedismutase et de la peroxydase dans les feuilles de grand roseau (*Phragmites communis*), dans les lacs de la riviere Ciric / A. Negura, S. Dunca // Analele Științifice ale Universității Alexandru Ioan Cuza. – 2007. – V. VIII. – P. 51–55.
377. Bakalova S. Isoenzyme profiles of peroxidase, catalase and superoxidedismutase as affected by dehydration stress and ABA during germination of wheat seeds / S. Bakalova, A. Nikolova, D. Nedeva // Plant Physiol. – 2004. – V. 30, № 1–2. – P. 64–77.
378. Bestwick S.R. Localization of hydrogen peroxide accumulation during the hypersensitive reaction of lettuce cells to *Pseudomonas syringae* pv. *phaseolicola* / S.R. Bestwick, I.R. Brown, M.H. Bennett, J.W. Mansfield // Plant Cell. – 1997. – V. 9. – P. 209–221.
379. Bindschedler L.V. Peroxidase-dependent apoplastic oxidative burst in *Arabidopsis* required for pathogen resistance / L.V. Bindschedler, J. Dewdney, K.A. Blee et al. // Plant J. – 2006. – V. 47. – P. 851–863.
380. Bradford M.M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein–dye binding / M.M. Bradford // Anal. Biochem. – 1976. – V. 72. – P. 248–254.
381. Buchaur M. J. Contamination of soil and vegetation near a zinc smelter by zinc, cadmium, copper and lead / M. J. Buchaur // Environ. Sci. Technol. – 1975. – V. 7. – P. 131 – 135.
382. Cakmak I. Uptake and retranslocation of leaf-applied cadmium in diploid, tetraploid and hexaploid wheats / I. Cakmak, R.M. Welch, J. Hart, W.A. Norvell, L. Oztürk, L.V. Kochian // J. Exp. Bot. – 2000. – V. 51, № 343. – P. 221–226.

383. Chai T.–T. L'effet du stress oxydant sur les cultivars 'Berangan' et 'Mas' / T.–T. Chai, A.M. Nor'Fadzillah, M. Kusnan et M. Mahmood // InfoMusa. – 2005. – V. 14. – № 2. – P. 32–36.
384. Chakroun A Hamed Effet du nitrate d'ammonium sur le développement et l'activité des enzymes antioxydantes du fraisier (*Fragaria x ananassa* L.) micropropagé / A. Chakroun, A.K. Jemmali // Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement. – 2007. – V. 11. – № 2. –P. 130–136.
385. Cobbett C. Phytochelatins and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and homeostasis / C. Cobbett, P.Goldsbrough // Annu. Rev. Plant Biol. – 2002. – V. 53. – P. 159–182.
386. Nicuță D. Investigations concernant l'activite et le spectre de quelques enzymes sur des regenerants de Brassica oleracea en provenant des anthers et ovaires / D. Nicuță, G. Ghiorghiță // Scientific study & research – 2007. –V. VIII (4). – P. 417–422.
387. Dalauney A. J. Proline biosynthesis and osmoregulation in plants / A. J. Dalauney, D. P. Verma // Plant Journal. – 1993. – Vol. 4. – P. 215-223
388. Dat J. Dual action of the active oxygen species during plant stress responses / J. Dat, S. Vandenabeele, E. Vranova et al. // Cell. Mol. Life Sci. – 2000. – V. 57. – P. 779–795.
389. Endo G. The transcriptional regulatory protein of the cadmium resistance system of Staphylococcus aureus plasmid pI258 / G. Endo, S. Silver, C. Cad // J. Bacteriol. – 1995. – № 177. – P. 4437–4441.
390. Ernst W.H.O. Metal tolerance in plants / W.H.O. Ernst, J.A.C. Vercleij, H. Schat // Acta Bot. Neere. – 1992. – Vol. 43. – P. 229–248.
391. Finkel T. Oxidants, oxidative stress and the biology of aging / C.H. Foyer, J. Harbinson // Nature. – 2000. – V. 408. – P. 239–247.
392. Foyer C.H., Harbinson J. Redox homeostasis and antioxidant signaling. A metabolic interface between stress perception and physiological responses // Plant Cell. – 2005. – V. 17, N 5. – P. 1866-1876.
393. Gaspar Th. Peroxidases in plant growth, differentiation, and development processes / Th. Gaspar, C. Penel, D. Hagege, H. Greppin // Biochemical,

