

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ

Агрономічний факультет
Спеціальність 206 – “Садово-паркове господарство”

«Допустити до захисту»

В.о. завідувача кафедрою садово-
паркового мистецтва та ландшафтного
дизайну доц. Іванченко О.Є.

« _____ » _____ 2021 р.

**Акумулятивна ефективність деревних насаджень ділянки
лісової рекультивації шахти «Павлоградська»
Павлоградського району Дніпропетровського регіону**

Здобувач вищої освіти: _____ Піскоха В. М.

Керівник дипломної роботи _____ Ловинська В.М.

Консультанти:

з охорони праці
к.т.н., доцент _____ Петренко В.О.

Нормоконтролер
к.б.н., доцент _____ Пономарьова О.А.

Дніпро, 2021

ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ
Агрономічний факультет
Кафедра садово-паркового мистецтва та ландшафтного дизайну

Освітній ступінь «*Магістр*»
Спеціальність 206 – «*Садово-паркове господарство*»

ЗАТВЕРДЖУЮ:

В.о. завідувача кафедру

доц. Іванченко О.Є. _____
підпис

«____» _____ 2021 р.

ЗАВДАННЯ

НА ДИПЛОМНУ РОБОТУ ЗДОБУВАЧУ ВИЩОЇ ОСВІТИ

Піскоха Віталій Миколайович

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи: «Акумулятивна ефективність деревних насаджень ділянки лісової рекультивації шахти «Павлоградська» Павлоградського району Дніпропетровського регіону»

Керівник роботи: д.с.-г.н., доц. Ловинська В.М., затверджені наказом вищого навчального закладу від «8» жовтня 2021 р., № 3182

2. Строк подання студентом роботи на кафедру «____» _____ 202_ р.

3. Вихідні дані до роботи: ремедіаційні властивості деревних видів на забруднених ґрунтах

4. Зміст роботи (перелік питань, які потрібно розробити):

1. Визначити вміст важких металів у ґрунті шахтних відвалів;
2. Дослідити ступінь акумулювання елементів металічної групи вегетативними органами окремих деревних порід;
3. Встановити коефіцієнт біологічного поглинання деревних рослин;
4. Визначити деревний вид із найбільш високими фітомеліораційними властивостями.

5. Перелік графічного матеріалу: таблиці і рисунки

6. Консультанти розділів роботи:

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
4	доц. Петренко В.О.		

7. Дата видачі завдання: _____

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів дипломної роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітка
1	Пошук інформації та формування огляду літератури	Червень-липень 2021	<i>виконано</i>
2	Виконання польових робіт	Серпень-вересень 2020	<i>виконано</i>
3	Розрахунки отриманих даних	Вересень 2021	<i>виконано</i>
4	Написання експериментальної частини	Вересень-жовтень 2021	<i>виконано</i>
5	Отримання завдання, написання та коригування розділу із охорони праці	Вересень-жовтень 2021	<i>виконано</i>
6	Написання висновків	Листопад 2021	<i>виконано</i>
7	Формування літературних джерел	Листопад 2021	<i>виконано</i>
8	Написання доповіді та розроблення презентації роботи	Грудень 2021	<i>виконано</i>

Здобувач вищої освіти _____ Піскоха В.М.

Керівник роботи _____ Ловинська В.М.

ЗМІСТ

РЕФЕРАТ.....	4
ВСТУП.....	5
1. Розділ 1.....	8
1.1. Характеристика металічних елементів.....	8
1.2. Механізми надходження важких металів у рослинні об'єкти	12
1.3. Роль рослин-фітомеліорантів у поглинанні токсичних елементів антропогенного походження	18
2. Умови проведення досліджень	22
2.1. Організаційно-господарські умови підприємства	22
2.2. Кліматичні і погодні умови району досліджень.....	24
2.3. Ґрунтові умови району досліджень	27
3. Експериментальна частина.....	27
3.1. Характеристика об'єктів досліджень.....	27
3.2. Методика проведення роботи та обліків	34
3.3. Результати проведеної роботи та їх аналіз.....	36
3.3.1. Біометрична характеристика насаджень та аналіз ґрунтів району досліджень.....	37
3.3.2. Концентрація важких металів у рослинних об'єктах.....	41
4. Заходи з охорони праці	51
4.1. Вимоги безпеки при підготовці ґрунту ділянки лісової рекультивації.....	51
4.2. Вимоги безпеки при посадкових роботах деревних насаджень.....	52
Висновки та пропозиції виробництву	54
Список використаної літератури	56

РЕФЕРАТ

Магістерська робота: 61 с., 7 табл., 10 рис., 60 літературних джерел.

Мета роботи: оцінити фітомеліоративну здатність іонів важких металів деревними видами на ділянці лісової рекультивації шахти «Павлоградська».

Об'єкт дослідження: три види деревних рослин

Предмет дослідження: акумулятивні властивості рослин

Методи дослідження: натурного обстеження, статистичний.

Використана апаратура: терези, сушильна шафа, атомно-абсорбційний спектрофотометр

Визначено рівень фітомеліоративної здатності трьох видів деревних рослин – тополі чорної, маслинки вузьколистої та сосни звичайної до акумулювання контамінантів металічної групи із ґрунтового середовища. Проведено біометричні виміри досліджуваних деревних екземплярів, наведена статистична характеристика їх ключових показників. Встановлено концентрацію Pb, Cr, Sn, Cu, Cd та Zn ґрунті та у фотосинтетичних органах надземної частини деревних видів. Проведено розрахунки коефіцієнтів біологічної акумуляції досліджуваних органів рослин. Визначено кореляційні коефіцієнти інтенсивності накопичення рослинами металів у залежності від кислотності середовища.

Ключові слова: *контамінанти, деревні рослини, коефіцієнт біологічної акумуляції*

Вступ

Антропогенні фактори є ключовими рушійними чинниками все більш відчутної на сьогоднішній день проблеми глобальної зміни клімату із наявними наслідками значної інтенсифікації природних катаклізмів в усьому світі (Адаменко, 2014).

Агропромисловий комплекс та управління лісовими ресурсами є тими секторами діяльності, які підпадають під регламентацію укладених міжнародною спільнотою документів, функціонування яких забезпечує поглинання CO₂.

Найбільш прийнятним способом використання порушених земель є процес заліснення, за рахунок чого можливим стає отримання додаткових надходжень за рахунок реалізації механізмів міжнародних угод (Пилипенко та ін., 2010; Borišev et al., 2018).

Одним із принципів оцінки екосистемних послуг зелених насаджень є встановлення об'єктивної цінності складових її компонентів, що в цілому полегшить прийняття господарських рішень щодо природокористування.

Під час аналізування природних екосистем застосування економічної оцінки зі звичайним аналізом витрат та прибутків не є аргументованим, що вимагає залучення множинного (системного) підходу. Даний факт пов'язаний насамперед з тим, що неможливо уявити існування екосистеми як самостійної одиниці, а лише у поєднанні із іншими угрупованнями як природної, так і штучної етіології, у сукупності із впливом на них ряду факторів, з яких останнім часом найістотнішим впливом вирізняється техногенний.

Відомо, що «фітомеліорація є одним з пріоритетних напрямків еколого-економічної, соціально-етичної стратегії усіх держав для збереження та примноження природно-ресурсних багатств, екологічної, національної і продовольчої безпеки» (Пилипенко та ін., 2010). І весь комплекс

рекультиваційних заходів повинен здійснюватись в загальнодержавних інтересах.

Рослинність має надзвичайно потужну силу, виконуючи насамперед протиерозійну роль та слугуючи потужним компонентом літосфери, вилучаючи на деякий час токсичні елементи із геохімічного циклу й будучи перешкодою для потрапляння елементів групи важких металів у наступні ланцюги живильного циклу. Тому вивченню стану рослинності, достовірному і точному оцінюванню її кількісних та якісних показників завжди приділялась і приділяється велика увага.

Роль рослин в міграції хімічних елементів та у підтримці балансу існуючих в природі взаємозв'язків також є дуже значущою (Трахтенберг, 1994). Адже рослини мають значущі в утворенні ґрунтів та формуванні ландшафтів.

Таким чином, за умови встановлення наслідків техногенного впливу на формування траєкторії динамічних змін порушених екосистем у перспективі, можливим стає визначення їх подальшого розвитку із дослідженням акумулятивних можливостей рекультиваційних насаджень, представленими насамперед деревними породами.

Отже *метою* роботи є встановлення фітомеліоративної здатності іонів важких металів деревними видами на ділянці лісової рекультивації шахти «Павлоградська».

Завдання:

1. визначити вміст контамінантів у ґрунті шахтних відвалів досліджуваної території;
2. дослідити ступінь акумулювання Cr, Cd, Zn, Cu, Pb, Sn вегетативними органами наступних деревних порід: сосна кримська, тополя чорна та маслинка вузьколиста;
3. встановити коефіцієнт біологічного поглинання специфічно до обраних деревних рослин і по відношенню до різних металічних елементів;

4. визначити деревний вид із найбільш високими фітомеліораційними властивостями у відповідності до здатності акумулювання ними контамінантів металічної групи.

Практичний бік значущості даної роботи полягає у тому, що такий спосіб визначення екологічної ролі рекультиваційних насаджень може стати достатньо ефективним важелем в управлінні рослинними ресурсами, які виконують фітомеліоративну роль на техногенно порушених територіях.

Розділ 1

1.1. Характеристика металічних елементів

Траєкторія розвитку екологічних порушень, що пов'язаний зі глобальними кліматичними змінами внаслідок інтенсифікації антропогенної діяльності, є настільки стрімкою, що вирішення проблем сталості розвитку екосистем є найбільш актуальними в період сьогодення.

Важкі метали є найбільш відомою екологічною проблемою у всьому світі (Benvenuti et al., 1995; Carpuyns et al., 2006; Kharytonov et al., 2007). Головною проблемою руйнівної дії важких металів є те, що їх присутність повсюдно виявлена, однак вони не можуть бути деградовані чи зруйновані (Kroik, 2001; Kharytonov, 2007).

Однак до сих пір не існує єдиного розуміння, що ж таке «важкі метали». Більш того, в технічному звіті IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry – Міжнародний союз теоретичної і прикладної хімії) (2002 р.) відзначено, що термін «важкий метал» має невірне тлумачення через суперечливі визначень. На сьогоднішній день виділено такі критерії, за якими визначається приналежність того чи іншого хімічного елемента до цієї групи. Серед них:

- ✓ щільність,
- ✓ атомна вага,
- ✓ атомне число.

Словосполучення «важкі метали» часто розглядається з природоохоронної точки зору, і тоді при включенні елемента в цю групу враховуються не тільки його властивості, а й біологічна активність.

За думкою більшості науковців, до важких металів відносять елементи, що володіють властивостями металів або металоїдів, що мають щільність більше 5 г/см^3 , атомну масу понад 40 Да, атомне число 23 і вище (Ильин, 1991).

Звичайно ж треба зазначити, що серед важких металів є елементи, необхідні для життєдіяльності рослин (мікроелементи), а також елементи, функціональна роль яких до цього часу невідома (Чернавина, 1970). Такі мікроелементи як Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni і Zn беруть участь практично у всіх про процесах, що проходять в рослинній клітині: енергетичному обміні, первинному і вторинному метаболізмі, гормональній регуляції, передачах сигналів. Також доцільним буде визначити, що 25-50% всіх білків працюють тільки в присутності іонів металів (Ender et al., 2011). У найбільшій кількості білки функціонально пов'язані з цинком (Prasad & Hagemeyer, 1999; Kabata-Pendias, 2011). Крім того, деякі метали-мікроелементи присутні в якості кофакторів в молекулах цілого ряду ферментів.

Зазвичай концентрації мікроелементів в рослинах невеликі (0,001% і нижче), але при підвищенні їх рівня в навколишньому середовищі вони стають токсичними для живих організмів (Stockmann et al., 2012).

Важкі метали, які не є мікроелементами, серед яких найважливішими забруднювачами навколишнього середовища є Cd, Hg і Pb (Kroik, 2011; Lima et al., 2016).

Встановлено, що токсичність важких металів для живих організмів обумовлена цілим рядом їх фізичних і хімічних особливостей: електронною конфігурацією, електронегативністю, іонізацією, величиною окисно-відновного потенціалу, спорідненістю до окремим хімічним груп, здатністю проникати через клітинну оболонку і утворювати міцні сполуки на поверхні і всередині клітини (Kabata-Pendias, 2011; Midula et al., 20017).

Важкі метали відносяться переважно до розсіяних хімічних елементів, тому забруднення ними піддається уся земна поверхня, зокрема, ґрунтовий покрив і гідросфера, атмосфера (Фатєєв та ін., 1999, 2001). Саме тому підвищення їх концентрації в навколишньому середовищу внаслідок природного або антропогенного надходження може носити всепланетний характер.

За Титовим та ін. (2014), до природних джерел важких металів (рис. 1.1) відносяться гірські породи (з продуктів вивітрювання яких сформувався ґрунтовий покрив), вулкани, космічний пил, ерозія ґрунтів, випаровування з поверхні морів і океанів, виділення їх рослинністю (Кабата-Пендиас & Пендиас, 1989).

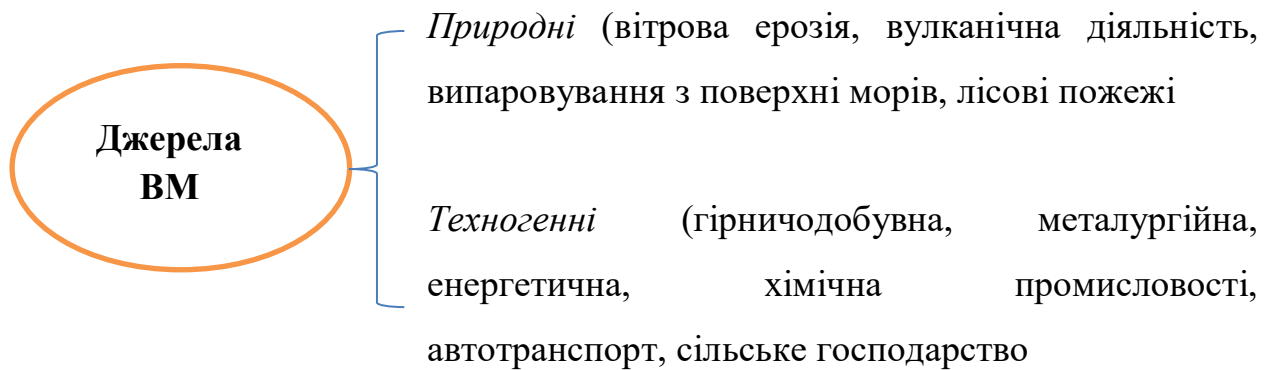


Рис. 1.1. Джерела важких металів (Титов та інш., 2014)

Антропогенні джерела поступання пов'язані, в основному, з роботою підприємств вугледобувної, металургійної, хімічної промисловості та енергетичного комплексу. Важливі джерела важких металів – транспортні, агротехнічні заходи, зокрема, внесення добрив і пестицидів (Авессаломов, 1987; Ильин, 1991; Mitch, 2002; Grandlic et al., 2009).

