

Київський національний університет імені Тараса Шевченка
Міністерство освіти і науки України

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Тесьолкіна Тетяна Сергіївна

УДК 502:630:574.4; 502.53:57.044

ДИСЕРТАЦІЯ
ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ БІОГЕОХІМІЧНОЇ СИСТЕМИ
МІГРАЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В УМОВАХ ШИРОКОЛИСТЯНИХ ЛІСІВ
СЕРЕДНЬОГО ПРИДНІПРОВ'Я

Спеціальність 101 – Екологія
Галузь знань 10 – Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії у галузі
природничих наук

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

_____ Т.С. Тесьолкіна

Науковий керівник: Лукашов Дмитро Володимирович, доктор біологічних
наук, професор

Київ – 2024

АНОТАЦІЯ

Тесьолкіна Т.С. Особливості функціонування біогеохімічної системи міграції важких металів в умовах широколистяних лісів Середнього Придніпров'я. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії в галузі природничих наук за спеціальністю 101 – Екологія. – Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Київ, 2024.

Однією з найважливіших екологічних послуг лісових екосистем та міських зелених насаджень є очищення повітря від газоподібних забруднювачів, аерозолів та твердих часток (пилу). Її ефективність може сягати 60%. Водночас забруднене атмосферне повітря може мати негативний вплив на такі екосистеми, що призводить до порушення їх функціонування та стійкості, що своєю чергою становить ризик для ефективного виконання ними вищезазначених екологічних послуг.

Найбільш небезпечною групою полютантів для лісових екосистем та зелених насаджень, що надходять з атмосферним повітрям, є важкі метали, які на відміну від кислих газів, озону та органічних забруднювачів не піддаються перетворенню та здатні накопичуватися у компонентах лісових екосистем. Відповідно тривалий вплив, навіть, на перший погляд, невисоких концентрацій важких металів в атмосферному повітрі, здатний викликати фітотоксичні ефекти, що негативно впливатимуть на функціональний стан зелених насаджень. Питанню поглинання важких металів з атмосферного повітря зеленими насадженнями та лісовими екосистемами присвячена значна кількість наукових досліджень. Проте переважна більшість оцінює роль деревних насаджень в очищенні атмосферного повітря для забезпечення комфортних умов існування людини. Значно менше уваги приділено наслідкам впливу важких металів атмосферного походження для самих рослин та лісових екосистем. Це пов'язано зі складністю виявлення механізмів такого впливу, особливо у випадку важких металів, оскільки

перевищення фітотоксичних рівнів забруднення є рідкісним явищем. Тому для з'ясування поточного стану та встановлення механізмів стійкості лісових екосистем та міських зелених насаджень до впливу забруднення важкими металами необхідно визначити особливості функціонування їх біогеохімічних циклів міграції за різного ступеня антропогенного навантаження.

У представленій роботі проведено кількісну оцінку основних потоків важких металів Cu, Zn, Cd, Ni, Pb та Cr у лісових екосистемах грабових дібров Середнього Придніпров'я з різним ступенем антропогенного впливу та визначено ступінь збалансованості функціонування їх біогеохімічних систем. Такими модельними лісовими екосистемами було обрано об'єкти природно-заповідного фонду України – грабову діброву Національного природного парку «Голосіївський», що є унікальним лісовим масивом у межах мегаполіса міста Києва та Канівський природний заповідник, що є одним з найстаріших лісових заповідників України та, відповідно, представляє умови, максимально наближені до природних.

Метою роботи є оцінка збалансованості потоків біогеохімічних циклів важких металів широколистяних лісів Середнього Придніпров'я на прикладі екосистем грабових дібров об'єктів природно-заповідного фонду України, що зазнають різного ступеня антропогенного впливу.

Для досягнення мети було поставлено та виконано такі **завдання**:

1. Встановити особливості розподілу важких металів по ґрунтових горизонтах та ґрунтових водах модельних лісових екосистем з метою оцінки їх акумуляції та вертикальної міграції.
2. Визначити концентрації важких металів у складі атмосферних опадів та оцінити їх річні обсяги потоків надходження до модельних лісових екосистем.
3. Визначити особливості динаміки формування та розкладу лісової підстилки з метою оцінки її значення у процесах функціонування системи міграції важких металів «листя-підстилка-ґрунт».

4. Проаналізувати динаміку накопичення важких металів у фітомасі головної деревної породи грабової діброви та провести кількісну оцінку потоків їх надходження у складі листяного опаду до лісової підстилки та ґрунту.

5. Оцінити збалансованість біогеохімічних систем міграції важких металів у модельних лісових екосистемах та визначити екологічні чинники, що визначають особливості їх функціонування.

Об'єктом дослідження є явище забруднення важкими металами лісових екосистем.

Предметом дослідження є особливості функціонування біогеохімічних систем міграції важких металів в умовах грабових дібров Середнього Придніпров'я з різним ступенем антропогенного впливу.

У результаті проведеного дослідження було уточнено особливості розподілу важких металів у ґрунтовій системі модельних грабових дібров Середнього Придніпров'я. Встановлено, що для Cr, Ni та Pb є характерним рівномірний розподіл по ґрунтових горизонтах. Це свідчить про наявність активної вертикальної міграції цих металів та їх вимивання ґрунтовими водами до елювіального шару, що створює умови для поглинання кореневою системою рослин. При цьому за концентрацією Ni у ґрунті модельні лісові екосистеми суттєво не відрізнялися: у НПП «Голосіївський» в гумусовому шарі містилося $11,2 \pm 1,1$ мг/кг Ni, в елювіальному – $9,6 \pm 3,3$ мг/кг; в Канівському природному заповіднику у гумусовому шарі ґрунту концентрація Ni становила $8,3 \pm 2,1$ мг/кг, а в елювіальному – була дещо більше, проте різниця є статистично незначимою – $10,5 \pm 3,9$ мг/кг. Для Cu була характерна акумуляція у верхньому гумусовому шарі та слабка вертикальна міграція по ґрунтовому профілю, більш виражена в умовах екосистеми Канівського природного заповідника. Концентрація Zn в умовах грабової діброви НПП «Голосіївський» зростала в елювіальному горизонті. Концентрація Cd характеризувалися рівномірним розподілом по ґрунтовому

профілю, коли в гумусовому та елювіальному горизонтах його вміст був однаковим. Водночас в умовах екосистеми Канівського природного заповідника спостерігали акумуляцію Zn та Cd у складі гумусового горизонту. За концентрацією Cd в елювіальному горизонті досліджені лісові екосистеми відрізнялися найбільш суттєво, коли в екосистемі НПП «Голосіївський» концентрація металу була у 5,5 раза вищою та дорівнювала $0,22 \pm 0,02$ мг/кг, проти $0,04 \pm 0,01$ мг/кг у ґрунті Канівського природного заповідника. У гумусовому шарі відмінності за концентрацією Cd становили 2 рази: в екосистемі НПП «Голосіївський» – $0,20 \pm 0,03$ мг/кг, в екосистемі Канівського природного заповідника – $0,10 \pm 0,01$ мг/кг. За абсолютними величинами концентрації досліджених важких металів в умовах модельних лісових екосистем Середнього Придніпров'я перевищення нормативів ГДК небезпечних речовин у ґрунтах не виявлено. Концентрація Cu та Zn відповідала фоновим величинам вмісту для орних ґрунтів України та Європи. Несуттєве перевищення фонових рівнів зафіксовано для Ni та Cd у ґрунтах НПП «Голосіївський». Найбільш суттєве перевищення фонових рівнів виявлено у ґрунтах НПП «Голосіївський» для Pb та Cr.

Вперше застосуванням лізиметричних методів було встановлено, що концентрації всіх важких металів, крім Ni, у ґрунтових водах на глибині 20 см в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» були вищими у 1,7-3,1 раза. Найбільші відмінності були характерні для Zn, середня концентрація якого у лізиметричних водах НПП «Голосіївський» становила $24,7 \pm 3,0$ мг/л, у Канівському природному заповіднику була у 3,1 раза меншою – $7,9 \pm 1,0$ мг/л. Водночас встановлено, що за потоками вимивання Cu, Cd та Cr з верхніх горизонтів ґрунту досліджені екосистеми грабових дібров суттєво не відрізнялися, що може свідчити про загальні регіональні особливості міграції цих важких металів у сірих лісових ґрунтах лісових екосистем Середнього Придніпров'я. Найбільш суттєві відмінності були характерні для Ni, потік якого до елювіального горизонту в умовах екосистеми Канівського природного заповідника протягом року склав $51 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що є вищим у

2,9 раза, ніж в умовах екосистеми НПП «Голосіївський», де він складав $18 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Також в умовах Канівського природного заповідника у 1,6 раза більш інтенсивно проходить вимивання Pb, втрати якого становлять $56 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ проти $35 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ в НПП «Голосіївський». Водночас для екосистеми НПП «Голосіївський» є характерним більш активне вимивання Zn, де протягом року втрати металу становили $270 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, у той час, як в умовах екосистеми Канівського природного заповідника оцінювалися у $209 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Вперше проведено оцінку потоків надходження важких металів у результаті вологого осадження з атмосфери. Для всіх проаналізованих важких металів обсяги їх надходження з атмосферними опадами до обох досліджених лісових екосистем показали близькі величини (крім Zn, осаджена кількість якого в умовах НПП «Голосіївський» є у 1,3 раза більшою). Відсутність суттєвих відмінностей обох досліджених екосистем за обсягами вологого осадження важких металів можна пояснити регіональним атмосферним перенесенням забруднювачів, коли навіть заповідні території піддаються забрудненню техногенними викидами, що може призводити до їх деградації. Даний факт необхідно враховувати при проведенні природоохоронних заходів. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» обсяги вологого осадження для Cu оцінено у $49,4 \pm 8,0 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Cd – $2,19 \pm 0,41 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Pb – $50,8 \pm 6,42 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Ni – $29,1 \pm 4,1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Cr – $67,5 \pm 8,2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Zn – $265,5 \pm 36,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Для Канівського природного заповідника надходження Cu з атмосфери становило $42,2 \pm 7,9 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Cd – $2,69 \pm 0,17 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Pb – $49,6 \pm 3,0 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Ni – $38,75 \pm 4,09 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Cr – $66,7 \pm 6,2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Zn – $207,2 \pm 15,6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Показано, що незважаючи на порівняно низькі концентрації важких металів у складі атмосферних опадів досліджених лісових екосистем Середнього Придніпров'я, річні обсяги потоків важких металів характеризуються значним перевищенням величин для фонових територій Європи. При цьому концентрація всіх металів у воді атмосферних опадів, зібраних в

НПП «Голосіївський», є у 1,4-2,4 раза вищою. Ймовірно, це пов'язано з більшою кількістю опадів у Канівському природному заповіднику (у 1,7 раза) порівняно з умовами мегаполіса міста Києва, в яких перебуває грабова діброва НПП «Голосіївський» (особливо у зимовий період).

Оцінені річні запаси лісової підстилки грабової діброви Канівського природного заповідника у 1,5-2,0 рази перевищували її обсяги, характерні для екосистеми НПП «Голосіївський». Зокрема, у грудні 2021 р. максимальна маса підстилки у НПП «Голосіївський» була становила $0,929 \pm 0,060$ кг/м², а у Канівському природному заповіднику – $1,822 \pm 0,080$ кг/м². Мінімальні запаси підстилки у досліджених грабових дібровах теж суттєво відрізнялися: в екосистемі НПП «Голосіївський» обсяги підстилки у липні 2021 р. дорівнювали $0,403 \pm 0,007$ кг/м², у той час, як у Канівському природному заповіднику у серпні 2021 р. вони оцінювалися у $0,601 \pm 0,104$ кг/м². При цьому максимальна маса опалого листя у складі листяного шару в екосистемі НПП «Голосіївський» становила 0,300-0,308 кг/м² (жовтень-грудень), або 64-67% маси листяного шару. У Канівському природному заповіднику у жовтні-грудні 2021 р. маса опалого листя була майже у 3 рази вищою та становила 0,866-0,920 кг/м², або 37-55% маси листяного шару, що свідчить про сповільнені у 1,6-1,7 раза процеси розкладання листяного опаду в умовах НПП «Голосіївський».

Аналіз показників інтенсивності процесів мінералізації підстилкового матеріалу за коефіцієнтом інтенсивності розпаду k показав, що в умовах екосистеми Канівського природного заповідника швидкість розпаду підстилки є вищою у 1,5 раза та становить 0,90-1,08 кг/сезон, у той час, як для екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» коефіцієнт інтенсивності розпаду k дорівнював 0,57-0,74 кг/сезон. За показником миттєвого розпаду підстилки k' швидкість розкладання підстилки в умовах екосистеми Канівського природного заповідника була у 1,6-2,0 рази більше та становила 0,0043-0,0045 кг/день, для екосистеми НПП «Голосіївський» – 0,0021-0,0027 кг/день.

Показано накопичення Cu, Cd, Zn та Ni у молодому листі граба, що свідчить про переважне надходження цих хімічних елементів з ґрунту в процесі кореневого поглинання рослинами. Надалі впродовж вегетаційного сезону відбувається суттєве зниження концентрації даних металів внаслідок росту біомаси листя та «тканинного розведення» початкової кількості накопиченого металу. Водночас на початок вегетаційного сезону у молодому листі граба в умовах обох лісових екосистем концентрація Pb є найменшою, що протягом вегетаційного сезону показує зростання в результаті позакореневого накопичення металу з атмосферних опадів та досягає максимуму в осінній період під час опадання листя. Також зафіксовано додаткове надходження з атмосфери до листяної фітомаси граба Cu в обох лісових екосистемах, Zn – в умовах НПП «Голосіївський», Ni та Cr – в умовах Канівського природного заповідника.

В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» у складі опалого листя всі важкі метали, за виключенням Cr, характеризувалися більшими обсягами надходження, у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника. Найбільш суттєві відмінності були виявлені для Ni. Так, з серпня по грудень 2021 р. до підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» надійшло $7,9 \pm 0,7$ мг/м² Ni, водночас у Канівському природному заповіднику ця величина була у 9 разів меншою та становила $0,86 \pm 0,10$ мг/м². Також у складі листяного опаду у заповіднику суттєво менше надходить Cu та Cd, що для НПП «Голосіївський» становило $7,99 \pm 0,24$ мг/м² та $0,09 \pm 0,01$ мг/м² відповідно, а для Канівського природного заповідника – $1,53 \pm 0,10$ мг/м² та $0,02 \pm 0,01$ мг/м². Водночас надходження Cr з листяним опадом до складу підстилки грабової діброви Канівського заповідника було у 2 рази більшим, ніж до підстилки грабового лісу НПП «Голосіївський» та становило $0,22 \pm 0,08$ мг/м² та $0,11 \pm 0,04$ мг/м² відповідно.

Аналіз динаміки концентрації важких металів у деревині стовбурів граба показав відсутність статистично значущих відмінностей протягом

року, що свідчить про стабільність хімічного складу ксилеми. Порівняння рівнів накопичення важких металів у деревині стовбурів та фітомасі листя граба виявило суттєві відмінності між дослідженими лісовими екосистемами. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» листя граба містило у 8-12 разів вищу концентрацію Ni, ніж у деревині, яка становила 21,3-31,7 мг/кг у біомасі листя та $2,6 \pm 0,3$ мг/кг у деревині, що може свідчити про транслокацію та активне накопичення металу у листі. Також концентрація Cu у листі граба була вищою у 10-11 разів та становила 23,1-26,8 мг/кг проти $2,3 \pm 0,5$ мг/кг у деревині. Концентрація Cd та Zn у листі граба також виявилася вище у 4-7 разів та 5-8 разів, ніж рівні накопичення у деревині. Водночас концентрація Pb та Cr у листі та деревині граба суттєво не відрізнялася, що може свідчити про рівномірний розподіл даних металів по органах рослини та/або відсутність їх транслокації. В умовах екосистеми Канівського природного заповідника найбільші відмінності у рівнях накопичення фітомасою листя та деревиною були виявлені для концентрації Zn та Cr, вміст яких у листі був у 9-10 разів вищим, ніж у деревині граба. Зокрема концентрація Zn становила 17,0-24,5 мг/кг у листі та $2,5 \pm 0,6$ мг/кг у деревині відповідно. Концентрація Cr у листі протягом сезону відповідала діапазону 0,98-1,27 мг/кг у листі та $0,14 \pm 0,05$ мг/кг у деревині. Також у листяній біомасі граба Канівського заповідника суттєво вищою була концентрація Cd, Ni та Cu, що перевищувала рівні накопичення деревини у 3,8-7,6 рази. Водночас як і в умовах НПП «Голосіївський», Pb був розподілений рівномірно по органах рослини, де його концентрація у листі та деревині дорівнювала $0,69-1,19$ мг/кг та $1,19-1,90$ мг/кг.

Для екосистеми НПП «Голосіївський» встановлено, що з переліку досліджених важких металів максимальні запаси у деревині грабового деревостану були характерні для Zn, що складають 2356 ± 386 г/га. Також у деревині граба було зосереджено високі запаси Pb та Ni, що оцінюються у 1587 ± 137 г/га та 1120 ± 115 г/га відповідно. Запаси Cu становили 986 ± 196 г/га. Найменші обсяги накопичення у деревині були характерні для Cr та Cd,

кількість яких складала 337 ± 71 г/га та 28 ± 2 г/га. В екосистемі Канівського природного заповідника деревина граба містила суттєво нижчі обсяги запасів важких металів.

Вперше проведено кількісну оцінку потоків важких металів у складі листяного опаду в екосистемах грабових дібров Середнього Придніпров'я. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» обсяги надходження всіх важких металів у складі опалого листя, за виключенням Cr, були суттєво більшими, у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника. Найбільші відмінності були характерні для Ni. Так, з серпня по грудень 2021 р. до підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» надійшло $7,9 \pm 0,7$ мг/м² Ni, водночас у Канівському природному заповіднику ця величина була у 9 разів меншою та становила $0,86 \pm 0,10$ мг/м². Також у складі листяного опаду грабу в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» надходження Cu та Cd становило $7,99 \pm 0,24$ мг/м² та $0,09 \pm 0,01$ мг/м² відповідно, що для Канівського природного заповідника дорівнювало $1,53 \pm 0,10$ мг/м² та $0,02 \pm 0,01$ мг/м².

Показано, що для всіх досліджених важких металів спостерігається висока збалансованість функціонування біогеохімічних систем грабової діброви Канівського природного заповідника, коли надходження важких металів з атмосферними опадами та опалим листям врівноважено обсягами їх втрат в процесі вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод до елювіального шару ґрунту, що свідчить про відсутність затримки та накопичення металів в екосистемі. Роль біологічного компонента біогеохімічного циклу є незначною, а основні процеси протікають в межах системи «атмосфера-ґрунт».

Встановлено, що екосистема грабової діброви НПП «Голосіївський» характеризується незбалансованістю біогеохімічних циклів Cu, Pb, Zn та Ni. Потоки надходження цих важких металів з атмосферними опадами та листяним опадом не врівноважені їх втратами в процесі вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод, що призводить до затримки та накопичення металів в екосистемі. У результаті у функціонуванні їх

біогеохімічних циклів більшу роль відіграє біологічна частина системи «грунт-рослина», коли від 21% до 73% потоків надходження металів забезпечується листяним опадом.

Причиною накопичення важких металів в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський» є затримка розкладання лісової підстилки у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника, темпи мінералізації якої є нижчими у 1,5-2,0 рази. Зниження темпів розкладання підстилки в умовах НПП «Голосіївський» може бути зумовлено накопиченням Cu, Zn, Cd, Pb у концентраціях, величина яких викликає пригнічення мінералізації листяного опаду. Іншим чинником низьких темпів розкладання підстилки є відсутність стійкого снігового покриву взимку в умовах мегаполіса міста Києва та менша у 1,7 рази кількість атмосферних опадів за рік.

У результаті проведеного дослідження:

Вперше в масштабах заповідних екосистем грабових дібров Середнього Придніпров'я різного ступеня антропогенної трансформації проведено комплексні дослідження функціонування біогеохімічних систем міграції важких металів. Визначено ступінь збалансованості їх біогеохімічних циклів, роль біотичних та абіотичних процесів у забезпеченні їх функціонування. Показано, що в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський», що розташована безпосередньо у густонаселеному районі мегаполіса міста Києва, потоки надходження Cu, Pb, Zn та Ni з атмосферними опадами та листяним опадом не врівноважені з їх втратами в процесі вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод, що призводить до затримки та накопичення металів в екосистемі. Встановлено, що причиною такого накопичення важких металів в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський» є затримка розкладання лісової підстилки у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника, де її темпи мінералізації є вищими у 1,5-2,0 рази.

Уточнено інформацію про розподіл важких металів у техногенно забруднених та умовно чистих лісових екосистемах Київської агломерації та Середнього Придніпров'я в цілому.

Набули подальшого розвитку знання про закономірності формування та розкладу лісової підстилки як центрального компонента лісових екосистем, що визначає процеси міграції та перерозподілу мікроелементів, отримано нові дані екологічних особливостей міграції та біоаккумуляції важких металів в системі «вода–грунт–біота», що дозволяє прогнозувати стійкість лісових екосистем та міських зелених насаджень до аеротехногенного забруднення.

Ключові слова. ВАЖКІ МЕТАЛИ, ЗАБРУДНЕННЯ, ЛІСОВІ ЕКОСИСТЕМИ, ҐРУНТ, ПІДЗЕМНІ ВОДИ, АТМОСФЕРНИЙ ПИЛ, ПІДСТИЛКА, ЛИСТЯНИЙ ОПАД, МІНЕРАЛІЗАЦІЯ, ФІТОМАСА, ФІТОТОКСИЧНІСТЬ, БІОДОСТУПНІСТЬ ТА БІОАКУМУЛЯЦІЯ, КОРЕНЕВЕ ПОГЛИНАННЯ, ЕКОЛОГІЧНИЙ СТРЕС, ПАРКОВІ НАСАДЖЕННЯ, МІСЬКІ ЛАНДШАФТИ, ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНИЙ ФОНД.

SUMMARY

Tesolkina T.S. Features of the functioning of the biogeochemical system of heavy metals migration in the conditions of the broad-leaf forests of the Middle Dniprovia. – Qualification scientific work on the rights of the manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in the field of Natural sciences in the specialty 101 Ecology. – Taras Shevchenko National University of Kyiv. Kyiv, 2024.

One of the most significant environmental services provided by forest ecosystems and urban green spaces is the purification of air from gaseous pollutants, aerosols, and particulate matter (dust), with an efficiency that can reach up to 60%. However, polluted air can also negatively affect these ecosystems, disrupting their functioning and sustainability, which in turn jeopardizes their ability to continue performing these essential services.

Heavy metals represent one of the most dangerous groups of pollutants for forest ecosystems and green spaces. Unlike acid gases, ozone, and organic pollutants, heavy metals cannot be transformed and tend to accumulate in ecosystem components. Prolonged exposure to even low concentrations of heavy metals can lead to phytotoxic effects, negatively impacting the functional state of green spaces. While considerable scientific research has been conducted on the absorption of heavy metals from the air by green spaces and forest ecosystems, most studies focus on the role of trees in improving air quality for human health. Much less attention has been given to the effects of atmospheric heavy metals on the plants and ecosystems themselves.

This oversight is largely due to the challenges in identifying the specific mechanisms of heavy metal impact, as phytotoxic levels of pollution are rarely exceeded. Therefore, in order to better understand the current state of forest ecosystems and urban green spaces, as well as their resilience to heavy metal pollution, it is essential to study the functioning of their biogeochemical cycles under varying degrees of anthropogenic pressure.

This thesis provides a quantitative assessment of the main fluxes of heavy metals – Cu, Zn, Cd, Ni, Pb, and Cr – within the hornbeam oak forest ecosystems of the Middle Dnipro region, subject to varying degrees of anthropogenic influence. It examines the balance in the functioning of their biogeochemical systems. The hornbeam oak forest of the Holiivskyi National Nature Park, which is a unique forest area within the Kyiv metropolitan area, and the Kaniv Nature Reserve, which is one of the oldest forest reserves in Ukraine and, accordingly, represents conditions as close to natural as possible, were selected as model forest ecosystems for the purposes of this study.

The aim of this study is to evaluate the balance of heavy metal biogeochemical cycles in the broadleaf forests of the Middle Dnipro region, with the hornbeam oak ecosystems within the Nature Reserve Fund of Ukraine serving as a case study. These ecosystems are subjected to varying degrees of anthropogenic impact.

In order to achieve the aforementioned goal, the following **tasks** were set and completed:

1. To assess the distribution of heavy metals in soil horizons and groundwater in order to evaluate their accumulation and vertical migration.
2. To ascertain the concentrations of heavy metals in atmospheric precipitation and to estimate their annual flows to model forest ecosystems.
3. To investigate the distinctive characteristics of forest litter formation and decomposition, with a view to evaluating its role in the functioning of the heavy metal migration system “leaves-litter-soil”.
4. To analyse the dynamics of heavy metal accumulation in the phytomass of the main tree species of the hornbeam oak forest, and to quantify the flows of their supply in the composition of leaf litter to the forest floor and soil.
5. To evaluate the equilibrium of biogeochemical systems governing heavy metal migration in model forest ecosystems, and to identify the environmental factors that determine their distinctive operational characteristics.

The object of this study is the phenomenon of heavy metal pollution in forest ecosystems. The subject of the study focuses on the functioning of biogeochemical systems of heavy metal migration in hornbeam oak forests of the Middle Dnipro region, which experience varying degrees of anthropogenic impact.

The study yielded insights into the distribution of heavy metals in the soil system of model hornbeam oak forests in the Middle Dnipro region. It was found that Cr, Ni, and Pb exhibit a uniform distribution across soil horizons, suggesting active vertical migration and leaching by groundwater to the eluvial layer, thus enabling their uptake by plant roots. The concentrations of Ni in the soils of the model forest ecosystems did not show significant differences: in Holosiivskiyi NNP, the humus layer contained 11.2 ± 1.1 mg/kg of Ni, and the eluvial layer 9.6 ± 3.3 mg/kg. In Kaniv Nature Reserve, Ni concentrations in the humus layer were 8.3 ± 2.1 mg/kg, with slightly higher levels in the eluvial layer, though the difference was not statistically significant – 10.5 ± 3.9 mg/kg.

Cu exhibited accumulation in the upper humus layer with limited vertical migration, more pronounced in the Kaniv Nature Reserve ecosystem. Zn concentrations increased in the eluvial horizon of the Holosiivskiyi NNP forest, while Cd showed uniform distribution across the soil profile, with similar levels in both the humus and eluvial horizons. However, in the Kaniv Nature Reserve ecosystem, Zn and Cd accumulation was observed in the humus horizon. The greatest differences in Cd concentration between the ecosystems were found in the eluvial horizon, where Cd levels in Holosiivskiyi NNP were 5.5 times higher (0.22 ± 0.02 mg/kg) compared to Kaniv Nature Reserve (0.04 ± 0.01 mg/kg). Cd concentrations in the humus layer were also notably different, with 0.20 ± 0.03 mg/kg in Holosiivskiyi NNP and 0.10 ± 0.01 mg/kg in Kaniv Nature Reserve.

In terms of absolute heavy metal concentrations in the soils of the Middle Dnipro region's model forest ecosystems, no exceedance of maximum allowable concentrations for hazardous substances in soils was detected. Cu and Zn concentrations aligned with background values for arable soils in Ukraine and Europe. However, slight exceedances of background levels were recorded for Ni

and Cd in Holosiivskyi NNP soils, with the most significant exceedances observed for Pb and Cr.

For the first time, the use of lysimetric methods has revealed that the concentrations of all heavy metals, except Ni, in groundwater at a depth of 20 cm in the ecosystem of Holosiivskyi NNP were 1.7-3.1 times higher than those in Kaniv Nature Reserve. The most significant differences were observed for Zn, with an average concentration of 24.7 ± 3.0 mg/L in lysimetric waters of Holosiivskyi NNP, which is 3.1 times higher than the 7.9 ± 1.0 mg/L found in the Kaniv Nature Reserve. Despite this, no significant differences were detected between the two ecosystems in terms of the leaching fluxes of Cu, Cd, and Cr from the upper soil horizons. This may suggest general regional characteristics influencing the migration of these metals in the grey forest soils of the Middle Dnipro region. The most pronounced differences were seen in Ni leaching: $51 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ in Kaniv Nature Reserve, which is 2.9 times higher than the $18 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ observed in Holosiivskyi NNP. Pb leaching was also more intensive in the Kaniv Nature Reserve, with a flux of $56 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ compared to $35 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ in Holosiivskyi NNP. However, Zn leaching was more active in Holosiivskyi NNP, where annual metal losses reached $270 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$, compared to $209 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ in Kaniv Nature Reserve.

This study also provides the first estimation of heavy metal fluxes from wet atmospheric deposition. For most of the metals studied, the volumes of deposition to both ecosystems were comparable, except for Zn, where deposition in Holosiivskyi NNP was 1.3 times higher. The lack of significant differences in wet deposition between the two ecosystems can be attributed to regional atmospheric pollutant transport, indicating that even protected areas are exposed to anthropogenic emissions, potentially leading to their degradation. This finding has important implications for environmental protection measures. In Holosiivskyi NNP, the estimated annual wet deposition volumes were $49.4 \pm 8.0 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ for Cu, $2.19 \pm 0.41 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ for Cd, $50.8 \pm 6.42 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ for Pb, $29.1 \pm 4.1 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ for Ni, $67.5 \pm 8.2 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ for Cr, and $265.5 \pm 36.4 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$

for Zn. In the Kaniv Nature Reserve, atmospheric deposition fluxes were $42.2 \pm 7.9 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ for Cu, $2.69 \pm 0.17 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ for Cd, $49.6 \pm 3.0 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ for Pb, $38.75 \pm 4.09 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ for Ni, $66.7 \pm 6.2 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ for Cr, and $207.2 \pm 15.6 \text{ g} \times \text{ha}^{-1} \times \text{year}^{-1}$ for Zn.

Despite the relatively low concentrations of heavy metals in the atmospheric precipitation of the studied forest ecosystems, the annual fluxes of heavy metals far exceed those recorded in background areas of Europe. Moreover, the concentrations of all metals in precipitation collected in Holosiivskyi NNP were 1.4-2.4 times higher, which is likely due to the lower amount of precipitation in Kyiv compared to the Kaniv Nature Reserve, particularly during winter.

The estimated annual forest litter reserves in the hornbeam oak forest of the Kaniv Nature Reserve were 1.5-2.0 times higher than those typical for the Holosiivskyi NNP ecosystem. For example, in December 2021, the maximum litter mass in the Holosiivskyi NNP was $0.929 \pm 0.060 \text{ kg/m}^2$, compared to $1.822 \pm 0.080 \text{ kg/m}^2$ in the Kaniv Nature Reserve. The minimum litter stocks also showed significant differences: in July 2021, the litter volume in the Holosiivskyi NNP was $0.403 \pm 0.007 \text{ kg/m}^2$, while in August 2021, the Kaniv Nature Reserve had $0.601 \pm 0.104 \text{ kg/m}^2$. Furthermore, the maximum mass of fallen leaves in the Holosiivskyi NNP was $0.300\text{-}0.308 \text{ kg/m}^2$ (October-December), or 64-67% of the deciduous layer mass. In contrast, the Kaniv Nature Reserve had a significantly higher leaf mass during the same period, ranging from 0.866 to 0.920 kg/m^2 (37-55% of the deciduous layer), indicating a 1.6-1.7 times slower leaf litter decomposition in the Holosiivskyi NNP.

An analysis of litter mineralization intensity, using the decay rate constant (k), revealed that the litter decay rate in the Kaniv Nature Reserve was 1.5 times higher, at $0.90\text{-}1.08 \text{ kg/season}$, compared to $0.57\text{-}0.74 \text{ kg/season}$ in the Holosiivskyi NNP. Similarly, the instantaneous decomposition rate (k') in the Kaniv Nature Reserve was 1.6-2.0 times higher ($0.0043\text{-}0.0045 \text{ kg/day}$) than in the Holosiivskyi NNP ($0.0021\text{-}0.0027 \text{ kg/day}$).

The study demonstrated the accumulation of Cu, Cd, Zn, and Ni in young hornbeam leaves, indicating a predominant uptake of these elements from the soil via root absorption. As the growing season progressed, a significant decrease in metal concentrations occurred due to the increase in leaf biomass and the “dilution” of accumulated metals. Conversely, the concentration of Pb was initially low in young leaves but increased throughout the growing season due to foliar uptake from precipitation, peaking in autumn during leaf fall. Additional atmospheric Cu inputs were detected in hornbeam foliage in both ecosystems, while Zn was notably absorbed in the Hosiivskyi NNP and Ni and Cr in the Kaniv Nature Reserve.

All heavy metals except Cr exhibited higher intake levels through fallen leaves in the ecosystem of the Hosiivskyi NNP compared to the Kaniv Nature Reserve. The most significant differences were observed for Ni. From August to December 2021, 7.9 ± 0.7 mg/m² of Ni entered the litter of the Hosiivskyi NNP hornbeam oak forest, while this value was nine times lower in the Kaniv Nature Reserve, amounting to 0.86 ± 0.10 mg/m². Additionally, the leaf litter in the Kaniv Reserve contained significantly less Cu and Cd, at 1.53 ± 0.10 mg/m² and 0.02 ± 0.01 mg/m², respectively, compared to 7.99 ± 0.24 mg/m² and 0.09 ± 0.01 mg/m² in the Hosiivskyi NNP. Conversely, Cr intake via leaf litter was twice as high in the Kaniv Nature Reserve, at 0.22 ± 0.08 mg/m², compared to 0.11 ± 0.04 mg/m² in the Hosiivskyi NNP.

An analysis of heavy metal concentrations in hornbeam trunks showed no statistically significant variations throughout the year, indicating the stability of the xylem’s chemical composition. However, significant differences emerged when comparing heavy metal accumulation in the leaves and wood of hornbeam trees. In the Hosiivskyi NNP, Ni concentrations in hornbeam leaves were 8-12 times higher than in the wood, with 21.3-31.7 mg/kg in leaf biomass and 2.6 ± 0.3 mg/kg in wood. This suggests translocation and active accumulation of Ni in the leaves. Similarly, Cu concentrations in leaves were 10-11 times higher, at 23.1-26.8 mg/kg, compared to 2.3 ± 0.5 mg/kg in wood. Cd and Zn concentrations in

leaves were 4-7 times and 5-8 times higher than in wood, respectively. In contrast, Pb and Cr showed no significant differences between leaves and wood, indicating either an even distribution of these metals across plant organs or a lack of translocation.

In the Kaniv Nature Reserve, the largest differences between leaves and wood were observed for Zn and Cr, with Zn concentrations in leaves 9-10 times higher than in wood (17.0-24.5 mg/kg vs. 2.5 ± 0.6 mg/kg) and Cr concentrations ranging from 0.98-1.27 mg/kg in leaves to 0.14 ± 0.05 mg/kg in wood. Cd, Ni, and Cu concentrations in hornbeam leaves were also significantly higher, exceeding wood concentrations by 3.8-7.6 times. Similar to the Holiivskyi NNP, Pb was evenly distributed across plant organs, with concentrations of 0.69-1.19 mg/kg in leaves and 1.19-1.90 mg/kg in wood.

In the Holiivskyi NNP, the highest heavy metal reserves in hornbeam wood were found for Zn, with 2356 ± 386 g/ha. Notable reserves of Pb (1587 ± 137 g/ha) and Ni (1120 ± 115 g/ha) were also recorded, while Cu reserves amounted to 986 ± 196 g/ha. The lowest accumulation levels were observed for Cr (337 ± 71 g/ha) and Cd (28 ± 2 g/ha). In the Kaniv Nature Reserve, heavy metal reserves in hornbeam wood were significantly lower.

For the first time, the fluxes of heavy metals in leaf litter were quantified in the hornbeam forest ecosystems of the Middle Dnipro region. In the Holiivskyi NNP ecosystem, all heavy metals, except Cr, exhibited significantly higher amounts in fallen leaves compared to the Kaniv Nature Reserve. The most notable differences were observed for Ni, with 7.9 ± 0.7 mg/m² accumulating in the litter of the Holiivskyi NNP from August to December 2021, while the corresponding value in the Kaniv Nature Reserve was nine times lower at 0.86 ± 0.10 mg/m². Additionally, the intake of Cu and Cd in the Holiivskyi NNP ecosystem was 7.99 ± 0.24 mg/m² and 0.09 ± 0.01 mg/m², respectively, compared to 1.53 ± 0.10 mg/m² and 0.02 ± 0.01 mg/m² in the Kaniv Nature Reserve.

The study revealed a high balance in the biogeochemical systems of the Kaniv Nature Reserve's hornbeam grove. The supply of heavy metals via

atmospheric deposition and leaf litter was offset by their losses through vertical groundwater leaching into the eluvial soil layer, indicating no significant retention or accumulation of metals in the ecosystem. In this system, the biological component plays a minimal role, with the primary processes occurring within the atmosphere-soil system.

Conversely, the Holosiivskyi NNP hornbeam ecosystem exhibited an imbalance in the biogeochemical cycles of Cu, Pb, Zn, and Ni. The inflows of these heavy metals from atmospheric deposition and leaf litter exceeded their losses through leaching, leading to metal retention and accumulation within the ecosystem. As a result, the biological component, particularly the soil-plant system, plays a more prominent role in the biogeochemical cycles, with leaf litter accounting for 21% to 73% of the total metal fluxes.

The accumulation of heavy metals in the Holosiivskyi NNP ecosystem is linked to delayed forest litter decomposition compared to the Kaniv Nature Reserve, where mineralisation rates are 1.5 to 2 times higher. This slowdown in litter decomposition in the Holosiivskyi NNP could be attributed to elevated concentrations of Cu, Zn, Cd, and Pb, which may inhibit litter mineralisation. Furthermore, the lack of stable snow cover in winter and 1.7 times lower annual precipitation in the Kyiv metropolis are additional factors contributing to slower litter decomposition.

For the first time, comprehensive research on the functioning of biogeochemical systems governing heavy metal migration was conducted within protected ecosystems of hornbeam oak forests in the Middle Dnipro region, representing different levels of anthropogenic transformation. The study identified the degree of equilibrium in their biogeochemical cycles and assessed the roles of biotic and abiotic processes in maintaining these cycles.

It was demonstrated that in the hornbeam forest ecosystem of the Holosiivskyi National Park, situated within the densely populated Kyiv metropolitan area, the inputs of Cu, Pb, Zn, and Ni from atmospheric precipitation and leaf litter are not balanced by their losses through vertical groundwater

leaching. This imbalance results in the retention and accumulation of these metals in the ecosystem. The delayed decomposition of forest litter in the Holosiivskyi NNP, compared to the Kaniv Nature Reserve – where litter mineralisation rates are 1.5-2.0 times higher – was identified as the primary reason for this metal accumulation.

The study also clarified the distribution patterns of heavy metals between technogenically polluted and relatively pristine forest ecosystems within the Kyiv agglomeration and the broader Middle Dnipro region.

Additionally, **the research expanded knowledge** on the formation and decomposition of forest litter as a crucial component of forest ecosystems that influences trace element migration and redistribution. New data on the ecological processes governing heavy metal migration and bioaccumulation within the water-soil-biota system were obtained, providing insights into the resilience of forest ecosystems and urban green spaces to anthropogenic pollution.

Keywords. HEAVY METALS, POLLUTION, FOREST ECOSYSTEMS, SOIL, GROUNDWATER, ATMOSPHERIC DUST, LITTER, LITTERFALL, MINERALIZATION, PHYTOMASS, PHYTOTOXICITY, BIOAVAILABILITY AND BIOACCUMULATION, ROOT ABSORPTION, ENVIRONMENTAL STRESS, PARK PLANTINGS, URBAN LANDSCAPE, NATURE RESERVE FUND

Список публікацій здобувача

Статті у фахових виданнях

1. Пилипчук Т., Тесьолкіна Т., Лукашов Д. Сезонна динаміка фракційного складу лісової підстилки НПП «Голосіївський» // Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка, Серія Біологія. – 2019. – 1(77). – С. 26-32. http://www.library.univ.kiev.ua/ukr/host/10.23.10.100/db/ftp/visnyk/biolog_77_2019.pdf (Збір, обробка, аналіз матеріалу, написання статті).

2. Тесьолкіна Т.С., Лукашов Д.В. Роль зелених насаджень в міграції та фіксації важких металів (на прикладі Національного природного парку «Голосіївський», м.Київ) // Укр. Гідромет.журн. 2021. - №27. – С. 97-105. DOI: 10.31481/uhmj.27.2021.10. (Збір, обробка, аналіз матеріалу, написання статті).

3. Тесьолкіна Т.С., Лукашов Д.В. Вплив кліматичних умов на швидкість мінералізації целюлози у лісовій підстилці Голосіївського лісу НПП «Голосіївський» // Екологічні науки. – 2022. – 4(43). – С. 163-167. DOI: 10.32846/2306-9716/2022.есо.4-43.27. (Збір, обробка, аналіз матеріалу, написання статті).

4. Lukashov D., Tesolkina T. Biogeochemical cycling of nickel in the hornbeam forest ecosystems of the Middle Dnipro Region // Biological Systems: Theory and Innovation. – 2024. – 15(3). – P. 10-27. DOI: 10.31548/biologiya/3.2024.10. (Збір, обробка, аналіз матеріалу, написання статті).

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації та додатково відображають її наукові результати

1. Лукашов Д.В., Тесьолкіна Т.С. Особливості функціонування біогеохімічних циклів Cu, Ni та Cd в умовах екосистем грабових дібров Середнього Придніпров'я. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: монографія / ред. М.С.Мальований. Київ: Яроченко Я. В., 2024. – С. 107-148. ISBN: 978-617-7826-56-8. DOI: 10.51500/7826-56-8.

Матеріали та тези доповідей конференцій

1. **Тесьолкіна Т.С., Лукашов Д.В.** Річна динаміка вмісту важких металів у лісовій підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський». «Екологія. Довкілля. Енергозбереження»: матеріали I всеук. наук.-практ. конф. з міжнародною участю, (м. Полтава, 3-4 грудня 2020 р.). Полтава, 2020. С. 184-188. *(Збір, обробка, аналіз матеріалу, написання публікації).*

2. **Тесьолкіна Т.С., Лукашов Д.В.** Річна динаміка запасів лісової підстилки грабової діброви Голосіївського лісу (м. Київ) протягом 2018-2019 рр. // VIII-ий МІЖНАРОДНИЙ З'ЇЗД ЕКОЛОГІВ (Екологія/Ecology–2021), 22–24 вересня, 2021 [Електронне мережне наукове видання] :збірник наукових праць. – Вінниця: ВНТУ, 2021.– С. 254-255. *(Збір, обробка, аналіз матеріалу, написання публікації).*

3. **Тесьолкіна Т.С., Лукашов Д.В.** Сезонна динаміка запасів важких металів у лісовій підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський», 6-й Міжнародний молодіжний конгрес «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування»: збірник матеріалів. – Львів: Західно-Український Консалтинг Центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2021. С. 268 *(Збір, обробка, аналіз матеріалу, написання публікації).*

4. **Тесьолкіна Т.С., Лукашов Д.В.** Сезонна динаміка вмісту важких металів у листі грабу звичайного (*Carpinus betulus* L.) у межах території НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника. «Наукова весна» 2022: матеріали XII Всеукраїнської науково-технічної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених, Дніпро, 23–24 травня 2022 року / Національний технічний університет «Дніпровська політехніка» – Дніпро: НТУ «ДП», 2022. С. 119-120. *(Збір, обробка, аналіз матеріалу, написання публікації, доповідь на конференції).*

5. **Тесьолкіна Т.С., Лукашов Д.В.** Дослідження взаємозв'язку між кліматичними факторами та процесом мінералізації целюлози в підстилці лісової екосистеми на прикладі НПП "Голосіївський" (м.Київ). Актуальні проблеми дослідження довкілля : Матеріали X Міжнародної наукової конференції (Суми-

Тростянець, 25-27 травня 2023 р.,) / Ред. кол.: Корнус А. О., Міронєць Л. П., Литвиненко Ю. І. та ін. Суми : Сумський державний педагогічний університет імені А. С. Макаренка, 2023. С. 232-235. *(Збір, обробка, аналіз матеріалу, написання публікації, доповідь на конференції).*

6. **Тесьолкіна Т.С.**, Семенова К.Ю., Вашека О.В., Хільшер М., Турсіос А., Ровель М., Папенброк Ю. Моніторинг вмісту важких металів у ґрунті та листках дерев Канівського природного заповідника. Збереження біологічного та ландшафтного різноманіття на природно-заповідних територіях. Матеріали конференції, присвяченої 100-річчю Канівського природного заповідника (21–23 вересня 2023 р., м. Канів, Черкаська область) / ред. В. М. Грищенко. – Чернівці: Друк Арт, 2023. С. 142-145. *(Збір, обробка, аналіз матеріалу, написання публікації).* https://uncg.org.ua/wp-content/uploads/2024/03/hundred-1_compressed.pdf

7. Радчук А.М., **Тесьолкіна Т.С.** Сезонна динаміка фракційного складу лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» протягом 2021-202 рр. Екологічний стан навколишнього середовища та раціональне природокористування в контексті сталого розвитку: матеріали VI Міжнародної науково-практичної конференції (26-27 жовтня 2023, м. Херсон) / О. А. Дюдяєва, О. Т. Євтушенко ; ХДАЕУ. – Одеса : Олді+, 2023. С. 151. *(Збір, обробка, аналіз матеріалу, написання публікації).* https://ksau.kherson.ua/files/konferencii/2023/12/mater_eco_new.pdf

8. Радчук А.М., **Тесьолкіна Т.С.** Сезонна динаміка запасів лісової підстилки грабових дібров Канівського природного заповідника та НПП «Голосіївський». «Шевченківська весна: досягнення в науках про життя / Advancements in life sciences»: збірник тез XXI Міжнародної наукової конференції студентів та молодих вчених (м. Київ, 24-26 квітня 2024 р.) [Текст]. – Київ: СПОЛОМ, 2024. С.155 *(Збір, обробка, аналіз матеріалу, написання публікації).*

ЗМІСТ

ЗМІСТ.....	25
ВСТУП.....	27
РОЗДІЛ 1. ВАЖКІ МЕТАЛИ В ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ: ОСОБЛИВОСТІ НАДХОДЖЕННЯ, НАКОПИЧЕННЯ ТА МІГРАЦІЇ.....	33
1.1 Роль лісових екосистем у зменшенні аеротехногенного забруднення атмосферного повітря.....	33
1.2 Механізми накопичення важких металів рослинами.....	35
1.3 Роль лісової підстилки у функціонуванні лісових екосистем.....	39
1.4. Роль лісової підстилки у забезпеченні функціонування біогеохімічних циклів хімічних елементів.....	44
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ.....	47
2.1 Загальна характеристика модельних екосистем грабових дібров Середнього Придніпров'я.....	47
2.2 Характеристика фактичного матеріалу досліджень.....	50
2.3 Математична обробка результатів досліджень.....	55
РОЗДІЛ 3. ДИНАМІКА ХІМІЧНОГО СКЛАДУ АБІОТИЧНИХ КОМПОНЕНТІВ ЕКОСИСТЕМ ГРАБОВИХ ДІБРОВ НПП «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» ТА КАНІВСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА.....	57
3.1 Оцінка запасів важких металів у ґрунті.....	59
3.2 Лізиметричний аналіз вертикальної міграції важких металів.....	66
3.3 Оцінка вологого осадження важких металів з атмосферними опадами.....	69
РОЗДІЛ 4. ДИНАМІКА ПРОЦЕСІВ ФОРМУВАННЯ ЛІСОВОЇ ПІДСТИЛКИ ГРАБОВИХ ДІБРОВ НПП «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» ТА КАНІВСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА.....	76
4.1 Динаміка запасів лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський».....	77
4.2 Динаміка запасів лісової підстилки грабової діброви в умовах Канівського природного заповідника.....	86
4.3 Сезонна динаміка компонентного складу лісової підстилки грабових дібров в умовах НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника.....	91
4.4 Порівняльна характеристика процесів мінералізації лісової підстилки в умовах грабових дібров Середнього Придніпров'я.....	94

РОЗДІЛ 5. ДИНАМІКА ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ФІТОМАСИ ГРАБОВИХ ДІБРОВ НПП «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» ТА КАНІВСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА.....	100
5.1 Динаміка накопичення важких металів у фітомасі листя грабу звичайного.....	102
5.2 Оцінка обсягів надходження важких металів у складі листяного опаду до лісової підстилки грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника.....	111
5.3. Оцінка запасів важких металів у складі фітомаси деревини грабу.....	113
РОЗДІЛ 6. ДИНАМІКА ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ЛІСОВОЇ ПІДСТИЛКИ ГРАБОВИХ ДІБРОВ НПП «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» ТА КАНІВСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА.....	117
6.1 Динаміка вмісту Cu у лісовій підстилці модельних екосистем.....	118
6.2 Динаміка вмісту Zn у лісовій підстилці модельних екосистем.....	123
6.3 Динаміка вмісту Ni у лісовій підстилці модельних екосистем.....	129
6.4 Динаміка вмісту Cd у лісовій підстилці модельних екосистем.....	133
6.5 Динаміка вмісту Pb у лісовій підстилці модельних екосистем.....	138
6.6 Динаміка вмісту Cr у лісовій підстилці модельних екосистем.....	143
РОЗДІЛ 7. ОЦІНКА ПОТОКІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У БІОГЕОХІМІЧНІЙ СИСТЕМІ ГРАБОВИХ ДІБРОВ СЕРЕДНЬОГО ПРИДНІПРОВ'Я.....	149
7.1 Особливості функціонування біогеохімічного циклу Cu грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника.....	150
7.2 Особливості функціонування біогеохімічного циклу Zn грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника.....	155
7.3 Особливості функціонування біогеохімічного циклу Ni грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника.....	161
7.4 Особливості функціонування біогеохімічного циклу Cd грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника.....	167
7.5 Особливості функціонування біогеохімічного циклу Pb грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника.....	172
7.6 Особливості функціонування біогеохімічного циклу Cr грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника.....	177
ВИСНОВКИ.....	187
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	190
ДОДАТКИ.....	203

ВСТУП

Актуальність дослідження. Забруднення атмосферного повітря збільшує короткостроковий і довгостроковий ризик розвитку серцево-судинних і респіраторних захворювань. За сучасними оцінками забруднення повітря спричиняє у світі понад 4 мільйони передчасних випадків смертей щорічно [46]. Зелені насадження, як один з елементів урбанізованого середовища, відіграють значну роль у покращенні екологічного стану міст. Рослинність і зелені насадження в урбоекосистемах крім регуляції мікроклімату, захисту від шумового забруднення та поліпшення естетичного вигляду міського середовища, відіграють важливу роль у зменшенні забруднення повітря [36]. Показано, що придорожні захисні лісосмути смуги завдяки осадженню забезпечують 60% зменшення концентрації пилу та аерозолів у атмосферному повітрі [102].

Водночас у результаті поглинання поллютантів з атмосферного повітря лісові екосистеми накопичують важкі метали, що може змінювати збалансованість біогеохімічних циклів хімічних елементів, призводити до їхнього накопичення в екосистемах та зумовлювати фітотоксичні ефекти. Усі ці процеси негативно впливатимуть на функціональний стан зелених насаджень. Незважаючи на те, що основним забруднювачем повітря, який чинить негативний вплив на ліси, є O_3 , важкі метали завдяки здатності до накопичення у компонентах лісової екосистеми можуть призводити до її хронічного забруднення [99]. Показано дефоліацію вічнозелених насаджень у періоди максимального забруднення повітря під час опалювального періоду [46]. Варто відзначити, що Cd, Co та Ni за фітотоксикологічною класифікацією є високо небезпечними для рослин, водночас за гігієнічними критеріями належать до другого класу небезпеки. Натомість Pb, який за гігієнічною класифікацією належать до другого класу небезпечності, є малонебезпечним для рослин. Таким чином зелені насадження у містах та лісові екосистеми зазнають вираженого фітотоксичного впливу важких металів, що потребує кількісної оцінки біогеохімічних циклів їх міграції та прогнозування для визначення стійкості [107]. У результаті поглинання рослинами важких металів з

атмосфери показано суттєве зростання їх концентрації у лісовій підстилці та подальше їх надходження до ґрунту. Це зумовлює можливість їх міграції до ґрунтових вод та збільшує доступність для кореневого поглинання рослинами, що становить потенційну загрозу для нормального функціонування лісових екосистем [89, 93, 109].

Традиційні підходи оцінки забруднення лісових екосистем шляхом визначення концентрацій важких металів в окремих компонентах не дозволяють однозначно оцінити їх стійкість до впливу забруднення, оскільки нерозуміння процесів міграції хімічних елементів в лісових екосистемах призводить до неправильних висновків, коли в *a priori* забруднених районах спостерігають порівняно незначні рівні накопичення важких металів [75, 100]. Зазвичай такі дослідження групуються навколо двох компонентів лісових екосистем: дослідження накопичення важких металів у фітомасі та дослідження у ґрунтах. Встановлено, що лісова підстилка є ключовим компонентом лісових екосистем, що визначає міграцію та доступність важких металів та біогенних елементів для рослин. Розкладання підстилки забезпечує функціонування біогеохімічних циклів хімічних елементів у лісових екосистемах [23; 54]. Тому для оцінки збалансованості функціонування біогеохімічних систем міграції важких металів необхідно проведення комплексних досліджень з визначення обсягів потоків хімічних елементів в лісових екосистемах.

Грабові діброви є зональним типом широколистяних лісових екосистем Середнього Придніпров'я, які відіграють важливу природоохоронну роль [5]. Водночас показана надзвичайна ефективність насаджень граба в умовах лінійних захисних лісосмуг на узбіччях доріг для очищення повітря від Zn та Cu [89]. В умовах грабово-дубової діброви саме рослини граба *Carpinus betulus* характеризувався вищими рівнями накопичення важких металів Cu, Zn, Ni, Co, Cr, Pb, у порівнянні з дубом та кизилом [74]. Показано, що граб характеризується найвищим потенціалом для проведення дендроремедіації забруднених Pb та Zn ґрунтів [97]. Таким чином, моновидові екосистеми грабових дібров є зручною моделлю для встановлення закономірностей функціонування біогеохімічних

систем міграції важких металів та визначення критеріїв їх стійкості до поліметалевого забруднення.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційне дослідження є частиною науково-дослідної роботи, що проводиться на кафедрі екології та зоології ННЦ «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Роботу виконано в рамках таких держбюджетних тем: №21БП036-03 «Моніторингові дослідження екосистем Канівського природного заповідника (за програмою «Літопис природи») та рідкісної біоти Середнього Придніпров'я» (№ держреєстрації 0121U109861, 2021-2022 рр.); кафедральних тем №20КФ036-02 «Моніторинг структурно-функціональної організації біотичних угруповань з метою оцінки стану екосистем у змінних умовах довкілля» (2020-2022 рр.), 23КФ036-03 «Динаміка різноманіття біотичних угруповань і стану їх елементів при природних та антропогенних трансформаціях довкілля» (2023-2025 рр.).

Мета роботи: оцінка збалансованості потоків біогеохімічних циклів важких металів широколистяних лісів Середнього Придніпров'я на прикладі екосистем грабових дібров об'єктів природно-заповідного фонду України, що зазнають різного ступеня антропогенного впливу.

Для досягнення мети було поставлено та виконано такі **завдання**:

1. Встановити особливості розподілу важких металів по ґрунтових горизонтах та ґрунтових водах модельних лісових екосистем з метою оцінки їх акумуляції та вертикальної міграції.

2. Визначити концентрації важких металів у складі атмосферних опадів та оцінити їх річні обсяги потоків надходження до модельних лісових екосистем.

3. Визначити особливості динаміки формування та розкладу лісової підстилки з метою оцінки її значення у процесах функціонування системи міграції важких металів «листя-підстилка-ґрунт».

4. Проаналізувати динаміку накопичення важких металів у фітомасі головної деревної породи грабової діброви та провести кількісну оцінку потоків їх надходження у складі листяного опаду до лісової підстилки та ґрунту.

5. Оцінити збалансованість біогеохімічних систем міграції важких металів у модельних лісових екосистемах та визначити екологічні чинники, що визначають особливості їх функціонування.

Об'єктом дослідження є явище забруднення важкими металами лісових екосистем.

Предметом дослідження є особливості функціонування біогеохімічних систем міграції важких металів в умовах грабових дібров Середнього Придніпров'я з різним ступенем антропогенного впливу.

Методи дослідження. При проведенні роботи було використано загальнонаукові методи дослідження: аналіз, синтез, спостереження узагальнення та системно-структурний підхід. Застосовані методи лісознавства, гідрометеорологічного, екологічного моніторингу та фітоіндикації, фізико-хімічні методи визначення концентрації важких металів, лізиметричні методи та методи вивчення ґрунтів. Для обробки та оцінки отриманих даних було використано методи математичного аналізу та непараметричного статистичного аналізу. Дослідження були проведені у типових грабових дібровах на території об'єктів природно-заповідного фонду – Національному природному парку «Голосіївський» та Канівському природному заповіднику.

Наукова новизна. Вперше застосуванням лізиметричних методів було встановлено характер вертикальної міграції та проведено оцінку потоків важких в умовах екосистем грабових дібров Середнього Придніпров'я. Вперше проведено оцінку потоків надходження важких металів у результаті вологого осадження з атмосфери. Для всіх проаналізованих важких металів обсяги їх надходження з атмосферними опадами до обох досліджених лісових екосистем виявилися подібними. Це можна пояснити регіональним атмосферним перенесенням забруднювачів. Навіть заповідні території піддаються забрудненню техногенними викидами, що може призводити до їх деградації. Вперше проведено кількісну оцінку потоків важких металів у складі листяного опаду в екосистемах грабових дібров Середнього Придніпров'я. Показано, що в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» обсяги надходження всіх важких металів у складі опалого

листя, за виключенням Cr, були суттєво більшими, у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника. Найбільші відмінності для досліджених лісових екосистем були характерні для величини потоків Ni. Показано, що для всіх досліджених важких металів у грабовій діброві Канівського природного заповідника спостерігається висока збалансованість біогеохімічних систем. Надходження важких металів з атмосферними опадами та опалим листям врівноважене їх втратами внаслідок вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод до елювіального шару ґрунту. Це свідчить про відсутність затримки та накопичення металів в екосистемі. Встановлено, що екосистема грабової діброви НПП «Голосіївський» характеризується незбалансованістю біогеохімічних циклів Cu, Pb, Zn та Ni. Потоки надходження цих важких металів з атмосферними опадами та листяним опадом не врівноважені їх втратами через вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод, що призводить до затримки та накопичення металів в екосистемі. Це пов'язано із затримкою розкладання лісової підстилки порівняно з екосистемою Канівського природного заповідника, де темпи мінералізації є в 1,5-2,0 рази вищими.

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота є самостійним науковим дослідженням, виконаним автором. Здобувачем був проведений аналіз наукової літератури, визначені напрямки та завдання досліджень, здійснено відбір зразків компонентів модельних лісових екосистем, їх транспортування до лабораторії, камеральну обробку матеріалу та його пробопідготовку, виконані основні польові експерименти та вимірювання параметрів досліджуваних лісових екосистем. Вимірювання концентрації важких металів у зразках проводилися спільно із науковим керівником в лабораторії Навчально-наукового центру «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Обговорення результатів досліджень, викладених в дисертації, проводили разом зі співавторами статей. Друковані публікації з висвітлення отриманих даних підготовлено у співавторстві з науковим керівником.

Апробація результатів дисертації. Результати дисертаційної роботи були оприлюднені, обговорені та опубліковані в матеріалах українських та міжнародних

науково-практичних конференцій: I Всеукраїнська науково-практична конференція з міжнародною участю «Екологія. Довкілля. Енергозбереження» (м. Полтава, 3-4 грудня 2020 р.), VIII-ий Міжнародний з'їзд екологія (Екологія / Ecology – 2021) (м. Вінниця 22–24 вересня 2021 р.), X International Antarctic Conference (Kyiv, May 11-13 2021), 6-й Міжнародний молодіжний конгрес «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 2021), XII Всеукраїнська науково-технічна конференція студентів, аспірантів та молодих вчених «Наукова весна» (Дніпро, 23-24 травня 2022 р.), X Міжнародна наукова конференція «Актуальні проблеми дослідження довкілля» (Суми-Тростянець, 25-26 травня 2023 р.), VIII Міжнародний конгрес «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 16- 18 жовтня 2024 р.).

Публікації. Основні положення і результати дослідження викладені у 13 наукових працях, з яких 4 статті у наукових фахових виданнях.

Практичне значення одержаних результатів. Отримані результати є важливими для проведення екологічного моніторингу стану зелених насаджень та лісових екосистем з метою визначення їх стійкості до забруднення важкими металами. Встановлені закономірності функціонування біогеохімічної системи міграції важких металів дозволяють чітко окреслити перелік компонентів лісових екосистем, визначення концентрації важких металів в яких дозволить проводити оцінку ступеня забруднення екосистеми в цілому. Отримані показники накопичення металів у фітомасі головної породи грабових дібров, ґрунтах та воді атмосферних опадів можна використовувати на практиці як критерії забруднення лісових екосистем.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається з анотації, вступу, семи розділів, висновків, списку використаних джерел та чотирьох додатків. Загальний обсяг дисертації становить 226 машинописних сторінок, із яких основний зміст роботи викладено на 190 сторінках. У тексті дисертаційної роботи налічується 41 рисунок і 19 таблиць. Список використаних джерел містить 132 найменування, з яких 116 англійською мовою.

РОЗДІЛ 1

ВАЖКІ МЕТАЛИ В ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ: ОСОБЛИВОСТІ НАДХОДЖЕННЯ, НАКОПИЧЕННЯ ТА МІГРАЦІЇ

1.1 Роль лісових екосистем у зменшенні аеротехногенного забруднення атмосферного повітря

Крім регуляції мікроклімату, захисту від шумового забруднення та поліпшення естетичного вигляду міського середовища, однією з найважливіших екологічних послуг міських зелених насаджень є видалення твердих часток (пилу) та очищення повітря від аерозолів. Загальновизнано, що міські дерева відіграють важливу роль у зменшенні забруднення повітря завдяки великій площі листя [36]. Показано, придорожні захисні лісосмуги смуги завдяки осадженню забезпечують 60% зменшення концентрації пилу та аерозолів у атмосферному повітрі [102].

Розрізняють три механізми покращення стану атмосферного повітря зеленими насадженнями: осадження, розсіювання (дисперсія) та модифікація забруднювачів. Найбільш вивченим механізмом є осадження, яке поділяють на сухе осадження внаслідок гравітаційного випадіння твердих часток на листову поверхню, та вологе осадження з атмосферними опадами, що відбувається в результаті вимивання твердих частинок та аерозолів атмосферною водою. В умовах середземноморських лісових екосистем найвищі річні рівні осадження PM_{10} були характерні для дуба звичайного (*Quercus robur* L.), сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) та ялини звичайної (*Picea abies* L.), що становили 1,93, 1,39, і 1,13 $г/м^2$ відповідно. Найвищий рівень осадження твердих частинок PM_{10} спостерігався у дубових лісах через специфіку абаксіальної текстури поверхні листя. Ліси навколо Неаполя видаляли 1,47 $г/м^2$ на рік PM_{10} [92].

Механізми «розсіювання» забруднювачів зеленими насадженнями пов'язані зі змінами траєкторії та швидкості переміщення забруднених повітряних мас. У деяких дослідженнях механізм дисперсії розглядається як

головний фактор бар'єрного або фільтраційного ефекту зелених насаджень. Встановлено, що ефективність розсіювання рослинністю залежить від розмірів атмосферних твердих часток: для PM_1 становить 52%, $PM_{2,5}$ – 44%, PM_{10} – 35% [46]. Вимірюваннями в аеродинамічній трубці показано, що широколистяні та хвойні рослини незначно відрізняються за своїм потенціалом розсіювання [59]. Найменш вивченою є група механізмів, що змінюють властивості забруднювачів, наприклад розмір атмосферних пилових часток або їх хімічний склад. Основними чинниками в такому випадку є процеси селективної сорбції окремих компонентів твердих часток (характерно для сполук важких металів), мікробіологічної модифікації мікроорганізмами на поверхні рослин, поглинання та хімічне перетворення газоподібних та летких забруднювачів [46].

Водночас у результаті очищення атмосферного повітря та поглинання поллютантів лісові екосистеми нагромаджують важкі метали, що може змінювати збалансованість біогеохімічних циклів хімічних елементів, призводити до їхнього накопичення в екосистемах та зумовлювати фітотоксичні ефекти. Вищенаведені явища негативно впливають на функціональний стан зелених насаджень. Попри те, що основним забруднювачем повітря, який має негативний вплив на ліси, є O_3 , важкі метали завдяки здатності до накопичення у компонентах лісової екосистеми можуть призводити до її хронічного забруднення [99]. Показано дефоліацію вічнозелених насаджень у періоди максимального забруднення повітря під час опалювального періоду [46]. Варто відзначити, що Cd, Co та Ni за фітотоксикологічною класифікацією є високо небезпечними для рослин, водночас за гігієнічними критеріями належать до другого класу небезпеки. Натомість Pb, який за гігієнічною класифікацією відноситься до другого класу небезпечності, є малонебезпечним для рослин. Таким чином Cd, Co, Ni належать до I-го фітотоксикологічного класу небезпечності, Cu – до II-го, Zn – до III-го, Pb – до IV-го [107]. У результаті поглинання рослинами важких металів з атмосфери показано суттєве зростання їх концентрації у лісовій підстилці та подальше їх надходження до ґрунту. Це зумовлює можливість їх міграції у ґрунтові води та доступність для кореневого

поглинання рослинами, що становить потенційну загрозу для нормального функціонування лісових екосистем [89, 93, 109].

1.2 Механізми накопичення важких металів рослинами

На відміну від кореневого поглинання важких металів, яке є значною мірою вивченим, про їх поглинання листям рослин безпосередньо з атмосфери висвітлено порівняно мало інформації. Тому часто у дослідженнях, що присвячені забрудненню рослинної продукції, нехтують процесами позакореневого накопичення металів [43], або, навпаки, атмосферне надходження металів вважають основним шляхом забруднення [112]. Загалом, існує проблема оцінки обсягів позакореневого поглинання хімічних елементів безпосередньо листковою поверхнею та їх транслокацією в процесі кореневого живлення.

Поглинання важких металів поверхнею листків відбувається через породи, кутикулярні тріщини (щілини), сочевиці, ектодесми та водні пори (Fernández, 2013). При цьому поглинання через ектодесми вважають основним шляхом фоліарного проникнення, які є неплазматичними каналами, розташованими в основному між допоміжними клітинами та захисними клітинами в кутикулярній мембрані або клітинній стінці епідермісу листка [115]. При цьому слід враховувати, що значна частина металів може перебувати у адсорбованому вигляді на поверхні листків у складі твердих атмосферних часток та утримується трихомами та кутикулярним воском [124]. Водночас на листках рослин відбувається щось більше, ніж просте «осідання на поверхні». Показано, що тверді частинки осідають не лише на верхній стороні (приаксіальному боці листя), а й на нижньому боці (адаксіальному). Доведено, що на адаксіальній поверхні придорожного листя виявлено приблизно вдвічі більшу кількість частинок, порівняно з абаксіальним [46].

Основними механізмами поглинання через листові органи рослин є вологе та сухе осадження з атмосфери. Різні автори запропонували відмінні

механізми надходження хімічних елементів до рослини через позакореневе перенесення. Зокрема Е. Schreck [112] виділяє два основні етапи, пов'язані з поглинанням металу листям, що включають: 1) адсорбцію та інтерналізацію через кутикулу; 2) проникнення металів у віастоматальні пори. Відкладення важких металів на листках рослин пояснюється трьома механізмами: хімічним, фізичним і біологічним [76]. Фізична адсорбція металів пов'язана з механічним захопленням атмосферних твердих часток поверхнею листя. Хімічні та біологічні фактори адсорбції важких металів враховують початкове відкладення та утримання металів кутикулою рослин. Крім того, проникність кутикули та хімічний склад самих частинок, також визначають адсорбцію важких металів на листках рослин. Зокрема показано, що дрібні частинки проникають всередину листя, тоді як великі частинки залишаються на поверхні воскової кутикули [28]. Різні хімічні сполуки мають різну проникну здатність через листову поверхню. Зокрема для Pb був встановлений такий порядок за зменшенням біодоступності: PbS , $PbSO_4$, $PbSO_4 \cdot PbO$, $\alpha-PbO$ та Pb [123]. Але необхідно враховувати, що хімічний склад самої сполуки металу може змінюватися в ході взаємодії з листям рослин [122].

За даними А. Chamel [35], проникнення важких металів через кутикулу листя включає чотири етапи:

- 1) прилягання до кутикули;
- 2) проникнення через кутикулу (можливо, через ендоцитоз);
- 3) десорбція в апопласті;
- 4) поглинання сусідніми клітинами.

Було припущено, що важкі метали можуть проникати в кутикулу двома різними шляхами: один для ліпофільних, інший – для гідрофільних речовин. Гідрофільні речовини проникають у кутикулу через продихи та водяні пори кутикули, тоді як ліпофільні речовини дифундують через кутикулу. Проникнення металів через продихи як правило проходить легше, оскільки кутикула продихових клітин є порівняно тоншою, ніж зовнішня [114].

Загалом на процеси поглинання важких металів листяною масою значною мірою впливають різні фактори, такі, як фізико-хімічні характеристики кутикули та властивості сполук металів, морфологія та площа поверхні листя рослини, хімічні та фізичні форми адсорбованого металу, структура поверхні листя (опушення та шорсткість), габітус рослин (листопадні чи вічнозелені), тривалість впливу, умови середовища та газообмін [24]. Зокрема поглинання важких металів листям змінюється залежно від морфологічно-анатомічних параметрів пластинки листя, а також кута нахилу листків, щільності гілок та площі листя [73]. Серед різноманітних факторів найважливішими є розмір і щільність продихів та особливості структури поверхні листків. Вони визначають ступінь адсорбованого пилу/РМ та важких металів [17]. У результаті рослини із шорсткою поверхнею листя та дрібними листками здатні адсорбувати більше частинок пилу, ніж рослини з гладкою поверхнею та великим за розміром листям [114].

Вік (фізіологічний вік) рослини та/або його листя також впливають на накопичення важких металів. Зазвичай молоді рослини та молоде листя здатні накопичувати більше металів у листковій масі, порівняно зі зрілими чи старими рослинами. Показано, що молоде листя з незрілими сорусами поглинає на 69% більше As порівняно зі старими листям під час позакореневої обробки [30]. У молодих листках кутикула та товщина епікутикулярного воску є порівняно тоншими, що забезпечує більшу проникність для сполук металів [118].

Водночас встановлено факт ремобілізації металів зі старого листя до інших частин рослини перед його опаданням, що призводить до скорочення концентрації металів в кінці вегетаційного сезону [82]. Це може бути можливою причиною вищого вмісту металів в молодому листі порівняно зі старим, як це встановлено для *Tilia europaea* [118] та *Aesculus hippocastanum* [75]. При цьому характер транслокації металів по органах рослини залежить від хімічних властивостей сполук важких металів. Наприклад, нерухомі метали, такі як Pb, можуть випадати у вигляді фосфату, що призводить до відсутності або дуже незначного транспортування позакореневого Pb у насіння та стручки *Phaseolus*

vulgaris [47]. Крім того, зв'язування металів з іоногенними ділянками на клітинних стінках також може обмежувати їх рух всередині листя рослин. Наприклад, Pb має високу спорідненість до целюлози клітинної стінки [91]. Подібним чином повідомлялося про специфічні сайти зв'язування Cu, Zn і Mn у тканині листя *Saccharum officinarum* [31].