- molecular, and physiological aspects of plant peroxidases. – Lublin; Geneva: Univ. M. Curie–Sklodowska. – 1991. – P. 249–280.
394. Gaussen H. A propos des diagrammes climatique / H. Gaussen // *Erdkunde*. – 1961. – V. 15, №1. (цит. за Грацианский, 1971).
395. Ge Y. Trace metal speciation and bioavailability in urban soils / Y. Ge, P. Murray // *Environ. Pollut.* – 2000. – V. 107, №3. – P. 137–144.
396. Gechev T. Hydrogen peroxide as a signal controlling plant programmed cell death / T. Gechev, J. Hille // *The Journal of Cell Biology*. – 2005. – V. 168, N 1. – P. 17–20.
397. Godbold D.L. The uptake and toxicity of mercury and lead to spruce (*Picea abies karst.*) seedlings / D.L. Godbold, A.N. Hutterman // *Water, Air and Soil Pollut.* – 1986. – V. 31, №1–2. – P. 509–515.
398. Godzic B. Heavy metals content in plants from zinc dumps and reference areas / B. Godzic // *Polish. Bot. Stud.* – 1993. – V. 5. – P.113–132.
399. Golikova M.M. Catalase activity under hydrothermal stress / M.M. Golikova // *Biodiversity. Ecology. Adaptation. Evolution.: Proceedings of the V international young scientists conference, 2011.* – Odessa. – P. 136–137.
400. Grishko V.N. Catalase, polyphenoloxidase and peroxidase activity in the leaves of plants subjected to fluoride stress / V.N. Grishko // *Abst. vol. 20th FEBS Meeting, Budapest.* – 1990. – P. 490–492.
401. Grishko V.N. Changes in anatomical texture of some wood plant shoots under various ecological conditions / V.N. Grishko, V.N. Kuchma, O.N. Moroz, A.N. Vinnichenko // *Abst. Vol. 2nd Intern. Pract. Conf.* – Sevastopol. – 1996. – P. 102–103.
402. Grishko V.N. The ecotoxicological estimation of the greenary state in the Dniepropetrovsk region (Ukraine) / V.N. Grishko, I.I. Patalah, A.N. Vinnichenko // *Abst. Vol. 1st World Congr. Ecotoxicology and Environmental Chemistry – Global Perspective.* – Lissabon. – 1993. – P. 34.
403. Gustin M.S. Investigation of the role of plants in the biogeochemical cycling of Mercury using large mesocosms / M.S. Gustin, J.A. Benesch, D.E. Schorran, D.A. Johnson, S.E. Lindberg and J. Coleman // *Preprints of Extended Abstracts.* – Vol. 42, № 1. – P. 750 –754.