При техногенному забрудненні важкі метали концентруються в поверхневому шарі. Форми знаходження металів в ґрунт при природних аномаліях представлені в основному у вигляді сульфатів, сульфідів і карбонатів. У свою чергу при техногенному забрудненні у вигляді оксидів і вільних іонів (Дроздова & Макаренко, 2015).

Збільшення у повітрі ВМ сприяє також спалювання палива і горючих копалин. При цьому, якщо забруднення від промислових підприємств, як правило, носить локальний характер, то викиди при спалюванні палива поширюються повсюдно.

Транспортні засоби – одні з головних джерел забруднення ґрунтів та рослин важкими металами. Близько 60-70 % всіх викидів в атмосферу

свинцю пов'язано з використанням свинецьвмісного бензину. Уздовж доріг з активним рухом автотранспорту свинцем може забруднюватися смуга землі шириною 50-100, а іноді і 300 м. Встановлено, що зі тримання свинцю в ґрунтах поблизу автомагістралей в десятки і сотні разів перевищує фонові значення. Крім свинцю з вихлопними газами автотранспорту викидаються Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mo, Sr, Zn.

Серед антропогенних джерел надходження важких металів в ґрунт певну роль відіграють і агротехнічні заходи: внесення добрив, пестицидів, використання стічних вод для зрошення. Зокрема, при використанні мінеральних добрив у ґрунт вноситься свинцю від 7 до 225 мг/кг, кадмію – від 0,3 до 179 мг/кг сухої маси. Навіть при відносно невеликому змісті кадмію в фосфорних добривах, його щорічне надходження в ґрунт становить близько 10 г/га. Стічні води, використовувані в сільському господарстві, також є джерелом забруднення ґрунтів. Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn найчастіше стають основними токсикантами, що обмежують можливість застосування опадів стічних вод в якості добрива.

1.2. Механізми надходження важких металів у рослинні об'єкти

Агропромисловий комплекс та управління лісовими ресурсами є тими секторами діяльності, які підпадають під регламентацію укладених міжнародною спільнотою документів щодо поглинання вуглекислоти.

Збереження біорізноманіття та відновлення деградованих екосистем є невід'ємним завданням збереження зелених ресурсів Європи, що потребує не лише зменшення впливу на довкілля», але і його відновлення, з огляду на те, що наступні покоління ризикують залишитись без природних ресурсів – лісів, степів, агроценозів.

Підвищення вмісту важких металів у навколишньому середовищі призводить до значного збільшення їх концентрації в рослинах. При цьому наземні рослини здатні поглинати токсичні іони з двох джерел – ґрунту і повітря.

Механізми надходження металів в рослини з ґрунту корневих шляхом включають пасивний перенесення іонів у клітину відповідно до градієнта їх концентрації і активний процес поглинання клітиною проти градієнта концентрації. У поглинанні і транспорті важких металів в рослини можна виділити наступні етапи:

- накопичення іонів у вільному просторі кореня;
- подолання іонами мембранного бар'єру і їх проникнення в симпласт;
- радіальне пересування іонів тканинами кореня і судинними провідними пучками.

Перший етап поглинання важких металів кореневою системою здійснюється за допомогою фізико-хімічної адсорбції, а також за рахунок неметаболічного зв'язування іонів металів активними ділянками клітинної стінки. Наступні етапи поглинання металів пов'язані з витратою енергії за участю іонних каналів і білків-переносників. Крім симпластичного шляху іони важких металів можуть пересуватися і по апопласту до поясків Каспарі.

Крім активності білків-переносників та катіонних каналів на поглинання важких металів корінням рослин великий вплив мають властивості ґрунту, зокрема тип ґрунту, його хімічний та механічний склад, рН, вміст органічної речовини, обмінна катіонна здатність, мікрофлора та ін. (Ильин, 1991; Rauser, 1999). Суттєвий вплив мають і інші іони, що у ґрунті (Кабата-Пендіас, Пендіас, 1989). При цьому найбільший антагонізм виявляють елементи однакової валентності, здатні утворювати подібні комплекси (Тумчук et al., 2021). Наприклад, свинець пригнічує поглинання та пересування в пагони заліза, марганцю та цинку (Серегин, Иванов, 2001). Всмоктування кадмію корінням рослин знижується при додаванні в розчин Ca^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} та Fe^{2+} (Samecka-Cymerman & Kempers, 2003). У свою чергу, виявлено інгібуючий ефект кадмію на поглинання та акумуляцію Zn^{2+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} і Ca^{2+} (Metwally et al., 2005; Liu et al., 2006; Zhang et al., 2010).

При вирощуванні рослин у присутності важких металів їх токсична дія більшою мірою проявляється щодо зростання коренів (за винятком видів-гіперакумуляторів), оскільки саме в них затримується та інактивується більша частина токсичних іонів, що надійшли в рослину (Gadepalle et al., 2007).

Гальмування зростання пагонів спостерігається, як правило, при більш високій концентрації важких металів, ніж коріння. У результаті цього зменшуються висота пагонів і розміри листових пластинок, знижується біомаса надземних органів, а у злаків ще й довжина міжвузлів.

Окремо необхідно відзначити вплив важких металів на ріст листа – основного, спеціалізованого органу фотосинтезу. Підвищення концентрації всіх вивчених металів у навколишньому середовищі призводить до значного зменшення площі листової пластинки, що є однією з причин зниження інтенсивності фотосинтезу та транспірації.

Надамо характеристику тим важким металам, які використовувались у роботі для аналізування їхнього впливу на рослинні об'єкти.

Хром. Cr є природним елементом, що зустрічається в кам'янистих ґрунтах і вулканічному пилу. За даними Міжнародного агентства з дослідження раку, він був класифікований як канцерогенний агент. Тому цей метал потребує точного розуміння та ретельного дослідження в системах ґрунт-рослина. Завдяки високій розчинності Cr (VI) вважається небезпечним іоном, який забруднює підземні води і може переноситися через ланцюги живлення (Joutey et al., 2015). Хром негативно впливає на ріст рослин, порушуючи їх основні метаболічні процеси. Токсична дія хрому корелює з утворенням активних форм кисню (АФК), які викликають окислювальний стрес у рослин.

Хром може легко переходити з одного ступеня окислення в інший завдяки своєму високому окислювально-відновному потенціалу та складній хімії електронної та валентної оболонки (Prado et al., 2016; Shahid et al., 2017).

Він існує в широкому діапазоні ступенів окислення, але найпоширенішими і стабільними є Cr (VI) «шестивалентний» і Cr (III) «тривалентний». Обидві форми Cr значно відрізняються щодо їх біодоступності в ґрунті, транслокації та токсичності в рослинах. Cr (III) зустрічається у формі хроміту, тоді як Cr (VI) зустрічається в асоціації з киснем, утворюючи хромат або дихромат, які є дуже токсичними для живих організмів.

За своєю активністю перша є найстійкішою формою Cr, тоді як найбільш шкідливою для рослин є Cr (VI). У фізіологічних умовах Cr (VI) потрапляє в клітини і може відновлюватися до Cr (V), Cr (IV), тіл-радикалів, гідроксильних радикалів і, нарешті, Cr (III). Усі ці ступені окиснення порушують клітинну цілісність клітин, атакуючи білки, ДНК та ліпіди мембран (Ertani et al., 2017).

Шестивалентний Cr (VI) використовується в ряді промислових застосувань, таких як гальванічне покриття, фарбування текстилю, обробка шкіри, виробництво сталі та дубильна промисловість, що призводить до скидання стоків, що містять хром. Це в кінцевому підсумку викликає значне підвищення вмісту Cr в навколишньому середовищі (Joutey et al., 2015).

Через високу розчинність у воді та ґрунті Cr (VI) розглядається як небезпечний іон, який забруднює підземні води та може передаватися через харчовий ланцюг. Він також зустрічається в повітрі, воді та ґрунті в різних концентраціях.

Токсичність Cr вивчена на багатьох рослинах. Надлишок Cr викликає пригнічення росту рослин, хлороз у молодих листках, дисбаланс поживних речовин, в'янення верхівок і пошкодження коренів (Жовинский & Кураева, 2002). Повідомляється також про інгібування біосинтезу хлорофілу у наземних рослин.

Свинець. У підвищених концентраціях метал токсичний для мікроорганізмів, рослин, тварин та людей. Надлишок свинцю в рослинах, пов'язаний з високою його концентрацією в ґрунті, інгібує дихання та

пригнічує процес фотосинтезу (Бессонова, 2006), іноді призводить до збільшення вмісту кадмію та зниження надходження цинку, кальцію, фосфору, сірки (Дроздова, & Макаренко, 2015). Внаслідок цього знижується врожайність рослин та різко погіршується якість виробленої продукції. Токсична дія свинцю на рослини пов'язана головним чином з порушенням фотосинтезу, а також росту рослин. В основному свинець накопичується в корінні рослин. Однак фітотоксичність металу менш виражена порівняно з багатьма іншими. Це пояснюється тим, що у ґрунті катіони металу швидко пов'язуються з утворенням малорозчинних сполук, і досить міцно утримуються ґрунтовими колоїдами. Внаслідок цього Pb стає малорухливим і втрачає доступність для рослин. Ще одним поясненням зниженої фітотоксичності Pb є наявність у рослинах діючої системи інактивації. Разом з тим у присутності високих концентрацій Pb у ґрунті відбувається виражене інгібування процесів росту та розвитку рослини.

Кадмій. Це важкий метал, який у малих концентраціях навіть стимулює онтогенетичні процеси. Вміст кадмію, що зазначається як нормальний, має становити в рослинах 0,05-0,2 мг/кг повітряносухої маси (Кабата-Пендіас, 1989). Однак кадмій не є елементом, який необхідний для життєдіяльності рослин, але активно поглинається рослинами, локалізуючись в основному у корінні, менше – у стеблах, черешках та жилках листя. Коли кількість кадмію підвищується, концентрація елемента в корінні в кілька разів перевищує його концентрацію у надземній масі. Видимі симптоми, викликані підвищеним вмістом кадмію в рослинах – це хлороз листя, червоно-буре забарвлення їх країв і прожилок, а також затримка зростання та пошкодження кореневої системи.

Фітотоксичність кадмію проявляється у гальмуючій дії на фотосинтез, порушенні транспірації та фіксації вуглекислого газу, а також у зміні проникності клітинних мембран.

Цей метал є ефективним та специфічним інгібітором біологічного відновлення. Оскільки в органічні речовини включається лише амонійний

азот, нітрат-аніони, поглинені рослиною, повинні відновлюватись у клітинах (Галаган, 1993). Висока фітотоксичність кадмію пояснюється його близькістю до хімічних речовин з властивостями Zn. Саме тому Cd може виступати в ролі Zn у багатьох біохімічних процесах, порушуючи роботу таких ферментів, як карбоангідраза, дегідрогенази, фосфатази, протеїнази, пептидази, які беруть участь у білковому обміні, ферментів нуклеїнового обміну.

Олово.

Олово – м'який, податливий, сріблясто-білий метал. Олово нелегко окислюється і протистоїть корозії, оскільки воно захищене оксидною плівкою. Олово стійко до корозії від дистильованої морської та м'якої водопровідної води, а також може піддаватися впливу сильних кислот, лугів та кислотних солей.

Олов'яні сплави використовуються багатьма способами. Сплав ніобій-олово використовується для надпровідних магнітів, оксид олова – для кераміки та в газових датчиках. Оксид олова нерозчинний, і руда сильно протистоїть вивітрюванню, тому кількість олова в ґрунтах і природних водах невелика.

Олово як окремі атоми або молекули не дуже токсичні для будь-якого виду організмів, токсичною формою є органічна. Органічні компоненти олова можуть зберігатися в навколишньому середовищі протягом тривалого періоду часу. Вони дуже стійкі і не досить швидко біологічно розкладаються. Мікроорганізми мають великі труднощі з розщепленням органічних сполук олова, які накопичувалися на водних ґрунтах протягом багатьох років. Через це концентрація органічного олова все ще зростає.

Збільшення біодоступності олова в навколишньому середовищі може призвести до біоаккумуляції олова в сільськогосподарських культурах і, таким чином, мати несприятливі наслідки для здоров'я людей, які споживають ці культури.

Мідь є незамінним для рослин елементом. Питання про те, в якій формі мідь надходить в підземні та надземні органи - Cu^{2+} або Cu^+ до цього часу є дискусійним. У рослинах до 98% металу знаходиться в нерозчинному зв'язаному стані. Багаті цим елементом насіння і зростаючі частини пагона. У листі більша частина міді сконцентрована в хлоропластах і майже половина – у складі пластоціаніну, – одного з переносників електронів між ФС I і ФС II. Більшість функцій міді пов'язане з її участю в ферментативних окисно-відновних реакціях. Крім того, мідь сприяє утворенню хлорофілу і уповільнює його руйнування в темряві, впливає на азотний обмін, входячи до складу нітрит-редуктази і редуктаз оксиду азоту, підсилює процес зв'язування молекул азоту. Мідь функціонує в цитохромоксидазному комплексі дихального ланцюга мітохондрій. Вона також сприяє надходженню в організм марганцю, цинку і бору, підвищує посухо-, морозо- і жаростійкість, бере активну участь в захисті проти хвороботворних мікроорганізмів. Недолік міді викликає затримку росту рослин і їх цвітіння, призводить до втрати тургору листків.

Цинк у рослинах знаходиться в двухвалентній формі у вигляді вільного іона Zn^{2+} або в складі комплексів з органічними сполуками. Цинк відіграє важливу роль в азотному, вуглецевому і фосфорному обмінах, сприяє синтезу нуклеїнових кислот і білка. Входить до складу більш ніж 200 ферментів (лужної фосфатази, алкоголь-і лактатдегідрогенази тощо). Активує карбоангідразу, каталізують реакцію дегідратації в процесі фотосинтезу. Цинк відіграє важливу роль в синтезі ІОК, що пов'язано з його участю в утворенні амінокислоти триптофану. Підживлення цинком сприяє збільшенню вмісту ауксинів в тканинах і активує ріст клітин. Цинк сприяє підвищенню стійкості рослин до стресових впливів. При нестачі цинку в рослинах накопичуються редуруючі цукри, небілкові сполуки азоту, органічні кислоти, зменшується вміст сахарози і крохмалю, порушується синтез білка. Дефіцит цинку призводить також до порушень фосфорного обміну. Крім того, у рослин різко зменшується мітотична активність клітин

кореневої меристеми, порушується розтягнення і диференціація клітин, збільшується число хромосомних аберацій. У листі при нестачі цього елемента пригнічується швидкість ділення клітин мезофіла, що призводить до морфологічних змін листя. Найбільш характерна ознака цинкового голодування – затримка росту міжвузлів і розвиток розеткових листків.