З іншого боку, в ході росту та збільшення фітомаси на початку вегетаційного сезону відбувається розведення концентрації металів (т.з «*tissue dilution*»), що може зменшити загальну концентрацію металів у рослинах із віком [115]. Показано, що збільшення маси листя в процесі росту визначає зниження концентрації Cu та Zn на 60-70% протягом вегетаційного сезону [75].

Крім анатомо-фізіологічних параметрів рослини на процеси поглинання сполук важких металів значною мірою впливають зовнішні кліматичні фактори. Зокрема відносна вологість повітря має вплив на потенціал проникності поверхні листя рослини. При високій відносній вологості потенціал проникності поверхні листя рослини може бути посилений завдяки гідратації кутикули. Подібним чином осаджені з атмосфери тверді частини при високій відносній вологості здатні розчинятися, що сприяє проникненню важких металів всередину листя рослин [115]. В умовах високої відносної вологості проникнення важких металів може підвищуватися через 1) затримку висихання крапель, 2) набухання кутикули, 3) тривалу гідратацію твердих відкладень на поверхні листя та 4) розчинення сольових відкладень [52]. Наприклад, показано, що проникнення та накопичення позакореневого Pb у пагонах *Lactuca sativa* корелювало (коефіцієнт кореляції 0,83) з кількістю опадів [113]. У дослідженні N.M.Lawson проникнення та накопичення свинцю під час опадів було вищим, ніж в результаті сухого осадження на поверхню листків [85]. Даний факт пов'язаний з відкриттям отворів продихів і розбуханням кутикули та, відповідно, високому рівню проникнення сполук металів з атмосферного повітря до тканин листків. Водночас ці процеси гальмуються за умов високої температури та низької відносної вологості повітря, що спричиняє закриття продихів та зморщування кутикул рослин, тим самим перешкоджаючи проникненню металу в листя [61].

1.3 Роль лісової підстилки у функціонуванні лісових екосистем

Незважаючи на те, що лісова підстилка з погляду ґрунтознавства належить до А0 генетичного горизонту гумусового шару, багато дослідників вважають лісову підстилку самостійним природним тілом або окремою екосистемою, що просторово розташована на межі між ґрунтом і фітоценозом та забезпечує регуляцію динамічних зв'язків між рослинністю і ґрунтом [13]. Повільні темпи розкладання підстилки призводять до накопичення органічної речовини, поживних речовин та хімічних елементів. Водночас швидкі темпи розкладання допомагають задовольнити потреби рослин у біогенних елементах, проте можуть призводити до швидкої втрати хімічних елементів лісовою екосистемою внаслідок вертикального вимивання до ґрунтових горизонтів або горизонтального змиву до водойм [65]. Показано, що процеси розкладання підстилки та вивільнення біогенних хімічних елементів визначають величину первинної продуктивності лісових екосистем [54].

Таким чином, обсяги сформованої лісової підстилки безпосередньо відображають величину первинної продукції лісових екосистем листяних лісів помірного клімату [34, 96]. Зокрема показано, що глобальне зростання концентрації CO₂ в атмосфері призвело до збільшення продуктивності лісових екосистем, яке було оцінено за допомогою вимірів кількості утвореної лісової підстилки [62]. У глобальному масштабі кількість С, що виділяється щорічно в результаті розкладання підстилки лісових екосистем оцінюється у 60 Tg С на рік, що у 11 разів перевищує величину антропогенної емісії С при спалюванні викопного палива [23].

Відповідно до французької класифікації [49] горизонти ґрунту, що містять органічні речовини, можуть бути розділені на: (і) холорганічні горизонти (горизонти О) майже без мінерального матеріалу та (іі) орґано-мінеральний горизонт (горизонт А). За ступенем перетвореності підстилки горизонт О можна поділити на три шари [22]:

1. OL – листяний шар підстилки (O_i за номенклатурою USDA – Міністерства сільського господарства США), що складається з майже незмінених фрагментів листя та деревини. Цей горизонт можна розділити на:

1.1 OLn, що складається з підстилки віком менше одного року без очевидного розкладання;

1.2 OLv, що складається з підстилки старше одного року зі змінами забарвлення, ущільненістю та агрегацією в основному через активність грибів.

2. OF – ферментований шар підстилки (O_e за номенклатурою USDA): складається із суміші грубих рослинних фрагментів, тонкої органічної речовини (fine organic matter – FOM) та фекальних гранул та залишків безхребетних тварин. Залежно від процентного вмісту тонкої органічної речовини цей горизонт можна розділити на:

2.1 OFr (менше 30% FOM);

2.2 OFm (30–70% FOM).

3. OH – гумусовий шар підстилки (O_a за номенклатурою USDA): більше 70% FOM, що відповідає накопиченню фекальних гранул і дрібних фрагментів рослин. Його можна розділити на:

3.1 OHr з 70-90% FOM;

3.2 OHf з 90-100%.

Наявність структурованого шару підстилки виконує кілька важливих функцій у лісовій підстилці: запобігає ерозії, зменшує та/або запобігає руйнуванню агрегатів ґрунту краплями дощу, забезпечує захист від коливань мікроклімату та ущільнення ґрунту [23]. Сприяє створенню та підтримці структури ґрунту, його пористості та здатності утримувати воду та поживні речовини [32]. Здатність утримувати вологу підстилкою визначає швидкість проникнення води та доступність вологи для рослин та, навіть, зменшує ймовірність лісових пожеж [126].

У деяких лісових екосистемах від 30% до 60% річної потреби дерев у поживних речовинах задовольняється завдяки перетворенню хімічних елементів у складі підстилки. У результаті збалансованості утворення та розкладання

підстилки лісові екосистеми можуть самостійно підтримувати циркуляцію поживних речовин у ґрунті протягом багатьох років [32].

Динаміка запасів підстилки та швидкість її розкладання перш за все визначаються видовим складом головних лісоутворюючих порід дерев. Показано, що моновидові лісові насадження характеризуються повільнішими темпами розкладання підстилки [101]. Аналіз запасів та динаміки розкладання підстилки для 818 видів дерев показав, що відмінності, обумовлені видовим складом деревостану лісових екосистем, є більш важливим фактором, ніж вплив кліматичних параметрів регіону, що визначає протікання біогеохімічного циклу вуглецю [40]. Незважаючи на те, що існує тенденція зменшення швидкості розкладання підстилки з широтою та зростання з ростом середньорічної температури, кількістю опадів та концентрацією поживних речовин у ґрунті, окремий фактор, такий як клімат, безпосередньо не визначає швидкість розкладання підстилки [130]. Листяний опад хвойних дерев, як правило, розкладається повільніше, ніж опад листяних дерев. Було підраховано, що хвоя *Pinus sylvestris* L. зберігалася близько 6 місяців у шарі L, 2 роки у шарі Fx і 7 років у шарі F2 перед тим, як була гуміфікована [126]. Підстилка листяних дерев зазвичай розкладається швидше. Проте для різних видів характерні значні відмінності. До порід дерев зі швидким розкладом підстилки, тривалість якого становить 1,0-1,5 року відносять *Fraxinus americana* L. і *Betula verrucosa* Ehrh., *Tilia cordata* Mill, *Carpinus betulus* L. Водночас швидкість розкладання листяного опаду *Fagus grandifolia* Ehrh., *Quercus robur* L. та *Q. petraea* (Mattusch.) Liebl. є повільнішою і відповідає хвойним породам дерев [126]. У більш зрілих лісових екосистемах частка стійких до розкладання структур, таких як гілки та залишки плодів, у шарі підстилки зростає, тоді як внесок трав'янистої наземної рослинності – зменшується. Стійкість листяного опаду до розкладання визначається такими біологічними особливостями: вміст лігніну, фізична міцність листової пластинки, питома площа листків, вміст сухої речовини в листі, вміст поліфенолів, азоту (N), фосфору (P) і кальцію (Ca) та їх співвідношення (наприклад, C:N, N:P) [103].

Розкладання підстилки складається з двох одночасних процесів: (а) мінералізації та гуміфікації лігніну, целюлози та інших органічних сполук через активність сапротрофних мікроорганізмів і (б) вимивання розчинних сполук до ґрунту (рис. 1.1 за [79]). Ці процеси залежать від фізико-хімічних параметрів середовища, походження підстилки та складу групи ґрунтових організмів-сапротрофів, що є трьома провідними характеристиками, які визначають процеси розкладання підстилки [26].

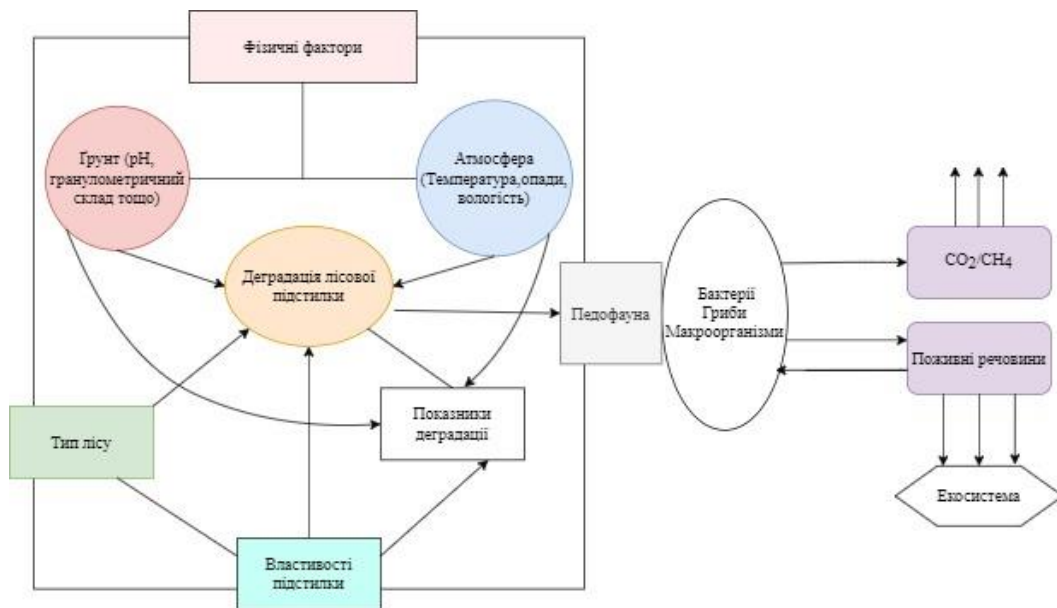


Рис. 1.1. Схематичне зображення факторів, що визначають процеси деструкції лісової підстилки (адаптовано автором за [79])

Фізико-хімічні властивості ґрунту відіграють значну роль у розкладанні підстилки. Серед них текстура ґрунту є найбільш важливим параметром, оскільки вона визначає динаміку міграції поживних речовин і ґрунтової вологи, визначає його пористість та проникність для повітря й води атмосферних опадів. Основні хімічні властивості включають рН ґрунту, здатність до катіонного обміну його мінеральних складників, уміст органічних речовин і поживних речовин. Органічна речовина, яка впливає на різні фізико-хімічні фактори, такі як об'ємна щільність та рН, є основною властивістю ґрунту, що визначає процеси розкладання підстилки. При цьому уміст органічної речовини у ґрунті своєю чергою залежить від обсягів утвореної підстилки. Серед мінеральних

поживних речовин вміст доступних форм азоту в ґрунті розглядається як основний регулюючий фактор і йому приділяється найбільша увага. На противагу азоту, фосфор зазвичай розглядається як обмежуюча поживна речовина через низьку його рухливість у лісових екосистемах. Органічні сполуки кальцію, азоту і фосфору швидко мінералізуються в підстилці, що може тривати кілька тижнів/місяців [45].

Рослинний опад містить різні класи органічних сполук. У підстилці є чотири основні групи розчинного органічного матеріалу: цукри, феноли, вуглеводні та гліцериди. Розчинні цукри, переважно моно- та олігосахариди, швидко метаболізуються мікроорганізмами (переважно бактеріями) або вимиваються до ґрунтових горизонтів. Нерозчинні органічні сполуки представлені основними компонентами клітинної стінки рослин – лігнін, целюлоза та геміцелюлоза. На частку лігніну припадає близько 15-40% від загальної кількості підстилки. Структура лігніну, на відміну від целюлози, відрізняється залежно від виду рослини. Зокрема, опад листяних порід складається з сирингілових і гваяцилових форм лігніну, тоді як хвойні дерева, як правило, містять гваяциллігнін [50]. Целюлоза складає 10–50% від загальної кількості підстилки. Геміцелюлози є полімерами цукрів, таких як глюкоза, і їх кількість може відрізнитися для різних видів рослинної фітомаси [20]. Основними споживачами нерозчинної органічної речовини виступають ґрунтові гриби [79].

Окремим чинником, що визначає швидкість розкладання підстилки виступає її забруднення важкими металами [128]. За даними [27] зниження швидкості розкладання підстилки було встановлено на ділянках з концентрацією важких металів у свіжій підстилці діапазонах: Zn, 110-250 мг/кг; Cu, 20-100 мг/кг; Pb, 44-311 мг/кг; Cd, 0,6-1,2 мг/кг. Причому, швидкість розкладання підстилки значно залежала від забруднення металами саме на ранніх стадіях її формування, тоді як на більш пізніх стадіях її мінералізації вплив важких металів на процеси мінералізації був не таким суттєвим [41]. Основним механізмом

пригнічення розкладання підстилки виступає токсичний вплив важких металів для ґрунтових мікроорганізмів [54, 83].

1.4. Роль лісової підстилки у забезпеченні функціонування біогеохімічних циклів хімічних елементів

Розкладання підстилки є ключовим процесом у забезпеченні функціонування біогеохімічних циклів хімічних елементів у лісових екосистемах [23; 54]. Згідно Perel'man (1967), геохімічні бар'єри мають переважно механічну, фізико-хімічну або біологічну природу, хоча зазвичай вони є результатом поєднання усіх трьох типів [53]. Вперше на роль лісової підстилки як біогеохімічного бар'єра звернув увагу V. M. Goldschmidt [56] (рис. 1.2), який передбачив, що лісова підстилка разом з гумусовим горизонтом ґрунту виконує функції накопичення та перетворення форм сполук хімічних елементів, що визначає шляхи та інтенсивність їх міграції в лісовій екосистемі [53].

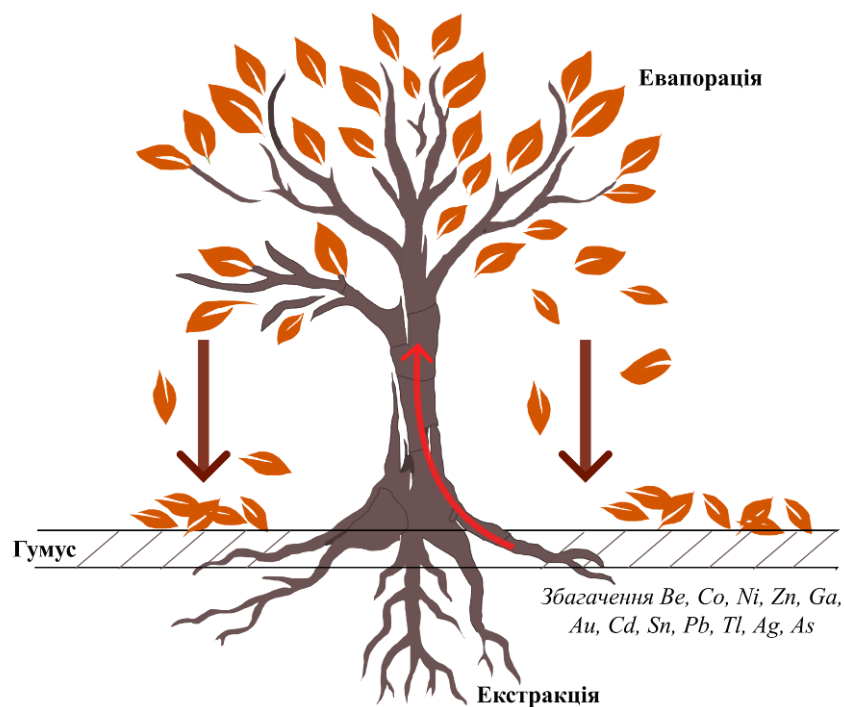


Рис. 1.2. Ілюстрація ролі лісової підстилки як біогеохімічного бар'єру в умовах екосистеми листопадного лісу (адаптовано автором за [56])

Показано, що найбільший ефект затримки міграції важких металів характерний для лісової підстилки в умовах лінійних захисних лісосмуг з листяних порід [89].

Показано, що насадження граба в умовах лінійних захисних лісосмуг на узбіччях доріг найефективніше накопичують Zn та Cu [89]. В умовах грабово-дубової діброви граб характеризувався вищими рівнями накопичення важких металів Cu, Zn, Ni, Co, Cr, Pb, у порівнянні з дубом та кизилом [74]. Показано, що *Carpinus betulus* характеризується найвищим потенціалом для дендроремедіації Pb та Zn [97].

Порівняння динаміки абсолютних кількостей хімічних елементів у лісовій підстилці показало, що K був єдиним елементом, який виділяється швидше, ніж розкладається органічна речовина. Навпаки, важкі метали Zn, Cd, Pb і Fe накопичувалися у всіх підстилках пропорційно ступеню їх розкладання [84].

Фактори, які контролюють накопичення, зв'язування та втрату хімічних елементів лісовою підстилкою поділяють на біологічні, фізичні та хімічні. Біологічні фактори обумовлені функціонуванням мікробоценозу підстилки та гумусового горизонту, перш за все целюлолітичних та лігнінруйнівних ґрунтових грибів [23; 60]. Не менш важливою є роль безхребених тварин, перш за все дощових черв'яків у розкладанні саме підстилки листяного опаду грабу [77, 106, 126]. Біологічні фактори визначають накопичення та перерозподіл N, Ca, Mg, Mn та S. Загально визнано, що N зазвичай є фактором, що лімітує для угруповань мікроорганізмів у лісовій підстилці. З іншого боку N активно фіксується мікроорганізмами підстилки. До фізичних факторів відносять процеси атмосферного осадження хімічних елементів та їх вилуговування, співвідношення яких контролює динаміку органічної речовини та K, Na, Pb, Cd, Zn. Хімічні фактори пов'язані з утворенням комплексів з органічними лігандами, які утворюються як вторинні сполуки під час розпаду органічної речовини матеріалів підстилки. Вони визначають динаміку Fe, Zn, Pb і Cd через фіксацію іонів металів на гумінових речовинах. Хоча деталі перетворення рослинної речовини на гумус ще остаточно не з'ясовані, відомо, що під час розкладання

листяного опаду мікроорганізмами паралельно здійснюються два процеси: мінералізація первинної органічної речовини та синтез гумінових речовин. Таким чином, у міру розкладання кількість цих вторинних продуктів збільшується. Зазвичай їх класифікують як гумінові та фульвокислоти. Обидва є ефективними хелатуючими агентами катіонів металів. Крім того, константи стійкості комплексів, утворених гумусовими речовинами та деякими іонами металів, зростають зі збільшенням ступеня гуміфікації матеріалу [84]. Органічна речовина відіграє важливу роль у перенесенні, іммобілізації та накопиченні РЗЕ, контролюючи динаміку РЗЕ в розкладанні підстилки. Коли підстилка розкладається, її обмінна здатність значно зростає завдяки утворенню гумусу [25]. Завдяки сильній комплексоутворювальній здатності гумінові речовини в органічній речовині, що утворюються під час розкладання підстилки, відіграють визначальну роль у комплексоутворенні хімічних елементів. Органічна речовина має багато негативно заряджених ділянок на одиницю площі, які забезпечують хелатування мікроелементів або їх адсорбцію [83]. Водночас у низці досліджень показано зв'язування важких металів з глинистими мінералами та оксидами Fe та Mn, що утворюються у підстилці [42, 54, 93].

Таким чином, лісова підстилка є ключовим елементом, що визначає потоки хімічних елементів у лісових екосистемах та регулює функціонування біогеохімічних циклів важких металів. Попри значну кількість опублікованих результатів досліджень щодо накопичення важких металів у лісових екосистемах, роль окремих абіотичних та біотичних складових у формуванні потоків хімічних елементів у лісових екосистемах залишаються неоціненими.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

У другому розділі описано методи відбору зразків біотичних (листяна фітомаса, деревина, лісова підстилка) та абіотичних (грунт, вода атмосферних опадів, лізиметричні води) компонентів екосистем грабових дібров Національного природного парку «Голосіївський» та Канівського природного заповідника, камеральної обробки зібраного матеріалу, визначення концентрації важких металів у пробах, дослідження структури та процесів формування лісової підстилки та використані методики статистичної обробки даних. У розділі міститься інформація про характеристику матеріалу та місць проведення дослідження. При проведенні досліджень дотримувалися етичних норм екологічного дизайну та планування експерименту в умовах міських зелених ландшафтів [105].

2.1 Загальна характеристика модельних екосистем грабових дібров Середнього Придніпров'я

Дослідження було проведено на територіях Національного природного парку «Голосіївський» та Канівського природного заповідника (рис. 2.1). На заповідних територіях було обрано ділянки грабового лісу з найтипівішими умовами. Розташування першої ділянки в межах найбільшого мегаполіса країни зумовлює додаткове антропогенне навантаження на його територію, в той час, як ділянка Канівського природного заповідника розташована порівняно на менш антропогенно навантаженій території.

Згідно з лісотипологічним районуванням, території, що досліджуються належать до Дніпровського району свіжих грабових дібров із помірно теплим кліматом [12].

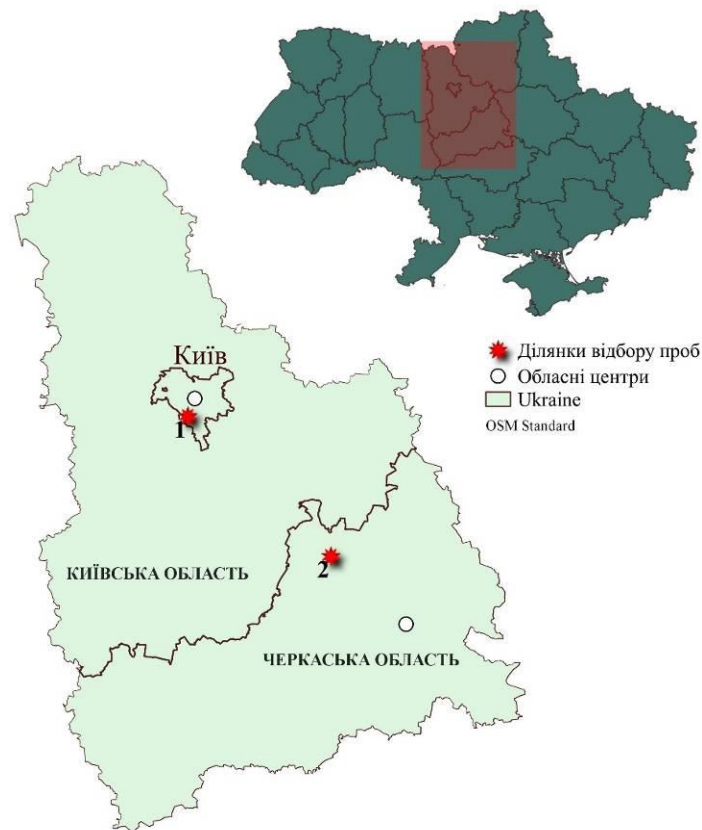


Рис. 2.1. Картосхема локації відбору проб (1 – НПП «Голосіївський», 2 – Канівський природний заповідник)

НПП «Голосіївський» був заснований у 2007 році на площі 4525,52 га в межах Голосіївського району міста Києва. Загальна площа об'єкта ПЗФ становить 10988,14 га, з яких 1888,18 га землі надаються адміністрації НПП на постійне користування. Цей національний парк єдиний у своєму роді в Україні та один з кількох у світі, який повністю розташований в межах мегаполіса. Середньомісячна температура січня протягом останніх 30 років становить $-3,2^{\circ}\text{C}$, липня $+21,3^{\circ}\text{C}$, середньорічна – $+9^{\circ}\text{C}$. Середньорічна кількість опадів – 618 мм [4]. Ґрунти – сірі лісові.

Геоботанічна характеристика ділянки 1.

Ділянка 1 – плакор яружної системи НПП «Голосіївський».

Координати: N $50^{\circ}22'18.00''$; E $30^{\circ}29'11.00''$.

Зімкненість крон: $\approx 90\%$.

I ярус: граб звичайний (*Carpinus betulus* L., 1753).

Підріст: клен гостролистий.

Чагарниковий ярус: бузина чорна (*Sambucus nigra* L., 1753.).

Трав'янистий ярус: щитник чоловічий (*Dryopteris filix-mas* (L.) Schott, 1834), копитняк європейський (*Asarum europaeum* L., 1753), осока волосиста (*Carex pilosa* Scop., 1772).

Канівський природний заповідник, заснований у 1923 році, є одним із найдавніших в Україні. Розташований на правому березі річки Дніпро поблизу міста Канева, заповідник охоплює територію площею 2027 га, включаючи заплавні острови. Важливою частиною заповідника є грабова діброва, розташована на східній межі розповсюдження європейських грабових лісів. Дана діброва розташована на відстані 820 метрів від садиби заповідника і складається з 16 виділів, загальна площа яких становить 6,1 гектара. Середньомісячна температура січня протягом останніх 30 років становить -3,0°C, липня + 21,7°C, середньорічна – + 9,4°C. Середньорічна кількість опадів – 627, мм [3]. Ґрунти – сірі лісові.

Геоботанічна характеристика ділянки 2.

Розташована на рівнинній верхівці гори – плакорі.

Координати: N 49°43'55.5", E 31°31'39.3".

Зімкненість крон: $\approx 70\%$.

I ярус: граб звичайний (*Carpinus betulus* L., 1753) – вегетативного походження, є сухостій.

Підріст: клен гостролистий (*Acer campestre* L., 1753).

Підлісок: бузина чорна (*Sambucus nigra* L., 1753.).

Трав'янистий ярус: осока пальчаста (*Carex digitata* L., 1753) (рясно), зеленчук жовтий (*Lamium galeobdolon* L., 1759), копитняк європейський (*Asarum europaeum* L., 1753), зірочник ланцетовидний (*Stellaria holostea* L., 1753), медунка темна (*Pulmonaria obscura* Dumort., 1865).

2.2 Характеристика фактичного матеріалу досліджень

2.2.1 Методи відбору та пробопідготовки зразків компонентів модельних лісових екосистем грабових дібров

Атмосферні опади

Надходження хімічних елементів з атмосферними опадами вимірювали за допомогою дощових колекторів, розміщених на рівні землі під пологом лісу, розміщуючи через 2 м від стовбура дерева згідно [84]. Дощоприймачі були побудовані з пластикових контейнерів і лійок діаметром 13 см. Лійки були захищені від потрапляння твердих частинок поліпропіленовою сіткою з вічком 5×5 мм. На кожній експериментальній ділянці систематично розміщували 4-8 дощових колекторів. Відбір води для аналізу у холодний період року проводили щомісяця. У випадку рясних дощів та у літні місяці збір води проводили протягом доби після завершення опадів. Для визначення концентрації важких металів у воді атмосферних опадів використовували об'єднану пробу зі всіх колекторів відповідної дослідної ділянки. Якщо об'єм зібраних опадів перевищував 1 л, то об'єднану пробу розділяли кратно 1 літра. Проби води концентрували шляхом випарювання 1 л до 10 мл [10]. Випарювання проводили на піщаній бані без доведення до кипіння з додаванням 1 мл 4 н перегнаної HNO_3 на 1 л проби. Концентрацію важких металів виражали у мг/л. Для визначення потоків надходження важких металів з атмосферними опадами було виміряно зібраний об'єм води на сумарну площу дощових колекторів.

Лізиметричні води

Для перехоплення вертикального ґрунтового стоку було використано стаціонарні тарілчасті лізиметри з нульовою напругою (zero-tension pan lysimeter), як і є простим та ефективним засобом для вимірювання руху води та розчинених речовин у ґрунтах *in situ* [88, 111]. Лізиметри були виготовлені із сантехнічного поліпропілену без використання металевих деталей (рис. 2.2). Площа одного лізиметра становила 0,1 м². На кожній ділянці було розміщено по 4 лізиметри. Зразки ґрунтових вод з лізиметрів відбирали після інтенсивних

опадів протягом вегетаційного сезону або в міру їх наповнення один раз на місяць. У випадку незначного об'єму зібраних лізиметричних вод проводили об'єднання зразків з окремих лізиметрів для отримання об'єднаної проби об'ємом 1 л.



Рис. 2.2. Конструкція та спосіб закладання стаціонарних тарілчастих лізиметрів з нульовою напругою (zero-tension pan lysimeter)

Листяна фітомаса

Листя граба звичайного (*Carpinus betulus*) збирали з чотирьох визначених точок за сторонами світу відповідно до встановлених методик, потім зразки об'єднували в одну пробу [131]. Відбір зразків проводили щомісяця протягом вегетаційного періоду, з травня по жовтень протягом 2021-2022 рр. Листя збирали на фіксованій висоті від 1,5 до 2,0 метрів над рівнем землі [21].

Щоб забезпечити цілісність поверхневих осаджень пилу, уникали відбору проб одразу після дощу, оскільки опади можуть змити тверді частинки, які впливають на

хімічний склад листя. Зібране листя поміщали в промарковані паперові пакети, щоб запобігти накопиченню вологи під час транспортування. У лабораторії зразки були висушені при кімнатній температурі для досягнення стабільної ваги.

Лісова підстилка

Існує два основних підходи до визначення динаміки запасів підстилки та змін її хімічного складу – польовий метод *in situ* періодичного збирання підстилки (або метод «балансу маси», [79]) та експериментальний метод розміщення стандартизованих зразків підстилки у сітчастих мішках (метод «*litter bag*»). Ці два методи мають свої переваги та недоліки. Аналіз літератури показав, що найбільш застосовуваним методом є метод «*litter bag*». Водночас у науковій літературі накопичено значну кількість інформації щодо недоліків цього методу, що не дозволило його використання у представлений роботі:

1. Метод «*litter bag*» передбачає збір підстилки у природі, її висушування (при 25-40°C), зважування та закладання у сітчасті мішки. Після чого мішки розміщують (закопують) у підстилку в досліджуваній екосистемі. У результаті таких маніпуляцій дослідник отримує більш-менш стандартизовані зразки підстилки, які, проте, далеко не завжди відповідають особливостям підстилки безпосередньо у місці закладання. Крім того, при висушуванні підстилки відбувається загибель мікроорганізмів, які забезпечують активне руйнування підстилки одразу після її формування. Також при закладанні підстилкового матеріалу до мішків відбувається порушення структури підстилки, що в природних умовах являє собою багат шарове утворення [72, 79].

2. Показана переоцінка швидкості розкладання експериментальним методом у зв'язку з неприродним ущільненням листя під час закладки [104].

3. На швидкість розпаду підстилки впливають умови експерименту, такі як кількість та склад підстилки в мішку, розмір мішка, характеристики сітки, з якої зроблено мішок, спосіб розміщення мішка у підстилці, використання цілих листків або їх фрагментів. Тому цей метод не дозволяє порівнювати результати різних авторів для різнотипних лісових екосистем [104].

4. Показано накопичення органічних кислот у мішках з підстилкою через відсутність надходження нового листяного опаду у порівнянні з нативною

підстилкою, що спотворює реальні умови як розкладання підстилки, так і міграції хімічних елементів. У результаті відбувається накопичення важких металів із зовнішнього середовища у залишках підстилки в мішках, що призводить до аномального зростання концентрації деяких хімічних елементів у 100-130 разів [54].

Таким чином, було показано, що метод *in situ* дає надійну оцінку розкладання підстилки на рівні насадження та дозволяє проводити балансові розрахунки. Хоча припущення про стаціонарні умови насадження та постійну динаміку розкладання підстилки ускладнюють інтерпретацію розрахованих темпів розкладання підстилки, особливо в умовах молодих насадженнях, де підстилка швидко руйнується [72].

Матеріал підстилки збирали щомісяця у період з 17 по 22 число з ділянок 1×1 м.

Визначення вмісту органічної речовини у зразках матеріалу підстилки проводили методом сухого озолування (LOI – *Loss-On-Ignition Method*), шляхом прожарювання в муфельній печі при 550°C протягом 12 годин для визначення вмісту органічних речовин [75, 84]. Попри те, що сухе озолування може давати наближені результати вмісту органічної речовини (наприклад, за високої концентрації карбонатів), показано, що застосування автоматичних аналізаторів вуглецю незважаючи на високу точність самого аналізу, дає ще менш реальні результати у зв'язку з надзвичайно малою наважкою матеріалу, що аналізується – до 10 мг. Це призводить до значного спотворення результатів вмісту органічної речовини у матеріалі підстилки в цілому [19, 63].

2.2.2 Визначення концентрації важких металів

У дисертаційній роботі використано результати визначення хімічного складу 12 проб ґрунту; 26 зразків води атмосферних опадів; 10 зразків лізиметричних вод; 54 – листяної фітомаси грабу, 21 – деревини граба; 480 зразків підстилкового матеріалу.

Проби води атмосферних опадів та ґрунтових вод, відібраних з лізиметрів фільтрували через паперовий фільтр ФС «біла стрічка» (діаметр пор 7-20 мкм) та концентрували шляхом випарювання 1 л до 10 мл [10]. Випарювання проводили на

піщаній бані без доведення до кипіння з додаванням 1 мл 4 н перегнаної HNO_3 на 1 л проби.

Пробні площадки для відбору зразків ґрунту визначали згідно ДСТУ ГОСТ 17.4.3.01:2019. Точкові проби відбирали методом «конверту» на трьох ділянках 3×3 м з двох генетичних горизонтів – гумусового з глибини 5 см та елювіального з глибини 20 см. Для кожної пробної площадки готували об'єднану пробу масою не менше 1 кг. Об'єднані проби висушували при температурі 95°C , подрібнювали у фарфоровій ступці та проводили скорочення обсягів методом квартування згідно ДСТУ ISO 11464:2007. Для визначення концентрації важких металів застосовували екстракцію aqua regia шляхом обробки 3 г кожного зразка ґрунту 2 мл HNO_3 і 6 мл HCl протягом 2 годин при 95°C згідно (ДСТУ ISO 11466:2001 [119]).

Висушені зразки підстилки подрібнювали вручну для більш щільної закладки у тиглі. Три порції кожного зразка висушеного матеріалу листя або підстилки (кожна вагою близько 20 г) поміщали в 100 мл тиглі та озолували протягом ночі в муфельній печі при 450°C . Золу зброджували кип'ятінням у 15 мл 4 М азотної кислоти протягом 30 хв. Після охолодження розчин фільтрували через паперовий фільтр Ватман № 540. Фільтр двічі промивали дистильованою водою до досягнення об'єму 10 мл. Зразки листя грабу та матеріал лісової підстилки перед пробопідготовкою не мили, оскільки було показано, що миття може видалити від 10 до 95% накопичених металів [75].

Визначення концентрації важких металів проводили на базі кафедри екології та зоології ННЦ «Інститут біології та медицини» за допомогою атомно-адсорбційного спектрофотометра С115-М1 (SELMІ, Україна). Аналіз здійснювали шляхом безпосереднього введення рідкої проби у полум'я ацетилен-повітря. Для компенсації неселективного поглинання полум'я використовували дейтерієвий коректор фону. Реєстрацію аналітичних показників проводили за допомогою комп'ютерно-аналітичного комплексу КАС-101. Було визначено концентрацію 6-ти важких металів: Cu , Cd , Zn , Ni , Cr , Pb . Також зразки за 2020-2021 рр. було проаналізовано методом оптико-емісійної спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою iCAP 6000 ICP Spectrometer (Thermo Fisher Scientific Corporation, USA) в Інституті ботаніки Ганноверського університету імені Готфріда Вільгельма Лейбніца [120].

Для контролю якості вимірювання концентрації важких металів використовували зразки сертифікованого референсного матеріалу: Loam soil (trace elements) ERM® – CC 141 certified Reference Material (мікроелементи ґрунту) та Rye Grass ERM® – CD281 certified Reference Material (рослинність), Merck KGaA, Darmstadt, Germany.

Концентрацію важких металів у твердих зразках (ґрунт, підстилка, рослинний матеріал) виражали у мг/кг маси сухої речовини. Концентрацію металів у воді виражали у мкг/л.

2.3 Математична обробка результатів досліджень

Середні вибіркові величини представляли як середнє арифметичне (\bar{X}). Величину мінливості вибіркових величин представляли як стандартне відхилення (середнє квадратичне відхилення, SD). Нормальність розподілу значень концентрації важких металів у зразках встановлювали за допомогою критерію *Shapiro – Wilk's W test* як найбільш чутливого [39, 58]. Оскільки більшість вимірів була обмеженою 3-5, то для порівняння вибіркових величин застосовували непараметричний *Mann-Whitney U-test* з рівнем значущості $p < 0,05$, як найбільш потужний для малих вибірок [57]. Встановлення статистичної значущості відмінностей між середніми значеннями двох та більше вибірок проводили за допомогою *one-way ANOVA*.

Інтенсивність процесів мінералізації підстилкового матеріалу досліджували за допомогою розрахунку коефіцієнту інтенсивності розпаду (decay constant) k (за органічною речовиною) на основі моделі постійної часткової втрати маси підстилки, що передбачає постійний негативний нахил $-k$ на напівлогарифмічному графіку

кількості підстилки, що залишилася від початкової кількості X_0 при $t - 0$ – $\frac{X}{X_0} = e^{-kt}$

[68, 96]:

$$k = -\ln(X / X_0), \quad (1)$$

де: k – коефіцієнт розпаду підстилки, кг/сезон; X_0 – максимальна величина запасів підстилки за сезон, кг/м²; X – мінімальна величина запасів підстилки за сезон кг/м².

Оскільки процес формування річної підстилки у модельних лісових екосистемах розтягнутий в часі та триває зазвичай із серпня по листопад, а мінімальні запаси підстилки спостерігаються у липні-серпні, в даній роботі величину коефіцієнта розпаду розраховували не на 1 рік (як було запропоновано J.S.Olson, [96]), а відповідно тривалості сезону від часу формування максимальних запасів підстилки X_0 , до часу встановлення мінімального запасу підстилки X , що у досліджених екосистемах тривав 213-274 дні. Тому для порівняльного аналізу темпів розпаду підстилки досліджених екосистем за різні сезони розраховані величини коефіцієнтів розпаду k приводили до періоду 1 день, як це було рекомендовано [104].

$$k' = k / \Delta t, \quad (2)$$

де, k' – коефіцієнту розпаду підстилки, кг/день; Δt – тривалість сезону від часу формування X_0 до X , днів.

Розрахункові величини періодів розпаду 50% підстилки T_{50} та розпаду 95% підстилки T_{95} оцінювали за [48]:

$$T_{50} = (\ln X_0 - \ln 0,5 X_0) k^{-1}, \quad (3)$$

$$T_{95} = (\ln X_0 - \ln 0,05 X_0) k^{-1}, \quad (4)$$

де, T_{50} – період розпаду 50% маси підстилки, днів; T_{95} – період розпаду 95% маси підстилки, днів; X_0 – максимальна величина запасів підстилки за сезон, кг/м²; k – коефіцієнту розпаду підстилки, кг/сезон.

Оцінку ступеня збагаченості підстилки важкими металами відносно гумусового горизонту ґрунту оцінювали за допомогою розрахунку коефіцієнта збагачення [109]:

$$BCF = C_l / C_s, \quad (5)$$

де: BCF – коефіцієнт збагачення підстилки металом; C_l – концентрація металу у підстилці, мг/кг; C_s – концентрація металу у гумусовому горизонті ґрунту, мг/кг.

РОЗДІЛ 3

ДИНАМІКА ХІМІЧНОГО СКЛАДУ АБІОТИЧНИХ КОМПОНЕНТІВ ЕКОСИСТЕМ ГРАБОВИХ ДІБРОВ НПП «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» ТА КАНІВСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА

У третьому розділі проведено аналіз динаміки концентрації, запасів та можливих шляхів міграції важких металів у ґрунті, ґрунтових водах та атмосферних опадах в умовах лісових екосистем грабових дібров. Встановлено, що для Cr, Ni та Pb є характерним рівномірний розподіл по ґрунтових горизонтах, що свідчить про наявність активної вертикальної міграції цих металів та їх вимивання ґрунтовими водами до елювіального шару, що створює умови для поглинання кореневою системою рослин. При цьому за концентрацією Ni у ґрунті модельні лісові екосистеми суттєво не відрізнялися: в НПП «Голосіївський» в гумусовому шарі містилося $11,2 \pm 1,1$ мг/кг Ni, в елювіальному – $9,6 \pm 3,3$ мг/кг; в Канівському природному заповіднику у гумусовому шарі ґрунту концентрація Ni становила $8,3 \pm 2,1$ мг/кг, а в елювіальному – була дещо більше, проте різниця є статистично незначущою – $10,5 \pm 3,9$ мг/кг. Для Cu була характерна акумуляція у верхньому гумусовому шарі та слабка вертикальна міграція по ґрунтовому профілю, більш виражена в умовах екосистеми Канівського природного заповідника. Концентрація Zn в умовах грабової діброви НПП «Голосіївський» зростала в елювіальному горизонті, концентрація Cd характеризувалася рівномірним розподілом по ґрунтовому профілю, коли в гумусовому та елювіальному горизонтах його вміст був однаковим. Водночас в умовах екосистеми Канівського природного заповідника спостерігали акумуляцію Zn та Cd у складі гумусового горизонту. За концентрацією Cd в елювіальному горизонті досліджені лісові екосистеми відрізнялися найбільш суттєво, коли в екосистемі НПП «Голосіївський» концентрація металу була у 5,5 раза вищою та дорівнювала $0,22 \pm 0,02$ мг/кг, проти $0,04 \pm 0,01$ мг/кг у ґрунті Канівського природного заповідника. У гумусовому шарі відмінності за концентрацією Cd становили 2 рази: в

екосистемі НПП «Голосіївський» – $0,20 \pm 0,03$ мг/кг, в екосистемі Канівського природного заповідника – $0,10 \pm 0,01$ мг/кг.

Застосуванням лізиметричних методів було встановлено, що концентрації всіх важких металів, крім Ni, у ґрунтових водах на глибині 20 см в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» були вищими у 1,7-3,1 раза. Найбільші відмінності були характерні для Zn, середня концентрація якого у лізиметричних водах НПП «Голосіївський» становила $24,7 \pm 3,0$ мг/л, у Канівському природному заповіднику була у 3,1 раза меншою – $7,9 \pm 1,0$ мг/л. Водночас встановлено, що за потоками вимивання Cu, Cd та Cr з верхніх горизонтів ґрунту досліджені екосистеми грабових дібров суттєво не відрізнялися, що може свідчити про загальні регіональні особливості міграції цих важких металів у сірих лісових ґрунтах лісових екосистем Середнього Придніпров'я. Найбільш суттєві відмінності були характерні для Ni, потік якого до елювіального горизонту в умовах екосистеми Канівського природного заповідника протягом року склав $51 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що є вищим у 2,9 раза, ніж в умовах екосистеми НПП «Голосіївський», де він складав $18 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Також в умовах Канівського природного заповідника у 1,6 раза більш інтенсивно проходить вимивання Pb, втрати якого становлять $56 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ проти $35 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ в НПП «Голосіївський». Водночас для екосистеми НПП «Голосіївський» є характерним більш активне вимивання Zn, де протягом року втрати металу становили $270 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, у той час, як в умовах екосистеми Канівського природного заповідника вони оцінювалися у $209 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Проведено оцінку потоків надходження важких металів у результаті вологого осадження з атмосфери. Для всіх проаналізованих важких металів обсяги їх надходження з атмосферними опадами до обох досліджених лісових екосистем показали близькі величини (крім Zn, осаджена кількість якого в умовах НПП «Голосіївський» є у 1,3 раза більшою). Відсутність суттєвих відмінностей обох досліджених екосистем за обсягами вологого осадження важких металів можна пояснити регіональним атмосферним перенесенням забруднювачів, коли навіть заповідні території піддаються забрудненню

техногенними викидами, що може призводити до їх деградації, що необхідно враховувати при проведенні природоохоронних заходів. Показано, що попри порівняно низькі концентрації важких металів у складі атмосферних опадів досліджених лісових екосистем Середнього Придніпров'я, річні обсяги потоків важких металів характеризуються значним перевищенням величин для фонових територій Європи. При цьому концентрація всіх металів у воді атмосферних опадів, зібраних в НПП «Голосіївський», є у 1,4-2,4 раза вищою. Ймовірно, це пов'язано з більшою кількістю опадів у Канівському природному заповіднику (у 1,7 раза) порівняно з умовами мегаполіса міста Києва, в яких перебуває грабова діброва НПП «Голосіївський» (особливо у зимовий період).

3.1 Оцінка запасів важких металів у ґрунті

Ґрунт є основним депо хімічних елементів наземних екосистем. Завдяки значній масі та об'єму на ґрунт припадає значна частка запасів біогенних хімічних елементів. З іншого боку, ґрунт є гетерогенним утворенням, який складається з генетичних горизонтів, участь яких в активному обміні суттєво відрізняється, залежно від конкретних фізико-географічних, кліматичних та ландшафтних умов.

Для оцінки запасів важких металів у ґрунті проведено розрахунок маси генетичних горизонтів ґрунту модельних екосистем грабових дібров обраних природно-заповідних територій. Відомо, що об'ємна маса сірого лісового ґрунту знаходиться в інтервалі від 1,15-1,20 г/см³ до 1,50-1,54 г/см³ [7]. Враховуючи, що верхній гумусовий шар ґрунту 0-5 см є збагаченим на органічні речовини та характеризується високою розпушеністю, його об'ємну масу було прийнято за 1,20 г/см³. Елювіальний шар ґрунту на глибині до 5-20 см характеризується більшою ущільненістю, тому його об'ємну масу прийняли за 1,50 г/см³. Відповідно маса гумусового шару ґрунту в умовах грабових дібров Середнього Придніпров'я приймали рівною 60 кг/м². Маса елювіального шару 5-20 см – 225 кг/м².

Аналіз розподілу концентрацій важких металів у генетичних шарах ґрунту показав, що концентрація всіх металів (окрім Ni в елювіальному шарі) в НПП «Голосіївський» була у 1,1-5,3 раза вищою, ніж у ґрунті Канівського природного

заповідника (табл. 3.1). Найбільш суттєві відмінності були встановлені для концентрації Cd, вміст якого у генетичних горизонтах грабової діброви НПП «Голосіївський» у 2,0 – 5,3 раза перевищував величину концентрації у ґрунтах Канівського природного заповідника, які відповідали діапазонам 0,20-0,22 мг/кг та 0,04-0,10 мг/кг відповідно. При чому концентрація в гумусовому горизонті ґрунту екосистеми Канівського природного заповідника була у 2,5 раза вищою, ніж в елювіальному, що може свідчити про нижчу вертикальну рухливість даного хімічного елементу у порівнянні з умовами екосистеми НПП «Голосіївський».

Таблиця 3.1

Концентрація та запаси важких металів в генетичних горизонтах ґрунту екосистем грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Генетичний горизонт	Cu	SD	Zn	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Cr	SD
НПП «Голосіївський»												
Концентрація, мг/кг												
A1, 0-5 см	9,53	4,05	31,7	2,1	11,2	1,1	0,20	0,03	24,7	9,3	63,9	5,3
A2, 5-20 см	6,74	1,74	38,5	1,4	9,6	3,3	0,22	0,02	25,5	3,5	52,0	5,1
Запаси, кг/м ²												
A1, 0-5 см	0,57	0,24	1,90	0,13	0,67	0,06	0,012	0,002	1,48	0,56	3,84	0,32
A2, 5-20 см	1,52	0,39	8,67	2,57	2,16	0,73	0,050	0,026	5,73	0,78	11,70	2,26
Канівський природний заповідник												
Концентрація, мг/кг												
A1, 0-5 см	6,89	3,43	28,1	1,4	8,3	2,1	0,10	0,01	19,6	2,1	44,5	3,8
A2, 5-20 см	3,15	0,21	17,9	2,8	10,5	3,9	0,04	0,01	20,1	4,5	43,3	2,9
Запаси, кг/м ²												
A1, 0-5 см	0,41	0,21	1,69	0,62	0,50	0,13	0,006	0,001	1,18	0,13	2,67	0,65
A2, 5-20 см	0,71	0,05	4,03	0,64	2,36	0,88	0,009	0,003	4,52	1,01	9,74	0,65

Концентрація Cu у гумусовому горизонті обох лісових екосистем була вищою у 1,4-2,2 раза, ніж встановлена для елювіального горизонту, що свідчить про процеси накопичення металу у верхньому шарі ґрунту та його слабку вертикальну міграцію. При цьому концентрація Cu в обох ґрунтових горизонтах НПП «Голосіївський» була у 1,4-2,2 раза вищою (6,7-9,5 мг/кг відповідно) у порівнянні з ґрунтовими горизонтами екосистеми Канівського природного

заповідника (3,2-6,9 мг/кг). Порівняння отриманих величин концентрації Cu в ґрунтах досліджених екосистем не виявило перевищення за нормативами ГДК небезпечних речовин у ґрунтах (Постанова КМУ №1325 від 15.12.2021 р.). Визначені діапазони концентрації Cu були нижче фонових величин для орних земель на місці хвойних та широколистяних лісів, що становлять в середньому 35,5 мг/кг (діапазон 12,2-45,4 мг/кг) [8]. Також вони були нижчими за величину кларка концентрації Cu для ґрунтів Європи – 13,5 мг/кг та середнього вмісту у ґрунтах орних земель України – 14,5 мг/кг [9].

Запаси Cu у гумусовому шарі становили близькі величини для обох досліджених екосистем – $0,6 \pm 0,2$ г/м² у НПП та $0,4 \pm 0,2$ г/м² у заповіднику. Водночас у складі елювіального горизонту екосистеми НПП «Голосіївський» Cu містилося у 2,1 раза більше, що становило $1,5 \pm 0,4$ г/м² проти $0,7 \pm 0,1$ г/м² у Канівському природному заповіднику.

Розподіл Zn у ґрунтовій системі НПП «Голосіївський» мав свої особливості, що полягав у незначному збільшенні концентрації металу в елювіальному горизонті – $38,5 \pm 1,4$ мг/кг, проти концентрації Zn у гумусовому горизонті $31,7 \pm 2,1$ мг/кг. Це може означати наявність суттєвої вертикальної міграції металу в умовах грабової діброви НПП «Голосіївський». Водночас в екосистемі Канівського природного заповідника в гумусовому горизонті концентрація була вищою у 1,6 раза та становила $28,1 \pm 10,4$ мг/кг проти $17,9 \pm 2,8$ мг/кг в елювіальному горизонті, що може свідчити про слабшу вертикальну міграцію Zn в умовах заповідника та затримку металу у гумусовому шарі. При цьому концентрація Zn у гумусовому шарі обох лісових екосистем виявилася близькою – $31,7 \pm 2,1$ мг/кг та $28,1 \pm 1,4$ мг/кг. Як було показано, іони Zn характеризуються високою міграційною здатністю та рівномірно розподіляються у шарі ґрунту на глибині 0–20 см [15]. Порівняння встановлених величин концентрації Zn в ґрунтах досліджених екосистем не виявило перевищення нормативів ГДК небезпечних речовин у ґрунтах (Постанова КМУ №1325 від 15.12.2021 р.). Також діапазони концентрацій Zn відповідали діапазону фонових величин для орних земель на місці хвойних та широколистяних лісів, що

становлять в середньому 65,1 мг/кг (14,6-44,4 мг/кг) [8]. Також вони були нижчими, ніж величина кларка концентрації Zn для ґрунтів Європи – 62 мг/кг та середнього вмісту у ґрунтах орних земель України – 50,7 мг/кг [9].

Запаси металу у гумусовому шарі суттєво не відрізнялися та становили для НПП «Голосіївський» $1,90 \pm 0,13$ г/м², для Канівського природного заповідника – $1,69 \pm 0,62$ г/м². В елювіальному горизонті екосистеми НПП «Голосіївський» концентрація Zn була у 2,2 раза вищою, ніж в екосистемі Канівського природного заповідника, й становила $38,5 \pm 1,4$ мг/кг проти $17,9 \pm 2,8$ мг/кг. Як наслідок й накопичені запаси металу В елювіальному горизонті екосистемах НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника дорівнювали $8,67 \pm 2,57$ г/м² та $4,03 \pm 0,64$ г/м² відповідно.

Концентрація Ni в генетичних горизонтах ґрунту досліджених модельних екосистем суттєво не відрізнялася: в НПП «Голосіївський» в гумусовому шарі містилося $11,2 \pm 1,1$ мг/кг, в елювіальному – $9,6 \pm 3,3$ мг/кг. Подібна ситуація була характерна для екосистеми Канівського природного заповідника, де в гумусовому шарі ґрунту концентрація Ni становила $8,3 \pm 2,1$ мг/кг, а в елювіальному – була дещо більше, проте різниця є статистично незначущою – $10,5 \pm 3,9$ мг/кг (*Mann–Whitney*, $p = 0,129$). Дані факти свідчать про рівномірність розподілу Ni по шарах ґрунтового профілю та його активну вертикальну міграцію у ґрунтах обох досліджених екосистем. Порівняння встановлених величин концентрації Ni в ґрунтах досліджених екосистем не виявило перевищення нормативів ГДК небезпечних речовин у ґрунтах (Постанова КМУ №1325 від 15.12.2021 р.). Проте концентрація Ni у гумусовому ґрунтовому горизонті екосистеми НПП «Голосіївський» ($11,2 \pm 1,1$ мг/кг) та елювіальному горизонті екосистеми Канівського природного заповідника ($10,5 \pm 3,9$ мг/кг) несуттєво перевищувала фонові величини для орних земель на місці хвойних та широколистяних лісів, що становлять в середньому 9,1 мг/кг (2,7-52,4 мг/кг) [8]. Проте вони були нижчими, ніж величина кларка концентрації Ni для ґрунтів Європи – 20 мг/кг та середнього вмісту у ґрунтах орних земель України – 26,1 мг/кг [9].

У зв'язку з відсутністю суттєвих відмінностей ґрунтів досліджених екосистем грабових дібров за концентрацією Ni, запаси металу у генетичних горизонтах суттєво не відрізнялися. Так у гумусовому шарі НПП «Голосіївський» та Канівському природному заповіднику запаси металу становили $0,67 \pm 0,06$ г/м² та $0,50 \pm 0,13$ г/м². В елювіальному горизонті у зв'язку з його більшою потужністю маса накопиченого металу становила $2,16 \pm 0,73$ г/м² та $2,36 \pm 0,88$ г/м² відповідно.

За концентрацією Cd досліджені лісові екосистеми відрізнялися найбільш суттєво. Особливо це стосується складу елювіального горизонту, де в екосистемі НПП «Голосіївський» концентрація металу була у 5,5 раза вищою та дорівнювала $0,22 \pm 0,02$ мг/кг, проти $0,04 \pm 0,01$ мг/кг у ґрунті Канівського природного заповідника. У гумусовому шарі відмінності за концентрацією Cd становили 2 рази: в екосистемі НПП «Голосіївський» – $0,20 \pm 0,03$ мг/кг, в екосистемі Канівського природного заповідника – $0,10 \pm 0,01$ мг/кг. Крім того, розподіл металу по ґрунтових горизонтах в досліджених екосистемах суттєво відрізнявся, що свідчить про відмінності у характері вертикальної міграції металу. В НПП «Голосіївський» концентрація Cd у гумусовому та елювіальному горизонтах була близькою та становила 0,20-0,22 мг/кг, що свідчить про його активну вертикальну міграцію по ґрунтовому профілю. Водночас в екосистемі Канівського природного заповідника концентрація Cd у гумусовому горизонті була у 2,5 раза вищою та становила $0,10 \pm 0,01$ мг/кг проти $0,04 \pm 0,01$ мг/кг в елювіальному, що свідчить про переважну акумуляцію Cd у гумусовому горизонті та його слабку вертикальну міграцію. Порівняння визначених величин концентрації Cd в ґрунтах досліджених екосистем не виявило перевищення за нормативами ГДК небезпечних речовин у ґрунтах (Постанова КМУ №1325 від 15.12.2021 р.). Водночас для ґрунтів екосистеми НПП «Голосіївський» було встановлено перевищення у 1,5-1,6 раза фонового вмісту Cd для орних ґрунтів Івано-Франківської області, що визначено на рівні 0,136 мг/кг [1]. При цьому визначені нами концентрації Cd у ґрунтах НПП «Голосіївський» цілком

відповідали величині середньоземного кларка концентрації у ґрунтах, встановленому на рівні 0,2 мг/кг [81].

В екосистемі НПП «Голосіївський» в гумусовому шарі було накопичено $0,012 \pm 0,002$ г/м² Cd, в елювіальному горизонті – $0,050 \pm 0,004$ г/м². В Канівському природному заповіднику в гумусовому горизонті містилося $0,006 \pm 0,001$ г/м², в елювіальному – $0,009 \pm 0,003$ г/м².

Для концентрації Pb, як і для Ni, була характерна відсутність суттєвих відмінностей за розподілом по генетичних горизонтах ґрунту досліджених екосистем: в умовах НПП «Голосіївський» концентрація Pb в гумусовому та елювіальному шарах становила $24,7 \pm 9,3$ мг/кг та $25,5 \pm 3,5$ мг/кг відповідно; у ґрунті екосистеми Канівського природного заповідника – $19,6 \pm 2,1$ мг/кг та $20,1 \pm 4,5$ мг/кг відповідно. Таким чином, для Pb також є характерним рівномірний розподіл по ґрунтовому профілю, що підтверджує висновок про активну вертикальну міграцію сполук даного металу по ґрунтовому профілю.

Можна бачити, що концентрація Pb у ґрунті НПП «Голосіївський» є вищою у 1,3 раза у порівнянні з Канівським природним заповідником. Концентрація Pb в ґрунтах досліджених екосистем не перевищувала нормативів ГДК небезпечних речовин у ґрунтах (Постанова КМУ №1325 від 15.12.2021 р.). Проте концентрація Pb в ґрунтах обох екосистем суттєво (для НПП «Голосіївський» – у 1,4 раза) перевищувала величину середнього вмісту Pb у ґрунтах орних земель України, яка встановлена на рівні 17,3 мг/кг [9]. Також концентрація Pb у ґрунтах екосистеми НПП «Голосіївський» у 1,2 раза перевищувала фонові величини для орних земель на місці хвойних та широколистяних лісів, що визначені в середньому на рівні 20,5 мг/кг (6,8-66,0 мг/кг) [8].

В ґрунтах екосистеми НПП «Голосіївський» в гумусовому горизонті зосереджено $1,5 \pm 0,6$ г/м² Pb, в елювіальному горизонті – $5,7 \pm 0,8$ г/м². В Канівському природному заповіднику в гумусовому горизонті даного металу містилося $1,2 \pm 0,1$ г/м², в елювіальному – $4,5 \pm 1,0$ г/м².

Для концентрації Cr, як і для Ni та Pb, була характерна відсутність суттєвих відмінностей за генетичними горизонтами ґрунту досліджених екосистем: в умовах НПП «Голосіївський» концентрація Cr в гумусовому та елювіальному шарах становила $63,9 \pm 5,3$ мг/кг та $52,0 \pm 5,1$ мг/кг відповідно; у ґрунті екосистеми Канівського природного заповідника становила $44,5 \pm 3,8$ мг/кг та $43,3 \pm 2,9$ мг/кг відповідно. Концентрація Cr у гумусовому горизонті екосистеми НПП «Голосіївський» була у 1,4 раза вищою, в елювіальному – у 1,2 раза. Порівняння концентрації Cr у ґрунтах досліджених лісових екосистем виявила суттєве перевищення фонових рівнів для орних ґрунтів України. Зокрема у гумусовому горизонті екосистеми НПП «Голосіївський» концентрація у 2,2 раза перевищує середній рівень для орних земель на місці хвойних та широколистяних лісів [8]. Водночас діапазони концентрацій Cr відповідали величині кларка концентрації для ґрунтів Європи – 63,5 мг/кг або були дещо нижчими, ніж середній вміст у ґрунтах орних земель України – 74,7 мг/кг [9].

В екосистемі НПП «Голосіївський» в гумусовому горизонті було зосереджено $3,8 \pm 0,3$ г/м² Cr, в елювіальному горизонті – $11,7 \pm 2,3$ г/м². В Канівському природному заповіднику в гумусовому горизонті містилося $2,7 \pm 0,7$ г/м², в елювіальному – $9,7 \pm 0,7$ г/м².

Таким чином, для Cr, Ni та Pb в умовах досліджених екосистем грабових дібров є характерним рівномірний розподіл по ґрунтових горизонтах, що може свідчити про наявність активної вертикальної міграції цих металів та їх вимивання до ґрунтових вод, що може створювати умови доступності для поглинання кореневою системою рослин. При цьому за концентрацією Ni у ґрунті модельні лісові екосистеми суттєво не відрізнялися. Для Cu була характерна акумуляція у верхньому гумусовому шарі та слабка вертикальна міграція по ґрунтовому профілю, більш виражена в умовах екосистеми Канівського природного заповідника.

Лише для Zn та Cd у досліджених екосистемах були характерні відмінності у розподілі за ґрунтовим профілем та характером вертикальної міграції. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» концентрація Zn зростала в

елювіальному горизонті. Концентрація Cd характеризувалися рівномірним розподілом по ґрунтовому профілю, коли в гумусовому та елювіальному горизонтах концентрації були близькими. Водночас в умовах екосистеми Канівського природного заповідника спостерігали акумуляцію Zn та Cd у складі гумусового горизонту. При цьому ґрунт грабової екосистеми Канівського природного заповідника характеризувався суттєво нижчою концентрацією даних металів, у порівнянні з екосистемою НПП «Голосіївський».

За абсолютними величинами концентрації досліджених важких металів в умовах модельних лісових екосистем Середнього Придніпров'я перевищення нормативів ГДК небезпечних речовин у ґрунтах не виявлено. Концентрація Cu та Zn відповідала фоновим величинам вмісту для орних ґрунтів України та Європи. Несуттєве перевищення фонових рівнів зафіксовано для Ni та Cd у ґрунтах НПП «Голосіївський». Найбільш суттєве перевищення фонових рівнів виявлено у ґрунтах НПП «Голосіївський» для Pb та Cr.

3.2 Лізиметричний аналіз вертикальної міграції важких металів

В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» максимальна концентрація металів у ґрунтових водах була характерна для червня-серпня 2021 р. (табл. 3.2). Причому підвищення концентрації окремих металів відбувалося несинхронно. Так, у червні максимальна концентрація була зафіксована для Pb та Zn, що становила $6,5 \pm 0,8$ мг/л та $33,2 \pm 4,0$ мг/л відповідно. У липні високі концентрації спостерігали для Cu, Ni та Zn – $8,39 \pm 0,65$ мг/л, $4,81 \pm 0,59$ мг/л та $33,5 \pm 4,1$ мг/л відповідно. У серпні, для Cd та Cr – $0,41 \pm 0,05$ мг/л та $13,38 \pm 1,63$ мг/л відповідно. Це може бути пов'язано зі змінами хімічного складу ґрунтових розчинів, оскільки показано, що концентрації Cu у лізиметричних водах корелює з вмістом розчиненої органічної речовини, тоді як рухливість Zn та Pb залежить від їх рН. Для Pb показано значний зв'язок з кількістю атмосферних опадів [70].

В умовах екосистеми Канівського природного заповідника максимальні концентрації важких металів у ґрунтових водах були характерні для листопада-грудня 2022 р. Показано, що найвищі концентрації Cu, Pb та Zn в ґрунтових

розчинах характерні для травня-червня [70]. Інші автори повідомляють про підвищення концентрації Zn, Cd і Ni в кінці літа або восени, що, ймовірно, пов'язано вимиванням металів зі свіжого листяного опаду [52].

Таблиця 3.2

**Концентрація важких металів (мг/л) у лізіметричних водах екосистем
грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного
заповідника**

Дата відбору	Об'єм, л	Cu		Cd		Pb		Ni		Cr		Zn	
		X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
НПП «Голосіївський»													
02.2021	0,586	3,80	0,45	0,17	0,02	1,37	0,17	0,35	0,04	2,02	0,25	11,0	1,3
05.2021	0,245	4,35	0,32	0,19	0,02	3,22	0,39	1,83	0,22	5,94	0,73	24,7	3,0
06.2021	0,130	1,23	0,12	0,09	0,01	6,52	0,79	2,08	0,25	5,72	0,70	33,2	4,0
07.2021	0,127	8,39	0,65	0,10	0,01	1,13	0,14	4,81	0,59	2,66	0,32	33,5	4,1
08.2021	0,144	3,98	0,22	0,41	0,05	3,85	0,47	0,07	0,01	13,38	1,63	21,0	2,6
12.2021	0,120	4,45	0,81	0,18	0,02	3,32	0,40	1,73	0,21	5,84	0,71	24,9	3,0
Середнє		4,35	0,43	0,19	0,02	3,22	0,39	1,83	0,22	5,94	0,73	24,7	3,0
Канівський природний заповідник													
07.2022	0,412	0,99	0,12	0,11	0,01	1,76	0,20	0,26	0,03	2,31	0,28	7,9	1,0
09.2022	1,05	1,89	0,23	0,06	0,01	1,89	0,21	1,50	0,18	0,95	0,12	3,9	0,5
11.2022	0,53	2,26	0,28	0,13	0,02	2,12	0,24	2,83	0,35	1,69	0,21	9,6	1,2
12.2022	0,495	2,19	0,27	0,16	0,02	2,68	0,30	2,28	0,28	4,70	0,57	8,8	1,1
05.2023	0,44	1,22	0,15	0,07	0,01	1,02	0,12	1,84	0,22	0,78	0,09	9,3	1,1
Середнє		1,71	0,21	0,10	0,01	1,89	0,21	1,74	0,21	2,08	0,25	7,9	1,0

Порівняння досліджених екосистем показало, що концентрації всіх важких металів, крім Ni, у ґрунтових водах екосистеми НПП «Голосіївський» були вищими у 1,7-3,1 раза. Найбільші відмінності були характерні для Zn, середня концентрація якого у лізіметричних водах НПП «Голосіївський» становила $24,7 \pm 3,0$ мг/л, у Канівському природному заповіднику була у 3,1 раза меншою – $7,9 \pm 1,0$ мг/л.

Таблиця 3.3

Величина потоків вертикальної міграції важких металів (г×га⁻¹) у лізиметричних водах екосистем грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Дата відбору	Cu		Cd		Pb		Ni		Cr		Zn	
	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
НПП «Голосіївський»												
02.2021	22,3	2,6	1,00	0,12	8,1	1,0	2,05	0,25	11,8	1,4	64,2	7,8
05.2021	10,7	0,8	0,47	0,06	7,9	1,0	4,48	0,55	14,6	1,8	60,4	7,4
06.2021	1,6	0,2	0,12	0,01	8,5	1,0	2,70	0,33	7,4	0,9	43,2	5,3
07.2021	10,7	0,8	0,13	0,02	1,4	0,2	6,11	0,75	3,4	0,4	42,5	5,2
08.2021	5,7	0,3	0,59	0,07	5,6	0,7	0,10	0,01	19,3	2,4	30,3	3,7
12.2021	5,2	1,0	0,23	0,03	3,9	0,5	2,19	0,27	7,1	0,9	29,6	3,6
Річний ґрунтовий стік, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹	56,1	5,7	2,55	0,31	35,2	4,3	17,63	1,90	63,6	6,3	270,2	25,1
Канівський природний заповідник												
07.2022	4,1	0,5	0,44	0,05	7,2	0,8	1,1	0,1	9,5	1,2	32,6	1,0
09.2022	19,8	2,4	0,59	0,07	19,9	2,2	15,7	1,9	10,0	1,2	40,9	0,5
11.2022	12,0	1,5	0,71	0,09	11,2	1,3	15,0	1,8	9,0	1,1	51,1	1,2
12.2022	10,9	1,3	0,80	0,10	13,3	1,5	11,3	1,4	23,3	2,8	43,8	1,1
05.2023	5,4	0,7	0,30	0,04	4,5	0,5	8,1	1,0	3,4	0,4	40,9	1,1
Річний ґрунтовий стік, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹	52,1	6,4	2,83	0,35	56,1	6,3	51,14	6,24	55,1	6,7	209,3	4,8

Лізиметричний аналіз ґрунтових вод дозволив оцінити величину потоків вертикальної міграції важких металів до елювіального горизонту ґрунту досліджених екосистем. У зв'язку з тим, що за відсутності рясних атмосферних опадів лізиметри не дозволяли отримати достатньої кількості лізиметричних вод, слід враховувати, що отримані величини потоків є дещо заниженими.

Встановлено, що за обсягами вимивання Cu, Cd та Cr з верхніх горизонтів ґрунту досліджені екосистеми грабових дібров суттєво не відрізнялися, що може свідчити про загальні регіональні особливості міграції цих важких металів у сірих лісових ґрунтах лісових екосистем Середнього Придніпров'я. Водночас міграція з ґрунтовим стоком Ni значно відрізнялася, потік якого до елювіального

горизонту в умовах екосистеми Канівського природного заповідника протягом року склав $51 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що у 2,9 раза є вищим, ніж в умовах екосистеми НПП «Голосіївський», де він складав $18 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Також в умовах Канівського природного заповідника у 1,6 раза більш інтенсивно проходить вимивання Рb, втрати якого становлять $56 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ проти $35 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ в НПП «Голосіївський». Водночас для екосистеми НПП «Голосіївський» є характерним більш активне вимивання Zn, де протягом року втрати металу становили $270 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, у той час як в умовах екосистеми Канівського природного заповідника вони оцінювалися у $209 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Подібні величини було описано для ґрунтів в районі мідетопного заводу м. Легниця (Польща). Зокрема показано, що річний потік вимивання Cu становив $640\text{-}950 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{га}^{-1}$, що, як зазначають автори, на порядок перевищує величини, характерні для незабруднених територій [70]. Річний ґрунтовий стік Zn на забрудненій ділянці досягав $710 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{га}^{-1}$. На менш забрудненій – щорічне вимивання Zn досягло $90\text{-}95 \text{ г/га}$. Водночас Рb вимивався в найменших кількостях, в середньому $99\text{-}233 \text{ мг/м}^2$ на місяць, що давало річні потоки у діапазоні $120\text{-}280 \text{ г/га}$ [70].

3.3 Оцінка вологого осадження важких металів з атмосферними опадами

Вологе осадження з атмосферними опадами є основним шляхом надходження важких металів до наземних екосистем. Показано, що на даний час в умовах Центральної Європи процеси вологого осадження важких металів домінують над потоками сухого осадження. Ця тенденція відображає скорочення викидів важких металів і відповідає тенденціям зниження концентрації металів в атмосферному повітрі в Європі [64]. При цьому саме транскордонне перенесення атмосферних мас та вологе осадження визначає надходження, накопичення та міграцію більшості хімічних елементів у європейських лісових екосистемах визнано саме вологе осадження з атмосферними опадами [38, 121].