404. Qian X.D. Analitical model for zinc uptake by root system of *Thlaspi caerulescens* / X.D. Qian, T. Eguchi, S. Yoshida // Kyushu Univ. J. Fac. Agr. – 2005. – Vol. 50, 2. – P. 443–458.
405. Hagemeyer J. Grows under trace element stress / J. Hagemeyer, S.W. Breckle // Plant roots: The Hidden Hals. – Y.: Marcel Dekker, 1996. – P. 415–433.
406. Hall J.L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance / J.L. Hall // J. Exp. Bot. – 2002. – V. 53, № 366. – P. 1–11.
407. Hall J. L. Transition metal transporters in plants / J. L. Hall, E. Williams // J. Exp. Botany, 2003. – V. 54, № 393. – P. 2601–2613.
408. Harris N.S. Remobilization of cadmium in maturing shoots of near isogenic lines of durum wheat that differ in grains cadmium accumulation / N.S. Harris, G.J. Taylor // J. Exp. Bot. – 2001. – V. 52, № 360. – P. 1473–1481.
409. He B. Pb uptake, accumulation, subcellular distribution in a Pb-accumulating ecotype of *Sedum alfredii* / B. He, X. Yang, W. Ni et al. // J. Zhejiang Univ. Sci. – 2003. – Vol. 4, № 4. – P. 474–479.
410. Huang J.W. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction / J.W. Huang, J. Chen, W.R. Betri, S.D. Cunningham // Environ. Sci. Technol, 1997. – V. 31. – P. 800–805.
411. IFCS Forum V, The Budapest Statement on Mercury, Lead and Cadmium, para. 10 (IFCS/FORUM-V/05w, Executive Summary , para. 10 (2006).
412. IPCC, 2012: Glossary of terms. In: Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge Un-ty Press. – Cambridge, UK, and New York, NY, USA. – P. 555-564.
413. Ivanov S., Konstantinova T., Parvanova D. et al. Effect of high temperatures on the growth, free proline content and some antioxidants in tobacco plants // Докл. БЪЛГ. АН. – 2001. – Т. 54, № 7. – P. 71–74.
414. Jones R.G. Osmoregulation / R.G. Jones, J. Gorham // Physiol. Plant Ecol. – Berlin, 1983. – P. 35–38.
415. Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants / A. Kabata-Pendias, H. Pendias. – CRC Press, 2001. – 432 p.

416. Kannan S. Mechanisms of foliar uptake of plant nutrients: accomplishments and prospects / S. Kannan // J. Plant Nutr. – 1980. – V. 2, № 6. – P. 717–735.
417. Karolewski P. Oddziaływanie tlenków azotu na roślinydrzewiaste / P. Karolewski // Życie drzew w skażonym środowisku. – Warszawa–Poznań: PWN, 1989. – S. 129–142.
418. Khales A. M. Peroxydases d'*Opuntia ficus indica* L. Activités catalytiques et propriétés biochimiques / A.M. Khales // Enzymologie et Métabolisme : Congrès International de Biochimie. Marrakech, Maroc. – 2004. – P. 142–145.
419. Kolupaev Yu.Ye. The importance of reactive oxygen species in the induction of plants resistance to the heat stress / Yu.Ye. Kolupaev, Yu.V. Karpets, I.V. Kosakivska // Gen. Appl. Plant Physiol. – 2008. – V. 34, № 3–4. – P. 251–266.
420. Kubota H. Phytochelatin homologs induced in hairy roots of horseradish / H. Kubota, K. Sato, T. Yamada, T. Maitani // Phytochem. – 2000. – V. 53. – P. 239–245.
421. Levitt J. Responses of plant to environmental stresses / J. Levitt. – London: Academic Press, 1972. – 698 p.
422. Lichtenthaler A. Field screening for heat tolerant common bean cultivars (*Phaseolus vulgaris* L.) by measuring of chlorophyll fluorescence induction parameters / A. Lichtenthaler // Scientia Horticulturae. – 2007. – V. 111. – Is. 2. – P. 101–106.
423. Lindsay W.L. Chemical Equilibria in Soils / W.L. Lindsay. – New York: John Wiley and Sons, 1979. – 449 P.
424. Malik D. Lipid composition of thylakoid membranes of cadmium treated wheat seedlings / D. Malik, I. Sheoran, R. Singh // Indian J. Biochem. Biophys. – 1992. – 29. – P. 350–354.
425. Molas J. Changes in morphological and anatomical structure of cabbage (*Brassica oleracea* L.) outer leaves and in ultrastructure of their chloroplasts caused by an in vitro excess of nickel / J. Molas // Photosynthetica. – 1997. – V. 34. – P. 513–522.
426. Morgan J.M. Osmoregulation and water stress in higher plants / J.M. Morgan // Annu. Rev. Plant Physiol. – 1984. – № 35. – P. 299–319.
427. Musienko M. Plant adaptive potential and possible mechanisms of it realization in stress conditions / M. Musienko, A. Okaneneko, N. Taran // Environment

