

КОРСУН Світлана Георгіївна
ДОВБАШ Надія Іванівна

**ТРАНСФОРМАЦІЇ В АГРОЦЕНОЗІ
КУКУРУДЗИ
ПІД ВПЛИВОМ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ**

Монографія

Вінниця

2018

*Рекомендовано до друку
вченою радою Національного наукового центру
«Інститут землеробства НААН»
17 травня 2018 р. (протокол № 3)*

Рецензенти:

Н. А. Макаренко – доктор сільськогосподарських наук, професор (Національний університет біоресурсів і природокористування України);

В. В. Іваніна – доктор сільськогосподарських наук, доцент (Інститут біоенергетичних культур і цукрових буряків НААН).

Корсун С. Г., Довбаш Н. І.

К 69 Трансформації в агроценозі кукурудзи під впливом важких металів: монографія. К. : Аграр. наука, 2018. – 192 с.

ISBN 978-617-7710-52-2

Узагальнено наукові результати, практичний досвід, а також сучасні уявлення щодо проблеми подолання наслідків техногенного забруднення землекористувань агроландшафтів важкими металами. За результатами польових і лабораторних досліджень визначено напрям спрямування трансформації фізико-хімічних, агрохімічних та біологічних властивостей сірого лісового легкосуглинкового ґрунту в умовах стабільного забруднення екотопу свинцем, кадмієм і цинком. З'ясовано вплив різноінтенсивного техногенного навантаження на структуру фонду важких металів та особливості розподілу їх за профілем ґрунту, показано вплив забрудненості екотопів на морфологічні показники і продуктивність фотосинтетичного апарату агроценозу кукурудзи на зерно, урожайність, біохімічні та токсикологічні властивості зерна.

Розрахована на керівників агроформувань, землекористувачів, фахівців аграрної галузі та охорони навколишнього природного середовища, науковців, викладачів і студентів вищих навчальних закладів агрономічного профілю.

УДК 631.45:633.1:504.53.062.4

ISBN 978-617-7710-52-2

© С. Г. Корсун, Н. І. Довбаш, 2018

© ННЦ «Інститут землеробства НААН», 2018

ЗМІСТ

ВСТУП	5
РОЗДІЛ 1. СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ЗАБРУДНЕННЯ АГРОЛАНДШАФТІВ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ	8
1.1. Перерозподіл важких металів у агроландшафті під впливом техногенезу.....	8
1.2. Особливості накопичення та впливу важких металів на екосистему ґрунту.....	13
1.3. Особливості біокумуляції важких металів сільськогосподарськими рослинами.....	18
1.4. Фіторе mediaція як ефективний шлях зниження вмісту важких металів в агроекотопах.....	27
РОЗДІЛ 2. УМОВИ ТА МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ	34
2.1. Умови проведення досліджень.....	34
2.2. Методика проведення досліджень.....	38
2.3. Погодні умови в роки проведення досліджень	40
РОЗДІЛ 3. ВПЛИВ ЕКЗОГЕННОГО НАДХОДЖЕННЯ СВИНЦЮ, КАДМІЮ І ЦИНКУ НА ЗМІНУ ВЛАСТИВОСТЕЙ СІРОГО ЛІСОВОГО ҐРУНТУ	47
3.1. Трансформування агрохімічних показників родючості ґрунту під впливом забруднення екотопів свинцем, кадмієм і цинком.....	47
3.2. Зміна біологічної активності ґрунту залежно від забрудненості агроценозів кукурудзи свинцем, кадмієм і цинком.....	55
3.3. Особливості накопичення важких металів сірим лісовим ґрунтом за умови екзогенного надходження свинцю, кадмію і цинку.....	65
РОЗДІЛ 4. ФОРМУВАННЯ ПРОДУКТИВНОСТІ КУКУРУДЗИ НА ЗЕРНО В АГРОЕКОТОПАХ З ЕКЗОГЕННИМ НАДХОДЖЕННЯМ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ	88

4.1. Індукція флуоресценції хлорофілу в листках рослин кукурудзи ...	88
4.2. Особливості росту, розвитку рослин і формування фотосинтетичного апарату кукурудзи на зерно.....	96
4.3. Транслокація важких металів у рослинах кукурудзи залежно від фаз розвитку.....	107
4.4. Продуктивність кукурудзи на зерно залежно від накопичення важких металів у ґрунті.....	115
РОЗДІЛ 5. БАЛАНС ЕЛЕМЕНТІВ ЖИВЛЕННЯ ТА ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ПРИ ВИРОЩУВАННІ КУКУРУДЗИ НА ЗЕРНО В УМОВАХ ЗАБРУДНЕННЯ АГРОЕКОТОПІВ ПОЛЮТАНТАМИ У ЗОНІ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ.....	123
5.1. Баланс елементів живлення при вирощуванні кукурудзи на зерно в умовах забруднення агроєкотопів полютантами	123
5.2. Відчуження цинку, свинцю і кадмію рослинами кукурудзи за різного забруднення агроєкотопів важкими металами	130
РОЗДІЛ 6. ЕКОНОМІЧНА ТА ЕНЕРГЕТИЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИРОЩУВАННЯ КУКУРУДЗИ НА ЗЕРНО В УМОВАХ ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ.....	134
6.1. Економічна оцінка вирощування кукурудзи на зерно за різного рівня забрудненості агроєкотопів полютантами.....	134
6.2. Енергетична оцінка вирощування зерна кукурудзи за різного рівня забрудненості агроєкотопів полютантами.....	137
ВИСНОВКИ.....	141
РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ.....	145
ЛІТЕРАТУРНІ ДЖЕРЕЛА.....	146
ГЛОСАРІЙ.....	177
ДОДАТКИ.....	179

ВСТУП

Однією з причин незбалансованого розвитку агроєкосистем в Україні вітчизняні вчені вважають високий рівень техногенного забруднення навколишнього природного середовища, зокрема важкими металами. Занепокоєність викликає зростаюче забруднення ними, зокрема, свинцем, кадмієм, цинком, пов'язане з використанням автотранспорту, щорічним спалюванням мільйонів тонн вугілля та інших видів палива, агротехногенним навантаженням.

Екотоксиканти, надходячи в ґрунт, вступають у хімічні реакції, адсорбуються органічними речовинами, глинистими мінералами, оксидами. У різних за типом і гранулометричним складом ґрунтах співвідношення форм важких металів і їх розподіл різняться. Надмірне забруднення ґрунту часто унеможлиблює реалізацію потенціалу сільськогосподарських культур і є причиною наявності забруднювачів у рослинницькій продукції. Підтвердженням цього є результати наукових досліджень: А. Кабата-Пендіас (1989), В. Б. Ільїна (2001), В. В. Медведєва (2002), Ю. М. Дмитрука (2005), С. М. Крамарьова (2007) В. Л. Самохвалової (2008), Н. А. Макаренко (2009), Т. М. Мінкіної (2009), С. А. Балюка (2011), А. І. Фатєєва (2012), С. Г. Корсун (2012), Г. М. Господаренка (2013) та інших науковців.

В Україні близько 8 % сільськогосподарських угідь представлено ґрунтами з понадприродним умістом важких металів. Отже, необхідно досліджувати зміни хімічних, біологічних, фізико-хімічних властивостей ґрунтів під впливом цих елементів та визначати ступінь забрудненості за відповідними параметрами, що дасть змогу вирощувати польові культури із задовільними кількісними та якісними характеристиками. Перелічене вище свідчить про актуальність вивчення зміни властивостей сірого лісового ґрунту зони Лісостепу в умовах забруднення екотопів важкими металами та

наукового обґрунтування можливості безпечного використання таких територій для вирощування кукурудзи на зерно.

Дослідження виконувалося за тематичним планом наукових досліджень Національного наукового центру «Інститут землеробства НААН»: «Розробити наукові основи розвитку галузі землеробства за стабілізації землекористування і структури природних угідь, застосування технологій конкурентоспроможного виробництва продукції рослинництва, збереження і відтворення в них родючості ґрунтів».

Мета дослідження передбачала вивчення зміни агрохімічних і біологічних характеристик сірого лісового ґрунту в умовах стабільного забруднення важкими металами та можливості безпечного використання забруднених територій у землеробстві для вирощування кукурудзи на зерно. Для досягнення поставленої мети вирішувалися такі важливі завдання: виявити спрямування трансформації фізико-хімічних, агрохімічних та біологічних властивостей сірого лісового легкосуглинкового ґрунту в умовах стабільного забруднення екотопу найбільш поширеними важкими металами – свинцем, кадмієм і цинком; вплив різноінтенсивного техногенного навантаження на структуру фонду важких металів та виокремити особливості їх розподілу в цьому типі ґрунту; встановити вплив важких металів на продуктивність фотосинтетичного апарату агроценозу кукурудзи, її урожайність на зерно, його біохімічні та токсикологічні властивості.

При написанні монографії використано такі методи досліджень, як візуальний, польовий, лабораторний, морфофізіологічний, порівняльно-розрахунковий, математико-статистичний. За допомогою цих методів авторам вдалося вперше встановити структуру фонду свинцю, цинку і кадмію та ступінь їх радіальної міграції у профілі сірого лісового ґрунту за різноінтенсивного забруднення важкими металами. Виявлено підвищення обмінної та гідролітичної кислотності, пригнічення інтенсивності респірації та целюлозолітичної активності мікроорганізмів, тенденцію до зменшення вмісту гумусу в сірому лісовому ґрунті за тривалого забруднення екотопів згаданими

важкими металами. З'ясовано особливості формування фотосинтетичного апарату рослин кукурудзи на зерно в умовах понадприродного вмісту важких металів у ґрунті, які полягали у зниженні фотосинтетичного потенціалу посіву та чистої продуктивності фотосинтезу. Удосконалено способи ремедіації територій, забруднених важкими металами, шляхом вирощування кукурудзи на зерно в умовах типового для зони Лісостепу сірого лісового ґрунту. Отримала подальшого розвитку теорія механізму засвоєння хімічних елементів рослинами з ґрунту щодо транслокації важких металів у системі ґрунт–рослина, ефективності дії корневих бар'єрів.

Практичне значення одержаних результатів полягало в тому, що було визначено фіторемердіаційну здатність кукурудзи на зерно за вирощування на забруднених територіях й обґрунтовано можливість використання отриманого зерна для кормових та технічних цілей. Розроблено новий спосіб використання сільськогосподарських земель, забруднених свинцем і кадмієм (Патент України на корисну модель «Спосіб використання сільськогосподарських земель, забруднених свинцем і кадмієм»).

РОЗДІЛ 1

СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ЗАБРУДНЕННЯ АГРОЛАНДШАФТІВ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

1.1. Перерозподіл важких металів у агроландшафті під впливом техногенезу

Одним із вагомих чинників руйнування біосфери є забруднення навколишнього природного середовища хімічними речовинами. Серед великої кількості речовин, які забруднюють довкілля, особливе місце посідають важкі метали (ВМ) [5].

Термін «важкі метали» використовується для елементів з металічними властивостями, які мають атомну масу понад 50 атомних одиниць, питому масу більше 5 г/см^3 і не належать до радіоактивних елементів. Зокрема, такі елементи як цинк, мідь, марганець, залізо, молібден та деякі інші є життєво необхідними мікроелементами для живлення рослин і тварин. Лише у разі їх надмірного накопичення вони виявляють токсичні властивості [45, 223].

Антропогенний пресинг на біосферу проявляється у додатковому надходженні понад 500 тис. різновидів забруднюючих хімічних речовин, із них більш ніж 40 тис. шкідливі для здоров'я людини і близько 12 тис. – токсичні [125]. Небезпечні для живих організмів і важкі метали, бо вони високотоксичні, рухомі та біоаккумулятивні [87, 275].

Транслокація важких металів у екосистемі залежить від характеру й виду джерела забруднення, метеорологічних особливостей регіону, зокрема, від напрямку вітрів, а також структури і будови ландшафту, впливу геохімічних факторів. Ареал максимального забруднення нечасто перевищує 10–15 км у радіусі від джерела техногенезу, але навіть невеликі кількості шкочочинних

сполук за надходження у високі шари атмосфери можуть переноситися на великі відстані.

Видобуток металів із земних надр для використання в промисловості та сільському господарстві зростає, збільшується штучне їх розсіювання в навколишньому середовищі, посилюючи забруднення біосфери [233]. Упродовж останніх десятиліть щорічний видобуток кадмію з надр Землі у світі становить близько 22 тис. т, свинцю – 783 тис. т, цинку – 1,35 млн т [311]. Крім того, забруднення ґрунтового покриву зумовлено викидами теплових електростанцій – 27 %, заводів кольорової та чорної металургії – 24,3 %, підприємств з видобування та переробки нафти – 15,5 %, підприємств з видобування та виготовлення будівельних матеріалів – 8,1 %, хімічної промисловості – 1,3 % [25, 57, 105, 234, 308]. У цьому процесі значна частка належить автотранспорту – 13,1 %, що використовує етилований бензин. Із відпрацьованими газами на поверхню ґрунту потрапляє близько 250 тис. т свинцю в рік [19, 89, 97]. В автомобільних викидах міститься 50 % загального неорганічного свинцю, що потрапляє в організм людини [236].

Забруднення атмосферного повітря підприємствами кольорової металургії спричинене наявністю у викидах кадмію, цинку, марганцю, свинцю, кобальту та інших металів. Річне глобальне надходження кадмію від викидів цих промислових підприємств становить 7,2 тис. т [167]. За даними Г. А. Гармаш (1985), основна кількість ВМ (95 %) від підприємств чорної та кольорової металургії потрапляє в ґрунт у вигляді техногенного пилу [36]. Щороку при спалюванні вугілля виділяється в атмосферу ртуті у 8700 разів, кадмію – у 40 разів, свинцю – втричі більше, ніж може бути включено в біогеохімічний кругообіг [38]. Тільки внаслідок роботи металургійних підприємств на поверхню Землі щорічно потрапляє 155 тис. т міді, 122 тис. т цинку, 120 тис. т нікелю, 89 тис. т свинцю, 1,5 тис. т молібдену, 765 тис. т кальцію.

Навколо промислових підприємств накопичується велика кількість різноманітних відходів, що забруднюють навколишнє середовище шкідливими

речовинами, у тому числі і ВМ. Тверді побутові відходи – спрацьовані свинцеві акумулятори, проводи та кабелі, вироби з кришталю і свинцевого скла, кераміка, гумові вироби – надто небезпечні джерела забруднення навколишнього середовища свинцем. За даними О. А Соколова та ін. (2008), на звалищах накопичилося до 1 млн т свинцю у спрацьованих акумуляторах [209].

У районах промислових комплексів ґрунт значною мірою забруднюється продуктами спалювання палива, до складу яких входять практично всі токсичні метали. Так, унаслідок спалювання палива і нафти на поверхню Землі щороку потрапляє 1,6 тис. т ртуті, 3,6 тис. т свинцю, 2,1 тис. т міді, 7,0 тис. т цинку, 3,7 тис. т нікелю [125, 190].

Учені Латвії обстежили сніговий покрив, ґрунт і рослини, забруднені викидами автомобільного транспорту на різній віддалі від доріг. Забруднення снігу було виявлено на відстані до 30 м, а в деяких випадках – до 50 м від дороги. Маса легкорозчинних забруднювачів варіювала від 4 до 40 г/м² у місяць, з-поміж яких виявлено марганець, цинк, свинець, кадмій, нікель, мідь [19].

Поряд з автомобільним забруднює навколишнє середовище авіаційний і залізничний транспорт. Авіація та ракетно-космічна техніка викидають в атмосферу приблизно 400 т свинцю [236].

Одним із можливих індирективних джерел забруднення ґрунтів ВМ є атмосферні опади, які можуть містити забруднювачі як природного (вітрова ерозія гірських порід і ґрунтів, пил від виверження вулканів, частинки морської солі, дим від лісових пожеж), так і техногенного походження [209, 233].

Виробництво мінеральних добрив також супроводжується надходженням ВМ до навколишнього середовища внаслідок особливостей хімічного складу сировини і добрив, порушення технології їх виробництва, зберігання та застосування [57]. Україні виробляє 5 % світового обсягу мінеральних ресурсів. Однак, через великі обсяги видобутку і застарілі технології забруднення на 1 м² площі в 6,5 раза вище ніж у США і в 3,2 ніж у ЄС [194, 200].

Крім основних елементів живлення в азотних добривах часто наявні різні домішки у вигляді солей важких металів: кадмію – 0,05–8,5 мг/кг, міді – <1,0–15,0, нікелю – 7,0–34,0, свинцю – 2,0–27,0, цинку – 1,0–42,0 мг/кг [206, 307].

Застосування фосфорних добрив може мати руйнівні наслідки для довкілля. Дослідженнями встановлено, що до агроєкосистеми основна кількість полютантів надходить з фосфорними добривами [78]. За даними О. Ф. Смаглія (2006), вміст важких металів у фосфорних добривах коливається у таких межах: кадмію – 0,1–170 мг/кг, нікелю – 7,0–38, міді – 1,0–300, марганцю – 40–2000, свинцю – 7,0–225, цинку – 50–1450 мг/кг [206]. За дослідженнями J. Caro, у суперфосфаті міститься: міді – 4,0–79 мг/кг, свинцю – 7,0–92, кадмію – 50–170, цинку – 50–1430 мг/кг [4]. Інші науковці стверджують, що при внесенні 100 кг/га суперфосфату в ґрунт надходить свинцю – $9,2 \times 10^3$ мг/кг, кадмію – $1,7 \times 10^4$, хрому – $2,43 \times 10^4$, цинку – $1,43 \times 10^5$ мг/кг [78]. У багатьох працях авторами доведено, що тривале використання неорганічних фосфатних добрив істотно підвищує не лише природний рівень фосфору в ґрунтах, а й кадмію, щодо хрому і свинцю таке зростання не спостережено [180, 276].