Концентрація всіх проаналізованих важких металів, крім Ni, у воді атмосферних опадів на території НПП «Голосіївський» значно перевищувала

величини, характерні для Канівського природного заповідника (Додаток А, табл. 1). Найбільш суттєві відмінності були характерні для Zn та Cu, середні концентрації які в НПП «Голосіївський» становили $51,6 \pm 9,6$ мкг/л та $9,8 \pm 2,1$ мкг/л, що у 2,3-2,4 рази є більше, ніж середня концентрація в умовах Канівського природного заповідника – $21,4 \pm 2,6$ мкг/л та $4,2 \pm 1,2$ мкг/л. Визначені концентрації Zn в умовах Канівського природного заповідника в цілому відповідали діапазону концентрацій для фонових територій Франції – 4,7-19,0 мкг/л [38]. У промислових районах концентрація даного металу у воді атмосферних опадів може бути на три порядки вищою, що в умовах м.Ізмір (Туреччина) досягала 733 ± 481 мкг/л [95].

Також значні відмінності у 2,2 рази було встановлено для вмісту Cu та Cr, середня концентрація яких у воді атмосферних опадів з екосистеми НПП «Голосіївський» становила $13,2 \pm 2,1$ мкг/л та $9,9 \pm 2,0$ мкг/л відповідно. У той час як в умовах Канівського природного заповідника їх середня концентрація дорівнювала $6,6 \pm 0,8$ мкг/л та $4,5 \pm 1,1$ мкг/л. Встановлений діапазон концентрацій Cu 0,5-7,3 мкг/л для Канівського природного заповідника в цілому відповідав середнім значенням концентрації, які є характерними для Атлантичного узбережжя Франції (Arcachon), що становлять 2,1 мкг/л. Водночас для узбережжя Північного моря Британії величина може сягати 17 мкг/л [44].

Концентрація Pb та Cd були вищими у 1,4-1,7 рази та для НПП «Голосіївський» становили $10,0 \pm 1,9$ мкг/л та $0,41 \pm 0,12$ мкг/л відповідно. Для екосистеми Канівського природного заповідника їх величини дорівнювали $6,0 \pm 0,7$ мкг/л та $0,30 \pm 0,04$ мкг/л відповідно. Визначена середня концентрація Pb та Cd у досліджених екосистемах відповідала діапазону концентрацій для фонових територій Франції, що становила для Pb – 1,1-6,5 мкг/л, Cd – 0,03-0,2 мкг/л, [38]. У промислових районах концентрація Pb та Cd у воді атмосферних опадів може бути на два-три порядки вищою, що в умовах м.Ізмір (Туреччина) досягала 111 мкг/л та 8 мкг/л відповідно [95].

Середня концентрація Ni у воді атмосферних опадів досліджених екосистем статистично значимо не відрізнялася та становила $4,5 \pm 0,9$ мкг/л для

екосистеми НПП «Голосіївський» та $4,1 \pm 0,4$ мкг/л для екосистеми Канівського природного заповідника (*Mann–Whitney*, $p = 0,684$). Встановлений діапазон чітко відповідав середній концентрації Ni в атмосферних опадах фонових регіонів Франції, що становила $4,4 \pm 3,8$ мкг/л [38], у той час, як у промислових районах його концентрація досягає 39 мкг/л [95].

Аналіз сезонної динаміки змін концентрації металів показав, що в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» не спостерігається статистично значущих змін для Cd, Cr, (*ANOVA*, $p = 0,09-0,12$). В умовах Канівського природного заповідника сезонні закономірності були відсутні для Cd та Pb (*ANOVA*, $p = 0,08-0,15$).

Для концентрації Cu, Ni, Pb та Zn у воді атмосферних опадів з екосистеми НПП «Голосіївський» була виявлена сезонна динаміка, яка для Cu Zn та Pb характеризувалася тенденцією до підвищення протягом вегетаційного сезону, коли максимальні рівні були характерні для літнього-осіннього періоду, що може бути пов'язаним з процесами вимивання сполук металів з фітомаси пологу лісу (рис. 3.1).

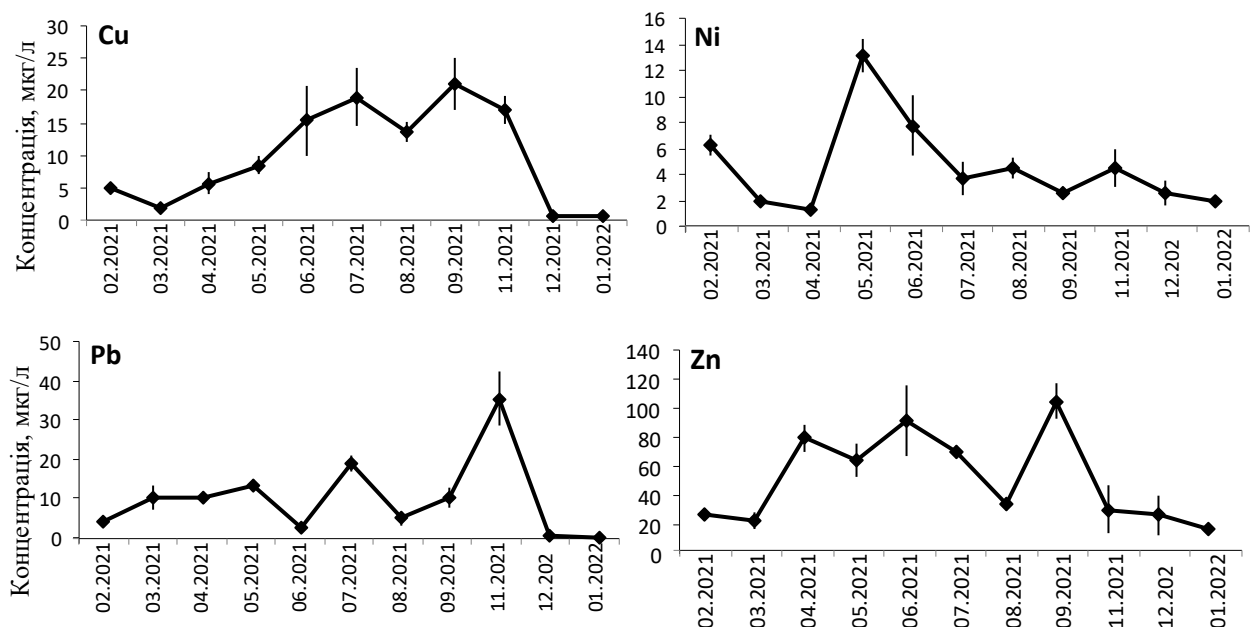


Рис. 3.1. Річна динаміка концентрації важких металів у воді атмосферних опадів екосистем НПП «Голосіївський»

Лише для Ni було виявлено зворотну тенденцію, коли його концентрація у воді атмосферних опадів була максимальною на початку вегетаційного сезону у травні-червні, після чого відбувалося поступове зниження його концентрації. Така сезонна динаміка може також відображати процеси вимивання металу з молодого листя, оскільки основне накопичення Ni відбувається під час його розпускання та росту шляхом кореневого поглинання з ґрунту (див. розд. 5.1).

Для концентрації Cu, Ni, Cr та Zn у воді атмосферних опадів з екосистеми Канівського природного заповідника була виявлена сезонна динаміка, яка для Cu та Cr характеризувалася тенденцією до підвищення протягом вегетаційного сезону, коли максимальні рівні були характерні для літнього – осіннього періоду (рис. 3.2). Концентрація Ni, подібно до екосистеми НПП «Голосіївський» показала зростання від початку вегетаційного сезону. Для Zn було характерним зростання концентрації у воді атмосферних опадів у жовтні-грудні.

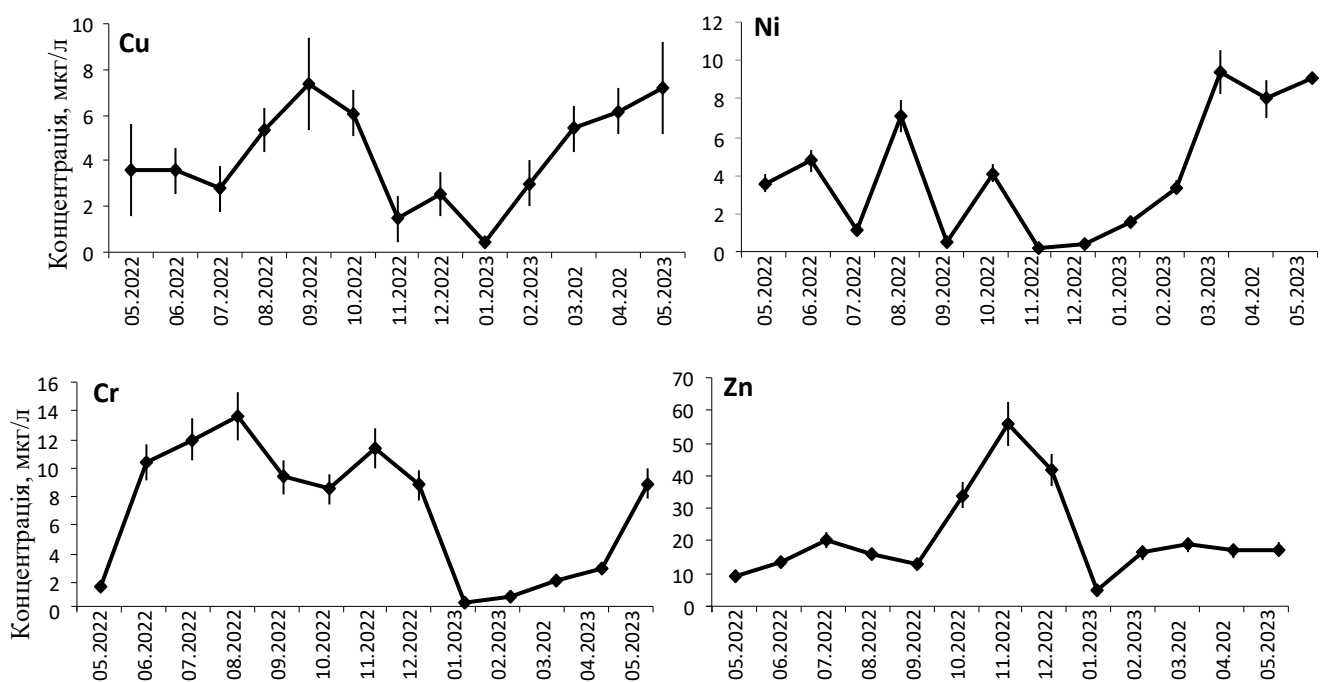


Рис. 3.2. Річна динаміка концентрації важких металів у воді атмосферних опадів екосистеми Канівського природного заповідника

Відомо, що концентрація важких металів у воді атмосферних опадів залежить від їх рясності. Зокрема, вода атмосферних опадів після посушливого періоду зазвичай містить вищу концентрацію важких металів [119]. Показано, що сама по собі тривалість та кількість опадів не впливає на концентрацію важких металів, оскільки вимивання твердих частинок та аерозолів з повітря відбувається на початку дощу, тобто перші 2,5 мм опадів. Проте, сильні та тривалі опади у лісових екосистемах зумовлюють більш інтенсивне вимивання важких металів з листяної фітомаси, що призводить до зростання концентрації важких металів під пологом лісу [127]. Зіставлення динаміки концентрації та кількості опадів за місяць показало наявність негативної залежності між концентрацією Pb та кількістю опадів, що свідчить про відсутність суттєвого вимивання даного металу з фітомаси полого лісу обох досліджених екосистем грабових дібров (рис. 3.3).

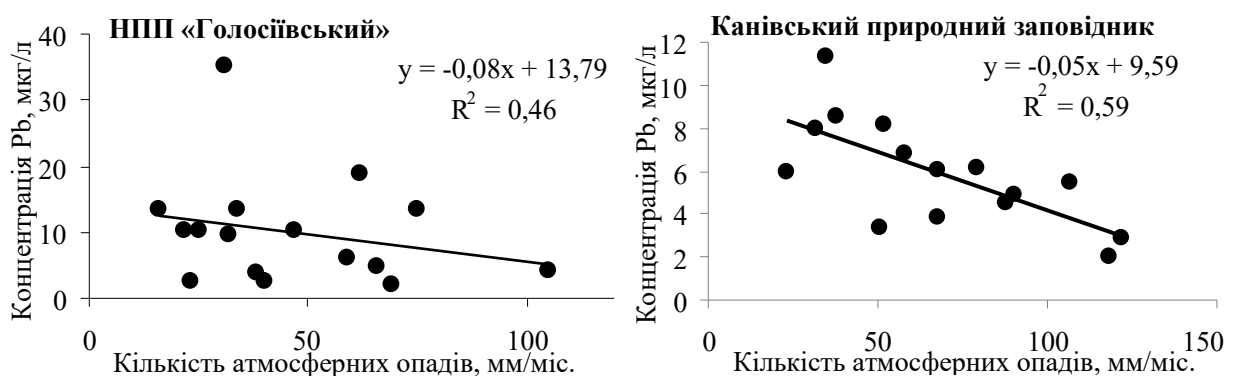


Рис. 3.3. Залежність концентрації Pb від кількості атмосферних опадів

Дані хімічного складу атмосферних опадів та їх кількості дозволили оцінити величину річних потоків важких металів, що надійшли до досліджених екосистем. Як було показано багатьма авторами, саме вологе осадження з атмосфери є основним шляхом надходження хімічних елементів для екосистем суходолу [44, 64, 84].

Для всіх проаналізованих важких металів обсяги їх надходження з атмосферними опадами до обох досліджених лісових екосистем показали близькі величини (крім Zn, осаджена кількість якого в умовах НПП «Голосіївський» є у 1,3

раза більшою). При цьому, як було показано вище, концентрація всіх металів у воді атмосферних опадів, зібраних в НПП «Голосіївський» є у 1,4-2,4 раза вищою. Ймовірно, це пов'язано з більшою кількістю опадів у Канівському природному заповіднику (у 1,7 раза) порівняно з умовами мегаполіса міста Києва, в яких перебуває грабова діброва НПП «Голосіївський» (особливо у зимовий період). Таким чином, на обсяги вологого осадження металів з атмосферними опадами в масштабах великих лісових масивів більший вплив має регіональний (а можливо й глобальний) перенесення забруднювачів з атмосферними масами, ніж локальні викиди з окремих джерел забруднення повітря, що розташовані у безпосередній близькості до лісової екосистеми. Відомо, що деревні насадження ефективно затримують та осаджують з атмосфери тверді частки та аерозолі, що зумовлює різке зниження їх концентрації в масштабах сотень метрів [89]. Обрані модельні екосистеми, в тому числі модельний виділ грабової діброви НПП «Голосіївський», є віддаленими від потужних організованих джерел забруднення атмосферного повітря. Крім того, показано, що концентрація важких металів, зокрема Cd у ґрунті, з віддаленням від точкового джерела забруднення атмосферного повітря зменшується нелінійно. Тому для розподілу важких металів є характерною складна плямиста просторова структура розподілу при осадженні з атмосферного повітря [116].

Порівняння отриманих величин потоків вологого осадження важких металів з опублікованими даними інших авторів виявило суттєві відмінності для різних регіонів Європи. Зокрема, загальне річне надходження Cu з атмосфери для екосистеми НПП «Голосіївський» становить $49,4 \pm 8,0 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, для Канівського природного заповідника – $42,2 \pm 7,9 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Водночас для Атлантичного узбережжя Франції (Arcаһon) ця величина оцінена лише у $3,21 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ [38].

Загальне річне надходження Cd до екосистеми НПП «Голосіївський» становить $2,19 \pm 0,41 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, до екосистеми Канівського природного заповідника – $2,69 \pm 0,17 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Для Атлантичного узбережжя Франції (Arcаһon) ця величина оцінена лише у $0,08 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ [38], для фонових регіонів сільської місцевості Франції – $0,46 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ [44]. Середньоєвропейські показники вологого осадження Cd з атмосфери оцінено у $0,35 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ [117]. Водночас для екосистеми грабово-дубової

діброви в околицях Кракова (Польща) ця величина оцінена у $3,3-4,0 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ для відділених ділянок, та $4,5-7,1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ для передмістя [108].

Загальне річне надходження Pb до екосистеми НПП «Голосіївський» становить $50,8 \pm 6,42 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, до екосистеми Канівського природного заповідника – $49,6 \pm 3,0 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Для Атлантичного узбережжя Франції (Arcanon) ця величина оцінена лише у $1,03 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ [38], для фонових регіонів сільської місцевості Франції – $9,16 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ [44]. Водночас для екосистеми грабово-дубової діброви в околицях Кракова ця величина становить $90-170 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ для відділених ділянок, та $180-260 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ для передмістя [108].

Загальне річне надходження Ni до екосистеми НПП «Голосіївський» становить $29,1 \pm 4,1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, до екосистеми Канівського природного заповідника – $38,75 \pm 4,09 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Для Атлантичного узбережжя Франції (Arcanon) ця величина оцінена лише у $3,2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ [38].

Загальне річне надходження Zn до екосистеми НПП «Голосіївський» становить $265,5 \pm 36,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, до екосистеми Канівського природного заповідника – $207,2 \pm 15,6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Для фонових регіонів сільської місцевості Франції ця величина є на порядок меншою – $28,5 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ [38], для Атлантичного узбережжя Франції (Arcanon) є дещо вищою – $71 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ [44].

Таким чином, незважаючи на порівняно низькі концентрації важких металів у складі атмосферних опадів визначених лісових екосистем Середнього Придніпров'я, річні обсяги потоків важких металів показали значне перевищення у порівнянні з величинами, характерними для фонових територій Європи. Це підтверджує загальний негативний стан забруднення атмосферного повітря в Україні в цілому [2, 90]. Відсутність суттєвих відмінностей обох досліджених екосистем за обсягами вологого осадження важких металів пояснюється регіональним атмосферним перенесенням забруднювачів, коли навіть заповідні території піддаються забрудненню техногенними викидами, що може призводити до їх деградації, що необхідно враховувати при проведенні природоохоронних заходів.

РОЗДІЛ 4

ДИНАМІКА ПРОЦЕСІВ ФОРМУВАННЯ ЛІСОВОЇ ПІДСТИЛКИ ГРАБОВИХ ДІБРОВ НПП «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» ТА КАНІВСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА

У четвертому розділі проведено аналіз параметрів, що характеризують процеси формування та деструкції лісової підстилки в умовах грабових дібров лісових екосистем визначених природно-заповідних територій правобережжя Середнього Придніпров'я. Встановлено сезонні та річні закономірності особливостей динаміки запасів підстилки та її структури. Оцінені річні запаси лісової підстилки грабової діброви Канівського природного заповідника у 1,5-2,0 рази перевищували її обсяги, характерні для екосистеми НПП «Голосіївський». При цьому максимальна маса опалого листя у складі листяного шару в екосистемі НПП «Голосіївський» становила 0,30-0,31 кг/м², або 64-67% маси листяного шару. У Канівському природному заповіднику маса опалого листя була майже у 3 рази вищою та становила 0,87-0,92 кг/м², або 37-55% маси листяного шару, що свідчить про сповільнені процеси розкладання листяного опаду в умовах НПП «Голосіївський» у 1,6-1,7 рази.

Аналіз показників інтенсивності процесів мінералізації підстилкового матеріалу за коефіцієнтом інтенсивності розпаду k показав, що в умовах екосистеми Канівського природного заповідника швидкість розпаду підстилки є вищою у 1,5 рази та становить 0,90-1,08 кг/сезон, у той час, як для екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» коефіцієнт k дорівнював 0,57-0,74 кг/сезон. За показником миттєвого розпаду підстилки k' швидкість розкладання підстилки в умовах екосистеми Канівського природного заповідника була у 1,6-2,0 рази більше та становила 0,0043-0,0045 кг/день, для екосистеми НПП «Голосіївський» – 0,0021-0,0027 кг/день.

4.1 Динаміка запасів лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський»

Лісова підстилка є гетерогенним утворенням, яке складається переважно з відмерлих частин рослин, які втрачаються в ході закономірних сезонних процесів росту рослин. За визначенням Ю.М. Чернобая (2000) [16] до складу листяного опаду включають листя, квітки, плоди та насіння, дрібні гілки та молоді пагони. Переважаючою частиною листяного опаду виступає власне листя, втрата рослинами якого визначається сезонним ходом онтогенезу рослини. Також протягом року рослини формують та періодично втрачають інші недерев'яні частини пагонів – квітки та їх частини, плоди та насіння та молоді пагони. В певні фенологічні періоди втрата таких частин може мати масовий характер. До складу опаду також включають дерев'яні частини рослин – дрібні та середні гілки, які неперіодично втрачаються рослинами протягом року внаслідок дії стихійних явищ, впливу тварин, хвороб та шкідників [6]. Тому в представлений роботі ми будемо уникати поняття листяного опаду, використовуючи ширше – річний опад, яке включає відмерлі частини рослин, що закономірно втрачаються деревами протягом року, та відповідає поняттю *annual litterfall* згідно [66], а для опису фракції листя у складі лісової підстилки використовуємо вужче поняття листяний опад.

Лісова підстилка на дослідженій ділянці грабової діброви НПП «Голосіївський» протягом року характеризувалася вираженою структурою, легко розділялася на листяний (L) та ферментований шари (F). Річна динаміка запасів підстилки мала виражені періоди з переважанням процесів накопичення або розкладання, що в цілому є характерним для широколистяних лісів помірного кліматичного поясу. Початок формування нової річної підстилки реєстрували у липні (2019 р.) – серпні (2021, 2022 рр.), коли після тривалого періоду зниження її обсягів та досягнення у червні-липні мінімальних показників її запасів, починалося поступове накопичення, що забезпечувалося опаданням листя з нижньої частини крон дерев [11], особливо за умов посушливих кліматичних умов наприкінці літа. Обсяги підстилки досягали максимальних

запасів у жовтні (2019, 2020 рр.), листопаді (2018 р.), або на початку грудня (2022 р.), після чого розпочинався тривалий період поступового її розкладання, до досягнення мінімальних показників у червні-липні (додаток А).

У 2018 р. з вересня по листопад обсяг лісової підстилки зріс з $0,61 \pm 0,06$ кг/м² до $0,92 \pm 0,07$ кг/м² (у 1,5 раза). Протягом зимового періоду загальні обсяги лісової підстилки суттєво не змінилися і станом на 17 лютого 2019 р. становили $0,84 \pm 0,07$ кг/м² (зменшення на 8,7 %). Водночас незважаючи на практично стабільні обсяги лісової підстилки, відбувся перерозподіл відмерлої речовини між листяним та ферментованим шарами підстилки. Так у грудні 2018 р. обсяг листяного шару скоротився на 27% з $0,59 \pm 0,07$ кг/м² до $0,42 \pm 0,05$ кг/м². На противагу, маса ферментованого шару підстилки зросла на 28% з $0,33 \pm 0,07$ кг/м² у листопаді, до $0,47 \pm 0,05$ кг/м² у січні 2019 р. Починаючи з лютого 2019 р. обсяги підстилки щомісяця зменшувалися на 6-7%. Протягом місяця з травня по червень 2019 р. відбулося стрімке скорочення загального обсягу підстилки на 30% за рахунок розкладу як ферментованого, так і листяного шарів. В результаті маса підстилки досягнула мінімальних показників у $0,27 \pm 0,06$ кг/м², або 54% від початкової кількості станом листопад 2018 р. Після чого з липня 2019 р. розпочався етап формування нової лісової підстилки. У вересні-жовтні 2019 р. маса листяного шару починає переважати над масою ферментованого, що свідчить про інтенсивне накопичення листяного опаду із одночасним гальмуванням процесів мінералізації підстилки (рис. 4.1).

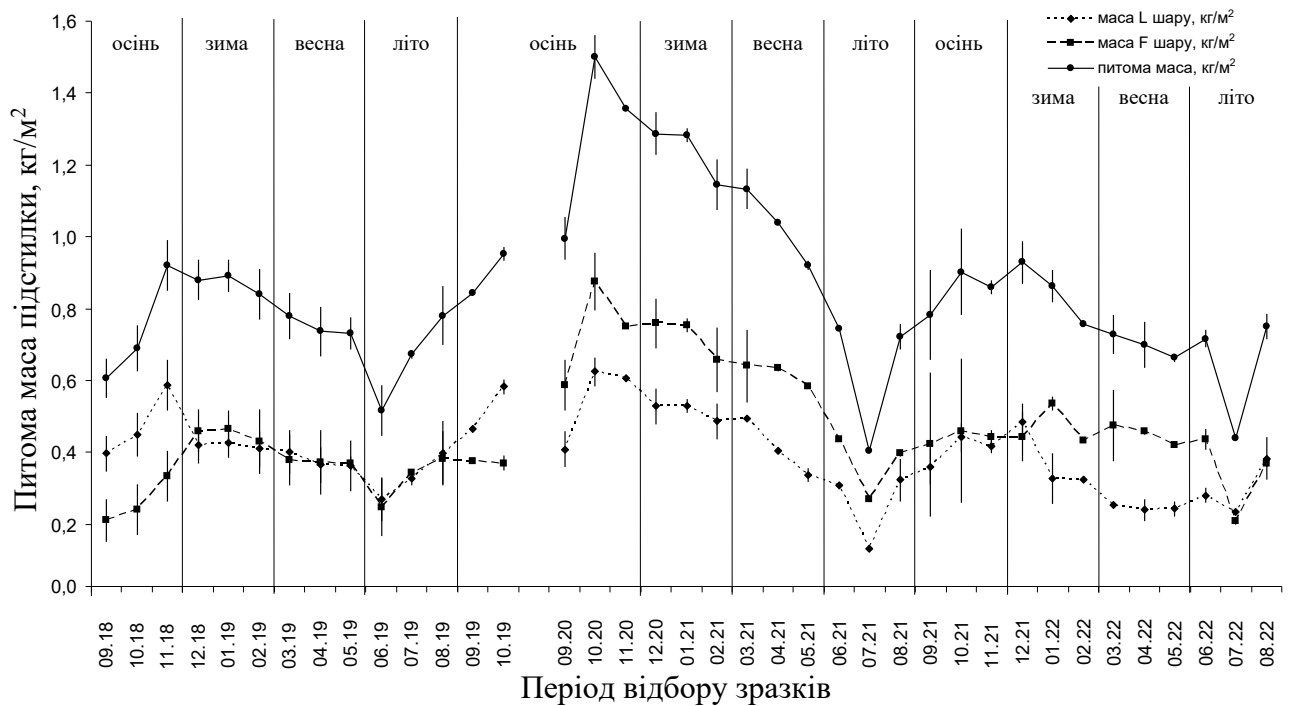


Рис. 4.1. Річна динаміка маси лісової підстилки та її складових шарів в умовах грабової діброви НПП «Голосіївський»

У вересні 2020 р. обсяги лісової підстилки суттєво не відрізнялися від вересня 2019 р. ($0,99 \pm 0,06$ кг/м² та $0,95 \pm 0,02$ кг/м² відповідно). Проте у жовтні в Голосіївському лісі відбулося швидке опадання листя, завдяки чому маса підстилки стрімко зростає у 1,5 раза та сягнула величини $1,50 \pm 0,06$ кг/м². Надалі протягом листопада-грудня 2020 р. обсяг підстилки скоротився на 15% та стабілізувався на період грудень 2020 р. – січень 2021 р. на рівні 1,28-1,29 кг/м². У зв'язку з відсутністю морозів та значними обсягами атмосферних опадів протягом січня-лютого 2021 р. процеси розкладу підстилки проходили інтенсивно, що призвело до скорочення її запасів у лютому на 11% до $1,14 \pm 0,07$ кг/м². Починаючи з квітня 2021 р. спостерігається активний розпад лісової підстилки, в результаті чого щомісяця втрачалось: квітень – 8%, травень – 11%, червень – 19%, липень – 46% від маси підстилки попереднього місяця. У липні 2021 р. обсяг лісової підстилки скоротився до $0,40 \pm 0,01$ кг/м², або на 73% від початкової кількості станом на жовтень 2020 р.

Накопичення підстилки у 2021 р. розпочалося у серпні, коли станом у серпні 2021 р. маса підстилки зросла у 1,8 раза та досягнула величини $0,72 \pm 0,04$ кг/м². Надалі через розтягнутий в часі період активного опадання листя поступове накопичення лісової підстилки спостерігали до середини грудня 2021 р., коли її обсяги сягнули $0,93 \pm 0,06$ кг/м², а маса листяного шару перевищила величину маси ферментованого. Починаючи із січня 2022 р. маса підстилки почала скорочуватися: січень – на 7%, лютий – 12%, березень – 4%, квітень – 4%, травень – 5%. У червні 2022 р. спостерігається незначне зростання запасів підстилки на 7,5% у зв'язку з опаданням молодих пагонів та листя. У липні 2022 р. запаси лісової підстилки досягнули мінімальних показників – $0,23 \pm 0,01$ кг/м², або на 52% від початкової кількості станом на грудень 2021 р.

Порівняння динаміки формування та розкладання лісової підстилки в умовах НПП «Голосіївський» за окремими роками виявило як особливості, що відображають відмінності продуктивності даної лісової екосистеми за окремими роками, так і спільні риси, характерні для процесів розкладання лісової підстилки даної екосистеми. Відомо, що обсяги сформованої лісової підстилки безпосередньо відображають величину первинної продукції лісових екосистем листяних лісів помірного клімату [34, 96]. У 2018, 2019 та 2022 рр. продуктивність грабової діброви за обсягами сформованої лісової підстилки була близькою та становила $0,92 \pm 0,07$ кг/м², $0,95 \pm 0,02$ кг/м², $0,93 \pm 0,06$ кг/м². Водночас у жовтні 2020 р. обсяги сформованої лісової підстилки збільшилися у 1,6 раза і досягали $1,50 \pm 0,06$ кг/м². Подібні величини в цілому характерні для лісових екосистем із домінуванням граба. Зокрема на околицях Кракова у грабово-дубових лісах в районах «Rajsko» та «Mogilany» у 1998 р. були відмічені близькі величини сформованої річної підстилки 1,47-1,41 кг/м², у 1999 – 1,21-1,63 кг/м², у 2000 – 129-138 кг/м².

Водночас для мінімальних запасів підстилки були характерні незначні відмінності за дослідженими роками. При цьому, попри значний обсяг сформованої підстилки восени 2020 р., влітку 2021 р. її залишки станом на липень становили лише $0,403 \pm 0,007$ кг/м² (у порівнянні – у червні 2019 р. вони

становили $0,516 \pm 0,070$ кг/м²). Таким чином, швидкість руйнування підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» суттєво відрізняється за роками та потребує детальної оцінки. Навіть за умови формування значних обсягів підстилки восени, процеси розпаду призводять до формування стабільних величин. Можна припустити, що в такому випадку включаються механізми саморегуляції системи, коли значні обсяги листяного опаду призводять до формування умов, які сприяють швидшому розпаду підстилки. Водночас незначна маса осіннього листяного опаду призводить до гальмування процесів розпаду відмерлої речовини.

Вміст органічної речовини підстилки більш точно відображає процеси формування/розкладання підстилки та її компонентів, враховуючи не лише кількість опаду, а й зміни його якісного складу. Під час формування нової річної підстилки у 2018 р. з вересня по листопад обсяг органічної речовини зріс з $0,44 \pm 0,07$ кг/м² до $0,60 \pm 0,09$ кг/м² (у 1,4 раза). Протягом зимового періоду, попри те, що загальна маса лісової підстилки суттєво не змінилася (станом на 17 лютого 2019 р. знизилася на 8,7%), запаси органічної речовини щомісяця стабільно зменшувалися: у грудні – на 11%, у січні – на 8%, лютому – на 18%, та досягли у лютому величини $0,41 \pm 0,06$ кг/м², що становило 68% від початкового запасу органічної речовини станом на листопад 2018 р. (рис. 4.2). Показано, що стійкий сніговий покрив сприяє розкладанню підстилки [29, 129]. З іншого боку, відсутність стійкого промерзання ґрунту та достатня кількість атмосферних опадів взимку, як це спостерігалось протягом 2021-2024 рр., призводять до продовження періоду активної мінералізації органічної речовини підстилки у зимовий період.

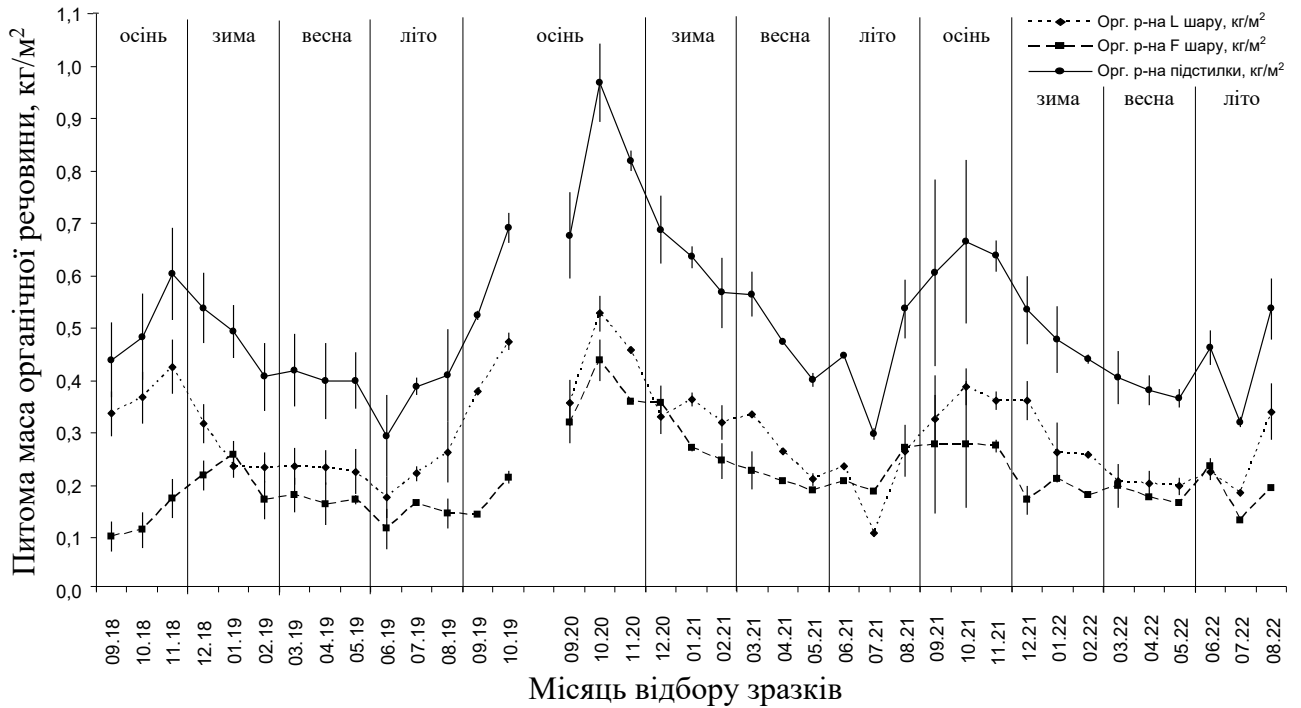


Рис. 4.2 Річна динаміка маси органічної речовини лісової підстилки та її складових шарів в умовах грабової діброви НПП «Голосіївський»

Як видно з рис. 4.2, таке зниження відбувалося за рахунок руйнування органічної речовини листяного шару та її поступового накопичення у ферментованому шарі. З лютого по травень 2019 р. загальний обсяг органічної речовини в лісовій підстилці залишався практично незмінним і становив 0,40-0,42 кг/м², що відповідає вмісту органічної речовини 48,5-55,0% від загальної маси підстилкового матеріалу (це мінімальний вміст органічної речовини у підстилці протягом сезону). З початком активного вегетаційного сезону з травня по червень 2019 р. відбулося стрімке скорочення маси органічної речовини підстилки на 25% за рахунок розкладу як ферментованого, так і листяного шарів. У результаті маса органічної речовини підстилки досягнула мінімальних показників сезону 2018-2019 рр., що становить $0,30 \pm 0,08$ кг/м², або 50% від початкової кількості органічної речовини у підстилці станом листопад 2018 р.

З липня 2019 р. розпочався етап формування нової річної підстилки, що супроводжувався накопиченням органічної речовини як у листяному, так і у ферментованому шарах. Проте у серпні-вересні 2019 р. маса органічної речовини у листяному шарі продовжила зростати (з $0,223 \pm 0,014$ кг/м² до $0,380 \pm 0,007$ кг/м²),

водночас у ферментованому шарі залишилася практично незмінною (0,145-0,147 кг/м²). У жовтні 2019 р. вміст органічної речовини у підстилці сягнув максимуму – 0,69±0,03 кг/м², що становить 73% від загальної маси підстилкового матеріалу.

У вересні-жовтні 2020 р. маса органічної речовини у складі підстилки досягнула величини 0,97±0,07 кг/м² за рахунок накопичення листяного шару. З листопада 2020 р. по лютий 2021 р. маса органічної речовини демонструвала постійне скорочення: у листопаді – на 15,5%, у грудні – на 16%, у січні – на 7,5%, у лютому – на 11% та досягнула величини 0,57±0,07 кг/м². Активне розкладання підстилки в зимовий період описано іншими авторами, втрата якої може сягати 20% [29, 129]. У березні 2021 р. у зв'язку із встановленням стійких морозів маса органічної речовини залишилася практично незмінною (0,56±0,04 кг/м²). У квітні-травні 2021 р. процеси розкладання підстилки продовжилися: у квітні вміст органічної речовини скоротився на 16%, у травні – на 15%, досягнувши величини 0,40±0,01 кг/м². У червні 2021 р. в результаті опадання чоловічих квітів, молодих пагонів та листя відбулося несуттєве зростання маси органічної речовини до 0,45±0,01 кг/м². У липні 2021 р. через сприятливі умови для розкладу, запаси органічної речовини сягнули мінімуму та склали 0,30±0,01 кг/м², що відповідало скороченню на 69% від початкової кількості органічної речовини станом жовтень 2020 р. З серпня 2021 р. розпочався етап формування нової річної підстилки, що призвело до зростання маси органічної речовини у 1,8 рази до 0,54±0,06 кг/м². Формування підстилки завершилося у жовтні-листопаді 2021 р., що призвело до накопичення органічної речовини до 0,64 – 0,67 кг/м² та підвищення її вмісту у складі підстилки до 74-77%.

З листопада 2021 р. по травень 2022 р. маса органічної речовини демонструвала постійне скорочення: у листопаді – на 4%, у грудні – на 16%, у січні – на 11%, у лютому – на 8%, березні – на 8%, квітні – 6%, травні – 4%. У липні запаси органічної речовини у складі підстилки сягнули сезонного мінімуму та склали 0,32±0,01 кг/м², що відповідало скороченню на 52% від початкової кількості органічної речовини у підстилці станом на жовтень 2021 р. При цьому маса органічної речовини у листяному шарі підстилки досягнула мінімуму 0,186±0,006 кг/м².

Таким чином мінімальні показники маси органічної речовини у складі підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» станом на середину літа є стабільною величиною, яка протягом трьох років спостережень відповідала діапазону 0,30-0,32 кг/м². Максимальна маса органічної речовини, що накопичується в підстилці по завершенню формування нової річної підстилки, також є стабільною величиною, що протягом трьох років спостережень становила 0,60-0,69 кг/м². Лише у 2019 р. максимум маси органічної речовини сягнув величини 0,97 кг/м².

Вище наведений аналіз абсолютних величин запасів лісової підстилки та маси органічної речовини недостатньо повно розкриває сезонну динаміку процесів накопичення (формування) підстилки та не дозволяє виявити періоди активної мінералізації та/або накопичення мортмаси. Для цього було проведено аналіз динаміки вмісту органічної речовини (у % відносно загальної маси підстилки) у листяному та ферментованому шарах (рис. 4.3).

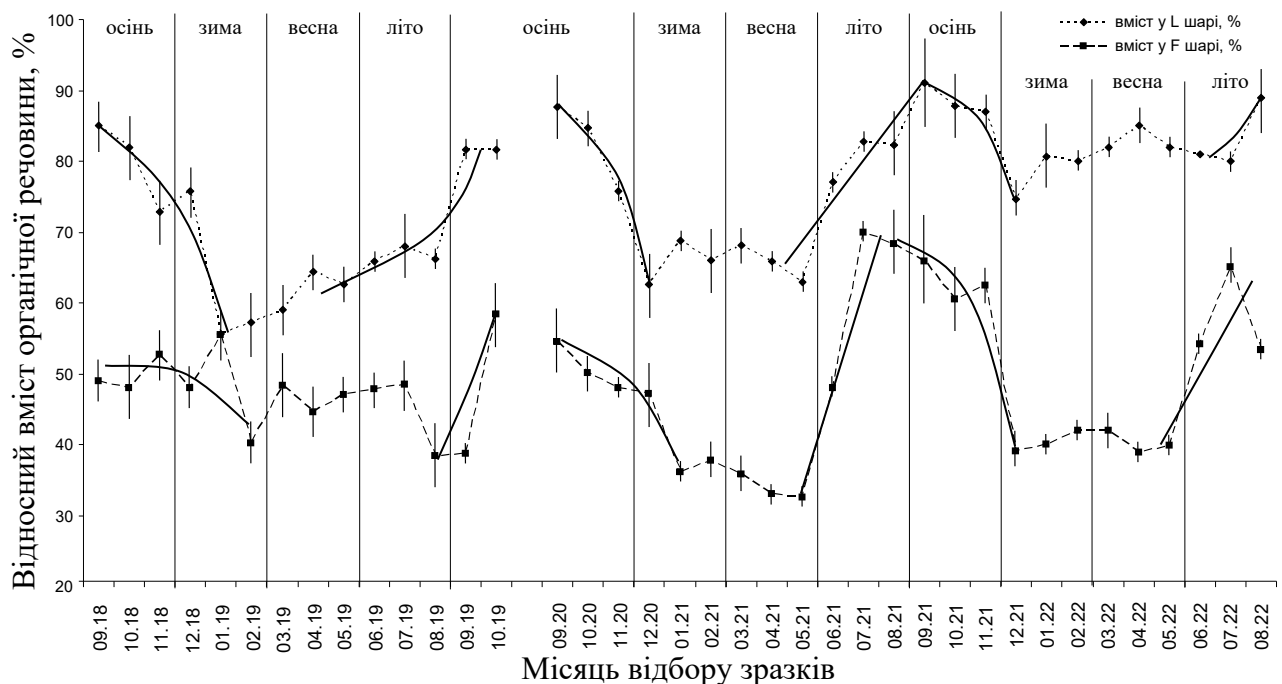


Рис. 4.3 Річна динаміка відносного вмісту органічної речовини у листяному та ферментованому шарах лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський»

Листяний шар підстилки характеризувався вищим вмістом органічної речовини, (56% – 91%), ніж ферментований шар (33% – 70%). Максимум вмісту органічної речовини у листяному шарі протягом 5 досліджених сезонів завжди формувався у вересні: 2018 – 85%, 2019 – 82%, 2020 – 88%, 2021 – 91%, 2022 – 89%. Причому максимуму накопичення маси підстилка досягала у жовтні-листопаді, коли у листяному шарі вміст органічної речовини знижувався до 73-88%. Це може відображати процеси швидкого руйнування та вимивання із свіжоопалого листя легкокорозчинних органічних компонентів – цукрів, органічних кислот та білків, яке відбувається протягом перших тижнів після опадання листя [48, 126]. Незважаючи на продовження надходження листяного опаду протягом жовтня-листопада, у листяному шарі вміст органічної речовини швидко знижується, досягаючи мінімальних величин у грудні-січні: 2018 р. – 56%, 2020 – 63%, 2021 – 75%. Протягом зимового та весняного періоду розпочинається період з відносно стабільним вмістом органічної речовини з тенденцією до незначного росту, що, ймовірно, підтверджує процеси вилуговування мінеральних речовин у зимовий період з одночасним гальмуванням розкладання стійких органічних речовин [29; 129]. Ріст вмісту органічної речовини розпочинається у квітні-травні-червні, що відображає надходження до лісової підстилки опаду, який в цей період представлений лусками бруньок, чоловічими квітками та опадом молодих пагонів та листя. Таким чином фактично формування нової сезонної підстилки розпочинається у квітні-червні та завершується у листопаді. Відомо, що для грабово-дубово-соснових лісів Розточчя характерна наявність двох чітких максимумів накопичення підстилки: основний у жовтні (26-38% від обсягу річного опаду), та другий – у травні (10-15%) [80].

Для ферментованого шару також були характерні закономірні зміни періодів зниження та зростання вмісту органічної речовини. Подібно до листяного шару, у вересні після надходження свіжого листяного опаду розпочинається період поступового зниження вмісту органічної речовини, що найчастіше триває довше, ніж у листяному шарі – до грудня-лютого. Після чого

протягом весни до червня спостерігається стабілізація вмісту органічної речовини, з можливими коливаннями, що відображають надходження органічної речовини з листяного шару. Зростання вмісту органічної речовини у ферментованому шарі найчастіше відбувається одночасно із зростанням у листяному шарі.

Таким чином, незважаючи на відмінності обсягів продукції органічної речовини лісової підстилки екосистемою грабової діброви НПП «Голосіївський» за окремими роками, процеси формування/розпаду лісової підстилки характеризувалися подібними параметрами сезонної динаміки та близькими величинами кількісних показників структури і запасів. Зокрема надходження свіжого опаду до підстилки розпочинається з початком вегетаційного сезону у квітні-червні, що не призводить до зростання загальних запасів підстилки через його швидку мінералізацію. Власне формування нової річної підстилки відбувається у вересні-листопаді, коли запаси органічної речовини сягають сезонного максимуму: 2018 р., 2019 р., 2021 – 0,60 – 0,67 кг/м², у 2020 – 0,97 кг/м². Зниження запасів органічної речовини підстилки спостерігається у період з грудня по червень-липень, коли обсяги органічної речовини підстилки демонструють мінімальні показники (0,30-0,32 кг/м²). В результаті за період 11 місяців (з вересня по липень) втрати річної підстилки становлять 2019 – 50%, 2021 р. – 69%, 2022 р. – 52%. Отримані оцінки цілком відповідають описаним іншими дослідниками, що оцінювали річні втрати листяного опаду грабу у 60% [48].

4.2 Динаміка запасів лісової підстилки грабової діброви в умовах Канівського природного заповідника

Лісова підстилка на дослідженій ділянці грабової діброви Канівського природного заповідника, подібно до НПП «Голосіївський», мала чіткий структурований характер та протягом року розділялася на листяний та ферментований шари. Річна динаміка запасів цілком відповідала сезонному ходу фенологічних змін лісових екосистем правобережжя Середнього Придніпров'я.

У 2022 р. виражений початок накопичення листяного опаду був зафіксований у вересні та продовжувався по листопад (рис. 4.4). В результаті обсяги лісової підстилки зросли з $0,60 \pm 0,10$ кг/м² у серпні, до $1,62 \pm 0,05$ кг/м² у листопаді (у 2,7 раза). При цьому відбулося зростання обсягів як листяного (у 2,6 раза з $0,28$ кг/м² до $0,72$ кг/м²), так і ферментованого шарів підстилки (у 2,8 рази з $0,32$ кг/м² до $0,89$ кг/м²). Причому, незважаючи на інтенсивне опадання листя, швидкість нарощування обсягу ферментованого шару була більшою, маса якого у листопаді у 1,2 раза перевищила масу листяного, що свідчить про одночасне інтенсивне розкладання свіжоопалого листя та надходження його продуктів руйнування до складу ферментованого шару.

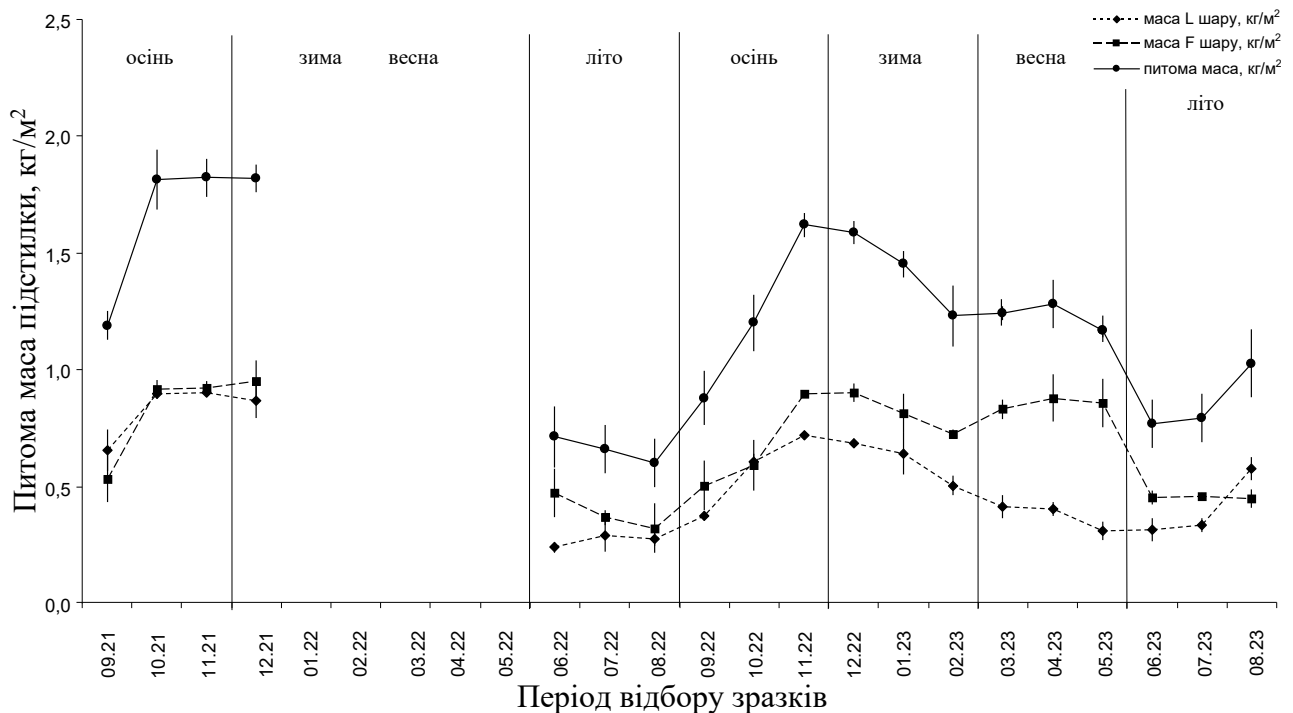


Рис. 4.4. Річна динаміка маси лісової підстилки та її складових шарів в умовах грабової діброви Канівського природного заповідника

Надалі протягом грудня 2022 – лютого 2023 рр. обсяги підстилки поступово скорочувалися: грудень – на 2%, січень – на 8%, лютий – на 15% від маси підстилки попереднього місяця та стабілізувалися у період лютий-травень на рівні $1,17$ – $1,28$ кг/м². У лютому-травні 2023 р. відбувалося поступове

зниження маси листяного шару (з $0,51 \text{ кг/м}^2$ до $0,31 \text{ кг/м}^2$) з одночасним зростанням маси ферментованого шару підстилки (з $0,73 \text{ кг/м}^2$ до $0,86 \text{ кг/м}^2$). В цілому для листяного шару підстилки у мовах Канівського природного заповідника було характерне постійне монотонне скорочення запасів протягом всього періоду після формування річного листяного опаду.

У червні-липні загальна маса лісової підстилки у Канівському природному заповіднику різко скоротилася (у 1,5 раза) та досягла мінімальних протягом сезону значень – $0,77\text{-}0,79 \text{ кг/м}^2$, (зменшення 52% від початкової кількості підстилки станом на листопад 2022). Таке скорочення відбулося за рахунок інтенсивного розпаду ферментованого шару. Початок формування нової річної підстилки 2023 р. було зафіксовано у серпні, коли її маса зросла з $0,79 \pm 0,10 \text{ кг/м}^2$ до $1,03 \pm 0,15 \text{ кг/м}^2$ за рахунок підвищення маси листяного шару з $0,33 \pm 0,03 \text{ кг/м}^2$ до $0,58 \pm 0,05 \text{ кг/м}^2$.

Аналіз сезонної динаміки маси органічної речовини лісової підстилки грабової діброви Канівського природного заповідника в цілому відображає динаміку змін обсягів лісової підстилки (рис. 4.5). У 2022 р. мінімальна маса органічної речовини спостерігалася у серпні – $0,423 \pm 0,195 \text{ кг/м}^2$. У вересні із початком активного листопада розпочалося швидке накопичення, що досягло максимуму у листопаді – $1,19 \pm 0,11 \text{ кг/м}^2$ і в цілому відображає процеси накопичення листяного опаду.

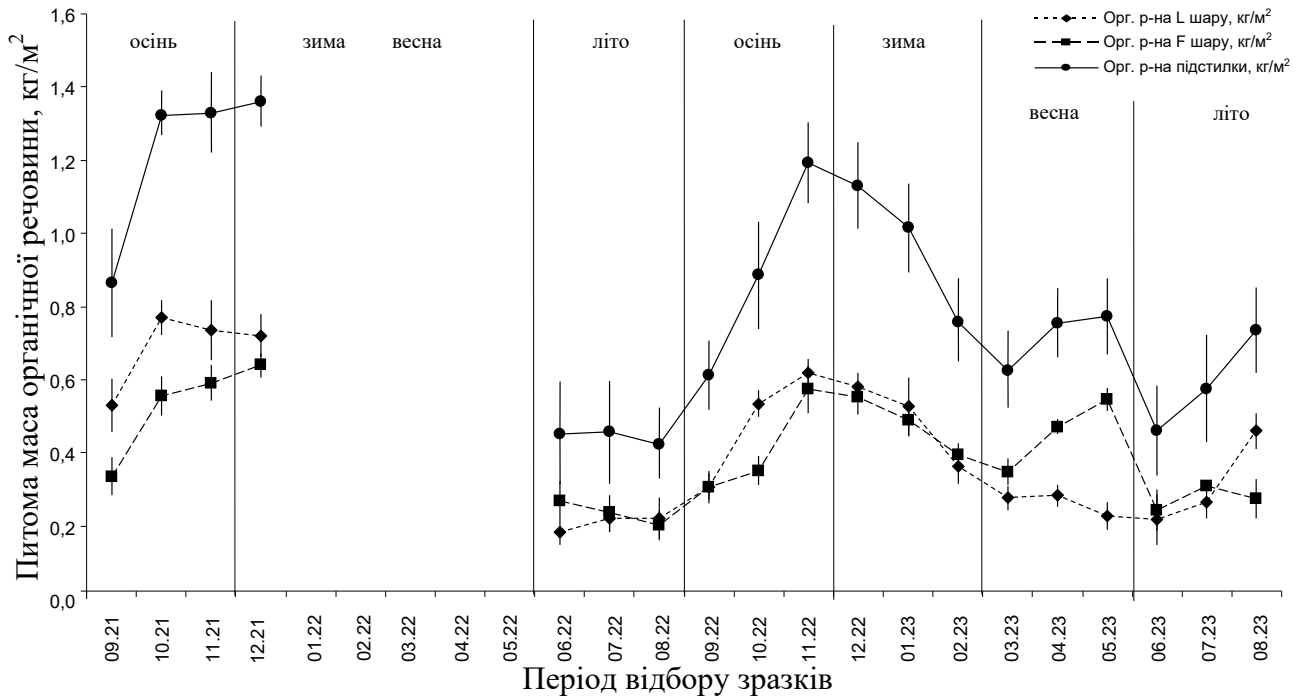


Рис. 4.5. Річна динаміка маси органічної речовини лісової підстилки та її складових шарів в умовах грабової діброви Канівського природного заповідника

Надалі протягом грудня 2022 – березня 2023 рр. загальна маса органічної речовини підстилки поступово скорочувалася: грудень – на 5%, січень – на 10%, лютий – на 25%, березень – на 18% та стабілізувалася у період березень-травень на рівні 0,63–0,77 кг/м². У подальшому з березня по червень маса органічної речовини у листяному шарі продовжила зниження і досягла мінімуму – 0,22±0,07 кг/м². Водночас маса органічної речовини у складі ферментованого шару до травня пропорційно зростає до 0,55±0,03 кг/м², що свідчить про розкладання органічної речовини листяного шару та її надходження до ферментованого шару. У червні маса органічної речовини у ферментованому шарі різко скорочується у 2,3 рази до 0,24±0,06 кг/м², що відображує інтенсивне протікання процесів мінералізації за сприятливих умов зволоження та температурного режиму. Як результат маса органічної речовини сягає мінімуму за вегетаційний сезон 2023 р. – 0,46±0,12 кг/м². У липні розпочинається ріст маси органічної речовини підстилки за рахунок початку накопичення опаду нового сезону та формування нового листяного шару. У серпні цей процес

продовжується – маса органічної речовини у підстилці зростає до $0,74 \pm 0,12$ кг/м² за рахунок накопичення органічної речовини листяного шару.

Відносний вміст органічної речовини у листяному шарі становив 67% – 78%, у той час, як у ферментованому – 42%–67% (рис. 4.6). Максимум вмісту органічної речовини формувався у жовтні та становив у 2021 р. – 86%, у 2022 – 88%. У подальшому протягом грудня-березня відносний вміст органічної речовини зменшується як у листяному, так і у ферментованому шарах, досягаючи мінімуму у березні 67% для листяного та 42% у ферментованому.

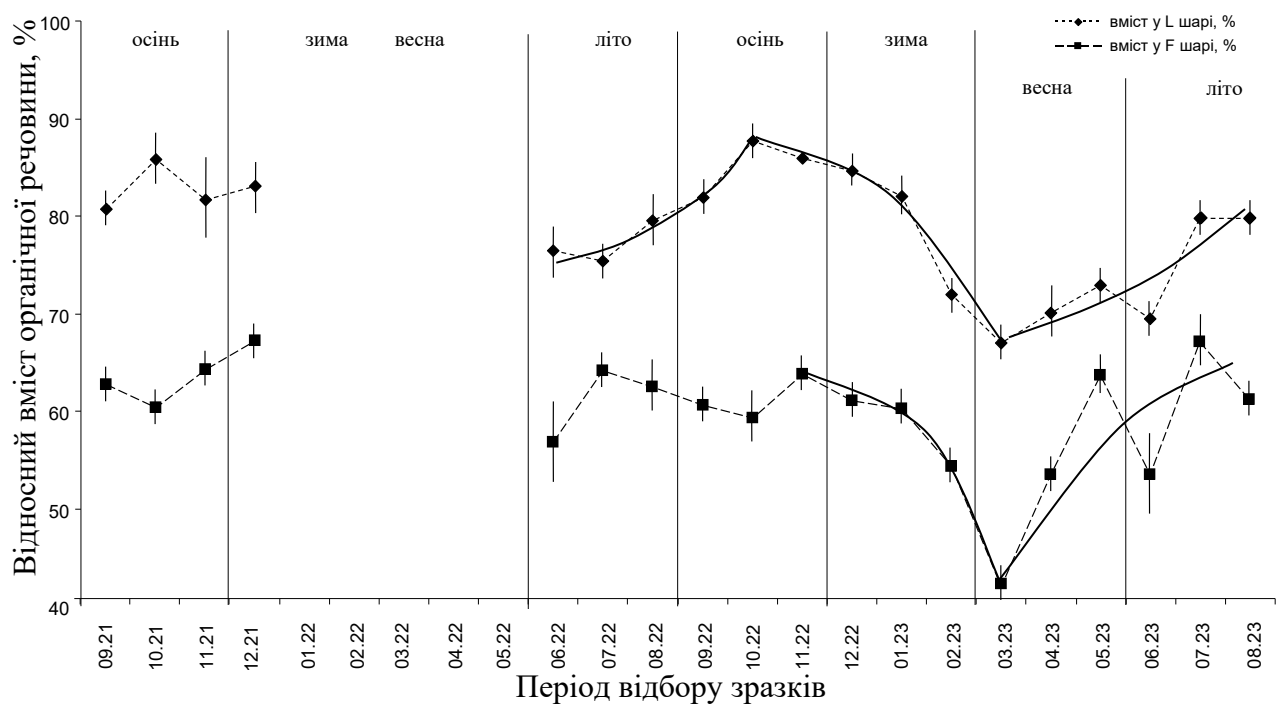


Рис. 4.6. Річна динаміка відносного вмісту органічної речовини у листяному та ферментованому шарах лісової підстилки грабової діброви Канівського природного заповідника

Порівняння динаміки формування та розкладання лісової підстилки грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника виявила суттєві відмінності за продуктивністю даних екосистем. Незважаючи на те, що обидві екосистеми розташовані на територіях природно-заповідного фонду та характеризуються подібним складом та бонітетом головних

лісоутворюючих порід, обсяги утвореної підстилки, які відображають продуктивність екосистем, значно відрізняються.

4.3 Сезонна динаміка компонентного складу лісової підстилки грабових дібров в умовах НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Без розуміння процесів руйнування окремих складових річного опаду неможливо провести оцінку їх внеску у формування лісової підстилки та процеси міграції хімічних елементів. Для цього протягом 2021-2022 у НПП «Голосіївський» та протягом 2022-2023 у Канівському природному заповіднику було проведено щомісячний відбір зразків підстилки для аналізу динаміки запасів складових фракцій.

Протягом року основною складовою лісової підстилки досліджених модельних екосистем є трухоподібна фракція, маса якої у грабовій діброві НПП «Голосіївський» коливалася у вузьких межах від $0,40 \pm 0,05$ кг/м² у серпні до $0,53 \pm 0,04$ кг/м² у березні, а її частка становила 46%-73% (рис. 4.7). Мінімальна маса була відмічена у липні ($0,20 \pm 0,02$ кг/м²) перед початком періоду формування нової річної підстилки. З початком опадання листя маса трухи починає зростати і досягає у вересні першого річного максимуму $0,48 \pm 0,05$ кг/м². У зв'язку із сприятливими умовами для мінералізації обсяги трухи у підстилці грабового лісу НПП «Голосіївський» у жовтні-листопаді скоротилися до $0,42$ кг/м² та становили 48% від маси підстилки. В наступні місяці відбувалося поступове накопичення трухи у підстилці, яке досягало свого другого річного максимуму у березні, коли її маса становила $0,53 \pm 0,04$ кг/м², що відповідало 72% від загальної маси підстилки. З квітня по липень обсяги трухи у підстилці різко скорочувалися до $0,20 \pm 0,02$ кг/м², що відповідає 49% від загальної маси підстилки.

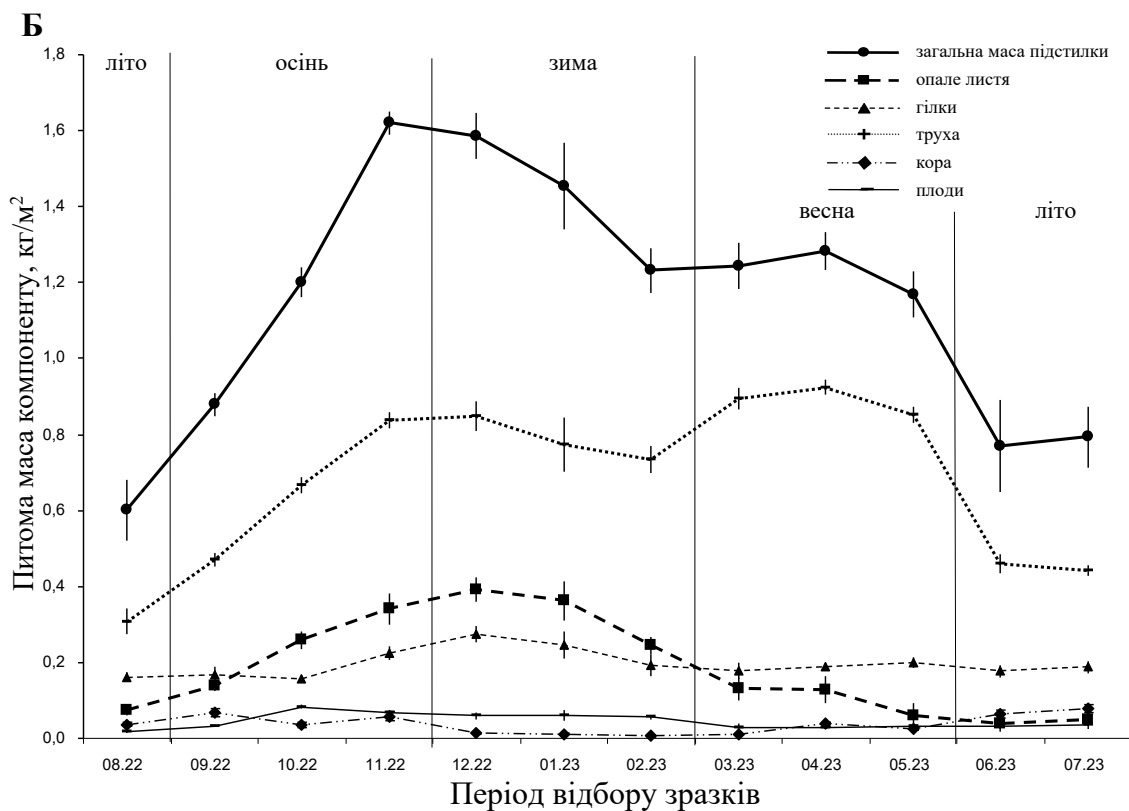
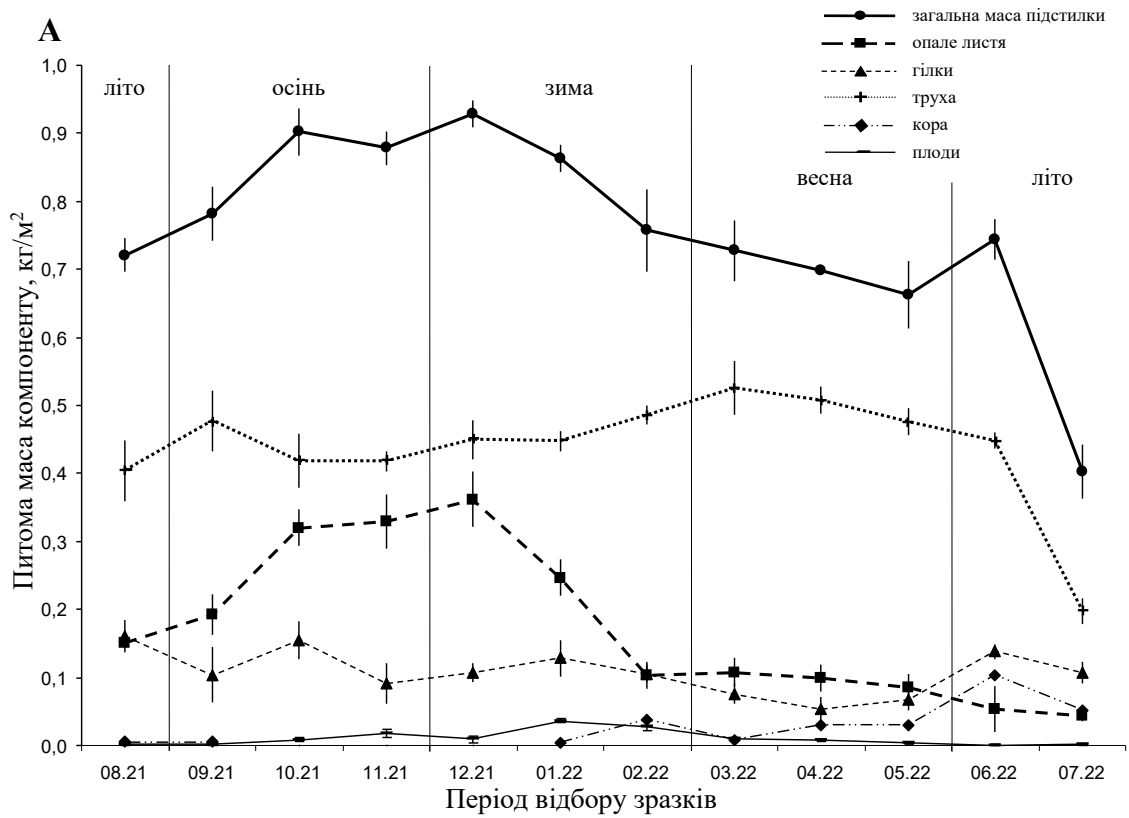


Рис. 4.7. Сезонна динаміка змін фракційного складу лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» (А) та Канівського природного заповідника (Б)

В умовах Канівського природного заповідника динаміка маси трухи у підстилці також характеризується наявністю двох річних максимумів – у листопаді-грудні (0,54-0,85 кг/м²) та у березні-травні (0,85-0,92 кг/м²), а її частка у складі підстилки становила 51-73%. Мінімальні показники маси трухи у підстилці грабового лісу заповідника були характерні для серпня, коли вони становили 0,308±0,034 кг/м² (51% від маси підстилки). З початком опадання листя обсяги трухи стрімко зростають та досягають першого річного максимуму у листопаді 0,838±0,021 кг/м². У січні-лютому маса трухи у складі підстилки скоротилася на 13% до 0,734±0,037 кг/м², але у березні у зв'язку з активним розкладанням опалого листя опаді відбулося її накопичення у підстилці, яке досягало свого другого річного максимуму у квітні, коли маса досягла величини 0,924±0,019 кг/м² (73% від маси підстилки). З травня по липень обсяги трухи у складі підстилки скоротилися на 46% до 0,46±0,03 кг/м². У липні маса трухи досягає мінімуму – 0,44±0,02 кг/м². Таким чином, фенологія динаміки накопичення та розкладання фракції трухи у складі лісових підстилок грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника є подібною та в цілому відображає процеси мінералізації підстилки у грабових дібровах правобережжя Середнього Придніпров'я.

У Канівському природному заповіднику накопичення річного листяного опаді розпочалося у вересні. У лютому-березні розпочалося швидке руйнування листяного опаді: у лютому на 33% до 0,25±0,03 кг/м², у березні – ще на 47% до 0,13±0,03 кг/м². Після періоду стабілізації у березні-квітні маси листя на рівні 0,12-0,13 кг/м², у травні темпи розкладання різко прискорилися – маса зменшилася на 53% до 0,06±0,03 кг/м². У червні запаси листя у підстилці зменшилися ще на 35% та сягнули річного мінімуму – 0,04±0,02 кг/м², що становить 5% від маси підстилки. Таким чином, у період максимального накопичення листяного опаді у підстилці досліджених екосистем спостерігається період стабілізації кількості листя (листопад-січень), проте його частка у складі підстилки в умовах НПП «Голосіївський» є вищою та складає

36%-39%, у той час як у Канівському природному заповіднику частка листяного опаду є дещо меншою – 21%-25% за рахунок більших обсягів трухи.

4.4 Порівняльна характеристика процесів мінералізації лісової підстилки в умовах грабових дібров Середнього Придніпров'я

Абсолютні величини запасів підстилки та окремих компонентів у досліджених лісових екосистемах значно відрізняються, що відображає як природні особливості біотопів, так і властивості біоценозів. Проте динаміка зміни абсолютних величин не дозволяє кількісно порівняти інтенсивність процесів мінералізації підстилкового матеріалу. Тому для оцінки швидкості розпаду підстилки використовували коефіцієнт інтенсивності розпаду k (за органічною речовиною), а також розрахункові величини періодів розпаду 50% підстилки (T_{50}) та розпаду 95% підстилки (T_{95}).