- Protection: modern studies in ecology and microbiology. – Uzhorod. – 1997. – Vol.1. – P. 26–32.
428. Musienko M. Drought stress induced changes in photosynthetic tissue lipid content / M. Musienko, A. Okanenko, N. Taran // Plant Physiol. & Biochem.: From molecular Mechanisms to the Plant. – 1996. – P. 230.
 429. Pharr D.M. The dual role of mannitol as osmoprotectant and photoassimilate in celery / D.M. Pharr, J.M. Stoop, J.D. Williamson et al. // Hortscience. – 1995. – V. 30. – P. 1182–1188.
 430. Phytoremediation: an environmentally sound technology for pollution prevention, control and redmediation // <http://www.unep.or.jp/ietc/Publications>
 431. Prasad M.N.W. Metals in the environment – analysis by biodiversity / M.N.W. Prasad. – N.Y.: Marcel Dekker, 2001. – 504 p.
 432. Prasad M.N.V. Heavy metal stress in plants. From molecules to Ecosystems / M.N.V. Prasad, J. Hagemeyer. – Germany: Springer, 1999. – 401 p.
 433. Radotic K. Changes in peroxidase activity and isoenzymes in spruce needles after exposure to different concentrations of cadmium / K. Radotic, T. Ducic, D. Mutavdzic // Environ. Exp. Bot. – 2000. – V. 44. – P. 105–113.
 434. Rauser W.E. Structure and function of metal chelators produced by plants / W.E. Rauser // Cell Biochem. Biophys, 1999. – V. 31. – P. 19–48.
 435. Ridge I. Hydroxyproline and peroxidases in cell wall of *Pisum sativum*: regulation by ethylene / I. Ridge, D. Osborne // J. Exp. Bot. – 1970. – V. 45. – P. 843–856.
 436. Ross S.M. Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils / S.M. Ross // Toxic metals in soil-plant system. – N.Y.: Wiley, 1994. – P. 63–152.
 437. Rout G.R. Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism / G.R. Rout, P. Das // I. Zinc. Agronomie. – 2003. – V. 23, P. 3–11.
 438. Ruppert H. Geochemical investigations on atmospheric precipitation / H. Ruppert // Water, Air and Soil Pollut. – 1975. – Vol. 4, № 334. – P. 453.
 439. Samuel D. Proline is a protein solubilizing solute / D. Samuel, R. Kumar, W. Jayaramoan et al. // Biochem. Mol. Biol. Intern. – 1997. – V. 41. – P. 235–242.
 440. Santesteban L.G Effect of water deficit and rewatering on leaf gas exchange and transpiration decline of excised leaves of four grapevine (*Vitis vinifera* L.)

- cultivars / L.G. Santesteban, A.C. Miranda // *Scientia Horticulturae*, – 2009. – V. 121. – №. 4. – P. 434–439.
441. Scandalios J.G. Oxidative stress: molecular perception and transduction of signals triggering antioxidant gene defenses / J.G. Scandalios // *Braz. J. Med. and Biol. Res.* – 2005. – V. 38. – № 7. – P. 995–1014.
442. Schat H. Metal-specific patterns of tolerans, uptake and transport of heavy metals in hyperaccumulating and nonhyperaccumulating metallophytes / H. Schat, M. Llugany, R. Bernhard // *Phytoremediation of contaminated soil and water*. – CRC Press, 2000. – P. 171–188.
443. Sreenivasulu N. Total peroxidase activity and peroxidase isoforms as modified by salt stress in two cultivars of fox-tail millet with differential salt tolerance / N. Sreenivasulu, S. Ramanjulu, K. Ramachandra-Kini et al. // *Plant Sci.* – 1999. – V. 141. – P. 1–9.
444. Stefanov K.L., Pandev S.D., Seizova K.A. et al. Effect of lead on the lipid metabolism in spinach leaves and thylakoid membranes // *Biol. Plant.* – 1995. – V. 37. – P. 251–256.
445. Sterckeman T. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France / T. Sterckeman, F. Douay // *Environ. Pollut.* – 2000. – V. 107, № 3. – P. 377–389.
446. Svyetlova N. The lipid and carotenoids composition changes in chloroplast membranes under the drought action / N. Svyetlova, N. Taran, A. Okanenko, M. Musienko // *XXX Annual Meeting of European society for new methods in agricultural research (ESNA)*. Keszthel , Hungary. – 2000. – P.102.
447. Suzuki N. Reactive oxygen species and temperature stresses: a delicate balance between signaling and destruction / N. Suzuki, R. Mittler // *Physiol. Plant.* – 2006. – V. 126. – P. 45–51.
448. Taran N. Sulpholipid reflects plant resistance to stress-factor action / N. Taran, A. Okanenko, N. Musienko // *Biochem. Soc. Trans.* – 2000. – Vol.28, № 6. – P. 924–926.
449. Thomas H. Osmotic adjustment in *Lolium perenne*; its heritability and the nature of solute accumulation / H. Thomas // *Annals of Botany*. – 1990. – V. 66. – P. 521–530.