Недолік цинку сприяє руйнуванню та окисленню ростових речовин; при цьому затримується утворення триптофану та ауксинів, що призводить до зниження росту рослин та порушення інших фізіологічних процесів. Цинк відіграє роль азотистому обміні. Внаслідок нестачі цинку у рослинах накопичуються в надлишку небілкові форми азоту – вільні амінокислоти та аміді. Він входить до складу ферментів нуклеїнового обміну. За нестачі цинку порушується фосфорний обмін. Крім того у 2-3 рази пригнічується швидкість поділу клітин, що призводить до морфологічних змін листя. На листі з'являється хлороз, пожовтіння та плямистість, переходить іноді і на жилки.

1.3. Роль рослин-фітомеліорантів у поглинанні токсичних елементів антропогенного походження

Рослинність на техногенно забруднених територіях зазвичай складається з видів місцевої флори і характеризується сильно вираженою внутрішньовидовою диференціацією за стійкості до важких металів (Гришко та ін., 2012; Цветкова та ін., 2016; Davis et al., 2017).

Гірничодобувна промисловість із видобутком корисних копалин супроводжується утворенням забруднюючих речовин, що містять важкі метали (ІЕА, 2003; ЕІА, 2007). Ділянки шахтних відвалів завжди мають обмежений час експлуатації, а відновлення існуючих або штучних екосистем вимагає досить тривалого періоду часу. За даними деяких авторів, період повного відновлення місцевої рослинності на відвалах, деградованих вугільною промисловістю, може становити більше 35 років (Desai et al., 2019).

Тривалість відновлювального періоду можна скоротити, зокрема, шляхом правильного підбору видів рослин, найбільш придатних для фітомеліорації. У цьому контексті використання деревних рослин у меліорації є, мабуть, найдавнішим і найефективнішим процесом відновлення відкритих шахт (Heilmeier, 2021), експлуатація яких приносить нові, іноді непередбачувані комбінації форм рельєфу, літології, клімату і біотичних компонентів. Ці проблеми вирішуються відповідним методом лісорозведення та підбором найбільш придатних порід дерев або їх сумішей на техногенно порушених ділянках шахтних відвалів.

У той же час, значна кількість важких металів на шахтних відвалах під час рекультивації створює значні перешкоди у виборі толерантних та гіперакумулятивних рослин для цього процесу (Kuter, 2013). Проте здатність рослин накопичувати важкі метали та інші мікроелементи у високих концентраціях у надземній біомасі широко використовується для процесів фітоекстракції під час рекультивації ділянок та фітомайнінгу (Heilmeier, 2021).

Таким чином, вивчення меліоративних можливостей рослинності та точне оцінювання якісних і кількісних показників важких металів у рослинних об'єктах є дуже важливими. Ґрунт, забруднений важкими металами, втрачає свою структуру та характеризується збільшенням загальної щільності та зниженням вмісту органічних та поживних речовин (Зверковський, 1999). Все це призводить до зниження водопроникності ґрунту, помітного погіршення водно-повітряного режиму. Родючий шар ґрунту може бути повністю зруйнований або в деякій мірі деградований і містити підвищену концентрацію забруднюючих речовин. Оцінка складних взаємодій між породами дерев, властивостями ґрунту, поживними речовинами та змінами ґрунту, такими як вапно або органічна речовина, є важливою для успіху відновлення місць гірничодобувної промисловості із використанням дерев.

Переваги успішного вирощування дерев на шахтних відвалах можуть призвести до розвитку ділянки, що надає широкий спектр екосистемних послуг. Таким чином, сучасним фітомеліоративним напрямкам частково можуть сприяти декілька науково обґрунтованих підходів, впровадження яких значно підвищить шанси рослин на успішне зростання в несприятливих умовах шахтних відвалів. Згідно з аналітичним оглядом (Тумчук et al., 2021), у лісогосподарській меліорації використовуються різноманітні види дерев. Зокрема, показаний досвід вирощування представників роду *Quercus*, *Pinus*, *Acer*, *Betula*, *Robinia* та інших видів, які добре зростали у покинутих вугільних шахтах (Rauser, 1999).

На Україні, де сьогодні є значна кількість покинутих ділянок шахтних відвалів, є наукові дослідження, присвячені фітостабілізуючій ролі деревних порід у таких місцях. У зв'язку з цим, незаперечним є факт, що забруднені токсичними елементами екосистеми можуть бути значно покращені, зокрема, при додаванні бактерій, які стимулюють ріст рослин (Grandlic et al., 2009). Адже відомо, що прояв фітомеліоративних властивостей окремих порід дерев, які успішно заселяють забруднені важкими металами ґрунти, визначається мікробним складом та активністю їх ризосфери. Аскоміцети, наприклад, як одна з основних культурних філогенетичних мутуалістичних угруповань грибів, розвиваються в ризосфері таких деревних порід як береза, маючи позитивний вплив на розвиток процесів фітореMediaції (Grandlic et al., 2009).

Важливим аспектом у визначенні фітомеліоративних властивостей деревних порід на шахтних відвалах є тип рослин та селективні ознаки накопичення важких металів. Наприклад, як встановлено кількома різними дослідженнями, представники роду *Salix* значною мірою накопичують Cd, Cu, а *Betula pendula* – Fe, Mn. Здатність накопичувати Pb, Al однакова для обох видів (Samecka-Symerman, Kempers, 2003).

Подібні результати щодо фітомеліоративної здатності берези для Cd, Cu, Zn та Mn встановлені іншими дослідниками (Desai et al., 2019). Виявлено,

що листя берези накопичує переважно Zn, Mn, Cu та Cd, тоді як вільхи виявлена більша накопичувальна здатність Pb у гірничих відвалах. Інші автори підтвердили високий рівень поглинаючої здатності родів *Acer* L. та *Populus* L., а також деяких інших деревних видів (Гришко та ін., 2012).

Таким чином, ці деревні види можна використовувати для вилучення важких металів із ґрунтів, із виконанням ними фітомеліоративних цілей.

РОЗДІЛ 2 УМОВИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Організаційно-господарські умови підприємства

Гірничо-добувна промисловість підприємств України призводить до інтенсифікації руйнівних явищ природного середовища, що призводить до порушення земель та деградаційних процесів ландшафтів, комплексного забруднення повітря-водного басейну, що може погрожувати життю і здоров'ю людини. Шахти Західного Донбасу, до яких відноситься і об'єкт наших досліджень – шахта «Павлоградська», здійснюють подібні впливи на всіх стадіях гірничих робіт (http://www.pavl.dp.gov.ua/OBLADM/pavlograd_rda.nsf/docs/6D5348B2EB0DD301C2257D6E003DFF1D?OpenDocument) (рис. 2.1).



Рис. 2.1. Проблеми, що виникають під час гірничодобувної промисловості

Регіон досліджень – шахта «Павлоградська», «входить до складу території Західного Донбасу, що розташований у межах Дніпропетровської області, територіально межує із Харківською, Донецькою областю, а також Новомосковським, Синельниківським, Васильківським і Межівським районами нашої області» (http://www.pavl.dp.gov.ua/OBLADM/pavlograd_rda.nsf/docs/6D5348B2EB0DD301C2257D6E003DFF1D?OpenDocument) (рис. 2.2).



Рис. 2.2. Західний Донбас на території України

У склад Західний Донбасу входять такі міста як Павлоград та Тернівка, Павлоградський та Петропавлівський райони, до якого відноситься територіально Першотравенськ.

Треба зазначити, що на території Західний Донбасу розміщена істотна кількість об'єктів, які належать до категорії природно-заповідного фонду. Їх площа складає близько 15625,98 га. Із об'єктів природно-заповідного фонду слід виділити ті, які знаходяться біля с. Булахівка (Павлоградський район), а також Булахівський Лиман (долина р. Березнегувата). Окрім цього, територія Павлоградського району включає 13 об'єктів природно-заповідного фонду, визначені як об'єкти місцевого значення (6729,98 га) та ландшафтні заказники місцевого значення.

Дослідження, яким присвячена дана магістерська робота, спрямовані на визначення фітомеліоративних властивостей тих деревних порід, які зростають на ділянках лісової рекультивації шахти «Павлоградська» та мають визначені фізико-хімічні властивості шахтних порід Західного Донбасу. Відвали досліджуваної шахти представлені уламками нижньокам'яновугільних порід (Романова, Зверковський, 2005). Автори зазначають, що за своїм походженням шахтні породи з мілководного моря. Якщо не проводити на території шахтних відвалів рекультиваційних заходів, у кінцевому випадку такі території відвалів, без рослинності, будуть слугувати джерелом інтенсивного забруднення поллютантами для навколишнього середовища.

2.2 Кліматичні і погодні умови району досліджень

Місто Павлоград розташоване між річками Самара та Вовча. Досліджувана територія відноситься до Північно-Східного схилу Українського кристалічного масиву і простягається вздовж південно-західної частини Дніпровсько-Донецького басейну (Чугай, 1973; Адаменко, 2014).

З півдня на північ Павлоград перетинається з річкою Вовча, яка простягається тут близько на 2,85 км. Ще одна річка у районі міста Павлоград – річка Самара, яка по суті є природним кордоном із Північним Сходом. Дві малі річки під назвою Гниздка та Кочерга також пересікають місто Павлоград. Підземні свіжа і мінеральна вода необхідна для життя міста (Горб & Дук, 2006).

Детальна інформація щодо особливостей кліматичних та погодних умов (Горб & Дук, 2006; Кульбіда та ін., 2009) досліджуваного міста Павлоград та прилеглих до нього територій представлено у наведеній нижче таблиці 2.1.

Таблиця 2.1

Кліматично-погодні та ґрунтові умови міста Павлоград

№ п/п	Показник	Характеристика
1	Клімат	Помірно-континентальний
2	Вологість	Від 45 (влітку) до 90 (взимку) відсотків
3	Середньорічна температура	+ 8,4 °С
4	Максимальна середня добова температура	+ 29 °С
5	Мінімальна середня добова температура	+ 16 °С
6	Максимальна кількість опадів (липень)	223 мм
7	Середня кількість опадів	53 мм
8	Середня кількість засух (дні)	80
9	Максимальна швидкість вітру (лютий)	34 м/с
10	Середньорічна швидкість вітру	3,7 м/с
11	Переважаючий напрям вітру	Північно-східний
12	Види ґрунтів	- чорноземи звичайні, - лучно-чорноземні, - чорноземи солонцюваті, - лучно-солонцюваті - лучно-болотні.

Представлені лісові масиви як навколо міста, так і в межах міста, які сформовані в основному за участі соснових дерев.

Із численних джерел забруднення ґрунтів міста Павлограда та приміських територій, у наявності чотири промислові підприємства, хвостосховища, теплопостачальні підприємства та транспорт.

2.3 Ґрунтові умови району досліджень

Із ґрунтів найпоширенішими є ґрунти типові чорноземи та лучні ґрунти. Вважається, що ґрунти населеного пункту є достатньо родючими для озеленення території та висаджування зелених рослин. Водоносні горизонти: придатні для водопостачання; перший водоносний горизонт від 1 до 5,10 м; другий водоносний горизонт 5–10 м; підземні питні і мінеральні води мають важливе значення для життєдіяльності міста (Черняк & Глухохід, 1969).

Відвали Павлоградської шахти на сьогоднішній день виглядають як індустріальні пустелі (Зверковський, 1999). Літологічна будова товщі порід показує, що у одних місцях переважають дещо пластичніші породи, до яких відносяться глини та аргіліти, а у інших місцях переважають крихкі породи, з яких треба зазначити пісковики й алевроліти (Романова & Зверковський, 2005).

3. ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА ЧАСТИНА

3.1. Характеристика об'єктів дослідження

У якості об'єктів досліджень для виконання магістерської роботи використано три деревних види рослин, які у достатньо значній кількості репрезентовані на території рекультивованих земель шахти «Павлоградська», а саме сосна кримська (*Pinus pallasiana*), тополя чорна (*Populus nigra*), та маслинка вузьколиста (*Elaeagnus angustifolia*).

Сосна кримська (*Pinus pallasiana*)

На латинській назві є ще одна назва – *Pinus nigra*, або сосна австрійська, чорна. Сосна чорна зустрічається в Центральній і Південній Європі та Південно-Західній Азії (Заячук, 2014). Відомо кілька підвидів *P. nigra*, і їх особливості ростових процесів відображають кліматичні регіональні умови. На Балканах, включаючи Болгарію, виникає підвид *Pinus nigra subsp. pallasiana*, який походить зі східної Туреччини, північного Ірану та Кавказу, де може рости на висоті до 2000 м. Його спільноти належать до середземноморського типу рослинності в Болгарії. Вид ксеротермний з великим діапазоном висот від 400 до 1800 м над рівнем моря. В даний час основна частина лісів чорної сосни в Болгарії зустрічається між (600) 800 і 1300-1500 м над рівнем моря, переважно на крутих ділянках. Ліси зустрічаються в різних рослинних поясах, від ксеротермного дубового поясу, через мезофільні грабово-букові ліси до мікротермних хвойних лісів і тому поділяються на різні кліматичні та фітогеографічні територіальні підрозділи.

Вони зустрічаються від Слов'янки та Східних Родопи та Передбалкану. Ці ценози здебільшого зустрічаються в горах Родопи, Влахіна та Пірін, у меншій мірі в Слов'янці, Рилі, Осокові, низьких горах Західної Болгарії, Балканському хребті та Передбалкані (рис. 3.1). Вони зустрічаються в трьох кліматичних поясах Болгарії: помірно-континентальному, перехідному і континентально-середземноморській. Хоча екологічні особливості ценозів сосни чорної зумовлюють її належність до ксерофітного типу рослинності,

експозиція схилів, які рослини сосни вкривають, може бути різною, але переважно південною, іноді зі східною складовою.