Встановлено, що у 2018-2019 та 2021-2022 рр. в умовах НПП «Голосіївський» швидкість розпаду підстилки за день k' суттєво не відрізнялася та становила 0,0021 кг/день та 0,0027 кг/день (рис. 4.8). У розрахунку на сезон (212 – 273 дні) величина коефіцієнта розпаду k становила 0,57 та 0,74 кг/сезон відповідно. У 2020-2021 р. швидкість розпаду підстилки була вищою, коли величина k' становила 0,043 кг /день, або у розрахунку на сезон – 1,18 кг /рік. В результаті швидкого розпаду лісової підстилки у 2021 р. за 10 місяців обсяг підстилки скоротився з 0,97 кг/м² органічної речовини до 0,30 кг/м².

Відповідні величини дає розрахунок періодів напіврозпаду органічної речовини річної підстилки T_{50} , що для 2018-2019 та 2021-2022 рр. становив 333 та 257 днів, а для 2020-2021 рр. – лише 162 дні. Подібна ситуація була характерна і для величини T_{95} , що для 2018-2019 та 2021-2022 рр. становила 1400 та 1110 днів, а для 2020-2021 рр. – лише 698 днів, що означає повне розкладання річної підстилки у 2018-2019 та 2021-2022 рр. за 3,0-3,8 року. Проте у 2020-2021 рр. розрахунковий час повного розкладання підстилки дає величину 1,9 року.

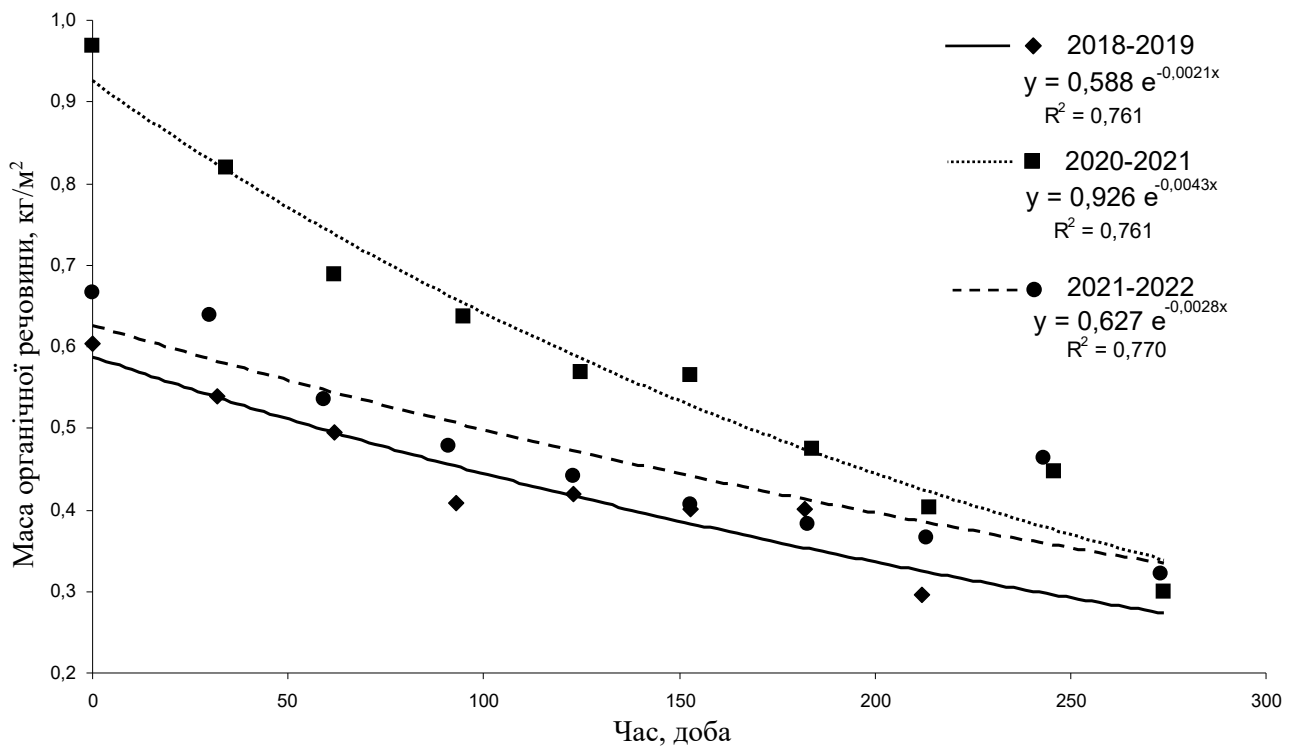


Рис. 4.8. Річні зміни швидкості розкладання лісової підстилки грабової діброви НПП Голосіївський

Швидкість розпаду органічної речовини підстилки за коефіцієнтом k' в умовах Канівського природного заповідника у 2021-2022 та 2022-2023 рр. становила 0,0043 кг/день та 0,0045 кг/день відповідно (рис. 4.9). У розрахунку на сезон (210-240 днів) величина коефіцієнта розпаду k становила 0,90 та 1,08 кг/сезон відповідно.

Розрахунок періоду напіврозпаду органічної речовини річної підстилки T_{50} для 2021-2022 та 2022-2023 рр. дав близькі величини – 161 та 154 дні відповідно. Подібна ситуація була характерна і для величини T_{95} , в результаті для 2021-2022 та 2022-2023 рр. розрахунковий період повного розкладання підстилки становив 698 та 666 днів відповідно, що означає розрахунковий період повного розкладу органічної речовини підстилки за 1,8-1,9 року (табл. 4.1).

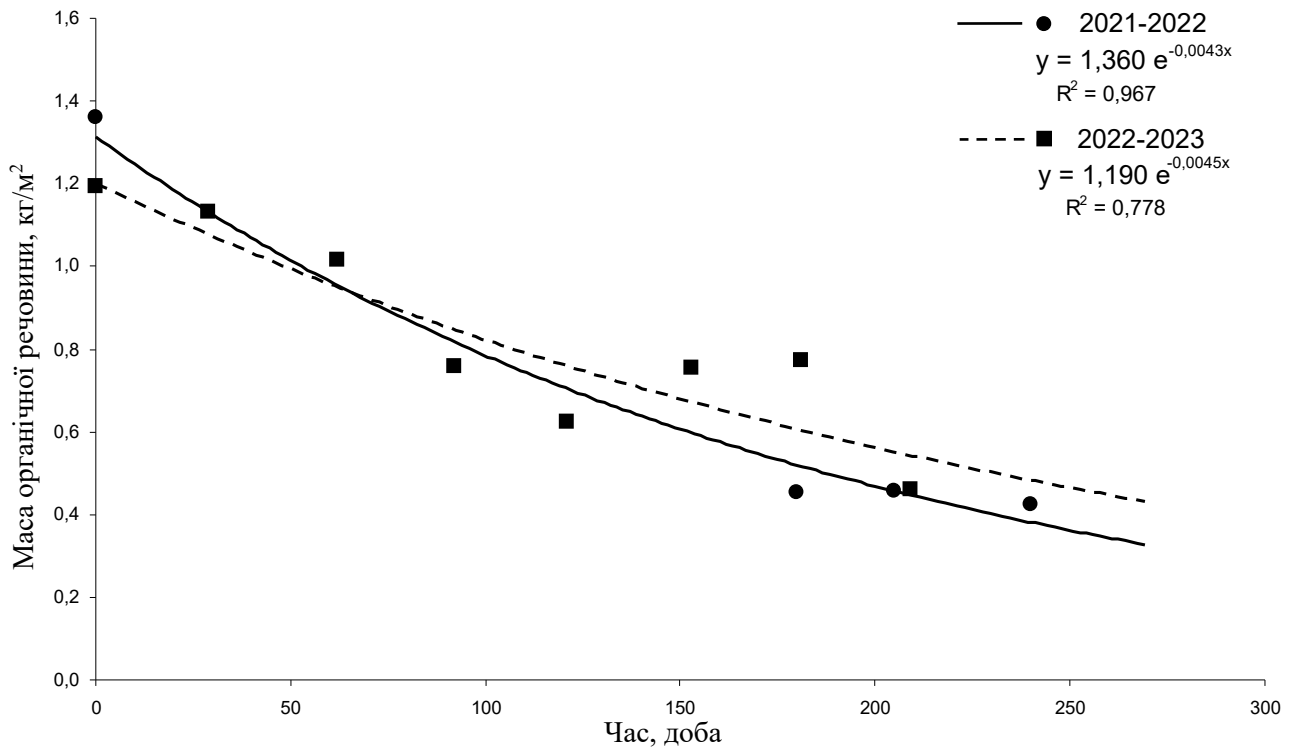


Рис. 4.9. Річні зміни швидкості розкладання лісової підстилки грабової діброви Канівського природного заповідника

Порівняння отриманих величин швидкості розкладу підстилки з результатами досліджень інших авторів показало, що коефіцієнт k за сезон, характерний для дубово-грабової діброви півдня Польщі, становить 0,55-0,57 кг/рік, що відповідає швидкості розкладання підстилки в умовах грабової діброви НПП «Голосіївський» [84]. У той же час швидкість розкладу листя грабу у дубово-липово-грабовій діброві Біловезького НПП (Польща) була оцінена у 1,06 кг/сезон, що відповідає величині, характерній для грабової діброви Канівського природного заповідника. Для грабово-букового лісу Центральної Німеччини встановлено величину коефіцієнту розпаду підстилки за день k' на рівні 0,0028 кг/день, що чітко відповідає швидкості розпаду в умовах Канівського природного заповідника. Швидкість розпаду підстилки у мішаних лісах Люксембургу з присутністю у деревостані граба коливалася у значних межах 0,5-4,3 кг/рік і залежала як від кліматичних параметрів окремих років, такі і від ґрунтових умов конкретних екосистем [78]. У тропічних лісах швидкість розпаду підстилки є значно вищою [34].

Таблиця 4.1

Показники швидкості розпаду підстилки різних типів лісових екосистем

	Район	Тип лісової екосистеми	Швидкість розпаду за день k' , кг/день	Швидкість розпаду за сезон k , кг/сезон	Час напіврозпаду T_{50}	Час повної деструкції, T_{95} , років	Джерело інформації
1	НПП «Голосіївський»	грабова діброва	0,0021-0,0027	0,57-0,74	162-333	1,9-3,8	Власні дані
2	Канівський природний заповідник	грабова діброва	0,0043-0,0045	0,90-1,08	154-161	1,8-1,9	Власні дані
3	півд. Польща	дубово-грабова діброва	-	0,55-0,57	1,22-1,27	-	[84]
4	Біловезький НПП, Польща	дубово-липово-грабова діброва	-	1,06	-	2,83	[48]
5	Люксембург	мішані ліси з присутністю грабу	-	0,5-4,3	-	-	[78]
6	центр. Німеччина	грабово-букова діброва	0,0028	-	-	-	[67]
7	півд. Бразилія	субтропічний атлантичний ліс	-	1,05-1,27	-	1,05-1,27	[34]

Дані по змінах компонентного складу підстилки дозволяють оцінити швидкість їх мінералізації у досліджених лісових екосистемах. Величина швидкості розпаду опалого листа k' для грабової діброви НПП «Голосіївський» (для сезону 2021-2022 рр.) становила 0,0098 кг/день, для Канівського природного заповідника – відповідно 0,0128 кг/день (для сезону 2022-2023 рр.) (рис. 4.10). Отже, в умовах Канівського природного заповідника швидкість розкладання опалого листа є у 1,3 раза вищою. Водночас у розрахунку на сезон величини коефіцієнта k були близькими та становили відповідно 2,1 кг/сезон та 2,3 кг/сезон, що пов'язано з тим, що тривалість розпаду опалого листа в грабовій діброві НПП «Голосіївський» становила 214 дні, коли максимум маси листа фіксували у грудні ($0,36 \pm 0,04$ кг/м²), а розпад тривав 8 місяців по липень, коли було зафіксовано мінімальну масу опалого листа попереднього сезону ($0,04 \pm 0,009$ кг/м²). У Канівському природному заповіднику максимум маси

опалого листя також був характерний у грудні ($0,392 \pm 0,032 \text{ кг/м}^2$), а його розпад тривав 180 днів до червня, коли маса опалого листя досягала мінімуму $0,039 \pm 0,020 \text{ кг/м}^2$.

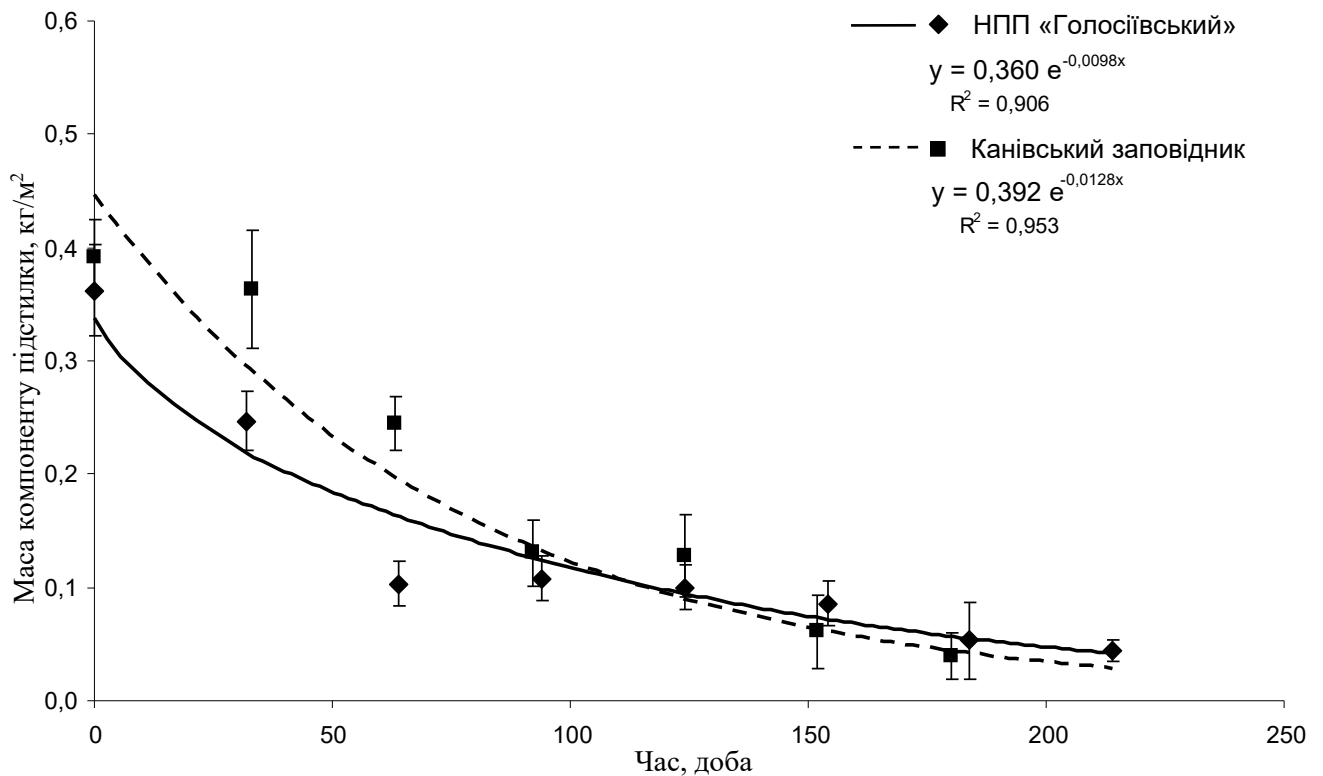


Рис. 4.10. Річна динаміка розкладання опалого листя у складі підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Розрахунок величин періоду напіврозпаду опалого листя T_{50} для досліджених лісових екосистем показує, що в НПП «Голосіївський» половина опалого листя буде розкладатися протягом 70 днів, у той час, як в Канівському природному заповіднику величина T_{50} становить 54 дні. Показано, що в лісах Люксембургу лісова підстилка у грабових дібровах повністю зникає протягом року [78]. За даними [48] в умовах дубово-липово-грабової діброви величина коефіцієнту k для опалого листя граба за сезон становила $1,06 \text{ кг/сезон}$, а період повного розкладу листя граба T_{95} дорівнював 2,83 року (див. табл. 4.1).

Таким чином, в умовах грабової діброви Канівського природного заповідника показники запасів лісової підстилки протягом року є у 1,5-2,0 рази більшими, ніж в

умовах екосистеми НПП «Голосіївський». Зокрема у грудні 2021 р. максимальна маса підстилки для екосистеми НПП «Голосіївський» була оцінена у $0,929 \pm 0,060$ кг/м², а у Канівському природному заповіднику – максимальна маса підстилки у листопаді 2021 р. становила $1,822 \pm 0,080$ кг/м². Мінімальні запаси підстилки у досліджених грабових дібровах теж суттєво відрізнялися: в екосистемі НПП «Голосіївський» обсяги підстилки у липні 2021 р. дорівнювали $0,403 \pm 0,007$ кг/м², тоді як у Канівському природному заповіднику у серпні 2021 р. вони оцінювалися у $0,601 \pm 0,104$ кг/м². На перший погляд, більші сформовані запаси лісової підстилки в умовах Канівського природного заповідника свідчать про затримку розкладання органічної речовини. Проте аналіз показників інтенсивності процесів мінералізації підстилкового матеріалу за коефіцієнтом інтенсивності розпаду k показав, що в умовах Канівського природного заповідника швидкість розпаду підстилки є вищою у 1,5 раза та становить 0,90-1,08 кг/сезон, у той час, як для екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» коефіцієнт інтенсивності розпаду k дорівнював 0,57-0,74 кг/сезон. За показником миттєвого розпаду підстилки k' швидкість розкладання підстилки в умовах екосистеми Канівського природного заповідника була у 1,6-2,0 рази більше та становила 0,0043-0,0045 кг/день, для екосистеми НПП «Голосіївський» – 0,0021-0,0027 кг/день.

Як було показано нами [14], швидкість мінералізації целюлози в умовах НПП «Голосіївський» була значно меншою (в окремі місяці у 2,5 р.) у порівнянні з дослідженнями проведеними на території Канівського природного заповідника [86]. Однією з можливих причин більшої ефективності мінералізації підстилкового матеріалу є те, що в умовах Канівського природного заповідника розклад підстилки проходив протягом зимового періоду, досягаючи найбільшої інтенсивності у лютому-березні за наявності стійкого снігового покриву. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» за відсутності снігового покриву та меншої кількості атмосферних опадів, протягом зимово-весняного періоду темпи розкладу підстилки є суттєво нижчими. В результаті основні процеси її мінералізації в екосистемі НПП «Голосіївський» проходять протягом червня-липня.

РОЗДІЛ 5

ДИНАМІКА ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ФІТОМАСИ ГРАБОВИХ ДІБРОВ НПП «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» ТА КАНІВСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА

У п'ятому розділі наведено результати аналізу динаміки накопичення важких металів у фітомасі модельних екосистем грабових дібров Середнього Придніпров'я. Показано накопичення Cu, Cd, Zn та Ni у молодому листі граба, що свідчить про переважне надходження цих хімічних елементів з ґрунту в процесі кореневого поглинання рослинами. Надалі впродовж вегетаційного сезону відбувається суттєве зниження концентрації даних металів за рахунок росту біомаси листя. Водночас на початок вегетаційного сезону у молодому листі граба в умовах обох лісових екосистем концентрація Pb протягом вегетаційного сезону показує зростання в результаті активного накопичення металу з атмосферних опадів та досягає максимуму в осінній період під час опадання листя. Також зафіксовано додаткове надходження з атмосфери до листяної фітомаси граба Cu в обох лісових екосистемах, Zn – в умовах НПП «Голосіївський», Ni та Cr – в умовах Канівського природного заповідника.

В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» у складі опалого листя всі важкі метали, за виключенням Cr, характеризувалися більшими обсягами надходження, у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника. Найбільш суттєві відмінності були виявлені для Ni. Так, з серпня по грудень 2021 р. до підстилki грабової діброви НПП «Голосіївський» надійшло $7,9 \pm 0,7$ мг/м² Ni, водночас у Канівському природному заповіднику ця величина була у 9 разів меншою та становила $0,86 \pm 0,10$ мг/м². Також у складі листяного опаду у заповіднику суттєво менше надходить Cu та Cd, що для НПП «Голосіївський» становило $7,99 \pm 0,24$ мг/м² та $0,09 \pm 0,01$ мг/м² відповідно, а для Канівського природного заповідника – $1,53 \pm 0,10$ мг/м² та $0,02 \pm 0,01$ мг/м². Водночас надходження Cr з листяним опадом до складу підстилki грабової

діброви Канівського заповідника було у 2 рази більшим, ніж до підстилки грабового лісу НПП «Голосіївський» та становило $0,22 \pm 0,08$ мг/м² та $0,11 \pm 0,04$ мг/м² відповідно.

Порівняння рівнів накопичення важких металів у деревині стовбурів та фітомасі листя граба виявило суттєві відмінності між дослідженими лісовими екосистемами. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» листя граба містило у 8-12 разів вищу концентрацію Ni, ніж у деревині, яка становила 21,3-31,7 мг/кг у біомасі листя та $2,6 \pm 0,3$ мг/кг у деревині, що може свідчити про транслокацію та активне накопичення металу у листі. Також концентрація Cu у листі грабу була вищою у 10-11 разів та становила 23,1-26,8 мг/кг проти $2,3 \pm 0,5$ мг/кг у деревині. Концентрація Cd та Zn у листі граба також виявилася вище у 4-7 разів та 5-8 разів, ніж рівні накопичення у деревині. Водночас концентрація Pb та Cr у листі та деревині граба суттєво не відрізнялася, що може свідчити про рівномірний розподіл даних металів по органах рослини та/або відсутність їх транслокації. В умовах екосистеми Канівського природного заповідника найбільші відмінності у рівнях накопичення фітомасою листя та деревиною були виявлені для концентрації Zn та Cr, вміст яких у листі був у 9-10 разів вищим, ніж у деревині граба. Зокрема концентрація Zn становила 17,0-24,5 мг/кг у листі та $2,5 \pm 0,6$ мг/кг у деревині відповідно. Концентрація Cr у листі протягом сезону відповідала діапазону 0,98-1,27 мг/кг у листі та $0,14 \pm 0,05$ мг/кг у деревині. Також у листяній біомасі граба Канівського заповідника суттєво вищою була концентрація Cd, Ni та Cu, що перевищувала рівні накопичення деревини у 3,8-7,6 раза. Водночас як і в умовах НПП «Голосіївський», Pb був розподілений рівномірно по органах рослини, де його концентрація у листі та деревині дорівнювала $0,69-1,19$ мг/кг та $1,19-1,90$ мг/кг.

Для екосистеми НПП «Голосіївський» встановлено, що з переліку досліджених важких металів максимальні запаси у деревині грабового деревостану були характерні для Zn, що складають 2356 ± 386 г/га. Також у деревині граба було зосереджено високі запаси Pb та Ni, що оцінюються у 1587 ± 137 г/га та 1120 ± 115 г/га відповідно. Запаси Cu становили 986 ± 196 г/га.

Найменші обсяги накопичення у деревині були характерні для Cr та Cd, кількість яких складала 337 ± 71 г/га та 28 ± 2 г/га. В екосистемі Канівського природного заповідника деревина граба містила суттєво нижчі обсяги запасів важких металів.

5.1 Динаміка накопичення важких металів у фітомасі листя граба звичайного

У більшості опублікованих досліджень функціонування біогеохімічних систем лісових екосистем сезонним змінам накопичення важких металів у листяній фітомасі лісоутворюючих порід приділено незначну увагу. Найчастіше автори обмежуються одним виміром вмісту металів у листі протягом вегетаційного сезону без зазначення сезону та/або фізіологічного стану рослин. Водночас відомо, що накопичення металів рослинами залежить від параметрів фізіологічного стану рослини та її стадії розвитку. Зокрема стадія цвітіння відповідає періоду максимального попиту на певні поживні речовини, які беруть участь в різних метаболічних процесах [87]. Відповідно в цей період реєструється посилене накопичення важких металів [115].

Концентрація Cu, Cd, Pb, Zn та Ni у листі грабу в умовах НПП «Голосіївський» були суттєво вищими, ніж у Канівському природному заповіднику. Порівняльний аналіз сезонної динаміки концентрації важких металів у листяній фітомасі граба досліджених екосистем протягом вегетаційного періоду для Cu, Cd, Pb не виявив суттєвих відмінностей.

Абсолютні величини концентрації Cu у листяній фітомасі граба в умовах НПП «Голосіївський» протягом вегетаційного сезону відповідали діапазону 23,0-26,8 мг/кг. У Канівському природному заповіднику були нижчими – 2,82-7,12 мг/кг. Концентрація Cu у досліджених модельних екосистемах відповідають накопиченню в листі граба лісового заповідника «Łipny Dół» (Польща) [83], що становили на початок опадання листя 13,7 мг/кг та є близькими для клена та липи з центру Вроцлава та Валбжиха (Польща) – 4,3-18,3 мг/кг (Додаток В, табл. 1) [100].

В обох досліджених екосистемах на початку вегетаційного сезону у травні концентрація Cu у молодому листі граба була найвищою, та протягом наступних

місяців відбувалося її зниження. За даними інших дослідників максимальне накопичення металів на початку вегетаційного сезону є свідченням переважного надходження даного металу з ґрунту в результаті кореневого живлення, коли відбувається накопичення поживних речовин для формування біомаси листя листопадних порід дерев [75, 83, 100, 115].

При цьому в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» концентрація Cu у фітомасі листя складала $26,8 \pm 0,5$ мг/кг, а в Канівському заповіднику була у 3,8-4,3 раза нижчою – $6,3 \pm 0,2$ – $7,1 \pm 0,3$ мг/кг (рис. 5.1). Проте вже у червні концентрація Cu в умовах НПП «Голосіївський» знижувалася до $23,0 \pm 0,9$ мг/кг, а в заповіднику – до 3,4-2,8 мг/кг та досягала мінімальної величини за вегетаційний сезон (рис. 5.1). Таке зниження може відображати процес швидкого нарощування листяної біомаси граба, що призводить до «*tissue dilution*» накопичених обсягів даного металу на момент формування молодого листя [75, 115]. Протягом червня-липня концентрація Cu в листі граба суттєво не змінювалася. Починаючи із серпня і по жовтень в листі граба обох екосистем відбувалося поступове накопичення Cu , яке на момент опадання листя в НПП «Голосіївський» становило $25,3 \pm 0,8$ мг/кг, в умовах заповідника – 4,6-6,1 мг/кг.

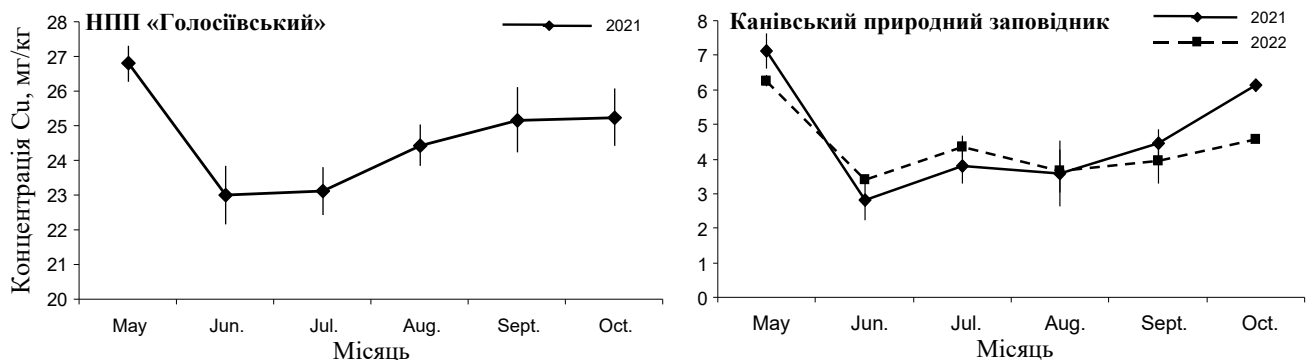


Рис. 5.1. Динаміка концентрації Cu у листяній фітомасі граба протягом вегетаційного сезону в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Концентрація Cd у фітомасі граба в умовах НПП «Голосіївський» протягом вегетаційного сезону відповідала діапазону 23,0-26,8 мг/кг, в Канівському природному заповіднику була на порядок меншою – 0,02-0,21

мг/кг. В умовах лісового заповідника «Lipny Dół» (Польща) листя грабу накопичувало 0,46 мг/кг [83]. На початок опадання листя клену та липи з центру Вроцлава та Валбжиха (Польща) концентрація Cd становила 2,6-3,6 мг/кг (Додаток В, табл. 1) [100].

Як і у випадку накопичення Cu, концентрація Cd у листяній фітомасі також характеризувалася високими рівнями на початку вегетаційного сезону – у травні-червні в НПП «Голосіївський» 23,0-26,8 мг/кг, та у травні-липні в умовах Канівського заповідника – 0,15-0,21 мг/кг, що також може свідчити про переважне надходження цього металу в процесі кореневого поглинання з ґрунту (рис. 5.2). В подальшому у серпні-вересні концентрація металу у листі граба з НПП «Голосіївський» знижувалася у 1,6-2,0 раза до 0,24-0,28 мг/кг. В умовах заповідника таке зниження концентрації становило 3-8 разів та досягало рівня 0,02-0,07 мг/кг. Серед всіх проаналізованих металів втрати концентрації Cd фітомасою граба протягом вегетаційного сезону є найбільшими, особливо протягом липня-серпня.

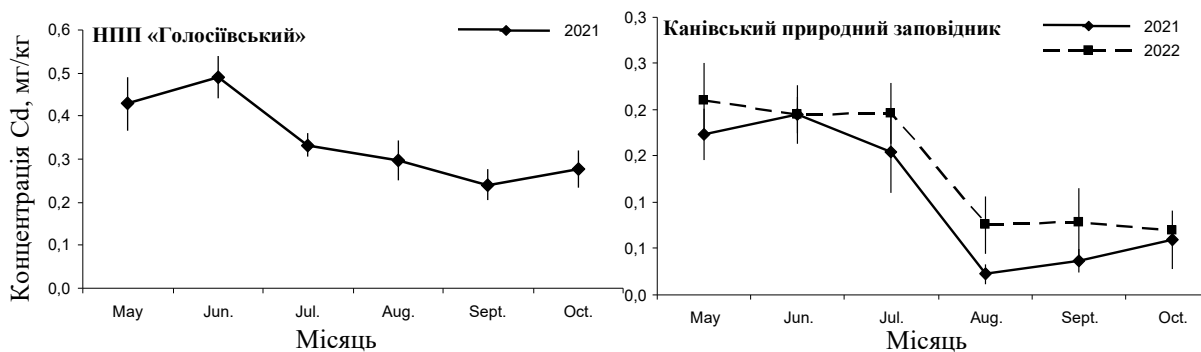


Рис. 5.2. Динаміка концентрації Cd у листяній фітомасі граба протягом вегетаційного сезону в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Концентрація Pb у фітомасі грабу в умовах НПП «Голосіївський» протягом вегетаційного сезону відповідала діапазону 3,2–4,5 мг/кг, в Канівському природному заповіднику була у 3,7–4,5 рази меншою – 0,69–1,19 мг/кг. В умовах лісового заповідника «Lipny Dół» (Польща) листя грабу накопичувало 7,27 мг/кг

[83]. Листя клену та липи у центрі Вроцлава та Валбжиха у червні накопичували Pb відповідно 0,49-0,85 мг/кг та 1,4-9,5 мг/кг. Станом на жовтень концентрація Pb суттєво підвищувалася і досягала у листі клену 4,9-8,0 мг/кг, у листі липи – 6,5-12,4 мг/кг [100] (Додаток В, табл. 1). Таким чином можна бачити, що різні види дерев суттєво відрізняються за рівнями накопичення Pb у фітомасі.

На початок вегетаційного сезону у молодому листі граба в умовах обох лісових екосистем концентрація Pb є найменшою (рис. 5.3). У молодому листі граба Голосіївського лісу концентрація металу становила $3,16 \pm 0,32$ мг/кг, у Канівському природному заповіднику – 0,69-0,74 мг/кг. Надалі відбувається поступове накопичення Pb у листяній фітомасі граба, що досягає максимуму в осінній період під час опадання листя: в умовах НПП – до $4,45 \pm 0,15$ мг/кг (у 1,4 раза більше у порівнянні з травнем), у Канівському заповіднику – 1,08-1,10 мг/кг (більше у 1,5-1,6 раза). Подібне зростання концентрації Pb зафіксовано для різних видів дерев багатьма авторами [69, 75, 100]. Зокрема G.J. Dollard використав радіоактивний ^{210}Pb для оцінки листяного поглинання та компартментації Pb у *Raphanus sativus*, *Daucus carota* та *Vicia faba* в умовах теплиці протягом вегетаційного періоду. Було встановлено, що транспорт Pb від листків до тканин кореня становив 0,1-0,3% [47]. З іншого боку транслокація свинцю з ґрунту від коренів до пагонів рослин не перевищує 3% [71]. Зростання концентрації Pb у фітомасі рослин пояснюється його активним накопиченням з атмосферних опадів. Показано, що проникнення та накопичення позакореневого Pb у пагонах *Lactuca sativa* сильно корелювало (коефіцієнт кореляції: 0,83) з кількістю опадів [112]. Причому накопичення Pb листяною фітомасою відбувається більш активно з атмосферних опадів, ніж при осадженні твердих частинок пилу [85].

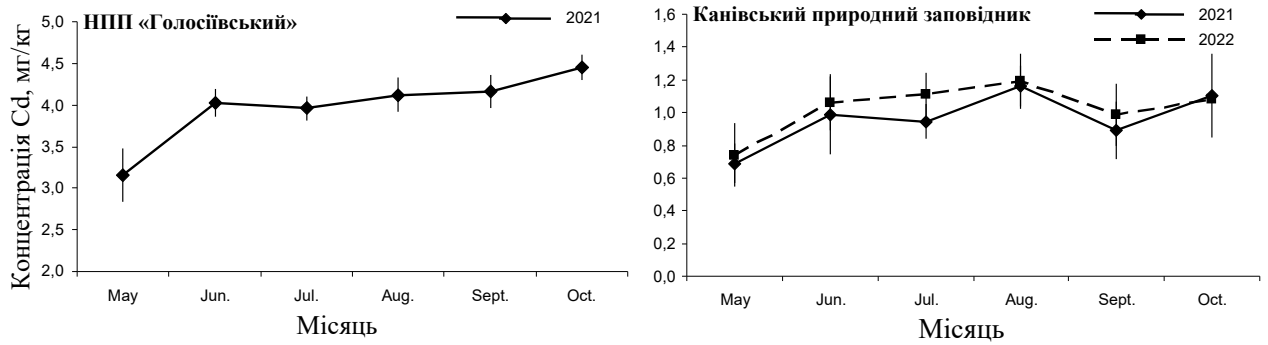


Рис. 5.3. Динаміка концентрації Pb у листяній фітомасі граба протягом вегетаційного сезону в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Абсолютні величини концентрації Zn у листяній фітомасі грабу в умовах НПП «Голосіївський» протягом вегетаційного сезону відповідали діапазону 29,4–46,7 мг/кг, в Канівському природному заповіднику – 17,0–24,5 мг/кг. Ці величини відповідають концентраціям Zn в листі грабу з лісового заповідника «Lipny Dół», Польща [83], що становили на початок опадання листя 48,3 мг/кг та є близькими для клена та липи з центру Вроцлава та Валбжиху – 22,7–47,0 мг/кг [100] (Додаток В, табл. 1).

Концентрація Zn у листі грабу у травні в умовах Канівського природного заповідника характеризувалася найвищими показниками і становила 23,9–24,5 мг/кг. В умовах НПП «Голосіївський» у травні концентрація металу також була високою – 37,8 мг/кг. Як і у випадку з накопиченням Cu, концентрація Zn в обох досліджених екосистемах дещо знижувалася до липня і досягала величини 17,0–21,2 мг/кг в заповіднику, та $29,4 \pm 9,4$ мг/кг – в НПП (рис. 5.4). Високий вміст Zn в листяній біомасі на початку вегетаційного періоду може свідчити про переважне надходження даного металу з ґрунту в процесі кореневого живлення рослин граба.

Подальше зниження концентрації відображає інтенсивне зростання маси листків, в ході якого відбувається «розведення» накопиченого металу [75, 115]. Відомо, що протягом перших 4-х місяців вегетаційного сезону відбувається ріст маси листя, після чого вона стабілізується до моменту опадання [75, 115]. В

умовах Канівського природного заповідника із серпня до початку опадання листя у жовтні суттєвих змін концентрації Zn не відбувалося (18,1-19,3 мг/кг). Водночас у НПП «Голосіївський» із серпня по жовтень спостерігали поступове накопичення Zn в тканинах листя граба, що на момент опадання листя у жовтні становило 46,7 мг/кг. Таким чином, в умовах заповідника після завершення росту листя граба та стабілізації його фітомаси відбувається відповідна стабілізація концентрації Zn. Водночас в умовах великого мегаполіса у НПП «Голосіївський» відбувається подальше додаткове накопичення Zn у листяній фітомасі граба, ймовірно, в результаті позакореневого накопичення металу в листкових тканинах за рахунок осадження твердих частинок металу з атмосферного повітря. Це відповідає результатам інших дослідників, які показали, що атмосферні аерозолі та тверді частки є найбільш важливим джерелом надходження Pb та Zn до листя *Aesculus hippocastanum* L. [75]. Завдяки цьому в умовах зелених насаджень клена та липи двох польських міст Вроцлава та Валбжиха концентрація Zn з червня по жовтень зростає з 23-79 мг/кг до 48-147 мг/кг [100].

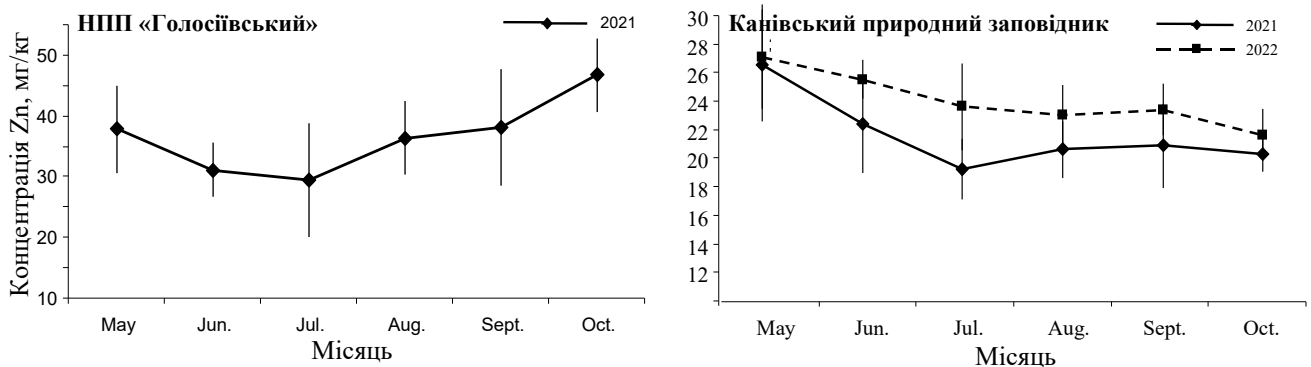


Рис. 5.4. Динаміка концентрації Zn у листяній фітомасі граба протягом вегетаційного сезону в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Концентрація Ni у фітомасі граба в умовах НПП «Голосіївський» протягом вегетаційного сезону знаходилася у діапазоні 21,3-31,7 мг/кг, в Канівському

природному заповіднику була у 8-14 рази меншою – 1,51-4,12 мг/кг (Додаток В, табл. 1). Відомо, що листя клену та липи у складі зелених насаджень у центрі Вроцлава та Валбжиха (Площа) у червні накопичували Ni у кількості 0,92-1,46 мг/кг та 3,19-4,74 мг/кг відповідно. Перед опаданням листя у жовтні концентрація Ni суттєво підвищувалася і досягала у листі клену 3,5-3,9 мг/кг, у листі липи – 5,9-7,6 мг/кг [100]. Таким чином за показниками накопичення Ni у листі граба лісова екосистема Канівського природного заповідника відповідає рівням, характерним для зелених насаджень великих міст Польщі. Водночас рівні накопичення Ni в листі граба з НПП «Голосіївський» суттєво перевищують концентрації металу, характерні для зелених насаджень великих міст Польщі.

Динаміка концентрації Ni в листі граба протягом вегетаційного сезону мала суттєві відмінності у досліджених модельних лісових екосистемах (рис. 5.5). В умовах НПП «Голосіївський» протягом вегетаційного сезону динаміка змін концентрації Ni нагадувала зміни концентрації Cd та характеризувалася максимальними величинами у травні-червні – 29,6-31,7 мг/кг. Надалі спостерігали поступове зниження концентрації металу в листі, що досягала мінімуму у жовтні перед опаданням листя – $21,3 \pm 2,3$ мг/кг (менше у 1,5 раза у порівнянні з червнем). Як було показано вище, максимальні рівні концентрації металу на початку вегетаційного сезону можуть свідчити про його переважне надходження з ґрунту в процесі кореневого живлення рослин. Подальше зниження концентрації металу може бути пов'язаним як з нарощування біомаси листя, так і з вимиванням металу з листяної фітомаси атмосферними опадами. Водночас у Канівському природному заповіднику концентрація Ni у листі граба протягом вегетаційного сезону статистично значимо не змінювалася (*ANOVA*, $p=0,089$). У подальшому спостерігали незначну тенденцію до зростання концентрації, яка у жовтні досягала початкових рівнів. Подібну постійність концентрації Ni протягом вегетаційного сезону було описано для тропічної рослини-гіперакумулятора Ni *Phyllanthus rufuschaneyi*, коли у молодих та старих листках концентрація металу відрізнялася лише на 0,2% [119].

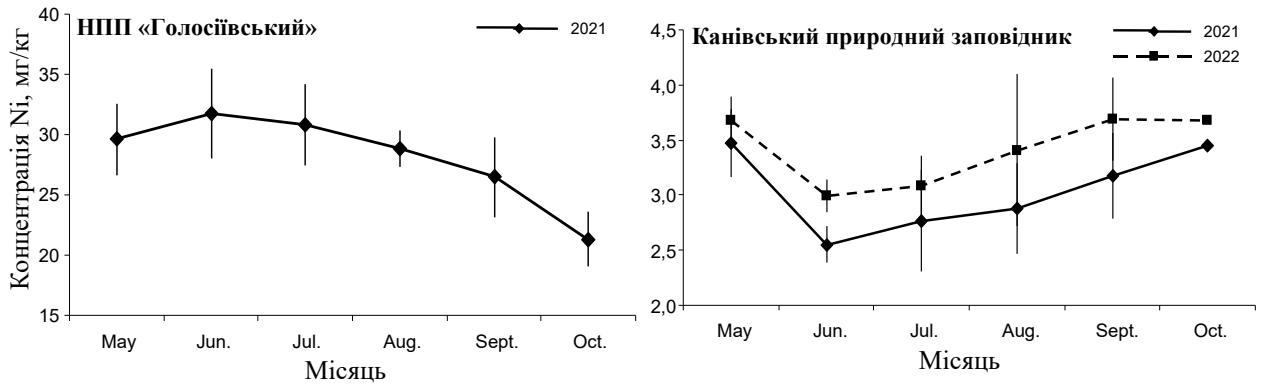


Рис. 5.5. Динаміка концентрації Ni у листяній фітомасі граба протягом вегетаційного сезону в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Концентрація Cr у фітомасі граба в умовах НПП «Голосіївський» протягом вегетаційного сезону знаходилася у діапазоні 0,18-0,92 мг/кг, в Канівському природному заповіднику була близькою – 0,59-1,27 мг/кг. Проте сезонний хід динаміки кардинально відрізнявся (рис. 5.6). Якщо в умовах Канівського заповідника було характерне поступове наростання концентрації Cr з 0,59 мг/кг до 0,87 мг/кг з травня по жовтень, то у НПП «Голосіївський» у травні-червні та вересні-жовтні концентрація металу була незмінною – 0,18-0,24 мг/кг, то у липні-серпні відбувалося підвищення вмісту металу до 0,69-0,92 мг/кг з подальшим зниженням у вересні-жовтні. У доступній науковій літературі показано, що листя клену та липи у складі зелених насаджень у центрі Вроцлава та Валбжиха (Площа) у червні накопичували Cr у кількості 0,67-1,19 мг/кг та 0,6-4,5 мг/кг відповідно. Перед опаданням листя у жовтні концентрація Cr суттєво підвищувалася і досягала у листі клену 3,37-3,75 мг/кг, у листі липи – 5,75-8,93 мг/кг [100].

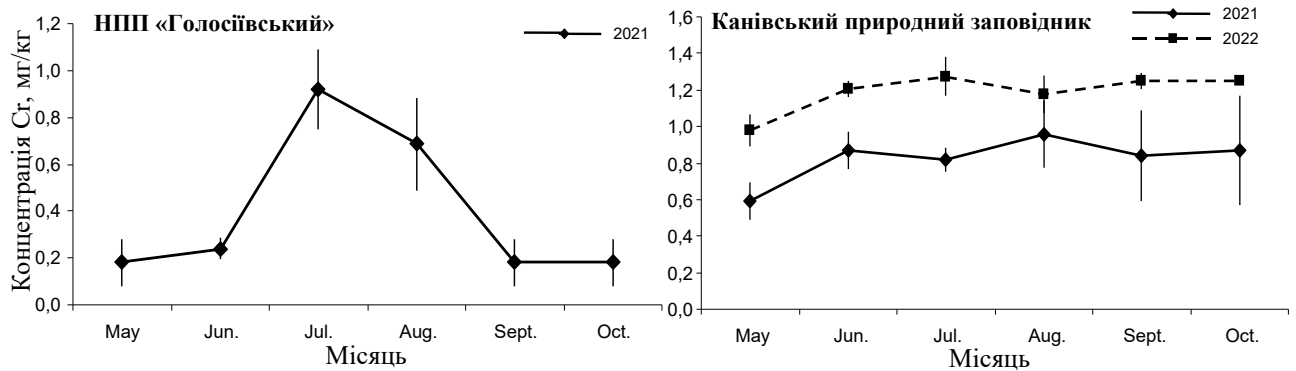


Рис. 5.6. Динаміка концентрації Cr у листяній фітомасі грабу протягом вегетаційного сезону в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Таким чином, для Cu, Cd, Zn та Ni є характерним накопичення у молодому листі граба. Це свідчить про переважне надходження цих хімічних елементів з ґрунту в процесі кореневого поглинання. Надалі впродовж вегетаційного сезону відбувається суттєве зниження концентрації даних металів за рахунок росту біомаси листя та «тканинного розведення» початкової кількості накопиченого металу. Подібні закономірності було добре описано іншими авторами. Як зазначає N.D. Kim, 1994, «той факт, що концентрації Cu та Zn є найвищими, коли листя розпускається, означає, що ці метали в основному походять із ґрунту, і що більша частина Cu та Zn переміщується в листя ще до їх розгортання». Для Cd зареєстровано складну динаміку, коли для його концентрації протягом вегетаційного сезону характерні значні коливання [75]. Виявлене зростання концентрації металів у листі листопадних дерев протягом вегетаційного періоду пояснюють їх надходженням з атмосфери в результаті сухого або вологого осадження. Така закономірність встановлена всіма дослідниками для накопичення Pb у листі різних видів дерев [75, 83, 100, 115]. Проте ми спостерігаємо додаткове накопичення Cu в обох лісових екосистемах, Zn – в умовах НПП «Голосіївський», Ni та Cr – в умовах Канівського природного заповідника.

5.2 Оцінка обсягів надходження важких металів у складі листяного опаду до лісової підстилки грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Для оцінки обсягів надходження листяного опаду було використано результати аналізу сезонної динаміки компонентного складу лісової підстилки досліджених грабових дібров НПП «Голосіївський» за 2021 р. та Канівського природного заповідника за 2021-2022 рр. з припущенням, що маса опалого листя суттєво не змінюється протягом місяця після його надходження до складу підстилки (Додаток Б, табл. 2). Розрахунки кількості листяного опаду, що надійшов протягом року до складу підстилки обох екосистем, показали близькі величини: для НПП «Голосіївський» 0,32 кг/м², для Канівського природного заповідника – 0,25-0,36 кг/м² (табл. 5.1).

Таблиця 5.1

Розрахункові величини надходження кількості важких металів до лісової підстилки у складі листяного опаду в умовах екосистем грабової діброви НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Місяць/рік	Маса фракції листя, кг/м ²	SD	Надходження листяного опаду, кг/м ²	Кількість сполук важких металів, що надійшла до лісової підстилки у складі листяного опаду, мг/м ²											
				Cu	SD	Zn	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Cr	SD
НПП «Голосіївський»															
07.21	0,040	0,005	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
08.21	0,150	0,004	0,110	2,69	0,07	4,0	0,7	3,17	0,17	0,033	0,005	0,45	0,02	0,075	0,022
09.21	0,190	0,015	0,040	1,01	0,04	1,5	0,4	1,06	0,13	0,010	0,001	0,17	0,01	0,007	0,004
10.21	0,320	0,014	0,130	3,28	0,11	6,1	0,8	2,77	0,30	0,036	0,006	0,58	0,02	0,023	0,013
11.21	0,330	0,020	0,010	0,25	0,01	0,5	0,1	0,21	0,02	0,003	0,000	0,04	0,001	0,002	0,001
12.21	0,360	0,020	0,030	0,76	0,02	1,4	0,2	0,64	0,07	0,008	0,001	0,13	0,004	0,005	0,003
Всього			0,320	7,99	0,24	13,5	2,1	7,85	0,68	0,090	0,010	1,38	0,060	0,110	0,040
Канівський природний заповідник															
09.21	0,32	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10.21	0,48	0,06	0,155	0,95	0,06	2,80	0,19	0,53	0,06	0,009	0,005	0,171	0,053	0,135	0,047
11.21	0,57	0,04	0,095	0,58	0,04	1,72	0,12	0,33	0,04	0,006	0,003	0,105	0,033	0,083	0,029
Всього			0,250	1,53	0,10	4,51	0,31	0,86	0,10	0,020	0,01	0,276	0,076	0,218	0,076
06.22	0,03	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07.22	0,04	0,01	0,012	0,05	0,00	0,25	0,003	0,04	0,002	0,002	0,000	0,013	0,002	0,015	0,001
08.22	0,08	0,02	0,031	0,11	0,01	0,64	0,03	0,11	0,01	0,002	0,001	0,037	0,004	0,036	0,003
09.22	0,14	0,01	0,065	0,26	0,16	1,37	0,05	0,24	0,04	0,005	0,002	0,064	0,011	0,081	0,007
10.22	0,26	0,02	0,119	0,54	0,08	2,30	0,09	0,44	0,04	0,008	0,004	0,129	0,023	0,149	0,005
11.22	0,34	0,04	0,083	0,38	0,05	1,60	0,06	0,30	0,03	0,006	0,003	0,090	0,016	0,104	0,004
12.22	0,39	0,03	0,050	0,23	0,03	0,97	0,04	0,18	0,02	0,004	0,002	0,054	0,009	0,062	0,002
Всього			0,360	1,58	0,33	7,13	0,27	1,31	0,15	0,027	0,013	0,387	0,065	0,448	0,022

Як було показано вище, початок опадання листя та формування нової річної підстилки у грабових дібровах в умовах Середнього Придніпров'я розпочинається з липня-серпня (див.розділ 4.3). Проте, максимум активності опадання листя може змінюватися в окремі роки та активно тривати протягом одного місяця – вересня 2021 р. в НПП «Голосіївський», жовтня 2021 р. та 2022 р. в Канівському природному заповіднику.

Для обчислення кількості важких металів враховували їх концентрацію для відповідного місяця та масу листяного опаду, що надійшла до лісової підстилки протягом місяця. Встановлено, що попри зміну концентрації металу у фітомасі граба протягом вегетаційного сезону, основним чинником, що визначає його обсяги надходження до підстилки, є кількість листяного опаду, що утворилася протягом місяця. Лише у випадку Ni та Cr, у зв'язку з тим, що наприкінці вегетаційного сезону їх концентрація у листяній фітомасі граба в НПП «Голосіївський» знижувалася, максимальні обсяги їх надходження до лісової підстилки національного парку були характерні для серпня 2021 р.

В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» у складі опалого листя всі важкі метали, за виключенням Cr, характеризувалися більшими обсягами надходження, у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника. Найбільш суттєві відмінності були виявлені для Ni. Так, з серпня по грудень 2021 р. до підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» надійшло $7,9 \pm 0,7$ мг/м² Ni, водночас у Канівському природному заповіднику ця величина була у 9 разів меншою та становила $0,9 \pm 0,1$ мг/м². Також у складі листяного опаду суттєво менше надходить Cu та Cd, що для НПП «Голосіївський» становило $7,9 \pm 0,2$ мг/м² та $0,09 \pm 0,01$ мг/м² відповідно, а для Канівського природного заповідника – $1,5 \pm 0,1$ мг/м² та $0,02 \pm 0,01$ мг/м².

Водночас надходження Cr з листяним опадом до складу підстилки грабової діброви Канівського заповідника було у 2 рази більшим, ніж до підстилки грабового лісу НПП «Голосіївський» та становило $0,22 \pm 0,08$ мг/м² та $0,11 \pm 0,04$ мг/м² відповідно.

5.3. Оцінка запасів важких металів у складі фітомаси деревини граба

Відповідно до даних таксаційного опису модельних виділів обраних лісових екосистем грабових дібров заповідних територій встановлено, що запаси деревини в НПП «Голосіївський» та Канівському природному заповіднику є близькими та становлять 320 м³/га та 300 м³/га відповідно (Додаток В, табл. 2). За даними [110] маса деревини у складі стовбурів (з корою), гілками та корінням для деревостану свіжої грабової діброви Д2ГД I класу бонітету віком 70 років, якій відповідає грабова діброва НПП «Голосіївський», становить 426 т/га. Для грабової діброви Канівського природного заповідника, деревостан якої відповідає сухій грабовій діброві Д1ГД II класу бонітету віком 100 років, ця величина становить 393,5 т/га. З них, за даними [110], на стовбури з корою припадає 66% або 282,1 т/га для НПП «Голосіївський» та 259,7 т/га для Канівського природного заповідника. При цьому розрахункові оцінки маси запасу деревини за величиною сухої щільності 790 кг/м³ у грабовій діброві НПП «Голосіївський» дає занижену величину $320 \text{ м}^3/\text{га} \times 790 \text{ кг}/\text{м}^3 \times 10^3 = 252,8$ т/га. Для грабової діброви Канівського природного заповідника вона становила $300 \text{ м}^3/\text{га} \times 790 \text{ кг}/\text{м}^3 \times 10^3 = 237$ т/га. Тому для розрахунку запасів накопичених важких металів у фітомасі граба досліджених грабових дібров було вирішено використати довідкові дані згідно [110].

Аналіз динаміки концентрації важких металів у деревині стовбурів граба показав відсутність статистично значущих відмінностей протягом року, що свідчить про стабільність хімічного складу ксилеми (табл. 5.2). Тому для оцінки запасів металів, накопичених у фітомасі деревини граба було використано їх середньорічні величини концентрації.

Порівняння досліджених лісових екосистем за рівнями накопичення важких металів у деревині граба показало, що в умовах НПП «Голосіївський» концентрація всіх металів у 1,9-5,6 раза є вищою, ніж у деревині граба екосистеми Канівського природного заповідника. Найменші відмінності були характерні за концентрацією Си, рівень накопичення якого у деревині граба з НПП «Голосіївський» становив $2,3 \pm 0,5$ мг/кг проти $1,2 \pm 0,3$ мг/кг у Канівському

природному заповіднику. Найбільші відмінності були характерні для рівнів накопичення Cr, концентрація якого у деревині граба з НПП «Голосіївський» була вищою у 5,6 раза та становила $0,79 \pm 0,17$ мг/кг проти $0,14 \pm 0,05$ мг/кг у Канівському природному заповіднику.

Таблиця 5.2

Концентрація важких металів у деревині граба екосистем грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Місяць відбору зразка	Cu	SD	Cd	SD	Pb	SD	Ni	SD	Cr	SD	Zn	SD
НПП «Голосіївський»												
05.2021	2,60	0,53	0,062	0,003	3,53	0,24	2,51	0,20	0,57	0,19	5,21	0,89
08.2021	2,33	0,48	0,066	0,004	3,65	0,32	2,59	0,36	0,77	0,19	6,42	1,05
11.2021	2,01	0,37	0,069	0,004	3,99	0,40	2,80	0,20	1,03	0,11	4,97	0,76
Середнє	2,31	0,46	0,066	0,004	3,72	0,32	2,63	0,25	0,79	0,17	5,53	0,91
Канівський природний заповідник												
06.2021	1,08	0,41	0,0289	0,0098	1,19	0,21	0,69	0,21	0,17	0,07	2,02	0,32
08.2021	1,44	0,12	0,0237	0,0053	1,88	0,24	1,21	0,42	0,09	0,03	2,60	0,66
12.2021	1,14	0,36	0,0248	0,0013	1,90	0,23	0,75	0,16	0,16	0,04	2,98	0,72
Середнє	1,22	0,30	0,026	0,005	1,66	0,23	0,88	0,26	0,14	0,05	2,53	0,57

Порівняння рівнів накопичення важких металів у деревині стовбурів та фітомасі листя граба виявило суттєві відмінності між дослідженими лісовими екосистемами. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» листя граба містило у 8-12 разів вищу концентрацію Ni, ніж у деревині, яка становила 21,3-31,7 мг/кг у біомасі листя та $2,6 \pm 0,3$ мг/кг у деревині, що може свідчити про транслокацію та активне накопичення металу у листі. Також концентрація Cu у листі граба була вищою у 10-11 разів та становила 23,1-26,8 мг/кг проти $2,3 \pm 0,5$ мг/кг у деревині. Водночас концентрація Pb та Cr у листі та деревині граба суттєво не відрізнялася, що може свідчити про рівномірний розподіл даних металів по органах рослини та/або відсутність їх транслокації.

В умовах екосистеми Канівського природного заповідника найбільші відмінності у рівнях накопичення фітомасою листя та деревиною були виявлені для концентрації Zn та Cr, вміст яких у листі був у 9-10 разів вищим, ніж у деревині граба. Також у листяній біомасі грабу Канівського заповідника суттєво

вищою була концентрація Cd, Ni та Cu, що перевищувала рівні накопичення деревини у 3,8-7,6 раза. Водночас, як і в умовах НПП «Голосіївський», Pb був розподілений рівномірно по органах рослини, де його концентрація у листі та деревині дорівнювала 0,7-1,2 мг/кг та 1,2-1,9 мг/кг.

Отже, для Cu, Cd, Zn та Ni є характерним переважне накопичення у листяній фітомасі на початку вегетаційного сезону при формуванні молодого листя шляхом процесів кореневого поглинання металів з ґрунту та їх транслокації до вегетативних органів. Концентрація даних металів у деревині протягом вегетаційного сезону суттєво не змінювалася та була у 3,8-12,0 разів нижчою, ніж у листі. Для Pb встановлено рівномірний розподіл концентрації у листі та деревині стовбурів граба, що підтверджує дані інших дослідників про відсутність активного кореневого поглинання даного металу.

Для оцінки запасів накопичених металів у деревній фітомасі було умовно прийнято, що їх концентрація суттєво не відрізняється у складі деревини стовбурів, гілок та коріння (частину зразків деревини було отримано з великих скелетних гілок). Зокрема було показано, що концентрація Pb у деревині стовбурів та коренів граба, берези та верби суттєво не відрізняється [97]. Для екосистеми НПП «Голосіївський» встановлено, що з переліку досліджених важких металів максимальні запаси у деревині грабового деревостану були характерні для Zn, що складають 2356 ± 386 г/га (Додаток В, табл. 3). Також у деревині граба було зосереджено високі запаси Pb та Ni, що оцінюються у 1587 ± 137 г/га та 1120 ± 115 г/га відповідно. Запаси Cu становили 986 ± 196 г/га. Найменші обсяги накопичення у деревині були характерні для Cr та Cd, кількість яких складала 337 ± 71 г/га та 28 ± 2 г/га. В екосистемі Канівського природного заповідника деревина граба містила суттєво нижчі обсяги запасів важких металів.

За зменшенням запасів у деревині грабу в умовах модельних екосистем досліджені метали формують такі послідовні ряди (елементи, які значимо не відрізняються за обсягами, підкреслено разом):

НПП «Голосіївський»: Zn > Pb > Ni > Cu > Cr > Cd

Канівський природний заповідник: $Zn > Pb > \underline{Cu} > Ni > Cr > Cd$

Протягом вегетаційного сезону річний приріст біомаси грабової діброви в умовах НПП «Голосіївський» оцінено у 2,76 т/га. В умовах Канівського природного заповідника грабова діброва, у зв'язку з належністю до II класу бонітету, характеризувалася суттєво нижчим річним приростом, що становив 1,06 т/га. Відповідно, щорічний приріст запасів важких металів, накопичених у деревній фітомасі грабової діброви для Канівського природного заповідника є суттєво нижчим у 5-15 разів. Найбільші відмінності річних темпів накопичення у 15 разів були властиві для Cr, річний приріст запасів якого в деревині граба в умовах НПП «Голосіївський» становив $2,2 \pm 0,5$ г/га, у той час, як річне накопичення Cr в грабовій деревині Канівського природного заповідника складало лише $0,15 \pm 0,1$ г/га. Також суттєві відмінності були характерні для накопичення Ni, щорічний приріст запасу якого у деревині в умовах НПП «Голосіївський» становив $7,3 \pm 0,7$ г/га, в умовах Канівського природного заповідника – $0,9 \pm 0,07$ г/га.

РОЗДІЛ 6

ДИНАМІКА ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ЛІСОВОЇ ПІДСТИЛКИ ГРАБОВИХ ДІБРОВ НПП «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» ТА КАНІВСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА

У шостому розділі представлено результат аналізу параметрів, що характеризують сезонні зміни концентрації та запасів важких металів у лісовій підстилці в умовах грабових дібров природно-заповідних територій правобережжя Середнього Придніпров'я. Встановлено сезонні та річні закономірності динаміки хімічного складу підстилki, проведено оцінку балансу надходження важких металів до підстилki з листяним опадом та їх втрат в процесі її розкладання.

У зв'язку зі значним обсягом даних для викладу матеріалу було обрано принцип групування результатів та їх аналізу за окремими хімічними елементами. Для зручності зіставлення річної динаміки концентрації важких металів у модельних лісових екосистемах всі дані було згруповано у період з вересня по серпень, що традиційно відповідає фенологічному року між періодами інтенсивного формування річного листяного опаду. Аналіз змін концентрації досліджуваних хімічних елементів показав, що незважаючи на виявлені відмінності у накопиченні важких металів у листі граба, річна динаміка змін їх концентрації в процесі розкладу підстилki мала подібні риси для обох досліджених екосистем.

За подібністю річної динаміки змін концентрації та кількості (запасів у мг/м^2) всі досліджені важкі метали можна об'єднати у дві групи: 1) Cu, Zn, Ni – концентрація яких сягає максимуму під час опадання листя восени та надалі в процесі розкладу підстилki знижується; 2) Cd, Pb, Cr – концентрація яких під час формування річної підстилki є низькою та зростає в процесі її мінералізації.

6.1 Динаміка вмісту Cu у лісовій підстилці модельних екосистем

Концентрація Cu у лісовій підстилці в умовах НПП «Голосіївський» протягом 2018-2019 рр. та 2020-2021 рр. знаходилася у діапазоні 8,3-24,8 мг/кг, в Канівському природному заповіднику була у 6-7 раз меншою – 1,2-4,3 мг/кг (Додаток Г). За даними інших досліджень у лісі в м. Неполоміце (Польща) у дубово-грабовій підстилці було виявлено концентрацію Cu у діапазоні 17,0-21,5 мг/кг [106]. Водночас в умовах НПП «Aggtelek» (Угорщина) у підстилці грабової діброви концентрація Cu становила 5,38-6,64 мг/кг [74]. У лісових масивах з околиць Кракова концентрація Cu у грабово-дубовій підстилці (з домінуванням граба) становила лише 7,5-8,9 мг/кг [108]. Аналіз результатів 1411 спостережень із 175 публікацій по всьому світу показали, що медіана середньої концентрації Cu у лісовій підстилці незабруднених районів становить 6,0 мг/кг [98]. Таким чином в умовах екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» концентрація Cu у підстилці суттєво перевищує величини, характерні для незабруднених лісових екосистем Європи. Водночас підстилка екосистеми Канівського природного заповідника відповідає описаним в науковій літературі діапазнам.

Динаміка концентрації Cu у лісовій підстилці досліджених лісових екосистем протягом року характеризувалася значною подібністю. Концентрація Cu у лісовій підстилці починала зростати з початком опадання листя. В умовах НПП «Голосіївський» максимальна концентрація Cu у 2018 та 2020 рр. була зареєстрована у листопаді – 24,2 мг/кг та 24,0 мг/кг відповідно. У 2020 р. листяний шар досягнув максимальних обсягів у жовтні. Проте, цього року було зафіксовано аномально високу продуктивність лісової екосистеми НПП «Голосіївський», що призвело до росту концентрації Cu вже у вересні-жовтні до 21,0-22,9 мг/кг за рахунок надходження свіжоопалого листя граба, що містило на момент опадання 25,2-25,3 мг/кг Cu (рис. 6.1).

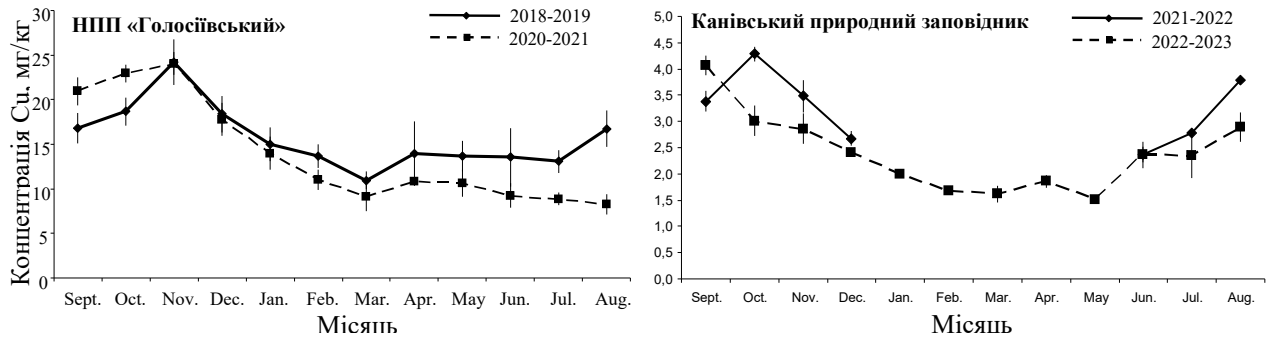


Рис. 6.1. Річна динаміка концентрації Cu у підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Діапазон максимальних концентрацій Cu в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» 21,0-24,2 мг/кг наближається до величини концентрації 35 мг/кг, за якої було встановлено пригнічення розкладання підстилки, що у комбінації із 35 мг/кг Pb призводило до зниження швидкості мінералізації листяного опаду у 1,6 раза [128]. За даними [27] зниження швидкості розкладання підстилки було встановлено на ділянках з концентрацією важких металів у свіжій підстилці в таких діапазонах: Zn, 110-250 мг/кг; Cu, 20-100 мг/кг; Pb, 44-311 мг/кг; Cd, 0,6-1,2 мг/кг. Причому, швидкість розкладання підстилки значно залежала від забруднення металами саме на ранніх стадіях її формування, тоді як на більш пізніх стадіях мінералізації вплив важких металів був не таким суттєвим [41].

У Канівському природному заповіднику у 2021 р. максимальна концентрація Cu була зафіксована у жовтні – 4,3 мг/кг. У 2022 р. максимум концентрації даного металу був виявлений у вересні – 4,07 мг/кг, а вже у жовтні вона знизилася до 3,0 мг/кг.

Незважаючи на сформовану у підстилці величину концентрації Cu в ході опадання листя протягом жовтня-листопада, для обох модельних екосистем було характерно стрімке її зниження вже у грудні. У НПП «Голосіївський» у грудні концентрація Cu знизилася у 1,3 раза, досягнувши рівня 17,8-18,4 мг/кг. У Канівському заповіднику у грудні концентрація знизилася у 1,6 раза та відповідала діапазону 2,4-2,7 мг/кг. Надалі в міру розкладання підстилки

зниження концентрації Cu продовжувалося. В умовах НПП «Голосіївський» вона сягнула мінімуму 9,1-11,0 мг/кг у березні, після чого до серпня 2019 р. відбулася її стабілізація на рівні 13,07-13,94 мг/кг (зниження відносно листопада становить 2,2 раза). У 2021 р. після несуттєвого підвищення у квітні-травні зниження концентрації Cu продовжилося до серпня, коли вона досягнула мінімуму у 8,28 мг/кг. В умовах Канівського природного заповідника мінімум концентрації даного хімічного елементу був характерний для травня. Водночас у червні-липні, коли обсяги підстилки скорочувалися та досягали мінімуму (див. рис. 4.4) концентрація Cu зростала.

Таким чином можна стверджувати, що концентрація Cu у матеріалі лісової підстилки у досліджених модельних екосистемах характеризується чіткою сезонною динамікою з максимумом на час опадання листя та мінімумом – у період мінімальних запасів підстилки. Швидку втрату Cu, коли протягом кількох осінніх місяців зниження концентрації становить 23-37%, можна пояснити вимиванням його лабільної водорозчинної фракції. За даними інших дослідників вивільнення лабільної фракції Cu інтенсивно відбувається протягом перших 2 місяців розкладання лісової підстилки [109]. За даними інших авторів для Cu не було виявлено суттєвих змін концентрації у підстилці протягом 660 днів її розкладання [83]. Водночас в іншій публікації цих авторів вказано, що серед важких металів швидкість втрати підстилкою Cu є найвищою [84]. Проте за даними інших дослідників, в умовах грабово-дубового лісу на околицях м.Неполоміце (Польща) під час розкладання підстилки відбувалося накопичення Cu. Подібна ситуація описана для підстилки соснових лісів, коли в районі Jadrås (Швеція) підстилка демонструвала інтенсивну втрату Cu, проте в іншому районі Tabimo (Швеція) спостерігали накопичення даного хімічного елементу. Автори припускають, що «накопичення або вивільнення важких металів може залежати від градієнта концентрації металу між підстилкою та ґрунтом, від рН ґрунту та здатності підстилки зв'язувати метал» [125]. Показано, що якщо ґрунт є забрудненим Cu, то відбувається накопичення хімічного елементу в підстилці. Водночас на незабрудненому ґрунті спостерігалось

вивільнення Cu, Zn і Cd із підстилки, яка сформувалася із забрудненого важкими металами листя тополі [109].