450. Tognolli M. Analysis and expression of the class III peroxidase large gene family in *Arabidopsis thaliana* / M. Tognolli, C. Penel, H. Greppin, P. Simon. – Gene. – 2003. – V. 288. – P. 129–138.
451. Yang X.E. Influx, transport and accumulation of cadmium in plant species grown at different Cd^{2+} activities / X.E. Yang, V.C. Baligar, D.C. Martens, R.B. Clark // Environ. Sci. Health, 1995. – V. 30. –P. 569–583.
452. Vassil A.D. The role of EDTA in lead transport and accumulation by Indian mustard / A.D. Vassil, Y. Kapulnik, D.E. Raskin, D.E. Salt // Plant Physiol, 1998. – V. 117. – P. 447–453.
453. Walter H. Klimadiagram–Weltatlas / H. Walter, H. Lieth // Handbuch. – Jena: VEB Gustav Fischer Verlag, 1967. – 253 p.
454. William R. *Acer platanoides*: Norway maple / R. William // Arbor Age. – 1995. – P. 22–23.
455. Wollgiehn R. Metal stress response and tolerance of cultured cells from *Silene vulgaris* and *Lycopersicon peruvianum*: role of heat stress proteins / R. Wollgiehn, D. Neumann // J. Plant Physiol. – 1999. – V. 154. – P. 547–553.

ДОДАТОК 1.

**КАРТОСХЕМИ ҐРУНТОВО-КЛІМАТИЧНИХ УМОВ,
РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ, НАПРЯМКУ ВІТРІВ
ТА ПРИРОДНОГО РОЗПОВСЮДЖЕННЯ
АБОРИГЕННИХ ВИДІВ РОДУ *ACER* L.**