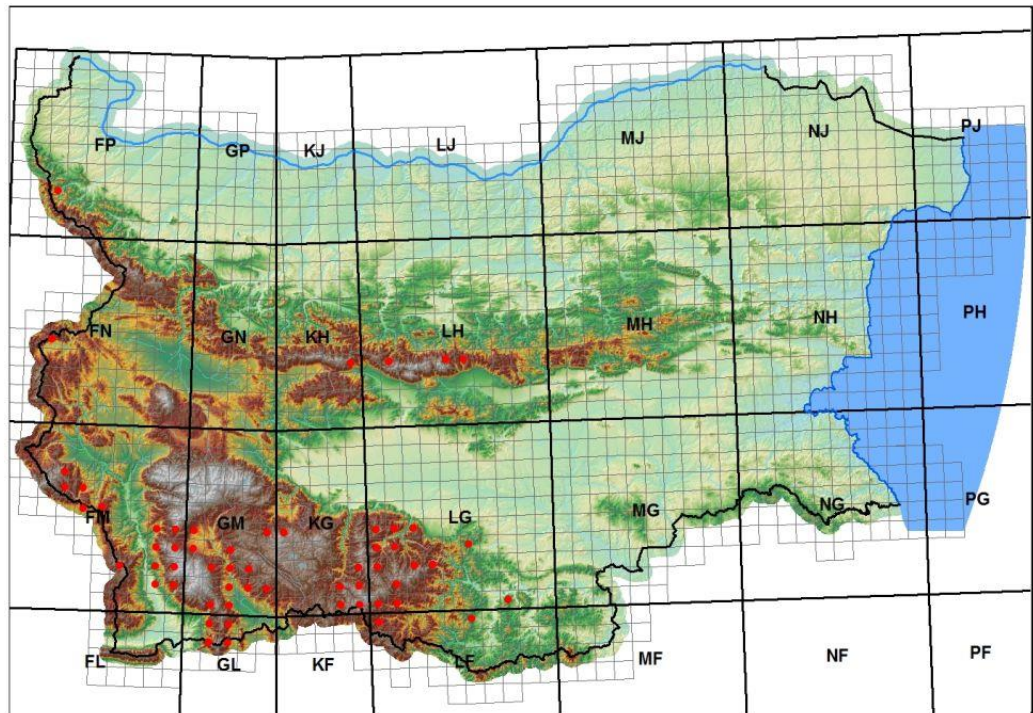


Рис. 3.1. Поширення сосни звичайної (червоні позначки)

Схили можуть бути дуже крутими. Поодинокі дерева зустрічаються також на вертикальних скелях, і цей вид має першовідкриваючі риси. Ценози чорної сосни займають лужні породи. У північних частинах їхнього поширення вапняні породи є обов'язковими, а в південних частинах країни соснові ліси можуть зустрічатися на інших типах корінних порід; тому тип ґрунту в основному гумусовий карбонатний, однак ценози чорної сосни можуть рости також на «камбісойлах», особливо коли вони знаходяться на силікатних породах. Ґрунти часто еродовані, слаборозвинені та розріджені. Вологість повітря може змінюватися протягом вегетаційного сезону від низької до відносно помірної.

З лісівничо-ботанічної точки зору, цей вид сосни може досягати 30 м у висоту і може жити більше 500 років. Це досить стійкий вид, зокрема, до забруднення та вмісту солей, що робить його цінним деревом під час озеленувальних заходів в умовах населених пунктів, а також деревом, яке

добре підходить для прибережних регіонів. Цей вид має пластинчасту кору і в молодому віці має конічну форму, хоча в міру дозрівання утворює широкий відкритий намет у насадженнях. Дерево у сприятливих для росту умовах може досягати 40 м у висоту, часто росте з роздвоєними стовбурами та блідо-сірою, глибоко тріщино подібною, лускатою, покритою корою. Жорсткі листя (або голки) виростають до 17 см в довжину (рис. 3.2).



Рис. 3.2. Відбір зразків сосни кримської на території досліджень

Ценози чорної сосни – це фрагменти давньої (реліктової) рослинності. Дуже рідко зустрічаються добре збережені частини реліктових лісів, що мають склад і структуру автохтонної рослинності. Вік деяких дерев може досягати 150-200 років. Крім автохтонних ценозів існують і вторинні. Ценози сосни чорної можуть бути монодомінантними (переважна частина фітоценозів) або мати змішаний склад із різними хвойними та листяними породами дерев, які мають ксеротермні або мезо-ксеротермні характеристики. Фрагменти давніх, широко поширених лісів чорної сосни

зустрічаються переважно в південних районах Болгарії на менших висотах. Частина з них монодомінантного складу, в інших з різною чисельністю зустрічаються ксеротермні дуби *Quercus frainetto* і *Q. pubescens*, граб східний, клен польовий тощо. У синусії чагарнику зустрічаються *Corylus avellana*, *Syringa vulgaris*. Участь такого виду як *Juniperus oxycedrus* та ін. забезпечує середземноморський вигляд цих лісів. У трав'янистій рослинності переважають *Brachypodium pinnatum*, *Festuca heterophylla*, *Poa nemoralis* тощо. Однак слід означити, що більшість ценозів сосни чорної у цих місцях перебувають у поганому стані внаслідок антропогенного тиску. Нині від широко поширених у минулому лісів чорної сосни збереглися лише невеликі острівці серед широколистяної рослинності.

Треба зазначити, що досліджуваний вид сосни використовується як будівельний матеріал, для смоли, а місцевим населенням виготовляються соснові щепи. Вид має високі декоративні риси. Ареали проживання цього виду на сьогоднішній день дуже скорочені. Соснові ліси даного виду були знищені в результаті різної господарської діяльності (у тому числі нерегульованої) або замінені на інші види, зокрема, на *Fagus sylvatica*, у результаті природних сукцесій. Частина ценозів перетворені на відкриті (розріджені) ліси.

Тополя чорна (*Populus nigra*)

Populus nigra, являє собою велике листяне дерево з широкою округлою кроною, яке зазвичай дозріває до 18–30 см у висоту. В основному ця порода добре підходить для болотистих низинних ділянок, долин річок, околиць ставків, узлісь, полів і узбіч доріг у Європі, північно-західній Африці та західній Азії.

Темно-сіра кора на зрілих деревах вузлувата, глибоко тріщиниста. Почергове, просте, широко трикутне або ромбоподібне, насичено-зелене листя восени жовтіє. Тополя чорна дводомна рослина (чоловічі та жіночі квітки знаходяться на окремих деревах). Серезжки з'являються в кінці зими до ранньої весни (березень-квітень) до розпускання листя. Пониклі чоловічі

квітки мають темно-червоні пиляки. Більш прямостоячі жіночі сережки мають квіти з двома зеленими рильцями. Запилені сережки на жіночих деревах до кінця літа несуть рясні маси насіння, кожне насіння вкрите білими бавовняними волосками (іноді їх зазвичай називають насінневою вовною або насіннєвим пухом), які полегшують поширення насіння вітром.

Деякі розплідники продають тільки чоловічі дерева, тому що багато власників будинків вважають насіння тополі неприємним доповненням. З іншого боку, недоліком чоловічих дерев є те, що вони виробляють велику кількість пилку, що може негативно вплинути на деяких алергіків. У будь-якому разі рослини обох статей під час росту скидають багато листя і гілочок, тому потребують частого прибирання. Коріння можуть утворювати присоски і іноді можуть бути інвазивними. Неглибокі розповсюджені коріння можуть підняти тротуари (навіть вулиці), ускладнити стрижку газону, пошкодити дренажні системи та порушити цінні садові ділянки.

Даний вид є досить сприйнятливим до ряду шкідників і хвороб. Цитоспороз тополі, наприклад, є серйозною проблемою, особливо у спекотному і вологому кліматі. Під час цієї хвороби уражаються верхні гілки дерева і стовбур, що часто призводить до летального результату для особини. Додаткові потенційні проблеми з хворобами включають відмирання, плямистість листя, іржу та борошнисту росу. Потенційні проблеми з комахами включають оселення попелиць, гусениць. Слабка деревина легко пошкоджується вітром. Неглибоке коріння може підіймати тротуари, ускладнювати стрижку газону та пошкоджувати дренаж. Тому слід уникати садіння цього дерева на газонах або в садах. Отже, тополя чорна не вважається хорошим деревом для створення ландшафту. Найкращим чином цей вид слід використовувати для вітроломних насаджень або для висаджування вздовж доріг.

Тополя чорна – деревна порода заплавної лісів, яка росте в прибережних змішаних лісах разом з тополею білою (*Populus alba* L.), вербою (*Salix* spp.), вільхою (*Alnus* spp.), кленом (*Acer* spp.), а іноді і дубом

(*Quercus* spp.). Це порода-піонер, яка не переносить посухи або повного затінення. Це умовно-патогенний вид, здатний колонізувати нові місця після стихійних лих і добре переносить високий рівень води, а також високі температури влітку. Тополя легко клонується.

Маслинка вузьколиста (*Elaeagnus angustifolia*)

Цей вид родом із Південної Європи та Західної Азії. *Elaeagnus angustifolia* зазвичай росте вздовж заплав, зрошувальних каналів, річок, струмків, боліт, формує насадження на ділянках рекультивації (рис. 3.3).



Рис. 3.3. Відбір проб ґрунту біля маслинки вузьколистої

Молоді рослини витримують тінь, і рослина процвітає в різноманітних умовах ґрунту та вологості, включаючи голі мінеральні субстрати (Muzika & Swearingen, 1997). *E. angustifolia* може витримувати конкуренцію з боку інших чагарників і дерев і може поширюватися вегетативно (рис. 3.4), проростаючи з кореневої частини і маючи кореневі присоски. Плоди плавають і, ймовірно, розносяться водою. Крім того, насіння, поглинені з плодами птахами і дрібними ссавцями, також розповсюджуються таким способом.

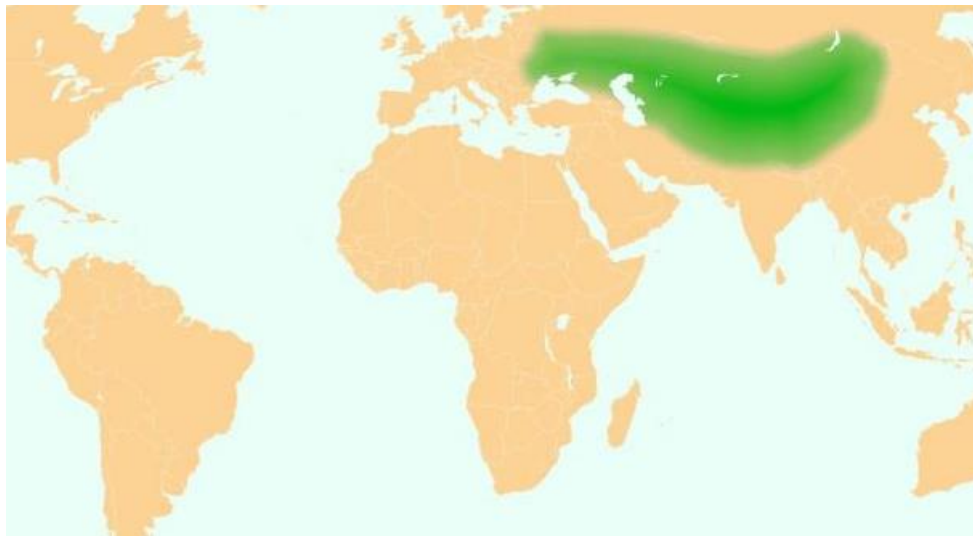


Рис. 3.4. Природне поширення маслинки вузьколистої
[<https://www.nature-and-garden.com/gardening/russian-olive-invasive-native.html>]

E. angustifolia – це невеликий, зазвичай колючий чагарник або невелике дерево, яке може вирости до 9 м у висоту (Muzika & Swearingen, 1997). Його стебла, бруньки та листя мають щільне покриття від сріблястого до іржастого кольору. Листя яйцеподібні або ланцетні, з гладкими краями, чергуються вздовж стебла. Дуже ароматні, спочатку кремово-жовті квіти згодом замінюються гронами рясних сріблястих плодів. Гілочки гнучкі, покриті сірим, лускатим опушенням і часто мають короткий шип на кінці (Tesky, 1992). Кора тонка з неглибокими тріщинами, що розшаровується на довгі смужки. Рослина має глибокий стрижневий корінь і добре розвинену бічну кореневу систему.

E. angustifolia може конкурувати з місцевою рослинністю, перешкоджати природному відновленню рослин і конкурувати за поживні речовини, також воду. Крім цього, маслинка здатна фіксувати азот у своїх коренях, тому може рости на голих мінеральних субстратах і домінувати в прибережній рослинності, де гинуть інші ліси. Вид може заважати сільськогосподарським методам і швидко колонізувати низовинні поля, часто заглушаючи зрошувальні канали та пошкоджуючи обладнання.

Маслинку вузьколисту часто висаджують як декоративну рослину через її сріблясте листя та декоративні плоди. Рослина також має певну цінність як медонос. Маслинку широко висаджують у захисних смугах. Рослину також використовують для насаджень середовищ існування диких тварин, боротьби з ерозією та благоустрою доріг. Завдяки здатності цього виду збільшувати доступний азот у ґрунті, його іноді пересаджують з іншими деревними культурами, щоб збільшити їх ріст та врожайність.

Насправді вважається, що вид *E. angustifolia* важко контролювати і майже неможливо знищити. У деяких країнах Європи зусилля по боротьбі з небажаною кількістю маслинок включали скошування розсади, зрізання, спалювання, обприскування та бульдозування. Більшість зусиль принесли обмежений успіх. Проростання пня зазвичай відбувається після вирубки дерева, і викопування всього пня може спровокувати проростання коренів.

Серед хвороб на рослинах поширений туберкульозний рак, збудники якого зимують на інфікованих стеблах і поширюються через дощ, тварин або інструменти для обрізки, відкриваючи рани на корі. Хвороба може деформувати або вбити рослини, які страждають з часом. Для цієї рослини характерним є виникнення і інших, поширених видів хвороб та заселення шкідників.

3.2. Методика проведення роботи та обліків

Ділянка лісової рекультивації у межах шахти «Павлоградської» створена у 1976 р. Це прямокутної форми ділянка загальною площею 3 га.

Основою ґрунту на штучно створеній ділянці є сформований товстий шар (близько 8–10 м) з шахтною породою з різними поверхневими ґрунтовими шарами (рис. 3.5).