Величина концентрації важких металів у матеріалі підстилки не дозволяє оцінити обсяги потоків хімічних елементів у біогеохімічній системі оскільки не враховує показники загальної маси підстилки, обсяги якої своєю чергою відображають продуктивність лісової екосистеми. Тому більш показовою є оцінка кількості (запасу) металу у підстилці та її структурних шарах. Оцінка характеру динаміки кількості накопиченого Cu у підстилці модельних лісових екосистем показала, що вона в цілому відповідає річному ходу змін величини її концентрації (див. рис. 6.1) – у період активного формування лісової підстилки відбувається підвищення запасів Cu, які досягають максимуму у жовтні-листопаді (рис. 6.2). Як і очікувалося, в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» маса накопиченого Cu значно, у 3,3-7,4 раза, перевищувала кількість металу у підстилці екосистеми Канівського заповідника – у листопаді 2018 р. становила $22,3 \pm 2,4$ мг/м², у жовтні 2020 – $34,4 \pm 1,6$ мг/м², у листопаді 2021 р. – $21,4 \pm 0,8$ мг/м². В екосистемі Канівського природного заповідника у жовтні 2021 р. маса накопиченого металу становила $6,7 \pm 0,2$ мг/м², у листопаді 2022 р. – $4,6 \pm 0,5$ мг/м².

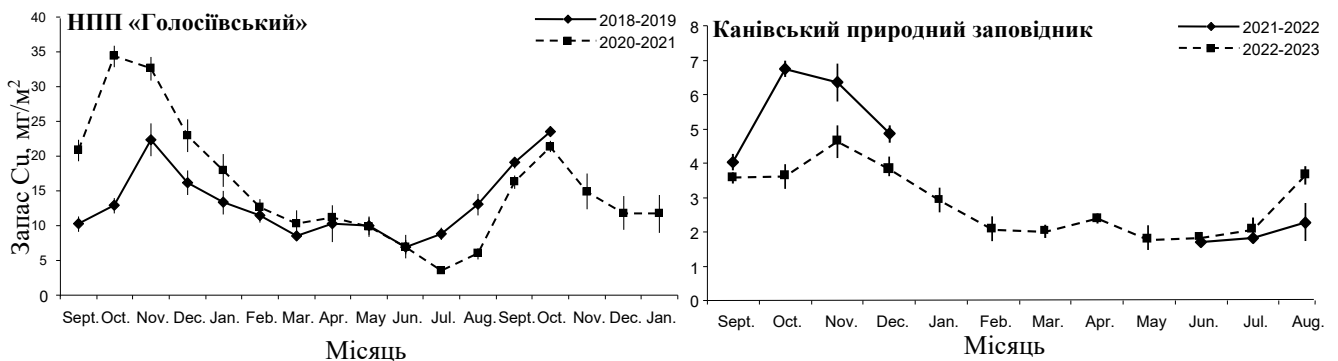


Рис. 6.2. Річна динаміка кількості Cu у підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Оцінка кількості Cu, що надійшла з листяним опадом до підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» протягом 2021 р. показала, що з серпня

по жовтень було накопичено 58% від сумарних обсягів накопиченого у підстилці металу, коли щомісяця до підстилки потрапляло $1,01-3,28 \text{ мг/м}^2 \text{ Cu}$ (див. табл. 5.1). Сумарні обсяги надходження металу з листяним опадом у 2021 р. становили $7,9 \pm 0,2 \text{ мг/м}^2$. Також за період з серпня по листопад 2021 р. з атмосферними опадами до екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» надійшло $1,9 \text{ мг/м}^2 \text{ Cu}$, а сумарні обсяги надходження металу з атмосферними опадами за 2021 р. склали $49,4 \pm 8,0 \text{ г/га}$ або $4,9 \text{ мг/м}^2$ (див. розділ. 3.3).

В екосистемі Канівського природного заповідника протягом жовтня-листопада з листяним опадом до підстилки надійшло $1,5 \pm 0,1 \text{ мг/м}^2 \text{ Cu}$. У 2022 р. процес формування листяного опаду був більш розтягнутий в часі і тривав з липня по грудень (з максимумом у жовтні), в результаті чого до підстилки надійшло $1,6 \pm 0,3 \text{ мг/м}^2 \text{ Cu}$.

Надалі з листопада-грудня проходило швидке зменшення кількості хімічного елементу у складі підстилки та її стабілізація у весняно-літній період. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» мінімальні запаси Cu у 2019 р. реєстрували у березні та червні – $8,5 \pm 0,8 \text{ мг/м}^2$ та $6,9 \pm 1,7 \text{ мг/м}^2$ відповідно, у 2021 р. – у березні та липні – $10,4 \pm 1,9 \text{ мг/м}^2$ та $3,6 \pm 0,3 \text{ мг/м}^2$, що становило відповідно 69% та 90% втрат від початкової кількості накопиченого металу у підстилці восени. Причому 33-40% втрат відбувалося протягом перших двох місяців після формування річної підстилки. В умовах екосистеми Канівського природного заповідника мінімальні запаси Cu реєстрували у травні-червні – $1,7-1,8 \text{ мг/м}^2$, що становило 62-75% втрат початкової кількості накопиченого металу у підстилці восени. Також 37-28% втрат відбувалося протягом перших двох місяців після формування річної підстилки. Вже з липня-серпня розпочиналося зростання кількості Cu у лісовій підстилці за рахунок надходження опалого листя.

Гумусовий шар ґрунту в умовах НПП «Голосіївський» містив $9,5 \pm 2,1 \text{ мг/кг Cu}$. У мірі розкладання підстилки коефіцієнт BCF зменшувався від величини 2,5 під час формування лісової підстилки, до 0,9-1,0 у період досягнення мінімальних запасів Cu у підстилці, що свідчить про існування градієнта концентрації між підстилкою та гумусовим шаром. Причому тенденція до

зниження концентрації Cu на глибині до 20 см до $6,7 \pm 1,7$ мг/кг означає його слабке вимивання з верхнього шару ґрунту та незначну вертикальну міграцію по ґрунтовому профілю (див. розд. 3.1). В умовах Канівського природного заповідника середня концентрація Cu у верхньому гумусовому горизонті становила $6,9 \pm 1,4$ мг/кг, що перевищує концентрацію у підстилці, а коефіцієнт $BSCF$ підстилки становив 0,22-0,62, що свідчить про інтенсивне вимивання металу з підстилки та його накопичення у верхньому гумусовому горизонті ґрунту. Причому на глибині 20 см ґрунту середня концентрація металу зменшувалася до $3,1 \pm 0,2$ мг/кг, що свідчить про слабку вертикальну міграцію по ґрунтовому профілю.

Таким чином, для Cu в умовах досліджених екосистем грабових дібров є характерним основний шлях надходження у складі листяного опаду, вміст в якому визначає запаси даного металу в лісовій підстилці. Проте одразу після формування річної підстилки протягом перших двох місяців відбувається стрімка втрата 28-40% початкової кількості накопиченого металу. Протягом літнього періоду відбувається додаткове надходження металу у складі атмосферних опадів та опаду чоловічих квітів граба, опаду молодих пагонів, незрілих плодів граба. Незважаючи на це листяний шар продовжує швидко втрачати Cu протягом літнього періоду, що призводить до втрат 61-90% металу підстилки в результаті вимивання лабільних фракцій, а концентрація Cu досягає свого мінімуму на початку весни. Проте у ферментованому шарі навесні та влітку запаси даного металу залишаються високими, що свідчить про наявність в ньому міцно зв'язаних сполук Cu , які втрачаються лише в ході повного розкладання матеріалу ферментованого шару. Вивільнені сполуки Cu накопичуються у верхньому гумусовому горизонті ґрунту та повільно мігрують до глибших горизонтів ґрунтового профілю.

6.2 Динаміка вмісту Zn у лісовій підстилці модельних екосистем

Концентрація Zn у лісовій підстилці в умовах НПП «Голосіївський» протягом 2018-2019 рр. та 2020-2021 рр. відповідала діапазону 27,7-96,5 мг/кг, в

Канівському природному заповіднику вона була у 3,3-5,3 рази меншою – 5,3-28,9 мг/кг (Додаток Г). За даними інших дослідників, у лісовому масиві на околицях м. Неполоміце (Польща) у дубово-грабовій підстилці було виявлено концентрацію Zn у діапазоні 176-210 мг/кг [106]. Водночас в умовах НПП «Aggtelek» (Угорщина) у підстилці грабової діброви концентрація Zn становила 8,0-75,9 мг/кг [74]. У лісових масивах з околиць м. Краків (Польща) концентрація Zn у грабово-дубовій підстилці (з домінуванням граба) становила 56-127 мг/кг [108]. Таким чином, описані в літературі величини діапазонів концентрації Zn у підстилці грабових лісів є дещо вищими, ніж зафіксовані нами в екосистемі НПП «Голосіївський». Причому навіть в умовах незабруднених екосистем заповідних територій Європи верхня межа діапазону концентрації Zn суттєво перевищує характерні для Канівського природного заповідника. Аналіз результатів 1411 спостережень зі 175 публікацій по всьому світу показали, що медіана середньої концентрації Zn у лісових підстилках з незабруднених районів світу становить 32 мг/кг [98]. Таким чином, в умовах НПП «Голосіївський» концентрація Zn у підстилці є нижчою або відповідає діапазонам концентрації Zn, характерним для незабруднених лісових екосистем. Підстилка екосистеми Канівського природного заповідника характеризується значно нижчими концентраціями Zn, ніж описані авторами інших досліджень.

Динаміка концентрації Zn у лісовій підстилці протягом року, як і у випадку з Cu, характеризувалася значною подібністю для обох досліджених лісових екосистем. Концентрація Zn у лісовій підстилці починала зростати з початком опадання листя та досягала максимуму у жовтні-листопаді (рис. 6.3). В умовах НПП «Голосіївський» максимальна концентрація Zn у листопаді 2018 р. та 2020 р. становила $96,5 \pm 1,1$ мг/кг та $95,0 \pm 7,9$ мг/кг відповідно. При цьому листя граба у жовтні перед опаданням містило 46,7 мг/кг даного хімічного елементу. Діапазон максимальних концентрацій Zn в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» наближається до величини концентрації 110-250 мг/кг за яких відбувається гальмування швидкості розкладання підстилки [27].

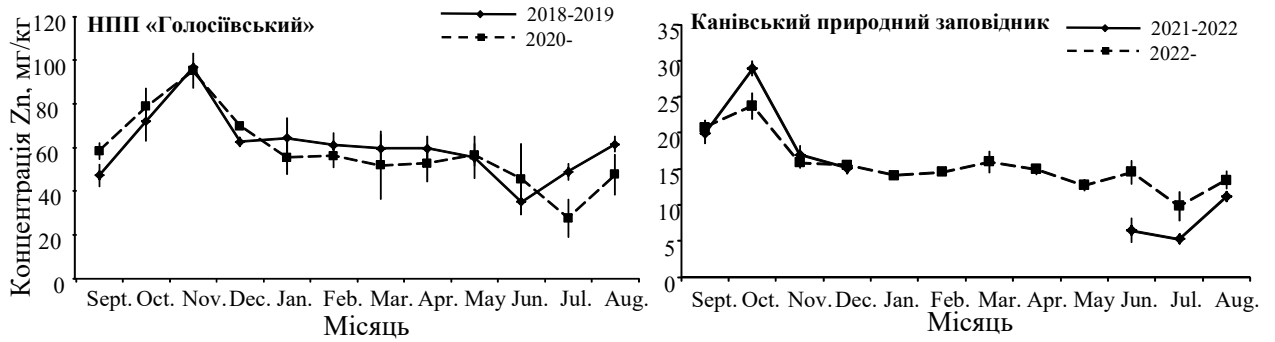


Рис. 6.3. Річна динаміка концентрації Zn у підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

У Канівському природному заповіднику у 2021 р. максимальна концентрація Zn в підстилці була зафіксована у жовтні – $28,9 \pm 1,0$ мг/кг, у 2022 р. – $23,8 \pm 1,8$ мг/кг. При цьому листя граба у жовтні перед опаданням містило $18,1$ - $19,3$ мг/кг даного хімічного елементу.

Отже, в процесі формування річної підстилки протягом осені відбувається підвищення концентрації Zn у листяному опаді – в екосистемі НПП «Голосіївський» у 2,0 рази, у Канівському природному заповіднику – у 1,2-1,6 рази. Проте, вже у грудні концентрація Zn знижувалася в екосистемі НПП «Голосіївський» до $62,6$ - $69,8$ мг/кг, в умовах Канівського природного заповідника – до $15,1$ - $15,5$ мг/кг. Надалі до червня концентрація Zn залишалася стабільною та відповідала діапазону в екосистемі НПП «Голосіївський» – $51,8$ - $69,8$ мг/кг, у Канівському природному заповіднику – $12,7$ - $16,0$ мг/кг. Протягом літнього періоду в екосистемі НПП «Голосіївський» концентрація Zn в міру розкладання підстилки знижувалася та досягала мінімуму у червні-липні ($27,7$ - $35,1$ мг/кг), після чого у серпні розпочинався її ріст у зв'язку з початком надходження свіжого листяного опаді. У Канівському заповіднику мінімуму концентрація Zn досягала у липні ($5,3$ - $9,8$ мг/кг), коли обсяги підстилки скорочувалися, а вже у серпні розпочиналося зростання його концентрації.

Таким чином, як і у випадку Cu, концентрація Zn у матеріалі лісової підстилки у досліджених модельних екосистемах характеризується чіткою сезонною динамікою, з максимумом на момент завершення формування нової

річної підстилки та з мінімумом – у період найбільшого скорочення її запасів. Різниця між цими фазами в екосистемі НПП «Голосіївський» становить 2,8-3,4 раза, у Канівському природному заповіднику – 2,4-5,5 раза. Відомо, що Zn у складі лісової підстилки є слабо зв'язаним з органічною речовиною і легко втрачається в результаті вимивання під час її розкладання, особливо на перших етапах розкладання [33; 54]. Вивільнення Zn зазвичай посилюється в кислих умовах рН <7, оскільки його сполуки є найбільш рухливими при нижчому рН [54]. Також швидке вивільнення Zn може бути пов'язаним з його значенням для популяцій ґрунтових мікроорганізмів, оскільки він є важливим кофактором мікробних ферментів, особливо для ґрунтових грибів [55].

Оцінка характеру динаміки кількості накопиченого Zn у підстилці модельних лісових екосистем показала, що вона в цілому відповідає річному ходу змін величини її концентрації (див. рис. 6.3) – у період активного формування лісової підстилки відбувається накопичення запасів металу, які досягають максимуму у жовтні-листопаді. Як і очікувалося, в умовах екосистеми НПП «Голосіївський», маса накопиченого Zn у підстилці значно, у 2,0-9,4 раза, перевищувала кількість металу у підстилці екосистеми Канівського заповідника. У листопаді 2018 р. в умовах НПП «Голосіївський» кількість Zn у підстилці становила $88,8 \pm 1,1$ мг/м², у листопаді 2020 р. – $128,8 \pm 3,2$ мг/м², у жовтні 2021 р. – $71,7 \pm 0,7$ мг/м² (рис. 6.4).

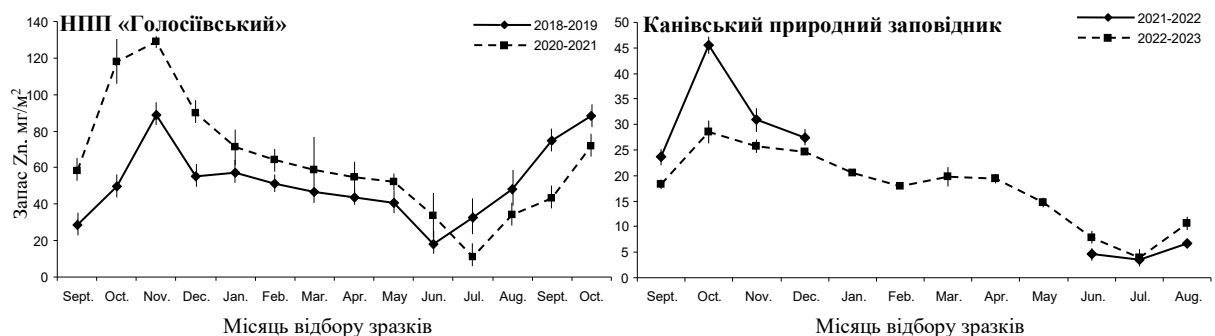


Рис. 6.4. Річна динаміка кількості Zn у підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Завдяки надходженню листяного опаду до підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» восени 2021 р. з серпня по жовтень було накопичено $11,6 \text{ мг/м}^2 \text{ Zn}$ (див. табл. 5.1). Сумарні обсяги надходження металу з листяним опадом у 2021 р. становили $13,5 \pm 2,1 \text{ мг/м}^2$. Також за період з серпня по листопад 2021 р. з атмосферними опадами до екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» надійшло $5,5 \text{ мг/м}^2 \text{ Zn}$, а сумарні обсяги надходження металу з атмосферними опадами за 2021 р. склали $265,5 \pm 36,4 \text{ г/га}$ або $26,6 \text{ мг/м}^2$ (див. розділ 3.3).

Вже у грудні 2018 р. в підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» кількість Zn скорочувалася до $55,1 \pm 1,9 \text{ мг/м}^2$ (на 38%), у грудні 2020 р. – до $89,9 \pm 1,5 \text{ мг/м}^2$ (на 30%). В екосистемі Канівського природного заповідника у жовтні 2021 р. маса накопиченого металу становила $45,5 \pm 1,6 \text{ мг/м}^2$, у жовтні 2022 р. – $28,5 \pm 2,2 \text{ мг/м}^2$. Вже через місяць у листопаді 2021 р. відбувалося скорочення запасів Zn до $30,9 \pm 2,3 \text{ мг/м}^2$ (на 32%), у листопаді 2022 р. до $25,7 \pm 1,3 \text{ мг/м}^2$ (на 10%). Надалі з листопада-грудня проходило поступове зменшення кількості хімічного елементу до досягнення мінімуму у червні-липні на рівні $11,2\text{-}18,1 \text{ мг/м}^2$ у НПП «Голосіївський» та $3,5\text{-}4,0 \text{ мг/м}^2$ у Канівському природному заповіднику, що становило 80-92% накопиченого підстилкою Zn восени. Вже з липня-серпня розпочинався ріст кількості Zn у лісовій підстилці за рахунок початку формування нової річної підстилки.

Гумусовий горизонт ґрунту в умовах НПП «Голосіївський» містив $31,7 \pm 2,1 \text{ мг/кг Zn}$, в результаті чого величина BCF для лісової підстилки відповідала діапазону 1,1-3,1, що свідчить про накопичення металу у підстилці. Водночас тенденція до зростання концентрації Zn на глибині 20 см до $38,5 \pm 1,4 \text{ мг/кг}$ свідчить про його вимивання з гумусового горизонту ґрунту та інтенсивну вертикальну міграцію по ґрунтовому профілю (див. розд. 3.1). В умовах Канівського природного заповідника у гумусовому горизонті середня концентрація Zn становить $28,1 \pm 1,4 \text{ мг/кг}$, в результаті чого BCF для лісової підстилки становив 0,18-1,03, що свідчить про активну втрату Zn підстилкою та його накопичення у гумусовому горизонті. На відміну від екосистеми

НПП «Голосіївський», у Канівському заповіднику на глибині 20 см у ґрунті спостерігається зниження концентрації металу до $17,9 \pm 2,8$ мг/кг, що свідчить про його слабку вертикальну міграцію по ґрунтовому профілю. Як було показано іншими авторами, якщо концентрація Zn в ґрунті є нижчою, то протягом періоду розкладання підстилки відбувається вивільнення Zn з листяної підстилки тополі. Зокрема листя дерев, вирощених на забрудненому ґрунті, втратили 77% початкової концентрації Zn при розміщенні підстилкового матеріалу на незабрудненому ґрунті [109].

Іншими авторами показано, що в процесі розкладу лісової підстилки відбувається накопичення Zn та ріст його концентрації [83, 84]. При цьому збільшенню абсолютної кількості Zn у незабрудненому грабово-дубовому лісі на околицях м. Неполоміце (Польща) автори пояснення дати не змогли [84]. В інших дослідженнях показано швидку втрату Zn матеріалом лісової підстилки [54, 125].

Таким чином для Zn, як і для Cu, в умовах модельних екосистем грабових дібров основним шляхом надходження металу до підстилки виступає листяний опад граба, вміст Zn в якому визначає величину запасів даного металу в лісовій підстилці. В результаті максимальна концентрація та запаси Zn у лісовій підстилці формуються у жовтні-листопаді під час завершення формування нової річної підстилки. Проте одразу після її формування протягом першого місяця відбувається стрімка втрата 10-32% кількості металу в результаті вимивання лабільних фракцій металу. Втрати продовжуються до досягнення мінімуму у червні-липні (для Cu мінімум концентрації був характерний на початку весни), в результаті чого відбувається втрата 80-92% від початкової кількості металу. Менші темпи втрат Zn та більш тривалий період досягнення його мінімуму у підстилці пов'язані із більш міцним утриманням сполук Zn в матеріалі лісової підстилки, у порівнянні з Cu [84]. Також для Zn встановлено, що темпи вивільнення металу з підстилки, як і у випадку Cu, визначаються градієнтом концентрації металу між підстилкою та ґрунтом, при цьому у НПП «Голосіївський» відбувається вертикальна міграція Zn по ґрунтовому

профілю, а в умовах екосистеми Канівського заповідника метал залишається зв'язаним у складі гумусового горизонту ґрунту.

6.3 Динаміка вмісту Ni у лісовій підстилці модельних екосистем

Концентрація Ni у лісовій підстилці в умовах НПП «Голосіївський» протягом 2018-2019 рр. та 2020-2021 рр. знаходилася у діапазоні 5,7-17,6 мг/кг, в Канівському природному заповіднику була у 4,2-5,4 раза меншою – 1,3-3,2 мг/кг (Додаток Г). В доступній науковій літературі відсутні дані щодо вмісту Ni у підстилці грабових лісів і дуже обмежена інформація щодо динаміки Ni у підстилці хвойних лісів. Зокрема показано, що протягом року концентрація Ni у хвої сосни та ялини з Півд.Швеції зростає, проте його запаси у матеріалі підстилки зменшуються. Причому зміни запасів мали двофазний характер – спочатку кількість металу збільшилася приблизно в 3 рази порівняно з початковою кількістю (до моменту втрати 47,7% маси), після чого різко зменшилася нижче початкової кількості (при перевищенні 50% ступеню розкладу підстилки) [54]. Автори припускають, що такий мінливий характер динаміки накопичення Ni у матеріалі підстилки пов'язаний із накопиченням органічних кислот у мішках з підстилкою через відсутність надходження нового листяного опаду (недолік проведення експериментів з використанням методу «litter bag») [54].

Динаміка концентрації Ni у лісовій підстилці досліджених лісових екосистем протягом року характеризувалася значною подібністю та відповідала динаміці Cu та Zn. Концентрація Ni у лісовій підстилці починала зростати з початком опадання листя та досягала максимуму у листопаді (рис. 6.5). В умовах НПП «Голосіївський» максимальна концентрація Ni у листопаді 2018 р. та 2020 р. становила $17,6 \pm 0,1$ мг/кг та $15,7 \pm 0,1$ мг/кг відповідно. При цьому листя граба у жовтні перед опаданням містило $21,3 \pm 2,3$ мг/кг даного хімічного елементу.

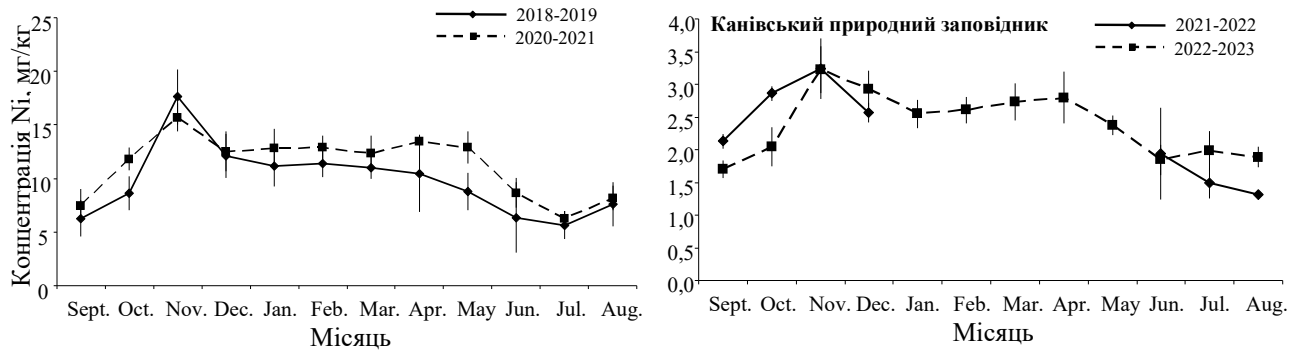


Рис. 6.5. Річна динаміка концентрації Ni у підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

В екосистемі Канівського природного заповідника максимальна концентрація Ni в підстилці у 2021 р. була характерна для листопада – $3,2 \pm 0,5$ мг/кг, у 2022 р. – $3,2 \pm 0,4$ мг/кг, що є у 4,9-5,4 раза меншою, ніж в умовах НПП «Голосіївський». При цьому листя граба у жовтні перед опаданням містило 3,5-3,7 мг/кг даного хімічного елемента. Таким чином, основним джерелом надходження Ni до лісової підстилки грабових дібров виступає листяний опад. Подібне явище описано для тропічної рослини-гіперакумулятора Ni *Phyllanthus rufuschaneyi*, де встановлено, що опадання листя виступає основним потоком, що збагачує ґрунт Ni та Zn [119].

Як і у випадку з Cu та Zn, протягом першого місяця після формування річної підстилки у грудні відбувається різке зниження концентрації Ni. У НПП «Голосіївський» у грудні 2018 р. вона знижувалася на 31% до $12,1 \pm 0,2$ мг/кг, у грудні 2020 р. – на 20% до $12,5 \pm 0,2$ мг/кг. У Канівському природному заповіднику концентрація Ni у грудні 2021 р. знижувалася на 20% до $2,6 \pm 0,2$ мг/кг, у січні 2023 – на 21% до $2,6 \pm 0,2$ мг/кг. Протягом зимово-весняного періоду концентрація Ni в цілому залишалася стабільною із невеликим підвищенням у квітні-травні у зв'язку з інтенсифікацією розкладання підстилки та, ймовірно, надходженням до підстилки чоловічих квітів граба та опадом молодого листя. У червні-липні концентрація Ni стрімко знижувалася на 60-68% у НПП «Голосіївський» та досягала мінімуму $5,7-6,3$ мг/кг. У Канівському природному заповіднику концентрація даного хімічного елемента у

2022 р. знизилася до серпня на 60% та досягнула мінімуму $1,31 \pm 0,04$ мг/кг. У 2023 р. зниження тривало до червня на 43%, коли мінімальна концентрація становила $1,9 \pm 0,2$ мг/кг, що у 3,4-4,3 раза менше, ніж у НПП «Голосіївський». В умовах тропічного клімату подібна ситуація була описана для підстилки *Phyllanthus rufuschaneyi*, коли протягом перших трьох місяців концентрація Ni не змінювалася, а через 4,5 місяці вона незначно зросла (на 1,6%) та надалі протягом 8 місяців залишалася стабільною [119].

Оцінка характеру динаміки кількості накопиченого Ni у підстилці модельних лісових екосистем показала, що вона в цілому відповідає річному ходу змін величини її концентрації (див. рис. 6.5) – у період активного формування лісової підстилки відбувається накопичення запасів металу, які досягають максимуму у листопаді (рис. 6.6).

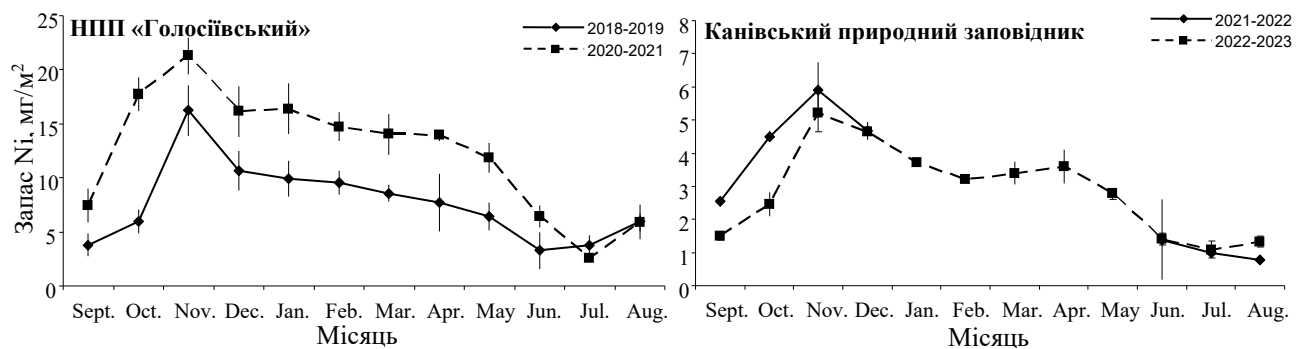


Рис. 6.6. Річна динаміка кількості Ni у підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Як і очікувалося, в умовах екосистеми НПП «Голосіївський», маса накопиченого Ni у підстилці значно, у 1,3-7,5 раза, перевищувала кількість металу у підстилці екосистеми Канівського заповідника. Причому у 2020-2021 рр. запаси Ni у лісовій підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» у 1,3-3,0 були вищими через більші обсяги сформованої підстилки. У листопаді 2018 р. в умовах НПП «Голосіївський» кількість Ni у підстилці становила $16,2 \pm 0,04$ мг/м², у листопаді 2020 – $21,3 \pm 0,1$ мг/м². Вже у грудні 2018 р. у підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» кількість Ni скорочувалася до $10,6 \pm 0,1$ мг/м² (на

34%), у грудні 2020 р. – до $16,1 \pm 0,2$ мг/м² (на 24%). В екосистемі Канівського природного заповідника у листопаді 2021 р. маса накопиченого металу становила $5,9 \pm 0,8$ мг/м², у листопаді 2022 р. – $5,2 \pm 0,6$ мг/м². Вже через місяць у грудні 2021 р. відбувалося скорочення запасів Ni до $4,7 \pm 0,3$ мг/м² (на 21%), у грудні 2022 р. до $4,7 \pm 0,4$ мг/м² (на 20%). Надалі з грудня по липень-серпень відбувалося поступове зменшення кількості хімічного елементу до досягнення мінімуму на рівні 2,5-3,3 мг/м² у НПП «Голосіївський» та 0,8-1,1 мг/м² у Канівському природному заповіднику, що становило 79-88% від накопиченого восени металу.

Надходження листяного опаду до підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» забезпечило з серпня по жовтень 2021 р. накопичення $7,0$ мг/м² Ni (див. табл. 4.1). Сумарні обсяги надходження металу з листяним опадом у 2021 р. становили $7,9 \pm 0,7$ мг/м². На відміну від Cu та Zn, для Ni атмосферні опади не є суттєвим джерелом надходження до екосистеми НПП «Голосіївський» – з серпня по листопад 2021 р. з атмосферними опадами надійшло всього $0,5$ мг/м² Ni, а сумарні обсяги надходження металу з опадами за 2021 р. склали $29,1 \pm 4,1$ г/га або $2,9$ мг/м² (див. розділ. 3.3).

Гумусовий горизонт ґрунту в умовах НПП «Голосіївський» містив $11,2 \pm 1,1$ мг/кг Ni. Величина *BCF* для лісової підстилки протягом листопада-травня 2019 р. та листопада-червня у 2020 р. становила від 1,02 до 1,57, що свідчить про несуттєву акумуляцію металу підстилкою. Під час активного розкладання підстилки у весняно-літній період величина *BCF* зменшилася до $<1,0$ та досягла мінімуму 0,50-0,56 у липні, коли спостерігалася мінімальна концентрація металу у підстилці. Причому концентрація Ni у ґрунті на глибині 20 см значимо не відрізнялася від гумусового горизонту та становила $9,6 \pm 3,3$ мг/кг, що свідчить про рівномірний розподіл металу по ґрунтовому профілю (див. розд. 3.1). В умовах Канівського природного заповідника у гумусовому горизонті середня концентрація Ni становить $8,3 \pm 2,1$ мг/кг, в результаті чого *BCF* для лісової підстилки становив 0,16-0,39, що свідчить про активну втрату Ni підстилкою. На глибині 20 см у ґрунті концентрація Ni суттєво не змінюється та

становить $10,5 \pm 3,9$ мг/кг, що свідчить про відсутність накопичення металу у гумусовому горизонті та його міграцію по ґрунтовому профілю. Як було показано іншими авторами, основним шляхом надходження Ni до лісової підстилки є листяний опад. В умовах ультраосновних порід в тропічному районі Sabah (Малайзія) завдяки опаданню листя, збагаченого на Ni, та подальшого розкладання лісової підстилки відбувається накопичення Ni у верхньому 5 см шарі ґрунту [119]. Можна припустити, що в умовах досліджених модельних екосистем грабових дібров в умовах Середнього Придніпров'я такого збагачення верхнього шару ґрунту не відбувається через достатньо високий промивний режим ґрунту та понижене значення рН ґрунту, що призводить до рухливості та вимивання металу з ґрунту.

Таким чином, для Ni, як і для Cu, в умовах досліджених модельних екосистем грабових дібров було встановлено, що основним шляхом надходження металу до підстилки виступає листяний опад граба, вміст Ni в якому визначає величину його запасів у лісовій підстилці. В результаті максимальна концентрація та запаси Ni у лісовій підстилці формуються у листопаді під час завершення формування нової річної підстилки. Як і у випадку з Zn та Cu, протягом першого місяця після завершення формування підстилки відбувається втрата 20-34% накопиченого металу за рахунок вимивання його лабільних фракцій переважно із листяного шару підстилки. В результаті 53-70% Ni зосереджуються у ферментованому шарі. Втрати продовжуються до досягнення мінімуму вмісту металу у червні-липні, залишкові величини запасу якого становлять 79-88% від початкової кількості металу восени.

6.4 Динаміка вмісту Cd у лісовій підстилці модельних екосистем

Концентрація Cd у лісовій підстилці в умовах НПП «Голосіївський» протягом 2018-2019 рр. та 2020-2021 рр. знаходилася у діапазоні 0,17-0,51 мг/кг, в Канівському природному заповіднику була у 1,4-2,0 раз меншою – 0,12-0,25 мг/кг (Додаток Г). За даними інших дослідників у лісовому масиві на околицях м. Неполоміце (Польща) у дубово-грабовій підстилці концентрація Cd

становила 2,24 мг/кг [106]. У лісових масивах з околиць м. Краків (Польща) концентрація Cd у грабово-дубовій підстилці (з домінуванням граба) становила лише 0,70-1,14 мг/кг [108]. Близькі величини концентрації Cd були повідомлені R. Laskowski [84] для відносно забрудненого лісового масиву в околицях м. Краків (Польща) – 0,82-3,06 мг/кг та відносно незабрудненого лісового масиву на околицях м. Неполоміце (Польща) – 0,46-1,98 мг/кг. Таким чином підстилка досліджених нами лісових екосистем характеризувалася нижчим або близькими величинам концентрації Cd до описаних в науковій літературі для незабруднених та малозабруднених лісових екосистем Європи. При чому, діапазон максимальних концентрацій Cd в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» 0,17-0,51 мг/кг наближається до величини концентрації 0,6-1,2 мг/кг за яких відбувається гальмування швидкості розкладання підстилки [27].

Динаміка концентрації Cd у лісовій підстилці досліджених модельних лісових екосистем протягом року відрізнялася від описаної вище для Cu, Zn та Ni (рис. 6.7). Концентрація Cd у лісовій підстилці починала плавно зростати з початком формування нової річної підстилки та досягала максимуму для екосистеми НПП «Голосіївський» у травні до 0,44-0,48 мг/кг (зростання становило 36-39%). У грабовій діброві Канівського природного заповідника максимум концентрації Cd також спостерігали у травні-червні до 0,21-0,25 мг/кг (зростання становило 46-47%).

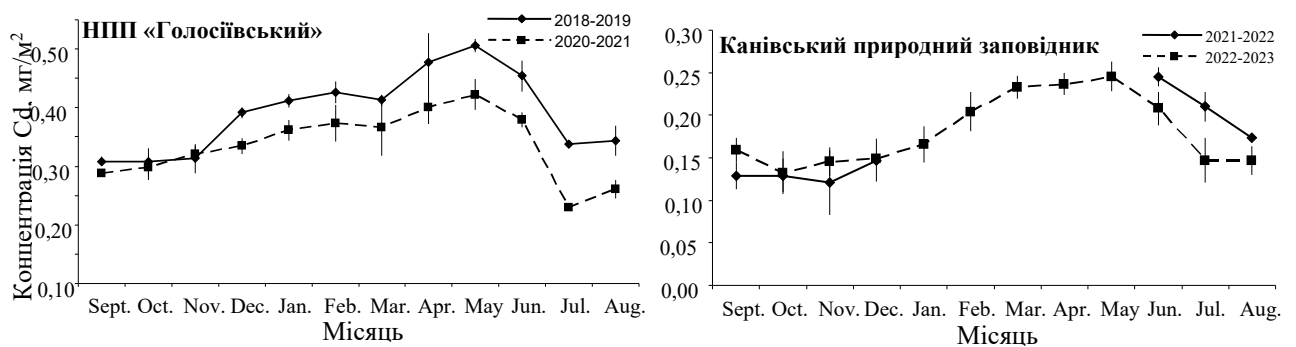


Рис. 6.7. Річна динаміка концентрації Cd у підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

З червня-липня розпочинається стрімке зниження концентрації Cd у підстилці, яка досягає мінімуму у липні-серпні, що в умовах НПП «Голосіївський» становить 0,23-0,34 мг/кг (зниження на 32-46%). У Канівському природному заповіднику мінімальна концентрація становила 0,15-0,17 мг/кг (зниження на 29-40%). З початком формування нової річної підстилки у серпні-вересні концентрація металу поступово зростає.

Більшістю дослідників для річної динаміки Cd описано подібні тенденції, які полягають у зростанні концентрації металу в міру розкладання підстилки [84, 125]. Основними механізмами зростання концентрації Cd вважають втрати матеріалу підстилки внаслідок її мінералізації, що зменшує її масу та збільшує масову концентрацію металу через фіксацію сполук Cd стійкими органічними речовинами підстилки, перш за все – лігнінами [69, 93]. Відомо, що для Cd є характерним формування стабільних комплексів із гуміновими та фульвокислотами, кількість яких зростає в міру розпаду підстилки [83]. Причому в роботі [84] в результаті аналізу опублікованих результатів досліджень автори приходять до висновку, що «оскільки дослідження проводилися в регіонах, які не піддаються прямому впливу промислового забруднення, то здається, що це природний процес у непорушеній лісовій підстилці» [84]. Крім того, важливим джерелом надходження Cd до лісової підстилки виступає атмосферне осадження у складі пилових часток [84] або у складі атмосферних опадів [94, 108]. Також описана можливість висхідного надходження Cd до підстилки із ґрунту, за умов, якщо у ґрунті його концентрація є вищою [37]. При цьому відбувається міцна фіксація металів органічною речовиною підстилки [109]. В ґрунтах екосистем НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника концентрація Cd у верхньому 5 см шарі ґрунту відрізнялася у 2 рази та становила $0,20 \pm 0,03$ та $0,10 \pm 0,01$ мг/кг відповідно. Ці величини є меншими, ніж мінімальна концентрація Cd у підстилці НПП «Голосіївський» – $0,18 \pm 0,02$ мг/кг та Канівському природному заповіднику – $0,12 \pm 0,02$ мг/кг. Величина *BCF* для лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» становила 1,5-1,9. Для Канівського природного заповідника – 1,18-2,38, що свідчить про накопичення

Cd у підстилці та існування градієнта концентрації між підстилкою та гумусовим шаром ґрунту. Тому надходження Cd з ґрунту за градієнтом концентрації та фіксація сполук даного металу у складі лісової підстилки є малоймовірним.

Оцінка характеру динаміки кількості накопиченого Cd у підстилці модельних лісових екосистем показала, що у період активного формування лісової підстилки у жовтні-листопаді відбувається накопичення запасів металу (рис. 6.8). В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» маса накопиченого Cd у підстилці станом на жовтень-листопад у 1,3-1,8 раза перевищувала кількість металу у підстилці екосистеми Канівського заповідника. У листопаді 2018 р. в умовах НПП «Голосіївський» кількість Cd у підстилці становила $0,29 \pm 0,02$ мг/м², у листопаді 2020 – $0,44 \pm 0,04$ мг/м². Підвищення маси металу у 2020-2021 рр. можна пояснити тим, що у 2020 р. продуктивність екосистеми грабового лісу НПП «Голосіївський» та обсяг утвореного листяного опаду були у 1,5 раза вищими, ніж у 2018-2019 рр. В екосистемі Канівського природного заповідника протягом дослідженого періоду 2021-2023 рр. запаси Cd суттєво не відрізнялися – у листопаді 2021 р. маса накопиченого металу становила $0,22 \pm 0,03$ мг/м², у листопаді 2022 р. – $0,24 \pm 0,02$ мг/м².

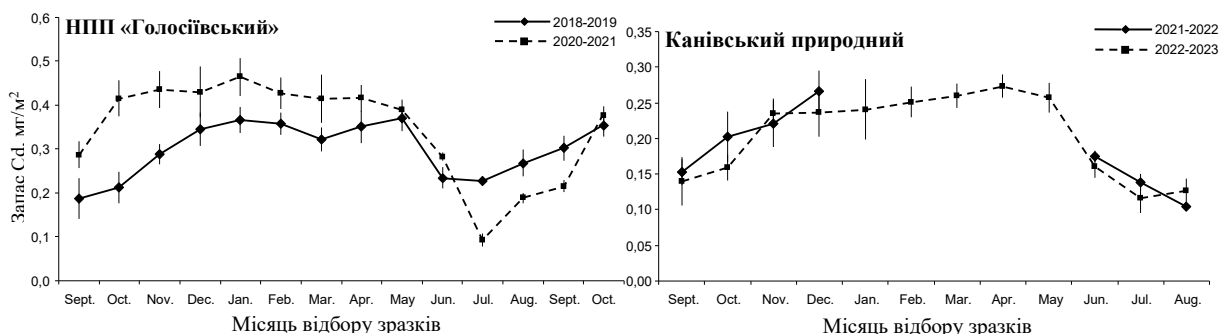


Рис. 6.8. Річна динаміка кількості Cd у підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

У підстилці екосистеми грабового лісу НПП «Голосіївський» запаси металу зростали до січня, коли його маса досягала максимуму $0,37 \pm 0,03$ мг/м² у

2019 р. та $0,46 \pm 0,04$ мг/м² у 2021 р., що становило зростання на 38-49% або на $0,18$ мг/м². Протягом січня-травня запаси Cd залишалися практично незмінними, після чого у червні-липні відбувалося стрімке скорочення маси металу та досягнення мінімальних запасів, що становило у 2019 р. $0,23 \pm 0,02$ мг/м² та у 2021 р. $0,09 \pm 0,02$ мг/м² відповідно, або зменшення на 39-76% за рахунок втрати металу в кількості $0,14$ - $0,37$ мг/м².

В екосистемі Канівського природного заповідника також спостерігали стабільні величини запасів Cd із листопада по квітень, досягаючи максимуму $0,27 \pm 0,02$ мг/м² (зростання на 48%, або на $0,13$ мг/м²). Починаючи з червня відбувалося швидке скорочення накопичених запасів Cd до мінімуму у серпні 2022 р. – $0,10 \pm 0,01$ мг/м² та липні 2023 р. – $0,12 \pm 0,02$ мг/м², що становило зменшення на 57% або втрату $0,15$ мг/м² металу. Із серпня з початком формування нової річної підстилки розпочинається накопичення Cd.

Надходження листяного опаду до підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» забезпечило з серпня по жовтень 2021 р. накопичення $0,078$ мг/м² Cd (див. табл. 5.1). Сумарні обсяги надходження металу з листяним опадом у 2021 р. становили $0,09 \pm 0,01$ мг/м². Зростання запасів Cd у період з вересня по січень можна пояснити суттєвим внеском атмосферних опадів на процеси накопичення металу у підстилці. Зокрема з вересня по січень 2021 р надходження Cd до екосистеми НПП «Голосіївський» з атмосферними опадами склало $0,41$ г/га або $0,041$ мг/м², а сумарні обсяги надходження металу з опадами за 2021 р. становили $2,19 \pm 0,41$ г/га або $0,22$ мг/м² (див. розділ. 3.3).

Таким чином, формування основних запасів металу відбувається під час опадання листя. Проте свіже опале листя граба містило у 2021 р. лише $0,02$ - $0,06$ мг/кг Cd, у 2022 р – $0,07$ - $0,08$ мг/кг. Зростання маси металу у листяному шарі з липня по серпень 2022 р. склало $0,012$ мг/м², з серпня по вересень 2022 р. – $0,015$ мг/м², липня по серпень 2023 р. – $0,032$ мг/м². Такий обсяг накопиченого металу у свіжоопалому листі здатний забезпечити лише частину накопичення металу у підстилці. Також річна динаміка запасів Cd у підстилки в цілому (див. рис. 6.8) показує продовження зростання маси металу по грудень, після завершення

опадання листя. Це свідчить, що значну частку металу у підстилці в цей час формують атмосферні опади, зокрема якими з вересня по січень 2021 р до екосистеми НПП «Голосіївський» надійшло $0,041 \text{ мг/м}^2 \text{ Cd}$. Після формування річної підстилки до травня відбувається зростання концентрації металу через процеси розкладання та скорочення її маси. При цьому запаси металу у підстилці є стабільними через міцну фіксацію Cd органічною речовиною матеріалу підстилки. Лише із настанням періоду активного розкладання підстилки у червні-серпні відбувається швидка втрата металу підстилкою.

6.5 Динаміка вмісту Pb у лісовій підстилці модельних екосистем

Концентрація Pb у лісовій підстилці в умовах НПП «Голосіївський» протягом 2018-2019 рр. та 2020-2021 рр. відповідала діапазону 3,2-10,6 мг/кг, в Канівському природному заповіднику була у 1,9-2,8 раза меншою – 1,7-4,0 мг/кг (Додаток Г). За даними інших дослідників у лісовому масиві на околицях м.Неполміце (Польща) у дубово-грабовій підстилці концентрація Pb становила 105-131 мг/кг [106]. У лісових масивах з околиць м. Краків (Польща) концентрація Pb у грабово-дубовій підстилці (з домінуванням граба) становила лише 3,8-11,7 мг/кг [108]. Близькі величини концентрації Pb були повідомлені R.Laskowski [84] для відносно забрудненого лісового масиву в околицях м. Краків (Польща) – 18,8-58,9 мг/кг та відносно незабрудненого лісового масиву на околицях м. Неполміце (Польща) – 7,3-35,6 мг/кг. Таким чином, підстилка досліджених нами лісових екосистем характеризувалася нижчим або близькими величинами концентрації Pb, ніж повідомляються іншими дослідниками для незабруднених лісових екосистем Європи.

Динаміка концентрації Pb у лісовій підстилці досліджених модельних лісових екосистем протягом року в цілому була подібною до вищеописаної динаміки концентрації Cd (рис. 6.9). Концентрація Pb у лісовій підстилці обох досліджених екосистем починала поступово зростати з початком формування нової річної підстилки та досягала максимуму у травні-липні у зв'язку з активним розкладанням та скороченням маси підстилки. При цьому запаси

металу у підстилці є стабільними через міцну фіксацію Pb органічною речовиною матеріалу підстилки та слабе вимивання металу. Подібну закономірність описано іншими дослідниками для різноманітних лісових екосистем [25, 84, 106, 109]. Причому Pb серед важких металів характеризувався найменшою швидкістю вивільнення з підстилки [84] та зберігається у складі підстилки до пізніх стадій її розкладання [84].

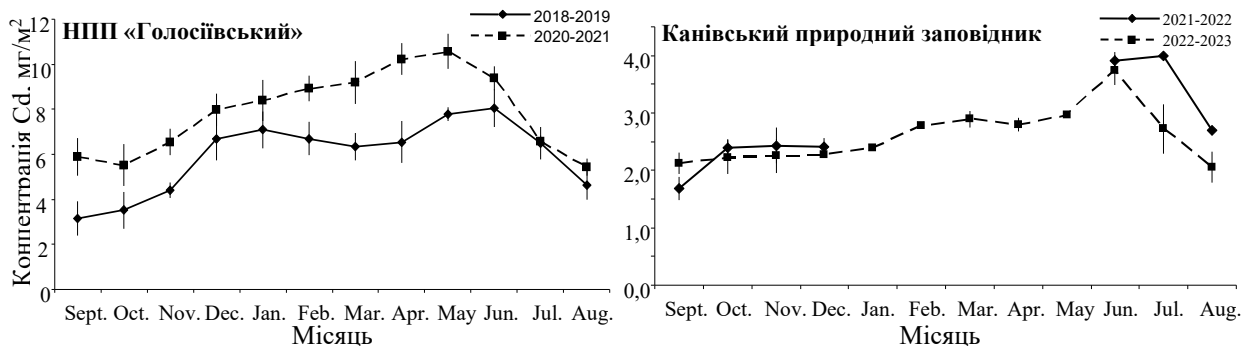


Рис. 6.9. Річна динаміка концентрації Pb у підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Протягом 2018-2019 рр. в екосистемі НПП «Голосіївський» відбувалося зростання концентрації Pb з вересня по травень-червень, коли її величина збільшилася з $3,15 \pm 0,65$ мг/кг у вересні до $8,04 \pm 1,22$ мг/кг у червні. У 2020-2021 рр. концентрація зростала з жовтня по травень, а її величина збільшилася з $5,52 \pm 0,49$ мг/кг у жовтні до $10,56 \pm 0,53$ мг/кг травні (зростання становило 48-61%). При цьому у 2021 р. у вересні-жовтні концентрація Pb у листяній фітомасі граба становила 4,17-4,45 мг/кг.

Діапазон максимальних концентрацій Pb в умовах екосистемі НПП «Голосіївський» 8,04-10,56 мг/кг наближається до величини концентрації, за якої було встановлено пригнічення розкладання підстилки, що у комбінації із Си призводило до зниження швидкості мінералізації листяного опаду у 1,6 раза [128]. За даними [27] зниження швидкості розкладання підстилки було встановлено на ділянках з концентрацією важких металів у свіжій підстилці в таких діапазонах: Zn, 110-250 мг/кг; Си, 20-100 мг/кг; Pb, 44-311 мг/кг; Cd, 0,6-1,2 мг/кг.

У грабовій діброві Канівського природного заповідника максимум концентрації Pb також спостерігали у період з вересня по липень, коли концентрація металу зросла з $1,69 \pm 0,33$ мг/кг до $4,00 \pm 0,69$ мг/кг. У 2022-2023 рр. концентрація Pb зростала з вересня по червень, а її величина збільшилася з $2,12 \pm 0,48$ мг/кг у вересні до $3,75 \pm 0,57$ мг/кг у червні (зростання становило 43-58%). При цьому у 2021-2022 рр. у вересні-жовтні концентрація Pb у листяній фітомасі граба становила лише 0,89-1,10 мг/кг, що свідчить про процеси концентрування та перерозподілу металу у підстилці (за рахунок ферментованого шару підстилки, див.нижче).

Після досягнення максимуму концентрація Pb у підстилці стрімко скорочувалася протягом наступних 2-3 місяців та досягала мінімуму у серпні. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» у серпні концентрація становила 4,65-5,43 мг/кг (зниження на 42-49%). У Канівському природному заповіднику мінімальна концентрація становила 2,06-2,70 мг/кг (зниження на 33-45%). З початком формування нової річної підстилки у вересні-жовтні концентрація металу поступово зростає.

В ґрунтах НПП «Голосіївський» та Канівському природному заповіднику концентрація Pb у верхньому 5 см шарі ґрунту суттєво не відрізнялася та становила $24,7 \pm 9,3$ та $19,6 \pm 2,1$ мг/кг відповідно. Ця величина є значно вищою, ніж мінімальна концентрація Pb у підстилці НПП «Голосіївський» – $3,15 \pm 0,65$ мг/кг та Канівському природному заповіднику – $1,69 \pm 0,33$ мг/кг. Величина *BCF* для лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» становила 0,13-0,43; для Канівського природного заповідника – 0,09-0,20, що свідчить про накопичення Pb у ґрунті та існування градієнта концентрації між підстилкою та гумусовим шаром ґрунту. Відомо, що якщо сполуки Cd є добре розчинними і можуть вимиватися, особливо в піщаних ґрунтах, то Pb зв'язується органічною частиною верхнього горизонту ґрунту – підстилкою та гумусом [106]. Це може забезпечувати надходження Pb з ґрунту за градієнтом концентрації та його фіксацію у складі лісової підстилки або за рахунок

транслокації міцелієм грибів з глибших шарів ґрунту [84]. Крім того, відомо, що Pb є відносно нерухомими в широкому діапазоні значень рН ґрунту [83].

Оцінка характеру динаміки кількості накопиченого Pb у підстилці модельних лісових екосистем показала, що накопичення запасів металу відбувається у період активного формування лісової підстилки у жовтні-листопаді (рис. 6.10). В цілому динаміка зміни запасів Pb у складі підстилки обох екосистем відповідає вище описаній динаміці Cd, що свідчить про подібність джерел надходження металів та спільність процесів їх міграції в досліджених лісових екосистемах. Максимум запасів Pb у підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» припадав на грудень-січень та у 2018-2019 рр. становив 5,9-6,3 мг/м², у 2020-2021 рр. 10,3-10,8 мг/м². Високі показники кількості металу у підстилці в 2020-2021 рр. можна пояснити тим, що у 2020 р. продуктивність екосистеми грабового лісу НПП «Голосіївський» коли обсяги утвореного листяного опаду були у 1,5 раза вищими, ніж у 2018-2019 рр. (див. рис. 4.1).



Рис. 6.10. Річна динаміка кількості Pb у підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Надходження листяного опаду до підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» забезпечило з серпня по жовтень 2021 р. накопичення 1,2 мг/м² Pb (див. табл. 5.1). Сумарні обсяги надходження металу до підстилки з листяним опадом у 2021 р. становили 1,4±0,1 мг/м², що складало лише 16% від наявних запасів Pb у січні. Зростання кількості Pb у період з вересня по січень можна пояснити суттєвим внеском атмосферних опадів на процеси накопичення

металу у підстилці. Зокрема з вересня по січень 2021 р надходження Рb до екосистеми НПП «Голосіївський» з атмосферними опадами відповідало надходженню металу з опалим листям та складало $1,4 \text{ мг/м}^2$ або $13,5 \text{ г/га}$. Загальні обсяги надходження металу до лісової підстилки НПП «Голосіївський» з атмосферними опадами за 2021 р. становили $5,1 \text{ мг/м}^2$ або $50,8 \text{ г/га}$ (див. розділ 3.3).

В умовах екосистеми Канівського природного заповідника максимум запасів Рb формувався у листопаді-грудні та у 2021 р. становив $4,4 \text{ мг/м}^2$, у 2022 р. $3,6 \text{ мг/м}^2$, що у 1,4-3,0 рази менше, ніж кількість накопиченого Рb у підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський». Обсяг надходження Рb до лісової підстилки за період з вересня по грудень складав у 2021 р. $2,39 \text{ мг/м}^2$, у 2022 р. – $1,78 \text{ мг/м}^2$.

Протягом січня-травня в обох лісових екосистемах запаси накопиченого Рb у підстилці залишалися стабільними, що свідчить про відсутність суттєвих втрат металу. Лише у 2018-2019 рр. підстилка грабової діброви НПП «Голосіївський» з січня по травень показала незначні сумарні втрати металу у кількості $0,63 \text{ мг/м}^2$, що становило 10% від максимального запасу металу у січні.

Починаючи з червня відбувалося швидке скорочення накопичених запасів Рb до мінімуму у липні-серпні. В екосистемі НПП «Голосіївський» у 2019 р. мінімальні запаси були виявлені у серпні – $3,63 \pm 0,50 \text{ мг/м}^2$, у 2021 р. у липні – $2,65 \pm 0,78 \text{ мг/м}^2$. Таким чином з січня сумарні втрати металу склали $2,68 \text{ мг/м}^2$ або 43% від максимуму грудня 2018 р., та $8,12 \text{ мг/м}^2$ або 75% від максимуму січня 2021 р. З початком формування нової річної підстилки у серпні-вересні граба запаси Рb у підстилці починають зростати у зв'язку з надходженням свіжого листяного опаду.

В екосистемі Канівського природного заповідника, як і в НПП «Голосіївський», маса Рb у підстилці починає скорочення з червня, а вже у серпні досягає мінімуму: $1,59 \pm 0,04 \text{ мг/м}^2$ у серпні 2022 р. та $2,12 \pm 0,10 \text{ мг/м}^2$ у серпні 2023 р., що становило зменшення на 41-64% або втрату $2,81 \text{ мг/м}^2$ у 2022 р. та $1,50 \text{ мг/м}^2$ у 2023 р. від максимальних запасів у грудні.

Таким чином, формування запасів Рb у лісовій підстилці обох досліджених екосистем відбувається в осінній період головним чином за рахунок накопичення металу зі складу атмосферних опадів та частково (до 20%) – в результаті надходження нового листяного опаду. При цьому в екосистемі НПП «Голосіївський» концентрація металу у фітомасі граба перед її опаданням відповідала концентрації Рb у листяному шарі підстилки. Надалі концентрація Рb демонструє зростання з вересня до максимуму у травні-липні у зв'язку із концентруванням малорухомих сполук металу через активне розкладання та скорочення маси підстилки. Після досягнення максимуму, концентрація Рb у підстилці стрімко скорочувалася протягом наступних 2-3 місяців та досягала мінімуму у серпні через вивільнення сполук металу до складу гумусового шару ґрунту. Як наслідок, концентрація Рb у гумусовому шарі ґрунту є значно вищою, ніж у матеріалі підстилки: в екосистемі НПП «Голосіївський» – у 2,3-7,9 рази; в екосистемі Канівського природного заповідника – у 5,0-12,0 рази.

6.6 Динаміка вмісту Cr у лісовій підстилці модельних екосистем

Концентрація Cr у лісовій підстилці досліджених екосистем суттєво не відрізнялася: в умовах НПП «Голосіївський» протягом 2018-2019 рр. та 2020-2021 рр. відповідала діапазону 1,5-5,9 мг/кг, в Канівському природному заповіднику була у 1,9-2,8 рази меншою – 1,2-5,8 мг/кг (Додаток Г). У доступній науковій літературі дослідженню накопичення Cr лісовою підстилкою грабових лісових екосистем приділено недостатню увагу. Відомо лише, що в умовах НПП «Aggtelek» (Угорщина) у підстилці грабової діброви концентрація Cr становила 0,15-7,9 мг/кг [74], що відповідає виявленому діапазону модельних лісових екосистемах Середнього Придніпров'я.

Динаміка концентрації Cr у лісовій підстилці досліджених модельних лісових екосистем характеризувалася поступовим підвищенням з часу формування нового листяного опаду (серпень-листопад) до досягнення максимуму навесні (березень-травень) під час активного розкладу підстилки (рис. 6.11). Мінімальна концентрація Cr у підстилці грабової діброви була

характерна для липня-вересня в НПП «Голосіївський» – 1,5-2,4 мг/кг, в Канівському природному заповіднику – 0,8-1,2 мг/кг, коли обсяги лісової підстилки були мінімальними та розпочиналося накопичення свіжоопалого листя. Надалі у міру накопичення річної підстилки та її розкладу концентрація Cr зростає та досягає максимуму для екосистеми НПП «Голосіївський» $5,5 \pm 0,8$ мг/кг у березні 2019 р. та $5,9 \pm 0,3$ мг/кг у квітні 2021 р. (зростання становило 60-73%). У грабовій діброві Канівського природного заповідника максимум концентрації Cr також спостерігали у березні 2023 р. – $5,8 \pm 1,0$ мг/кг (зростання становило 70%). Після цього протягом червня-липня концентрація Cr різко знижувалася, досягаючи мінімуму для екосистеми НПП «Голосіївський» $2,2 \pm 0,6$ мг/кг у липні 2019 р., $1,9 \pm 0,6$ мг/кг у липні 2021 р. (зниження становило 61-69%). У Канівському природному заповіднику підстилка грабового лісу мінімальну концентрацію Cr – $1,4 \pm 1,1$ мг/кг мала у липні 2022 р. та $0,8 \pm 0,4$ мг/кг у серпні 2023 р. (зниження становило 50-86%). З початком формування нової річної підстилки у серпні-вересні концентрація металу поступово зростає. У підстилці норвезької ялини було відмічено подібну складну динаміку щорічного підвищення та зниження концентрації Cr [54].

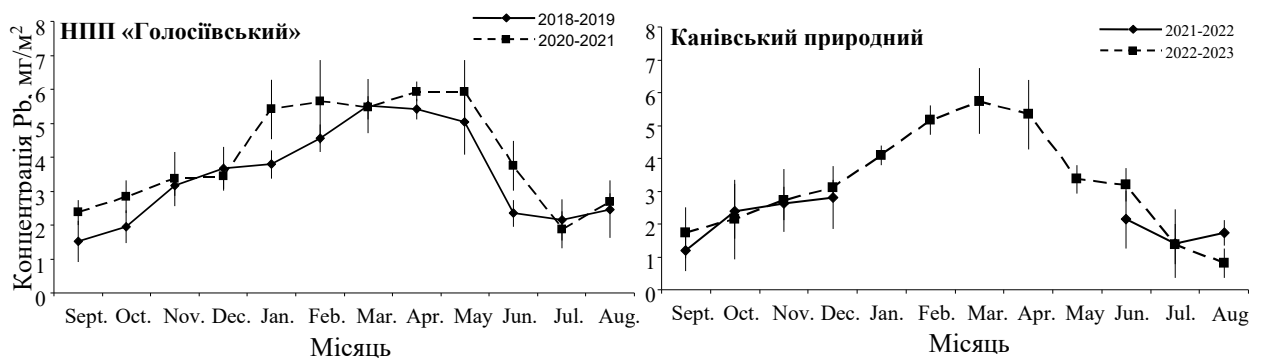


Рис. 6.11. Річна динаміка концентрації Cr у підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

У верхньому 5 см шарі ґрунту НПП «Голосіївський» концентрація Cr в середньому дорівнювала $63,9 \pm 5,3$ мг/кг, що у понад 40 разів перевищує мінімальну концентрацію металу у підстилці. У Канівському природному заповіднику концентрація Cr у гумусовому шарі ґрунту була дещо нижчою –

44,5±10,8 мг/кг, проте її величина у 55 разів перевищувала концентрацію металу у підстилці. Величина *BSCF* для лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» становила 0,02-0,09. Для Канівського природного заповідника – 0,03-0,13, що свідчить про відсутність накопичення Cr у підстилці, швидке вимивання металу та його накопичення у ґрунті. Водночас це формує контрастний градієнт концентрації між підстилкою та гумусовим шаром ґрунту, що може призводити до транслокації Cr з ґрунту, його надходження та фіксації у складі лісової підстилки, що було показано для низки хімічних елементів, зокрема для Pb і Cu [109]. Причому для Cr показано утворення стійких комплексів з глинистими мінералами ґрунту, меншою мірою – з органічною речовиною [42]. Таким чином, характер динаміки кількості накопиченого Cr у підстилці досліджених модельних екосистем був подібним до динаміки Cd. Проте, на відміну від всіх інших проаналізованих металів, вміст Cr у лісовій підстилці даних лісових масивів статистично значимо не відрізнявся (*Mann–Whitney*, $p = 0,641$): у екосистемі НПП «Голосіївський» він відповідав діапазону 0,93-7,15 мг/м², у Канівському природному заповіднику становив – 0,92-6,93 мг/м². Як і інші метали, активне накопичення Cr розпочиналося під час формування нової річної підстилки у жовтні-листопаді. Проте надалі спостерігається монотонне зростання по березень-квітень без чіткого періоду стабілізації під час зимового періоду. Після досягнення максимуму у березні-квітні протягом 2-3 місяців до червня-липня відбувалося стрімке скорочення кількості накопиченого металу у підстилці (рис. 6.12). З початком надходження нового листяного опаду у серпні-вересні кількість накопиченого Cr зростає.

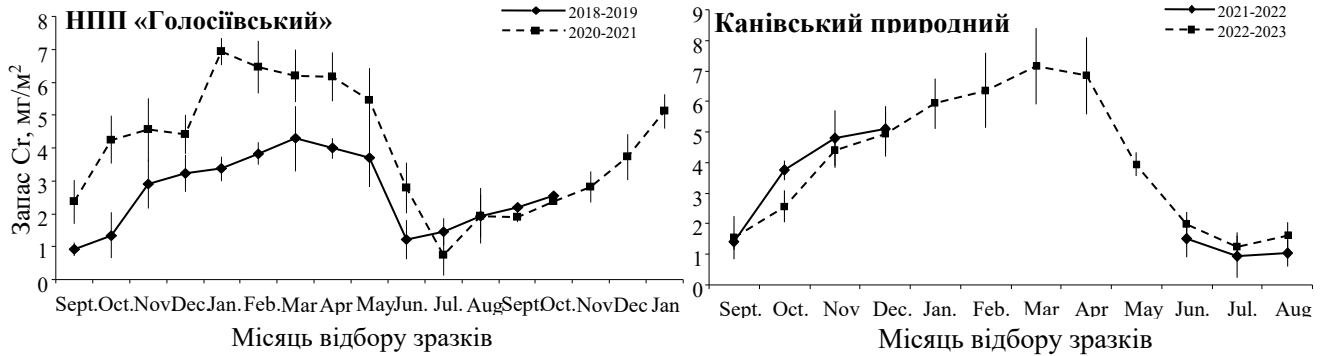


Рис. 6.12. Річна динаміка кількості Cr у підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

В умовах НПП «Голосіївський» кількість Cr у 2018-2019 рр. зростає з вересня по березень у 4,7 рази з $0,9 \pm 0,2$ мг/м² до $4,3 \pm 1,0$ мг/м². Обсяг надходження Cr до лісової підстилки за цей період склав $3,4$ мг/м², що становило 78% від величини сезонного максимуму запасів у березні 2019 р. З активізацією процесів розкладання підстилки у квітні-травні розпочалося зниження кількості металу, яке пришвидшилося у червні, коли запас Cr знизився до сезонного мінімуму $1,2 \pm 0,6$ мг/м². В результаті підстилкою протягом трьох місяців було втрачено $3,1$ мг/м² Cr або 72% від максимального вмісту металу у березні. З липня розпочалося поступове накопичення металу, що відповідало початку формування річної підстилки сезону 2019-2020 рр. (див. рис. 4.1).

У 2020-2021 рр. у підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» з вересня по жовтень відбулося різке зростання кількості Cr у 1,8 рази – з $2,4 \pm 0,7$ мг/м² до $4,2 \pm 0,7$ мг/м², після чого протягом листопада-грудня запаси металу у підстилці залишалися стабільними, а у період з грудня-січня вони стрімко зросли до річного максимуму $6,9 \pm 0,4$ мг/м² у січні. Обсяг надходження Cr до лісової підстилки за цей період склав $4,6$ мг/м², що становило 66% від величини сезонного максимуму запасів у січні 2021 р. Слід зазначити, що у 2020-2021 рр. екосистема грабового лісу НПП «Голосіївський» показала підвищену продуктивність, коли було сформовано у 1,5 рази більший обсяг

підстилки, ніж у інші роки. Незважаючи на це, одразу після формування річної підстилки розпочалися активні процеси її розкладу, що у липні 2021 р. призвело до формування типових запасів маси підстилки. Відповідно, активні процеси мінералізації підстилки на першому етапі з листопада по січень призвели до зростання кількості Cr, але надалі вже з лютого розпочалися втрати металу підстилкою, які досягли найбільшої інтенсивності у червні-липні, коли щомісяця підстилка втрачала 2,04-2,67 мг/м², що становить 29-38% від максимального запасу Cr у січні. В результаті підстилка за період з лютого по липень 2021 р. втратила 6,2 мг/м² Cr або 89% від максимального вмісту металу у березні.

У серпні 2021 р. маса Cr почала поступово зростати, досягнувши максимальної величини у січні 2022 р. 5,1±0,5 мг/м². Надходження листяного опаду до підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» забезпечило з серпня по жовтень 2021 р. загальне накопичення лише 0,106±0,04 мг/м² Cr (див. табл. 5.1). Сумарні обсяги надходження металу до підстилки з листяним опадом у 2021 р. становили 0,113±0,043 мг/м², що складало лише 2% від наявних запасів Cr у січні 2022 р. Таким чином, зростання кількості Cr у період з вересня не пов'язано з надходженням металу у складі листяного опаду. Основним джерелом накопичення Cr у лісовій підстилці виступають атмосферні опади, якими з вересня 2021 р. по січень 2022 р. забезпечено надходження 2,23 мг/м² або 21,9 г/га металу. Загальні обсяги надходження металу до лісової підстилки НПП «Голосіївський» з атмосферними опадами за весь 2021 р. становили 6,8 мг/м² або 67,5±8,2 г/га (див. розділ. 3.3).

В екосистемі Канівського природного заповідника з вересня по березень також відбувалося поступове зростання величини запасів Cr у 4,7 раза з 1,5±0,7 мг/м² до сезонного максимуму 7,2±1,3 мг/м² (зростання на 5,6 мг/м², або на 78%). З квітня по липень відбувалося скорочення кількості Cr до мінімуму у липні, що у 2022 р. становив 0,9±0,7 мг/м², у липні 2023 р. – 1,3±0,5 мг/м², що відповідало втраті підстилкою 5,9 мг/м² Cr, або зменшення на 83% від сезонного максимуму

запасів металу у березні. З початком формування нової річної підстилки із серпня розпочинається накопичення Cr.

Таким чином, на відміну від інших проаналізованих металів, аналіз динаміки накопичення Cr у підстилці модельних лісових екосистем показує, що основним джерелом надходження металу виступають атмосферні опади. Також ймовірним шляхом накопичення Cr може бути його висхідні потоки з гумусового шару ґрунту. Наслідком цього може бути факт того, що основна частина Cr протягом року зосереджена у ферментованому шарі, на який в середньому припадає 70-72% запасів металу. Накопичення Cr у підстилці триває до лютого-березня, коли концентрація та запаси металу досягають максимальних рівнів. При цьому з моменту початку формування річної підстилки концентрація Cr у підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» зростає на 60-73%, в умовах Канівського природного заповідника – на 70%. Кількість металу у матеріалі підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» при цьому зростає на 3,4-4,6 мг/м², або 66-78% від величини сезонного максимуму запасів даного хімічного елементу. Кількість Cr у підстилці грабової діброви Канівського природного заповідника зростає з вересня по березень на 5,6 мг/м², або на 78% від величини сезонного максимуму запасів металу. З активізацією процесів розкладання підстилки у травні-липні відбувається зниження запасів металу у підстилці. В результаті підстилкою грабової діброви НПП «Голосіївський» було втрачено 3,1-5,9 мг/м² Cr або 72-89% від максимального сезонного вмісту металу у лютому-березні. У Канівському природному заповіднику підстилка грабової діброви втрачає з квітня по липень 5,9 мг/м² Cr, або 83% від сезонного максимуму запасів металу.