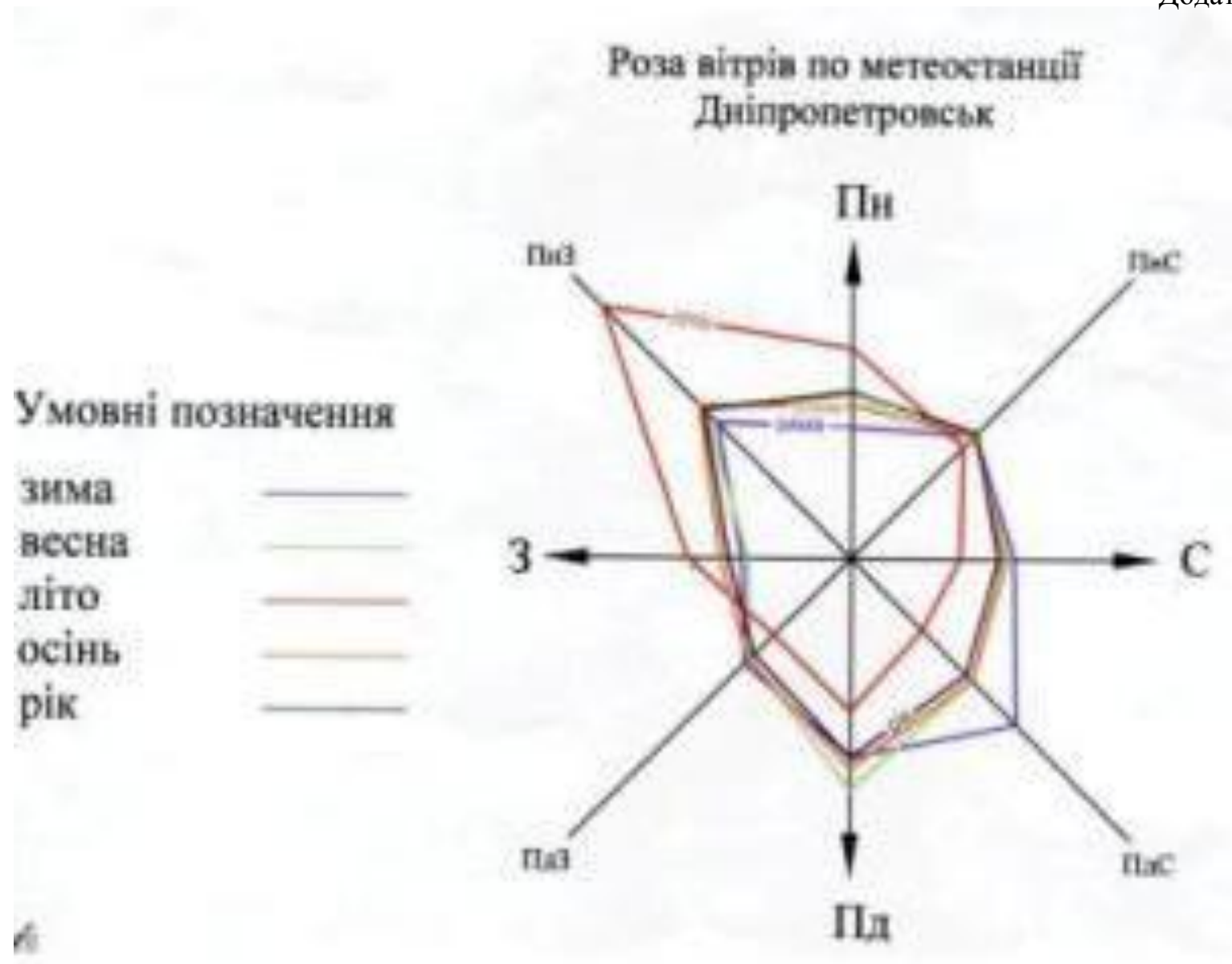
Додаток 1.А.

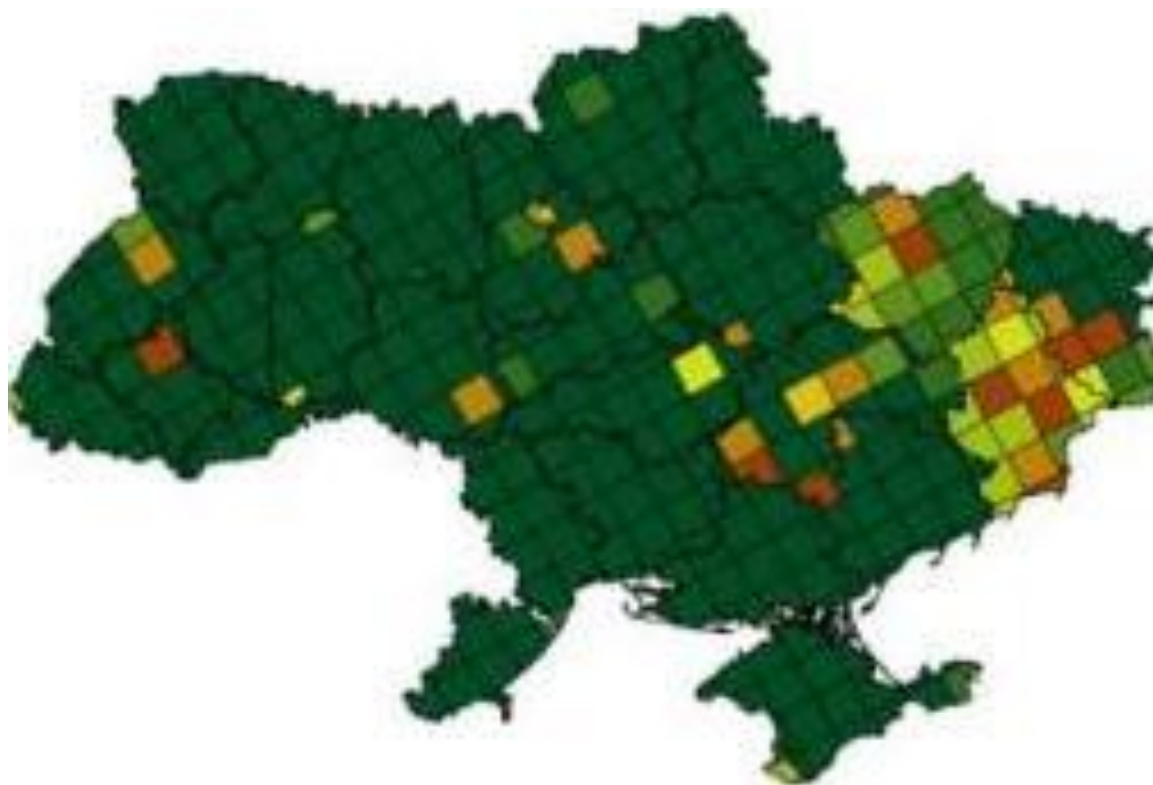
Карта-схема кліматичних показників області