Калійні добрива забруднюють навколишнє середовище меншою мірою порівняно з азотними та фосфорними добривами. За вмістом мікроелементів вони посідають проміжне місце між азотними і фосфорними. Узагальнення літературних джерел засвідчує, що у хлористому калії концентрація важких металів є такою: марганцю – 1,5–140 мг/кг, свинцю – 12–20, цинку – 0,5–22, нікелю – 2,0–19, міді – 1,5–15, кадмію – 4,0, заліза – 403 мг/кг [78, 144].

Органічні добрива – гній і компости – також містять значну кількість важких металів. У результаті внесення цих добрив до ґрунту може надходити свинцю – 6,6–15 мг/кг, кадмію – 0,3–0,8, міді – 2,0–60, цинку – 15,0–250, нікелю – 7,8–30 та марганцю – 30,0–550 мг/кг сухої маси [206, 266]. За дослідженнями Н. А. Черних (1995), гній містить невисокі концентрації кадмію і свинцю (0,20 і 4,0 мг/кг) та підвищені концентрації міді й цинку (22,0 і 122 мг/кг) [235]. За даними И. А. Лебедевского (2010), у підстилковому гної кількість кадмію була 0,12 мг/кг, свинцю – 6,37, цинку – 22,8, міді – 33,9 мг/кг [133]. Інші дослідники

вважають, що при внесенні 1 т органічних добрив до ґрунту надходить в середньому: кадмію – 0,25 мг, свинцю – 4,4, нікелю – 6,9, міді – 27, цинку – 152 та марганцю – 273 мг [34]. Тому при розробленні систем удобрення сільськогосподарських культур, визначення доз і способів застосування мікроелементів буде екологічно доцільнішим і економічно виправданішим передбачити умови контролювання кількості мікроелементів і ВМ, що надходять з основними мінеральними і органічними добривами.

Мікроелементи та важкі метали потрапляють до ґрунту також при зрошенні стічними водами: кадмій – 2,0–1500 мг/кг сухої маси, мідь – 50–3300, марганець – 60–3900, нікель – 16–5300, свинець – 50–3000, цинк – 700–49000 мг/кг сухої маси [206, 274]. Безпечне використання стічних вод при поливі має визначатися за нешкідливим рівнем надходження мікроелементів до ґрунту.

Проведення заходів щодо захисту рослин також може супроводжуватися надходженням до агроєкотопів важких металів. У науковій літературі повідомляється, що при внесенні пестицидів у ґрунт може потрапляти: міді – 12–50 мг/кг сухої маси, свинцю – 60, цинку – 1,3–25 мг/кг сухої маси [206, 296].

Отже, антропогенний чинник є основним у перерозподілі ВМ у біосфері. Необхідною умовою попередження забруднення навколишнього середовища і сприяння безпеці життєдіяльності людини є моніторинг умісту токсичних речовин, зокрема й важких металів, у компонентах довкілля, виявлення джерел локального і глобального забруднення та способів оптимізації технологічних процесів для зниження ризиків забруднення довкілля.

1.2. Особливості накопичення та впливу важких металів на екосистему ґрунту

З розвитком сільськогосподарської науки у практику землеробства впроваджено ефективні методи підтримання необхідного хімічного складу родючого шару ґрунту, де виявлено нестачу макро- та мікроелементів. Однак останнім часом з інтенсивним антропогенним розсіюванням елементів у навколишньому середовищі дедалі частіше спостерігається протилежне явище – надмірне накопичення деяких з них у ґрунті, воді та інших життєво важливих сферах. Найнебезпечнішими є: свинець (Pb), ртуть (Hg), кадмій (Cd), цинк (Zn), арсен (As), мідь (Cu), манган (Mn), селен (Se), ванадій (V), нікель (Ni).

Із постійним надходженням важких металів у ґрунт формуються зони підвищеної екологічної токсичності. У межах цих зон змінюються характер міграції елементів і деякі геохімічні параметри ґрунту. Метали і ґрунт взаємодіють за типом реакцій сорбції, осадження-розчинення, комплексо- та солеутворення тощо. При забрудненні ВМ властивості ґрунту погіршуються: порушується його структура, підвищується щільність, знижується водопроникність та водно-повітряний режим [49].

Доведено, що ВМ концентруються у верхньому шарі ґрунту [91]. Вони повільно видаляються при вилюговуванні, накопиченні рослинами, при явищах ерозії та дефляції. На відміну від багатьох інших техногенних забруднюючих речовин, важкі метали не зазнають фізико-хімічного або біологічного руйнування. Це може стати причиною зниження ґрунтової родючості, істотного зменшення врожаю і значного погіршення якості вирощених сільськогосподарських культур [5, 91].

Ґрунт як природне утворення намагатиметься протистояти забрудненню і може самоочишуватися. Буферність ґрунтів, тобто здатність протистояти негативному впливові полютантів і зберігати задовільні екологічні умови для рослинного покриву, залежить від типу ґрунтів і тим відчутніший вміст

органічних речовин, важчий гранулометричний склад, більша ємність катіонного обміну, а в складі ґрунтового-поглинаючого комплексу вищий вміст катіонів кальцію і магнію [86].

За надходження великих кількостей ВМ у ґрунт помітно змінюються його біологічні, хімічні та фізичні властивості, що призводить до погіршення ґрунтової родючості [282]. Фізичні властивості ґрунтів змінюються при забрудненні їх важкими металами на рівні 10 ГДК і більше [107]. Зі зміною біологічних властивостей ґрунтів зазвичай посилюється їх фітотоксичність [97].

Особливості перерозподілу ВМ у ґрунтовому профілі визначаються комплексом ґрунтових факторів: гранулометричний склад, реакція ґрунтового розчину, вміст органічної речовини, ємність поглинання катіонів. На накопичення ВМ вмісту істотно впливає гранулометричний склад ґрунту, особливо вміст мулистій фракції. Багатьма дослідниками виявлено кореляцію між вмістом важких металів у ґрунті та часткою мулистій фракції, в якій концентрується більше мікроелементів, ніж у ґрунті в цілому. На глинистих і суглинкових (важких) ґрунтах рухомість ВМ слабша, ніж на легких піщаних і супіщаних [17, 39]. Так, при визначенні кількості кобальту у фракціях піску, грубого і дрібного пилю, мулу встановлено, що зі зменшенням розміру частинок збільшується вміст елемента, причому в мулистій фракції його у 7 разів більше, ніж у піщаних. Такий самий зв'язок із мінеральною частиною ґрунту помічено для свинцю, кадмію та інших важких металів. Тобто накопичення зазначених важких металів властиво мулистій і пилюватій фракціям. Накопичення металів у цих фракціях змінюється залежно від типу ґрунту і складу ґрунотвірної породи. Рівень вмісту металів, за якого починає послаблюватися ріст рослин та помітні інші негативні прояви, може різнитися кількаразово на піщаних і глинистих ґрунтах, окультурених і не окультурених ґрунтових відмінах [206].

Біодоступність ВМ залежить від ступеня їх сорбції твердою фазою ґрунту. Реакція середовища (рН) ґрунту впливає на розчинність ВМ, що є однією з основних хімічних характеристик. У кислому середовищі рухомість їх підвищена та зменшується по мірі нейтралізації кислотності. При поступовому

зниженні рН ґрунту метали переходять в іонну форму, причому кадмій іонізується швидше, ніж свинець [128]. У ґрунтах з кислим середовищем краще адсорбуються цинк, мідь і свинець, а в лужному – кобальт і кадмій. Дослідженнями встановлено, що при значеннях рН 3,0–5,0 більшість ВМ у ґрунті знаходиться у вільному, незв'язаному стані [178].

Підвищення показника рН у ґрунтах супроводжується зниженням рухомості іонів ВМ. За дослідженнями О. І. Перельмана (1975), підвищення значень рН на одиницю може призвести до зменшення відносного вмісту вільних металів у ґрунті [187]. У лабораторних дослідженнях Н. А. Elliott (1983) виявлено рівномірне збільшення адсорбції кадмію ґрунтами при підвищенні рН ґрунтового розчину від 2 до 7 [273]. Т. N. Christensen (1989) помічено, що в інтервалі рН від 4 до 7,7 сорбційна здатність ґрунтів збільшується у 2–3 рази на кожну одиницю рН [267]. У наукових публікаціях наведено результати серії дослідів, поставлених з метою вивчення впливу рН на надходження в рослини кадмію. У дослідах із пшеницею і салатом встановлено, що при зміні рН від 5,2 до 6,7 вміст кадмію в них зменшився на 50 % [24].

У суглинистих ґрунтах з рН більше 6 важкі метали залишаються у верхніх горизонтах. При зниженні рН менше 6-ти рухомість кадмію підвищується, а якщо рН менше 5-ти збільшується рухомість цинку. Свинець і мідь майже завжди залишаються у верхніх горизонтах ґрунту. В. Стрнад (1988) також вважає, що із збільшенням кислотності ґрунту міграційна здатність майже всіх важких металів зростає [215].

За підвищення вмісту ВМ у ґрунті ґрунтовий розчин підкислюється. Це пояснюється за рахунок витіснення катіонами важких металів із ґрунтового вбирного комплексу обмінного водню і алюмінію, а також при виділенні водню в результаті реакцій специфічної адсорбції металів органічними і мінеральними колоїдами [42]. Дослідженнями Т. В. Хабарова (1998) також з'ясовано, що за накопичення екотоксикантів частішим є підкислення середовища, ніж підлуження [229]. Окислювально-відновний потенціал (Eh) ґрунту при

забрудненні важкими металами практично повністю залежить від зміни його кислотності [137].

Надходження у ґрунт понадприродних кількостей ВМ впливає на біологічні та біохімічні його властивості, зміну кількості в ньому рухомих форм поживних речовин. Деякі дослідники повідомляють, що про забрудненні екотопів знижується біологічна активність ґрунтів [48], або ж збільшується чисельність окремих груп мікроорганізмів, також змінюється ферментативна активність ґрунтів [299]. Найбільший тиск на ці процеси створює кадмій, дещо менше мідь, потім цинк і свинець. Дослідженнями М. М. Умарова і Е. Е. Азиева (1980) встановлено, що зменшення кількості свинцю стимулює у ґрунті азотфіксуючу активність [226]. Слід наголосити, що забруднення ґрунту ВМ вносить корективи у процеси трансформування азотовмісних речовин, пригнічуючи активність азотфіксації. Хоча процеси амоніфікації і нітрифікації відносно менш чутливі до дії ВМ, але високі концентрації політантів призводять до зниження їх інтенсивності [49, 226]. А низькі дози важких металів іноді, навпаки, стимулюють процеси амоніфікації і нітрифікації [316]. Виявлено, що при збільшенні частки цинку в ґрунті посилюються процеси амоніфікації, нітрифікації, мінералізації, азотфіксації [107].

Дослідження G. Tyler (1999) доводять, що рівень рухомих форм азоту і мінеральних поживних речовин у ґрунті помітно знижується за підвищених концентрацій ВМ [316]. У забруднених ґрунтах утворюються стійкі фосфати важких металів. Тут позитивним моментом є те, що важкі метали надійно закріплюються, а негативним – зменшення кількості рухомого фосфору в ґрунті [123]. Іншими вченими помічено у чорноземах типових явище антагонізму цинку та фосфору, внаслідок якого знижується рухомість фосфатів у ґрунті за високого вмісту цинку, а на фонах з високим умістом фосфору знижується інтенсивність надходження цинку як мікроелемента, необхідного рослинам [124, 176].

У науковій літературі наводяться дані про процес консервації в забруднених ґрунтах органічної речовини, що пов'язано з обмеженою

доступністю комплексів важких металів і гумусових кислот для мінералізації мікроорганізмами [11]. На забруднених металами ґрунтах загальний вміст органічної речовини може збільшуватися, а її значущість – знижуватися, оскільки це низькоякісний гумус. Іншими дослідниками виявлено зниження частки гумінових і підвищення фульвокислот під дією важких металів [195].

Відомо, що середній вміст кадмію в земній корі становить $1,3 \cdot 10^{-5} \%$, а в ґрунтах планети – від $5 \cdot 10^{-5}$ до $4,5 \cdot 10^{-4} \%$ [187]. У ґрунтах країн Східної Європи кількість кадмію коливається в межах від 0,01 до 0,97 мг/кг [241]. В Україні гранично допустимі концентрації (ГДК) цього елемента в ґрунті встановлено на рівні: для валових форм – 3 мг/кг, для рухомих – 0,7 мг/кг ґрунту [228].

Кадмій акумулюється в гумусованій товщі ґрунтового профілю як і ванадій та цинк, винос за межі ґрунтового профілю невеликий, закріплюється він не так міцно, як свинець. Цей хімічний елемент максимально адсорбується у ґрунтах з високим умістом гумусу і високою ємністю ГВК за нейтральної і лужної реакції середовища. Процеси міграції посилюються у ґрунтах легкого гранулометричного складу і збіднених гумусом. Забруднення ґрунтів кадмієм пригнічує ферментативну активність і мікробіологічну діяльність [63].

Один із найпоширеніших забруднювачів ґрунту – свинець. Середній вміст його в земній корі становить $1,6 \cdot 10^{-3} \%$, а кількість у ґрунті коливається від 10 до 25 мг/кг [91]. Виявлено, що ГДК даного політанта у ґрунтах України для валових форм становить 32 мг/кг, для рухомих – 6,0 мг/кг ґрунту [228].

У ґрунті свинець фіксується органічною речовиною і глинистими мінералами. Накопичення елемента залежить від кислотності середовища: кислі ґрунти містять менше свинцю, адсорбція збільшується при підлугуванні, свинець осідає в ґрунті у вигляді гідроксидів, фосфатів, карбонатів [63].

Уміст цинку в ґрунтах залежить від складу материнської породи, вмісту органічної речовини, реакції ґрунтового розчину. Кларк цинку в земній корі – $8,3 \cdot 10^{-3} \%$ [187]. Уміст валових форм цинку в ґрунтах змінюється від 5,5 до 132,5 мг/кг. Ґрунти сільськогосподарських угідь України здебільшого бідні на рухомі форми цинку, кількість якого коливається від слідів до 0,30 мг/кг

грунту. Фітотоксичність цього елемента надто часто проявляється на кислих ґрунтах, що інтенсивно зрошується стічними водами [186]. ГДК цинку для ґрунтів України становить: для валових форм – 100 мг/кг, для рухомих – 23 мг/кг ґрунту [145, 227, 228].

Виявлено, що цинк і кадмій тісно пов'язані між собою: що більше у ґрунті цинку, то більше у ньому кадмію. За даними А. П. Виноградова, співвідношення цинку і кадмію становить близько 1000:1 [179].

У наукових джерелах повідомляється, що у ґрунті він мобільніший, ніж кадмій і свинець. За підвищеної вологості легко мігрує, особливо в еродованих ґрунтах. Із підвищенням умісту органічної речовини та ускладненням механічного складу ґрунтів зменшується міграційна здатність цинку. Надмірна кількість його в ґрунті пригнічує діяльність мікроорганізмів та знижує ферментативну активність [63].

Отже, аналіз наукових джерел свідчить, що накопичення і перерозподіл ВМ у ґрунтовому профілі зумовлені комплексом ґрунтових факторів, серед яких: гранулометричний склад, реакція ґрунтового середовища, вміст органічної речовини, ємність поглинання катіонів. Понадприродне накопичення важких металів в агроєкоотопах призводить до зміни фізичних, хімічних і біологічних властивостей ґрунту.

1.3. Особливості біокумуляції важких металів сільськогосподарськими культурами

Невід'ємною частиною природних та антропогенних ландшафтів і важливим елементом біогеохімічного кругообігу речовин є рослини. Дослідженнями [89] доведено, що основна кількість важких металів (75–80 %) надходить до організму людини з рослинницькою продукцією.

Донедавна побутувала думка про потребу одних елементів для рослини та токсичність інших. Однак деякі автори вважають, що так чи інакше всі вони беруть участь у процесах онтогенезу [40]. Низкою досліджень доведено здатність рослин поглинати з навколишнього середовища практично всі відомі хімічні елементи [31, 191, 263].

У працях науковців зазначається, що для нормальної життєдіяльності рослин необхідні лише певні групи елементів, функції яких незамінні [72]. До них належать азот (N), фосфор (P), сірка (S), калій (K), кальцій (Ca), магній (Mg) та деякі інші елементи, серед яких і важкі метали, що є мікроелементами [40, 103, 190]. В агрохімії – це метали Mn, Mo, Co, Zn, Cu, Fe, які віднесено до групи корисних мікроелементів через низьку концентрацію в рослинах [161]. Відомі результати досліджень стосовно того, що ВМ за низької концентрації в ґрунті позитивно впливають на онтогенез сільськогосподарських культур, підвищуючи їх урожайність. Виявлено, що незначна кількість свинцю в рослинах позитивно впливає на фотосинтез [283], а надмірна, притаманна екологічно забрудненим територіям, викликає пригнічення росту та розвитку рослин [109].