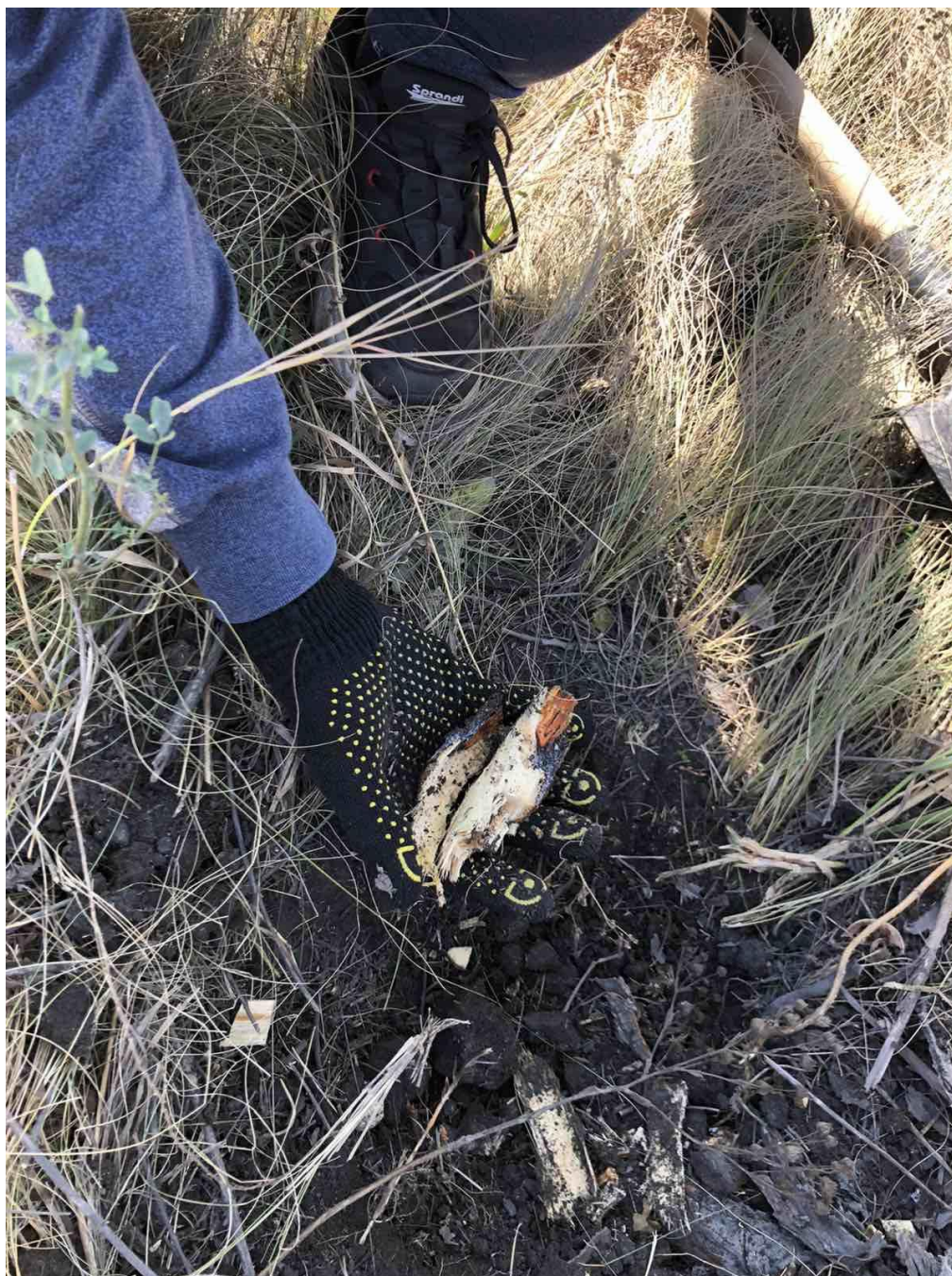


Рис. 3.5. Відбір зразків ґрунту на території досліджень

На території досліджень реєструється інтенсивні деформаційні процеси. Для досліджень фітомеліоративної здатності деревних видів проведено відбір ґрунтових проб двох типів:

1 – шахтна порода із верхніми шарами, які представлені 0,5 см супіскової та 0,5 см піскової частин (далі *контроль*).

2 – шахтна порода (далі – *дослід*),
які визначено із залученням спеціалізованих матеріалів, представленими спеціалістами лісової рекультивації кафедри геоботаніки та ґрунтознавства Дніпровського національного університету ім. О. Гончара.

Відповідно відбір зразків ґрунту та рослинних зразків одного хвойного та двох листяних видів проведено на двох дослідних типах ґрунтів, для яких визначено окремі фізико-хімічні властивості (рН).

Зразки рослинного матеріалу (листя та хвою) відібрано для визначення в них вмісту важких металів. Визначення концентрації металів у рослинних та ґрунтових зразках проводили методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії у Дніпропетровській філії державної установи Інституту охорони ґрунтів України. Зразки рослин подрібнювали в порошок і після того, як партію рослинної сировини (0,3 г) поміщали в хімічну колбу, додавали 10 мл концентрованої HNO_3 і 2 мл 30% H_2O_2 і суміш залишали на 1 годину. Після цього розчин кислоти фільтрували та аналізували на вміст металів.

3.3. Результати проведеної роботи та їх аналіз

3.3.1 Біометрична характеристика насаджень та аналіз ґрунтів району досліджень

На першому етапі проведення експериментальних робіт стало надання таксаційних характеристик на рекультиваційній ділянці досліджуваної шахти. Для цього попередньо було відмежовано дві ділянки (розміри 50 на 50 м), як це раніше описано у матеріалах та методах та проведено на них біометричні виміри деревних видів. Отримані дані алометричних вимірів експериментальних рослинних видів наведено у табл. 3.2. Всього на ділянці контрольного варіанту нараховано 57 екземплярів деревних рослин, із них

сосни кримської – 3 екземпляри, тополі чорної – 8 екземпляри, маслинки вузьколистої – 21 екземпляр груші звичайної – 10 екземплярів, берези повислої – 15 шт.

Дослідна ділянка представлена меншою кількістю деревних видів, але із наявністю значної кількості чагарничків та трав'янистих рослин. Всього кількість видів деревних рослин на ділянці із ґрунтовими умовами шахтної породи становила 38 екземплярів, з яких, окрім досліджуваних видів – сосни кримської (3 екземпляри), тополі чорної (9 екземплярів) та маслинки вузьколистої (чотири екземпляри), на ділянці також представлені також дуб звичайний (13 шт.) груша звичайна (дев'ять екземплярів).

У наведеній нижче таблиці представлені результати, які статистично характеризують нормальність розподілу окремих біометричних вимірів (діаметра на висоті грудей, висота дерева), проведених у натурних умовах (табл. 3.1).

Встановлені статистичні показники, що характеризують біометричні дані досліджуваних дерев на двох ділянках засвідчили, що їх розподіл можна вважати за нормальний, адже встановлені дані практично в усіх варіантах не перебільшують критичні показники асиметрії (у даному випадку це значення становить 0,723 для відповідної кількості варіант). При аналізуванні перерозподілу показників ексцесу знайдені дані відрізняються дещо більшою варіабельністю, із відповідністю у отриманих для даного показника значень. Окремі числові параметри мають незначне перевищення, як то у випадку варіанту діаметрів для таких деревних порід, як лох вузьколистий та сосна Палассіана. Для цих значень спостерігається незначне перебільшення значень ексцесу (> 1), у порівнянні із критичним значенням (0,843). В цілому треба зазначити, що статистика алометричних вимірів показала наявність як ліво-, так і правосторонню асиметрію, але в основному гостровершинність представлених показників.

Таблиця 3.1

Біометричні показники деревних видів на досліджуваних ділянках

Показник		Значення		Статистики			
		<i>min</i>	<i>max</i>	\bar{X}	σ	<i>A</i>	<i>E</i>
<i>Populus nigra</i>							
$D_{1,3}$, см	контроль	9,7	16,4	15,5	2,0	-0,318	0,714
	дослід	8,3	10,4	9,7	2,4	-0,576	0,518
H , м	контроль	6,8	8,3	7,9	1,3	0,628	0,769
	дослід	5,1	6,0	5,2	2,0	0,523	0,516
<i>Elaeagnus angustifolia</i>							
$D_{1,3}$, см	контроль	11,4	13,7	13,2	8,0	-0,637	1,117
	дослід	8,7	10,6	9,6	3,2	-0,426	0,765
H , м	контроль	7,5	8,9	8,3	2,4	0,598	0,213
	дослід	5,4	7,2	6,3	1,5	0,767	0,472
<i>Pinus pallasiana</i>							
$D_{1,3}$, см	контроль	9,8	13,2	13,4	8,0	-0,312	1,097
	дослід	7,6	9,6	8,3	1,2	0,615	0,521
H , м	контроль	8,7	11,2	10,5	2,4	0,267	0,629
	дослід	6,4	9,5	7,1	0,76	0,429	0,556

Аналіз кислотності ґрунтів досліджуваної шахтної породи та варіанти шахтної породи із ґрунтовою домішкою на ділянці рекультивації засвідчив, що середні значення рН ґрунту контрольних зразків залежно від взяття проби у різних частинах ґрунтового профілю змінюється від 7,5 до 8,1 (табл. 3.2). Відповідно можна зазначити щодо реакції нейтрального середовища ґрунтових умов, навіть дещо зі зміщенням у бік лужності реакції.

Кислотність ґрунтової проби шахтної породи на ділянці дослідного зразку вздовж профілю на глибину до 75 см коливалася від 3,5 до 5,3. Як видно із представлених результатів, значення рН на шахтній породі є значно нижчим за таке у контрольному варіанті. Тобто у дослідному зразку спостерігається закислення породи із відповідним підвищенням кислотності ґрунту близько у два рази, у порівнянні із контрольним варіантом.

Таблиця 3.2

Значення рН ґрунтового профілю досліджуваних ділянок

Глибина профілю, см	Мінімум	Максимум	Середнє
Контроль			
0-25	7,8	8,4	8,1
25-50	7,5	8,3	7,9
50-75	7,1	7,8	7,5
Дослід			
0-25	5,2	5,5	5,3
25-50	3,8	4,0	3,9
50-75	3,2	3,8	3,5

Наступним етапом стало визначення вмісту важких металів (станум, кадмій, плюмбум, цинк, хром, купрум) у двох досліджуваних варіантах ґрунту – контрольному (пісок + шахтна порода) та дослідному зразку (шахтна порода).

У таблиці 3.3 наводиться порівняльний аналіз отриманих результатів досліджень із гранично допустимими концентраціями (ГДК) у валовій (в.ф.) чи рухливій (р.ф.) формі для деяких проаналізованих металів.

Таблиця 3.3

Оцінювання проб ґрунту дослідного зразка ділянки рекультивації

Метал, мг/кг	ГДК, мг/кг	Фактичний вміст у ґрунті, мг/кг	Перевищення, рази
Хром	6,0 р/ф	92,86	15,48
Купрум	3,0 р/ф	26,98	8,99
Плюмбум	32 в/к	41,0	1,28
Кадмій	1,0	5,26	5,26
Станум	<i>не нормується</i>	40,45	-
Цинк	23,0 р/ф	54,48	2,36

Істотні відмінності фактичного металічного вмісту у ґрунті, порівняно із ГДК, визначено хрому (у 15 разів) для купруму (у дев'ять разів), та кадмію (у п'ять разів).

Показники вмісту зазначених елементів групи важких металів представлено на рис. 3.6

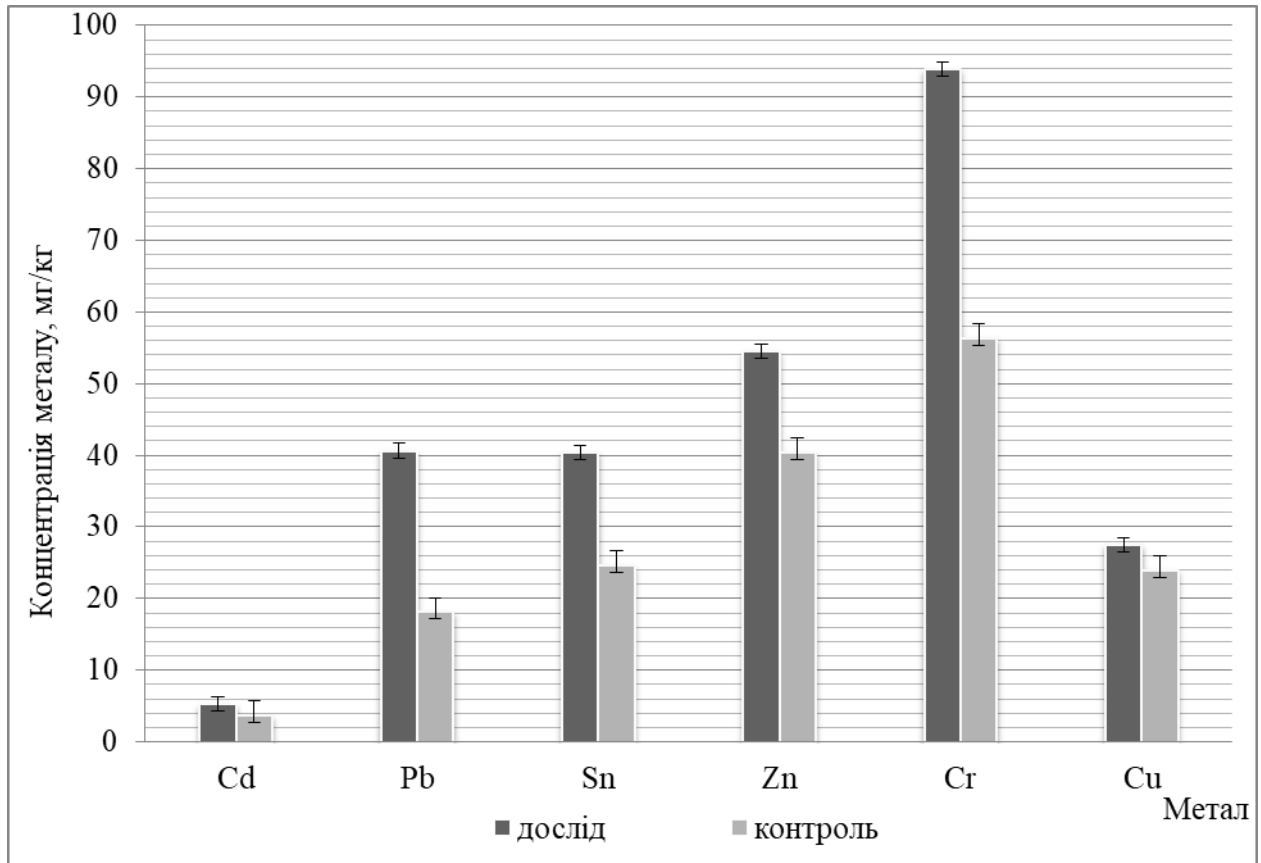


Рис. 3.6. Вміст важких металів у ґрунті ділянки рекультивації шахти «Павлоградська»

Як видно із представлених на рисунку даних, мобілізації металічних елементів у ґрунті, у найбільшій кількості в ґрунтових умовах представлено такого металу як свинець. При цьому слід зазначити, що перевищення фактичного вмісту вказаного металу в умовах шахтної породи у 4,6 разів більше, порівняно із варіантом, де рівень шахтної породи у два рази менший. Перевищення хрому у шахтній породі склало 30 %, а показники вмісту стануму та цинку майже не відрізнялись від даних для контрольного варіанту.

3.3.2. Концентрація важких металів у рослинних об'єктах

Визначенню вмісту важких металів підлягали листки та здерев'яніла частина пагона тополі чорної, сосни кримської та маслинки вузьколистої. Результати аналізування концентрації досліджуваних металів в органах тополі чорної наведено на рис. 3.7.