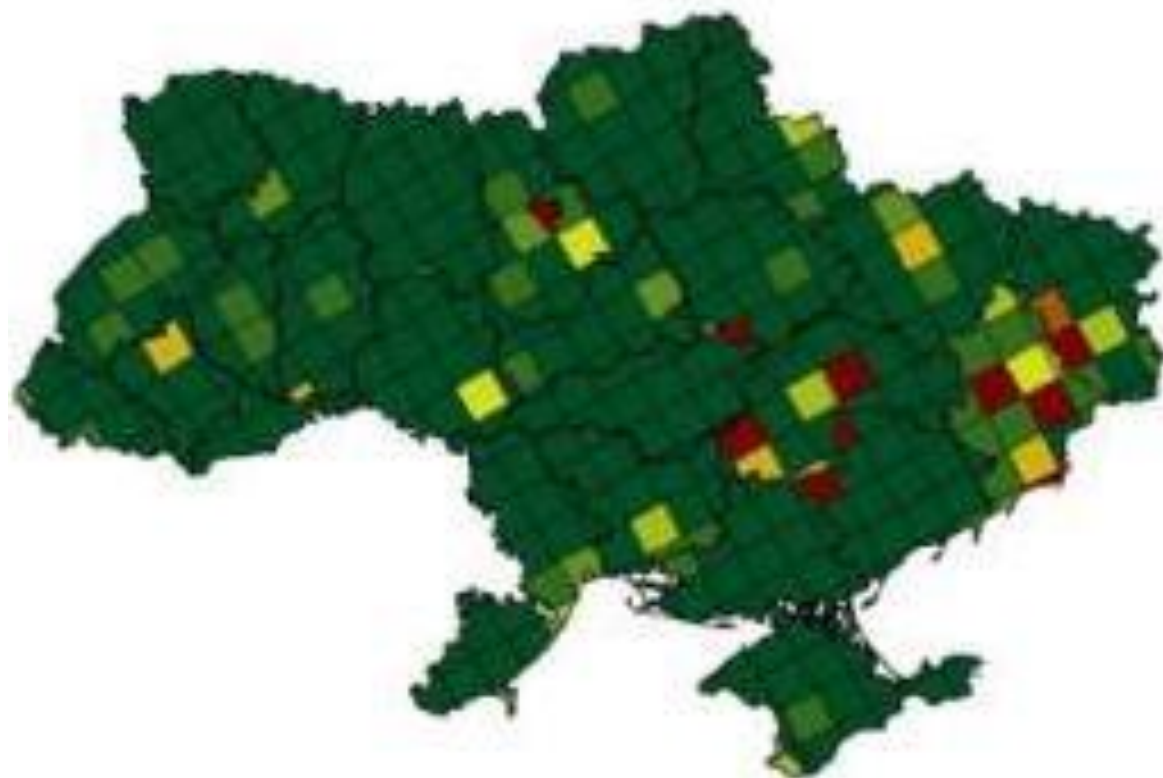


Додаток 1.Б.