РОЗДІЛ 7

ОЦІНКА ПОТОКІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У БІОГЕОХІМІЧНІЙ СИСТЕМІ ГРАБОВИХ ДІБРОВ СЕРЕДНЬОГО ПРИДНІПРОВ'Я

У підсумковому сьомому розділі на основі аналізу річної динаміки запасів важких металів у біотичних та абіотичних компонентах екосистем модельних грабових дібров визначено основні шляхи міграції важких металів та проведено кількісну оцінку їх потоків протягом року. Показано, що для всіх досліджених важких металів спостерігається висока збалансованість функціонування біогеохімічних систем грабової діброви Канівського природного заповідника, коли надходження важких металів з атмосферними опадами та опалим листям врівноважено обсягами їх втрат в процесі вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод до елювіального шару ґрунту, що свідчить про відсутність затримки та накопичення металів в екосистемі. Водночас екосистема грабової діброви НПП «Голосіївський» характеризується незбалансованістю біогеохімічних циклів Cu, Pb, Zn та Ni. Потоки надходження цих важких металів з атмосферними опадами та листяним опадом не врівноважені їх втратами в процесі вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод, що призводить до затримки та накопичення металів в екосистемі. В результаті у функціонуванні їх біогеохімічних циклів більшу роль відіграє біологічна складова системи «ґрунт-рослина», коли від 21% до 73% потоків надходження металів забезпечується листяним опадом.

Для оцінки потоків важких металів в модельних екосистемах було обрано період тривалістю 13 місяців для якого є наявними повний набір даних по запасах металів у лісовій підстилці, обсягам надходження металів з атмосферними опадами, лізиметричним вимірам та оцінкам маси опалого листя у складі лісової підстилки. Кількість опалого листя, що надійшло до лісової підстилки під час її формування, розраховували за даними розділу 3.4 «Сезонна динаміка компонентного складу лісової підстилки грабових дібров в умовах

НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника» та використовували для розрахунку надходження листяного опаду до лісової підстилки. Для екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» оцінка функціонування біогеохімічних циклів важких металів була проведена для періоду з січня 2021 р. по січень 2022 р. Для екосистеми Канівського природного заповідника таким періодом було встановлено період з червня 2022 р. по липень 2023 р.

7.1 Особливості функціонування біогеохімічного циклу Cu грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Протягом року з січня 2021 р. по січень 2022 р. сумарне накопичення Cu у лісовій підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» було визначено на рівні $187 \pm 30 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 7.1). При цьому оцінка сумарного надходження Cu до екосистеми НПП «Голосіївський» у складі листяного опаду та в результаті вологого осадження з атмосферними опадами становила $129 \pm 10 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. З них 62% припадало на кількість металу, що надійшла у складі опалого листя ($80 \pm 2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та 38% на вологе осадження у складі атмосферних опадів ($49 \pm 8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Різниця між величиною накопичення Cu у підстилці та обсягами надходження металу з листяним опадом та атмосферними опадами є ознакою незбалансованості біогеохімічної системи Cu грабової діброви НПП «Голосіївський». Також таку відмінність можна пояснити тим, що величина накопичення металу підстилкою враховує обсяги, що були накопичені за попередній період до січня 2021 р. та відсутністю оцінок сухого осадження металу у складі атмосферних твердих частинок (пилу).

Сумарні річні втрати металу підстилкою за цей період склали $249 \pm 75 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Відповідно втрати металу лісовою підстилкою переважали над його надходженням ($187 \pm 30 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та становили $62 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. При цьому втрати Cu екосистемою з вертикальним стоком ґрунтових вод за рік становили $56 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Накопичення Cu у деревній фітомасі за рік становило $6,4 \pm 1,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Таким чином, сума ґрунтового стоку Cu та її накопичення у деревній

фітомасі становить $62,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що відповідає обсягам втрат даного металу підстилкою.

Таблиця 7.1

Баланс обсягів надходження та вивільнення Cu у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський»

Місяць	Запас Cu, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток Г, табл. 2)		Накопичення підстилкою/ вивільнення з підстилки, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Сумарне надходження Cu (листяний опад + атмосферні опади), $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Cu з листяним опадом, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 5.1)		Надходження Cu з атмосферними опадами, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток А, табл. 2)		Ґрунтовий стік Cu, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 3.3)	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
01.2021	179,2	23,7	-	-	5,1	1,0	-	-	-	-	-	-
02.2021	125,8	23,0	-53,4	11,7	0,4	0,1	-	-	5,1	1,0	22,3	2,7
03.2021	103,6	18,7	-22,2	10,4	2,7	0,8	-	-	0,4	0,1	-	-
04.2021	112,3	36,0	8,7	6,8	6,4	1,1	-	-	2,7	0,8	-	-
05.2021	98,0	13,8	-14,3	9,9	3,5	1,3	-	-	6,4	1,1	10,7	0,8
06.2021	68,7	10,0	-29,3	5,9	11,8	2,8	-	-	3,5	1,3	1,6	0,2
07.2021	35,6	2,8	-33,1	6,4	35,8	1,7	-	-	11,8	2,8	10,7	0,8
08.2021	59,7	8,3	24,0	5,6	14,7	1,3	26,9	0,7	8,9	1,0	5,7	0,3
09.2021	162,5	9,6	102,8	8,9	32,8	1,1	10,1	0,4	4,6	0,9	-	-
10.2021	213,6	8,0	51,1	8,8	7,8	0,7	32,8	1,1	-	-	-	-
11.2021	149,2	25,1	-64,4	16,5	8,0	0,4	2,5	0,1	5,3	0,7	-	-
12.2021	118,2	24,8	-31,0	12,5	0,3	0,1	7,6	0,2	0,4	0,1	5,2	1,0
01.2022	117,0	27,6	-1,3	1,0	5,1	1,0	-	-	0,3	0,1	-	-
Загальне накопичення $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			186,7	30,1	129,2	10,4	79,9	2,4	49,4	8,0	-	-
Загальне вивільнення, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			248,9	74,5	-	-	-	-	-	-	56,1	5,7
Накопичення Cu у річному прирості деревини (табл. 5.4), $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			6,4	1,3								
Запаси Cu у деревній фітомасі, г/га			9860	196,0								
Запаси Cu у 0-5 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			5721	2432								
Запаси Cu у 5-20 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			15173	3922								

Відповідно кількість металу, що надійшла протягом року до екосистеми, є врівноваженою втратами з ґрунтовим стоком та накопиченням у річному прирості деревини, що свідчить про наявність ознак незбалансованості біогеохімічного циклу Cu та свідчить про накопичення даного хімічного елементу в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський».

Підтвердженням цього є накопичення Cu у ферментованому шарі підстилки (див. розд. 6.1) та слабе проникнення до елювіального горизонту ґрунту (див. розд. 3.1).

Протягом року сумарне накопичення Cu у лісовій підстилці грабової діброви Канівського природного заповідника становило $36 \pm 15 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 7.2). При цьому сумарне надходження Cu з листяним опадом та атмосферними опадами становило $58 \pm 11 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Таблиця 7.2

Баланс обсягів надходження та вивільнення Cu у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви Канівського природного заповідника

Місяць	Запас Cu, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток Г, табл. 2)		Накопичення підстилкою/ вивільнення Cu з підстилки, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Сумарне надходження Cu (листяний опад + атмосферні опади), $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Cu з листяним опадом, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 5.1)		Надходження Cu з атмосферними опадами, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток А, табл. 2)		Ґрунтовий стік Cu, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 3.3)	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
06.2022	16,9	1,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07.2022	18,3	0,45	1,4	0,78	4,9	2,46	0,5	0,01	4,4	2,44	4,1	0,5
08.2022	22,7	0,51	4,4	0,48	3,0	0,62	1,1	0,10	1,9	0,52	-	-
09.2022	35,8	1,69	13,0	1,10	5,9	2,79	2,6	1,60	3,3	1,19	19,8	2,4
10.2022	36,2	3,54	0,4	2,61	7,5	1,14	5,4	0,76	2,0	0,38		
11.2022	46,3	4,75	10,2	4,14	10,3	2,29	3,8	0,53	6,5	1,76	12,0	1,5
12.2022	38,3	0,00	-8,1	2,37	7,8	1,22	2,3	0,32	5,5	0,90	10,9	1,3
01.2023	29,0	0,00	-9,3	0,00	1,0	-	-	-	1,0	0,68	-	-
02.2023	20,7	0,00	-8,3	0,00	1,7	-	-	-	1,7	0,68	-	-
03.2023	20,1	1,88	-0,6	0,94	0,1	-	-	-	0,1	0,03	-	-
04.2023	23,9	1,52	3,8	1,70	1,1	-	-	-	1,1	0,35	-	-
05.2023	17,7	0,36	-6,2	0,94	5,8	-	-	-	5,8	1,07	5,4	0,7
06.2023	18,2	1,96	0,5	1,16	4,9	-	-	-	4,9	0,79	-	-
07.2023	20,7	3,40	2,6	2,68	4,2	-	-	-	4,2	1,16	-	-
Загальне накопичення $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			36,2	14,7	58,0	10,5	15,8	3,3	42,2	7,9	-	-
Загальне вивільнення, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			32,4	4,3	-	-	-	-	-	-	52,1	6,4
Накопичення Cu у річному прирості деревини (табл. 5.4), $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			1,3	0,3								
Запаси Cu у деревній фітомасі, г/га			480	117								
Запаси Cu у 0-5 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			4132	2056								
Запаси Cu у 5-20 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			7083	468								

З них 73% припадало на вологе осадження у складі атмосферних опадів ($42 \pm 8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та 27% на кількість металу, що надійшла у складі опалого листя ($15 \pm 8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Слід зазначити, що в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» вологе осадження у складі атмосферних опадів забезпечувало надходження до екосистеми подібної величини кількості металу – $49 \pm 8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (див. табл. 7.1). Можна бачити, що кількість накопиченої Cu підстилкою грабової діброви заповідника є у 1,6 раза меншою, ніж кількість металу, що надійшла у складі атмосферних опадів та листяного опаду. Відсутність накопичення Cu підстилкою можна пояснити активним вимиванням металу з підстилки та ґрунту, оскільки сумарні втрати металу з ґрунтовим стоком становлять $52 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що відповідає величині загального надходження металу до екосистеми – $58 \pm 11 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Як було показано у розд. 6.1, швидка втрата Cu, коли протягом кількох осінніх місяців втрати металу складали 23-37%, можна пояснити вимиванням його лабільної водорозчинної фракції. При цьому коефіцієнт *BCF* підстилки становив 0,22-0,62, що свідчить про інтенсивне вимивання металу з підстилки та його накопичення у верхньому гумусовому горизонті ґрунту.

Оцінка загальних втрат Cu підстилкою за рік дає величину $32 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що статистично значимо не відрізняється від показників сумарного накопичення металу у підстилці за цей період – $36 \pm 15 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (*Mann-Whitney*, $p = 0,422$). Таким чином, можна вважати, що біогеохімічна система Cu лісової підстилки грабової діброви Канівського природного заповідника відповідає збалансованому стану, коли обсяги надходження металу до підстилки врівноважені процесами його вивільнення. При цьому втрати Cu екосистемою з вертикальним стоком ґрунтових вод за рік становили $52,1 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що відповідає оцінкам величини потоку в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» – $56 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Накопичення Cu у деревній фітомасі за рік становило $1,3 \pm 0,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Таким чином, сума ґрунтового стоку Cu та її накопичення у деревній фітомасі становить $53,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що відповідає обсягам надходження даного металу до лісової екосистеми. Балансовий

розрахунок показує, що біогеохімічний цикл Cu грабової діброви НПП «Голосіївський» є збалансованим, а кількість металу, що надійшла протягом року до екосистеми, є врівноваженою втратами з ґрунтовим стоком та накопиченням у річному прирості деревини.

Таким чином, основним шляхом надходження Cu до лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» виступає листяний опад, що забезпечує 62% накопичення Cu у її складі. В екосистемі Канівського природного заповідника основним шляхом надходження Cu є вологе осадження з атмосферними опадами, що забезпечує 73% надходження металу (рис. 7.1).

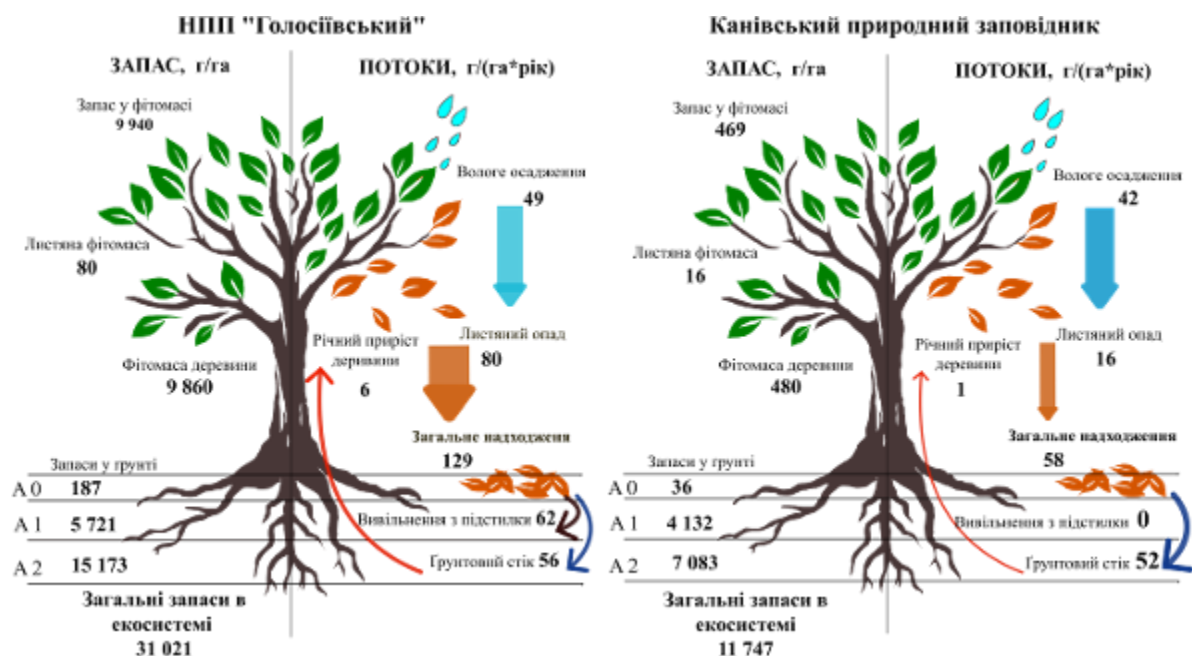


Рис. 7.1. Біогеохімічний цикл Cu в екосистемах грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Кількість металу, що протягом року надходить до досліджених екосистем в ході вологого осадження, дає близькі величини та становить $49 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ для екосистеми НПП «Голосіївський» та $42 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ для Канівського заповідника, що є свідченням про регіональні особливості складу атмосферних опадів. Запаси металу у листяній фітомасі граба визначаються процесами кореневого поглинання металу з ґрунту під час формування молодого листа, що більш активно протікає в екосистемі НПП «Голосіївський». Основним шляхом втрат

Cu екосистемами грабових дібров є вертикальна ґрунтова міграція з подальшим вимиванням металу до ґрунтових вод, ймовірно, з подальшим поглинанням кореневою системою та накопиченням у фітомасі, що в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» не компенсує сумарного надходження Cu в процесі вологого осадження з атмосферними опадами.

Незважаючи на близькі величини надходження Cu з атмосферними опадами, досліджені екосистеми грабових дібров суттєво відрізнялися за обсягами запасу металу у фітомасі та ґрунті. У фітомасі грабового деревостану екосистеми НПП «Голосіївський» зосереджено 9,9 кг/га Cu, що у 21 раз більше, ніж в екосистемі Канівського природного заповідника, для якого ця величина становить 0,47 кг. Кількість накопиченого металу у лісовій підстилці грабової діброви відрізняється у 5 разів та для НПП «Голосіївський» становить 187 г/га, для Канівського природного заповідника – 36 г/га. Водночас відмінності у запасах Cu у ґрунтових горизонтах даних екосистем відрізняються несуттєво: кількість металу у гумусовому горизонті екосистеми НПП «Голосіївський» була вищою у 1,4 раза, в елювіальному – у 2 рази. Таким чином, особливості біогеохімічного циклу Cu в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» свідчить про хронічне накопичення даного хімічного елементу в екосистемі. Причому основна частина циклу міграції проходить в межах системи «ґрунт-рослина». В умовах екосистеми Канівського природного заповідника біологічна складова біогеохімічного циклу є незначною, а основні процеси протікають в межах системи «атмосфера-ґрунт».

7.2 Особливості функціонування біогеохімічного циклу Zn грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Протягом року оцінка сумарного накопичення Zn у лісовій підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» становила $629 \pm 105 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 7.3). При цьому розрахунок сумарного надходження Zn до екосистеми НПП «Голосіївський» з листяним опадом та атмосферними опадами дав величину $400 \pm 49 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. З них 66% припадало на вологе осадження у складі

атмосферних опадів ($266 \pm 36 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та 34% припадало на кількість металу, що надійшла у складі опалого листя ($135 \pm 21 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$).

Таблиця 7.3

Баланс обсягів надходження та вивільнення Zn у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський»

Місяць	Запас Zn, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток Г, табл. 2)		Накопичення підстилкою/ вивільнення Zn з підстилки, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Сумарне надходження Zn (листяний опад + атмосферні опади), $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Zn з листяним опадом, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 5.1)		Надходження Zn з атмосферними опадами, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток А, табл. 2)		Ґрунтовий стік Zn, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 3.3)	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
01.2021	710,8	118,6	-	-	27,9	4,5	-	-	-	-	-	-
02.2021	641,2	92,4	-69,6	105,5	5,7	1,3	-	-	27,9	4,5	64,2	7,8
03.2021	587,2	98,5	-54,0	95,4	37,4	4,5	-	-	5,7	1,3	-	-
04.2021	546,2	88,2	-41,0	93,3	48,0	8,6	-	-	37,4	4,5	-	-
05.2021	521,1	46,6	-25,1	67,4	21,1	5,6	-	-	48,0	8,6	60,4	7,4
06.2021	338,3	122,1	-182,8	84,4	43,2	2,7	-	-	21,1	5,6	43,2	5,3
07.2021	111,5	2,4	-226,8	62,2	62,7	9,1	-	-	43,2	2,7	42,5	5,2
08.2021	342,3	8,1	230,8	5,2	38,2	6,5	40,0	6,6	22,7	2,5	30,3	3,7
09.2021	431,8	14,4	89,5	11,2	60,7	7,9	15,2	3,8	23,0	2,7	-	-
10.2021	717,2	6,5	285,4	10,5	14,1	5,7	60,7	7,9	0,0	0,0	-	-
11.2021	554,5	62,9	-162,7	34,7	32,3	10,8	4,7	0,6	9,4	5,1	-	-
12.2021	577,7	43,4	23,2	53,2	8,7	0,2	14,0	1,8	18,3	9,0	29,6	3,6
01.2022	403,1	43,9	-174,6	43,6	27,9	4,5	-	-	8,7	0,2	-	-
Загальне накопичення $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			628,9	105,3	400,1	48,6	134,6	20,8	265,5	36,4	-	-
Загальне вивільнення, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			936,6	292,4	-	-	-	-	-	-	270,2	25,1
Накопичення Zn у річному прирості деревини (табл. 5.4), $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			15,3	2,5								
Запаси Zn у деревній фітомасі, г/га			2357,5	385,8								
Запаси Zn у 0-5 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			19006	1275								
Запаси Zn у 5-20 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			86731	25735								

Більші обсяги загального накопичення Zn підстилкою у порівнянні із сумарним надходженням металу у складі листяного опаду та вологим осадженням з атмосфери можна пояснити тим, що величина накопичення Zn у підстилці враховує обсяги металу, що були накопичені до січня 2021 р., а також

відсутністю оцінок сухого осадження металу у складі атмосферних твердих частинок (пилу). Таким чином, основним шляхом надходження Zn до лісової підстилки екосистеми НПП «Голосіївський» виступає вологе осадження з атмосферними опадами. Причому кількість Zn, що надійшла з атмосферними опадами, відповідає кількості металу, яка була вилучена вертикальним стоком ґрунтових вод, що становила $270 \pm 25 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Підтвердженням цього є різке зниження концентрації Zn у грудні за рахунок вимивання лабільних форм металу, коли запаси підстилки залишаються незмінними (у 2021 р. вони досягали максимуму) (див. розд. 6.2).

Сумарні втрати Zn підстилкою грабової діброви НПП «Голосіївський» протягом року склали $937 \pm 292 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що у 1,5 раза більше, ніж кількість накопиченого металу ($629 \pm 105 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Аналіз балансу втрат металу з його надходженням за окремими місяцями показав, що лісова підстилка у більшості випадків втрачає Zn більше, ніж його надходження до складу підстилки з атмосферними опадами та опалим листям. Відповідно загальні річні втрати металу лісовою підстилкою ($937 \pm 292 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) перевищували величину його надходженням ($629 \pm 105 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) на $308 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. При цьому втрати Zn екосистемою з вертикальним стоком ґрунтових вод за рік становили $270 \pm 25 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Також в результаті кореневого поглинання з ґрунту відбувалося вилучення та накопичення $15,3 \pm 2,5 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ Zn у деревній фітомасі граба. Таким чином, біогеохімічний цикл Zn грабової діброви НПП «Голосіївський» характеризується ознаками накопичення металу в екосистемі, коли вертикальна міграція ґрунтовими водами не забезпечує балансу надходження металу з атмосферними опадами.

Протягом року величина загального накопичення Zn у лісовій підстилці грабової діброви Канівського природного заповідника становила $270 \pm 21 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 7.4). Оцінка загальних втрат Zn підстилкою за рік дає близьку величину – $276 \pm 22 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що статистично значимо (*Mann–Whitney*, $p = 0,66$) не відрізняється від показника загального накопичення металу. Це свідчить про збалансований стан функціонування біогеохімічної системи Zn грабової

діброви Канівського природного заповідника, коли обсяги надходження металу до підстилки врівноважено процесами його вивільнення.

Таблиця 7.4

Баланс обсягів надходження та вивільнення Zn у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви Канівського природного заповідника

Місяць	Запас Zn, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток Г, табл. 2)		Накопичення підстилкою/ вивільнення з підстилки, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Сумарне надходження Zn (листяний опад + атмосферні опади), $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Zn з листяним опадом, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 5.1)		Надходження Zn з атмосферним и опадами, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток А, табл. 2)		Ґрунтовий стік Zn, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 3.3)	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
06.2022	46,0	12,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07.2022	34,8	4,0	-11,2	8,2	13,7	1,4	2,5	0,0	11,1	1,4	32,6	1,0
08.2022	66,8	19,6	32,0	11,8	13,4	1,2	6,4	0,3	7,0	0,9	-	-
09.2022	182,3	29,5	115,5	24,6	37,9	3,4	13,7	0,5	24,2	3,0	40,9	0,5
10.2022	285,3	29,7	103,0	29,6	29,0	1,6	23,0	0,9	6,1	0,7	-	-
11.2022	256,9	32,9	-28,3	31,3	27,3	2,0	16,0	0,6	11,3	1,4	51,1	1,2
12.2022	246,3	30,2	-10,7	31,6	40,3	4,1	9,7	0,4	30,7	3,7	43,8	1,1
01.2023	204,9	27,7	-41,4	28,9	37,6	4,6	-	-	37,6	4,6	-	-
02.2023	178,8	18,4	-26,1	23,1	28,3	3,5	-	-	28,3	3,5	-	-
03.2023	197,8	18,8	19,1	18,6	1,6	0,2	-	-	1,6	0,2	-	-
04.2023	194,7	19,2	-3,2	19,0	5,7	0,7	-	-	5,7	0,7	-	-
05.2023	146,8	19,1	-47,9	19,2	20,0	2,4	-	-	20,0	2,4	40,9	1,1
06.2023	79,0	22,7	-67,8	20,9	13,4	1,6	-	-	13,4	1,6	-	-
07.2023	39,5	16,2	-39,5	19,5	10,1	1,2	-	-	10,1	1,2	-	-
Загальне накопичення $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			269,6	21,2	278,5	18,3	71,3	2,7	207,2	15,6	-	-
Загальне вивільнення, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			276,0	22,4	-	-	-	-	-	-	209,3	4,8
Накопичення Zn у річному прирості деревини (табл. 5.4), $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			2,7	0,6								
Запаси Zn у деревній фітомасі, г/га			997	224								
Запаси Zn у 0-5 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			16864	6240								
Запаси Zn у 5-20 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			40312	6409								

Розрахунок загального надходження Zn з листяним опадом та атмосферними опадами дає близьку величину до загального вивільнення металу підстилкою – $279 \pm 18 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Відповідно 74% загального надходження Zn в умовах екосистеми Канівського природного заповідника припадало на вологе осадження у складі атмосферних опадів ($207 \pm 16 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та 26% – на

кількість металу, що надійшла у складі опалого листя ($71 \pm 3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Слід відзначити, що в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» вологе осадження у складі атмосферних опадів забезпечувало надходження до екосистеми подібної кількості металу, що становило $266 \pm 36 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ та може свідчити про однакові регіональні особливості хімічного складу атмосферних опадів (див. табл. 7.3). Порівняння величин вологого осадження Zn з атмосфери ($207 \pm 16 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та ґрунтового стоку до елювіального шару ґрунту ($209 \pm 5 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) також вказує на наявність балансу між надходженням та втратами металу. Водночас на відміну від екосистеми НПП «Голосіївський», у Канівському заповіднику на глибині 20 см у ґрунті спостерігається зниження концентрації металу до $17,9 \pm 2,8 \text{ мг/кг}$, що може означати його менш активну вертикальну міграцію по ґрунтовому профілю (див. розд. 3.1). Фіксація Zn у річному прирості деревної фітомаси граба у загальному балансі металу є несуттєвою та становить $2,7 \pm 0,6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Таким чином, основним шляхом надходження Zn до екосистем грабових дібров Середнього Придніпров'я виступає вологе осадження сполук металу з атмосферними опадами. Водночас в умовах НПП «Голосіївський» листяний опад має більш суттєвий внесок – 34%, ніж в умовах Канівського природного заповідника, де його потік становить 26% (рис. 7.2). Запаси сполук Zn у листяній фітомасі граба визначаються процесами кореневого поглинання металу з ґрунту під час формування молодого листя, що, як і у випадку біогеохімічного циклу Си, більш активно протікає в екосистемі НПП «Голосіївський». Основним шляхом втрат Zn екосистемами грабових дібров є вертикальна ґрунтова міграція з подальшим вимиванням металу до ґрунтових вод, що в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» не компенсує обсягів надходження з атмосферними опадами.

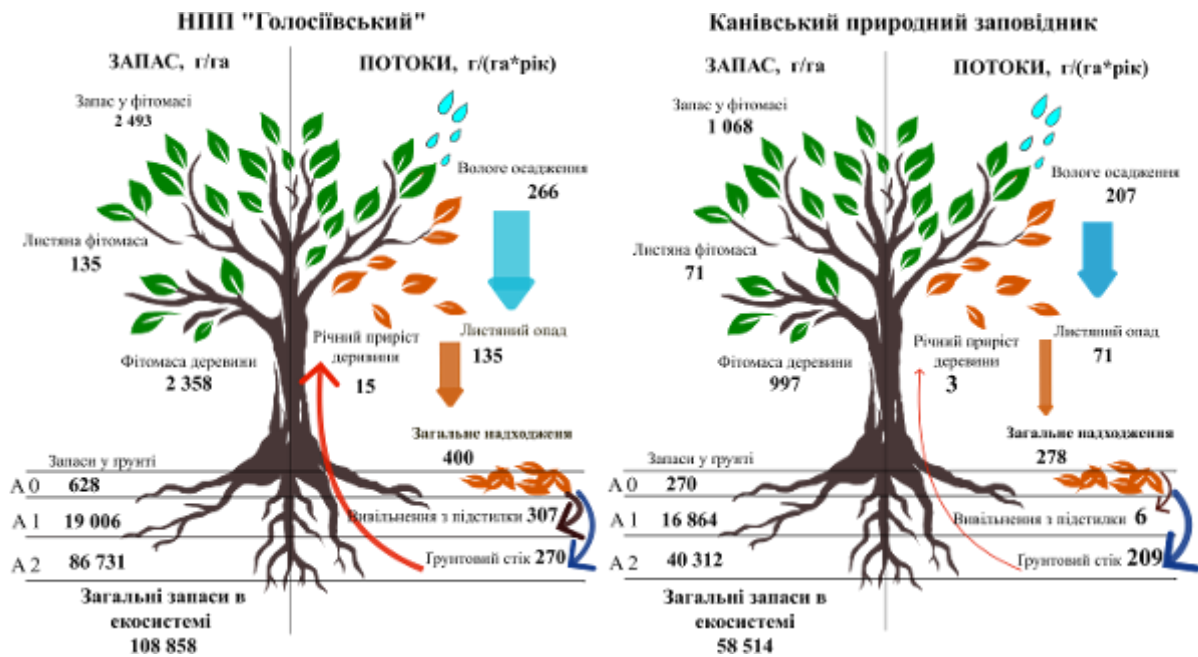


Рис. 7.2. Біогеохімічний цикл Zn в екосистемах грабових дібров
НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

У фітомасі грабового деревостану екосистеми НПП «Голосіївський» зосереджено 2,5 кг/га Zn, що у 2,3 рази більше, ніж в екосистемі Канівського природного заповідника, для якого ця величина становить 1,1 кг. Кількість накопиченого металу у лісовій підстилці грабової діброви відрізняється у 2,3 рази, що свідчить про відповідність запасам Zn у фітомасі. Відмінності у запасах даного хімічного елементу у ґрунтових горизонтах досліджених екосистем є несуттєвими – в елювіальному горизонті ґрунту НПП «Голосіївський» обсяги Zn були у 2,2 рази вищими. За ознаками збалансованості обсягів надходження та вивільнення Zn біогеохімічний цикл Zn в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» є незбалансованим, що свідчить про хронічне накопичення даного хімічного елементу в екосистемі. Причому підвищений потік металу у складі опалого листя свідчить про суттєвий внесок біотичної складової «ґрунт-рослина» у функціонування біогеохімічного циклу Zn в умовах екосистеми НПП «Голосіївський». В умовах екосистеми Канівського природного заповідника біотична складова біогеохімічного циклу є незначною, а основні процеси протікають в межах системи «атмосфера-ґрунт».

7.3 Особливості функціонування біогеохімічного циклу Ni грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Протягом року сумарне накопичення Ni у лісовій підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» становило $115 \pm 17 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що відповідає розрахунковій величині сумарного надходження металу до екосистеми НПП «Голосіївський» у складі листяного опаду та його вологого осадження з атмосфери – $108 \pm 10 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 7.5).

Таблиця 7.5

Баланс обсягів надходження та вивільнення Ni у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський»

Місяць	Запас Ni, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток Г, табл. 2)		Накопичення Ni підстилкою/ вивільнення з підстилки, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Сумарне надходження Ni (листяний опад + атмосферні опади), $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Ni з листяним опадом, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 5.1)		Надходження Ni з атмосферними опадами, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток А, табл. 2)		Ґрунтовий стік Ni, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 3.3)	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
01.2021	164,0	6,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
02.2021	147,4	14,3	-16,7	10,4	6,5	-	-	-	6,51	0,82	2,05	0,25
03.2021	140,2	16,2	-7,1	15,3	0,5	-	-	-	0,50	0,05	-	-
04.2021	139,3	10,5	-0,9	13,4	0,6	-	-	-	0,59	0,13	-	-
05.2021	118,5	7,9	-20,8	9,2	9,8	-	-	-	9,83	0,98	4,48	0,55
06.2021	64,4	1,9	-54,1	4,9	1,8	0,5	-	-	1,78	0,55	2,70	0,33
07.2021	25,3	0,2	-39,1	1,1	2,3	0,8	-	-	2,25	0,81	6,11	0,75
08.2021	58,8	0,9	33,4	0,5	34,7	2,2	31,7	1,7	2,97	0,52	0,10	0,01
09.2021	58,8	3,0	0,1	2,0	11,1	1,4	10,6	1,3	0,55	0,08	-	-
10.2021	87,2	1,3	28,4	2,1	27,7	3,0	27,7	3,0	-	-	-	-
11.2021	107,0	5,9	19,7	3,6	3,5	0,7	2,1	0,2	1,41	0,45	-	-
12.2021	140,5	12,2	33,5	9,1	8,2	1,3	6,4	0,7	1,76	0,66	2,19	0,27
01.2022	101,8	10,8	-38,7	11,5	1,0	-	-	-	0,98	0,07	-	-
Загальне накопичення $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			115,1	17,3	107,7	9,9	78,5	6,8	29,1	4,1	-	-
Загальне вивільнення, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			177,4	26,7	-	-	-	-	-	-	17,63	1,90
Накопичення Ni у річному прирості деревини (табл. 5.4), $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			7,3	0,8								
Запаси Ni у деревній фітомасі, г/га			11218	1153								
Запаси Ni у 0-5 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			6725	637								
Запаси Ni у 5-20 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			21647	7347								

При цьому основний внесок у надходження Ni створював листяний опад, який в ході формування нової річної підстилки протягом листопада-грудня 2021 р. забезпечив надходження 73% від загальної кількості металу. На надходження у складі атмосферних опадів припадало 27% від загального обсягу металу – $29 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Таким чином, підтверджено, що основним шляхом надходження Ni до екосистеми НПП «Голосіївський» є листяний опад, який забезпечує 73% надходження металу до лісової підстилки.

Загальні річні втрати Ni підстилкою грабової діброви НПП «Голосіївський» протягом року склали $177 \pm 27 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що у 1,5 рази більше, ніж кількість накопиченого металу ($115 \pm 17 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Величина незбалансованості накопичення та вивільнення Ni з лісової підстилки НПП «Голосіївський» становить $62 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Як і у випадку з Zn, аналіз балансу втрат Ni з величиною його надходження за окремими місяцями показав, що лісова підстилка протягом більшої частини року втрачає більшу кількість Ni, ніж надходить до складу підстилки з атмосферними опадами. Водночас протягом періоду активного формування нової річної підстилки у серпні-жовтні спостерігається чітка відповідність балансу надходження Ni з листяним опадом ($70 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та зростання рівнів його накопичення у підстилці ($62 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). При цьому втрати Ni екосистемою НПП «Голосіївський» з вертикальним стоком ґрунтових вод за рік становили лише $18 \pm 2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що означає відсутність активного виносу металу з екосистеми грабової діброви. Оцінка величини накопичення Ni у річному прирості виявила значні обсяги акумульованого металу, що щорічно виводиться з активного колообігу екосистеми та фіксується у деревній фітомасі граба, що становить $7 \pm 1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. У листяній фітомасі щорічно акумулюється на порядок більша кількість Ni – $79 \pm 7 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що після опадання листя протягом 5-6 місяців повертається до ґрунту та стає доступним для поглинання кореневою системою граба.

При цьому не спостерігається активного вимивання Ni ґрунтовими водами до елювіального шару, підтвердженням чого є його вища концентрація у гумусовому шарі (11,2 мг/кг) у порівнянні з елювіальним (9,6 мг/кг). Таким

чином, в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський» основна частина біогеохімічного циклу Ni забезпечується системою «ґрунт-рослина», коли в ході кореневого поглинання відбувається вилучення Ni з ґрунту, який активно накопичується у листяній фітомасі граба. В результаті опадання листя основна частина металу (близько 91%) повертається до ґрунту, звідки знову поглинається кореневими системами рослин, інша частина – фіксується у складі річного приросту деревини граба. Такий біогеохімічний цикл є чутливим до надходження надлишку металу із зовнішніх джерел, що може призвести до поступового накопичення Ni в екосистемі. Зокрема, порівняння кількості металу, що надходить з атмосферними опадами до екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» – $29 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, та обсягів металу, що вимивається з ґрунту – $18 \pm 2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, показало суттєву незбалансованість біогеохімічного циклу даного металу, що може свідчити про накопичення Ni в екосистемі грабової діброви національного парку.

Таким чином, балансовий розрахунок показує, що біогеохімічний цикл Ni грабової діброви НПП «Голосіївський» характеризується суттєвою незбалансованістю. Кількість металу, що надійшла протягом року до екосистеми з атмосферними опадами ($29 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$), є невірноваженою процесами вимивання ґрунтовими водами, які забезпечують втрату лише $18 \pm 2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Водночас різниця між величинами накопичення та втрати Ni лісовою підстилкою у $62,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ може забезпечувати кореневе поглинання металу грабом та його транслокацію до листяної фітомаси, де накопичується $79 \pm 7 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ Ni, що в результаті опадання листя та формування підстилки повертається до ґрунту та стає доступною для поглинання рослинами. Вимивання Ni в ході вертикальної міграції за ґрунтовим профілем є несуттєвими, що свідчить про накопичення металу в екосистемі. Подібна ситуація описана для ґрунтів Албанії, де описано поглинання Ni рослинами з глибинних шарів ґрунту та його перерозподіл до верхнього шару ґрунту, що призводить до збагачення підстилки Ni завдяки надходженню листяного опаду [51].

Протягом року величина загального накопичення Ni у лісовій підстилці грабової діброви Канівського природного заповідника становила $48 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$

(табл. 7.6). Оцінка загальних втрат Ni підстилкою за рік дає близьку величину – $51 \pm 5 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що статистично значимо не відрізняється (*Mann–Whitney*, $p = 0,109$) від показника загального накопичення металу (різниця складає лише $3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Це свідчить про збалансований стан функціонування біогеохімічної системи Ni грабової діброви Канівського природного заповідника, коли обсяги надходження металу до підстилки врівноважено процесами його вивільнення.

Таблиця 7.6

Баланс обсягів надходження та вивільнення Ni у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви Канівського природного заповідника

Місяць	Запас Ni, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток Г, табл. 2)		Накопичення Ni підстилкою/ вивільнення з підстилки, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Сумарне надходження Ni (листяний опад + атмосферні опади), $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Ni з листяним опадом, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 5.1)		Надходження Ni з атмосферним и опадами, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток А, табл. 2)		Ґрунтовий стік Ni, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 3.3)	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
06.2022	13,82	3,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07.2022	9,82	4,67	-4,00	3,92	4,77	0,55	0,37	0,02	4,40	0,54	1,06	0,13
08.2022	7,85	1,52	-1,97	3,10	3,54	0,39	1,06	0,08	2,48	0,30	-	-
09.2022	14,91	2,18	7,05	1,85	3,74	0,61	2,40	0,45	1,35	0,16	15,72	1,92
10.2022	24,57	5,26	9,66	3,72	7,06	0,77	4,37	0,45	2,69	0,33	-	-
11.2022	52,25	5,83	27,69	5,55	3,49	0,36	3,05	0,31	0,44	0,05	15,00	1,83
12.2022	46,51	7,06	-5,75	6,45	5,55	0,64	1,84	0,19	3,72	0,45	11,28	1,38
01.2023	37,02	6,44	-9,49	6,75	0,14	0,02	-	-	0,14	0,02	-	-
02.2023	32,11	5,16	-4,91	5,80	0,27	0,03	-	-	0,27	0,03	-	-
03.2023	33,95	4,52	1,84	4,84	0,49	0,06	-	-	0,49	0,06	-	-
04.2023	35,88	6,02	1,92	5,27	1,18	0,14	-	-	1,18	0,14	-	-
05.2023	27,72	4,39	-8,16	5,21	10,03	1,22	-	-	10,03	1,22	8,08	0,99
06.2023	14,22	3,57	-13,49	3,98	6,33	0,77	-	-	6,33	0,77	-	-
07.2023	10,93	4,02	-3,30	3,80	5,25	0,05	-	-	5,25	0,00	-	-
Загальне накопичення $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			48,16	4,25	51,83	3,35	13,08	1,49	38,75	4,09	-	-
Загальне вивільнення, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			51,06	4,88	-	-	-	-	-	-	51,14	6,24
Накопичення Ni у річному прирості деревини (табл. 5.4), $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			0,94	0,07								
Запаси Ni у деревній фітомасі, г/га			347,2	24,3								
Запаси Ni у 0-5 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			4953	6240								
Запаси Ni у 5-20 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			23637	6409								

Розрахунок загального надходження Ni з листяним опадом та вологим осадженням атмосферними опадами дає близьку величину – $52 \pm 13 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. На відміну від екосистеми НПП «Голосіївський», в умовах Канівського природного заповідника 75% загального надходження Ni до грабової діброви припадало на процеси вологого осадження з атмосферними опадами ($39 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та 25% – на кількість металу, що надійшла у складі опалого листя ($13 \pm 2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Причому в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» вологе осадження у складі атмосферних опадів дає подібну величину надходження металу до екосистеми – $29 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що може свідчити про однакові регіональні особливості хімічного складу атмосферних опадів (див. табл. 7.5). Порівняння величини сумарного надходження Ni до екосистеми Канівського природного заповідника ($52 \pm 3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$), ґрунтового стоку до елювіального шару ґрунту ($51 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та обсягів загального вивільнення Ni з підстилки ($52 \pm 5 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) вказує на наявність балансу між надходженням та втратами металу в екосистемі. Водночас на відміну від екосистеми НПП «Голосіївський», у Канівському природному заповіднику на глибині 20 см у ґрунті спостерігається підвищення концентрації металу до $10,5 \pm 3,9 \text{ мг/кг}$, що може означати його активну вертикальну міграцію по ґрунтовому профілю та вимивання з верхнього гумусового горизонту. Зокрема обсяги ґрунтового стоку Ni протягом року у 1,3 раза перевищують кількість металу, що надходить з атмосферними опадами, що становлять $51 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ та $39 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ відповідно.

Таким чином, основним шляхом надходження Ni до екосистеми Канівського природного заповідника, на відміну від екосистеми НПП «Голосіївський», виступають атмосферні опади, що забезпечують формування 75% загальних обсягів надходження металу. Кількість Ni, що надійшла з атмосферними опадами відповідає кількості металу, що була вилучена в ході вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод до елювіального шару. Фіксація Ni у річному прирості деревної фітомаси граба є несуттєвою та становить $0,94 \pm 0,07 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Таким чином, досліджені екосистеми грабових дібров кардинально відрізняються за основними потоками Ni. В умовах НПП «Голосіївський» основним шляхом надходження металу виступає листяний опад, що забезпечує надходження 73% обсягу металу. Водночас у Канівському природному заповіднику на листяний опад припадає лише 25% надходження металу (рис. 7.3). Це свідчить про активну акумуляцію Ni у фітомасі, в результаті чого запаси Ni у листяній фітомасі граба НПП «Голосіївський» містить у 6 разів більше Ni (79 г/га), ніж у Канівському природному заповіднику (13 г/га). Відмінності у запасах металу у складі деревини виявилися ще більш суттєвими. У деревині граба НПП «Голосіївський» зосереджено 11,3 кг/га Ni, що у 31 раз більше, ніж у деревині граба Канівського природного заповідника – 0,35 кг/га.

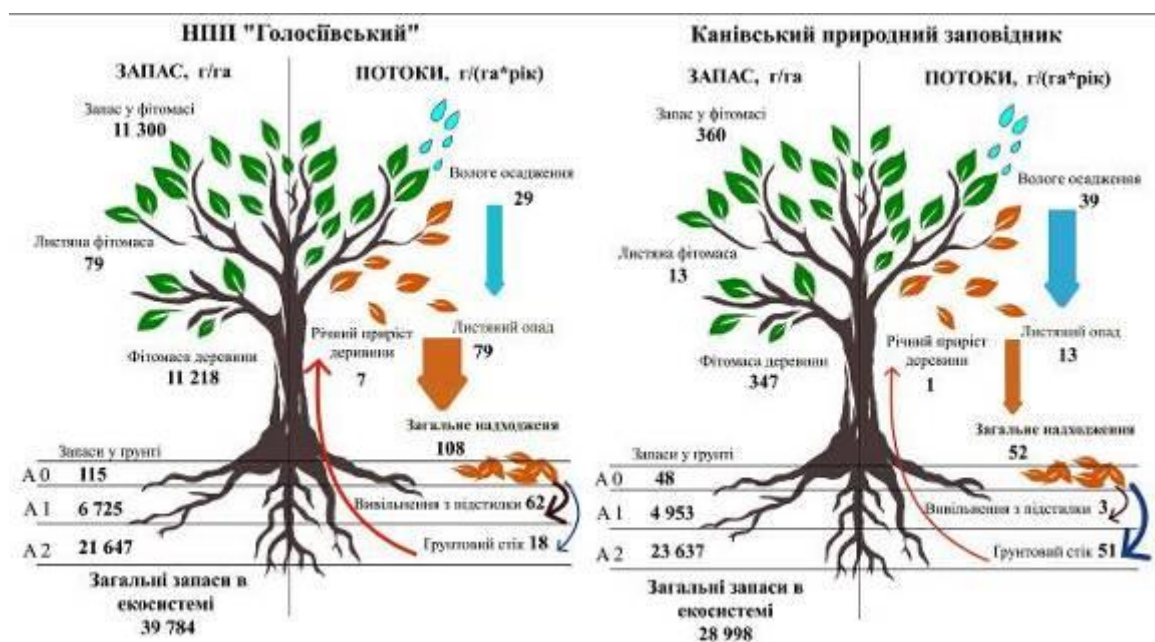


Рис. 7.3. Біогеохімічний цикл Ni в екосистемах грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Наслідком фіксації Ni у фітомасі граба є у 2,8 рази менші обсяги вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод в умовах НПП «Голосіївський», де даний потік металу становить $18 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. В умовах Канівського природного заповідника вимивання до елювіального шару становить $51 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ та відповідає кількості річного надходження Ni у складі

атмосферних опадів. Як результат у лісовій підстилці грабової діброви Канівського природного заповідника зосереджено у 2,4 раза менше Ni, ніж у підстилці екосистеми НПП «Голосіївський». Відмінності запасів металу у гумусовому горизонті були менш вираженими та становили 1,4 раза – для НПП «Голосіївський» 6,7 кг/га, для заповідника – 5,0 кг/га.

7.4 Особливості функціонування біогеохімічного циклу Cd грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Протягом року оцінка сумарного накопичення Cd у лісовій підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» становила $1,4 \pm 0,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 7.7). При цьому розрахунок сумарного надходження Cd до екосистеми НПП «Голосіївський» з листяним опадом та атмосферними опадами дав величину у 2,2 раза більше, що оцінюється у $3,1 \pm 0,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. З них 71% припадало на вологе осадження у складі атмосферних опадів ($2,2 \pm 0,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та 29% припадало на кількість металу, що надійшла у складі опалого листя ($0,9 \pm 0,1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Таким чином, це свідчить про відсутність суттєвого накопичення та затримку Cd у складі лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський», що швидко вимивається до ґрунту та далі активно мігрує за ґрунтовим профілем.

Сумарне вивільнення Cd з підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» протягом року оцінюється у $4,5 \pm 0,8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що є у 3,2 раза більшим, ніж кількість накопиченого підстилкою металу ($1,4 \pm 0,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Відповідно загальні річні втрати металу лісовою підстилкою перевищують його надходження на $3,1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Аналіз балансу втрат металу з його надходженням за окремими місяцями показав, що лісова підстилка найбільш активно втрачає Cd протягом травня-липня, коли відбувається стрімке скорочення її запасів внаслідок процесів мінералізації. При цьому втрати Cd екосистемою з вертикальним стоком ґрунтових вод за рік становили $2,6 \pm 0,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ та відповідають обсягам вологого осадження металу у складі атмосферних опадів – $2,2 \pm 0,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що свідчить про активне вимивання Cd з верхніх шарів ґрунту.

Таблиця 7.7

Баланс обсягів надходження та вивільнення Cd у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський»

Місяць	Запас Cd, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток Г, табл. 2)		Накопичення підстилкою/ вивільнення Cd з підстилки, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Сумарне надходження Cd (листяний опад + атмосферні опади), $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Cd з листяним опадом, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 5.1)		Надходження Cd з атмосферним и опадами, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток А, табл. 2)		Грунтовий стік Cd, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 3.3)	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
01.2021	4,64	0,43	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
02.2021	4,27	0,36	-0,37	0,39	0,11	-	-	-	0,11	0,03	1,00	0,12
03.2021	4,15	0,44	-0,12	0,40	0,29	-	-	-	0,29	0,07	-	-
04.2021	4,16	0,37	0,01	0,41	0,09	-	-	-	0,09	0,03	-	-
05.2021	2,44	0,24	-1,72	0,31	0,34	-	-	-	0,34	0,12	0,47	0,06
06.2021	1,77	0,09	-0,67	0,17	0,30	0,05	-	-	0,30	0,05	0,12	0,01
07.2021	0,59	0,15	-1,18	0,12	0,10	0,06	-	-	0,10	0,06	0,13	0,02
08.2021	0,94	0,11	0,35	0,13	0,74	0,10	0,33	0,05	0,41	0,05	0,59	0,07
09.2021	1,10	0,14	0,16	0,13	0,28	0,04	0,10	0,01	0,18	0,03	-	-
10.2021	0,69	0,21	-0,40	0,17	0,54	0,11	0,36	0,06	0,18	0,05	-	-
11.2021	0,89	0,30	0,20	0,25	0,03	0,00	0,03	0,01	0,00	0,00	-	-
12.2021	1,46	0,41	0,57	0,36	0,21	0,06	0,08	0,01	0,12	0,05	0,23	0,03
01.2022	1,57	0,23	0,11	0,32	0,06	-	-	-	0,06	0,01	-	-
Загальне накопичення $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			1,40	0,27	3,08	0,41	0,89	0,14	2,19	0,405	-	-
Загальне вивільнення, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			4,47	0,77	-	-	-	-	-	-	2,55	0,31
Накопичення Cd у річному прирості деревини (табл. 5.4), $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			0,18	0,01								
Запаси Cd у деревній фітомасі, г/га			28,0	1,6								
Запаси Cd у 0-5 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			121	18								
Запаси Cd у 5-20 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			501	40								

Підтвердженням активної вертикальної міграції Cd є рівномірний розподіл його концентрації у гумусовому та елювіальному шарах ґрунту, що становила 0,20-0,22 мг/кг. В результаті кореневого поглинання з ґрунту кількість вилученого та накопиченого Cd у деревній фітомасі граба є несуттєвою, що становила $0,18 \pm 0,01 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Таким чином, перевищення втрат Cd підстилкою над величиною його накопичення може бути поясненим інтенсивними вимиванням металу з підстилки до елювіального горизонту ґрунту.

Таким чином, балансовий розрахунок показує, що біогеохімічний цикл Cd грабової діброви НПП «Голосіївський» в цілому є збалансованим, а кількість металу, що надійшла протягом року до екосистеми, є врівноваженою втратами з ґрунтовим стоком. При цьому для Cd є характерною слабка транслокація до листяної фітомаси, оскільки сумарні запаси металу у опалому листі становлять лише $0,9 \pm 0,1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Основним шляхом втрати Cd екосистемою грабової діброви НПП «Голосіївський» є вертикальна міграція ґрунтовими водами з подальшим вимиванням металу до нижнього елювіального шару ґрунту.

Величина загального накопичення Cd у лісовій підстилці грабової діброви Канівського природного заповідника за рік становила $1,7 \pm 0,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 7.8). Оцінка загальних втрат Cd підстилкою за рік дає близьку величину – $2,3 \pm 0,3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що статистично значимо не відрізняється від показника загального накопичення металу (*Mann–Whitney*, $p = 0,327$). Це свідчить про збалансований стан функціонування біогеохімічної системи Cd грабової діброви Канівського природного заповідника, коли обсяги надходження металу до підстилки врівноважено процесами його вивільнення.

Розрахунок загального надходження Cd з листяним опадом та атмосферними опадами величину $2,96 \pm 0,30 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, з яких 90% загального надходження Cd припадає на вологе осадження у складі атмосферних опадів ($2,69 \pm 0,17 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Кількість металу, що надійшла у складі опалого листя становить лише 9% від обсягів надходження ($0,27 \pm 0,13 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Слід відзначити, що в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» вологе осадження у складі атмосферних опадів забезпечувало надходження до екосистеми близької кількості металу, що становило $0,21 \pm 0,03 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ та може свідчити про однакові регіональні особливості хімічного складу атмосферних опадів (див. табл. 7.7). Порівняння величин вологого осадження Cd з атмосфери ($2,7 \pm 0,2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та ґрунтового стоку до елювіального шару ґрунту ($2,8 \pm 0,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) також вказує на наявність балансу між надходженням та втратами металу екосистемою. Водночас на відміну від екосистеми НПП «Голосіївський», у Канівському заповіднику на глибині 20 см у ґрунті спостерігається зниження концентрації металу у 2,5 рази, що може означати його менш активну вертикальну міграцію по ґрунтовому профілю.

Таблиця 7.8

Баланс обсягів надходження та вивільнення Cd у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви Канівського природного заповідника

Місяць	Запас Cd, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток Г, табл. 2)		Накопичення підстилкою/ вивільнення Cd з підстилки, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Сумарне надходження Cd (листяний опад + атмосферні опади), $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Cd з листяним опадом, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 5.1)		Надходження Cd з атмосферними опадами $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток А, табл. 2)		Ґрунтовий стік Cd, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 3.3)	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
06.2022	1,75	0,39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07.2022	1,39	0,27	-0,36	0,33	0,15	0,02	0,02	0,00	0,12	0,01	0,44	0,05
08.2022	1,04	0,34	-0,34	0,30	0,23	0,04	0,02	0,01	0,21	0,02	-	-
09.2022	1,40	0,31	0,35	0,32	0,13	0,03	0,05	0,02	0,08	0,01	0,59	0,07
10.2022	1,59	0,28	0,19	0,30	0,20	0,06	0,08	0,04	0,12	0,01	-	-
11.2022	2,35	0,31	0,76	0,30	0,55	0,09	0,06	0,03	0,49	0,06	0,71	0,09
12.2022	2,36	0,25	0,01	0,28	0,15	0,03	0,04	0,02	0,11	0,01	0,80	0,10
01.2023	2,41	0,26	0,04	0,26	0,28	0,03	-	-	0,28	0,03	-	-
02.2023	2,51	0,28	0,11	0,27	0,28	0,03	-	-	0,28	0,03	-	-
03.2023	2,60	0,30	0,08	0,29	0,11	0,01	-	-	0,11	0,01	-	-
04.2023	2,73	0,27	0,13	0,28	0,14	0,02	-	-	0,14	0,02	-	-
05.2023	2,57	0,31	-0,16	0,29	0,53	0,06	-	-	0,53	0,06	0,30	0,04
06.2023	1,60	0,25	-0,97	0,28	0,10	0,01	-	-	0,10	0,01	-	-
07.2023	1,17	0,21	-0,44	0,23	0,11	0,01	-	-	0,11	0,01	-	-
Загальне накопичення $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			1,69	0,29	2,96	0,298	0,27	0,13	2,69	0,17	-	-
Загальне вивільнення, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			2,27	0,29	-	-	-	-	-	-	2,83	0,35
Накопичення Cd у річному прирості деревини (табл. 5.4), $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			0,03	0,01								
Запаси Cd у деревній фітомасі, г/га			10,2	2,2								
Запаси Cd у 0-5 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			62	7								
Запаси Cd у 5-20 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			94	31								

Таким чином, основним шляхом надходження Cd до екосистем грабових дібров виступає вологе осадження з атмосферними опадами, обсяги якого є близькими (рис. 7.4). Попри те, що інтенсивність вертикальної міграції Cd ґрунтовими водами в обох екосистемах є подібною ($2,6-2,8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та забезпечує баланс біогеохімічних циклів за надходженням металу з атмосферними опадами ($3,0 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$), в умовах грабової діброви

НПП «Голосіївський» потік Cd з листяним опадом є у 3 рази вищим, що свідчить про накопичення металу у фітомасі граба. Як результат, запас Cd у фітомасі граба НПП «Голосіївський» у 2,9 рази є вищим та становить 29 г/га, у той час, як в Канівському природному заповіднику запас металу складає 10 г/га. Тому в умовах НПП «Голосіївський» листяний опад має більш суттєвий внесок до потоку надходження металу – 29%, ніж в умовах Канівського природного заповідника, де його внесок становить 9%.

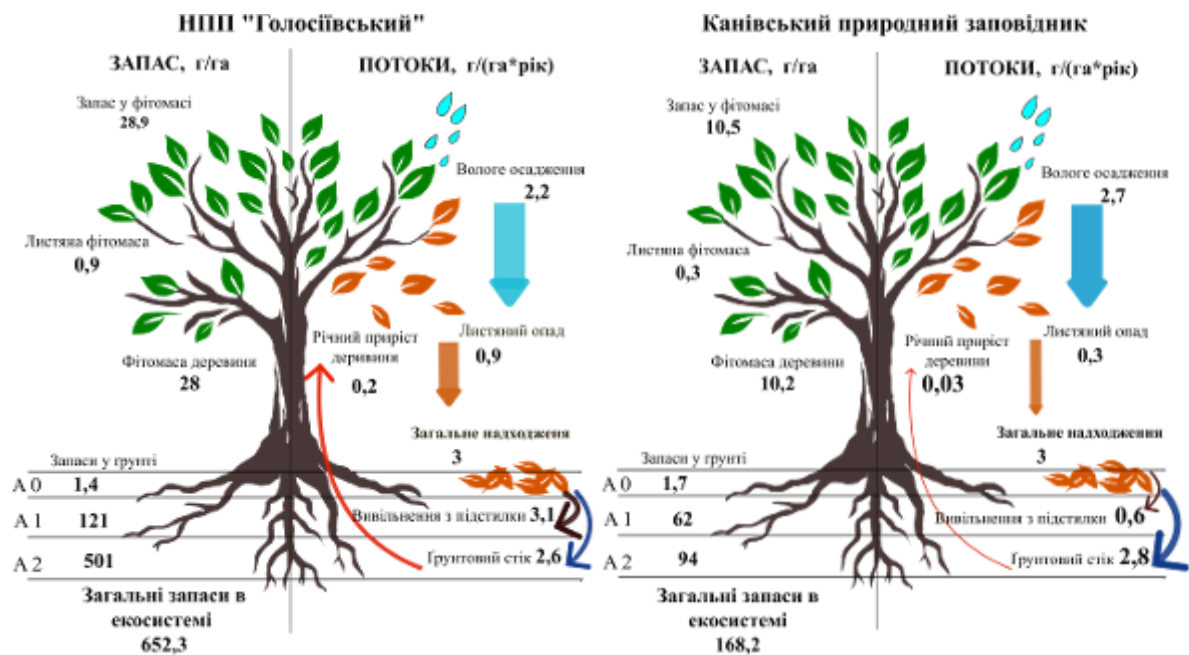


Рис. 7.4. Біогеохімічний цикл Cd в екосистемах грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Відмінності у запасах Cd ґрунтових горизонтів даних екосистем відображають рухомість сполук металу та, відповідно, їх доступність для кореневого поглинання рослинами. Найбільш суттєві відмінності були характерні для елювіального горизонту ґрунту, де в умовах НПП «Голосіївський» обсяги Cd були у 5,3 рази більшими, та становили 0,5 кг/га, на відміну від Канівського природного заповідника, де запаси металу склали 0,09 кг/га.

7.5 Особливості функціонування біогеохімічного циклу Рb грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Протягом року сумарне накопичення Рb лісовою підстилкою грабової діброви НПП «Голосіївський» становило $65 \pm 35 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що відповідає розрахунковій величині надходження металу до екосистеми НПП «Голосіївський» у складі листяного опаду та його вологого осадження з атмосфери – $65 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 7.9).

Таблиця 7.9

Баланс обсягів надходження та вивільнення Рb у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський»

Місяць	Запас Рb, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток Г, табл. 2)		Накопичення підстилкою/ вивільнення Рb з підстилки, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Сумарне надходження Рb (листяний опад + атмосферні опади), $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Рb з листяним опадом, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 5.1)		Надходження Рb з атмосферними опадами, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток А, табл. 2)		Ґрунтовий стік Рb, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 3.3)	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
01.2021	107,8	5,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
02.2021	102,1	4,5	-5,7	-	4,4	-	-	-	4,4	0,7	8,1	1,0
03.2021	104,2	4,9	2,1	-	2,6	-	-	-	2,6	0,8	-	-
04.2021	106,0	3,9	1,9	-	4,8	-	-	-	4,8	0,6	-	-
05.2021	97,2	7,2	-8,8	-	10,0	-	-	-	10,0	1,0	7,9	1,0
06.2021	69,9	8,6	-27,4	7,9	0,6	0,1	-	-	0,6	0,1	8,5	1,0
07.2021	26,5	7,8	-43,3	8,2	11,7	1,2	-	-	11,7	1,2	1,4	0,2
08.2021	39,1	9,9	12,6	8,8	7,8	1,5	4,5	0,2	3,2	1,2	5,6	0,7
09.2021	32,9	6,7	-6,3	8,3	3,9	0,6	1,7	0,1	2,2	0,6	-	-
10.2021	36,2	9,3	3,4	8,0	5,8	0,2	5,8	0,2	-	-	-	-
11.2021	41,7	4,3	5,4	6,8	11,4	2,1	0,4	0,1	10,9	2,1	-	-
12.2021	72,7	5,3	31,0	4,8	1,6	0,1	1,3	0,1	0,3	0,1	3,9	0,5
01.2022	81,5	7,1	8,9	6,2	0,1	-	-	-	0,1	0,1	-	-
Загальне накопичення $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			65,2	34,6	64,6	5,9	13,8	0,6	50,8	6,4	-	-
Загальне вивільнення, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			91,5	24,4	-	-	-	-	-	-	35,2	4,3
Накопичення Рb у річному прирості деревини (табл. 5.4), $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			10,3	0,9								
Запаси Рb у деревній фітомасі, г/га			1587	137								
Запаси Рb у 0-5 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			14846	5557								
Запаси Рb у 5-20 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			57264	7771								

З них 79% формувалося за рахунок вологого осадження у складі атмосферних опадів ($51 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та 21% припадало на кількість металу, що надійшла у складі опалого листя ($14 \pm 1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Таким чином, підтверджено, що основним шляхом надходження Рb до екосистеми НПП «Голосіївський» виступають процеси вологого осадження з атмосфери. Причому, як було показано у розд. 5.1, накопичення Рb у листяній фітомасі граба також пояснюється його поглинанням з атмосферних опадів.

Сумарне вивільнення Рb з підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» протягом року оцінюється у $92 \pm 24 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що у 1,4 раза більше, ніж кількість накопиченого металу ($65 \pm 35 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Загальні річні втрати Рb лісовою підстилкою перевищують його надходження на $26 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Аналіз балансу втрат металу з його надходженням за окремими місяцями показав, що лісова підстилка найбільш активно втрачає Рb протягом травня-липня, коли відбувається стрімке скорочення її запасів внаслідок процесів мінералізації. При цьому втрати Рb екосистемою з вертикальним стоком ґрунтових вод за рік становили $35 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що не покриває надходження металу у складі атмосферних опадів – $51 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Це свідчить про можливу затримку Рb у ґрунті у формі малорухомих сполук. Водночас для Рb є характерним рівномірний розподіл концентрації по ґрунтовому профілю, що означає його активне вертикальне переміщення. Іншим механізмом затримання Рb в екосистемі є його фіксація у складі річного приросту деревини, що становить $10 \pm 1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Таким чином, балансовий розрахунок показує, що біогеохімічний цикл Рb грабової діброви НПП «Голосіївський» є незбалансованим – втрати металу не повністю покривають його надходження до екосистеми з атмосферними опадами. При цьому кількість металу, що надійшла протягом року до екосистеми відповідає рівням накопичення у лісовій підстилці, що свідчить про її роль як основного депо Рb. Водночас втрати металу підстилкою є більшими, ніж його надходження, що може свідчити про інші джерела надходження металу до підстилки. Зокрема, як було показано у розділі 6.1, в умовах екосистеми НПП

«Голосіївський» відбувається накопичення Pb у ґрунті та формування градієнта концентрації між підстилкою та гумусовим шаром ґрунту, що може забезпечувати вертикальне надходження Pb з ґрунту за градієнтом концентрації та його фіксацію у складі лісової підстилки.

Величина загального накопичення Pb у лісовій підстилці грабової діброви Канівського природного заповідника за рік становила $22 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 7.10).

Таблиця 7.10

Баланс обсягів надходження та вивільнення Pb у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви Канівського природного заповідника

Місяць	Запас Pb, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток Г, табл. 2)		Накопичення підстилкою/ вивільнення Pb з підстилки, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Сумарне надходження Pb (листяний опад + атмосферні опади), $\text{г} \times \text{га}^{-1}$		Надходження Pb з листяним опадом, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 5.1)		Надходження Pb з атмосферними опадами, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (Додаток А, табл. 2)		Ґрунтовий стік Pb, $\text{г} \times \text{га}^{-1}$ (табл. 3.3)	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
06.2022	27,9	3,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07.2022	26,4	4,5	-1,5	4,2	3,7	0,5	0,1	0,0	3,5	0,4	7,2	0,8
08.2022	16,2	4,1	-10,2	4,3	4,6	0,6	0,4	0,0	4,2	0,5	-	-
09.2022	18,7	4,2	2,5	4,2	3,0	0,4	0,6	0,1	2,3	0,3	19,9	2,2
10.2022	26,8	3,9	8,1	4,0	4,5	0,6	1,3	0,2	3,3	0,4	-	-
11.2022	36,5	3,0	9,7	3,4	4,9	0,6	0,9	0,2	4,0	0,5	11,2	1,3
12.2022	36,2	4,8	-0,3	3,9	5,0	0,6	0,5	0,1	4,4	0,5	13,3	1,5
01.2023	34,8	5,3	-1,4	5,1	2,6	0,3	-	-	2,6	0,3	-	-
02.2023	34,2	4,0	-0,6	4,7	4,1	0,5	-	-	4,1	0,5	-	-
03.2023	36,0	3,2	1,8	3,6	2,5	0,3	-	-	2,5	0,3	-	-
04.2023	35,8	3,0	-0,1	3,1	3,9	0,5	-	-	3,9	0,5	-	-
05.2023	34,6	4,5	-1,2	3,7	5,9	0,7	-	-	5,9	0,7	4,5	0,5
06.2023	28,9	4,4	-5,7	4,4	4,9	0,6	-	-	4,9	0,6	-	-
07.2023	21,6	3,7	-7,3	4,0	3,9	0,5	-	-	3,9	0,5	-	-
Загальне накопичення $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			22,0	3,8	53,5	3,6	3,9	0,6	49,6	3,0	-	-
Загальне вивільнення, $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			27,7	3,7	-	-	-	-	-	-	56,1	6,3
Накопичення Pb у річному прирості деревини (табл. 5.4), $\text{г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$			1,8	0,1								
Запаси Pb у деревній фітомасі, г/га			655,0	15,4								
Запаси Pb у 0-5 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			11777	1282								
Запаси Pb у 5-20 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			45222	10119								

Оцінка загальних втрат Pb підстилкою за рік дає близьку величину – $28 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що статистично значимо не відрізняється від показника загального накопичення металу (*Mann–Whitney*, $p = 0,574$). Це свідчить про збалансований стан функціонування біогеохімічної системи Pb грабової діброви Канівського природного заповідника, коли обсяги надходження металу до підстилки врівноважено процесами його вивільнення.

Розрахунок загального річного надходження Pb в результаті вологого осадження з атмосфери та листяним опадом дає величину $54 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, з яких 93% загального надходження Pb до екосистеми Канівського природного заповідника припадає на вологе осадження у складі атмосферних опадів ($50 \pm 3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Кількість металу, що надійшла у складі опалого листя, становить лише 7% від обсягів надходження ($4 \pm 1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Слід відзначити, що в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» вологе осадження у складі атмосферних опадів забезпечувало надходження до екосистеми близької кількості металу, що становила $50,8 \pm 6,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ та може свідчити про однакові регіональні особливості хімічного складу атмосферних опадів (див. табл. 7.7). Порівняння величин вологого осадження Pb з атмосфери ($50 \pm 3 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) та ґрунтового стоку до елювіального шару ґрунту ($56 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) також вказує на наявність балансу між надходженням та втратами металу екосистемою. Водночас подібно до екосистеми НПП «Голосіївський», у Канівському заповіднику спостерігається рівномірний розподіл концентрації Pb по ґрунтовому профілю, що може означати його активну вертикальну міграцію в ґрунті. Фіксація Pb у річному прирості деревної фітомаси граба у загальному балансі металу в екосистемі є несуттєвою та становить $1,8 \pm 0,1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Отже, біогеохімічний цикл Pb екосистеми грабової діброви Канівського природного заповідника характеризується збалансованістю. Основним шляхом надходження Pb до екосистеми виступають атмосферні опади, що забезпечують формування 93% загальних обсягів надходження металу. Кількість Pb, що надійшла з атмосферними опадами, відповідає кількості металу, що була

вилучена в ході вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод до елювіального шару ґрунту.

Як можна бачити, основним шляхом надходження Рb до екосистем грабових дібров виступає вологе осадження з атмосферними опадами, обсяги якого є близькими (рис. 7.5). Проте інтенсивність потоку вертикальної міграції Рb ґрунтовими водами в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський» є у 1,6 раза нижчою та становить $35 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ проти $56 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ у Канівському природному заповіднику. Отже, в екосистемі НПП «Голосіївський» спостерігається затримка Рb, що його супроводжується накопиченням у фітомасі та лісовій підстилці. Тому запаси Рb у листяній фітомасі екосистеми НПП «Голосіївський» є вищими у 3,5 раза та оцінюються у 14 г/га проти 4 г/га у Канівському природному заповіднику. Відмінності запасів у деревині становили 2,4 раза – $1,6 \text{ кг/га}$ та $0,7 \text{ кг/га}$. Як наслідок накопичення Рb у листяній фітомасі в екосистемі НПП «Голосіївський» листяний опад має більш суттєвий внесок до потоку надходження металу – 21%, ніж в умовах Канівського природного заповідника, де його внесок забезпечує 7%.

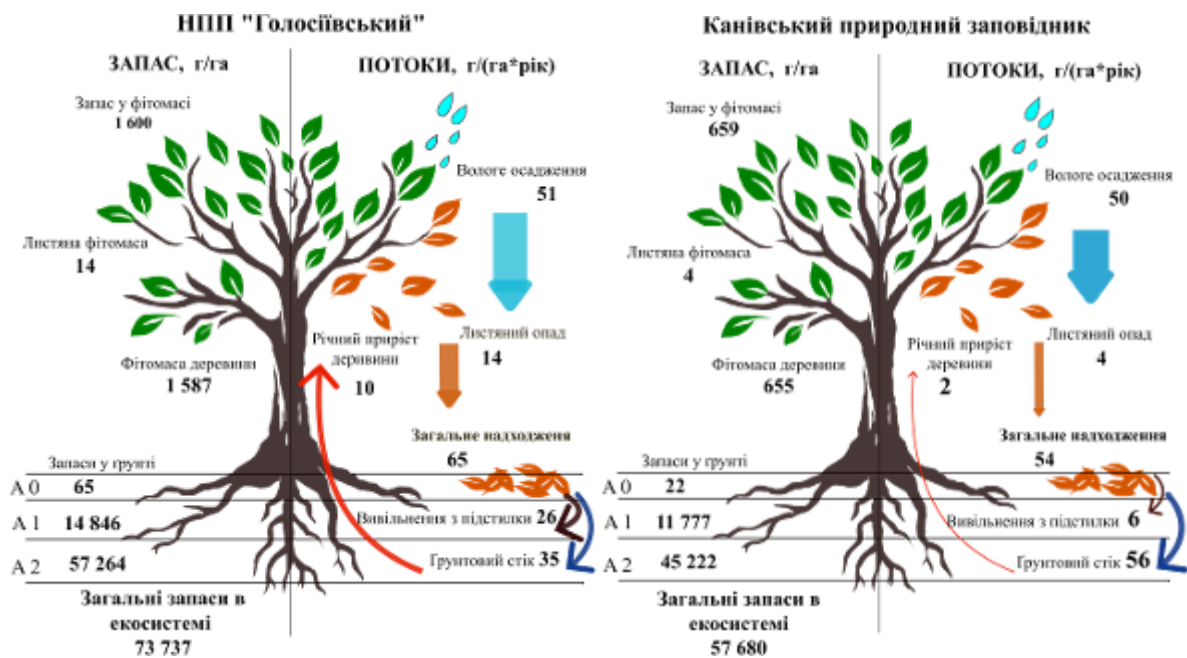


Рис. 7.5. Біогеохімічний цикл Рb в екосистемах грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Відмінності у запасах Pb ґрунтових горизонтів даних екосистем є несуттєвими та відображають рухомість сполук металу. У результаті запаси Pb у гумусовому горизонті екосистеми НПП «Голосіївський» становили 14,8 кг/га, у Канівському природному заповіднику – 11,8 кг/га. В елювіальному горизонті ґрунту НПП «Голосіївський» запаси оцінено у 57,3 кг/га, у Канівському природному заповіднику – 45,2 кг/га.