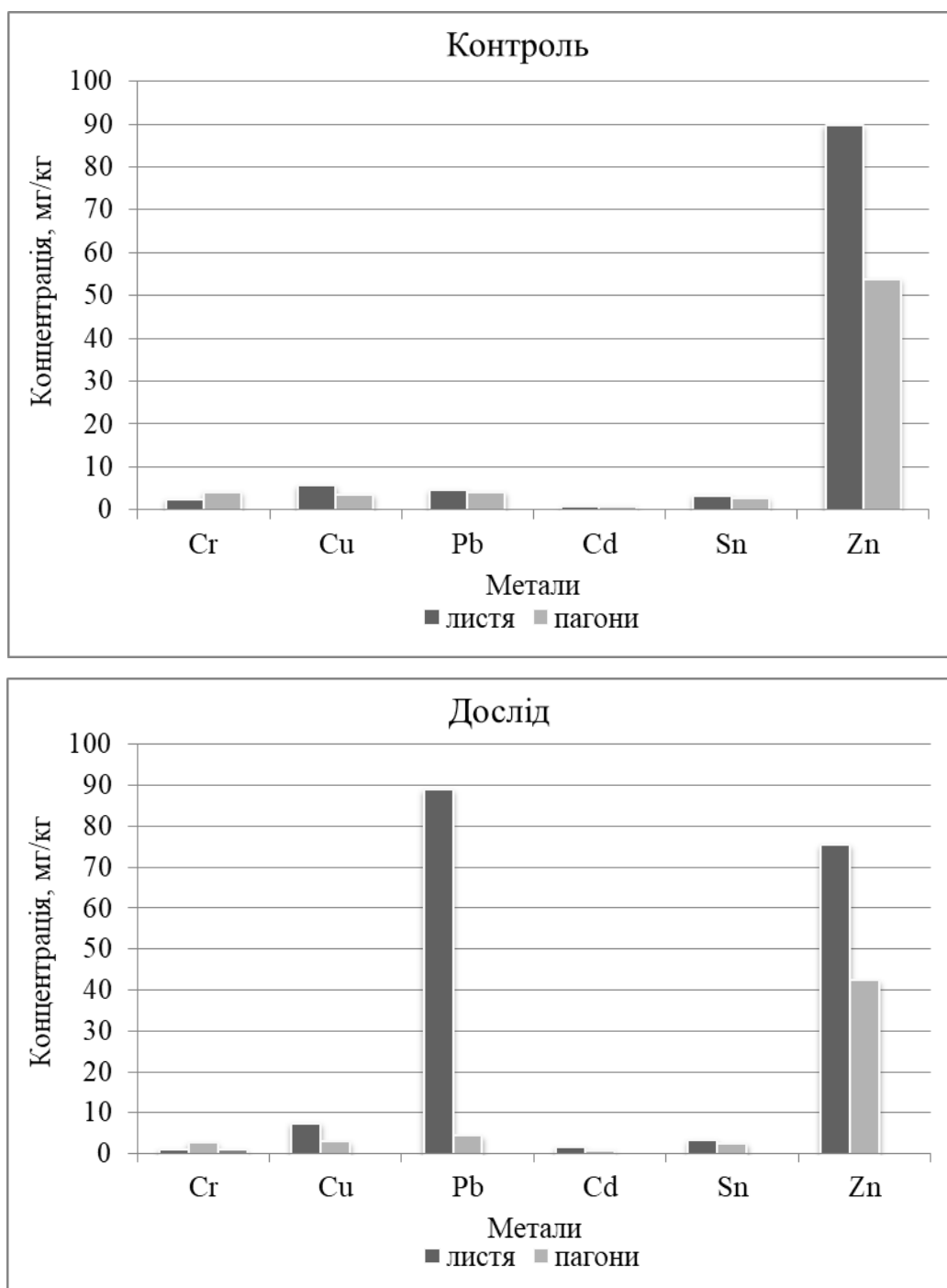


Рис. 3.7. Розподіл вмісту досліджуваних важких металів у листках та пагонах тополі чорної

Отримані значення концентрації металів дозволяють стверджувати, що у випадку зростання деревного виду на контрольній ділянці, найвищий вміст із металів визначено для такого металу, як цинк.

Концентрація цинку у пробі листя тополі звичайної склала майже 90 мг/кг, що порівняно із вмістом у пагоновій частині більше на 67 %. Слід відзначити, що порівняння даного показника із тим самим з дослідної ділянки дозволило визначити, що вміст Zn тут навіть менший, у порівнянні із контролем.

Вміст інших елементів групи важких металів є значно нижчим за концентрацію цинку у контрольному зразку і досягає максимуму для купруму та плюмбуму, до 5,7 та 4,71 мг/кг.

Для маслинки вузьколистої специфіка накопичення важких металів була подібною, але з іншим діапазоном отриманих змін (рис. 3.8). Так, треба сказати, що як і випадку із тополею чорною, найбільш інтенсивно відзначається накопичення такого елемента як цинк, однак кількість його в екземплярів цієї дослідної групи вдвічі менший. Але порівняння металу дослідних і контрольних зразків визначили майже ідентичність його вмісту у листі, тоді як концентрація цинку у пагонах рослин дослідної групи є вдвічі вищою, порівняно із контрольним варіантом.

Вміст плюмбуму у листках та пагонах контрольного варіанту, для листкової фракції дослідного варіанту збігається, але він дещо вищим (на 40 %) для фракції пагонів даної деревної породи. Концентрація міді не є сильно варіабельною, як у випадку контролю, так і досліду і складає в середньому 4,2 мг/кг. Вміст хрому доволі низький (1,7 мг/кг) для досліджуваної породи, однак цікавим є те, що у частині гілок дослідного зразка він збільшується у п'ять разів.

Підвищення акумулювання такого металу як станум у більш ніж три рази також спостерігається для пагонової фракції дослідних зразків маслинки вузьколистої, порівняно із контрольним варіантом.

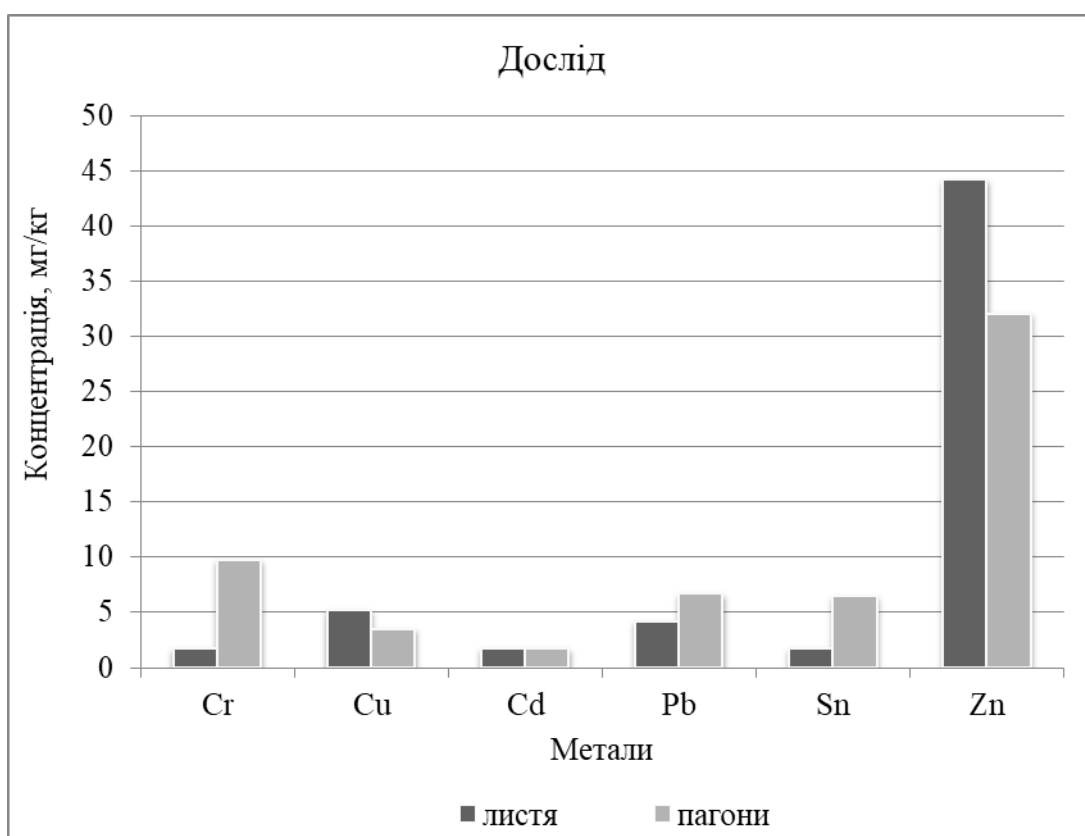
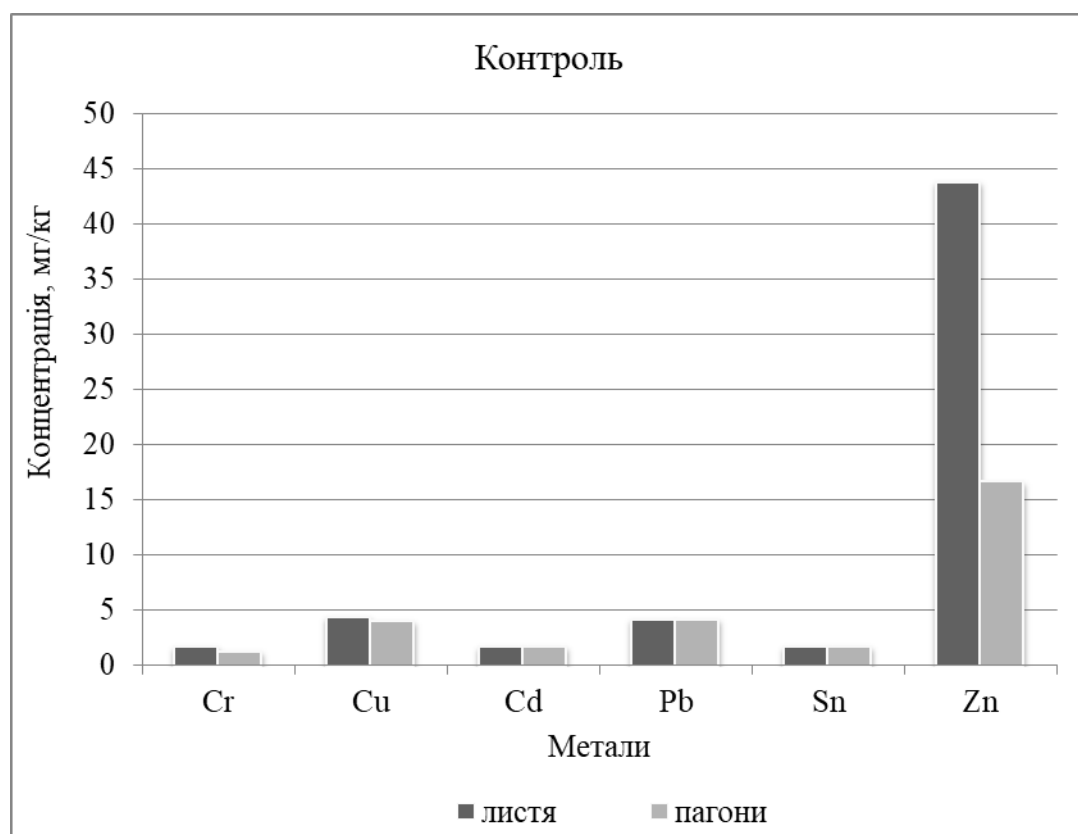


Рис. 3.8. Розподіл вмісту досліджуваних важких металів у листках та пагонах маслинки вузьколистої на контрольних та дослідних ділянках

Сосна кримська є третьою деревною породою, для якої проведено визначення акумулятивної здатності важких металів (рис. 3.9).

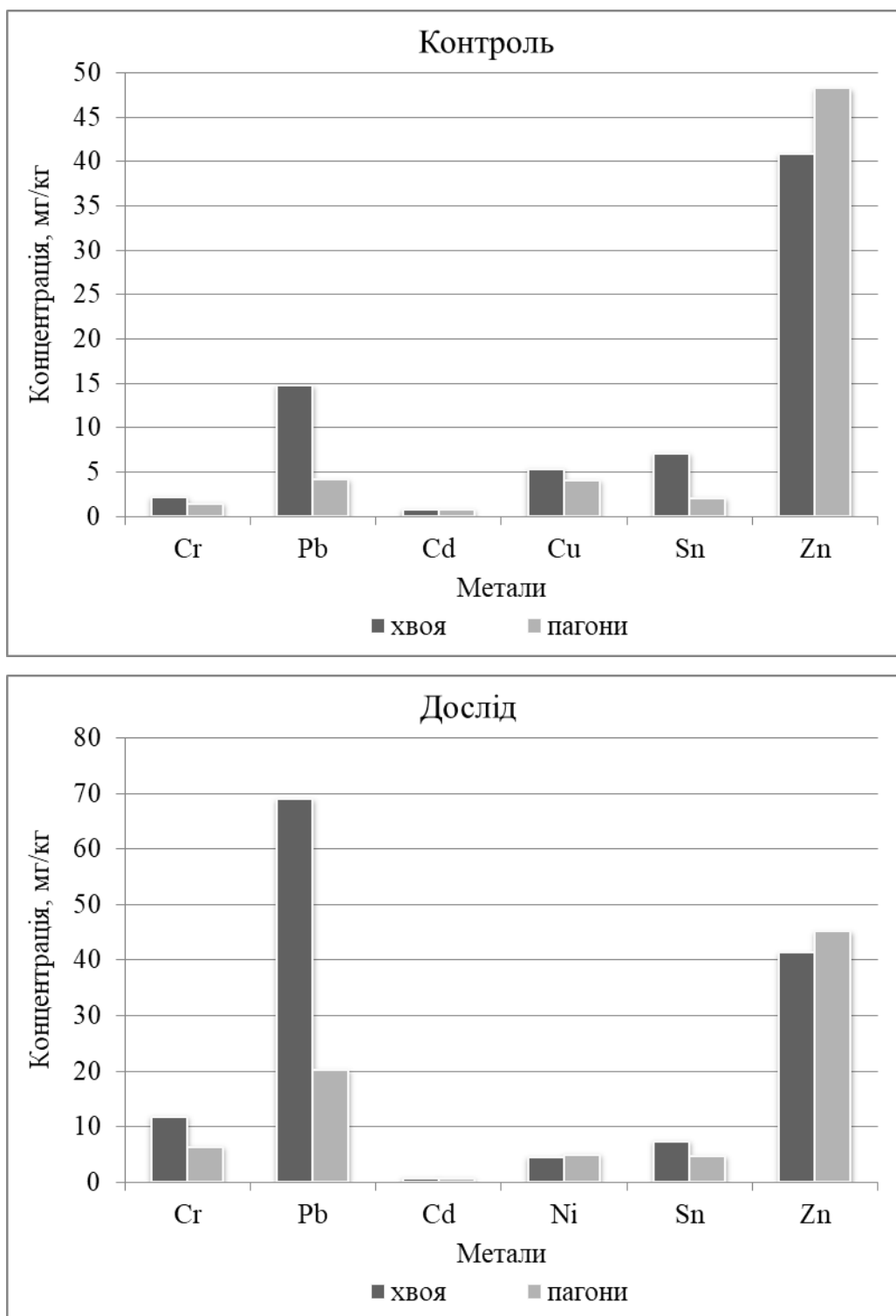


Рис. 3.9. Розподіл вмісту досліджуваних важких металів у хвої та пагонах сосни кримської

Подібний діапазон значень для такого елемента як цинк знайдено у зразках асиміляційної частини (і в хвої, і у пагонах) сосни кримської незалежно від місця відбору проб. Коливання концентрації цинку знаходяться в межах від 41 до 48 мг/кг.