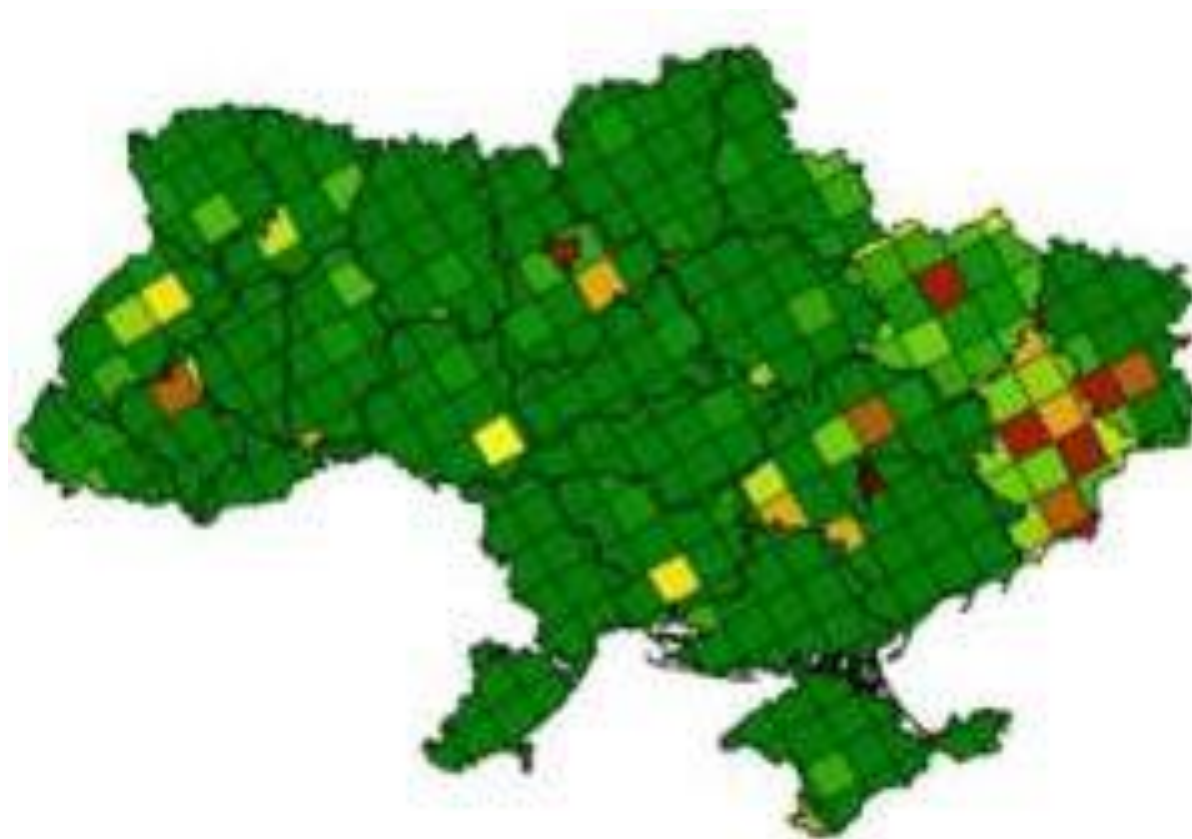
Карта-схема ґрунтів області



Рівень забруднення території України окислами сірки

Рівень забруднення території України окислами азоту

Рівень забруднення території України ртуттю

Рівень забруднення території України свинцем

Карта-схема природних ареалів кленів

ДОДАТОК 2.

АКТИ ВПРОВАДЖЕННЯ ДИСЕРТАЦІЙНОЇ РОБОТИ