Надходження невеликих кількостей важких металів до екотопів завдяки буферним властивостям ґрунту не впливає несприятливо на рослини. Ґрунт здатний інактивувати токсиканти, проте його можливості не безмежні. Із подальшим підвищенням рівня забруднення починають проявлятися захисні властивості рослин – кореневі виділення хелатуючих іонів, які й адсорбують ВМ на зовнішній поверхні коренів [131]. Разом із тим хелатування не можна розглядати тільки з позиції переходу іонів у менш токсичну форму. Е. Альберт (1971) наголошував на здатності деяких сполук важких металів з органічними лігандами швидше проникати через мембрани і розпадатися всередині клітин, призводячи до більшого забруднення рослини. Зі збільшенням рівня забрудненості ґрунту інактивація стає неповною, потік шкідливих іонів посилюється в таких кількостях, що мембрани не можуть його стримати [7]. Тобто акумуляція металу до певної межі не завдає шкоди рослинам, і це

передбачає пасивний транспорт елементів – без затрачання метаболічної енергії. Якщо перевищення зонального фону ВМ у ґрунті несприйнятливим конкретним представником фітоценозу, то за рахунок змін у біохімічних процесах організм рослини намагається знизити надходження токсичних елементів до наземних органів. Біохімічні процеси, які обмежують надходження та міграцію токсикантів, прийнято вважати фізіологічним бар'єром у рослин. Одним із параметрів, що характеризує зазначену функцію організму рослини, є коефіцієнт кореневого бар'єру – співвідношення концентрації певного важкого металу в корені та його вмісту в наземній частині рослини [187, 188]. Фізіологічні бар'єри біохімічної природи сприяють зв'язуванню ВМ у малорухомій формі. Ці бар'єри, функціонуючи на межі ґрунт→корінь, корінь→наземні вегетативні органи, наземні вегетативні органи→генеративні органи, запобігають вільному надходженню та переміщенню шкідливих елементів у рослині. За акропетального способу живлення рослин найпотужніший бар'єр – коренева система. Відомими механізмами бар'єрної функції є реактивні центри апопласту коренів, клітинна стінка і компартиментация у вакуолях клітин, що стримує акропетальний рух шкідливих елементів [147]. Проникаючи через клітинну стінку, частина шкідливих речовин зв'язується активними центрами апопласту, інша – розділяється на два пули: вакуолярний (елементи зберігаються і можуть бути незадіяними у метаболізмі) та цитоплазматичний. Частина цитоплазматичного пулу зв'язується біомолекулами, а вільні іони ВМ або іони у складі розчинних комплексів симпластично чи трансклітинним шляхом переміщуються акропетально до інших органів рослин зарядженими ділянками ксилеми або підхоплюються транспіраційним потоком води. Саме останні спричиняють значні порушення метаболізму в рослинному організмі [118, 147].

Дослідженнями багатьох авторів доведено, що на кислих слабоокультурених ґрунтах рослини накопичують важкі метали інтенсивніше, ніж на ґрунтах з нейтральною або наближеною до нейтральної реакцією ґрунтового середовища [198, 236, 240]. K. W. Smilde (1981) виявив наступний

регресійний ряд за фітотоксичністю елементів: кадмій, мідь, цинк, свинець [312]. Причому, за одночасної наявності в ґрунті кількох екотоксикантів збільшується токсичність даних металів від їх спільного впливу [225, 235, 312]. Токсичність важких металів може проявлятися в зниженні врожаю, зменшенні схожості, куціння, маси рослини [26]. Це підтверджується спостереженнями Т. Ф. Яковишиної (2001–2007) за рослин озимих зернових, у яких відмічено відставання в рості й розвитку, сповільнення темпів проходження окремих етапів органогенезу на 3–4-ту добу в рослинах, вирощуваних на ґрунті, забрудненому свинцем, кадмієм, цинком, порівняно з контрольним варіантом. Висота озимих зернових зменшувалась у середньому на 12–18 %, довжина колосся – на 9–11, число зерен у колосі – на 30–33, маса 1000 зерен – на 28–31 %, що призводило до зниження врожайності культур: ячменю на 51,7–56,7 %, жита – 53,2–59,7, пшениці – 52,3–57,1, тритикале – 52,8–58,0 % [254].

Дослідники вважають, що, надходячи до рослини в надлишкових кількостях важкі метали пригнічують хід метаболічних процесів, прямо чи опосередковано спричиняють розбалансування асиміляційного апарату, що супроводжується зниженням урожайності сільськогосподарських культур, погіршенням якості рослинницької продукції [1, 106]. В. Г. Мінеєв (1993) наголошує, що в основі токсичного впливу важких металів на рослини лежить їх денатуруюча дія на метаболічні білки [162]. Каталітична та регуляторна роль білків для метаболічної системи організмів всеосяжна, тому порушення можливі в різних ланках обміну.

У роботах інших науковців також відмічається, що вплив ВМ на рослини виявляється у порушенні нормального протікання біохімічних процесів, змін у синтезі та функціях багатьох активних сполук: ферментів, вітамінів, пігментів. Високі концентрації важких металів (кадмій, свинець, мідь, цинк) зменшують кількість хлорофілу. Кадмій і мідь змінюють проникність клітинних мембран [209].

Токсична дія важких металів на рослини виявляється і в порушенні надходження й розподілу інших хімічних елементів. Можливий перехід

фосфору в недоступну для метаболізму форму важкорозчинних фосфатів важких металів, а також конкуренція важких металів з необхідними елементами мінерального живлення. Надмірна кількість цинку знижує надходження в рослини фосфору, що призводить до порушення фосфорного обміну [294]. Кадмій у підвищених концентраціях знижує доступність фосфору, кальцію, магнію, заліза і цинку. Свинець обмежує надходження фосфору, кальцію, заліза, міді та цинку [4, 221]. При надмірному надходженні в рослини кадмій заміщує цинк, що призводить до нестачі останнього з подальшим пригніченням рослин [4, 209].

У наукових публікаціях оприлюднені результати досліджень щодо різного ступеня накопичення рослинами ВМ. Е. В. Кочерин (2000) довів, що при вмісті рухомих форм свинцю 0,7 мг/кг у ґрунті, за його концентрацією в зеленій масі лучні трави розташовуються у такій послідовності: запашний колосок > щучка дерниста > манжетка > ракова шийка > хвощ > лисохвіст > тонконіг лучний [122].

Як види рослин, так і їхні органи відрізняються рівнями накопичення важких металів. Найбільше ВМ концентрується в кореневих волосках, далі по низхідній – у корінні, стеблах, плодах [36, 232]. Експериментально встановлено, що свинець, який надходив у рослини вівса, на 96–98 % акумулювався в кореневій системі [61]. Елементостатистичний бар'єр на кордоні корінь→стебло становив 59 і 148 од. при внесенні 500 і 2000 мг Рв на 1 кг ґрунту відповідно.

Виявлено, що органи накопичення асимілятів (коренеплоди, бульби, плоди) містять значно менше найтоксичніших ВМ (кадмію і свинцю), ніж вегетативна маса рослин [37]. А рослини кукурудзи, за результатами дослідження І. І. Клименко (2008), найбільше містили ВМ і МЕ у корені. Стебло і листя значно поступалися за цими показниками і мали в 1,6–22 рази меншу концентрацію, ніж коріння. Також було встановлено, що в зерні накопичувалося в 1,4–61 рази менше ВМ і МЕ, ніж у стеблах і в 1,4–384 рази менше порівняно з коренями [121]. Інші дослідники вважають, що

акропетальний характер розподілу хімічних елементів у рослинному організмі в умовах техногенного забруднення проявляється дуже виражено, а накопичення ВМ органами рослин нерівномірне й відповідає ряду: корені > стебло (листя) > органи запасання асимілятів [89].

Разом із тим опубліковано результати досліджень І. Є. Заєць зі співавторами (2007), згідно з якими внесення кадмію у ґрунт у концентраціях 10 і 50 ГДК майже не відрізнялося за ефектом накопичення цього елементу в коренях і бобах сої, але із подальшим збільшенням дози зростала утримана концентрація кадмію в листках. Утім, при збільшенні дози до 100 ГДК максимум накопичення кадмію спостерігали в коренях за незначного зростання вмісту в бобах, тоді як у листках його рівень наближався до значень контролю, що свідчить про блокування транспорту елемента з коренів у наземну частину рослини [76]. Підвищення стійкості рослин до токсичних металів за підвищення концентрації останніх у живильному середовищі підтверджується й результатами роботи О. В. Шевченко [238].

У своїх дослідженнях В. Б. Ільїн (1975) спостерігав найменші концентрації токсикантів у насінні, оскільки їх елементний хімічний вміст їх зазнає сильного генетичного контролю [92]. У насінні міститься така концентрація хімічних елементів, яка задовольняє потреби проростка-гетеротрофа.

Н. А. Протасов і Н. С. Горбунов (2010) відзначають, що концентрація кадмію в зерні зернових культур змінювалася від 0,1 до 0,4 мг/кг сухої речовини у тритикале та від 0,18 до 0,28 мг/кг у кукурудзи залежно від умов вирощування [196]. Накопичення цього металу в зерні автори пояснюють рухомістю елемента, а також тим, що з еволюцією у репродуктивних органів рослин сформувалися захисні механізми, які інактивують полютанти.

Високу толерантність проростків вівса до важких металів, таких як мідь, цинк, свинець, кадмій А. В. Ільїнський і Р. І. Матюхін (2004) пояснюють наявністю великої кількості поживних речовин у насінні, перш за все цукрів [93]. Науковцями встановлено такий регресійний ряд токсичності металів у

проростках вівса: кадмій→цинк→свинець→мідь [209]. Разом із тим негативний вплив важких металів може проявлятися на наступних етапах росту й розвитку рослин. Так, дослідженнями Д. В. Спринчака (2004) виявлено значне зниження врожаю зеленої маси, соломи і насіння ріпаку при збільшенні вмісту кадмію і свинцю в ґрунті. Найбільшого негативного впливу зазнав урожай насіння ріпаку [212].

Основну увагу в нашій роботі зосереджено на забрудненні ґрунту кадмієм, свинцем і цинком, тому варто детальніше розглянути роль цих металів у формуванні агрофітоценозу. Виявлено, що рост і розвиток рослин пригнічується за вмісту кадмію в ґрунті 1–2 мг/кг, а, його гранично безпечна концентрація може становити 3 мг/кг [90]. Токсичність цього елемента для рослин призводить до порушення активності ферментів, транспірації та фіксації CO₂, його надлишок гальмує процес фотосинтезу. Фітотоксичність кадмію проявляється у погіршенні надходження та метаболізму в рослинах нутрієнтів (Zn, Cu, Mn, Ni, Se, Ca, Mg, P). Кадмієвий токсикоз затримує ріст рослин, спричиняє пошкодження кореневої системи, хлороз листя [177].

Уміст кадмію в рослинах визначається біологічними особливостями і наявністю елементостатистичних бар'єрів на етапі корінь-стебло [192]. За зведеними даними А. Кабати-Пендіас і Х. Пендіас, нормальний вміст кадмію в наземній частині рослин становить 0,05–0,6 мг/кг сухої речовини; токсичний – 1,0 – 70 мг/кг [97]. Спираючись на дані дослідників з різних країн і для багатьох видів рослин, учені наводять середнє значення концентрації кадмію для зерна – 0,013–0,22 мг/кг сухої маси. Фоновий вміст кадмію в інших рослинах, за усередненими даними, може досягати: у багаторічних травах – 0,07–0,27 мг/кг сухої речовини, бобових культурах – 0,08–0,27, картоплі – 0,03–0,30, моркві – 0,07–0,35 мг/кг сухої речовини [163]. Гранично допустима концентрація кадмію у зерні, овочах, плодах і ягодах як продовольчій сировині становить 0,03 мг/кг [60, 157, 202]. На думку вітчизняних авторів, ГДК елемента в кормах може змінюватися в межах 0,3–0,6 мг/кг [233]. Але за іншими джерелами, максимально допустимий рівень вмісту кадмію у кормах для

сільськогосподарських тварин – 0,3 мг/кг (зерно і зерно-фураж, грубі й соковиті корми, корене-, бульбоплоди), а для дитячого харчування – 0,2 мг/кг [33, 60].

Надмірна кількість свинцю пригнічує процес фотосинтезу і дихання в рослинах [199], викликає хлороз, зумовлений порушенням надходження заліза, уповільнює ріст [4]. Сvineць сприяє збільшенню надходження кадмію в рослину та зменшенню вмісту Zn, Ca, P, S. Як наслідок, знижуються врожайність і якість сільськогосподарської продукції. Зовнішні ознаки негативного впливу свинцю – потемніння листя, скручування і в'янення старих листків. Толерантність рослин до надлишку свинцю неоднакова: злакові мають низьку стійкість, бобові – стійкіші. Цим пояснюється прояв симптомів токсикації свинцем у різних видів рослин при зміні концентрації металу в ґрунті – від 100 до 500 мг/кг [97].

За фонового вмісту ВМ у ґрунті вегетативна маса рослин може накопичуватися від 0,1 до 5,0 мг свинцю на 1 кг сухої речовини [29, 91, 262], вміст 10 мг/кг є критичним [218], а понад 60 мг/кг – фітотоксичним [318].

На незабруднених ґрунтах вміст свинцю в наземній частині рослин у 2,4 раза більший, ніж в зерні. Кількість свинцю у зернових культурах, вирощуваних у різних країнах світу змінюється від 0,01 до 10 мг/кг [132, 217]. За даними інших дослідників, середній вміст свинцю в злаках змінюється від 0,01 до 2,28 мг/кг сухої маси, а після обчислення з виключенням двох крайніх значень становить 0,47 мг/кг [97]. Важливо, що ГДК цього металу також різняться залежно від країни: наприклад, у США, Великобританії цей показник досягає 1,5–2,0 мг/кг, у Німеччині – 10–30, але в більшості країн – 0,3–0,5 мг/кг. Г. А. Таланов і Н. І. Лебедев пропонують вважати максимально допустимою концентрацію цього металу на рівні 2–10 мг/кг [132, 217].

Уміст свинцю в урожаї різних культур (кукурудзі, квасолі, капусти, моркві, картоплі та ін.), вирощених на незабруднених ґрунтах, за опублікованими даними становить 0,001–0,08 мг/кг вологої маси, 0,05–3,0 мг/кг сухої маси і 2,7–94,0 мг/кг золи [97]. Фонова кількість свинцю в лучних травах змінюється в межах 1,0–9,0 мг/кг (за середнього значення 2,1), зокрема, в

конюшині – 1,0–8,0 мг/кг сухої речовини (за середнього значення 2,5). У забруднених районах метал може надходити в рослини не тільки з ґрунту, але і з повітря, спричиняючи підвищення концентрації до 63–232 мг/кг у травах, 10–20 – в картоплі і 27–57 мг/кг – у моркві [177].

Особливості технологій вирощування сільськогосподарських культур змінюють інтенсивність надходження свинцю до рослинного організму. Дослідженнями Н. А. Макаренка із співавторами (2009) встановлено, що на темно-сірих опідзолених ґрунтах при застосуванні інтенсивних базових та енергонасичених технологій вирощування пшениці озимої на фоні інтенсивного і мінімального захисту рослин, вмісту свинцю у вегетативних і генеративних органах (солома, зерно) збільшується. Альтернативні технології знижували активність переходу свинцю до органів пшениці озимої [146].

Цинк у рослинах відіграє важливу роль у синтезі білка, клітинному розподілі, метаболізмі ДНК і РНК, біосинтезі хлорофілу та бере участь у метаболізмі вуглеводів і фосфатів [6]. Надлишок його в рослинах у природних умовах трапляється нечасто та можливий лише в зоні промислового забруднення ґрунту або за неконтрольованого застосування цинковмісних добрив [89]. Багато рослин виявляють високу толерантність до надлишку цинку. Межі толерантності в різних рослин неоднакові. Ознаки токсичності цинку в них помічені за концентрації його в тканинах 300–500 мг/кг сухої речовини [4]. Симптомом цинкового токсикозу є хлороз молодого листя. За надмірної концентрації цинку в органах рослини може уповільнюватися надходження міді й заліза, стають помітними симптоми нестачі цих елементів [89]. За його дефіциту в рослинах накопичуються редукуючі цукри, зменшується вміст сахарози і крохмалю, зростає число органічних кислот і небілкових сполук азоту – вільних амінокислот і амідів [224]. Дослідження С. С. Медведєва (2013) показали, що дефіцит цинку призводить до порушення фосфорного обміну, цинкове голодування проявляється в затримці росту міжвузлів і листя [152]. Фоновий вміст цинку в рослинах має бути 12–47 мг/кг сухої речовини [97].

Таким чином, встановлено, що в умовах підвищеного рівня антропогенного пресингу генетичні особливості ґрунтів та рівень їх родючості визначають умови росту й розвитку сільськогосподарських культур. Перевищення певних порогових концентрацій ВМ у ґрунті призводить до ненормованого надходження токсичних елементів до рослинного організму з подальшим порушенням багатьох біохімічних процесів і зниженням урожайності сільськогосподарських культур та якості продукції рослинництва.

1.4. ФітореMediaція як ефективний шлях зниження вмісту важких металів в агроекотопax

З розвитком цивілізації зростає антропогенного навантаження на екосистеми. Ареали екстремального забруднення розташовані поблизу промислових зон, підприємств гірничої промисловості, важкої індустрії та території навколо великих міст. Проблема забруднення біосфери токсичними сполуками, в тому числі й ВМ, зростає. Зокрема, джерелами забруднення ВМ є викиди підприємств добувної та важкої індустрії, автотранспорт, стічні води, побутове сміття, агрохімікати, добрива [256].

Збільшення концентрації ВМ у ґрунтах спонукає до пошуку способів їх очищення. Сутність технологій, розроблених і запропонованих дослідниками на сучасному етапі, полягають у зніманні забрудненого шару ґрунту та депонуванні у дозволених місцях або екстракції ВМ фізико-хімічними методами чи іммобілізації *in situ* (у межах території забруднення) [35, 53, 58]. Такі технології потребують спеціального устаткування, високозатратні, негативно впливають на біологічну активність і фізико-хімічні властивості ґрунту. Альтернативою їм є фітореMediaція, базована на використанні рослин для вилучення або стабілізації небезпечних речовин з метою зменшення їх токсичності. Термін «фітореMediaція» походить від грецького «фіто-» (рослина)

і латинського «ремедіум» (очищення, відновлення) [269]. Такий спосіб дає змогу зберігати родючість ґрунту після вилучення металів, низьковитратний і екологічно безпечний [69, 201, 256, 257, 258, 259].