7.6 Особливості функціонування біогеохімічного циклу Cr грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Протягом року сумарне накопичення Cr лісовою підстилкою грабової діброви НПП «Голосіївський» становило $44 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ (табл. 7.11). При цьому розрахунок сумарного надходження Cr до екосистеми НПП «Голосіївський» з листяним опадом та атмосферними опадами дав величину у 1,6 раза більше, що оцінюється у $69 \pm 7 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. З них 98% припадало на вологе осадження у складі атмосферних опадів ($68 \pm 8 \text{ г} \times \text{га} \times \text{рік}^{-1}$) та відповідно 2% припадало на кількість металу, що надійшла у складі опалого листя ($1,1 \pm 0,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). При цьому втрати в результаті вимивання до ґрунтових вод становили $64 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що свідчить про відсутність суттєвого накопичення та затримку Cr у складі лісової підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський», що швидко вимивається до ґрунту та далі активно мігрує за ґрунтовим профілем. Підтвердженням цього є рівномірний розподіл концентрації Cr за ґрунтовим профілем, де концентрація у гумусовому горизонті становила $63,9 \pm 5,3 \text{ мг/кг}$, в елювіальному – $52,0 \pm 10,1 \text{ мг/кг}$.

Сумарне вивільнення Cr з підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» протягом року оцінюється у $62 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що у 1,4 раза більше, ніж кількість накопиченого металу ($44 \pm 4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$). Відповідно загальні річні втрати металу лісовою підстилкою перевищують його надходження на $18,2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Аналіз балансу втрат металу з його надходженням за окремими місяцями показав, що лісова підстилка найбільш активно накопичує Cr під час активного опадання листя.

Таблиця 7.11

Баланс обсягів надходження та вивільнення Сг у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський»

Місяць	Запас Сг, г×га ⁻¹ (Додаток Г, табл. 2)		Накопичення підстилкою/ вивільнення Сг з підстилки, г×га ⁻¹		Сумарне надходження Сг (листяний опад + атмосферні опади), г×га ⁻¹		Надходження Сг з листяним опадам, г×га ⁻¹ (табл. 5.1)		Надходження Сг з атмосферними опадами, г×га ⁻¹ (Додаток А, табл. 2)		Ґрунтовий стік Сг, г×га ⁻¹ (табл. 3.3)	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
01.2021	69,3	5,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
02.2021	64,5	5,0	-4,8	5,2	8,4	-	-	-	8,4	0,5	11,8	1,4
03.2021	61,9	5,6	-2,6	5,3	14,7	-	-	-	14,7	1,7	-	-
04.2021	61,6	5,2	-0,3	5,4	4,2	-	-	-	4,2	1,0	-	-
05.2021	54,5	9,8	-7,1	7,5	7,2	-	-	-	7,2	0,8	14,6	1,8
06.2021	27,9	7,8	-26,7	8,8	4,9	0,7	-	-	4,9	0,7	7,4	0,9
07.2021	7,5	6,2	-20,4	7,0	3,0	0,9	-	-	3,0	0,9	3,4	0,4
08.2021	19,3	8,5	11,8	7,4	3,9	2,0	0,8	0,2	3,2	1,8	19,3	2,4
09.2021	19,1	1,6	-0,3	5,0	3,8	1,8	0,1	0,0	3,7	1,8	-	-
10.2021	23,7	0,3	4,6	0,9	0,2	0,1	0,2	0,1	-	-	-	-
11.2021	28,2	28,2	4,6	2,9	1,5	0,6	0,0	0,0	1,5	0,5	-	-
12.2021	37,3	37,3	9,0	4,4	5,8	0,6	0,1	0,0	5,7	0,6	7,1	0,9
01.2022	51,1	51,1	13,9	5,9	11,0	-	-	-	11,0	1,2	-	-
Загальне накопичення г×га-1×рік-1			43,9	4,3	68,6	6,7	1,1	0,4	67,5	8,2	-	-
Загальне вивільнення, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			62,1	6,3	-	-	-	-	-	-	63,6	6,3
Накопичення Сг у річному прирості деревини (табл. 5.4), г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			2,2	0,5								
Запаси Сг у деревній фітомасі, г/га			337,4	70,6								
Запаси Сг у 0-5 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			38352	3174								
Запаси Сг у 5-20 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			117019	22617								

Основні втрати Сг відбуваються у період з лютого по липень, коли вивільнення металу склало 99% його загальних втрат, або 61,8 г×га. За цей час надходження металу до підстилки забезпечувалося атмосферними опадами, що склало 42,3 г×га. Втрати з ґрунтовим стоком забезпечили вивільнення 37,2 г×га. Таким чином, з лютого по липень близько 5 г×га Сг залишилося у складі екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський», що ймовірно надійшли до верхнього шару ґрунту. При цьому загальні втрати Сг екосистемою з вертикальним стоком ґрунтових вод за рік становили 64 ± 6 г×га⁻¹×рік⁻¹, що відповідає величині

надходження даного металу в процесі вологого осадження у складі атмосферних опадів – $68 \pm 8 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Це свідчить про активне вимивання Cr з верхніх шарів ґрунту. Водночас в результаті кореневого поглинання з ґрунту відбувалося вилучення та накопичення Cr у деревній фітомасі граба, що становило $2,2 \pm 0,5 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Таким чином, в цілому за параметрами надходження та втратами металу протягом року біогеохімічна система Cr грабової діброви НПП «Голосіївський» може вважатися збалансованою. Кількість металу, що надійшла протягом року до екосистеми, є врівноваженою втратами з ґрунтовим стоком та накопиченням у річному прирості деревини граба. При цьому для Cr, як і для Cd та Pb є характерною слабка транслокація до листяної фітомаси, оскільки сумарні запаси металу у опалому листі становлять лише $1,1 \pm 0,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Основним шляхом втрати Cr екосистемою грабової діброви НПП «Голосіївський» є вертикальна міграція ґрунтовими водами з подальшим вимиванням металу до нижнього елювіального шару ґрунту.

Протягом року величина загального накопичення Cr у лісовій підстилці грабової діброви Канівського природного заповідника становила $62 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що перевищує обсяги накопичення даного металу підстилкою лісової екосистеми НПП «Голосіївський» у 1,4 раза (табл. 7.12). Оцінка загальних втрат Cr підстилкою за рік дає близьку величину – $65 \pm 5 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що свідчить про збалансований стан функціонування біогеохімічної системи Cr грабової діброви Канівського природного заповідника. Причому загальні втрати Cr підстилкою грабової діброви заповідника відповідає величині втрат металу в екосистемі НПП «Голосіївський», що становить $62 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що може означати подібність біогеохімічних циклів Cr в грабових екосистемах Середнього Придніпров'я.

Розрахунок загального надходження Cr до екосистеми Канівського природного заповідника протягом року в результаті вологого осадження з атмосфери та листяним опадам дає величину $71 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, з яких 94% загального надходження Cr припадає на вологе осадження у складі атмосферних опадів ($67 \pm 6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$).

Таблиця 7.12

Баланс обсягів надходження та вивільнення Сг у структурі біогеохімічного циклу екосистеми грабової діброви Канівського природного заповідника

Місяць	Запас Сг, г×га ⁻¹ (Додаток Г, табл. 2)		Накопичення підстилкою/ вивільнення Сг з підстилки, г×га ⁻¹		Сумарне надходження Сг (листяний опад + атмосферні опади), г×га ⁻¹		Надходження Сг з листяним опадом, г×га ⁻¹ (табл. 5.1)		Надходження Сг з атмосферними опадами, г×га ⁻¹ (Додаток А, табл. 2)		Грунтовий стік Сг, г×га ⁻¹ (табл. 3.3)	
	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD	\bar{X}	SD
06.2022	15,3	3,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07.2022	9,3	4,9	-6,0	4,2	2,2	0,3	0,2	0,1	2,1	0,3	9,5	1,2
08.2022	10,4	4,1	1,2	4,5	5,8	0,7	0,4	0,1	5,4	0,7	-	-
09.2022	15,3	7,1	4,9	5,6	15,0	1,8	0,8	0,1	14,2	1,7	10,0	1,2
10.2022	25,7	5,8	10,4	6,4	6,6	0,7	1,5	0,1	5,1	0,6	-	-
11.2022	43,8	10,5	18,2	8,1	9,2	1,0	1,0	0,1	8,2	1,0	9,0	1,1
12.2022	49,3	6,2	5,5	8,3	8,3	1,0	0,6	0,1	7,7	0,9	23,3	2,8
01.2023	59,4	3,2	10,1	4,7	7,7	0,9	-	-	7,7	0,9	-	-
02.2023	63,6	4,9	4,2	4,1	6,0	0,7	-	-	6,0	0,7	-	-
03.2023	71,5	6,5	7,8	5,7	0,2	0,0	-	-	0,2	0,1	-	-
04.2023	68,4	5,9	-3,1	6,2	0,4	0,0	-	-	0,4	0,1	-	-
05.2023	39,3	6,1	-29,0	6,0	2,2	0,3	-	-	2,2	0,3	3,4	0,4
06.2023	19,8	4,0	-19,5	5,0	2,4	0,3	-	-	2,4	0,3	-	-
07.2023	12,5	4,8	-7,4	4,4	5,1	0,6	-	-	5,1	0,6	-	-
Загальне накопичення г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			62,2	5,9	71,2	6,4	4,5	0,2	66,7	6,2	-	-
Загальне вивільнення, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			65,0	5,2	-	-	-	-	-	-	55,1	6,7
Накопичення Сг у річному прирості деревини (табл. 5.4), г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹			0,15	0,05								
Запаси Сг у деревній фітомасі, г/га			55,2	18,6								
Запаси Сг у 0-5 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			26674	6493								
Запаси Сг у 5-20 см шарі ґрунту (табл. 3.1), г/га			97397	6529								

Кількість металу, що надійшла у складі опалого листя становить лише 6% від обсягів надходження ($4,5 \pm 0,2$ г×га⁻¹×рік⁻¹). Слід відзначити, що в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» вологе осадження у складі атмосферних опадів забезпечувало надходження до екосистеми близької кількості металу, що становила 64 ± 6 г×га⁻¹×рік⁻¹ та може свідчити про спільні регіональні особливості хімічного складу атмосферних опадів (див. табл. 7.11). Порівняння величин вологого осадження Сг з атмосфери (67 ± 6 г×га⁻¹×рік⁻¹) та ґрунтового стоку до

елювіального шару ґрунту ($55 \pm 7 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$) також вказує на наявність балансу між надходженням та втратами металу екосистемою. Водночас подібно до екосистеми НПП «Голосіївський», у Канівському заповіднику спостерігається рівномірний розподіл концентрації Cr по ґрунтовому профілю ($45 \pm 11 \text{ мг/кг}$ у гумусовому горизонті та $43 \pm 3 \text{ мг/кг}$ – в елювіальному), що може означати його активну вертикальну міграцію в ґрунті. Фіксація Cr у річному прирості деревної фітомаси граба у загальному балансі металу в екосистемі є несуттєвою та становить $0,15 \pm 0,05 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Таким чином, біогеохімічний цикл Cr екосистеми грабової діброви Канівського природного заповідника характеризується збалансованістю. Основним шляхом надходження Cr до екосистеми виступають атмосферні опади, що забезпечують формування 94% загальних обсягів надходження металу. Кількість Cr, що надійшла з атмосферними опадами, відповідає кількості металу, що була вилучена в ході вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод до елювіального шару ґрунту.

Основним шляхом надходження Cr до екосистем грабових дібров виступає вологе осадження з атмосферними опадами, обсяги якого є близькими та становлять 94-98% (рис. 7.6). Величина інтенсивності потоку вертикальної міграції Cr ґрунтовими водами в екосистемах забезпечує баланс біогеохімічного циклу даного хімічного елементу. Водночас в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський» спостерігається значно вище, у 6 разів, накопичення запасів Cr у фітомасі деревини, що оцінено на рівні 337 г/га , проти запасів металу у деревині граба Канівського природного заповідника – 55 г/га . Така відмінність може бути пояснено більш інтенсивним висхідним потоком накопичення Cr у річному прирості деревини граба НПП «Голосіївський», що є вищим у 10 разів та становить $2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ проти $0,2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ в умовах Канівського природного заповідника.

Водночас в екосистемі Канівського природного заповідника спостерігається більш інтенсивний потік Cr з листяним опадом, що зумовлений більш активною акумуляцією даного металу у листяній фітомасі.

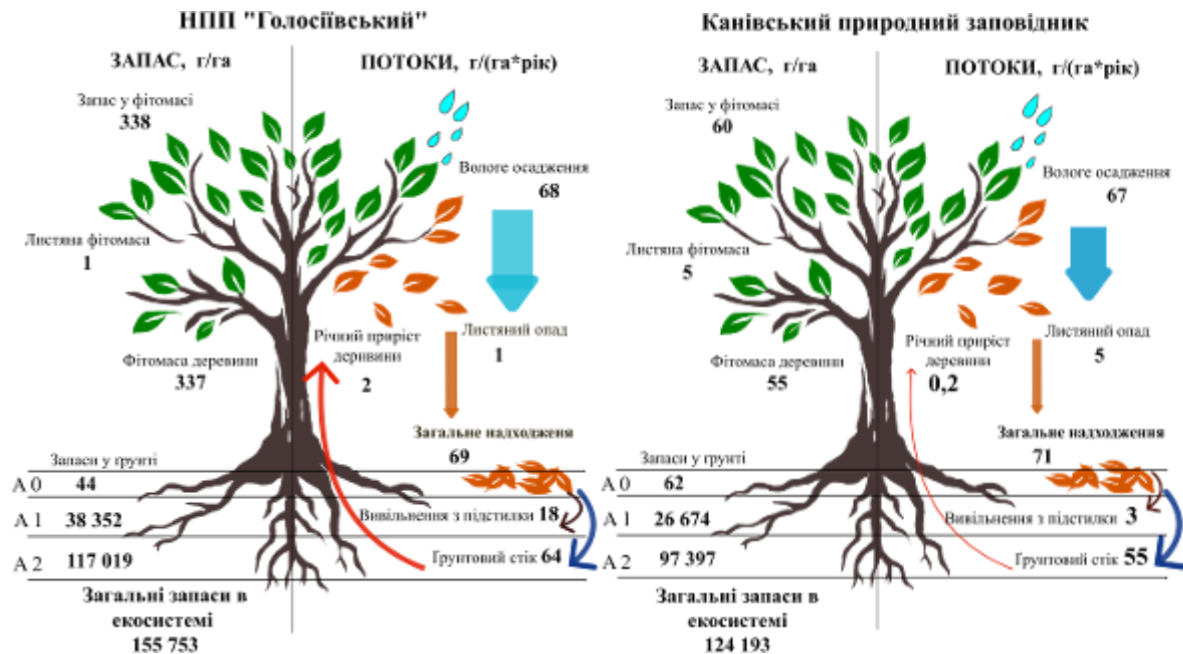


Рис. 7.6. Біогеохімічний цикл Sr в екосистемах грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Відмінності у запасах Sr ґрунтових горизонтів даних екосистем є несуттєвими. Так запаси Sr у гумусовому горизонті екосистеми НПП «Голосіївський» становили 38,4 кг/га, у Канівському природному заповіднику – 26,7 кг/га. В елювіальному горизонті ґрунту НПП «Голосіївський» запаси Sr оцінено у 117 кг/га, у Канівському природному заповіднику – 97 кг/га.

Порівняння модельних лісових екосистем за величиною накопичених важких металів у річному прирості деревини граба показало, що у всіх випадках в умовах грабової діброви НПП «Голосіївський» запаси металів є суттєво вищими, ніж в деревині граба екосистеми Канівського природного заповідника. Найсуттєвіші відмінності встановлено для запасів Sr, кількість якого у щорічному прирості деревини граба НПП «Голосіївський» у 15 разів є більшою, ніж у Канівському природному заповіднику. Водночас за запасами у фітомасі деревини граба найбільші відмінності встановлено для Cu, кількість якої у деревини граба з НПП «Голосіївський» була вищою у 33 рази (табл. 7.13).

Таблиця 7.13

**Порівняння величин потоків важких металів в екосистемах грабових дібров
НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника**

Метал	Модельна екосистема	Накопичення у річному прирості деревини, $г \times га^{-1} \times рік^{-1}$	Запаси у деревній фітомасі, $г \times га^{-1} \times рік^{-1}$	Надходження з атмосферними опадами,		Загальне надходження (листяний опад + атмосферні опади), $г \times га^{-1} \times рік^{-1}$	Грунтовий стік, $г \times га^{-1} \times рік^{-1}$
				$г \times га^{-1} \times рік^{-1}$	%		
Cu	НПП «Голос.»	6,4	9860	49,4	38,2	129,2	56,1
	Канів.прир.зап.	1,3	480	42,2	72,8	58,0	52,1
Pb	НПП «Голос.»	10,3	1587	50,8	78,7	64,6	35,2
	Канів.прир.зап.	1,8	655	49,6	92,8	53,5	56,1
Cd	НПП «Голос.»	0,18	28	2,2	71,0	3,1	2,6
	Канів.прир.зап.	0,03	10	2,7	90,7	3,0	2,8
Zn	НПП «Голос.»	15,3	2358	265,5	66,4	400,1	270,2
	Канів.прир.зап.	2,7	997	207,2	74,4	278,5	209,3
Ni	НПП «Голос.»	7,27	11218	29,1	27,1	107,7	17,6
	Канів.прир.зап.	0,94	347	38,8	74,8	51,8	51,1
Cr	НПП «Голос.»	2,20	337	67,5	98,3	68,6	63,6
	Канів.прир.зап.	0,15	55	66,7	93,7	71,2	55,1

Порівняння потоків надходження та вивільнення важких металів показало що основним шляхом їх надходження до модельних екосистем грабових дібров Середнього Придніпров'я є вологе осадження у складі атмосферних опадів, що становить від 66% до 98% від величини їх загального надходження. Причому внесок атмосферних опадів до надходження Pb та Cd до екосистеми Канівського природного заповідника та Cr до обох лісових екосистем сягає 91-98%. Лише для Cu та Ni в умовах екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» кореневе поглинання металів з ґрунту з подальшою їх транслокацією до листяної фітомаси, що у формі листяного опаду забезпечує надходження відповідно 62% та 73% від загального обсягу надходження цих металів до екосистеми. Цей факт свідчить про кореневу доступність ґрунтових форм Cu та Ni для поглинання рослинами граба, оскільки концентрація даних металів у ґрунтах досліджених грабових дібров суттєво не відрізнялася.

Привертає до себе увагу той факт, що для всіх проаналізованих важких металів обсяги надходження до лісових екосистем з атмосферними опадами показали близькі величини (крім Zn, осаджена кількість якого в умовах НПП «Голосіївський» є у 1,3 раза більшою), незважаючи на те, що концентрація всіх металів у воді атмосферних опадів, зібраних в НПП «Голосіївський» є у 1,4-2,4 раза вищою. Ймовірно це пов'язано з більшою кількістю опадів у Канівському природному заповіднику (у 1,7 раза) порівняно з умовами мегаполіса міста Києва, в яких перебуває грабова діброва НПП «Голосіївський» (особливо у зимовий період). Таким чином, на обсяги вологого осадження металів з атмосферними опадами в масштабах великих лісових масивів більший вплив має регіональний (а можливо й глобальний) перенос забруднювачів з атмосферними масами, ніж локальні викиди з окремих джерел забруднення повітря, що розташовані у безпосередній близькості до лісової екосистеми. Відомо, що деревні насадження ефективно затримують та осаджують з атмосфери тверді частки та аерозолі, що зумовлює різке зниження їх концентрації в масштабах сотень метрів [89]. Обрані модельні екосистеми, в тому числі модельний виділ грабової діброви НПП «Голосіївський», є віддаленими від потужних організованих джерел забруднення атмосферного повітря. Крім того, показано, що концентрація важких металів, зокрема Cd у ґрунті, з віддаленням від точкового джерела забруднення атмосферного повітря зменшується нелінійно. Тому для розподілу важких металів є характерним складна плямиста просторова структура розподілу при осадженні з атмосферного повітря [116].

Незважаючи на близькі величини потоків важких металів з атмосферними опадами до досліджених лісових екосистем, загальне їх надходження, що включає метали, поглинуті листяною фітомасою, та які надалі у складі листяного опаду надходять до лісової підстилки, в умовах НПП «Голосіївський» є суттєво вищими. Лише для Cd та Cr величини загального надходження за рік до обох екосистем грабових дібров є подібними та складають відповідно для Cd $3,0-3,1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ та $69-71 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ для Cr. Для решти металів обсяги річного

надходження в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» у 1,2 (для Pb) – 2,2 (для Cu) є вищими, ніж у Канівському природному заповіднику. Даний факт пояснюється тим, що листяна фітомаса ефективно поглинає важкі метали з атмосферного повітря у формі твердих частинок та аерозолів, що не враховуються при зборі води атмосферних опадів колекторами.

Також досліджені екосистеми суттєво відрізнялися за процесами вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод до елювіального шару ґрунту. Найбільш суттєві відмінності були встановлено для міграції Ni, ґрунтовий стік якого до елювіального горизонту в умовах Канівського природного заповідника протягом року склав $51 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, що у 2,9 раза є вищим, ніж в умовах екосистеми НПП «Голосіївський», що становить $18 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Також в умовах Канівського природного заповідника у 1,6 раза більш інтенсивно проходить вимивання Pb, втрати якого становлять $56 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ проти $35 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$ в НПП «Голосіївський». Для Zn є характерним більш активне вимивання в умовах екосистеми НПП «Голосіївський», де протягом року втрати металу становили $270 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, у той час, як в умовах екосистеми Канівського природного заповідника вони оцінювалися у $209 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

Порівняння величин загального річного надходження металів (з атмосферними опадами та опалим листям) у досліджених екосистемах та обсягів річного ґрунтового стоку показало, що за всіма металами спостерігається висока збалансованість функціонування біогеохімічних систем грабової діброви Канівського природного заповідника. Обсяги надходження важких металів з атмосферними опадами та опалим листям врівноважено обсягами їх втрат в процесі вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод до елювіального шару ґрунту, що свідчить про відсутність затримки та накопичення металів в екосистемі. Для екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» така збалансованість встановлена лише для Cd та Cr. Для Cu, Pb, Zn та Ni біогеохімічна система міграції важких металів характеризувалася незбалансованістю, що свідчить про накопичення даних металів в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський». Найбільш суттєва різниця між

надходженням та вивільненням металу (у 6 разів) була встановлена для Ni, обсяги надходження якого становили $108 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, у той час, як його вимивання до елювіального горизонту ґрунту складало лише $18 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Також значні відмінності у 2,3 раза було встановлено для балансу Cu, де річні обсяги надходження металу до грабової діброви НПП «Голосіївський» становили $129 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, проте його вимивання до ґрунту складало $56 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. В цілому для екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» є характерною більша роль біологічної складової системи «ґрунт-рослина» у функціонуванні біогеохімічних циклів важких металів Ni, Cu, Pb, Cd та Zn, коли від 21% до 73% потоку надходження металів забезпечується листяним опадом.

Основною причиною затримки важких металів в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський» є повільніші темпи розкладання підстилки у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника. Як було показано у розд. 4.4 коефіцієнт розпаду підстилки k для екосистеми НПП «Голосіївський» становить 0,57-0,74 кг/сезон, що свідчить у 1,5 раза повільніші процеси розкладання підстилки, ніж характерні для Канівського природного заповідника, для якого k дорівнює 0,90-1,08 кг/сезон. Для показника миттєвого розпаду k' ці відмінності склали 1,6-2,0 рази. Відповідно час, необхідний для деструкції половини запасу підстилки в умовах НПП «Голосіївський», становить 162-333 дні, у той час, як у Канівському природному заповіднику він становить 154-161 день. Зниження темпів розкладання підстилки в умовах НПП «Голосіївський» може бути зумовлено накопиченням Cu, Zn, Cd, Pb у концентраціях, для яких показано пригнічувальний ефект мінералізації листяного опаду у зв'язку з негативним впливом на функціонування ґрунтового мікробіоценозу. Іншим чинником низьких темпів розкладання підстилки є відсутність стійкого снігового покриву взимку та менша у 1,7 раза кількості атмосферних опадів, що зумовлено умовами мегаполіса міста Києва.

ВИСНОВКИ

1. Встановлено, що для Cr, Ni та Pb в умовах досліджених екосистем грабових дібров Середнього Придніпров'я є характерним рівномірний розподіл по ґрунтових горизонтах, що свідчить про наявність активної вертикальної міграції цих металів, їх вимивання та міграцію ґрунтовими водами, що створює умови для поглинання кореневою системою рослин. При цьому за концентрацією Ni у ґрунті модельні лісові екосистеми суттєво не відрізнялися. Для Cu була характерна акумуляція у верхньому гумусовому шарі та слабка вертикальна міграція по ґрунтовому профілю, більш виражена в умовах екосистеми Канівського природного заповідника. Концентрація Zn в умовах грабової діброви НПП «Голосіївський» зростала в елювіальному горизонті. Концентрація Cd характеризувалися рівномірним розподілом по ґрунтовому профілю, коли в гумусовому та елювіальному горизонтах його вміст був однаковим. Водночас в умовах екосистеми Канівського природного заповідника спостерігали акумуляцію Zn та Cd у складі гумусового горизонту.

2. Показано, що попри порівняно низькі концентрації важких металів у складі атмосферних опадів досліджених лісових екосистем Середнього Придніпров'я, річні обсяги потоків важких металів характеризуються значним перевищенням величин для фонових територій Європи. Загальне річне надходження Cu з атмосфери для екосистеми НПП «Голосіївський» оцінено у $49,4 \pm 8,0 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Cd – $2,19 \pm 0,41 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Pb – $50,8 \pm 6,42 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Ni – $29,1 \pm 4,1 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Cr – $67,5 \pm 8,2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Zn – $265,5 \pm 36,4 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$. Для Канівського природного заповідника надходження Cu становило $42,2 \pm 7,9 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Cd – $2,69 \pm 0,17 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Pb – $49,6 \pm 3,0 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Ni – $38,75 \pm 4,09 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Cr – $66,7 \pm 6,2 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$, Zn – $207,2 \pm 15,6 \text{ г} \times \text{га}^{-1} \times \text{рік}^{-1}$.

3. Оцінені річні запаси лісової підстилки грабової діброви Канівського природного заповідника у 1,5-2,0 рази перевищували обсяги лісової екосистеми НПП «Голосіївський». Зокрема, у грудні 2021 р. максимальна маса підстилки для екосистеми НПП «Голосіївський» була оцінена у $0,929 \pm 0,060 \text{ кг} / \text{м}^2$, а у

Канівському природному заповіднику – $1,822 \pm 0,080$ кг/м². Мінімальні запаси підстилки у досліджених грабових дібровах теж суттєво відрізнялися: в екосистемі НПП «Голосіївський» обсяги підстилки у липні 2021 р. дорівнювали $0,403 \pm 0,007$ кг/м², тоді як у Канівському природному заповіднику у серпні 2021 р. вони оцінювалися у $0,601 \pm 0,104$ кг/м².

4. Аналіз показників інтенсивності процесів мінералізації підстилкового матеріалу за коефіцієнтом інтенсивності розпаду k показав, що в умовах екосистеми Канівського природного заповідника швидкість розпаду підстилки у 1,5 раза є вищою та становить 0,90-1,08 кг/сезон, у той час, як для екосистеми грабової діброви НПП «Голосіївський» коефіцієнт інтенсивності розпаду k дорівнював 0,57-0,74 кг/сезон. За показником миттєвого розпаду підстилки k' швидкість розкладання підстилки в умовах екосистеми Канівського природного заповідника була у 1,6-2,0 рази більше та становила 0,0043-0,0045 кг/день, для екосистеми НПП «Голосіївський» – 0,0021-0,0027 кг/день.

5. Показано накопичення Cu, Cd, Zn та Ni у молодому листі граба, що свідчить про переважне надходження цих хімічних елементів з ґрунту в процесі кореневого поглинання рослинами. Надалі впродовж вегетаційного сезону відбувається суттєве зниження концентрації даних металів за рахунок росту біомаси листя та «тканинного розведення» початкової кількості накопиченого металу. Водночас на початок вегетаційного сезону у молодому листі граба в умовах обох лісових екосистем концентрація Pb є найменшою, що протягом вегетаційного сезону показує зростання та досягає максимуму в осінній період під час опадання листя в результаті активного накопичення металу з атмосферних опадів.

6. Вперше проведено кількісну оцінку потоків важких металів у складі листяного опаду до екосистем грабових дібров Середнього Придніпров'я. В умовах екосистеми НПП «Голосіївський» обсяги надходження у складі опалого листя всіх важких металів, за виключенням Cr, були суттєво більшими, у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника. Найбільші відмінності були характерні для Ni. Так, з серпня по грудень 2021 р. до підстилки грабової діброви НПП «Голосіївський» надійшло $7,9 \pm 0,7$ мг/м² Ni, водночас у Канівському

природному заповіднику ця величина була у 9 разів меншою та становила $0,86 \pm 0,10$ мг/м². Також у складі листяного опаду грабу в умовах екосистеми НПП «Голосіївський» надходження Cu та Cd становило $7,99 \pm 0,24$ мг/м² та $0,09 \pm 0,01$ мг/м² відповідно, що для Канівського природного заповідника дорівнювало $1,53 \pm 0,10$ мг/м² та $0,02 \pm 0,01$ мг/м².

7. Показано, що для всіх досліджених важких металів спостерігається висока збалансованість функціонування біогеохімічних систем грабової діброви Канівського природного заповідника, коли надходження важких металів з атмосферними опадами та опалим листям врівноважено обсягами їх втрат в процесі вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод до елювіального шару ґрунту, що свідчить про відсутність затримки та накопичення металів в екосистемі. Роль біологічної складової біогеохімічного циклу є незначною, а основні процеси протікають в межах системи «атмосфера-ґрунт».

8. Встановлено, що екосистема грабової діброви НПП «Голосіївський» характеризується незбалансованістю біогеохімічних циклів Cu, Pb, Zn та Ni. Потоки надходження цих важких металів з атмосферними опадами та листяним опадом не врівноважені їх втратами в процесі вимивання вертикальним стоком ґрунтових вод, що призводить до затримки та накопичення металів в екосистемі. В результаті у функціонуванні їх біогеохімічних циклів більшу роль відіграє біологічна складова системи «ґрунт-рослина», коли від 21% до 73% потоків надходження металів забезпечується листяним опадом.

9. З'ясовано, що причиною накопичення важких металів в екосистемі грабової діброви НПП «Голосіївський» є затримка розкладання лісової підстилки у порівнянні з екосистемою Канівського природного заповідника, темпи мінералізації якої є нижчими у 1,5-2,0 рази. Зниження темпів розкладання підстилки в умовах НПП «Голосіївський» може бути зумовлено накопиченням Cu, Zn, Cd, Pb у концентраціях, величина яких викликає пригнічення мінералізації листяного опаду. Іншим чинником низьких темпів розкладання підстилки є відсутність стійкого снігового покриву взимку в умовах мегаполіса міста Києва та менша у 1,7 рази кількість атмосферних опадів за рік.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Адаменко, О. М. та Приходько, М. М. (2000). *Регіональна екологія і природні ресурси (на прикладі Івано-Франківської області)*. Івано-Франківськ: Таля.
2. Баштаннік, М.П., Жемера, Н.С. та Кіатенко, Є.М. (2014). Стан забруднення повітря над територією України. *Наукові праці УкрНДГМІ*, 266. – С. 70-93. URL: <http://jnas.nbuiv.gov.ua/article/UJRN-0000438095>.
3. Борисенко, М.М. (2023). Деякі кліматичні характеристики Канівського природного заповідника. *Збереження біологічного та ландшафтного різноманіття на природно-заповідних територіях*. Матеріали конференції, присвяченої 100-річчю Канівського природного заповідника (21–23 вересня 2023 р., м. Канів, Черкаська область). Чернівці: Друк Арт.
4. Вишневецький, В.І., Доніч, О.А. та Куций, А.В. (2023). Клімат Києва та його околиць. Київ: Варто.
5. Воробйов, Є.О., Любченко, В.М., Соломаха, В.М. та Орлов, О.О. (2008). Класифікація грабових лісів України. – Київ: Фітосоціоцентр.
6. Гасинець, Я. С., Волосянчук, Р. Т. та Станкевич-Волосянчук О. І. (Ред.) (2022). *Мертва деревина як складова лісових екосистем*. Ужгород: РІК-У.
7. Драган, М.І. та Любчич, О.Г. (2012). Технологічні аспекти оптимізації щільності ґрунту під польовими культурами, *Таврійський науковий вісник*, 78. 15-20.
8. Єгорова, Т.М. (2014). Фоновий вміст важких металів та його екологічна інформативність у ґрунтах ландшафтів зони Українського Полісся // *Агрохімія та ґрунтознавство*, 81. 65–72. Retrieved from URL: http://agrosoil.yolasite.com/resources/2014_AIG_81_pp65-72.pdf.
9. Клос, В. Р. Бірке, М., Жовинський, Е. Я., Акінфієв, Г. О., Амаїиукелі, Ю. А. та Кламенс, Р. (2012). Регіональні геохімічні дослідження ґрунтів України в рамках міжнародного проекту з геохімічного картування сільськогосподарських та пасовищних земель Європи (GEMAS). *Пошукова та екологічна геохімія*, 1. 51-66. URL: http://jnas.nbuiv.gov.ua/j-pdf/Pteg_2012_1_9.pdf.
10. Набиванець, Б.І., Сухан, В.В. та Калабіна Л.В. (1996). Аналітична хімія природного середовища, – К.: Либідь.
11. Осіпов, М.Ю. (2017). Особливості формування лісової підстилки в Юрківському лісництві ДП «Уманське ЛГ» Черкаської області. *Агробіологія*, 2. 158-163. Retrieved from URL:

https://agrobiologiya.btsau.edu.ua/sites/default/files/visnyky/agrobiologiya/osisrov_2_2017.pdf.

12. Остапенко, Б.Ф. та Ткач, В.П. (2002). Лісова типологія. Харків: Вид-во Харківс. держ. аграрного університету ім. В.В. Докучаєва.
13. Свириденко, В. Є., Бабіч, О. Г. та Киричок, Л. С. (2005). *Лісівництво*. Київ: Арістей.
14. Тесьолкіна, Т.С. та Лукашов, Д.В. (2022). Вплив кліматичних умов на швидкість мінералізації целюлози у лісовій підстилці Голосіївського лісу НПП "Голосіївський". *Екологічні науки*, 4(43), 163-167. DOI: 10.32846/2306-9716/2022.eso.4-43.27.
15. Тихонова, О.М., Кирильчук, К.С. та Шаповал, В.П. (2020). Дослідження валового вмісту нікелю та арсену у смугах відведення автошляхів м.Суми. *Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія. Агронія і біологія*, 40(2), 62-71. Retrieved from URL: <https://repo.snau.edu.ua:8080/xmlui/handle/123456789/8680>.
16. Чернобай, Ю.М. (2000) *Трансформація рослинного детриту в природних екосистемах*. Львів: ДЛМ НАН України.
17. Abbruzzese, G., Beritognolo, I., Muleo, R., Piazzai, M., Sabatti, M., Mugnozza, G.S. & Kuzminsky, E. (2009). Leaf morphological plasticity and stomatal conductance in three *Populus alba* L. genotypes subjected to salt stress. *Environmental and experimental Botany*, 66, 381-388. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2009.04.008.
18. Adeleke, R., Nwangburuka, C., & Oboirien, B. (2017) Origins, roles and fate of organic acids in soils: A review. *South African Journal of Botany*, 108, 393–406. DOI: 10.1016/j.sajb.2016.09.002.
19. Agus, F, Hairiah, K. & Mulyani, A. (2011). *Measuring carbon stock in peat soils: practical guidelines*. Bogor, Indonesia: World Agroforestry Centre (ICRAF) Southeast Asia Regional Program, Indonesian Centre for Agricultural Land Resources Research and Development. URL: <https://apps.worldagroforestry.org/downloads/Publications/PDFS/MN17335.PDF>.
20. Akpor, B.O., Okoh, A.I. & Babalola, G.O. (2006). Culturable microbial population dynamics during decomposition of *Theobroma cacao* leaf litters in a tropical soil setting. *Journal of Biological Sciences*, 6(4). 768–774. DOI: 10.3923/jbs.2006.768.774.
21. Al-Shayeb, S.M., Al-Rajhi, M.A., Seaward, M.R.D. (1995). The date palm (*Phoenix dactylifera* L.) as a biomonitor of lead and other elements in arid environments. *Science of The Total Environment*, 168(1), 1-10. DOI:10.1016/0048-9697(95)04556-G.

22. Amini, R., Rahmani, R. & Habashi, H. (2011). Nitrogen, phosphorus and carbon dynamics of hornbeam leaf litter. *Forest and Poplar Res.*, 19(43), 94-103. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2632015>.
23. Bani, A., Pioli, S., Ventura, M., Panzacchi, P., Borruso, L., Tognetti, R., Tonon, G. & Brusetti, L. (2018). The role of microbial community in the decomposition of leaf litter and deadwood. *Applied Soil Ecology*, 126, 75-84. DOI: 10.1016/j.apsoil.2018.02.017.
24. Beckett, K.P., Freer-Smith, P. & Taylor, G. (2000). Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global change biology*, 6(8), 995-1003. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2000.00376.x.
25. Berg, B. & McClaugherty, C. A (2014). *Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Springer Verlag. DOI: 10.1007/978-3-662-05349-2. Retrieved from URL: <http://ndl.ethernet.edu.et/bitstream/123456789/71279/1/10.pdf.pdf>.
26. Berg, B., Berg, M.P., Bottner, P., Box, E. & Breyner, A. (1993). Litter mass loss rates in pine forests of Europe and eastern United States: some relationship with climate and litter quality. *Biogeochemistry*, 20(3), 127-159. DOI: 10.1007/BF00000785.
27. Berg, B., Ekbohm, G., Söderström, B. & Staaf, H. (1991). Reduction of decomposition rates of Scots pine needle litter due to heavy-metal pollution. *Water, Air, and Soil Pollution*, 59, 165-177. DOI: 10.1007/BF00283179.
28. Birbaum, K., Brogioli, R., Schellenberg, M., Martinoia, E., Stark, W.J., Günther, D. & Limbach, L.K. (2010). No evidence for cerium dioxide nanoparticle translocation in maize plants. *Environmental science & technology*, 44(22), 8718-8723. DOI: 10.1021/es101685f.
29. Bokhorst, S., Metcalfe, D. B. & Wardle, D. A. (2013). Reduction in snow depth negatively affects decomposers but impact on decomposition rates is substrate dependent. *Soil Biology and Biochemistry*, 62, 157-164. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.03.016.
30. Bondada, B.R., Tu, S. & Ma, L.Q. (2004). Absorption of foliar-applied arsenic by the arsenic hyperaccumulating fern (*Pteris vittata* L.). *Sci. Total. Environ*, 332 (1-3), 61-70. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.05.001.
31. Bowen, J.E. (1969). Absorption of borate ionic species by *Saccharum officinarum* L. *Plant and cell physiology*, 10, 227-230. URL: <https://www.publish.csiro.au/bi/pdf/bi9710873>.
32. Boyle, J.R. (2005) Forest soils. (pp. 73-79), D. Hillel, J.L. Hatfield, D.S. Powlson, C. Rosenzweig, K.M. Scow, M.J. Singer, & D.L. Sparks (Eds.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier/Academic Press.

URL: <https://repository.rothamsted.ac.uk/item/89413/encyclopedia-of-soils-in-the-environment-4-vols>.

33. Brun, C. B., Åström, M. E., Peltola, P., & Johansson, M-B. (2008). Trends in major and trace elements in decomposing needle litters during a long-term experiment in Swedish forests. *Plant Soil*, 306, 199–210. DOI: 10.1007/s11104-008-9572-x.
34. Capellesso, E. S., Scrovnoski, K.L., Zanin, E.M. & Hepp, L.U. (2016). Effects of forest structure on litter production, soil chemical composition and litter-soil interactions. *Acta Botanica Brasilica*, 30(3) DOI: 10.1590/0102-33062016abb0048.
35. Chamel, A., Pineri, M. & Escoubes, M. (1991). Quantitative determination of water sorption by plant cuticles. *Plant, Cell & Environment*, 14(1) 87-95. DOI: 10.1111/j.1365-3040.1991.tb01374.x.
36. Chen, L., Liu, C., Zou, R., Yang, M. & Zhang Z. (2016). Experimental examination of effectiveness of vegetation as bio-filter of particulate matters in the urban environment. *Environmental Pollution*, 208, 198–208. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.09.006.
37. Chen, Q., Feng, Y., Ran, Z., Zhou, Z., Li, Q., Luo, Y., Cai, S., Chen, S., Yang, J. & Tian, X. (2024). Soil Cd increased the leaf litter Cd remains of *Solanum nigrum* and *Solanum lycopersicum*. *Environmental Pollution*, 347, 123703. DOI: DOI: 10.1016/j.envpol.2024.123703.
38. Connan, O., Maro, D., Hébert, D., Roupsard, P., Goujon, R., Letellier, B., & Le Cavelier, S. (2013). Wet and dry deposition of particles associated metals (Cd, Pb, Zn, Ni, Hg) in a rural wetland site, Marais Vernier, France, *Atmospheric Environment*, 67, 394-403. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2012.11.029.
39. Conti, M.E., Iacobucci, M. & Cecchetti, G. (2005). A statistical approach applied to trace metal data from biomonitoring studies. *Int. J. Environment and Pollution*. 23(1). 29-41. DOI: 10.1504/IJEP.2005.006394.
40. Cornwell, W.K., Cornelissen, J.H.C., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V.T., ... Allison, S.D. (2008). Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology letters*, 11(10). 1065-1071. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x.
41. Cotrufo, M.F., De Santo, A.V., Alfani, A., Bartoli, G. & De Cristofaro, A. (1995). Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in *Quercus ilex* L. *Woods, Environmental Pollution*, 89(1), 81-87. DOI: 10.1016/0269-7491(94)00041-b.
42. Covelo, E., Vega, F. & Andrade, M. (2007). Simultaneous sorption and desorption of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in acid soils: I. Selectivity sequences.

- Journal of hazardous materials*, 147(3), 852–61.
DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.01.108.
43. De Temmerman, L., Ruttens, A. & Waegeneers, N. (2012). Impact of atmospheric deposition of As, Cd and Pb on their concentration in carrot and celeriac. *Environmental pollution*, 166, 187–195.
DOI: 10.1016/j.envpol.2012.03.032.
44. Deboudt, K., Flament, P. & Bertho, M. L. (2004). Cd, Cu, Pb and Zn Concentrations in Atmospheric Wet Deposition at a Coastal Station in Western Europe. *Water, Air, & Soil Pollution*, 151, 335–359.
DOI: 10.1023/B:WATE.0000009906.55895.30.
45. Devi, A.S. & Yadava, P.S. (2007). Wood and leaf litter decomposition of *Dipterocarpus tuberculatus* Roxb. in a tropical deciduous forest of Manipur, North East India. *Current Science*, 93, 243–246. DOI:10.1007/s40974-017-0064-9.
46. Diener, A. & Mudu, P. (2021). How can vegetation protect us from air pollution? A critical review on green spaces mitigation abilities for air-borne particles from a public health perspective - with implications for urban planning. *Science of The Total Environment*, 796, 148605,
DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148605.
47. Dollard, G.J. (1986). Glasshouse experiments on the uptake of foliar applied lead. *Environmental Pollution. Series A, Ecological and Biological*, 40, 109–119. DOI: [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(86\)90078-4](https://doi.org/10.1016/0143-1471(86)90078-4).
48. Dziadowiec, H. (1987). The decomposition of plant litter fall in an oak-linden-hornbeam forest and an oak-pine mixed forest of the Białowieża National Park. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 56(1), 169–185.
DOI: <https://doi.org/10.5586/asbp.1987.019>.
49. Eskenazi, N.R. & Hodgson, J.M. (1998) *Sound Reference Base for Soils: Référentiel Pédologique*. Paris, INRA.
50. Esperschütz, J., Welzl, G., Schreiner, K., Buegger, F., Munch, J.C. & Schloter, M. (2011). Incorporation of carbon from decomposing litter of two pioneer plant species into microbial communities of the detritusphere. *FEMS Microb.*, 320(1), 48–55. DOI: 10.1111/j.1574-6968.2011.02286.x.
51. Estrade, N., Cloquet, C., Echevarria, G., Sterckeman, T., Deng, T., Tang, YeTao, & Morel, J-L. (2015). Weathering and vegetation controls on nickel isotope fractionation in surface ultramafic environments (Albania). *Earth and Planetary Science Letters*, 423, 24–35. DOI: 10.1016/j.epsl.2015.04.018.
52. Fernandez, I. J., Lawrence, G. B. & Son, Y. H. (1995). Soil-solution chemistry in a low-elevation spruce-fir ecosystem, Howland, Maine. *Water Air Soil Pollut.* 84, P. 129–145. DOI: 10.1007/bf00479593.

53. Fortescue, J.A.C. (1980). *Environmental Geochemistry. A Holistic Approach*. Springer New York, NY. DOI: 10.1007/978-1-4612-6045-5.
54. Gautam, M. K., Berg, B., Lee, K.-S., Nilsson, T., & Shin, H. S. (2023). Dynamics of trace and rare earth elements during long-term (over 4 years) decomposition in Scots pine and Norway spruce forest stands, Southern Sweden. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1190370. DOI: 10.3389/fenvs.2023.1190370.
55. Glass, J. B., & Orphan, V. J. (2012). Trace metal requirements for microbial enzymes involved in the production and consumption of methane and nitrous oxide. *Front. Microbiol.*, 3, 61. DOI: 10.3389/fmicb.2012.00061.
56. Goldschmidt, V. M. (1937). The principles of distribution of chemical elements in minerals and rocks. *Quarterly Journal of the Chemical Society of London*, 655-673. DOI: 10.1039/JR9370000655.
57. Guidance for comparing background and chemical concentrations in soil for CERCLA sites (2002). Washington: Office of Emergency and Remedial Response. Retrieved from URL: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/background.pdf>.
58. Guidance for Data Quality Assessment. Practical Methods for Data Analysis. EPA QA/G-9 Final Version QA00. (2000). Washington: Office of Environmental Information. Retrieved from. URL: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/g9-final.pdf>.
59. Guo, L., Zhao, D., Zhao, B., Li, J., Tong, J., Ma, Y. & Chang, Z. (2020). Bio-inspired design and evaluation of porous fences for mitigating fugitive dust. *Journal of Bionic Engineering*, 17(2), 370–379 DOI:10.1007/s42235-020-0030-7.
60. Habtewold, J.Z., Helgason, B.L., Yanni, S.F., Janzen, H.H., Ellert, B.H. & Gregorich, E.G. (2020). Litter composition has stronger influence on the structure of soil fungal than bacterial communities. *European Journal of Soil Biology*. 98, DOI: 10.1016/j.ejsobi.2020.103190.
61. Hagemeyer, J. & Prasad, M.N.V. (1999). *Heavy Metal Stress in Plants: From Molecules to Ecosystems*, Hagemeyer Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. DOI: 10.1007/978-3-662-07745-0.
62. Hofmockel, K.S., Zak, D.R., Moran, K.K. & Jastrow, J.D. (2011). Changes in forest soil organic matter pools after a decade of elevated CO₂ and O₃. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(7), 1518-1527. DOI: doi:10.1016/j.soilbio.2011.03.030.
63. Howard, P. J. A. & Howard, D.M. (1990). Use of organic carbon and loss-on-ignition to estimate soil organic matter in different soil types and horizons. *Biol Fertil Soils*. 9, 306–310. DOI: DOI:10.1007/BF00634106.

64. Hůnová, I., Kurfürst, P., Schreiberová, M., Vlasáková, L., & Škáchová, H. (2023). Atmospheric deposition of lead and cadmium in a Central European country over the last three decades. *Atmosphere*, 14(1), 19. DOI: 10.3390/atmos14010019.
65. Isaac, S.R. & Nair, M.A. (2005). Biodegradation of leaf litters in the warm humid tropics of Kerala, India. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(9), 1656–1664. DOI:10.1016/j.soilbio.2005.02.002.
66. Ivanenko, Y., Maliuha, V., Lobchenko, G. & Yukhnovskiy, V. (2022). Spruce forest litter structure, distribution, and water retention along hiking trails in the Ukrainian Carpathians. *Journal of Forest Science*, 68(7), 241–252. DOI: 10.17221/12/2022-JFS.
67. Jacob, M., Viedenz, K., Polle, A. & Thomas, F.M. (2010). Leaf litter decomposition in temperate deciduous forest stands with a decreasing fraction of beech (*Fagus sylvatica*). *Oecologia*, 164(4), 1083–94. DOI: 10.1007/s00442-010-1699-9.
68. Jenny, H., Gessel, S.P. & Bingham, F. T. (1949). Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Science*. 68(6), 419–432. DOI: 10.1097/00010694-194912000-00001.
69. Jie, H., Wanqin, Y., Li, H., Liya, X., Xiangyin, N., Bo, T., Yeyi, Z., & Fuzhong, W. (2015) Forest gaps inhibit foliar litter Pb and Cd release in winter and inhibit Pb and Cd accumulation in growing season in an Alpine forest. *PLoS One* 10(6), 0131528. DOI: 10.1371/journal.pone.0131528.
70. Kabala, C., Karczewska, A. & Medynska-Juraszek, A. (2014). Variability and relationships between Pb, Cu, and Zn concentrations in soil solutions and forest floor leachates at heavily polluted sites. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 177, 573–584. DOI: 10.1002/jpln.201400018.
71. Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. (1984). *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton, USA. DOI: 10.1201/b10158.
72. Karberg, N.J., Scott, N.A. & Giardina, C.P. (2008). Methods for Estimating Litter Decomposition. Hoover, C.M. (Eds.) *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring*. Springer, Dordrecht. DOI: 10.1007/978-1-4020-8506-2_8.
73. Kardel, F., Wuyts, K., Babanezhad, M., Wuytack, T., Potters, G. & Samson, R. (2010). Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of *Plantago lanceolata* L. *Environmental Pollution*, 158, 788–794. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.10.006.
74. Kaszala, R., Bárány-Kevei I., & Polyák-Földi K. (2003). Heavy metal content of the vegetation on karstic soils. *Acta Climatologica et Chorologica Universitatis Szegediensis*, 36-37, 57-62. Retrieved from URL: <https://www2.sci.u-szeged.hu/eghajlattan/akta03/057-062.pdf>

75. Kim, N.D. & Fergusson, J.E. (1994). Seasonal variations in the concentrations of cadmium, copper, lead and zinc in leaves of the horse chesnut (*Aesculus hippocastanum* L.). *Environmental Pollution*, 86, 89-97. DOI: 10.1016/0269-7491(94)90010-8.
76. Kinnersley, R. & Scott, L. (2001). Aerial contamination of fruit through wet deposition and particulate dry deposition. *Journal of environmental radioactivity*, 52(2-3), 191-213. DOI: 10.1016/s0265-931x(00)00033-3.
77. Kooijman, A.M. & Cammeraat, E. (2010). Biological control of beech and hornbeam affects species richness via changes in the organic layer, pH and soil moisture characteristics. *Functional Ecology*, 24(2), 469–477. DOI: 10.1111/j.1365-2435.2009.01640.x.
78. Kooijman, A.M. & Martinez-Hernandez, G.B. (2009). Effects of litter quality and parent material on organic matter characteristics and N-dynamics in Luxembourg beech and hornbeam forests. *Forest Ecology and Management*, 257(8), 1732-1739. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.01.030.
79. Krishna, M.P. & Mohan, M. (2017). Litter decomposition in forest ecosystems: a review. *Energy, Ecology and Environment*, 2, 236–249. DOI: 10.1007/s40974-017-0064-9.
80. Krynytska, O, Bondarenko, T., Capuliak, J & Trenčiansky, M. (2017). Quantitative analysis of litter-fall in hornbeam-oak-pine stands in the Lviv Roztoche region. *Central European Forestry Journal*, 63(1). 35–42. DOI: 10.1515/forj-2017-0004.
81. Kubier, A., Wilkin, R. T. & Pichlera, T. (2019). Cadmium in soils and groundwater: A review. *Applied Geochemistry*, 108, 1–16. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2019.104388.
82. Larue, C., Castillo-Michel, H., Sobanska, S., Cécillon, L., Bureau, S., Barthès, V., Ouerdane, L., Carrière, M. & Sarret, G. (2014). Foliar exposure of the crop *Lactuca sativa* to silver nanoparticles: evidence for internalization and changes in Ag speciation. *Journal of hazardous materials*, 264, 98-106. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2013.10.053.
83. Laskowski, R. & Berg, B. (1993) Dynamics of Some Mineral Nutrients and Heavy Metals in Decomposing Forest Litter. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 8, 446–456. DOI: 10.1080/02827589309382791.
84. Laskowski, R., Niklińska, M. & Maryński, M. (1995). The Dynamics of Chemical Elements in Forest Litter. *Ecology*, 76(5), 1393-1406. DOI: 10.2307/1938143.
85. Lawson, N.M. & Mason, R.P. (2001). Concentration of mercury, methylmercury, cadmium, lead, arsenic, and selenium in the rain and stream

- water of two contrasting watersheds in western Maryland, *Water Research*, 35, 4039–4052. DOI: 10.1016/s0043-1354(01)00140-3.
86. Levchenko, I.V. & Lukashov, D.V. (2016). Influence of climatic conditions on the cellulose decomposition rate in hornbeam oak wood litter of Kaniv Natural Reserve. *Nature Reserves*, 1, 35–42. Retrieved from URL: https://12f5b920-8262-bac7-2b6f-c6eccc238a.filesusr.com/ugd/7c080b_b449ca24ecc34dd389455540bd131d05.pdf
87. Madoz-Escande, C. & Santucci, P. (2005). Weather-dependent change of cesium, strontium, barium and tellurium contamination deposited as aerosols on various cultures. *Journal of environmental radioactivity*, 84(3), 417-439. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2005.04.014.
88. Makowski, V., Julich, S., Feger, K., Breuer, L. & Julich, D. (2020). Leaching of dissolved and particulate phosphorus via preferential flow pathways in a forest soil: An approach using zero-tension lysimeters. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 183(2), 238-247. DOI: 10.1002/jpln.201900216.
89. Maksimtsev, S., Dudarets, S. & Yukhnovskyi, V. (2021). Accumulation of heavy metals in soil and litter of roadside plantations in Western Polissia of Ukraine. *Folia Forestalia Polonica, Series A*, 63(3), 232–242. DOI:10.2478/ffp-2021-0024.
90. Malarvizhi, A. S., Liu, Q., Trefonides, T. S., Hasheminassab, S., Smith, J., Huang, T. & Yang, C. (2023). The spatial dynamics of Ukraine air quality impacted by the war and pandemic. *International Journal of Digital Earth*, 16(1), 3680–3705. DOI: 10.1080/17538947.2023.2239762.
91. Malone, C., Koeppe, D. & Miller, R.J. (1974). Localization of lead accumulated by corn plants. *Plant Physiology*, 53, 388-394. DOI: 10.1104/pp.53.3.388.
92. Manes, F., Marando, F., Capotorti, G., Blasi, C., Salvatori, E. & Fusaro, L. Regulating ecosystem services of forests in ten Italian metropolitan cities: air quality improvement by PM₁₀ and O₃ removal. *Ecological Indicators*, 2016. 67, 425-440. DOI:10.1016/j.ecolind.2016.03.009.
93. Montemagno, A., Hissler, C., Bense, V., Teuling, A. J., Ziebel, J. & Pfister L. (2022). Dynamics of rare earth elements and associated major and trace elements during Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) litter degradation. *Biogeosciences*, 19, 3111–3129. DOI:10.5194/bg-19-3111-2022.
94. Moslehi, M. Habashi, H. & Khormali, F. (2019). Base cation dynamics in rainfall, throughfall, litterflow and soil solution under Oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) trees in northern Iran. *Annals of Forest Science*, 76, 55. DOI: 10.1007/s13595-019-0837-8.

95. Odabasi, M., Muezzinoglu, A., & Bozlaker, A. (2002). Ambient concentrations and dry deposition fluxes of trace elements in Izmir, Turkey. *Atmospheric Environment*, 36(38), 5841–5851. DOI:10.1016/S1352-2310(02)00644-1.
96. Olson J.S. (1963). Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology*, 44(2), 322-331. DOI:10.2307/1932179.
97. Opeña, J. L., Halasz, G.E., Árgyelan, J. T. & Horvath, M. K. (2022). Phytoremediation of Potential Toxic Elements by Native Tree Species in Mined-Spoiled Soils in Mátraszentimre, Hungary. *Journal of Environmental Science and Management*, 25(2), 51-62. DOI: 10.47125/jesam/2022_2/06.
98. Peng, Y., Fornara, D. A., Wu, Q., Heděnc, P., Yuan, J., Yuan, C., Yue, K. & Wu, F. (2023). Global patterns and driving factors of plant litter iron, manganese, zinc, and copper concentrations. *Science of The Total Environment*, 857(3), 159686. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.159686.
99. Percy, K.E. & Ferretti, M. (2004). Air pollution and forest health: toward new monitoring concepts. *Environmental Pollution*, 130(1), 113-126. DOI: 10.1016/j.envpol.2003.10.034.
100. Piczak, K, Leśniewicz A & Zyrnicki, W. (2003). Metal concentrations in deciduous tree leaves from urban areas in Poland. *Environ Monit Assess.*, 86(3), 273-87. DOI: 10.1023/a:1024076504099.
101. Piper, F.I., Cárdenas, A., Zúñiga-Feest, A., Orlando, J., Leiva, D. & Rolleri, A. (2023). Microenvironment has little effect on the litter decomposition rate of temperate trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 54(1), 83. DOI: 10.1139/cjfr-2022-0327.
102. Pugh, T.A.M., MacKenzie, A.R., Whyatt, J.D. & Hewitt, C.N. (2012). Effectiveness of green infra structure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environ. Sci. Technol.*, 46(14), 7692–7699. DOI:10.1021/es300826w.
103. Rawlik, K, Kasprowicz, M., Nowiński, M. & Jagodziński, A.M. (2022). The afterlife of herbaceous plant species: A litter decomposition experiment in a temperate oak-hornbeam forest. *Forest Ecology and Management*, 507(7), 120008. DOI:10.1016/j.foreco.2022.120008.
104. Reversat, B. F. (1982). Measuring litter decomposition in a tropical forest ecosystem: comparison of some methods. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 8, 63-71. URL: <http://hdl.handle.net/123456789/760>.
105. Pataki, D.E., Santana, C.G., Hinners S.J., Felson, A.J., & Engebretson, J. (2021). Ethical considerations of urban ecological design and planning experiments. *Plants People Planet*, 3(6), 737-746. DOI: 10.1002/ppp3.10204..

106. Rožen, A., Sobczyk, Ł., Kapusta, P. & Niklińska, M. (2004). Heavy metal concentrations in Enchytraeidae (Oligochaeta) in the Niepołomice Forest, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 57(1), 81-88. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2003.08.006.
107. Ryzhenko, N., Yastrebtsova, N., & Ryzhenko, D. (2020). Cd and Pb in the “soil-plant” system of Holosiyiv green park area in Kyiv. *Polish Journal of Soil Science*, 53(2), 199-210. DOI: 10.17951/pjss/2020.53.2.199.
108. Sawicka-Kapusta, K., Zakrzewska, M., Bajorek, K., Gdula-Argasińska, J. (2003). Input of heavy metals to the forest floor as a result of Cracow urban pollution. *Environment International*, 28(8), 691-698. DOI: 10.1016/S0160-4120(02)00069-7.
109. Scheid, S., Gunthardt-Goerg, M. S., Schulin, R. & Nowack, B. (2009). Accumulation and solubility of metals during leaf litter decomposition in non-polluted and polluted soil. *European Journal of Soil Science*, 60, 613–621. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2009.01153.x.
110. Schepaschenko, D., Shvidenko, A., Usoltsev, V. Lakyda, P., Luo, Y., Vasylyshyn, R., Lakyda, I., Myklush, Y., See, L., McCallum, I., Fritz, S., Kraxner, F. & Obersteiner, M. (2017). A dataset of forest biomass structure for Eurasia. *Scientific Data*, 4, 170070. DOI: 10.1038/sdata.2017.70.
111. Schmidt, J.P., & Henry, L. (2008). Water and bromide recovery in wick and pan lysimeters under conventional and zero tillage. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39(1–2), 108-123. DOI: 10.1080/00103620701759053.
112. Schreck, E., Dappe, V., Sarret, G., Sobanska, S., Nowak, D., Nowak, J., Stefaniak, E.A., Magnin, V., Ranieri, V. & Dumat, C. (2014). Foliar or root exposures to smelter particles: Consequences for lead compartmentalization and speciation in plant leaves. *Science of the Total Environment*, 476-477, 667-676. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.089.
113. Schreck, E., Foucault, Y., Sarret, G., Sobanska, S., Cécillon, L., Castrec-Rouelle, M., Uzu, G. & Dumat, C. (2012). Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: Mechanisms involved for lead, *Science of the Total Environment*, 427-428, 253–262. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.03.051.
114. Schreiber, L. & Schönherr, J. (2009). *Water and solute permeability of plant cuticles. Measurement and Data Analysis*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Retrieved from URL: https://beckassets.blob.core.windows.net/product/readingsample/522822/9783540689447_excerpt_001.pdf.

115. Shahid, M., Dumat, C., Khalid, S., Schreck, E., Xiong, T. & Khan, N. N. (2017) Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials*, 325, 36–58. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.11.063.
116. Šichorová, K., Tlustoš, P., Száková, J., Kořínek, K. & Balík, J. (2004). Horizontal and vertical variability of heavy metals in the soil of a polluted area. *Plant Soil Environ.*, 50(12), 525–553. DOI: 10.17221/4069-PSE.
117. Six, L. & Smolders, E. (2014). Future trends in soil cadmium concentration under current cadmium fluxes to European agricultural soils. *Science of The Total Environment*, 485–486, 319–328. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.03.109.
118. Tenche-Constantinescu, A.M., Chira, D., Madoza, E., Hernea, C., Tenche-Constantinescu, R.-V., Lalescu, D. & Borlea, G.F. (2015). *Tilia* sp. – urban trees for future. *Notulae botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 43(1), 259–264. DOI:10.15835/nbha4319794.
119. Tisserand, R., van der Ent, A., Nkrumah, P., Didier, S., Sumail, S., Morel, J.-L. & Echevarria, G. (2024). Nickel stocks and fluxes in a tropical agromining ‘metal crop’ farming system in Sabah (Malaysia). *Science of The Total Environment*, 919, 17069. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.170691.
120. Turcios, A., Papenbrock, J. & Tränkner, M. (2021). Potassium, an important element to improve water use efficiency and growth parameters in quinoa (*Chenopodium quinoa*) under saline conditions. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 207(4), 618–630. DOI: 10.1111/jac.12477.
121. Tyler, G. & Olsson, T. (2006). The importance of atmospheric deposition, charge and atomic mass to the dynamics of minor and rare elements in developing, ageing, and wilted leaves of beech (*Fagus sylvatica* L.). *Chemosphere*, 65(2), 250–260. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2006.02.051.
122. Uzu, G., Sobanska, S., Sarret, G., Sauvain, J.J., Pradère, P. & Dumat, C. (2011). Characterization of lead-recycling facility emissions at various workplaces: Major insights for sanitary risks assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 186(2-3), 1018–1027. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.11.086.
123. Uzu, G., Sobanska, S., Aliouane, Y., Pradere, P. & Dumat, C. (2009). Study of lead phytoavailability for atmospheric industrial micronic and sub-micronic particles in relation with lead speciation. *Environmental Pollution*, 157(4), 1178–1185. DOI: 10.1016/j.envpol.2008.09.053.
124. Uzu, G., Sobanska, S., Sarret, G., Muñoz, M. & Dumat, C. (2010). Foliar Lead uptake by lettuce exposed to atmospheric fallouts. *Environmental Science and Technology*, 44(3), 1036–1042. DOI: 10.1021/es902190u.
125. Virzo De Santo, A., Fierro, A., Berg, B., Rutiglianoc, F. A. & De Marco, A. (2002). Heavy metals and litter decomposition in coniferous forests.