Для хрому знайдено перевищення у дослідному зразку, відносно контрольного варіанту як у випадку знаходження у хвої (в шість разів), так і пагонах рослин (у чотири рази).

Але у випадку дослідження сосни кримської як потенційного фітомеліоратора контамінантних речовин із ґрунту, слід означити, що як наслідок зростання на забруднених ґрунтах вміст плюмбуму у хвої та пагонах досліджуваних екземплярів підвищується практично у п'ять разів, порівняно їх контролем. Хоча тут треба зазначити, що так як вінець відноситься до малорухливих елементів, насправді його поповнення у органах рослин може відбуватись не лише у випадку трансферу з ґрунту, але і внаслідок осадження цього важкого металу із повітряного басейну, куди він може потрапляти через діяльність підприємств (зокрема, чорної металургії, гірничодобувної промисловості), а також у складі вихлопних газів автомобілів.

Наступним етапом опису отриманих даних була порівняльна їх характеристика між показниками дослідного та контрольного варіанту, результати якої наведено у табл. 3.4.

Для листя маслинки вузьколистої не знайдено характерних змін у вмісті усіх металічних елементів.

Значна різниця у тенденції накопичення металів спостерігається для іншого досліджуваного листяного виду – тополі чорної. Різниця вмісту свинцю у листках тополі досягає 84,3 мг/кг із відповідним перебільшенням даного металу у дослідних зразках на 1790 %, порівняно із контролем. Істотні перевищення вмісту металів у дослідних зразках листків знайдено також для купруму та кадмію. Слід зазначити перевищення вмісту досліджуваних металів у контрольних варіантах у випадку таких металів як цинк та хром.

Дослідні рослинні зразки сосни звичайної майже у всій досліджуваній групі металів (крім купруму) мали перевищення, порівняно із контрольною групою рослин. У найбільшій мірі цей факт зафіксовано для плюмбуму (більше на 366 %) та хрому (перевищення на 436 %).

Таблиця 3.4

Порівняльна характеристика експериментальних даних, отриманих на дослідних ділянках

Деревна порода	Вміст металів											
	<i>Cr</i>		<i>Cu</i>		<i>Pb</i>		<i>Cd</i>		<i>Sn</i>		<i>Zn</i>	
	різни- ця, мг/кг	%	різни- ця, мг/кг	%	різни- ця, мг/кг	%	різни- ця, мг/кг	%	різни- ця, мг/кг	%	різни- ця, мг/кг	%
Листя (хвоя)												
Тополя чорна	-1,4	-56	1,8	31	84,3	1790	0,7	90	-0,1	-1	-14,3	-16
Маслинка вузько-листа	0	0	0,8	18	0	0	0	0	0	0	0,3	1
Сосна кримська	9,7	436	-0,8	-15	54,3	366	0	0	0,3	4,2	0,5	1
Пагони												
Тополя чорна	-1,5	-35	-0,7	-20	0,16	4	0	0	-0,5	-16	-11,5	-21
Маслинка вузько-листа	0	0	-0,5	-13	2,48	59	0	0	4,7	281	15,4	92
Сосна кримська	4,9	315	0,9	24	16,1	383	0	0	2,7	128	-3,0	-6

Для пагонів спостерігається різниця у отриманих даних для різних порід, порівняно із даними, зібраними для листків. Зокрема, виявлена суттєва відмінність для стануму у маслинці вузьколистій із перевищенням показника у дослідному зразку майже в три рази. Подібна тенденція зафіксована для сосни кримської. Навпаки, підвищений вміст олова та цинку у контролі виявлено для тополі чорної. Взагалі треба констатувати той факт, що пагони досліджуваного виду тополі не містили підвищених концентрацій всіх металів, а навпаки, їх було навіть трохи більше у контрольних зразках.

Що ж до вмісту металів у надземних органах сосни, то у даному варіанті прослідковувалась чітка тенденція істотного акумулювання всієї

«лінійки» металічних елементів, за виключенням цинку. У найбільшій мірі фіксація речовин визначена для свинцю (на 383 %) та хрому (на 315 %).

Далі розраховано коефіцієнт біологічної акумуляції, який визначає потенціал накопичувальної здатності важких металів різними рослинними органами досліджуваних об'єктів (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

Коефіцієнт біологічної акумуляції металів для досліджуваних деревних видів

Варіант		Метали					
		<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Pb</i>	<i>Cd</i>	<i>Sn</i>	<i>Zn</i>
<i>Populus nigra</i>							
контроль	листя	0,04	0,24	1,29	0,04	0,14	2,22
	пагони	0,07	0,15	1,15	0,04	0,12	1,33
дослід	листя	0,01	0,27	16,92	0,04	0,08	1,38
	пагони	0,03	0,11	0,83	0,02	0,06	0,78
<i>Elaeagnus angustifolia</i>							
контроль	листя	0,03	0,18	0,23	0,47	0,07	1,08
	пагони	0,02	0,17	0,23	0,47	0,07	0,41
дослід	листя	0,02	0,19	0,10	0,32	0,04	0,81
	пагони	0,10	0,13	0,16	0,32	0,16	0,59
<i>Pinus pallasiana</i>							
контроль	хвоя	0,04	0,23	0,82	0,22	0,29	1,01
	пагони	0,03	0,17	0,23	0,22	0,09	1,19
дослід	хвоя	0,13	0,17	1,70	0,15	0,18	0,76
	пагони	0,07	0,19	0,59	0,15	0,12	0,83

З метою оцінювання фітомеліоративної здатності досліджуваних деревних видів нами були розраховані коефіцієнти, які показують показники співвідношення вмісту важких металів у окремих надземних органах до вмісту цього ж металу у ґрунтовій частині. За літературними джерелами, у

випадку, коли цей співвідносний показник становить більше одиниці, то говорять про наявну акумулюючу здатність рослинного організму важких металів їхніми органами (Перельман, 1975).

Звісно, що даний показник слугує і визначальним при встановленні ремедіаційних можливостей рослинних об'єктів при накопичувальному процесі поглинання визначеного контамінанту в ґрунті.

Інтенсивність акумулювання елементів групи важких металів для тополі чорної, зростаючою в умовах шахтної породи, можна представити у вигляді наступного ряду:

Для листків: $Pb > Zn > Cu > Sn > Cd > Cr$

Для пагонів: $Pb > Zn > Cu > Sn > Cr > Cd$

Elaeagnus angustifolia

Для листків: $Zn > Cd > Cu > Pb > Sn > Cr$

Для пагонів: $Zn > Cd > Pb = Sn > Cu > Cr$

Pinus pallasiana

Для хвої: $Pb > Zn > Sn > Cu > Cd > Cr$

Для пагонів: $Zn > Pb > Cu > Cd > Sn > Cr$

Представлена послідовність демонструє більш інтенсивне поглинання для тополі чорної плюмбуму, цинку та міді і менш істотне акумулювання стануму, кадмію й хрому.

Для іншого листяного виду ряд поглинання металів дещо змінюється, а достатньо значний рівень накопичення металів органами рослин з'ясовано лише для цинку та кадмію. У випадку аналізування результатів по сосні кримській встановлена здатність до активного вилучення із ґрунтового субстрату для свинцю та цинку, порівняно з іншими металами.

Розгляд результатів коефіцієнтів біологічної акумуляції дозволяє інформувати щодо більш вагомих показників акумулятивної активності свинцю листям тополі чорної та хвоєю сосни кримської, а також цинку листям тополі чорної.

Відомим фактом є те, що різні показники кислотності ґрунтових умов можуть визначати рухливість та переміщення елементів, зокрема, групи важких металів і відповідно опосередковано впливати на поступання цих елементів у надземні органи рослин. Вважається, що у ґрунтовому середовищі нейтральної реакції із відповідним показником рН від 6,5 до 7,0 контамінанти металічної групи знаходяться у ґрунті у зв'язаному стані (Prasad, Hagemeyer, 1999), що не дозволяє їм підійматись у рослинні органи.

Зниження показника значення рН середовища ґрунтових умов призводить до відповідного підвищення кислотності, що позначається на зростанні рухливості більшості металічних елементів, до яких відносяться і метали, які є токсичними для живих організмів. Наприклад, за визначенням певних дослідників, закисленні ґрунтів до рівня рН шість, відразу різко зростає рухливість кадмію; подібне явище спостерігається під час зростанні кислотності ґрунту до 5 для цинку (Kabata-Pendias, 2011). Іншими словами, підвищення показника кислотності рН призводить до активного залучення важких металів у реакціях, які дозволяють їм більш активно проникати у рослинні тканини.

З метою встановлення тісноти взаємозв'язків визначених аргументів нами проведено кореляційний аналіз між показниками вмісту металів та показниками, отриманими у результаті вимірювання кислотності ґрунтів у контрольному та дослідному варіантах (табл. 3.6).

Таблиця 3.6

Значення коефіцієнтів кореляції вмісту металів у рослинах залежно від рН ґрунтових умов

Органи рослин	Вміст металів у рослинах					
	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Pb</i>	<i>Cd</i>	<i>Sn</i>	<i>Zn</i>
<i>Populus nigra</i>						
листя	<u>0,77*</u>	<u>0,67</u>	<u>0,71</u>	<u>0,45</u>	<u>0,27</u>	<u>0,63</u>
	0,89	0,91	0,84	0,87	0,81	0,99
пагони	<u>0,62</u>	<u>0,75</u>	<u>0,37</u>	<u>0,73</u>	<u>0,71</u>	<u>0,47</u>
	0,88	0,97	0,92	0,91	0,89	0,95

<i>Elaeagnus angustifolia</i>						
листя	$\frac{0,56}{0,87}$	$\frac{0,34}{0,89}$	$\frac{0,44}{0,96}$	$\frac{0,76}{0,90}$	$\frac{0,73}{0,98}$	$\frac{0,56}{0,87}$
пагони	$\frac{0,61}{0,69}$	$\frac{0,39}{0,81}$	$\frac{0,56}{0,94}$	$\frac{0,70}{0,86}$	$\frac{0,73}{0,87}$	$\frac{0,78}{0,99}$
<i>Pinus pallasiana</i>						
листя	$\frac{0,76}{0,86}$	$\frac{0,45}{0,65}$	$\frac{0,57}{0,88}$	$\frac{0,45}{0,91}$	$\frac{0,53}{0,99}$	$\frac{0,63}{0,97}$
пагони	$\frac{0,75}{0,98}$	$\frac{0,49}{0,96}$	$\frac{0,56}{0,87}$	$\frac{0,76}{0,83}$	$\frac{0,72}{0,91}$	$\frac{0,65}{0,93}$

* чисельник – значення рН середовища ґрунту контрольної ділянки; знаменник – значення рН середовища ґрунту дослідної ділянки

Аналізування отриманих корелятивних показників показує, що у порівнянні із контрольними зразками, більш сильна тіснота взаємозв'язків чітко прослідковується для варіантів дослідної ділянки, або у випадку підвищеної кислотності середовища. Якщо порівнювати зв'язки, які демонструють кореляцію залежно від досліджуваних органів, то у даному випадку закономірності кореляційних коефіцієнтів не встановлено, а виявлено варіювання даних параметрів без чітко установлених трендів.

4. Заходи з охорони праці

4.1. Вимоги безпеки при підготовці ґрунту ділянки лісової рекультивації

Дослідницька діяльність на рекультивованих порушених землях повинна здійснюватись у відповідності із рядом обов'язкових вимог щодо охорони праці. Відповідно із основними положеннями інструкції з охорони праці «підготовчі роботи, згідно Проекту землеустрою, повинні включати видалення залишків порушених деревостанів, іншої багаторічної рослинності, корчування пнів тощо. Підготовчі роботи супроводжуватимуться наступними впливами на довкілля: - викиди від машин та механізмів при розпилюванні та транспортуванні деревини; - шум; - забруднення верхнього шару ґрунту порубковими залишками» (<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2694-12#Text>).

Треба зазначити що «ймовірно частина деревини (гілки, чагарник, порубкові залишки тощо) може спалюватись на місці робіт, що матиме наслідком забруднення атмосферного повітря викидами. Усі зазначені впливи мають виключно тимчасовий характер, незначний масштаб, не спричиняють негативних наслідків на природне середовище сусідніх угідь та не погіршують санітарну ситуацію у межах прилеглих населених. До підготовчих робіт також належить видалення і складування верхнього родючого (гумусового) шару ґрунту разом з лісовою підстилкою у місцях де вони не порушені (не заміті при роботі мотопомп). Збережений ґрунт використовується у подальшому при відтворенні насаджень» (<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0472-14#Text>).

Роботи безпосередньо з рекультивації (основна діяльність) умовно можуть бути розділені на етапи, зазначені у нормативному документі «Геологічне вивчення, Технічна рекультивація земель, Біологічна рекультивація земель, які здійснюються у єдиному комплексі робіт, передбаченому Проектом землеустрою. Завершальною стадією ДПР на кожній ділянці є її технічна рекультивація, яка включає планування, меліоративні заходи, утилізацію

відходів тощо. У Проекті землеустрою розробляється технологічна схема рекультивації, якою передбачається використання важкої техніки (екскаватора), насоса та приймального бункера з гуркотом для промивання піщаної маси. Також на певних стадіях робіт для переміщення ґрунту у відвал та планування поверхні використовується бульдозер. У деяких випадках може використовуватися колісний вантажний транспорт (самоскид). Для накопичення розкритих та відпрацьованих ґрунтових піщаних мас улаштовуються тимчасові відвали» (Ткачук, Гурін, 1998). В цілому, якщо будуть рекультивовані всі, чи більшість, земель, певного масиву, вплив на клімат може бути оцінений як позитивний за рахунок відновлення лісонасаджень.

4.2. Вимоги безпеки при посадкових роботах деревних насаджень

Згідно із нормативними документами ОП «Відновлення лісової рослинності на порушених землях у значній мірі залежить від придатності ґрунтів та потенційно родючих порід для створення рослинного покриву, що безпосередньо впливає на сам технологічний процес. Рекультивація порушених земель – комплекс робіт по відновленню продуктивності та реконструкції ландшафтів, порушених промисловістю, створення на їх місці нових культурних ландшафтів. Найбільше порушується ґрунт при добуванні корисних копалин відкритим способом. Як зазначалося вище, рекультивація передбачає проведення підготовчого, технічного та біологічного етапів робіт. Найважливіший, біологічний, етап полягає у створенні штучних лісових насаджень різного цільового призначення (захисно-меліоративних, озеленювальних, плантаційних та ін.) і виконується підприємствами лісового господарства після гірничотехнічної рекультивації. Включає заходи щодо відновлення родючості порушених земель з метою вирощування на них сільськогосподарських і лісових культур» (Ткачук, Гурін, 1998). Необхідно якомога швидше приступати до проведення біологічного етапу, з метою запобігання ущільненню відсипаних або розрівняних гірських порід,

погіршенню їх властивостей і розповсюдженню бур'янів та проявів водної та вітрової ерозії.