Важливими напрямками фіторемедіації ґрунтів розглядається фітоволатилізація, фітостимуляція, фітостабілізація, фітоекстракція, ризофільтрація. Фітоволоталізація передбачає вилучення елементів рослинами з ґрунту та наступне випаровування летючих хімічних елементів разом із вологою. Фітостимуляція сприяє розвитку симбіотичних мікроорганізмів, які беруть участь у процесі зв'язування токсичних елементів. Фітостабілізація є технологічним процесом із використанням стійких до ВМ рослин, які забезпечують переведення елементів та їхніх сполук у малорухоми й неактивну форму. Фітоекстракція передбачає використання рослин-гіперакумуляторів металів для накопичення цих елементів вегетативною масою з наступним вилученням їх з поля. Ризофільтрація полягає у використанні здатності рослин створювати навколо кореневої системи мікросередовище, сприятливе для концентрації й проникнення речовин у рослини [306, 323].

За здатністю накопичувати ВМ рослини поділяють на три групи [260]:

- акумулятори, які накопичують метали переважно у наземних органах за низької та високої концентрації ВМ у ґрунті;
- індикатори, у яких уміст металу відображає його концентрацію в навколишньому середовищі;
- ексклюдери, у яких підтримується низький вміст металів у пагонах, незважаючи на високу їх концентрацію в ґрунті.

Для очищення території від ВМ перспективними є рослини, стійкі до них, добре їх накопичують у вегетативній масі, мають високу продуктивність для забезпечення інтенсивного виносу металів із вегетативною масою [193, 321].

Свинець переважно накопичується в коренях і стеблі, менше в листках та генеративних органах рослин. Це свідчить про те, що елемент малорухоми у рослині й підтверджується наявністю градієнта концентрації свинцю від епідерми кореня до його осевого циліндру [280]. За розрахунками,

фітоекстракція свинцю економічно виправдана тільки в тому разі, якщо рослини формують велику біомасу з умістом металу в пагонах близько 1 %. Високий потенціал щодо накопичення свинцю мають такі польові культури, як люцерна, сорго, кукурудза, оскільки формують велику біомасу [279, 281]. Деякі види роду *Brassica* також здатні накопичувати значну кількість свинцю в коренях [302]. Так, гірчиця сарептська у ґрунтовій культурі накопичувала свинець до 2310–3580 мг/кг біомаси коренів [281]. Вона має високу здатність транспортувати свинець із коренів у пагони. За розрахунками, гірчиця сарептська може виносити з біомасою 3,83 кг свинцю на 1 га [279]. Більшість рослин-гіперкумуляторів кадмію і цинку, часто виявляють дію ексклюдерів щодо свинцю [91].

Дослідниками виявлено тільки дві рослини-акумулятори кадмію – різушка (*Arabidopsis halleri*) і талабан (*Thlaspi caerulescens*), що належать до родини капустяних [268, 289]. Застосування інших рослин з метою фітореMediaції має певні особливості. У дослідях S. D. Ebbs (1997) показано, що гірчиця сарептська і талабан гірський накопичили приблизно однакову кількість кадмію [271]. Однак за високого рівня забруднення ґрунту кадмієм талабан гірський виносив значно більше металу, ніж гірчиця сарептська, тютюн і кукурудза [285]. Разом із тим для видалення надлишку кадмію з корененасиченої зони ґрунту талабану гірському потрібно було 15 років, оскільки цей вид недостатньою мірою накопичує біомасу [272]. Тому при виборі найефективнішого фітореMediaнта слід враховувати рівень забруднення ґрунту та накопичення біомаси.

В умовах відкритого ґрунту проведено дослідження з такими сільськогосподарськими культурами, як редька городня, буряки звичайні, ріпак. За результатами дослідів найвища концентрація кадмію була в наземній масі буряків. Високу його концентрацію виявлено у шпинаті, селері, тютюні [286], а в бобах – низьку концентрацію металу [315]. Дослідження свідчать про відсутні відмінності в накопиченні кадмію лучними травами. Найвищі концентрації було виявлено у рослин родин Айстрові (*Asteraceae*) та Капустяні

(*Brassicaceae*) [314]. Пшениця накопичує набагато більше кадмію в зерні порівняно з іншими злаками. Дослідники відмічають, що в зерні пшениці озимої було вдвічі більше кадмію порівняно із зерном жита, вівса, ячменю [304].

Також виявлено, що різні форми (або сорти) одного й того ж виду можуть значно різнитися за накопиченням ВМ. Так, уміст і винос кадмію коренями ярих сортів м'якої пшениці в середньому вищі, ніж у озимих форм. Однак більшість озимих форм за вмістом і виносом кадмію пагонами перевершували яру пшеницю [278].

Найпершим виявленим гіперакумулятором цинку був талабан гірський, який накопичує 25 000–30 000 мг цинку на 1 кг наземної маси. Найбільше його накопичується в корені – 40 000 мг/кг. *Arabidopsis halleri* також може накопичувати до 32 000 мг цинку на 1 кг біомаси [302].

Проте при виборі фіторемедіанта потрібно враховувати кількість сформованої рослинами біомаси. Незважаючи на те, що концентрація цинку в тканинах рослин талабану гірського була втричі вище, ніж у гірчиці, остання виносила більше цього елемента вносили за рахунок десятиразової переваги за кількістю біомаси [272]. За високого рівня забруднення талабан гірський виносив значно більше цинку, ніж гірчиця сарептська, тютюн і кукурудза [285].

Здатність до акумуляції ВМ виявлена у рослин різних видів, які належать щонайменше до 34-х родин [298]. Понад 450 видів, а це близько 0,2 % покритонасінних, ідентифіковано як природні акумулятори металів кадмію, цинку, нікелю, кобальту, марганцю, міді [260, 313]. Досить значна кількість цих видів належить до родини хрестоцвітих, зокрема родів бурачка (*Alyssum L.*) і талабану (*Thlaspi L.*).

За стандартний критерій гіперакумуляції прийнято такі рівні накопичення ВМ: 10 000 мкг/г сухої речовини для цинку і марганцю, 1000 – для свинцю, нікелю, кобальту, міді, 100 мкг/г – для кадмію. У всіх гіперакумуляторів показник біоконцентрування перевищує 1, а в деяких випадках досягає 50–100 [323]. Тобто у рослин-гіперакумуляторів зазвичай відношення концентрації

металів у пагонах до концентрації в коренях більше 1, а в рослин-негіперакумуляторів вищі концентрації металів у коренях, ніж у пагонах [291]. Хоча генетичними дослідженнями доведено, що акумуляція і стійкість – незалежні характеристики рослин [297].

Рослини здатні очищати ґрунт на глибину поширення своїх коренів. Наприклад, для більшості трав'янистих глибина очищення становить 0,7 м, для кукурудзи – до 0,9, а верби – до 2,0 м [285].

Пошук рослин-аккумуляторів найчастіше сконцентрований на родині капустяних (*Brassicaceae*), до якої належить велика кількість природних металофітів [269]. Найвищий потенціал накопичення та транспортування в пагони свинцю, кадмію, цинку, міді та нікелю показала гірчиця сарептська порівняно з швидкоростучими рослинами цієї родини: суріпицею, ріпаком і капустою городньою [287]. У публікаціях Л. П. Андрієвської (1998) зазначається, що поряд із капустяними високу кількість цинку з урожаєм зерна виносили такі польові культури: ячмінь – 0,0958 кг/га, кукурудза – 0,0732, нут – 0,0383 і харчове сорго – 0,037; свинцю – ячмінь (0,0362); кадмію – чумиза (0,0017 кг/га) [10]. Також фітоекстрагентами ВМ є кульбаба лікарська, полин звичайний [16], люцерна, сорго, з-поміж злаків – ячмінь ярий і овес [253], овочевих культур – петрушка, кріп, салат [189].

В умовах комплексного забруднення ВМ (свинцем, кадмієм, цинком, хромом, міддю, марганцем) горох польовий, вика посівна і пшениця були менш стійкішими, ніж ріпак і кукурудза. При цьому кукурудза краще порівняно з іншими культурами концентрувала марганець, цинк і кадмій, вика – мідь, пшениця – свинець, а ріпак – хром. Дослідники вважають, що вирощування ріпаку й кукурудзи на забруднених ВМ територіях безпечніше, ніж бобових і пшениці [319].

Установлено, що кукурудзу, овес і сорго можна вирощувати на ґрунтах, забруднених свинцем, кадмієм і цинком, без ризику накопичення цих металів у зерні [257].

Огляд наукових джерел свідчить про підвищення зацікавленості вітчизняних та іноземних учених до питання відновлення забруднених важкими металами ґрунтів методом фітореMediaції, зокрема з використанням сільськогосподарських рослин. У нашій та інших країнах зростає площа забруднених територій, більша частина з яких належить до сільськогосподарських угідь. Тому важливим є пошук способів ефективного очищення таких територій за рахунок вирощування польових культур з високими якісними та кількісними характеристиками врожаю.

Отже, аналіз наведених джерел дає підстави для таких висновків:

1. Антропогенний чинник є основним у перерозподілі ВМ у біосфері. Необхідною умовою попередження забруднення навколишнього середовища і сприяння безпеці життєдіяльності людини є моніторинг умісту токсичних речовин, зокрема й важких металів, у компонентах довкілля, виявлення джерел локального і глобального забруднення та способів оптимізації технологічних процесів для зниження ризиків забруднення.

Утім, донині не визначено можливість ведення безпечного землеробства на територіях з понадприродним умістом ВМ у ґрунті, спричиненим антропогенним навантаженням.

2. Аналіз багатьох наукових джерел свідчить, що накопичення і перерозподіл ВМ у ґрунтовому профілі зумовлені комплексним впливом ґрунтових факторів, серед яких: гранулометричний склад, реакція ґрунтового розчину, вміст органічної речовини, ємність поглинання катіонів. Понадприродне накопичення ВМ в агроєкописах призводить до зміни фізичних, хімічних і біологічних властивостей ґрунту. Але в наукових публікаціях недостатньою мірою висвітлено питання зміни агрохімічних і фізико-хімічних властивостей ґрунту в умовах забруднення агроєкописів ВМ, трансформування запасу ВМ у ґрунтовому профілі за різного агротехногенного навантаження.

3. За підвищеного рівня антропогенного пресингу генетичні особливості ґрунтів і рівень їх родючості визначають умови росту й розвитку

сільськогосподарських культур. Перевищення певних порогових концентрацій ВМ у ґрунті призводить до ненормованого надходження токсичних елементів у рослин з наступним порушенням ряду біохімічних процесів і зниженням продуктивності сільськогосподарських культур. Як види рослин, так і їхні органи відрізняються рівнями накопичення ВМ, при цьому надходження й міграцію токсикантів обмежують біохімічні процеси, які прийнято вважати фізіологічним бар'єром у рослин.

У роботах науковців недостатньою мірою розглянуто механізми порушення діяльності асиміляційного апарату та відповідні зміни у біохімічних процесах рослин в умовах забруднення агроєкотопів ВМ, що призводить до втрати врожаю сільськогосподарських культур і зниження якості продукції.

4. У середині ХХ ст. в розвинених країнах світу виведено спосіб деконтамінації ґрунтів, забруднених ВМ, з використанням рослин-ремедіантів. Виявлено ряд особливостей рослин і розроблено відповідні класифікації для ефективнішого запровадження методу фіторемедіації ґрунтів на техногенно забруднених територіях.

В Україні та інших країнах світу збільшується площа забруднених ВМ територій, більша частина з яких належить до сільськогосподарських угідь. Тому важливо розробити способи ефективного використання сільськогосподарських угідь, найперше, з постійно відновлюваним їх забрудненням, для одержання безпечної сільськогосподарської продукції та зниження ризиків розширення ареалу забруднення.

РОЗДІЛ 2

УМОВИ ТА МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Умови проведення досліджень

Дослідження проводили у стаціонарному дрібноділянковому досліді «Вплив цинку, свинцю, кадмію на продуктивність сільськогосподарських культур, агрохімічні та екотоксикологічні характеристики сірого лісового ґрунту», закладеному у 1999 р. в умовах Правобережного Лісостепу (дослідне господарство «Чабани» Національного наукового центру «Інститут землеробства НААН»). Дослідне господарство «Чабани» розташовано в Київській області у Києво-Святошинському районі на Правобережжі р. Дніпро. У геоморфологічному відношенні територія знаходиться в межах південно-західної частини Російської рівнини на Придніпровській височині.

Рельєф – слабохвиляста рівнина з невеликим ухилом поверхні з південного заходу в бік долини р. Дніпра і р. Десни. Цей район характеризується глибоким заляганням кристалічного фундаменту і великою потужністю осадових порід кайнозою та мезозою [77].

Ґрунт дослідної ділянки сірий лісовий грубопилувато легкосуглинковий на лесовидних суглинках. За продуктивною здатністю сірі лісові ґрунти належать до кращих ґрунтів у зоні Лісостепу України. Загальна кількість балів бонітету сірих лісових ґрунтів дорівнює 34–48 [52].

За морфологічними ознаками ґрунт дослідної ділянки характеризується такими показниками генетичних горизонтів (рис. 2.1):

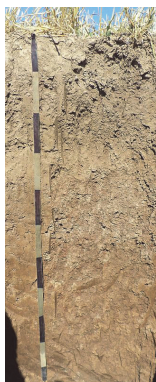


Рис. 2.1. **Будова профілю сірого лісового ґрунту**

HE – гумусово-елювіальний горизонт (25–31 см), сірий, порохувато-грудкуватий, збагачений присипкою SiO_2 , слабоущільнений; перехід різкий;

Ih – ілювіально гумусований горизонт (16–21 см), брудно-бурий, плямистий, нерівномірно гумусований, білясті плями і натьоки SiO_2 , структура горіхувата, добре виражена, на гранях слабе червонувате-буре «лакування»;

I – ілювіальний горизонт (64–80 см), бурий, грубогоріхуватої структури (донизу переходить у призматичну), ущільнений; перехід поступовий;

Pi – слабоілювійована ґрунтотворна порода (5–7 см);

Pk – ґрунтотворна порода — лесовидні суглинки (з глибини 120–122 см) палевого кольору, карбонати у вигляді прожилок.

Дослід має чотири варіанти із штучно створеними ґрунтовими фонами: змодельовано комплексне забруднення верхнього 0–20-сантиметрового шару ґрунту цинком, свинцем, кадмієм:

- варіант № 1 – природний фон важких металів (контроль);
- варіант № 2 – перевищення природного фону металів у 10 разів;
- варіант № 3 – перевищення природного фону у 100 разів;
- варіант № 4 – перевищення природного фону у 5 разів.

Площа облікової ділянки 4 м^2 , повторність – чотириразова.

При закладанні дослідів було встановлено, що на сірих лісових ґрунтах господарства «Чабани» природний фон кислоторозчинної фракції цих елементів є таким: свинцю – 10 мг/кг ґрунту, цинку – 5, кадмію – 0,2 мг/кг ґрунту. Згідно з градацією, наведеною у «Методиці суцільного ґрунтово-

агрохімічного моніторингу сільськогосподарських угідь України» [156] такий вміст важких металів відповідає слабкому рівню забруднення за кадмієм, помірному – за свинцем та відзначається відсутністю забрудненості цинком.

Система захисту посівів від шкідників, хвороб і бур'янів передбачала застосування: Вітавакс 200 ФФ, в.с.к., 3 л/т (протруювач); Хармоні 75, в.г., 15 г/га (гербіцид); Харнес 90, к.е., 2 л/га (гербіцид ґрунтовий).

При формуванні екотопів з різними рівнями забрудненості у верхній 20-сантиметровий шар ґрунту вносили солі металів: свинець азотнокислий ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$), кадмій азотнокислий ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$) і цинк азотнокислий ($\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 + 6\text{H}_2\text{O}$).

Створені у 1999 р. фони підтримували систематичним поповненням фонду важких металів на кожному з екотопів. Щороку розраховували дози металів відповідно до виносу врожаєм культур.

Природним контролем при аналізі ґрунтових процесів був ґрунт перелогу – ділянки площею 1 га, виведеної з обробітку у 1987 р., яка територіально знаходиться в межах одного дослідного поля. Агрохімічну характеристику ґрунтів цього поля наведено в табл. 2.1.

Таблиця 2.1. Агрохімічна характеристика сірого лісового ґрунту при закладанні дослідів, 1999 р.

Ґрунт	Обмінна кислотність, $\text{pH}_{\text{сол.}}$	Гумус, %	Гідролізований азот за Корнфілдом (N)	Рухомий фосфор (P_2O_5)	Рухомий калій (K_2O)
			мг/кг ґрунту		
Дослідної ділянки	5,65	1,65	85,1	162	120
Перелогу	5,40	1,71	80,0	170	136

Упродовж 2012–2014 рр. на ділянках дослідів вирощували кукурудзу на зерно (гібрид Здвиж МВ) у буззмінному посіві. Оригіна́тор гібриду Здвиж МВ – ННЦ «Інститут землеробства НААН». Гібрид трилінійний середньоранній (ФАО 240), період вегетації від 118 до 126 днів. Висота рослин 230 – 250 см,

висота прикріплення качана 85 – 90 см, качан слабоконусовидної форми, довжиною 19,5–21,5 см, має 14–16 рядів зерен, вихід зерна становить 78 – 82 %. Зерно зубовидно-кременисте, маса 1000 зерен – 310–330 г. Потенційна урожайність зерна 12–13 т/га. Стійкий до вилягання, посухостійкість і холодостійкість високі. У досліді попередником кукурудзи на зерно була соя.

Технологія вирощування культури загальноприйнята для зони Лісостепу. Система удобрення кукурудзи передбачала внесення мінеральних добрив у дозах $N_{120}P_{90}K_{120}$. Мінеральні добрива застосовували у формі: аміачна селітра – NH_4NO_3 (34,6 % д.р.), простий гранульований суперфосфат – $Ca(H_2PO_4) \cdot H_2O$ (20 % д.р.), калій хлористий – KCl (60 % д.р.).