- Developments in Soil Science*, 28(A), 63–78. DOI: 10.1016/S0166-2481(02)80044-7.
126. Williams, S.T. & Gray, T.R.G. (1974). Decomposition of litter on the soil surface. *Biology of Plant Litter Decomposition*, 1, 611-632. DOI: 10.1016/b978-0-12-215002-9.50017-4.
127. Wróblewska, K. & Ryong Jeong, B. (2021). Effectiveness of plants and green infrastructure utilization in ambient particulate matter removal. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 110. DOI: 10.1186/s12302-021-00547-2.
128. Xu, Z.; Zhong, S.; Yu, Y.; Li, Y.; Li, C.; Xu, Z.; Liu, J.; Wang, C. & Du, D. (2023). Heavy metal contamination alters the co-decomposition of leaves of the invasive tree *Rhus typhina* L. and the native tree *Koelreuteria paniculata* Laxm. *Plants*, 12, 2523. DOI: 10.3390/plants12132523.
129. Yin, Q., Wu, J., Wang, X., Qiao, C. & Wang, J. (2024). Deepened snow cover accelerates litter decomposition by stimulating microbial degradation. *Soil Biology and Biochemistry*, 193, 109402, DOI: 10.1016/j.soilbio.2024.109402.
130. Zhang, D., Hui, D., Luo, Y. & Zhou, G. (2008). Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology*, 1(2), 85–93. DOI:10.1093/jpe/rtn002.
131. Zhang, J., Guan, Y., Lin, Q., Wang, Y., Wu, B., Liu, X., Wang, B. & Xia, D. (2022). Spatiotemporal differences and ecological risk assessment of heavy metal pollution of roadside plant leaves in Baoji City, China. *Sustainability*, 14, 5809. DOI:10.3390/su14105809.
132. Ziegler, H. (1975). Nature of transported substances. In: Zimmermann, M.H., Milburn, J.A. (Eds.), *Transport in Plants I. Encyclopedia of Plant Physiology*, 1. Springer, Berlin, Heidelberg. DOI: 10.1007/978-3-642-66161-7_3.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

Таблиця 1

**Концентрація важких металів (мкг/л) у воді атмосферних опадів в екосистемах грабових дібров НПП
«Голосіївський» та Канівського природного заповідника**

Місяць/ рік	Кількість опадів, мм/місяць	Cu		Cd		Pb		Ni		Cr		Zn	
		X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
НПП «Голосіївський»													
02.2021	105	4,8	1,0	0,27	0,06	4,2	0,6	6,2	0,8	8,0	0,5	26,5	4,3
03.2021	25	1,7	0,4	0,37	0,13	10,3	3,2	2,0	0,2	58,8	7,0	22,8	5,3
04.2021	47	5,7	1,6	0,73	0,26	10,2	1,3	1,3	0,3	8,9	2,2	79,6	9,5
05.2021	75	8,5	1,5	0,40	0,06	13,3	1,3	13,1	1,3	9,6	1,0	64,0	11,5
06.2021	23	15,3	5,5	0,45	0,25	2,4	0,6	7,7	2,4	21,2	2,9	91,8	24,4
07.2021	62	19,0	4,6	0,66	0,08	18,8	2,0	3,6	1,3	4,8	1,4	69,8	4,3
08.2021	66	13,5	1,6	0,28	0,04	4,9	1,9	4,5	0,8	4,8	2,7	34,4	3,8
09.2021	22	21,0	4,0	0,84	0,22	10,2	2,6	2,5	0,3	17,0	8,1	104,5	12,1
11.2021	31	17,0	2,1	0,40	0,15	35,3	6,9	4,5	1,4	4,8	1,8	30,5	16,5
12.2021	69	0,6	0,2	0,08	0,02	0,4	0,1	2,6	1,0	8,3	0,9	26,5	13,0
01.2022	51	0,6	0,2	0,08	0,02	0,2	0,1	1,9	0,1	21,6	2,4	17,1	0,5
Середнє	-	9,8	2,1	0,41	0,12	10,0	1,9	4,5	0,9	15,3	2,8	51,6	9,6

Продовження табл. 1

Місяць/ рік	Кількість опадів, мм/місяць	Cu		Cd		Pb		Ni		Cr		Zn	
		X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
Канівський природний заповідник													
05.2022	122,2	3,6	2,0	0,10	0,01	2,9	0,4	3,60	0,44	1,7	0,2	9,1	1,1
06.2022	52,0	3,6	1,0	0,40	0,05	8,1	1,0	4,77	0,58	10,4	1,3	13,5	1,6
07.2022	118,5	2,8	1,0	0,07	0,01	2,0	0,2	1,14	0,14	12,0	1,5	20,5	2,5
08.2022	37,9	5,4	1,0	0,32	0,04	8,6	1,0	7,10	0,87	13,6	1,7	16,0	2,0
09.2022	87,8	7,3	2,0	0,55	0,07	4,5	0,6	0,50	0,06	9,3	1,1	12,8	1,6
10.2022	90,2	6,1	1,0	0,12	0,01	4,9	0,6	4,12	0,50	8,5	1,0	34,0	4,1
11.2022	67,7	1,5	1,0	0,42	0,05	3,8	0,5	0,20	0,02	11,4	1,4	55,6	6,8
12.2022	67,8	2,5	1,0	0,42	0,05	6,1	0,7	0,39	0,05	8,8	1,1	41,8	5,1
01.2023	31,8	0,5	0,1	0,35	0,04	8,0	1,0	1,53	0,19	0,6	0,1	5,1	0,6
02.2023	34,9	3,0	1,0	0,39	0,05	11,3	1,4	3,39	0,41	1,0	0,1	16,4	2,0
03.2023	106,7	5,4	1,0	0,50	0,06	5,5	0,7	9,40	1,15	2,1	0,3	18,8	2,3
04.2023	79,1	6,2	1,0	0,13	0,02	6,1	0,7	8,00	0,98	3,0	0,4	17,0	2,1
05.2023	57,8	7,2	2,0	0,19	0,02	6,8	0,8	9,09	0,00	8,9	1,1	17,5	2,1
Середнє	-	4,2	1,2	0,30	0,04	6,0	0,7	4,1	0,4	7,0	0,9	21,4	2,6

Примітки: X – середня концентрація, SD – стандартне відхилення

Таблиця 2

**Величина потоків важких металів ($\text{г}\times\text{га}^{-1}$) у складі атмосферних опадів до екосистем грабових дібров
НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника**

Місяць/ рік	Cu		Cd		Pb		Ni		Cr		Zn	
	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
НПП «Голосіївський»												
02.2021	5,1	1,0	0,29	0,07	4,4	0,7	6,5	0,8	8,4	0,5	27,9	4,5
03.2021	0,4	0,1	0,09	0,03	2,6	0,8	0,5	0,1	14,7	1,7	5,7	1,3
04.2021	2,7	0,8	0,34	0,12	4,8	0,6	0,6	0,1	4,2	1,0	37,4	4,5
05.2021	6,4	1,1	0,30	0,05	10,0	1,0	9,8	1,0	7,2	0,8	48,0	8,6
06.2021	3,5	1,3	0,10	0,06	0,6	0,1	1,8	0,5	4,9	0,7	21,1	5,6
07.2021	11,8	2,8	0,41	0,05	11,7	1,2	2,3	0,8	3,0	0,9	43,2	2,7
08.2021	8,9	1,0	0,18	0,03	3,2	1,2	3,0	0,5	3,2	1,8	22,7	2,5
09.2021	4,6	0,9	0,18	0,05	2,2	0,6	0,6	0,1	3,7	1,8	23,0	2,7
11.2021	5,3	0,7	0,12	0,05	10,9	2,1	1,4	0,4	1,5	0,5	9,4	5,1
12.2021	0,4	0,1	0,06	0,01	0,3	0,1	1,8	0,7	5,7	0,6	18,3	9,0
01.2022	0,3	0,1	0,04	0,01	0,1	0,1	1,0	0,1	11,0	1,2	8,7	0,2
Річне надходження з атмосферними опадками, $\text{г}\times\text{га}^{-1}\times\text{рік}^{-1}$	49,4	8,0	2,19	0,41	50,8	6,4	29,1	4,1	67,5	8,2	265,5	36,4

Продовження табл. 2

Місяць/ рік	Cu		Cd		Pb		Ni		Cr		Zn	
	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
Канівський природний заповідник												
07.2022	4,4	2,4	0,12	0,01	3,5	0,4	4,4	0,54	2,1	0,25	11,1	1,4
08.2022	1,9	0,5	0,21	0,02	4,2	0,5	2,5	0,30	5,4	0,66	7,0	0,9
09.2022	3,3	1,2	0,08	0,01	2,3	0,3	1,3	0,16	14,2	1,73	24,2	3,0
10.2022	2,0	0,4	0,12	0,01	3,3	0,4	2,7	0,33	5,1	0,63	6,1	0,7
11.2022	6,5	1,8	0,49	0,06	4,0	0,5	0,4	0,05	8,2	1,00	11,3	1,4
12.2022	5,5	0,9	0,11	0,01	4,4	0,5	3,7	0,45	7,7	0,94	30,7	3,7
01.2023	1,0	0,7	0,28	0,03	2,6	0,3	0,1	0,02	7,7	0,94	37,6	4,6
02.2023	1,7	0,7	0,28	0,03	4,1	0,5	0,3	0,03	6,0	0,73	28,3	3,5
03.2023	0,1	0,03	0,11	0,01	2,5	0,3	0,5	0,06	0,2	0,02	1,6	0,2
04.2023	1,1	0,3	0,14	0,02	3,9	0,5	1,2	0,14	0,4	0,04	5,7	0,7
05.2023	5,8	1,1	0,53	0,06	5,9	0,7	10,0	1,22	2,2	0,27	20,0	2,4
06.2023	4,9	0,8	0,10	0,01	4,9	0,6	6,3	0,77	2,4	0,29	13,4	1,6
07.2023	4,2	1,2	0,11	0,01	3,9	0,5	5,3	0,00	5,1	0,63	10,1	1,2
Річне надходження з атмосферними опадками, г×га ⁻¹ ×рік ⁻¹	42,2	7,9	2,69	0,17	49,6	3,0	38,75	4,09	66,7	6,2	207,2	15,6

Примітки: X – середня концентрація, SD – стандартне відхилення

ДОДАТОК Б

Таблиця 1

Кількісні показники динаміки лісової підстилки грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Місяць, рік	Підстилка						Листяний шар підстилки							Ферментований шар підстилки						
	Питома маса, кг/м ²	SD, кг/м ²	Питома маса ОР, кг/м ²	SD, кг/м ²	Вміст ОР, %	Вміст С, кг/м ²	Питома маса, кг/м ²	SD, кг/м ²	Відносн а маса, %	Питома маса ОР, кг/м ²	SD, кг/м ²	Вміст ОР, %	Зольніс ть, %	Питома маса, кг/м ²	SD, кг/м ²	Віднос на маса, %	Питом а маса ОР, кг/м ²	SD, кг/м ²	Вміст ОР, %	Зольні сть, %
НПП «Голосіївський»																				
09.18	0,607	0,055	0,44	0,07	72,5	0,26	0,397	0,050	65,3	0,337	0,043	85,0	15,0	0,210	0,060	34,7	0,103	0,029	49,0	51,0
10.18	0,690	0,065	0,48	0,08	70,1	0,28	0,449	0,060	65,0	0,368	0,049	82,0	18,0	0,242	0,070	35,0	0,116	0,034	48,0	52,0
11.18	0,920	0,070	0,60	0,09	65,6	0,35	0,586	0,070	63,7	0,427	0,051	72,9	27,1	0,334	0,070	36,3	0,176	0,037	52,7	47,3
12.18	0,880	0,055	0,54	0,07	61,2	0,31	0,420	0,050	47,7	0,318	0,038	75,7	24,3	0,460	0,060	52,3	0,220	0,029	47,9	52,1
01.19	0,890	0,045	0,49	0,05	55,6	0,29	0,425	0,040	47,8	0,236	0,022	55,6	44,4	0,465	0,050	52,2	0,258	0,028	55,5	44,5
02.19	0,840	0,070	0,41	0,06	48,5	0,24	0,410	0,050	48,8	0,235	0,029	57,2	42,8	0,430	0,090	51,2	0,173	0,036	40,2	59,8
03.19	0,779	0,065	0,42	0,07	53,8	0,24	0,401	0,060	51,5	0,237	0,035	59,1	40,9	0,378	0,070	48,5	0,182	0,034	48,3	51,7
04.19	0,736	0,070	0,40	0,07	54,4	0,23	0,365	0,050	49,6	0,235	0,032	64,4	35,6	0,371	0,090	50,4	0,165	0,040	44,6	55,4
05.19	0,731	0,045	0,40	0,05	54,8	0,23	0,363	0,070	49,7	0,227	0,044	62,6	37,4	0,368	0,020	50,3	0,173	0,009	47,1	52,9
06.19	0,516	0,070	0,30	0,08	57,2	0,17	0,269	0,060	52,1	0,177	0,040	65,8	34,2	0,247	0,080	47,9	0,118	0,038	47,8	52,2
07.19	0,672	0,012	0,39	0,02	58,0	0,23	0,328	0,020	48,8	0,223	0,014	68,0	32,0	0,344	0,004	51,2	0,167	0,002	48,4	51,6
08.19	0,780	0,082	0,41	0,09	52,6	0,24	0,398	0,088	51,0	0,264	0,058	66,3	33,7	0,382	0,075	49,0	0,147	0,029	38,4	61,6
09.19	0,842	0,007	0,53	0,01	62,4	0,30	0,466	0,008	55,3	0,380	0,007	81,6	18,4	0,376	0,005	44,7	0,145	0,002	38,7	61,3
10.19	0,952	0,020	0,69	0,03	72,6	0,40	0,582	0,020	61,1	0,475	0,016	81,6	18,4	0,370	0,020	38,9	0,216	0,012	58,4	41,6
09.20	0,995	0,060	0,68	0,08	68,1	0,39	0,408	0,050	41,0	0,358	0,043	87,6	12,4	0,587	0,070	59,0	0,320	0,038	54,5	45,5
10.20	1,500	0,060	0,97	0,07	64,5	0,56	0,624	0,040	41,6	0,529	0,044	84,7	15,3	0,876	0,080	58,4	0,439	0,040	50,2	49,8
11.20	1,356	0,005	0,82	0,01	60,4	0,47	0,605	0,007	44,6	0,459	0,034	75,8	24,2	0,751	0,002	55,4	0,360	0,001	47,9	52,1
12.20	1,287	0,060	0,69	0,06	53,5	0,40	0,528	0,050	41,0	0,331	0,005	62,6	37,4	0,759	0,070	59,0	0,358	0,033	47,1	52,9
01.21	1,283	0,020	0,64	0,02	49,6	0,37	0,529	0,020	41,2	0,364	0,031	68,9	31,1	0,754	0,020	58,8	0,272	0,007	36,1	63,9
02.21	1,144	0,070	0,57	0,07	49,7	0,33	0,486	0,050	42,5	0,321	0,014	66,0	34,0	0,658	0,090	57,5	0,248	0,034	37,6	62,4

Продовження табл. 1

Місяць, рік	Підстилка						Листяний шар підстилки							Ферментований шар підстилки						
	Питома маса, кг/м ²	SD, кг/м ²	Питома маса ОР, кг/м ²	SD, кг/м ²	Вміст ОР, %	Вміст С, кг/м ²	Питома маса, кг/м ²	SD, кг/м ²	Відносн а маса, %	Питома маса ОР, кг/м ²	SD, кг/м ²	Вміст ОР, %	Зольніс ть, %	Питома маса, кг/м ²	SD, кг/м ²	Віднос на маса, %	Питом а маса ОР, кг/м ²	SD, кг/м ²	Вміст ОР, %	Зольні сть, %
03.21	1,133	0,055	0,56	0,04	49,8	0,33	0,493	0,010	43,5	0,336	0,033	68,1	31,9	0,640	0,100	56,5	0,229	0,036	35,8	64,2
04.21	1,038	0,007	0,48	0,01	45,8	0,28	0,404	0,003	38,9	0,266	0,007	65,8	34,2	0,634	0,010	61,1	0,209	0,003	33,0	67,0
05.21	0,921	0,012	0,40	0,01	43,7	0,23	0,337	0,020	36,6	0,212	0,002	62,9	37,1	0,584	0,004	63,4	0,190	0,001	32,5	67,5
06.21	0,744	0,003	0,45	0,00	60,1	0,26	0,308	0,002	41,4	0,238	0,013	77,2	22,8	0,436	0,003	58,6	0,209	0,001	48,0	52,0
07.21	0,403	0,007	0,30	0,01	74,2	0,17	0,133	0,007	33,0	0,110	0,002	82,8	17,2	0,270	0,007	67,0	0,189	0,005	70,0	30,0
08.21	0,721	0,035	0,54	0,06	74,5	0,31	0,323	0,060	44,8	0,266	0,006	82,3	17,7	0,398	0,010	55,2	0,272	0,007	68,2	31,8
09.21	0,782	0,125	0,61	0,18	77,5	0,35	0,360	0,050	46,0	0,327	0,049	91,0	9,0	0,422	0,200	54,0	0,278	0,132	65,9	34,1
10.21	0,902	0,120	0,67	0,16	73,8	0,39	0,442	0,040	49,0	0,388	0,046	87,8	12,2	0,460	0,200	51,0	0,278	0,121	60,5	39,5
11.21	0,859	0,020	0,64	0,03	74,4	0,37	0,417	0,020	48,6	0,363	0,035	87,0	13,0	0,442	0,020	51,4	0,276	0,012	62,5	37,5
12.21	0,929	0,060	0,54	0,06	57,7	0,31	0,485	0,050	52,2	0,362	0,017	74,7	25,3	0,444	0,070	47,8	0,173	0,027	39,0	61,0
01.22	0,863	0,045	0,48	0,06	55,4	0,28	0,328	0,070	38,0	0,264	0,037	80,6	19,4	0,535	0,020	62,0	0,214	0,008	40,0	60,0
02.22	0,757	0,007	0,44	0,01	58,3	0,26	0,325	0,007	42,9	0,260	0,056	80,0	20,0	0,432	0,006	57,1	0,181	0,003	42,0	58,0
03.22	0,727	0,055	0,41	0,05	56,0	0,24	0,253	0,010	34,8	0,208	0,006	82,0	18,0	0,474	0,100	65,2	0,199	0,042	42,0	58,0
04.22	0,699	0,065	0,38	0,03	54,7	0,22	0,240	0,030	34,3	0,204	0,008	85,0	15,0	0,459	0,010	65,7	0,178	0,004	38,8	61,2
05.22	0,663	0,012	0,37	0,02	55,2	0,21	0,242	0,020	36,6	0,199	0,026	82,0	18,0	0,420	0,004	63,4	0,167	0,002	39,8	60,2
06.22	0,716	0,025	0,46	0,03	64,7	0,27	0,280	0,020	39,1	0,227	0,016	81,0	19,0	0,436	0,030	60,9	0,236	0,016	54,2	45,8
07.22	0,440	0,007	0,32	0,01	72,9	0,19	0,233	0,007	53,0	0,186	0,016	80,0	20,0	0,207	0,007	47,0	0,135	0,005	65,0	35,0
08.22	0,751	0,035	0,54	0,06	71,5	0,31	0,383	0,060	51,0	0,341	0,006	89,0	11,0	0,368	0,010	49,0	0,196	0,005	53,3	46,7
Канівський природний заповідник																				
09.21	1,190	0,063	0,864	0,148	72,6	0,50	0,655	0,090	55,0	0,529	0,073	80,7	19,3	0,535	0,035	45,0	0,336	0,052	62,7	37,3
10.21	1,815	0,030	1,324	0,119	72,9	0,77	0,896	0,020	49,4	0,769	0,047	85,8	14,2	0,918	0,040	50,6	0,554	0,054	60,4	39,6
11.21	1,822	0,020	1,327	0,146	72,8	0,77	0,902	0,010	49,5	0,736	0,082	81,6	18,4	0,920	0,030	50,5	0,591	0,049	64,2	35,8
12.21	1,818	0,060	1,360	0,151	74,8	0,79	0,866	0,070	47,6	0,720	0,058	83,1	16,9	0,952	0,050	52,4	0,640	0,034	67,2	32,8
06.22	0,713	0,030	0,452	0,200	63,4	0,50	0,239	0,020	33,6	0,183	0,035	76,4	23,6	0,474	0,040	66,4	0,269	0,053	56,8	43,2
07.22	0,660	0,020	0,456	0,140	69,1	0,26	0,292	0,010	44,3	0,220	0,038	75,4	24,6	0,368	0,030	55,7	0,236	0,049	64,1	35,9
08.22	0,601	0,040	0,423	0,195	70,4	0,26	0,279	0,030	46,3	0,221	0,055	79,5	20,5	0,323	0,050	53,7	0,202	0,041	62,5	37,5
09.22	0,880	0,015	0,613	0,094	69,7	0,25	0,374	0,020	42,6	0,306	0,036	81,9	18,1	0,505	0,010	57,4	0,306	0,044	60,6	39,4

Продовження табл. 1

Місяць, рік	Підстилка						Листяний шар підстилки							Ферментований шар підстилки						
	Питома маса, кг/м ²	SD, кг/м ²	Питома маса ОР, кг/м ²	SD, кг/м ²	Вміст ОР, %	Вміст С, кг/м ²	Питома маса, кг/м ²	SD, кг/м ²	Відносн а маса, %	Питома маса ОР, кг/м ²	SD, кг/м ²	Вміст ОР, %	Зольніс ть, %	Питома маса, кг/м ²	SD, кг/м ²	Віднос на маса, %	Питом а маса ОР, кг/м ²	SD, кг/м ²	Вміст ОР, %	Зольні сть, %
10.22	1,201	0,020	0,885	0,147	73,7	0,36	0,609	0,030	50,7	0,534	0,036	87,7	12,3	0,592	0,010	49,3	0,351	0,040	59,3	40,7
11.22	1,620	0,015	1,193	0,110	73,6	0,51	0,721	0,020	44,5	0,620	0,036	85,9	14,1	0,899	0,010	55,5	0,573	0,064	63,8	36,2
12.22	1,587	0,030	1,131	0,119	71,3	0,69	0,686	0,020	43,2	0,580	0,037	84,6	15,4	0,901	0,040	56,8	0,551	0,044	61,1	38,9
01.23	1,453	0,057	1,015	0,123	69,9	0,66	0,641	0,090	44,1	0,526	0,079	82,0	18,0	0,812	0,024	55,9	0,489	0,045	60,3	39,7
02.23	1,232	0,030	0,758	0,189	61,6	0,59	0,505	0,040	41,0	0,364	0,049	72,0	28,0	0,727	0,020	59,0	0,395	0,031	54,3	45,7
03.23	1,244	0,030	0,626	0,163	50,3	0,44	0,413	0,020	33,2	0,277	0,033	67,0	33,0	0,831	0,040	66,8	0,349	0,037	42,0	58,0
04.23	1,283	0,025	0,753	0,154	58,7	0,36	0,403	0,030	31,4	0,282	0,031	70,1	29,9	0,880	0,020	68,6	0,471	0,021	53,5	46,5
05.23	1,169	0,030	0,774	0,105	66,2	0,44	0,312	0,040	26,7	0,227	0,039	72,9	27,1	0,857	0,020	73,3	0,546	0,033	63,7	36,3
06.23	0,770	0,020	0,462	0,123	60,0	0,45	0,315	0,010	40,9	0,219	0,069	69,4	30,6	0,455	0,030	59,1	0,243	0,056	53,5	46,5
07.23	0,794	0,020	0,575	0,147	72,4	0,27	0,333	0,030	42,0	0,266	0,044	79,8	20,2	0,460	0,010	58,0	0,309	0,017	67,1	32,9
08.23	1,027	0,045	0,735	0,117	71,6	0,33	0,577	0,050	56,2	0,460	0,050	79,7	20,3	0,450	0,040	43,8	0,275	0,054	61,2	38,8

Примітки: SD – стандартне відхилення; ОР – органічна речовина;

Таблиця 2

**Маса (кг/м²) структурних компонентів лісової підстилки грабових дібров
НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника**

Дата	Листя	SD	Гілки	SD	Плоди	SD	Кора	SD	Труха	SD
НПП «Голосіївський»										
Листяний шар										
06.21	0,05	0,030	0,094	0,001	0,0004	0,0002	0,062	0,010	0,106	0,003
07.21	0,02	0,005	0,034	0,006	0,0006	0,0006	0,024	0,010	0,050	0,007
08.21	0,10	0,003	0,090	0,004	0,0011	0,0010	0,002	0,001	0,130	0,060
09.21	0,18	0,020	0,063	0,020	0,0013	0,0010	-	-	0,111	0,050
10.21	0,30	0,020	0,050	0,008	0,0067	0,0020	-	-	0,087	0,040
11.21	0,29	0,030	0,038	0,010	0,0145	0,0050	-	-	0,072	0,010
12.21	0,31	0,030	0,072	0,004	0,0074	0,0040	-	-	0,098	0,028
01.22	0,20	0,020	0,048	0,017	0,016	0,0010	-	-	0,066	0,009
02.22	0,08	0,010	0,086	0,005	0,0131	0,0050	0,036	0,010	0,106	0,009
03.22	0,09	0,010	0,049	0,010	0,0024	0,0010	0,004	0,001	0,110	0,024
04.22	0,08	0,010	0,029	0,008	0,0018	0,0006	0,005	0,001	0,124	0,012
05.22	0,06	0,010	0,040	0,005	0,0021	0,0004	0,021	0,010	0,117	0,024
Ферментований шар										
06.21	0,007	0,004	0,044	0,010	0,0004	0,0001	0,042	0,003	0,342	0,020
07.21	0,020	0,004	0,074	0,010	0,0005	0,0003	0,028	0,007	0,148	0,030
08.21	0,050	0,004	0,070	0,020	0,0004	0,0001	0,004	0,000	0,274	0,030
09.21	0,008	0,010	0,042	0,020	0,0002	0,0002	0,006	0,001	0,366	0,040
10.21	0,022	0,007	0,104	0,020	0,0015	0,001	-	-	0,332	0,040
11.21	0,038	0,010	0,054	0,020	0,0036	0,001	-	-	0,346	0,020
12.21	0,054	0,010	0,036	0,010	0,0023	0,001	-	-	0,352	0,030
01.22	0,049	0,006	0,080	0,010	0,0200	0,002	0,004	0,001	0,382	0,020
02.22	0,019	0,010	0,020	0,008	0,0150	0,002	0,001	0,001	0,380	0,020
03.22	0,021	0,005	0,027	0,005	0,0070	0,001	0,005	0,000	0,415	0,040
04.22	0,020	0,006	0,025	0,010	0,0059	0,001	0,025	0,001	0,384	0,020
05.22	0,024	0,004	0,027	0,010	0,0010	0,0006	0,007	0,005	0,360	0,020
Дата	Листя	SD	Гілки	SD	Плоди	SD	Кора	SD	Труха	SD
Канівський природний заповідник										
Листяний шар										
09.21	0,308	0,050	0,024	0,005	0,183	0,005	0,0015	0,0006	0,140	0,020
10.21	0,409	0,060	0,031	0,008	0,281	0,008	0,0021	0,0005	0,177	0,010
11.21	0,502	0,030	0,054	0,004	0,197	0,012	0,0048	0,0002	0,163	0,020
12.21	0,493	0,040	0,004	0,001	0,138	0,009	0,0056	0,0004	0,225	0,030
06.22	0,024	0,008	0,082	0,006	0,005	0,001	0,0320	0,0064	0,096	0,020
07.22	0,038	0,005	0,096	0,008	0,002	0,001	0,0320	0,0025	0,124	0,012
08.22	0,066	0,011	0,106	0,005	0,004	0,000	0,0186	0,0050	0,084	0,025
09.22	0,124	0,009	0,104	0,011	0,010	0,001	0,0220	0,0050	0,114	0,010
10.22	0,241	0,023	0,126	0,012	0,023	0,003	0,0263	0,0094	0,192	0,010
11.22	0,290	0,031	0,122	0,028	0,017	0,001	0,0160	0,0101	0,186	0,010
12.22	0,320	0,023	0,138	0,010	0,022	0,002	0,0081	0,0012	0,198	0,020
01.23	0,307	0,033	0,141	0,042	0,021	0,007	0,0045	0,0017	0,168	0,013
02.23	0,215	0,017	0,116	0,011	0,019	0,002	0,0015	0,0003	0,154	0,033
03.23	0,112	0,021	0,124	0,017	0,010	0,004	0,0048	0,0014	0,162	0,021

Продовження табл. 2

04.23	0,108	0,030	0,100	0,009	0,009	0,002	0,0120	0,0061	0,198	0,025
05.23	0,058	0,031	0,082	0,025	0,008	0,002	0,0140	0,0050	0,150	0,029
06.23	0,032	0,010	0,108	0,020	0,007	0,002	0,0421	0,0025	0,126	0,020
07.23	0,043	0,010	0,102	0,010	0,010	0,005	0,0365	0,0034	0,141	0,010
08.23	0,300	0,050	0,078	0,010	0,020	0,002	0,0048	0,0003	0,174	0,020
Ферментований шар										
09.21	0,016	0,0015	0,002	0,001	0,070	0,010	0,013	0,002	0,434	0,080
10.21	0,070	0,0028	0,024	0,005	0,070	0,010	0,010	0,002	0,500	0,060
11.21	0,072	0,0081	0,030	0,003	0,090	0,020	0,009	0,002	0,600	0,050
12.21	0,063	0,0042	0,005	0,001	0,120	0,050	0,015	0,001	0,748	0,050
06.22	0,008	0,001	0,072	0,009	0,026	0,005	0,022	0,006	0,346	0,033
07.22	0,006	0,001	0,068	0,005	0,019	0,003	0,034	0,002	0,240	0,035
08.22	0,009	0,004	0,056	0,022	0,016	0,004	0,018	0,005	0,224	0,045
09.22	0,016	0,005	0,064	0,030	0,023	0,001	0,046	0,013	0,356	0,027
10.22	0,018	0,001	0,032	0,005	0,060	0,002	0,008	0,004	0,474	0,032
11.22	0,052	0,010	0,102	0,005	0,051	0,007	0,042	0,015	0,652	0,031
12.22	0,072	0,009	0,136	0,034	0,037	0,007	0,006	0,003	0,650	0,061
01.23	0,056	0,018	0,104	0,028	0,039	0,008	0,007	0,002	0,606	0,128
02.23	0,030	0,007	0,076	0,048	0,037	0,002	0,004	0,004	0,580	0,041
03.23	0,018	0,009	0,053	0,024	0,020	0,003	0,006	0,000	0,733	0,037
04.23	0,020	0,006	0,090	0,012	0,020	0,001	0,026	0,006	0,726	0,014
05.23	0,003	0,001	0,118	0,003	0,023	0,003	0,011	0,001	0,702	0,011
06.23	0,008	0,000	0,069	0,010	0,025	0,003	0,021	0,002	0,332	0,030
07.23	0,008	0,001	0,085	0,020	0,024	0,002	0,043	0,004	0,300	0,020
08.23	0,013	0,002	0,078	0,020	0,022	0,002	0,025	0,002	0,312	0,030

Примітки: SD – стандартне відхилення; «-» – компонент у зразках не виявлено.

ДОДАТОК В

Таблиця 1

Концентрація важких металів у фітомасі листя грабу в умовах лісових екосистем НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

	Cu		Cd		Pb		Ni		Cr		Zn	
	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
НПП «Голосіївський»												
2021												
May	26,80	0,51	0,43	0,06	1,26	0,13	29,63	2,96	0,18	0,10	37,78	7,17
Jun.	23,00	0,85	0,49	0,05	1,61	0,07	31,72	3,69	0,24	0,04	31,10	4,46
Jul.	23,12	0,68	0,33	0,03	1,58	0,06	30,82	3,39	0,92	0,17	29,42	9,41
Aug.	24,43	0,60	0,30	0,05	1,65	0,08	28,83	1,52	0,69	0,20	36,36	6,04
Sept.	25,17	0,94	0,24	0,04	1,67	0,08	26,46	3,27	0,18	0,10	38,10	9,62
Oct.	25,25	0,82	0,28	0,04	1,78	0,06	21,32	2,28	0,18	0,10	46,69	6,07
Канівський природний заповідник												
2021												
May	7,12	0,34	0,17	0,03	0,69	0,12	3,47	0,42	0,59	0,10	23,98	3,77
Jun.	2,82	0,50	0,19	0,02	0,99	0,25	2,55	0,31	0,87	0,10	20,03	3,31
Jul.	3,79	0,58	0,15	0,04	0,95	0,11	2,77	0,17	0,82	0,07	17,04	2,02
Aug.	3,57	0,52	0,02	0,01	1,16	0,12	2,88	0,46	0,96	0,18	18,32	1,90
Sept.	4,46	0,94	0,04	0,01	0,89	0,18	3,18	0,41	0,84	0,25	18,57	2,81
Oct.	6,13	0,41	0,06	0,03	1,10	0,26	3,45	0,39	0,87	0,30	18,06	1,26
2022												
May	6,26	0,24	0,21	0,04	0,74		3,68	0,23	0,98	0,12	24,52	0,35
Jun.	3,41	0,16	0,19	0,04	1,06	0,19	2,99	0,21	1,21	0,09	23,03	0,13
Jul.	4,34	0,12	0,20	0,03	1,11	0,16	3,09	0,15	1,27	0,04	21,18	0,29
Aug.	3,64	0,33	0,08	0,03	1,19	0,13	3,41	0,27	1,17	0,11	20,63	0,99
Sept.	3,94	0,63	0,08	0,03	0,99	0,17	3,69	0,69	1,25	0,10	21,01	0,71
Oct.	4,58	0,64	0,07	0,04	1,08	0,19	3,67	0,37	1,25	0,04	19,31	0,75

Таблиця 2

Таксаційний опис модельних лісових екосистем НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника та показники їхньої біологічної продуктивності (за [110])

Квартал/ виділ	Площа, га	Хар-ка деревос- тану	Ярус	Елемент лісу	Вік, роки	Висота, м	Діаметр, см	Клас бонітету	Тип лісу	Повнота	Запас деревини , м ³ /га	Запаси фітомаси головної деревної породи, т/га				Річний приріст фітомаси, т/га
												Стовбур з корою	Гілки	Листя	Коріння	
НПП «Голосіївський»																
26/9	0,8	10ГЗ	1	ГЗ	70	25	28	I	Д2ГД (свіжа грабова діброва)	0,70	320	282,1	45,5	9,3	98,4	2,76
Канівський природний заповідник																
15/2	7,0	10ГЗ	1	ГЗ	100	25	28	II	Д1ГД (суха грабова діброва)	0,70	300	259,7	45,2	7,9	88,6	1,06

Таблиця 3

Запаси важких металів у деревині грабу екосистем грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Запаси фітомаси головної породи, т/га		Запас хімічного елементу, г/га											
		Cu	SD	Cd	SD	Pb	SD	Ni	SD	Cr	SD	Zn	SD
НПП «Голосіївський»													
Стовбур	282,1	652,9	129,8	18,51	1,05	1050,7	90,8	741,3	76,4	223,5	46,7	1561,2	255,5
Гілки	45,5	105,3	20,9	2,99	0,17	169,5	14,7	119,6	12,3	36,0	7,5	251,8	41,2
Коріння	98,4	227,7	45,3	6,46	0,37	366,5	31,7	258,6	26,6	77,9	16,3	544,6	89,1
Разом	426,0	986,0	196,0	27,96	1,59	1586,7	137,2	1119,5	115,3	337,4	70,6	2357,5	385,8
Річний приріст фітомаси, т/га	2,76	6,4	1,3	0,18	0,01	10,3	0,9	7,3	0,7	2,2	0,5	15,3	2,5
Канівський природний заповідник													
Стовбур	259,7	316,6	77,0	6,70	1,42	432,3	10,2	229,2	16,0	36,4	12,3	658,0	147,6
Гілки	45,2	55,1	13,4	1,17	0,25	75,2	1,8	39,9	2,8	6,3	2,1	114,5	25,7
Коріння	88,6	108,0	26,3	2,29	0,48	147,5	3,5	78,2	5,5	12,4	4,2	224,5	50,4
Разом	393,5	479,7	116,7	10,15	2,15	655,0	15,4	347,2	24,3	55,2	18,6	997,0	223,6
Річний приріст фітомаси, т/га	1,06	1,3	0,3	0,03	0,01	1,8	0,04	0,9	0,1	0,1	0,01	2,7	0,6

ДОДАТОК Г

Таблиця 1

Концентрація важких металів (мг/кг) у лісовій підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Місяць/рік	Cu	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Zn	SD	Cr	SD
НПП «Голосіївський»												
09.18	16,8	1,7	6,28	2,40	0,31	0,04	3,15	0,65	47,2	6,8	1,51	0,61
10.18	18,7	1,6	8,65	2,37	0,31	0,05	3,51	0,57	72,0	10,6	1,94	0,55
11.18	24,2	2,6	17,64	1,54	0,31	0,02	4,41	0,46	96,5	13,1	3,16	0,41
12.18	18,4	2,1	12,10	1,43	0,39	0,05	6,69	0,75	62,6	6,7	3,66	0,49
01.19	15,0	1,9	11,16	1,46	0,41	0,06	7,09	0,62	64,2	5,4	3,79	0,64
02.19	13,7	2,5	11,42	1,45	0,43	0,03	6,70	0,74	61,0	8,1	4,56	0,52
03.19	11,0	1,0	11,00	1,53	0,41	0,04	6,34	0,68	59,6	6,9	5,51	0,51
04.19	13,9	3,6	10,47	1,27	0,48	0,06	6,54	0,50	59,5	7,0	5,42	0,58
05.19	13,7	3,1	8,82	1,35	0,51	0,05	7,77	0,60	55,3	5,1	5,05	0,73
06.19	13,5	5,2	6,36	2,06	0,45	0,03	8,04	1,22	35,1	4,6	2,34	1,14
07.19	13,1	1,3	5,65	1,59	0,34	0,06	6,50	0,88	48,8	5,3	2,15	0,61
08.19	16,7	2,0	7,60	1,22	0,34	0,03	4,65	0,78	61,5	4,9	2,47	0,71
09.19	22,6	3,1	9,07	0,52	0,36	0,06	4,39	0,59	89,1	3,1	2,62	0,65
10.19	24,8	2,4	9,63	0,99	0,31	0,04	4,72	0,71	92,9	7,0	2,67	0,31
09.20	21,0	3,6	7,46	2,07	0,29	0,04	5,88	0,62	58,4	4,4	2,38	0,47
10.20	22,9	2,4	11,82	0,68	0,28	0,03	5,52	0,49	78,8	4,3	2,83	0,61
11.20	24,0	2,8	15,70	1,12	0,32	0,04	6,54	0,35	95,0	5,3	3,36	0,34
12.20	17,8	1,8	12,54	0,93	0,33	0,03	7,96	0,54	69,8	5,1	3,44	0,31
01.21	14,0	1,8	12,79	0,50	0,36	0,03	8,40	0,41	55,4	9,2	5,41	0,42
02.21	11,0	2,0	12,88	1,25	0,37	0,03	8,92	0,39	56,0	8,1	5,64	0,44
03.21	9,1	1,7	12,38	1,43	0,37	0,04	9,19	0,43	51,8	8,7	5,46	0,49
04.21	10,8	3,5	13,42	1,01	0,40	0,04	10,22	0,38	52,6	8,5	5,94	0,50
05.21	10,6	1,5	12,87	1,70	0,42	0,04	10,56	0,53	56,6	5,1	5,92	0,67

Продовження табл. 1

Місяць/рік	Cu	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Zn	SD	Cr	SD
06.21	9,2	2,4	8,66	2,37	0,38	0,05	9,39	0,42	45,5	4,3	3,75	0,61
07.21	8,8	0,7	6,29	4,37	0,23	0,11	6,58	1,00	27,7	2,0	1,86	1,23
08.21	8,3	1,1	8,15	1,27	0,26	0,03	5,43	0,76	47,5	3,9	2,68	0,64
09.21	20,8	2,5	7,52	2,20	0,28	0,04	4,20	0,73	55,2	3,1	2,44	0,75
10.21	23,7	4,2	9,67	1,51	0,18	0,04	4,02	0,53	79,5	4,0	2,62	0,44
11.21	17,4	2,9	12,46	0,69	0,17	0,04	4,85	0,50	64,6	7,3	3,29	0,55
12.21	12,7	2,7	15,12	1,32	0,24	0,04	7,82	0,57	62,2	4,7	4,01	0,75
01.22	13,6	3,2	11,80	1,25	0,28	0,03	9,45	0,82	46,7	5,1	5,93	0,59
Концентрація у листяному шарі підстилки												
09.18	10,7	1,9	4,66	0,48	0,31	0,06	1,78	0,40	47,7	7,1	0,97	0,20
10.18	15,3	1,9	6,77	0,26	0,28	0,03	2,27	0,26	67,1	12,5	1,23	0,30
11.18	27,1	4,4	20,56	2,04	0,26	0,03	4,20	0,60	98,2	11,9	2,95	0,36
12.18	21,1	2,5	12,50	1,22	0,35	0,02	4,61	0,58	60,9	3,7	3,29	0,25
01.19	17,0	4,3	10,92	1,95	0,39	0,02	5,78	0,52	64,8	13,1	3,70	0,38
02.19	14,4	1,7	9,27	1,41	0,38	0,02	5,01	0,96	58,5	5,6	3,94	0,29
03.19	9,8	1,0	10,63	2,21	0,39	0,02	5,52	0,64	59,7	5,5	3,85	0,29
04.19	13,6	1,9	9,01	1,31	0,43	0,01	5,02	0,97	57,0	14,0	3,27	0,47
05.19	13,5	2,1	8,42	1,06	0,51	0,03	6,17	0,32	59,9	12,1	2,84	0,28
06.19	13,0	2,3	3,72	1,26	0,42	0,03	6,83	0,89	40,0	5,7	2,54	0,11
07.19	10,5	1,7	4,55	1,24	0,31	0,03	5,32	0,86	48,1	6,4	1,88	0,17
08.19	17,5	2,8	6,45	1,34	0,36	0,03	2,23	0,52	59,1	7,3	1,55	0,14
09.19	18,1	0,4	6,49	1,63	0,33	0,04	2,97	0,78	86,5	2,0	1,29	0,28
10.19	23,9	0,8	9,55	1,95	0,25	0,01	4,59	0,51	96,2	9,9	1,84	0,31
09.20	11,9	0,6	6,55	1,36	0,27	0,03	2,91	0,84	57,1	1,7	1,14	0,22
10.20	18,4	1,1	14,10	0,94	0,26	0,02	2,77	0,39	86,8	12,2	1,34	0,37
11.20	28,2	1,3	18,83	1,18	0,31	0,02	3,89	0,89	98,0	4,6	2,03	0,22
12.20	18,3	4,0	11,86	1,18	0,34	0,02	5,79	0,90	40,5	17,3	2,45	0,40
01.21	17,8	2,6	12,45	1,31	0,37	0,05	5,89	0,80	60,4	2,7	4,03	0,33
02.21	10,5	3,6	10,62	1,32	0,36	0,03	6,31	0,65	54,1	12,2	3,34	0,26
03.21	9,3	3,4	11,09	1,99	0,37	0,03	6,58	0,71	56,0	14,9	3,43	0,49

Продовження табл. 1

Місяць/рік	Cu	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Zn	SD	Cr	SD
04.21	10,7	0,6	11,37	1,54	0,39	0,04	7,08	0,71	49,2	11,3	3,79	0,51
05.21	10,4	4,8	11,20	1,33	0,43	0,03	7,01	0,81	60,2	11,3	3,56	0,53
06.21	6,7	2,8	6,99	1,58	0,34	0,02	5,75	1,48	40,9	14,3	2,16	0,48
07.21	7,0	1,8	6,99	1,23	0,25	0,02	3,94	0,62	31,1	3,3	1,93	0,28
08.21	9,0	1,8	7,84	1,13	0,29	0,02	3,61	0,52	44,8	2,6	1,77	0,22
09.21	14,1	1,2	5,94	1,03	0,29	0,03	2,41	0,11	52,0	1,1	0,70	0,25
10.21	25,3	1,7	8,50	1,10	0,21	0,01	3,69	0,62	89,4	9,5	1,19	0,26
11.21	21,2	1,8	13,06	1,32	0,14	0,01	4,22	0,45	60,7	8,8	1,81	0,57
12.21	14,4	4,0	15,96	1,91	0,16	0,01	6,25	0,61	57,9	4,6	2,85	0,23
01.22	9,3	2,9	9,44	1,35	0,25	0,02	6,00	0,63	48,5	1,9	3,52	0,21
Концентрація у ферментованому шарі підстилки												
09.18	28,4	2,7	9,32	1,16	0,31	0,03	7,30	0,55	46,1	0,6	2,53	0,31
10.18	25,0	2,2	12,12	1,33	0,35	0,02	7,76	0,47	81,1	0,7	3,28	0,17
11.18	19,2	2,5	12,52	1,86	0,40	0,03	7,94	0,61	93,6	0,3	3,51	0,93
12.18	15,9	2,6	11,72	1,22	0,43	0,03	8,18	0,78	64,1	1,1	4,00	0,17
01.19	13,3	1,8	11,39	1,09	0,43	0,03	7,79	0,54	63,6	0,4	3,87	0,16
02.19	13,0	1,6	13,47	1,27	0,47	0,03	8,07	0,35	63,5	0,7	5,14	0,29
03.19	12,2	1,3	11,38	2,09	0,43	0,03	7,55	0,59	59,5	0,8	7,27	0,21
04.19	14,3	0,9	11,91	1,16	0,53	0,02	7,95	0,59	62,0	0,7	7,53	0,24
05.19	13,9	1,5	9,21	1,21	0,50	0,03	9,26	0,85	50,8	0,7	7,22	0,23
06.19	14,1	4,0	9,24	1,34	0,49	0,02	9,97	0,89	29,8	1,3	2,13	0,78
07.19	15,5	2,0	6,70	1,17	0,37	0,02	7,37	0,84	49,5	0,8	2,40	0,33
08.19	15,9	0,9	8,80	1,19	0,33	0,01	7,27	0,52	64,0	0,8	3,42	0,47
09.19	28,2	2,2	12,27	1,33	0,39	0,02	6,87	0,74	92,3	0,5	4,26	0,63
10.19	26,2	1,4	9,77	1,20	0,41	0,02	7,57	0,83	87,7	0,5	3,97	0,68
09.20	27,2	2,4	8,10	1,27	0,30	0,04	7,06	0,56	59,3	0,6	3,24	0,18
10.20	26,2	1,5	10,20	1,09	0,29	0,03	6,68	0,84	73,1	0,1	3,90	0,25
11.20	20,7	2,2	13,19	1,12	0,33	0,02	7,92	0,32	92,6	0,6	4,43	0,66
12.20	17,4	1,8	13,01	1,20	0,33	0,02	7,72	0,70	90,2	0,9	4,13	0,08
01.21	11,3	2,8	13,02	1,31	0,36	0,03	8,41	0,31	51,9	1,2	6,37	0,47
02.21	11,3	0,6	14,55	1,40	0,39	0,03	9,20	0,48	57,5	2,2	7,34	0,87

Продовження табл. 1

Місяць/рік	Cu	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Zn	SD	Cr	SD
03.21	9,0	2,7	13,37	2,01	0,37	0,04	9,69	0,60	48,6	1,7	7,03	0,25
04.21	10,9	0,8	14,73	1,39	0,40	0,04	9,64	0,63	54,8	1,3	7,30	0,93
05.21	10,8	1,5	13,83	1,30	0,42	0,04	9,65	0,92	54,5	3,7	7,28	0,16
06.21	11,0	2,2	9,84	1,41	0,41	0,03	10,27	1,02	48,7	1,8	4,86	0,51
07.21	9,8	0,8	5,94	1,04	0,22	0,03	5,89	0,49	26,0	0,1	1,84	0,09
08.21	7,7	0,7	8,40	1,13	0,24	0,02	6,22	0,42	49,7	0,3	3,43	0,51
09.21	26,5	1,6	8,87	1,69	0,26	0,03	5,38	0,57	58,0	3,9	3,92	1,00
10.21	22,1	1,0	10,80	1,28	0,15	0,04	4,19	0,64	70,0	2,3	4,01	0,20
11.21	13,8	0,8	11,89	1,30	0,20	0,02	5,21	0,48	68,3	0,1	4,69	0,42
12.21	10,9	1,1	14,21	1,45	0,33	0,04	10,12	1,44	66,9	3,7	5,28	0,34
01.22	16,2	1,4	13,24	1,47	0,29	0,02	9,24	1,46	45,6	2,5	7,40	0,41
Канівський природний заповідник												
09.21	3,38	0,19	2,13	0,43	0,13	0,03	1,69	0,33	19,9	3,0	1,19	0,61
10.21	4,29	0,15	2,86	0,38	0,13	0,02	2,40	0,22	28,9	2,9	2,38	0,27
11.21	3,48	0,30	3,24	0,27	0,12	0,02	2,43	0,26	17,0	4,0	2,63	0,50
12.21	2,67	0,14	2,57	0,20	0,15	0,01	2,42	0,21	15,1	2,5	2,81	0,43
06.22	2,37	0,15	1,94	0,44	0,24	0,05	3,91	0,54	6,45	1,73	2,14	0,48
07.22	2,78	0,07	1,49	0,71	0,21	0,04	4,00	0,69	5,27	0,61	1,40	0,75
08.22	3,78	0,09	1,31	0,25	0,17	0,06	2,70	0,68	11,11	3,26	1,74	0,69
09.22	4,07	0,19	1,69	0,25	0,16	0,04	2,12	0,48	20,72	3,36	1,74	0,80
10.22	3,01	0,29	2,05	0,44	0,13	0,02	2,23	0,32	23,75	2,47	2,14	0,48
11.22	2,86	0,29	3,23	0,36	0,15	0,02	2,25	0,18	15,86	2,03	2,71	0,65
12.22	2,41	0,00	2,93	0,45	0,15	0,02	2,28	0,30	15,52	1,90	3,11	0,39
01.23	2,00	0,00	2,55	0,44	0,17	0,02	2,40	0,37	14,10	1,91	4,09	0,22
02.23	1,68	0,00	2,61	0,42	0,20	0,02	2,78	0,33	14,51	1,50	5,17	0,40
03.23	1,62	0,15	2,73	0,36	0,21	0,02	2,89	0,26	15,90	1,52	5,75	0,53
04.23	1,86	0,12	2,80	0,47	0,21	0,02	2,79	0,23	15,18	1,50	5,33	0,46
05.23	1,51	0,03	2,37	0,38	0,22	0,03	2,96	0,38	12,56	1,63	3,36	0,52
06.23	2,36	0,26	1,85	0,46	0,21	0,03	3,75	0,57	10,26	2,95	2,57	0,52
07.23	2,61	0,43	1,38	0,51	0,15	0,03	2,72	0,47	4,98	2,04	1,57	0,61
08.23	3,54	0,27	1,29	0,26	0,12	0,03	2,06	0,56	10,40	2,25	1,57	0,59

Продовження табл. 1

Місяць/рік	Cu	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Zn	SD	Cr	SD
Концентрація у листяному шарі підстилки												
09.21	2,25	0,32	0,94	0,28	0,10	0,02	0,69	0,25	13,1	1,4	0,80	0,22
10.21	2,61	0,52	1,45	0,25	0,08	0,02	0,76	0,26	15,7	3,2	1,26	0,51
11.21	3,68	0,27	3,66	0,35	0,10	0,02	1,29	0,24	10,5	2,5	2,44	0,57
12.21	3,21	0,24	1,97	0,27	0,11	0,02	1,35	0,21	10,5	2,8	2,59	0,18
01.22	3,06	0,28	2,11	0,10	0,19	0,01	2,19	0,25	8,9	1,3	3,45	0,24
02.22	1,73	0,23	1,80	0,11	0,20	0,01	1,94	0,14	9,1	1,0	3,21	0,34
03.22	0,84	0,13	1,71	0,13	0,19	0,01	2,01	0,10	10,3	1,1	2,64	0,29
04.22	1,41	0,12	1,22	0,13	0,15	0,02	1,89	0,29	8,3	1,8	1,74	0,27
05.22	1,25	0,10	0,78	0,09	0,12	0,01	1,77	0,20	6,6	1,0	1,71	0,19
06.22	1,09	0,16	0,90	0,11	0,12	0,01	2,33	0,16	3,9	0,7	1,35	0,00
07.22	1,31	0,14	0,52	0,14	0,09	0,02	2,75	0,17	3,5	0,5	1,49	0,33
08.22	1,26	0,10	0,56	0,08	0,14	0,01	1,07	0,26	6,0	0,2	1,28	0,19
09.22	1,56	0,25	1,09	0,10	0,15	0,02	1,33	0,19	10,3	0,9	0,77	0,41
10.22	2,18	0,38	1,23	0,29	0,09	0,00	1,41	0,21	14,3	3,1	0,69	0,28
11.22	3,58	0,44	3,63	0,26	0,10	0,01	1,64	0,25	8,3	1,7	1,28	0,38
12.22	2,87	0,23	2,18	0,21	0,11	0,01	1,41	0,26	7,7	1,4	1,38	0,20
01.23	1,91	0,15	1,30	0,20	0,14	0,02	1,33	0,27	6,2	1,0	1,73	0,17
02.23	1,74	0,12	1,62	0,18	0,18	0,01	1,46	0,21	7,1	1,3	3,25	0,24
03.23	1,95	0,13	1,68	0,10	0,18	0,01	1,75	0,24	6,8	1,6	3,91	0,76
04.23	2,06	0,11	1,29	0,21	0,17	0,01	1,66	0,22	7,2	0,5	3,01	0,57
05.23	1,62	0,11	1,11	0,21	0,16	0,01	1,90	0,26	4,7	0,5	2,47	0,80
06.23	1,54	0,32	1,22	0,19	0,15	0,02	2,22	0,29	3,9	1,6	2,14	0,72
07.23	1,67	0,20	0,63	0,05	0,10	0,01	1,65	0,24	2,1	0,2	1,31	0,68
08.23	1,90	0,14	0,63	0,07	0,11	0,01	1,40	0,25	6,4	1,0	1,11	0,28
Концентрація у ферментованому шарі підстилки												
09.21	4,77	0,39	3,58	0,17	0,16	0,03	2,90	0,22	28,2	2,5	1,66	0,09
10.21	4,79	0,98	3,49	0,59	0,14	0,02	3,37	0,22	34,2	1,6	2,84	0,37
11.21	3,29	0,38	2,83	0,56	0,15	0,01	3,56	0,15	23,3	5,0	2,81	0,43
12.21	2,19	0,21	3,11	0,22	0,18	0,01	3,39	0,28	19,4	4,8	3,01	0,66
01.22	1,71	0,10	3,56	0,22	0,22	0,02	3,16	0,20	19,6	2,4	5,94	0,41
02.22	1,20	0,12	3,59	0,21	0,22	0,00	3,11	0,20	18,6	3,3	6,57	0,51

Продовження табл. 1

Місяць/рік	Cu	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Zn	SD	Cr	SD
03.22	1,03	0,10	3,31	0,31	0,22	0,01	3,21	0,21	19,2	3,0	5,64	0,53
04.22	1,11	0,12	3,16	0,30	0,24	0,00	3,71	0,22	16,6	3,0	5,88	0,69
05.22	1,06	0,10	2,28	0,21	0,28	0,01	4,28	0,20	14,0	2,0	5,72	0,55
06.22	3,02	0,20	2,46	0,25	0,31	0,01	4,71	0,39	7,7	2,3	2,54	0,63
07.22	3,95	0,31	2,26	0,31	0,30	0,03	5,00	0,34	6,7	0,7	1,33	0,49
08.22	5,96	0,70	1,95	0,12	0,20	0,02	4,10	0,18	15,5	0,8	2,13	0,39
09.22	5,92	0,51	2,14	0,16	0,17	0,01	2,71	0,17	28,4	1,3	2,45	0,52
10.22	3,86	0,56	2,89	0,59	0,18	0,03	3,07	0,28	33,5	3,6	3,62	0,43
11.22	2,28	0,17	2,90	0,44	0,18	0,01	2,74	0,27	21,9	0,9	3,85	0,42
12.22	2,06	0,17	3,50	0,28	0,18	0,01	2,94	0,31	21,4	4,2	4,42	0,47
01.23	2,07	0,18	3,54	0,24	0,19	0,02	3,24	0,24	20,3	4,0	5,95	0,47
02.23	1,65	0,12	3,29	0,30	0,22	0,02	3,69	0,27	19,7	2,3	6,50	0,51
03.23	1,45	0,16	3,25	0,37	0,26	0,02	3,46	0,26	20,4	1,9	6,66	0,38
04.23	1,77	0,12	3,49	0,48	0,27	0,01	3,31	0,26	18,8	2,8	6,39	0,30
05.23	1,47	0,38	2,83	0,13	0,28	0,01	3,35	0,25	15,4	2,9	3,69	0,46
06.23	2,93	0,21	2,28	0,26	0,25	0,02	4,81	0,27	14,7	1,7	2,87	0,38
07.23	3,29	0,67	1,92	0,49	0,18	0,04	3,50	0,31	7,0	3,4	1,76	0,56
08.23	5,65	0,44	2,14	0,27	0,14	0,03	2,91	0,25	15,5	1,7	2,16	0,78

Примітки: SD – стандартне відхилення

Таблиця 2

Запаси важких металів (мг/м²) у лісовій підстилці грабових дібров НПП «Голосіївський» та Канівського природного заповідника

Місяць/рік	Cu	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Zn	SD	Cr	SD
НПП «Голосіївський»												
09.18	10,2	1,0	3,8	1,5	0,19	0,03	1,91	0,40	28,6	4,2	0,92	0,37
10.18	12,9	1,1	6,0	1,6	0,21	0,04	2,42	0,39	49,7	7,3	1,34	0,38
11.18	22,3	2,4	16,2	1,4	0,29	0,02	4,06	0,43	88,8	12,0	2,90	0,37
12.18	16,2	1,8	10,6	1,3	0,34	0,05	5,88	0,66	55,1	5,9	3,22	0,43
01.19	13,4	1,7	9,9	1,3	0,37	0,06	6,31	0,56	57,1	4,8	3,37	0,57
02.19	11,5	2,1	9,6	1,2	0,36	0,02	5,63	0,62	51,3	6,8	3,83	0,44
03.19	8,5	0,8	8,6	1,2	0,32	0,03	4,94	0,53	46,4	5,4	4,29	0,40
04.19	10,3	2,6	7,7	0,9	0,35	0,05	4,81	0,37	43,8	5,1	3,99	0,43
05.19	10,0	2,3	6,4	1,0	0,37	0,04	5,68	0,44	40,4	3,7	3,69	0,53
06.19	7,0	2,7	3,3	1,1	0,23	0,01	4,15	0,63	18,1	2,4	1,21	0,59
07.19	8,8	0,9	3,8	1,1	0,23	0,04	4,36	0,59	32,8	3,6	1,44	0,41
08.19	13,1	1,6	5,9	0,9	0,27	0,02	3,63	0,60	48,0	3,8	1,92	0,55
09.19	19,1	2,6	7,6	0,4	0,30	0,05	3,70	0,50	75,0	2,6	2,20	0,55
10.19	23,6	2,3	9,2	0,9	0,30	0,04	4,50	0,68	88,5	6,7	2,54	0,30
09.20	20,8	3,6	7,4	2,1	0,29	0,04	5,85	0,62	58,1	4,4	2,37	0,47
10.20	34,4	3,6	17,7	1,0	0,42	0,05	8,28	0,73	118,2	6,5	4,25	0,91
11.20	32,6	3,7	21,3	1,5	0,44	0,05	8,87	0,48	128,8	7,2	4,55	0,47
12.20	22,9	2,4	16,1	1,2	0,43	0,04	10,25	0,70	89,9	6,5	4,42	0,40
01.21	17,9	2,4	16,4	0,6	0,46	0,04	10,78	0,53	71,1	11,9	6,93	0,54
02.21	12,6	2,3	14,7	1,4	0,43	0,04	10,21	0,45	64,1	9,2	6,45	0,50
03.21	10,4	1,9	14,0	1,6	0,42	0,04	10,42	0,49	58,7	9,8	6,19	0,56
04.21	11,2	3,6	13,9	1,1	0,42	0,04	10,60	0,39	54,6	8,8	6,16	0,52
05.21	9,8	1,4	11,9	1,6	0,39	0,03	9,72	0,49	52,1	4,7	5,45	0,62
06.21	6,9	1,8	6,4	1,8	0,28	0,03	6,99	0,31	33,8	3,2	2,79	0,45
07.21	3,6	0,3	2,5	1,8	0,09	0,05	2,65	0,40	11,2	0,8	0,75	0,49
08.21	6,0	0,8	5,9	0,9	0,19	0,02	3,91	0,55	34,2	2,8	1,93	0,46
09.21	16,3	2,0	5,9	1,7	0,22	0,03	3,29	0,57	43,2	2,4	1,91	0,59
10.21	21,4	3,8	8,7	1,4	0,16	0,03	3,62	0,48	71,7	3,7	2,37	0,40
11.21	14,9	2,5	10,7	0,6	0,15	0,03	4,17	0,43	55,5	6,3	2,82	0,47

Продовження табл. 1

Місяць/рік	Cu	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Zn	SD	Cr	SD
12.21	11,8	2,5	14,0	1,2	0,22	0,04	7,27	0,53	57,8	4,3	3,73	0,70
01.22	11,7	2,8	10,2	1,1	0,24	0,02	8,15	0,71	40,3	4,4	5,11	0,51
Запаси у листяному шарі підстилки												
09.18	4,2	0,5	1,85	0,12	0,12	0,01	0,37	0,18	18,9	3,1	0,38	0,19
10.18	6,8	0,6	3,04	0,85	0,13	0,01	0,55	0,17	30,1	6,3	0,55	0,19
11.18	15,9	1,5	12,04	1,13	0,15	0,01	1,40	0,12	57,5	9,0	1,73	0,19
12.18	8,9	0,6	5,25	0,57	0,15	0,03	2,12	0,28	25,6	3,6	1,38	0,19
01.19	7,2	0,9	4,64	0,89	0,16	0,04	2,69	0,15	27,5	2,7	1,57	0,29
02.19	5,9	1,4	3,80	0,10	0,15	0,02	2,16	0,26	24,0	4,8	1,62	0,14
03.19	3,9	0,3	4,26	0,64	0,16	0,03	2,09	0,25	23,9	3,1	1,54	0,14
04.19	5,0	2,3	3,29	0,33	0,16	0,03	1,86	0,23	20,8	4,0	1,19	0,17
05.19	4,9	1,7	3,06	0,22	0,18	0,02	2,27	0,22	21,7	2,5	1,03	0,27
06.19	3,5	1,7	1,00	0,22	0,11	0,01	1,69	0,31	10,8	1,2	0,68	0,30
07.19	3,4	0,2	1,49	0,22	0,10	0,02	1,83	0,32	15,8	2,5	0,62	0,22
08.19	7,0	1,2	2,57	0,22	0,14	0,01	0,85	0,16	23,5	2,6	0,62	0,26
09.19	8,4	1,8	3,02	0,22	0,15	0,03	1,12	0,19	40,3	1,6	0,60	0,27
10.19	13,9	1,8	5,56	0,22	0,14	0,02	1,70	0,14	56,0	4,6	1,07	0,18
09.20	4,9	0,2	2,67	0,90	0,11	0,02	1,71	0,21	23,3	1,3	0,47	0,18
10.20	11,5	0,2	8,80	0,19	0,16	0,02	2,43	0,18	54,2	2,5	0,83	0,25
11.20	17,1	2,0	11,39	0,64	0,19	0,02	2,93	0,20	59,3	3,0	1,23	0,14
12.20	9,6	1,0	6,27	0,04	0,18	0,02	4,39	0,32	21,4	1,0	1,29	0,25
01.21	9,4	0,3	6,58	0,31	0,19	0,02	4,44	0,21	32,0	9,4	2,13	0,27
02.21	5,1	0,9	5,16	0,80	0,17	0,02	4,15	0,28	26,3	5,4	1,62	0,37
03.21	4,6	0,2	5,47	0,94	0,18	0,02	4,21	0,30	27,6	7,3	1,69	0,34
04.21	4,3	3,1	4,59	0,80	0,16	0,02	4,49	0,12	19,9	6,4	1,53	0,33
05.21	3,5	0,5	3,77	0,68	0,14	0,02	4,09	0,22	20,3	3,5	1,20	0,28
06.21	2,1	0,8	2,15	0,58	0,11	0,02	2,51	0,14	12,6	1,8	0,67	0,15
07.21	0,9	0,1	0,93	0,80	0,03	0,02	1,06	0,30	4,1	0,4	0,26	0,24
08.21	2,9	0,5	2,53	0,38	0,09	0,01	1,44	0,26	14,5	1,7	0,57	0,17
09.21	5,1	0,3	2,14	0,81	0,11	0,02	1,02	0,17	18,7	1,2	0,25	0,19
10.21	11,2	2,3	3,76	0,45	0,09	0,01	1,70	0,19	39,5	2,3	0,52	0,11

Продовження табл. 1

Місяць/рік	Cu	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Zn	SD	Cr	SD
11.21	8,8	2,2	5,45	0,03	0,06	0,01	1,86	0,15	25,3	5,3	0,75	0,24
12.21	7,0	2,0	7,74	0,02	0,08	0,02	2,77	0,26	28,1	2,7	1,38	0,27
01.22	3,1	1,0	3,10	0,12	0,08	0,01	3,21	0,28	15,9	3,0	1,15	0,27
Запаси у ферментованому шарі підстилки												
09.18	6,0	0,6	1,96	1,34	0,07	0,01	1,54	0,21	9,7	1,0	0,53	0,18
10.18	6,0	0,5	2,93	0,79	0,08	0,02	1,87	0,23	19,6	1,0	0,79	0,18
11.18	6,4	0,8	4,18	0,29	0,13	0,01	2,65	0,31	31,3	3,1	1,17	0,18
12.18	7,3	1,2	5,39	0,69	0,20	0,01	3,76	0,38	29,5	2,2	1,84	0,24
01.19	6,2	0,8	5,30	0,41	0,20	0,02	3,62	0,41	29,6	2,2	1,80	0,28
02.19	5,6	0,7	5,79	1,12	0,20	0,01	3,47	0,36	27,3	2,1	2,21	0,30
03.19	4,6	0,5	4,30	0,55	0,16	0,01	2,86	0,27	22,5	2,2	2,75	0,26
04.19	5,3	0,3	4,42	0,61	0,20	0,01	2,95	0,14	23,0	1,2	2,80	0,26
05.19	5,1	0,5	3,39	0,77	0,19	0,02	3,41	0,22	18,7	1,2	2,66	0,26
06.19	3,5	1,0	2,28	0,84	0,12	0,01	2,46	0,32	7,4	1,2	0,53	0,29
07.19	5,3	0,7	2,31	0,85	0,13	0,02	2,54	0,27	17,0	1,1	0,83	0,19
08.19	6,1	0,4	3,36	0,73	0,12	0,01	2,78	0,45	24,5	1,2	1,31	0,30
09.19	10,6	0,8	4,61	0,22	0,15	0,03	2,58	0,31	34,7	1,1	1,60	0,27
10.19	9,7	0,5	3,61	0,72	0,15	0,02	2,80	0,54	32,5	2,1	1,47	0,11
09.20	16,0	3,4	4,75	1,16	0,18	0,02	4,14	0,41	34,8	3,1	1,90	0,29
10.20	22,9	3,3	8,93	0,83	0,25	0,03	5,85	0,56	64,0	4,0	3,42	0,67
11.20	15,5	1,7	9,90	0,88	0,25	0,03	5,95	0,28	69,5	4,2	3,33	0,33
12.20	13,2	1,4	9,87	1,15	0,25	0,01	5,86	0,38	68,4	5,5	3,13	0,14
01.21	8,5	2,1	9,82	0,33	0,27	0,02	6,34	0,31	39,1	2,4	4,80	0,27
02.21	7,5	1,4	9,58	0,63	0,25	0,02	6,05	0,17	37,8	3,8	4,83	0,13
03.21	5,8	1,7	8,56	0,69	0,23	0,02	6,20	0,19	31,1	2,6	4,50	0,22
04.21	6,9	0,5	9,34	0,25	0,26	0,02	6,11	0,27	34,7	2,4	4,63	0,19
05.21	6,3	0,9	8,08	0,88	0,24	0,01	5,63	0,27	31,8	1,2	4,25	0,34
06.21	4,8	1,0	4,29	1,18	0,18	0,02	4,48	0,17	21,2	1,5	2,12	0,30
07.21	2,6	0,2	1,60	0,96	0,06	0,03	1,59	0,10	7,0	0,4	0,50	0,26
08.21	3,1	0,3	3,34	0,53	0,09	0,01	2,48	0,29	19,8	1,1	1,36	0,29
09.21	11,2	1,7	3,74	0,91	0,11	0,01	2,27	0,40	24,5	1,3	1,66	0,40
10.21	10,2	1,5	4,97	0,91	0,07	0,02	1,93	0,29	32,2	1,3	1,84	0,29

Продовження табл. 1

Місяць/рік	Cu	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Zn	SD	Cr	SD
11.21	6,1	0,3	5,25	0,56	0,09	0,02	2,30	0,27	30,1	1,0	2,07	0,23
12.21	4,8	0,5	6,31	1,20	0,15	0,02	4,49	0,26	29,7	1,7	2,34	0,43
01.22	8,6	1,7	7,09	0,96	0,16	0,01	4,94	0,43	24,4	1,4	3,96	0,24
Канівський природний заповідник												
09.21	4,03	0,23	2,53	0,51	0,15	0,03	2,01	0,40	23,7	3,6	1,41	0,73
10.21	6,74	0,23	4,50	0,59	0,20	0,03	3,77	0,34	45,5	4,6	3,74	0,42
11.21	6,34	0,56	5,90	0,49	0,22	0,03	4,43	0,47	30,9	7,3	4,79	0,91
12.21	4,86	0,25	4,67	0,37	0,27	0,02	4,39	0,39	27,5	4,5	5,11	0,78
06.22	1,69	0,11	1,38	0,32	0,17	0,04	2,79	0,38	4,6	1,2	1,53	0,34
07.22	1,83	0,05	0,98	0,47	0,14	0,03	2,64	0,45	3,5	0,4	0,93	0,49
08.22	2,27	0,05	0,79	0,15	0,10	0,03	1,62	0,41	6,7	2,0	1,04	0,41
09.22	3,58	0,17	1,49	0,22	0,14	0,03	1,87	0,42	18,2	3,0	1,53	0,71
10.22	3,62	0,35	2,46	0,53	0,16	0,03	2,68	0,39	28,5	3,0	2,57	0,58
11.22	4,63	0,47	5,23	0,58	0,24	0,03	3,65	0,30	25,7	3,3	4,38	1,05
12.22	3,83	0,00	4,65	0,71	0,24	0,02	3,62	0,48	24,6	3,0	4,93	0,62
01.23	2,90	0,00	3,70	0,64	0,24	0,03	3,48	0,53	20,5	2,8	5,94	0,32
02.23	2,07	0,00	3,21	0,52	0,25	0,03	3,42	0,40	17,9	1,8	6,36	0,49
03.23	2,01	0,19	3,40	0,45	0,26	0,03	3,60	0,32	19,8	1,9	7,15	0,65
04.23	2,39	0,15	3,59	0,60	0,27	0,03	3,58	0,30	19,5	1,9	6,84	0,59
05.23	1,77	0,04	2,77	0,44	0,26	0,03	3,46	0,45	14,7	1,9	3,93	0,61
06.23	1,82	0,20	1,42	0,36	0,16	0,03	2,89	0,44	7,9	2,3	1,98	0,40
07.23	2,07	0,34	1,09	0,40	0,12	0,02	2,16	0,37	4,0	1,6	1,25	0,48
08.23	3,64	0,28	1,32	0,26	0,13	0,03	2,12	0,57	10,7	2,3	1,61	0,60
Запаси у листяному шарі підстилки												
09.21	1,48	0,02	0,62	0,32	0,07	0,02	0,45	0,13	8,58	1,29	0,53	0,14
10.21	2,34	0,05	1,30	0,23	0,08	0,01	0,68	0,14	14,10	1,15	1,13	0,16
11.21	3,32	0,43	3,30	0,32	0,09	0,02	1,16	0,22	9,43	2,27	2,20	0,51
12.21	2,78	0,06	1,71	0,16	0,10	0,02	1,17	0,21	9,06	1,74	2,24	0,21
06.22	0,26	0,01	0,21	0,13	0,03	0,02	0,56	0,14	0,93	0,16	0,32	0,10
07.22	0,38	0,04	0,15	0,14	0,03	0,01	0,80	0,20	1,02	0,15	0,44	0,24
08.22	0,35	0,03	0,16	0,02	0,04	0,01	0,30	0,15	1,66	0,69	0,36	0,15
09.22	0,58	0,09	0,41	0,14	0,05	0,01	0,50	0,23	3,87	0,32	0,29	0,15

Продовження табл. 1

Місяць/рік	Cu	SD	Ni	SD	Cd	SD	Pb	SD	Zn	SD	Cr	SD
10.22	1,33	0,02	0,75	0,18	0,05	0,01	0,86	0,16	8,70	0,86	0,42	0,14
11.22	2,58	0,32	2,62	0,18	0,08	0,01	1,18	0,14	6,02	0,50	0,92	0,27
12.22	1,97	0,00	1,50	0,26	0,08	0,01	0,97	0,21	5,31	1,02	0,95	0,05
01.23	1,22	0,00	0,83	0,32	0,09	0,02	0,85	0,31	4,00	0,75	1,11	0,08
02.23	0,88	0,00	0,82	0,15	0,09	0,01	0,74	0,20	3,57	0,31	1,64	0,11
03.23	0,80	0,05	0,69	0,14	0,07	0,02	0,72	0,15	2,80	0,27	1,61	0,31
04.23	0,83	0,04	0,52	0,18	0,07	0,01	0,67	0,15	2,89	0,20	1,21	0,23
05.23	0,51	0,03	0,35	0,17	0,05	0,01	0,59	0,20	1,46	0,16	0,77	0,25
06.23	0,48	0,10	0,39	0,16	0,05	0,01	0,70	0,16	1,23	0,50	0,67	0,23
07.23	0,56	0,03	0,21	0,18	0,03	0,00	0,55	0,14	0,71	0,05	0,44	0,23
08.23	1,10	0,08	0,36	0,14	0,06	0,01	0,81	0,30	3,69	0,57	0,64	0,16
Запаси у ферментованому шарі підстилки												
09.21	2,55	0,21	1,91	0,20	0,09	0,02	1,55	0,27	15,07	2,32	0,89	0,58
10.21	4,40	0,18	3,20	0,36	0,13	0,02	3,09	0,20	31,41	3,46	2,61	0,25
11.21	3,03	0,13	2,60	0,17	0,13	0,01	3,27	0,25	21,48	5,04	2,59	0,40
12.21	2,08	0,20	2,96	0,21	0,17	0,01	3,23	0,17	18,44	2,79	2,87	0,58
06.22	1,43	0,10	1,17	0,19	0,15	0,02	2,23	0,24	3,67	1,08	1,20	0,24
07.22	1,45	0,00	0,83	0,33	0,11	0,02	1,84	0,25	2,45	0,25	0,49	0,25
08.22	1,92	0,02	0,63	0,13	0,07	0,02	1,32	0,26	5,02	1,27	0,69	0,26
09.22	2,99	0,08	1,08	0,08	0,09	0,02	1,37	0,19	14,36	2,63	1,24	0,55
10.22	2,29	0,33	1,71	0,35	0,11	0,02	1,82	0,22	19,83	2,11	2,15	0,44
11.22	2,05	0,15	2,61	0,40	0,16	0,02	2,46	0,16	19,67	2,79	3,46	0,77
12.22	1,86	0,00	3,16	0,45	0,16	0,01	2,65	0,27	19,32	2,00	3,99	0,57
01.23	1,68	0,00	2,87	0,32	0,15	0,01	2,63	0,22	16,48	2,01	4,83	0,24
02.23	1,20	0,00	2,39	0,37	0,16	0,01	2,68	0,20	14,31	1,53	4,72	0,39
03.23	1,21	0,14	2,70	0,31	0,19	0,01	2,87	0,17	16,98	1,62	5,53	0,34
04.23	1,56	0,11	3,07	0,42	0,20	0,01	2,91	0,15	16,58	1,73	5,62	0,36
05.23	1,26	0,00	2,43	0,27	0,21	0,02	2,87	0,25	13,22	1,75	3,16	0,36
06.23	1,33	0,10	1,04	0,20	0,11	0,02	2,19	0,28	6,67	1,77	1,31	0,17
07.23	1,52	0,31	0,88	0,22	0,08	0,02	1,61	0,23	3,24	1,57	0,81	0,26
08.23	2,54	0,20	0,96	0,12	0,06	0,01	1,31	0,27	6,99	1,75	0,97	0,44

Примітки: SD – стандартне відхилення