Під час виконання магістерської роботи при підготовці до виконання експериментальної частини визначення концентрації контамінантів стало ключовим завданням, а при проведенні певних робіт в умовах лабораторії встановлювали концентрацію шкідливих металів, які навіть належать до шкідливих. Як зазначають автори «Із небезпечних факторів, які мають фізичну основу і присутні у лісгоспі слід означити такі як можливість переохолодження та перегріву організму, що є передумовою порушення гомеостазу в організмі людини, а внаслідок подібних порушень може формуватись цілий комплекс захворювань» (Ткачук, Гурін, 1998). Адже саме недотримання умов виконання польових робіт із наступною постановкою експерименту у лабораторних умовах призводять до виробничого травматизму.

Висновки та пропозиції виробництву

1. Для виконання магістерської роботи проведено закладку двох дослідних ділянок, на яких отримані дані біометричних вимірів експериментальних рослинних видів. Проведення статистичного аналізу алометричних вимірів дерев тополі чорної, маслинки вузьколистої та сосни кримської виявив нормальність розподілу їхніх діаметрів та висот.
2. Середні значення рН ґрунту контрольних зразків змінюється від 7,5 до 8,1, тоді як показники дослідних варіант – від 3,5 до 5,3.
3. В ґрунтових умовах шахтної породи у найбільшій кількості фіксується мобілізація такого важкого металу як свинець, вміст якого у два рази вищий, порівняно із контрольним зразком.
4. Порівняно із ГДК, у ґрунті дослідного зразка знайдено істотні відмінності фактичного металічного вмісту для хрому (у 15 разів), міді (у 9 разів) та кадмію (у п'ять разів).
5. Найбільшим вмістом у контрольних зразках тополі чорної із досліджуваних елементів вирізнявся такий елемент як цинк, тоді як у органах дослідної групи, окрім цинку, високий вміст визначений також для свинцю. Подібні особливості накопичення металів встановлено і для іншого листяного деревного виду – маслинки вузьколистої, але на відміну від попереднього виду, інтенсифікація поглинальної активності у дослідному варіанті визначена лише відносно цинку, що не виявлено для Рb.
6. Концентрація свинцю у досліджуваних органах екземплярів сосни кримської підвищується практично у п'ять разів, порівняно їх контрольними зразками.
7. Результати порівняльного аналізу показали неоднорідність тенденції змін акумуляції досліджуваних контамінантів залежно від природи металу, а також рослинного органу, у яких поступає метал.

8. За показниками отриманих коефіцієнтів поглинання металічних елементів найбільш високою акумулятивною активністю відрізнялась фотосинтезуюча частина тополі чорної та сосни кримської.
9. Із досліджених деревних видів рекомендованим для культивування на техногенно забруднених територіях є тополя чорна та сосна кримська, для яких виявлено найбільш високі меліоративні властивості, зокрема, для такого токсичного важкого металу, як свинець.
10. У порівнянні із контрольними зразками, більш сильна тіснота корелятивних взаємозв'язків чітко прослідковується для варіантів дослідної ділянки, у випадку підвищеної кислотності середовища.

Список використаної літератури

1. Авессаломов И. А. Геохимические показатели при изучении ландшафтов: М.: Изд-во Московского университета, 1987. 108 с.
2. Адаменко, Т. І. (2014). Агрокліматичне зонування території України з врахуванням змін клімату. Київ: Вєго «Мама-86».
3. Бессонова, В. П. (2006). *Влияние тяжелых металлов на фотосинтез растений*. Днепропетровск: Днепропетровский государственный аграрный университет.
4. Галаган, О.О. (1993). Ландшафтно-геохімічні дослідження міграції важких металів у лісостепових ландшафтних комплексах України. *Український географічний журнал*, 2, 32 – 35.
5. Горб, А. С., & Дук, Н. М. (2006). Клімат Дніпропетровської області. Дніпропетровськ: ДНУ.
6. Гришко, В. М., Сишиков, Д. В., Піскова, О. М., Данільчук, О. В., & Машталер, О. В. (2012). *Важкі метали: надходження в ґрунти: транслокація в рослинах та екологічна безпека*. Донецьк: Донбас.
7. Ильин, В. Б. (1991). Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука.
8. Дроздова, Н. И., & Макаренко, Т. В. (2015). Изучение особенностей накопления тяжелых металлов в системе “почва–растение” в условиях промышленных зон г. Гомеля. *Экологический вестник*, 4(34), 96–102.
9. Жовинский, Э. Я., & Кураева, И. В. (2002). Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины. Київ: Наукова думка.
10. Заячук В. Я. (2014). *Дендрологія: підручник, видання друге зі змінами та доповненнями*. Львів: Сполом.
11. Зверковський, В. М. (1999). *Біогеоценологічне обґрунтування лісової рекультивациі земель, порушених вугільною промисловістю в степовій зоні України*. Автореферат дисертації на здобуття ступеня доктора біол. наук. Дніпропетровськ.

12. Кабата-Пендиас, А., & Пендиас, Х. (1989). *Микроэлементы в почвах и растениях*. Пер. с англ. Москва: Мир.
13. Кульбіда, М. І., Барабаш, М. Б., Єлістратова, Л. О., Адаменко, Т. І., Гребенюк, Н. П., Татарчук, О. Г., & Корж, Т. В. (2009). *Клімат України: у минулому і майбутньому*. Київ: Сталь.
14. Перельман А.И. *Геохимия ландшафта*. Москва: Высшая школа, 1975. 392 с.
15. Пилипенко О. І., Юхновський В. Ю., Дударець С. М., & Малюга В. М. (2010). *Лісові меліорації: Підручник*. К.: Аграрна освіта.
16. Про охорону праці: Закон України від 14.10.1992 р. №2694-ХІІ. Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1992, № 49, ст.668. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2694-12#Text>
17. Про затвердження Державних санітарних норм та правил «Гігієнічна класифікація праці за показниками шкідливості та небезпечності факторів виробничого середовища, важкості та напруженості трудового процесу. Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0472-14#Text>
18. Романова, Н.В., & Зверковський, В.М. 2005. Фізико-хімічні властивості шахтних порід Західного Донбасу. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*, 13(2). 158–163.
19. Серегин, И.В., & Иванов, В.Б. (2001). Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения. *Физиология растений*, 48(4), 606–630.
20. Титов, А.Ф., Казнина, Н.М., Таланова, В.В. (2014). *Тяжелые металлы и растения*. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН.
21. Трахтенберг И.М. (1994). *Тяжелые металлы во внешней среде: современные гигиенические и токсикологические аспекты*. Минск: Наука и техника.
22. Ткачук К. Н., Гурін А. О. *Охорона праці*. Київ, 1998. 320 с.

23. Фатєєв, А.І., Мірошніченко, М.М., Биндич, Т.Ю. (1999). Особливості міграції важких металів з орного шару зональних ґрунтів України. *Вісник ХДАУ*, № 2, 99–100.
24. Фатєєв, А.І., Мірошніченко, Н.Н., Самохвалова, В.Л. (2001). Миграция, транслокация и фитотоксичность тяжелых металлов при полиэлементном загрязнении почвы. *Агрoхимия*, № 3. 57 – 61.
25. Цветкова, Н. М., Пахомов, О. Є., Сердюк, С. М., & Якуба, М. С. (2016). Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Ґрунти. Метали в ґрунтах. Дніпропетровськ: Ліра.
26. Чернавина, И.А. (1970). *Физиология и биохимия микроэлементов*. М.: Высшая школа.
27. Черняк, В. И., & Глухохід, В. П. (1969). *Ґрунти Дніпропетровської області*. Дніпропетровськ: Промінь.
28. Чугай, Н. С. (1973). *Климат и климатические ресурсы Днепрoпетровщины*. Днепропетровск: Издательство Днепропетровского отделения географического общества.
29. Benvenuti, M., Mascaro, I., & Corsini, F. (1995). Mine waste dumps and heavy metal pollution in abandoned mining district of Boccheggiano southern Tuscany, Italy. *Environ Geol.*, 30. 238–243.
30. Borišev, M., Pajević, S., Nikolić, N., Pilipović, A., Arsenov, D., & Župunski, M. (2018). Mine Site Restoration Using Silvicultural Approach. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*, 115–130. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00007-5>
31. Cappuyns, V., Swennen, R., Vandamme, A., & Niclaes, M. (2006). Environmental impact of the former Pb–Zn mining and smelting in East Belgium. *J Geochem Explor.*, 88, 6–9.
32. Davis, V., Burger, J.A., Rathfon, R., Zipper, C.E. & Miller C.R. (2017) Chapter 7: *Selecting Tree Species for Reforestation of Appalachian Mined Lands*. US Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station.

33. Desai, M., Haigh, M., & Walkington, H. (2019). Phytoremediation: Metal decontamination of soils after the sequential forestation of former opencast coal land. *Science of the Total Environment*, 656, 670-680.
34. EIA (2007). Country Analysis Briefs: Ukraine - Coal. Washington, Energy Information Agency. August, 2007.
35. Ender, M., Beyza, S. G., & Meric, K. (2011). Natural plant revegetation on reclaimed coal mine landscapes in Agacli-Istanbul. *African Journal of Biotechnology*, 10(16), 3248–3259. DOI:10.5897/ ajb10.2499.
36. Ertani, A., Mietto, A., Borin, M., & Nardi, S. (2017). Chromium in agricultural soils and crops: A review. *Water Air Soil Pollut.*, 228, 190. doi: 10.1007/s11270-017-3356-y.
37. IEA (2003). Coal Information – 2003, Paris, International Energy Agency.
38. Gadepalle, V. P., Ouki, S. K., van Herwijnen R., & Hutchings, T. R. (2007). Immobilisation of heavy metals in soil using natural and waste materials for vegetation establishment on contaminated sites. *Soil and Sediment Contamination*, 16(2), 233–251.
39. Grandlic, C.J., Palmer, M.W., & Maier, R.M. (2009). Optimization of plant growth-promoting bacteria-assisted phytostabilization of mine tailings. *Soil Biol. Biochem.*, 41, 1734–1740.
40. Grishko, V.M., & Danilchuk, O.V. (2007). Accumulation of some heavy metals by poplars and features migration of elements in the "soil-plant" system. *Introduction of plants*, 3. 84–91.
41. Heilmeyer, H. (2021). Phytomining Applied for Postmining Sites. In *Phytotechnology with Biomass Production. Sustainable Management of Contaminated Sites* (pp. 61-75). Ed. Erickson L., Pidlisnyuk V.
42. Joutey, N.T., Sayel, H., Bahafid, W., & El Ghachtouli, N. (2015). Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. *Mechanisms of hexavalent chromium resistance and removal by microorganisms* (pp. 45–69). Springer; Berlin/Heidelberg, Germany.

43. Kabata-Pendias, A. (2011). Trace elements in soil and plants. Boca Raton: CRC Press. DOI: 10.1201/b10158.
44. Kharytonov, M.M. & Kroik, A.A. (2011). *Environmental Security of Solid Wastes in the Western Donbas Coal Mining Region, Ukraine*. Environmental Security and Ecoterrorism, NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security, H. Alpaset al. (eds.), p. 129–138.
45. Kharytonov, M. (2007). *Geochemical assessment of reclaimed lands in the mining regions of Ukraine. NATO ARW Soil chemical pollution, risk assessment, remediation and security*. Springer, Dordrecht/Netherlands, p. 57–60.
46. Kroik, A. (2011). Problems of environmental pollution by solid waste storage. *Environmental Geochemistry*, 1(11), 29-34.
47. Kuter, N. (2013). Reclamation of Degraded Landscapes due to Opencast Mining. *Advances in Landscape Architecture*, 823–858. DOI:10.5772/55796.
48. Lima, A.T., Mitchell, K., O’Connell, D.W., Verhoeven, J., & Cappellen, P.V. (2016). The legacy of surface mining: remediation, restoration, reclamation and rehabilitation. *Environ. Sci Policy*, 66, 227-233.
49. Midula, P., Wiche, O., Wiese, P., & Andráš, P. (2017). Concentration and bioavailability of heavy metals, germanium, and rare earth elements in contaminated area of the Davidschacht dump field in Freiberg (Saxony). *Freiberg Ecology online* 2, 101-112.
50. Mitch, M.L., (2002). Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanism. *J. Environ. Qual.* 31, 109–120.
51. Muzika R. & Swearingen J. M., (1997). *Elaeagnus angustifolia L.* National Park Service, Plant Conservation Alliance, Alien Plant Working Group.
52. Prasad, M.N.V., & Hagemeyer, J. (1999). Heavy metal stress in plants. From molecules to Ecosystems. Germany: Springer.
53. Rauser, W.E. (1999). Structure and function of metal chelators produced by plants. *Cell Biochem. Biophys.*, 31, 19–48.

54. Samecka-Cymerman, A., & Kempers, A. (2003). Enrichment ratios of elements in selected plant species from black coal mine dumps in Lower Silesia (Poland). *Polish Journal of Ecology*, 51(3), 377–383.

55. Shahid M., Shamshad S., Rafiq M., Khalid S., Bibi I., Niazi N.K., Dumat C., & Rashid M.I. (2017). Chromium speciation, bioavailability, uptake, toxicity and detoxification in soil-plant system: A review. *Chemosphere.*, 178, 513–533. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.03.074.

56. Stockmann, M., Hirsch, D, Lippmann-Pipke, J., Kupsch, H. (2012). Geochemical study of different-aged mining dump materials in the Freiberg mining district, Germany. *Environmental Earth Sciences*. online-first. 1–16.

57. Prado C., Chocobar Ponce S., Pagano E., Prado F.E., & Rosa M. (2016). Differential physiological responses of two *Salvinia* species to hexavalent chromium at a glance. *Aquat. Toxicol.*, 175, 213–221. doi: 10.1016/j.aquatox.2016.03.027

58. Tymchuk, I., Malovanyy, M., Shkvirko, O., Chornomaz, N., Popovych, O., Grechanik, R., Symak, D. (2021). Review of the Global Experience in Reclamation of Disturbed Lands. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 22(1), 24–30. <https://doi.org/10.12912/27197050/132097>

Інтернет-джерела:

59. Режим доступу:
http://www.pavl.dp.gov.ua/OBLADM/pavlograd_rda.nsf/docs/6D5348B2EB0DD301C2257D6E003DFF1D?OpenDocument

60. Режим доступу: <https://www.nature-and-garden.com/gardening/russian-olive-invasive-native.html>