Кукурудза має високу потребу в забезпеченні цинком і марганцем, середню міддю і бором, у процесі вегетації виносить значну кількість мікроелементів: до 80 г/га марганцю, 350 – 400 г/га цинку, близько 70 г/га бору та 50 – 60 г/га міді.

Висівали високоякісне насіння зі схожістю 95 % й енергією проростання 90%, що надто важливо для одержання дружніх сходів і формування вирівняних посівів. Сіяли кукурудзу пунктирним способом з міжряддям 60 см за температури ґрунту на глибині 10 см 10–12 °С (календарні строки сівби припадали на період 27 квітня – 9 травня). Насіння загортали на глибину 4–6 см.

Урожай збирали при фізіологічній стиглості, за вологості зерна не більше 35–40 %. До цієї фази накопичення асимілянтів закінчувалося, про що свідчить чорний прошарок (чорна точка) між зерном і місцем прикріплення його до середини качана. «Чорна точка» з'являлась через 55–60 днів після появи стовпчиків із приймочками (волосся) на качані. Оптимальні терміни для збирання зерна – орієнтовно 20 днів після проходження фази чорної точки.

2.2. Методика проведення досліджень

Польові та лабораторні дослідження проводили за загальноприйнятими методиками [165].

Грунтові проби відбирали з шару ґрунту 0–20 см (ДСТУ ISO 11464-2001) [252], а для досконалішого вивчення процесів ґрунтоутворення під впливом важких металів проби брали на глибину профілю (до 120 см) через кожні 20 см. Зберігали відібрані проби згідно з ДСТУ ISO 10381-6-2001 [249].

У ґрунті визначали:

- азот нітратний – потенціометрично (ДСТУ 4725-2007) [244];
- біологічну активність ґрунту – методом аплікації лляних полотен [219];
- гідролізований азот – за методом Корнфілда після компостування ґрунту в чашках Конвея (ДСТУ 7863:2015) [247];
- гідролітичну кислотність – за методом Каппена (ДСТУ 7537:2014) [246];
- інтенсивність виділення ґрунтом CO_2 [120];
- кислоторозчинні форми важких металів і мікроелементів у витяжці 1,0 н HCl , а залізо і марганець – 0,1н H_2SO_4 з наступним визначенням на атомно-абсорбційному спектрофотометрі [154];
- концентрацію валових форм важких металів і мікроелементів (кадмій, свинець, цинк) згідно з методикою ЦІНАО [158];
- нітрифікаційну здатність ґрунту за методом Кравкова [243];
- рухомий калій та рухомий фосфор - на полуменевому фотометрі за методом Чирикова (ДСТУ 4115-2002) [55];
- рН водний та сольовий – іонометрично, згідно з ДСТУ ISO 10390-2001 [248];
- рухомі форми важких металів і мікроелементів, вилучені в буферній ацетатно-амонійній витяжці з наступним визначенням на атомно-

абсорбційному спектрофотометрі, згідно з ДСТУ 4770 (2, 3, 9)-2007 [245];

- уміст органічної речовини (гумус) – за методом Тюріна (ДСТУ 4289:2004) [250].

При дослідженні стану фітоценозу визначали:

- біохімічні показники якості (протеїн, білок, жир, клітковина, крохмаль) – методом інфрачервоної спектроскопії на інфрачервоному аналізаторі NIR Systems 4500, відповідно до ДСТУ 4117:2007 [82];

- вологість – метод визначення вологості (ГОСТ 27548-97) [110];

- масу 1000 зерен та натуру зерна відповідно до ДСТУ 4138-2002 [169];

- морфологічні параметри [143];

- площу листової поверхні рослин – методом висічок за методикою А. А. Ничипоровича [174];

- об'єм кореневої системи – за методом Д. А. Сабініна та І. І. Колосова [22];

- посівні якості насіння (схожість, енергія проростання, сила росту) згідно з ДСТУ 4138:2002 [169];

- суху речовину – термостатно-ваговим методом (ГОСТ 27548-97) [110];

- уміст важких металів і мікроелементів у вегетативних та генеративних органах рослини (зерні, побічній продукції, корінні) – методом сухого озолення з наступним аналізом розчину золи атомно-абсорбційним методом на спектрофотометрі AAS-3 (ГОСТ 30178-96) [216];

- чисту продуктивність фотосинтезу обчислювали за фазами розвитку культури [155];

- флуоресценцію хлорофілу – експрес-методом індукції флуоресценції хлорофілу за допомогою портативного флуорометра «Флоратест» [111];

- фотосинтетичний потенціал – за фазами росту і розвитку за методикою А.А. Ничипоровича [174].

Аналітичні роботи виконували у відділі агроєкології і аналітичних досліджень ННЦ «Інститут землеробства НААН».

Урожайність основної і побічної продукції кукурудзи визначали щороку з кожної ділянки. Фенологічні спостереження за ростом і розвитком культури вели за «Методикою Державного сортовипробування сільськогосподарських культур» під редакцією В. В. Волкодава.

Статистичну обробку результатів отриманих експериментальних даних проводили за методикою Б. А. Доспехова [71] з використанням прикладної комп'ютерної програми Microsoft Office Excel 2007.

2.3. Погодні умови в роки проведення досліджень

Ґрунтово-кліматичні умови вважають визначальним фактором формування продуктивності сільськогосподарських культур і результативності агропромислового виробництва. Дослідне господарство «Чабани» знаходиться в зоні достатнього зволоження (ГТК 1,2–1,3), яка характеризується теплим, помірно вологим кліматом, в окремі роки бувають посухи, рідше – суховії. Зима м'яка, хмарна, з частими відлигами і лише в окремі роки з сильними морозами, літо тепле та помірно вологе.

Узимку середньодобова температура повітря може досягати позитивних значень 0–2 °С, а іноді 5 °С тепла, що зумовлює відлиги. За таких перепадів температури від (–) до (+) утворюється льодяна кірка. Сніг випадає в листопаді, а у третій декаді грудня утворюється стійкий сніговий покрив. Середня тривалість безморозного періоду – 165 днів. Середня глибина промерзання ґрунту – 40–50 см.

Середня температура повітря у липні та серпні від +19,2 до +24 °С, а в січні та лютому мінус 5–6,3 °С. Абсолютні максимуми повітря влітку +37 – +39 °С, а абсолютні мінімуми найбільш холодної зими – (–33 – –37 °С). Сума

активних температур коливається в межах 2600–2660 °С. Тривалість теплового періоду року з позитивною добовою температурою повітря 0 °С – 245 днів.

Перехід температури повітря весною і восени через 0 °С відбувається у другій декаді березня і другій декаді листопада; через 5 °С – у першій декаді квітня і третій декаді жовтня; через 10 °С – другій декаді квітня і першій декаді жовтня. Тривалість цих періодів у середньому становить відповідно 202, 160 і 115 днів.

Середньорічна кількість опадів – 560 мм, а за вегетаційний період – 354 мм (63 % річних). Упродовж року вони розподілялись нерівномірно: навесні випало 126 мм (22,4 % річної кількості), влітку – 204 (36,3 %), восени – 106 (18,9 %) і взимку – 126 мм (22,4 %).

Погодні умови за роками дослідження визначали тривалість вегетаційного періоду кукурудзи на зерно. Найкоротшою вона була у 2012 та 2013 рр. – відповідно 138 і 139 днів за найдовшого періоду 147 днів у 2014 р.

Детальний опис метеорологічних умов і тривалості проходження фаз росту і розвитку кукурудзи на зерно з березня по жовтень наведено в табл. 2.2. Вони характеризувалися високою контрастністю температурного режиму та нерівномірним розподілом опадів.

Таблиця 2.2. Метеорологічні умови та тривалість проходження фаз росту і розвитку кукурудзи на зерно гібриду Здвиж

Показники	Фази росту і розвитку					За вегетаційний період
	Сівба – поява 3-4 листків	Вихід у трубку	Цвітіння	Молочна стиглість	Достигання	
2012 р.						
Σ опадів, мм	10,2	158,9	6,1	29,6	79,2	284,0
Σt загальна, °С	218,1	728,9	497,7	468,4	834,2	2747,3
Σt ≥10 °С	218,1	728,9	497,7	468,4	834,2	2747,3
t _{max} , °С	39,5	30,2	34,8	34,1	36,4	35,0
t _{min} , °С	12,0	8,4	10,5	12,1	8,0	10,2
Середня t періоду, °С	19,8	17,8	22,6	22,3	19,4	20,4
ГТК	0,5	2,2	0,1	0,6	0,9	1,0

Дата настання та закінчення фаз росту і розвитку	27.04 7.05	8.05 17.06	18.06 9.07	10.07 30.07	31.07 11.09	27.04–11.09
Тривалість, днів	11	41	22	21	43	138
2013 р.						
Σ опадів, мм	7,6	47,8	27,2	9,4	142,0	234,0
Σt °C, загальна	350,8	654,8	352,9	480,5	876,2	2715,2
$\Sigma t \geq 10$ °C	350,8	654,8	352,9	480,5	866,3	2705,3
$t_{\max}$, °C	29,3	29,7	31,6	31,2	31,7	30,7
$t_{\min}$, °C	8,0	8,4	13,9	11,2	8,9	10,1
Середня t періоду, °C	19,5	19,8	22,1	20,0	18,3	19,9
ГТК	0,2	0,7	0,8	0,2	1,6	0,9
Дата настання та закінчення фаз росту і розвитку	29.04 16.05	17.05 18.06	19.06 4.07	5.07 28.07	29.07 14.09	29.04–14.09
Тривалість, днів	18	33	16	24	48	139
2014 р.						
Σ опадів, мм	22,7	174,1	22,8	38,8	31,2	289,6
Σt загальна, °C	250,8	692,0	260,8	596,4	1052,9	2852,9
$\Sigma t \geq 10$ °C	235,8	692,0	260,8	596,4	1052,9	2837,9
$t_{\max}$, °C	24,2	31,7	28,5	31,8	34,8	30,2
$t_{\min}$, °C	0,9	8,1	9,2	14,1	8,3	8,1
Середня t періоду, °C	13,9	19,2	17,4	22,1	20,6	18,6
ГТК	1,0	2,5	0,9	0,7	0,3	1,0
Дата настання та закінчення фаз росту і розвитку	24.04 11.05	12.05 16.06	17.06 1.07	2.07 28.07	29.07 17.09	24.04–17.09
Тривалість, днів	18	36	15	27	51	147

Упродовж вегетації культури температурний режим у 2012–2014 рр. відзначався вищими показниками порівняно із середніми багаторічними (рис. 2.2). Лише у вересні 2013 р. середньомісячна температура була нижчою від середньої багаторічної.

У період росту й розвитку кукурудзи не було критично низьких температур від -2 до -3 °C та критично високих – від $+45$ до $+47$ °C, за яких припиняється ріст і розвиток рослини.

Середня температура повітря з квітня по вересень змінювалася: 2012 р. – (+20,4 °C), 2013 р. – (+19,9 °C), 2014 р. – (+18,6 °C), за середньої багаторічної – (+15,2 °C).

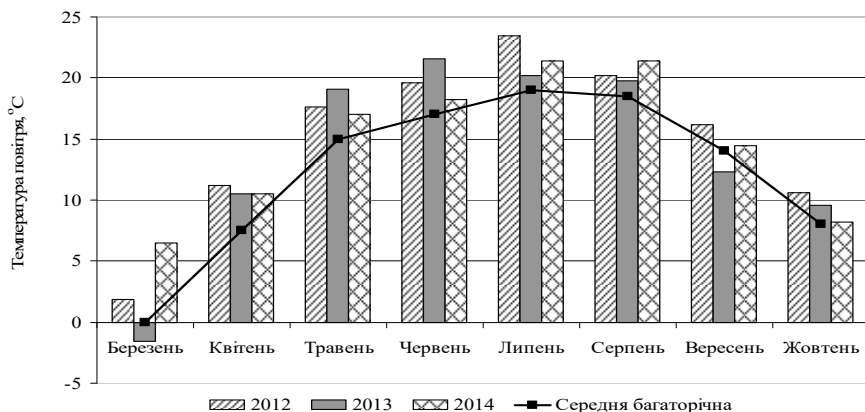


Рис. 2.2. Температура повітря впродовж вегетаційного періоду, 2012–2014 рр., °C

Температура ґрунту на глибині висіву насіння відповідала оптимальним показникам і становила: 2012 р. – 11 °C, 2013 р. – 16 °C, 2014 р. – 14 °C, що сприяло одержанню дружніх сходів.

За даними Д. Шпаара [129], сума активних температур у період вегетації (травень–вересень) для середньоранніх гібридів кукурудзи на зерно становить 1630 °C, а за результатами досліджень О. І. Зінченка та ін. [83] сума активних температур, сприятлива для розвитку рослин і формування врожаю, становить 2300–2600 °C.

Отже, температурний режим у зоні діяльності ДПДГ «Чабани» у 2012–2014 рр. був у межах 2705 – 2837 °C, тобто достатнім для формування вегетативної маси і дозрівання генеративних органів кукурудзи. Кореляційна залежність між сумою активних температур та урожайністю була позитивною за величини коефіцієнта 0,550–0,874. Проте найважливішим для формування врожаю рослин кукурудзи виявився період цвітіння. Залежність між сумою

температур у цей період була тіснішою (0,921–0,999), але мала від’ємне значення (рис. 2.4.).

За характером зволоження роки проведення досліджень істотно різнилися між собою (рис. 2.3). Найбільш наближеними до середньої багаторічної величини були умови 2014 р., коли середня кількість опадів становила 57,9 мм за середніх багаторічних показників 59,8 мм. В інших двох роках було найменше опадів: у 2012 р. – 56,8 мм, у 2013 р. – 46,8 мм. Кореляційна залежність між кількістю опадів за вегетаційний період і урожайністю виявилася низькою (див. рис. 2.4).

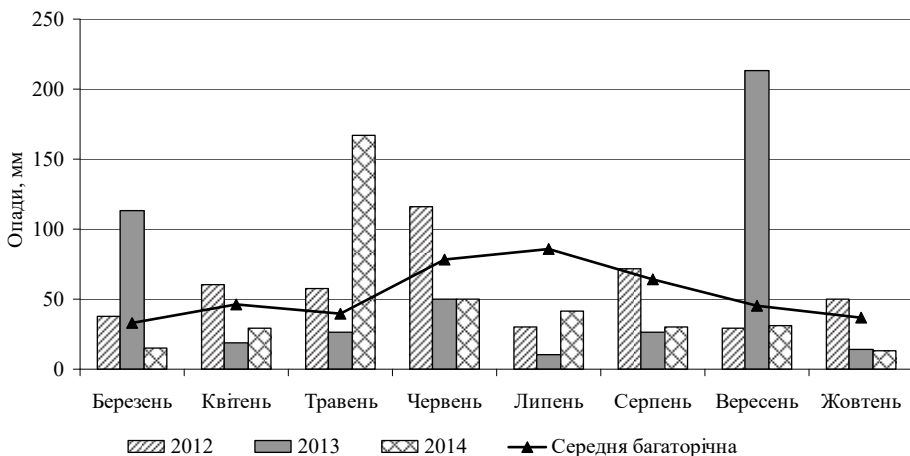


Рис. 2.3. Кількість опадів упродовж вегетаційного періоду в 2012–2014 рр., мм

У цілому, метеорологічні умови в роки досліджень були посушливими, про що свідчить значення ГТК дорівнював 0,9–1,0 у середньому за вегетаційний період. Упродовж періоду росту й розвитку кукурудзи ГТК змінювався так: у 2012 і 2014 рр. фаза виходу в трубку припала на період надлишкового зволоження, ГТК – відповідно 2,2 і 2,5, а в 2013 р. помірно вологим виявився період дозрівання – ГТК 1,6. Найнижчими ці значення були в період цвітіння у 2012 р. (ГТК = 0,1), період сівба–поява сходів і до фази

молочної стиглості у 2013 р. (ГТК = 0,2) та період досягання в 2014 р. (ГТК=0,3).

Із наукових джерел відомо, що кукурудза вибаглива до вологи у критичні періоди росту й розвитку [83, 95, 129]. Вважається, що на початку вегетації потреба у волозі невисока – до 30 мм опадів. У роки досліджень вологість була достатньою для появи дружніх сходів.

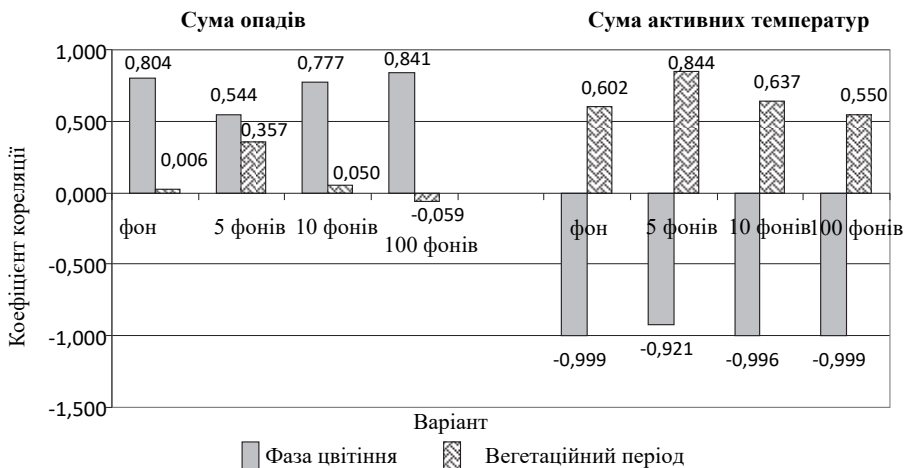


Рис. 2.4. Кореляційна залежність між сумою активних температур, кількістю опадів і урожайністю кукурудзи, середнє за 2012–2014 рр.

Найкритичнішим для кукурудзи за потребою у волозі є період від початку цвітіння й до початку молочної стиглості. Результати кореляційного аналізу підтвердили високу значимість рівня забезпеченості рослин вологою у цей період для формування врожаю – коефіцієнт кореляції дорівнював 0,544–0,841.

Найменша кількість опадів під час цвітіння випала в 2013 р. – близько 30 мм, а найкращі умови склались у 2014 р. – випало близько 80 мм опадів. Саме у 2014 р. зафіксовано найвищу врожайність кукурудзи. Погодні умови в цей рік були такими: ГТК – 1,0 у вегетаційний період та ГТК – 2,5 і 0,9 у критичні періоди розвитку. Нижчий урожай отримано в 2012 р., коли ГТК змінювався відповідно

від 2,2 до 0,1 у період інтенсивного росту. Це спричинило зниження запліднення качанів і призвело до зменшення врожаю.

Отже, погодні умови, що склалися в роки досліджень, не за всіма параметрами відповідали вимогам оптимального росту й розвитку фітоценозу кукурудзи. Сума ефективних температур була достатньою для формування врожаю, але нерівномірність опадів у період найбільшої потреби в них – від початку цвітіння до початку молочної стиглості – вплинула на коливання показника врожайності за роками.

РОЗДІЛ 3

ВПЛИВ ЕКЗОГЕННОГО НАДХОДЖЕННЯ СВИНЦЮ, КАДМІЮ І ЦИНКУ НА ЗМІНУ ВЛАСТИВОСТЕЙ СІРОГО ЛІСОВОГО ҐРУНТУ

3.1. Трансформування агрохімічних показників родючості ґрунту під впливом забруднення екотопів свинцем, кадмієм і цинком

У сучасних агроландшафтах основним чинником зміни властивостей ґрунтів є антропогенний. Саме цей фактор визначає інтенсивність і повноту повернення до ґрунту біогенних елементів, вилучених з урожаєм, проведення заходів для поліпшення фізико-хімічних, фізичних і біологічних властивостей ґрунту, а також включення до циклу ґрунтоутворення високотоксичних для біоти сполук і елементів, серед яких і важкі метали. Особливість ВМ полягає в тому, що вони не є хімічно синтезованими та шкідливими для екосистеми. Ці елементи входять до складу магматичних порід і при їх вивітрюванні можуть переходити до ґрунотворних порід та ґрунту. Але вміст їх у нативних ґрунтах чітко обмежений можливістю біологічних об'єктів рости і розвиватися. Важкі метали виявляють не лише директивний негативний (токсичний) вплив на біоту екосистеми ґрунту. Індирективна дія їх на живі організми полягає у зміні агрохімічних і фізико-хімічних властивостей ґрунтів, а отже й умов існування агробіогеоценозів.

Доведено, що вміст органічної речовини та реакція ґрунтового розчину впливають на рухомість і доступність ВМ для рослин. Дослідженнями науковців виявлено, що чим більше в ґрунті гумусу, тим нижча рухомість ВМ і чим вища кислотність ґрунту, тим більша доступність ВМ для рослин. Виявлено, що ВМ є антагоністами деяких елементів живлення та блокують їх надходження до рослини. Так, кадмій, знаходячись в ґрунтовому розчині,

знижує доступність надходження фосфору, кальцію, магнію, заліза, цинку; свинець – фосфору, кальцію, заліза, цинку, міді в рослини [126].

Наші дослідження протягом 2012–2014 рр. мали на меті виявити зміну агрохімічних властивостей у 0–20-сантиметровому шарі сірого лісового ґрунту за тривалого систематичного надходження ВМ на його поверхню в різних дозах. З моменту закладання досліду (1999 р.) і до початку ведення спостережень у посівах кукурудзи на зерно (2012–2014 рр.) в агроекотопах вирощували технічні, кормові й зернобобові культури [114]. Особливістю ведення досліду було внесення лише мінеральних добрив в оптимальних для культур дозах, враховуючи ґрунтово-кліматичні умови. Під кукурудзу вносили однакову дозу добрив на усіх ділянках досліду незалежно від інтенсивності виносу нутрієнтів з урожаєм. Хімічну меліорацію не проводили й органічних добрив не вносили. Для підтримання стабільного фону ВМ у ґрунт щороку повертали ту кількість цинку, свинцю і кадмію, яку було винесено з урожаєм основної і побічної продукції.

Упродовж 2012–2014 рр. у досліді вирощували кукурудзу на зерно в беззмінному посіві. Унаслідок своїх особливостей росту й розвитку ця культура потребує значної кількості поживних речовин. Маючи тривалий вегетаційний період, тому вона засвоює поживні речовини аж до початку фази воскової стиглості й утворює багато вегетативної маси. Культура потребує азоту протягом усього періоду вегетації, а найбільше під час основного періоду росту – протягом двох тижнів до викидання волотей і трьох тижнів після. За нестачі азоту ріст молодих рослин може сповільнюватися, листя набуває жовто-зеленого забарвлення, утворення волотей запізнюється [47].

Рослинам кукурудзи фосфор потрібен упродовж періоду вегетації. Найбільше фосфору вони засвоюють у період від цвітіння і до закінчення фази молочної стиглості. Цей елемент прискорює досягання кукурудзи, підвищує врожай зерна, а також збільшує стійкість рослин до весняних приморозків. За його нестачі уповільнюється ріст, затримується досягання качанів [47, 104].

Кукурудза потребує достатньої кількості калію від появи сходів до фази викидання волотей. При калійному голодуванні уповільнюється ріст проростків і молодих рослин, кукурудза може вилягати, а качани погано виповнюються зерном [129].

У наукових публікаціях зазначається, що за систематичного застосування добрив у посівах кукурудзи покращується поживний режим ґрунту, що сприяє кращому забезпеченню рослин азотом, фосфором і калієм упродовж періоду вегетації [141, 88, 231].

При проведенні наших досліджень у 2012–2014 рр. на кожному ділянці щороку вносили мінеральні добрива в дозі $N_{120}P_{90}K_{120}$. За результатами, з накопиченням ґрунтом свинцю, цинку і кадмію у понадфонових концентраціях, спостерігали певні тенденції щодо зміни фізико-хімічних і агрохімічних характеристик сірого лісового грубопилюватого легкосуглинкового ґрунту. При порівнянні результатів аналізу вихідного ґрунту, відібраного при закладанні дослідів, і ґрунту агроєкотопів, сформованих на момент 2012–2014 рр., виявлено, що вміст гумусу і доступних форм азоту був у межах одного рівня забезпеченості, визначеного групуванням ґрунтів за властивостями згідно з ДСТУ 4362:2004 [251]. Тобто вміст гумусу в 0–20 см шарі ґрунту залишався низьким, а забезпеченість гідролізованим азотом – дуже низькою. Інші показники зазнали істотніших змін (табл. 3.1). Обмінна кислотність, з рівнем близької до нейтральної, в момент закладання дослідів, змінилась до середньокислої. Забезпеченість рухомими фосфатами при закладанні дослідів була визначена як підвищена і висока, а в період вирощування кукурудзи була високою, забезпеченість рухомим калієм – підвищена і висока під час закладання дослідів – знизилася до підвищеної [28].

Дослідження ґрунту ділянок з понадприродним вмістом ВМ виявило певне трансформування структури ґрунтового вбирного комплексу. Обмінна кислотність відіграє важливу роль у розвитку рослин і ґрунтових мікроорганізмів, впливаючи на швидкість та напрям перебігу хімічних і

Таблиця 3.1. Зміна фізико-хімічних і агрохімічних властивостей сірого лісового ґрунту в умовах тривалого забруднення агроекотопів свинцем, кадмієм і цинком, шар 0–20 см

Варіант досліду	Обмінна кислотність, рН _{сол.}	Гідролітична кислотність, м-екв/100 г ґрунту	Гумус, %	Гідролізований азот (N)				Рухомий фосфор (P ₂ O ₅)		Рухомий калій (K ₂ O)	
	I*	II**	I	II	I	II	I	I	II	I	II
Природний фон ВМ (контроль)	5,65	4,66	2,14	2,83	1,65	1,45	84,7	85,0	189,5	199,1	168,8
Перевищення природного фону ВМ у 5 разів	5,68	4,73	2,09	2,79	1,68	1,49	83,3	83,5	155,0	164,6	130,9
Перевищення природного фону ВМ у 10 разів	5,60	4,67	2,23	2,73	1,58	1,38	86,5	87,2	156,0	165,8	96,3
Перевищення природного фону ВМ у 100 разів	5,80	4,53	2,01	3,25	1,68	1,42	85,8	86,9	145,3	158,7	86,3
$\bar{x} \pm S_x$	5,68±0,04	4,65±0,04	2,12±0,05	2,90±0,12	1,65±0,02	1,44±0,02	85,1±0,70	85,7±0,87	161,5±9,66	172,1±9,15	120,5±18,7
V, %	1,5	1,8	4,4	8,2	2,9	3,2	1,60	2,00	12,0	10,6	31,0
НІР ₀₅	0,17	0,17	0,18	0,47	0,09	0,09	2,74	3,41	37,9	35,9	73,5
											43,12

Примітка: *I – результати аналізу проб ґрунту, відібраних у 1999 р.

**II – результати аналізу проб ґрунту, середнє за 2012–2014 рр.

обмінних процесів. Показник pH_{KCl} , як і інші показники родючості ґрунту, визначали на кожній ділянці дослід. При закладанні дослід обмінна кислотність у контрольному варіанті була на рівні pH 5,65, а перед створенням фонів з 5-ти, 10-ти і 100-разовим перевищенням природного фону ВМ показник pH відповідно становив 5,68; 5,60; 5,80. Рівень варіювання був низьким ($V=1,5\%$), а відмінності між ділянками не перевищували рівень імовірності ($HIP_{05}=0,17$). У середньому за 2012–2014 рр. значення обмінної кислотності (pH_{KCl}) знизилося до 4,53–4,73. Таке загальне для ділянки дослід зниження показника пов'язано, передусім, з відсутністю вапнувань у період 1999–2014 рр. Отримані в 2012–2014 рр. результати також показали низький рівень варіювання ($V=1,8\%$) та відсутність імовірної різниці між варіантами ($HIP_{05}=0,17$). Утім, при порівнянні значень, отриманих на кожній окремій ділянці з вихідним ґрунтом, виявили зменшення pH_{KCl} на 0,93–1,27 од. Найбільше зниження показника pH порівняно з вихідним ґрунтом було у варіанті зі 100-разовим перевищенням природного фону ВМ – 1,27 (рис. 3.1).

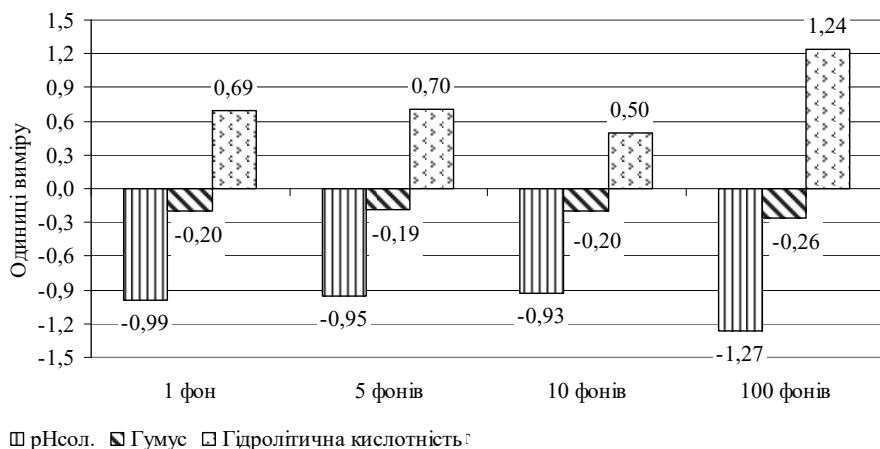


Рис. 3.1. Зміна значення показників фізико-хімічного стану ґрунту до вихідного рівня (1999 р.) за умови тривалого забруднення агроєкотопів важкими металами, середнє за 2012–2014 рр. Варіанти: 1 фон – природний фон важких металів (контроль); 5, 10, 100 фонів – перевищення природного фону ВМ відповідно у 5, 10, 100 разів, pH_{sol} ; гумус, %; гідролітична кислотність, м-екв/100 г ґрунту

За 5-ти і 10-разового підвищення фону ВМ впливу токсикантів на обмінну кислотність не виявлено [115].

Спостережені тенденції змін у ГВК підтверджуються результатами аналізу гідролітичної кислотності. За обох строків відбору варіювання показників було низьким: $V=4,4\%$ і $V=8,2\%$ відповідно, а рівень імовірності не перевищував – $HIP_{05} = 0,18$ і $0,47$. За роки накопичення ґрунтом ВМ зросли частки іонів H^+ та Al^{3+} , що зумовлюють потенційну кислотність, і показник порівняно з періодом закладання дослідів підвищився на $0,5\text{--}1,24$ м-екв/100 г ґрунту. На ділянках контролю та за 5-ти і 10-разового перевищення фону ВМ збільшення становило лише $0,5\text{--}0,7$ м-екв/100 г, а за 100-разового перевищення фону гідролітична кислотність підвищилася на $1,24$ м-екв/100 г ґрунту, також виявлено перехід від групи з нейтральною кислотністю до середнього рівня кислотності. Такий ефект можна пояснити зміною спрямованості біологічних, біохімічних та фізико-хімічних процесів у агроєкотопі під впливом ВМ, порушенням співвідношення між кальцієм, магнієм та іншими катіонами у ГВК і тенденцією до зниження кількості гумусових речовин у ґрунті.

У пробах ґрунту, відібраних перед закладанням дослідів (1999 р.), виявлено, що вихідний вміст гумусу на дослідних ділянках становив $1,58\text{--}1,68\%$, тобто варіювання показника було на низькому рівні ($V=2,9\%$). Використання території як агроєкотопу з системою удобрення, якою не передбачено внесення органічних добрив призвело до зменшення кількості органічних речовин у ґрунті всіх ділянок. До 2012–2014 рр. було втрачено $0,19\text{--}0,26\%$ гумусу, хоча варіювання показника залишалось низьким – $V=3,2\%$, і з урахуванням HIP_{05} відмінностей між варіантами не виявлено. Однак виявлено, що найбільшими були втрати гумусу на ділянках з максимальним накопиченням ВМ (варіант 3), у середньому – $0,26\%$.

Використання забруднених єкотопів для вирощування сільськогосподарських культур за систематичного внесення мінеральних добрив у рекомендованих дозах зумовило зміну концентрації рухомих форм поживних елементів у орному шарі ґрунту (рис. 3.2). Окультуреність ґрунту та

вироснування в попередні роки люцерни, люпину, квасолі, кормових бобів сприяло підтриманню вмісту азоту на рівні, наближеному до вихідних значень,

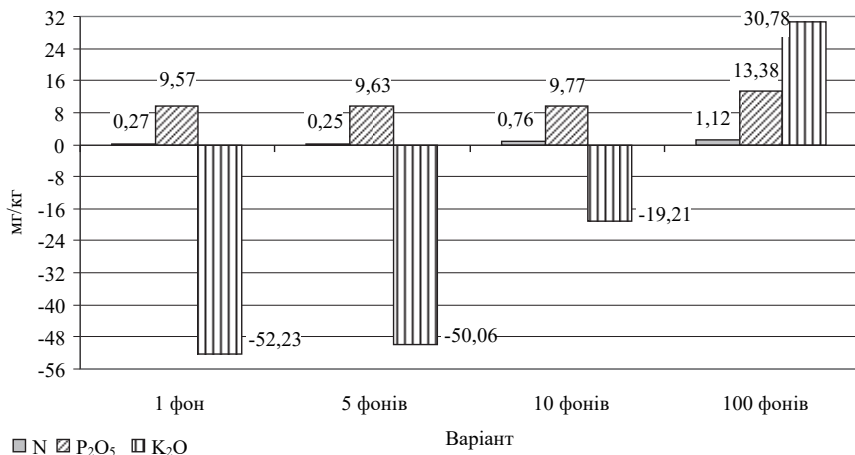


Рис. 3.2. Приріст значення показників поживного режиму ґрунту до вихідного рівня (1999 р.) за умови тривалого забруднення агроєкотопів важкими металами, середнє за 2012–2014 рр.: варіанти: 1 фон – природний фон важких металів (контроль); 5, 10, 100 фонів – перевищення природного фону ВМ відповідно у 5, 10, 100 разів, N – гідролізований азот; P₂O₅ – рухомий фосфор; K₂O – рухомий калій, мг/кг ґрунту

незважаючи на його дефіцитний баланс. Так, протягом 2012–2014 рр. інтенсивність господарського балансу азоту становила 59–74 %. Кількість гідролізованих форм азоту на ділянках з високим забрудненням (100 фонів) мала тенденцію до підвищення порівняно з вихідним ґрунтом.

Позитивний баланс фосфору в агроєкотопі (інтенсивність господарського балансу фосфору 107–137 %) свідчить про наявність у ґрунті вільних фосфатів, які можуть брати участь у зв'язуванні катіонів свинцю, кадмію, цинку, що призводить до зниження їх рухомості. Але чіткого підтвердження цього припущення в наших дослідженнях не отримано. Варіювання вмісту рухомих фосфатів як при закладанні досліду, так і в період вирощування кукурудзи на зерно було на середньому рівні – $V=12,0\%$ і $V=10,6\%$ відповідно, а рівень

імовірності – $HIP_{05} = 37,9$ і $35,97$, був перевищений за обох строків лише в екотопі (100 фонів). Але це не дає підстав однозначно стверджувати, що таке помітне зниження кількості рухомих фосфатів у період 2012–2014 рр. на ділянках, забруднених ВМ, порівняно з контролем (на 33,3–40,4 мг/кг ґрунту) свідчить про активну детоксикуючу дію фосфатів у ґрунті (див. табл. 3.1). Адже порівняно з вихідним ґрунтом кількість фосфатів не зменшилася, а збільшилась: у варіантах контролю та перевищення фону в 5 і 10 разів – на 9,6–9,8 мг/кг ґрунту, а в найзабрудненішому екотопі (100 фонів) – навіть на 13,4 мг/кг. Зважаючи на позитивний баланс фосфору, можливо, частина фосфатів витрачалась на поєднання у сполуки з ВМ. Наприклад, для зв'язування 100 мг свинцю потрібно лише близько 40 мг фосфорного ангідриду. Аналіз продуктивності кукурудзи на зерно, що буде проведено у розділі 4 монографії, підтверджує високу толерантність рослин до ВМ у досліді, що може бути непрямим підтвердженням часткової детоксикації свинцю і кадмію фосфором.

Найбільшу неоднорідність ділянок досліді виявлено за забезпеченістю рухомих калієм. Як при закладанні досліді, так і під час вирощування кукурудзи на зерно (2012–2014 рр.) варіювання показника було значним – $V=31,0\%$ і $V=22,4\%$ відповідно. Разом із тим порівняння абсолютних значень на кожній ділянці дало змогу встановити чітку тенденцію до збіднення ґрунту рухомих калієм у варіантах контролю та за 5-ти і 10-разового перевищення фону ВМ. Втрати становили 19,2–52,2 мг K_2O на 1 кг ґрунту. На ділянках з 100-разовим підвищенням фону ВМ, навпаки, кількість доступних рослинам форм калію збільшується на 30,8 мг/кг ґрунту. Цей результат підтверджується балансовими розрахунками, згідно з якими інтенсивність балансу калію в досліді становила 75–107 %, причому у варіанті з найбільшим забрудненням ґрунту інтенсивність балансу була найвищою – 107 %. Накопичення рухомих сполук калію саме у цьому варіанті, на нашу думку, пов'язано з різким зниженням урожайності сільськогосподарських культур і відповідним

зменшенням відчуження біогенних елементів, зокрема калію, із зерном і наземною вегетативною масою.

3.2. Зміна біологічної активності ґрунту залежно від забрудненості агроценозів кукурудзи свинцем, кадмієм і цинком

Оцінювання змін в екосистемі ґрунту внаслідок техногенного навантаження важливо, для того, щоб з'ясувати стану мікробного ценозу як одного із чутливих діагностичних критеріїв родючості ґрунту [96, 184, 208]. Адже мікробні еколого-трофічні групи формуються на певному агрофоні, тому і будь-який хіміко-техногенний вплив на ґрунт може змінювати його структурно-функціональні особливості [9, 164]. Згідно із сучасними баченнями, мікроорганізми вважаються індикаторами родючості та екологічного стану ґрунтів, визначальним чинником оптимального функціонування біоценозу [96, 184, 185].

Збільшення антропогенного впливу на ґрунт порушує умови існування ґрунтової мікрофлори, спричиняє зміни в комплексі ґрунтових мікроорганізмів: знижується видова різноманітність, збільшується кількість толерантних до забруднення мікроорганізмів, процеси самоочищення ґрунту сповільнюються [140]. Такі зміни помічено в основному на бідних ґрунтах, за високих рівнів впливу і стійких забрудненнях [150].

Г. А. Іутинська та співавтори (2001) вважають, що толерантність ґрунтової мікрофлори до забруднення залежить від належності до певних систематичних груп [9]. За твердженням К. І. Андреюка, дуже чутливими до високих концентрацій ВМ є види роду *Bacillus*, нітрифікуючі мікроорганізми, дещо стійкіші бактерії роду *Pseudomonas*, актиноміцети роду *Streptomyces*, а мікроміцети та дріжджі вважаються найменш чутливими [9]. Утім, за даними дослідників, метали у малих кількостях сприяють розвитку мікробного ценозу

[73]. Вони залучаються до біологічного кругообігу як мікроелементи, підвищуючи біологічну активність ґрунтів, хоча високі концентрації металів здатні її пригнічувати, порушуючи життєво важливі функції ґрунтових мікроорганізмів [50, 51, 73, 236]. Деякі ґрунтові бактерії і гриби можуть накопичувати важкі метали, які долучаються до метаболічних процесів [20, 50, 73]. Мікроскопічні гриби здатні закріплювати метали всередині міцелію та на його поверхні [292].

Основним джерелом енергії для ґрунтової біоти є целюлоза рослинних залишків [30, 94, 168]. Провідну роль у розкладанні її у ґрунтах відіграють аеробні целюлозорозкладаючі мікроорганізми. Розщеплювати целюлозу здатні як еукаріотні мікроорганізми (мікроскопічні гриби родів *Penicillium*, *Aspergillus*, *Fusarium*, *Botrytis* та ін.), так і прокаріоти [108]. Це актинобактерії родів *Streptomyces*, *Micromonospora* та бактерії – *Cytophaga*, *Cellvibrio*, *Cellfalcicula* та ін. [32]. Разом із тим, залежно від окультуреності ґрунту, виявлено відмінності у діяльності пулу мікроорганізмів: на цілинних і слабоокультурених ґрунтах мікроскопічним грибам належить домінуюча роль у трансформації целюлози [23].

Дослідники доводять, що забруднення ґрунтів свинцем і кадмієм помітно знижує кількість та активність целюлозоруйнівних мікроорганізмів серед інших таксономічних груп [211, 292]. За результатами, отриманими Н. Н. Напльоковою [168], кадмій у дозах 30 і 60 мг/л пригнічує ріст багатьох мікроорганізмів, а гальмівна дія свинцю виявляється за вищих доз – 1000 мг/л. Також дослідники з'ясували, що надлишок цинку в ґрунтах уповільнює процеси розкладання целюлози [305]. В інших працях стверджується, що короточасне забруднення ґрунту ВМ призводить до зміни інтенсивності респірації ґрунтової мікрофлори залежно від дози забруднення. Так, у ґрунті без рослин продукування CO₂ збільшувалося порівняно з контролем при 5 і 10 ГДК відповідно на 19,9 і 38,8 %, при 100 ГДК спостерігали пригнічення респірації в 2,3 раза [148].

У наших дослідженнях для виявлення зміни біологічної активності ґрунту екотопів, що підлягали тривалому систематичному забрудненню важкими металами, використано два підходи: проводили лабораторні експерименти в квазістаціонарних умовах зі сталою температурою і вологістю та польові експерименти з природною флуктуацією температури повітря й опадів улітку.

У польовому експерименті визначали активність целюлозоруйнівних мікроорганізмів ґрунту природного екотопу (переліг тривалістю 25 років) та ґрунту агроценозів кукурудзи з чотирирівневим забрудненням ВМ (природний фон, 5-ти, 10-ти, 100-разове перевищення природного фону). Застосовували метод лляних тканин. Лляні аплікації на поліетиленовій плівці розміщували на глибині 0–20 см, період експозиції – 40 днів. Для оцінювання целюлозолітичної активності ґрунту використовували шкалу, запропоновану Д. Г. Звягінцевим: 10 % – дуже слабка, 10–30 – слабка, 30–50 – середня, 50–80 – сильна, >80 % – дуже сильна [81]. Дослідження проводили у чотириразовому повторенні за відповідною методикою [219]. Важливо, що метод лляних тканин не тільки демонструє активність целюлозолітичних мікроорганізмів, але і свідчить про ступінь мобілізації азоту в ґрунті.

Візуальне обстеження після експозиції показало, що лляна тканина з перелогу залишилася майже не деструктованою, а тканина з агроценозу кукурудзи зазнала значної трансформації (рис. 3.3).

Зважування тканини після закінчення періоду експозиції та відповідні розрахунки підтвердили дані візуального обстеження (рис. 3.4, А). В агроценозі, залежно від навантаження екотопів ВМ, целюлозоруйнівна активність змінювалась у межах 31,4–43,9 %, досягнувши середнього рівня за шкалою Звягінцева. Найбільший розклад тканини відмічено у варіанті контролю. У цілому збільшення кількості ВМ у ґрунті знижувало целюлозоруйнівну активність мікробного ценозу. Але, незважаючи на спостережене підвищення забрудненості ґрунту ВМ у 100 разів, коефіцієнт варіювання целюлозоруйнівної активності у варіантах дослідів досягав лише

середнього рівня – $V=14,3\%$. Достовірну відмінність показника виявлено лише у варіанті з максимальним забрудненням ВМ (за $НІР_{05} 10,9\%$) [117].

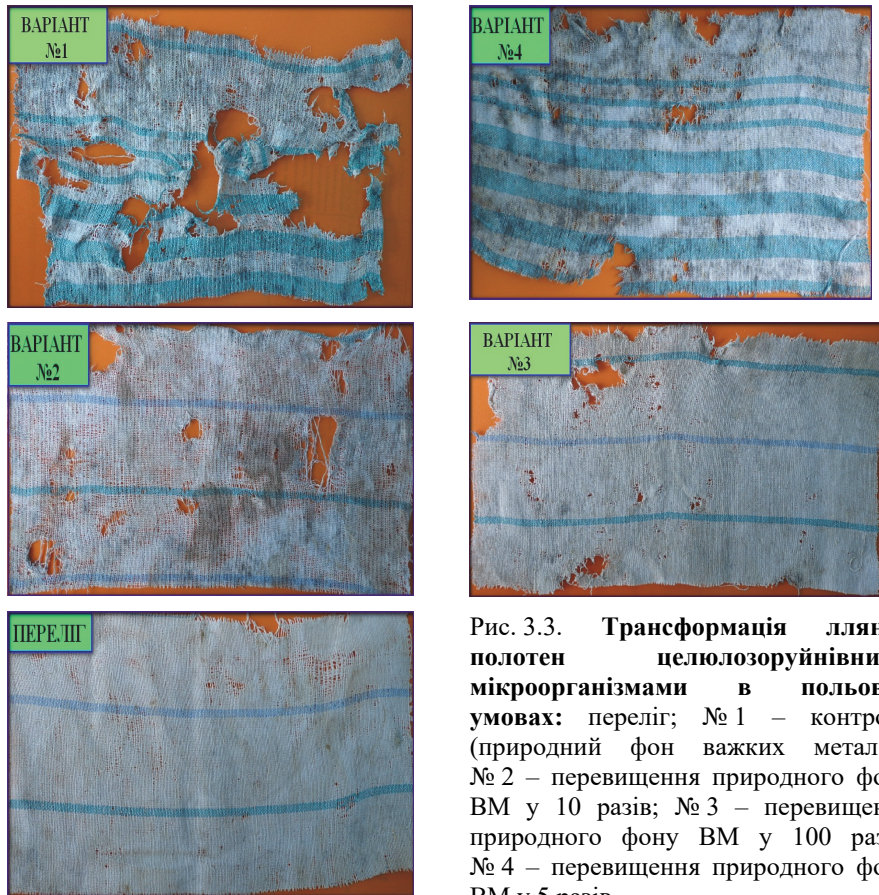


Рис. 3.3. Трансформація лляних полотен целюлозоруйнівними мікроорганізмами в польових умовах: переліг; № 1 – контроль (природний фон важких металів), № 2 – перевищення природного фону ВМ у 10 разів; № 3 – перевищення природного фону ВМ у 100 разів; № 4 – перевищення природного фону ВМ у 5 разів

Найнижчою була частка розкладання тканини за компостування на перелозі – $24,9\%$ (слабка целюлозоруйнівна активність). Науковці вважають, що біологічну активність ґрунту найбільшою мірою визначають зовнішні фактори, такі як ступінь окультуреності ґрунту, погодні умови, вологість і температура ґрунтового середовища [43, 239]. Систематичний обробіток ґрунту та застосування мінеральних добрив у агроценозі кукурудзи сприяли поліпшенню режиму аерації, забезпеченості вологою та поживними

елементами, а отже – формуванню пулу ґрунтових мікроорганізмів, які в польових умовах інтенсивніше, порівняно з перелогом, мінералізували органічні речовини, основою яких є целюлоза.

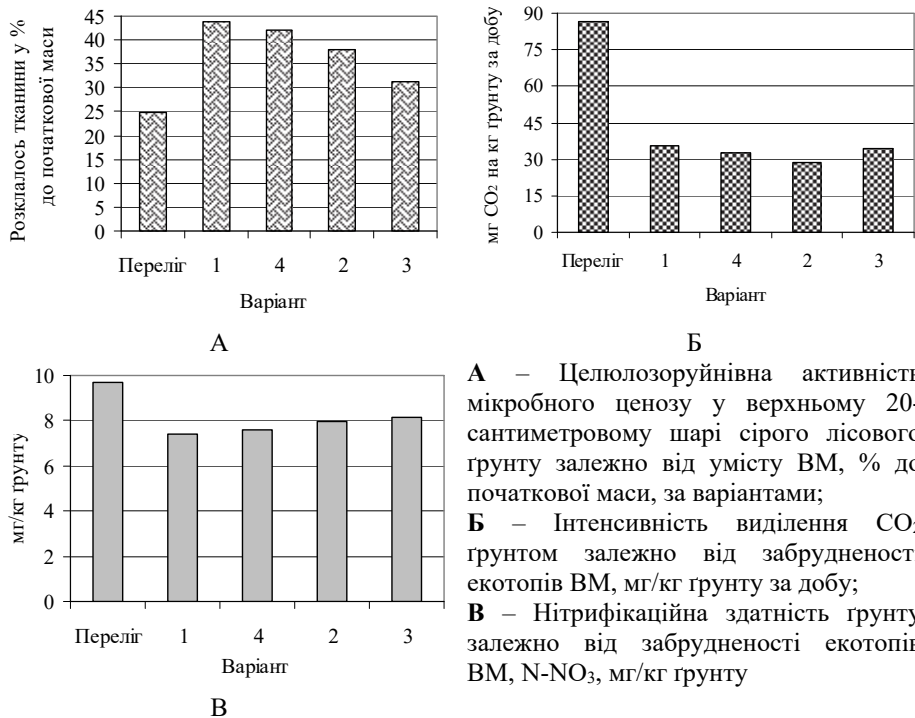


Рис. 3.4. Показники біологічної активності сірого лісового ґрунту в умовах забруднення екотопів важкими металами, середнє за 2012–2014 рр.

(переліг; № 1 – контроль (природний фон важких металів), № 2 – перевищення природного фону ВМ у 10 разів; № 3 – перевищення природного фону ВМ у 100 разів; № 4 – перевищення природного фону ВМ у 5 разів).

Польові дослідження виявили значний вплив кліматичних умов на компостування тканини у ґрунті (рис. 3.5). У науковій літературі також підтверджено, що гідротермічні показники можуть суттєво впливати на процеси розкладання клітковини у ґрунті [8, 183].

Підвищення температури та відсутність опадів у 2013 р. – в період проведення дослідів, знижували активність мікробного ценозу, а частка деструктованої тканини у варіантах дослідів не перевищувала 30 % (контроль).

Варіювання целюлозоруйнівної активності залежно від умов року – в межах 4,9–22,7 %. Найнижчий коефіцієнт варіації отримано на перелозі ($V=4,9\%$), де обробіток ґрунту і добрива не застосовували 28 років, тоді як на орних ґрунтах агроценозу варіювання залежно від умов року було в межах 15,0–22,7 %.

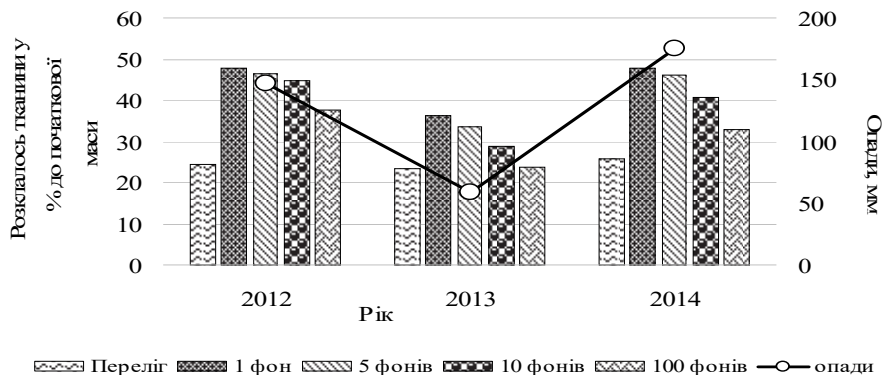


Рис. 3.5. Вплив кількості опадів на деструкцію лляних полотен целюлозолітичними мікроорганізмами, 2012–2014 рр.

Окрім польових досліджень було проведено серію лабораторних експериментів, в яких визначали інтенсивність респірації ґрунту. Адже в результаті деструкції органічної речовини ґрунту під впливом ґрунтових мікроорганізмів вивільняється двооксид вуглецю. Активність продукування CO_2 свідчить про швидкість проходження мінералізаційних процесів у ґрунті та вважається важливою характеристикою загальної біологічної активності ґрунту, рослин [230].

Для визначення інтенсивності виділення ґрунтом CO_2 використовували спосіб, запропонований співробітниками відділу агроєкології і аналітичних досліджень ННЦ «ІЗ НААН» [120]. Сутьність його полягає у визначенні інтенсивності емісії вуглекислоти у квазістаціонарних умовах. Досліджували ґрунт природного екотопу (переліг тривалістю 25 років) та ґрунт агроценозів

кукурудзи з чотирирівневим забрудненням ВМ (природний фон, 5-ти, 10-ти, 100-разове перевищення природного фону).

Як свідчать отримані дані, інтенсивність респірації була найвищою на ділянці перелогу – 86,3 мг/кг ґрунту за добу, що підтверджує еволюційну гармонійність мікробного ценозу, сформованого в природному екотопі (див. рис. 3.4, Б). Тривале використання ґрунту для вирощування сільськогосподарських культур відчутно знизило цей показник, і у варіантах агроценозів кукурудзи він був у межах 28,6–35,5 мг/кг ґрунту за добу. За 5-ти і 10-разового підвищення фону ВМ у ґрунті спостерігали зниження інтенсивності респірації відповідно на 2,75 і 6,86 мг/кг, порівняно з незабрудненим варіантом. Математичний аналіз отриманих результатів свідчить про достовірне відхилення від контролю лише у варіанті з 10-разовим перевищенням фону ($HIP_{05}=6,01$). У цілому мінливість ознаки інтенсивності респірації у варіантах агроценозу кукурудзи показала низьку варіабельність ($V=9,3\%$).

На ділянках із 100-разовим забрудненням екотопу сільськогосподарські рослини розвивалися набагато гірше, ніж у інших варіантах, що буде показано в розділі 4). Це сприяло накопиченню в орному шарі ґрунту біогенних елементів, невикористаних на формування урожаю. У квазістаціонарних умовах дослідів, які передбачали максимально сприятливі умови для розвитку мікроорганізмів ґрунту, активізувалась діяльність аеробної мікрофлори. Показник інтенсивності респірації за цього варіанта наближався до контролю (див. рис. 3.4).

Умови року в лабораторних дослідженнях не так відчутно вплинули на емісію вуглекислоти з ґрунту, як на активність целюлозоруйнівних мікроорганізмів у польових дослідженнях (див. рис. 3.4, Б). Коефіцієнти варіації залежно від року були низькими у всіх варіантах дослідів ($V=7,0-9,2\%$), а найнижчу варіабельність виявлено на перелозі – 1,2 %.

Одним із показників, що свідчить про активність діяльності мікроорганізмів, є нітрифікаційна здатність ґрунту. Інтенсивність нітрифікаційного процесу залежить від якісного та кількісного складу ґрунтової

біоти, концентрації органічної речовини, реакції ґрунтового середовища, рівня використання добрив [3] і характеризує, на думку Д. Г. Звягінцева, потенційну біологічну активність ґрунту [80].

Автори наукових публікацій стверджують, що під дією високих доз важких металів знижується загальна кількість мікроорганізмів [209], у тому числі відчутно зменшується вміст амоніфікаторів і нітрифікаторів, а кількість денітрифікаторів і фосформобілізівних бактерій, навпаки, зростає [134, 211]. Дослідженнями R. G. Kuregman із співавторами [288] виявлено, що кадмій порушує процеси амоніфікації, нітрифікації та денітрифікації в екосистемі ґрунту.

Для з'ясування впливу ВМ на нітрифікаційну здатність сірого лісового ґрунту нами було проведено серію лабораторних дослідів у сталих гідротермічних умовах. Виявлено, що згідно з ДСТУ 4362:2004 активність нітрифікації була надто низькою у всіх варіантах дослідів [251]. Найінтенсивніше нітрифікаційні процеси виявили себе у варіанті з перевищенням природного фону ВМ у 100 разів – 8,14 мг/кг ґрунту, а найнижча інтенсивність їх була у ґрунті контрольного варіанта – 7,42 мг/кг ґрунту. Спостережено тенденцію до підвищення нітрифікаційної здатності на ділянках, забруднених ВМ (див. рис. 3.4, В). Але це не суперечить загальноновизнаній закономірності щодо зниження кількості мікроорганізмів-нітрифікаторів та їхньої активності при забрудненні ґрунту ВМ. Адже наші дослідження проведено в особливих умовах – за однакового рівня удобрення у всіх варіантах дослідів. На забруднених ділянках сільськогосподарські рослини розвивалися гірше, ніж за природного фону ВМ (контроль), тому в орному шарі накопичувалися біогенні елементи, невикористані на формування врожаю.

Квazистаціонарні умови, створені при проведенні лабораторного дослідів у виявлення нітрифікаційної здатності, як і при респірації ґрунту, сприяли активнішій діяльності нітрифікаторів. Однак зміни показника мали лише тенденційний характер. Це підтверджено даними статистичного аналізу: низький рівень коефіцієнта варіації в досліді – 4,2 %, а достовірне відхилення від

контролю за $НІР_{05}=0,64$ виявлено лише у варіанті зі 100-разовим перевищенням фону – за максимального накопичення поживних елементів.

Нітрифікаційна здатність ґрунту за роками змінювалась у межах 12,2–13,9 %, що відповідало середньому рівню варіювання і було відчутно нижчим, порівняно зі зміною активності целюлозоруйнівної здатності мікробного ценозу в польових умовах.

Крім бактерій важливу роль у процесах перетворення органічних сполук ґрунту відіграють гриби (рис. 3.6). Із порушенням природної концентрації ВМ у

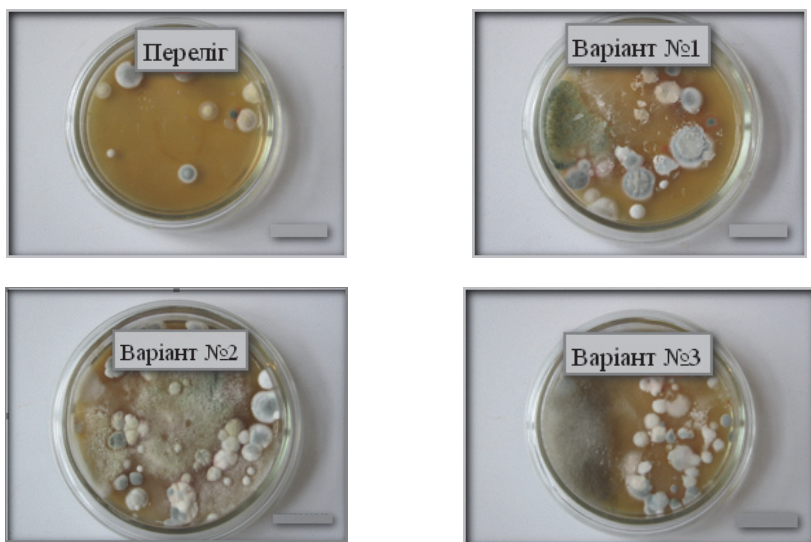


Рис. 3.6. Зміни пулу мікроміцетів за різного рівня забруднення агроєкоотопів політантами:

переліг; № 1 – контроль (природний фон важких металів), № 2 – перевищення природного фону ВМ у 10 разів; № 3 – перевищення природного фону ВМ у 100 разів

сірому лісовому ґрунті змінювався видовий складі мікроміцетів. Якщо для сірого лісового ґрунту перелогу характерною була наявність представників родів *Penicillium*, *Aspergillus*, *Rhizopus*, а видовий склад і чисельність видів були біднішими, ніж у ріллі, то ґрунт агробіогеоценозу кукурудзи мав характерний для цієї культури видовий склад мікроміцетів. У ньому були виділені види

Penicillium cyclopium (3 %), *P. martensii* (12 %) *Fuzarium oxysporum* (3 %), *Aspergillus niger* (23 %), *Rhizopus nigricans* (26 %), *Aspergillus flavus* (12 %), *Trichoderma harzianum* (11 %). За забруднення ґрунту ВМ відмічено збільшення кількості видів, здатних спричиняти захворювання рослин: *Fuzarium oxysporum* (25 %), *Aspergillus niger* (22 %), *Rhizopus nigricans* (26%), *Aspergillus flavus* (24 %). З підвищенням фону ВМ у 100 разів додатково збільшувалася кількість патогенних видів роду *Fuzarium*, які викликають кореневу гниль, фузаріоз листя, плодів і насіння, а також збільшувалася кількість видів родини *Zygomycetes*, зокрема, роду *Rizopus*. Особливістю ґрунту з ділянок, забруднених ВМ, була поява ефекту «меланізації ґрунту». У другому варіанті (10 фонів ВМ) спостерігали 90 % заселення меланінвмісним видом *Aureobasidium pullulans*.

Підтвердженням погіршення фітосанітарного стану в агроценозах, сформованих на ґрунтах, забруднених полютантами, було виявлення випадків ураження рослин кукурудзи пухирчастою сажкою (рис. 3.7). Збудником її був базидіальний гриб *Ustilago zeaе* (Beckm.) Unger. Первинна інфекція походить із ґрунту.



Рис. 3.7. Рослини кукурудзи, уражені пухирчастою сажкою на ділянках з понадфоновим умістом важких металів

За результатами аналізу біологічної активності ґрунту встановлено, що тривалий вплив (2012–2014 рр.) ВМ на екосистему ґрунту певною мірою став причиною зміни співвідношення мікроорганізмів у R-стратегії і K-стратегії та їх активності. Згідно з твердженнями науковців-мікробіологів, в умовах тривалого забруднення ґрунту ВМ окремі представники мікробної спільноти втрачають активність, інші є толерантними до конкретних поллютантів та рівень їх активності не знижується. Через наявність у ґрунті серед представників мікробного пулу K-стратегії таких, що є толерантними до конкретних абіотичних умов, ґрунту й надалі виконують свої екологічні функції, в тому числі трансформацію й мінералізацію органічних решток целюлозоруйнівними мікроорганізмами та перетворення сполук азоту нітрифікаторами.

У наших дослідженнях середній і низький рівні варіювання активності мікроорганізмів-нітрифікаторів, а також мікроорганізмів-аеробів, активність яких визначали за інтенсивністю респірації ґрунту та деструкції льняної тканини ($V=4,2-14,3\%$), пояснюється тим, що ВМ є такою ж природною складовою педосфери планети, як і мікробна спільнота. Саме тому, навіть за перевищення ГДК вмісту ВМ, екосистема ґрунту завжди має високі потенційні можливості природних біотичних важелів для подолання токсичних відхилень такого характеру.

3.3. Особливості накопичення важких металів сірим лісовим ґрунтом за умови екзогенного надходження свинцю, кадмію і цинку

Господарська діяльність людини супроводжується надходженням в навколишнє середовище багатьох токсичних елементів. Серед них за величиною забруднення і впливом на біологічні об'єкти особливе місце посідають важкі метали. Хоча дослідники вважають, що ґрунт є інертною системою, тому процеси розсіювання й міграції хімічних речовин у ньому

протікають повільно. Отже, полютанти можуть зберігатися у ґрунті тривалий час, залучаючись у трофічні ланцюги, що зумовлює пролонгованість їхнього впливу. Окрім високої токсичності, ВМ мають здатність до транслокації в об'єктах довкілля, тому потрапляння їх у ґрунт є дуже небезпечним [62].

В Україні розроблено нормативи гранично допустимих концентрацій ВМ і МЕ у ґрунті. Залежно від елементу і форми гранично допустима кількість їх змінюється таким чином: валовий вміст кадмію – 3,0 мг/кг, свинцю – 32, цинку – 100; вміст рухомих форм кадмію – 0,7, свинцю – 2, цинку – 23 мг/кг [2, 160].

За рухомістю форми важких металів у ґрунті поділяють на нерозчинні, що входять до складу ґрунтових мінералів, обмінні (у ґрунтовому розчині перебувають в динамічній рівновазі з іонами цього ж металу), розчинні (у ґрунтовому розчині знаходяться в активній формі). Між ними існує певний зв'язок, і є цілком припустимим перехід одних форм в інші.

Нерозчинні форми будь-якого металу, в тому числі свинцю, кадмію і цинку, є відносно малорухомими, оскільки дуже активно фіксуються дрібнодисперсними частинками ґрунту, а також входять до органо-мінеральних комплексів. У кислому середовищі міцнофіксовані форми менш стійкі, ніж за нейтральної та лужної реакції [203].

Наші дослідження було проведено в умовах сірого лісового грубопиловато легкосуглинкового ґрунту. В науковій літературі зазначається, що генезис таких ґрунтів характеризується елювіальним та ілювіальним елементарними ґрунтоутворними процесами. Тому для них характерна радіальна міграція низькомолекулярних органічних речовин та мулистих часток, які зазвичай насичені ВМ, з накопиченням в ілювіальному горизонті ґрунтового профілю [67, 89, 203].

У 2012–2014 рр. досліджено загальний вміст, а також кількість кислоторозчинних та рухомих форм свинцю, кадмію і цинку у ґрунтовому профілі на ділянках досліді зі штучно створеними фонами ВМ та перелозі [66].

Загальноприйнята думка про накопичення ВМ лише у верхньому шарі ґрунту і зменшення їхніх запасів з глибиною за профілем до величини фонового

вмісту ґрунотвірної породи в наших дослідках не знайшла однозначного підтвердження. Згідно з отриманими даними у вихідних пробах, відібраних у 1999 р. та на перелозі (2012–2014 рр.), розподіл валових форм важких металів за профілем ґрунту залежав від особливостей його генезису – спостерігали тенденцію до збільшення запасів валових форм ВМ у нижній частині ілювіального гумусованого та верхній ілювіального горизонтів, що в межах дослідного поля сформувалися на глибині 50–80 см, і зменшення на межі гумусово-елювіального та ілювіального гумусованого горизонтів – 25–45 см (табл. 3.2).

Таблиця 3.2. Зміна вмісту валової, кислоторозчинної та рухомої форм цинку за профілем сірого лісового ґрунту залежно від фону забруднення агроєкотопу важкими металами, мг/кг ґрунту

Шар ґрунту, см	Переліг (середнє 2012–2014 рр.)	Варіанти дослідів							
		Природний фон ВМ (контроль)		Перевищення природного фону ВМ у 5 разів		Перевищення природного фону ВМ у 10 разів		Перевищення природного фону ВМ у 100 разів	
		1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.
Валова форма									
0–20	12,7	15,95	14,2	15,9	21,8	15,5	42,5	16,1	498,2
20–40	12,6	15,45	14,2	15,6	21,5	15,0	20,2	15,2	72,8
40–60	13,1	18,15	15,4	17,2	17,5	17,45	18,1	18,45	21,0
60–80	13,8	18,25	16,5	17,6	18,5	18,65	18,8	21,4	20,9
80–100	12,7	16,2	13,6	16,2	16,0	16,25	16,0	18,9	19,9
100–120	12,8	13,7	10,8	13,2	12,9	13,4	13,4	18,1	17,6
$\bar{X} \pm S_{\bar{x}}$	$12,95 \pm 0,18$	$16,28 \pm 0,70$	$14,12 \pm 0,79$	$15,95 \pm 0,63$	$18,03 \pm 1,38$	$16,04 \pm 0,76$	$21,5 \pm 4,31$	$18,03 \pm 0,89$	$108,4 \pm 78,44$
$V, \%$	3,5	10,6	13,7	9,7	18,8	11,6	49,1	12,2	177,2
Кислоторозчинна форма									
0–20	2,2	5,68	4,15	5,72	11,60	5,25	24,75	5,95	391,90
20–40	1,7	4,78	3,90	4,80	7,50	4,28	8,30	4,13	58,60
40–60	0,9	3,88	3,20	3,75	3,69	4,75	4,81	4,33	8,75
60–80	1,0	4,18	3,61	4,05	3,94	3,70	3,68	4,33	4,65
80–100	1,0	3,95	2,90	3,79	3,61	3,40	3,39	3,68	3,61
100–120	1,2	3,90	2,50	3,70	3,61	3,38	3,26	3,67	3,59

$\bar{x} \pm S\bar{x}$	1,33± 0,21	4,39± 0,29	3,38± 0,26	4,30± 0,33	5,66± 1,34	4,13± 0,31	8,03± 3,43	4,35± 0,34	78,52± 63,29
V, %	38,4	16,2	18,5	18,7	58,0	18,6	104,6	19,3	197,4
Рухома форма									
0–20	0,70	1,0	1,15	1,0	5,4	0,9	10,45	1,0	190,15
20–40	0,37	0,7	1,1	0,7	2,9	0,6	3,35	0,8	20,25
40–60	0,20	0,3	0,45	0,3	0,3	0,3	0,40	0,3	1,00
60–80	0,17	0,3	0,40	0,3	0,4	0,3	0,30	0,4	0,60
80–100	0,20	0,2	0,35	0,2	0,25	0,2	0,30	0,3	0,45
100–120	0,13	0,2	0,30	0,2	0,35	0,2	0,25	0,2	0,55
$\bar{x} \pm S\bar{x}$	0,29± 0,09	0,45± 0,13	0,63± 0,16	0,45± 0,13	1,60± 0,87	0,42± 0,11	2,51± 1,66	0,50± 0,13	35,5± 31,1
V, %	72,8	72,7	62,5	72,7	133,0	66,9	162,5	64,5	214,6

Запас валового цинку у верхньому шарі вихідних проб ґрунту (0–20 см) ділянок дослідів та на перелозі становив 14,9–16,6 % від запасу у профілях за варіювання концентрації у цьому шарі $V=9,6$ %. Різниця між горизонтами профілів також була незначною, рівень варіації показників вмісту загального цинку у 20-сантиметрових шарах до глибини 120 см на перелозі був низьким – $V=3,5$ %, на інших ділянках низьким і середнім – $V=9,7$ – $12,2$ %. (табл. 3.3).

Таблиця 3.3. Запас валової, кислоторозчинної, рухомої форм цинку у профілі сірого лісового ґрунту залежно від забруднення агроєкотопу важкими металами, кг/га

Шар грунту, см	Переліг (середнє за 2012–2014 рр.)	Варіанти дослідів							
		Природний фон ВМ (контроль)		Перевищення природного фону ВМ у 5 разів		Перевищення природного фону ВМ у 10 разів		Перевищення природного фону ВМ у 100 разів	
		1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.
Валова форма									
0–20	35,56	44,66	39,76	44,52	61,04	43,40	119,0	45,08	1394,96
20–40	35,28	43,26	39,76	43,68	60,20	42,00	56,56	42,56	203,84
40–60	36,68	50,82	43,12	48,16	49,00	48,86	50,68	51,66	58,80
60–80	38,64	51,10	46,20	49,28	51,80	52,22	52,64	59,92	58,52
80–100	35,56	45,36	38,08	45,36	44,80	45,50	44,80	52,92	55,72
100–120	35,84	38,36	30,24	36,96	36,12	37,52	37,52	50,68	49,28

Запас у профілі, кг/га	217,56	273,56	237,16	267,96	302,96	269,50	361,20	302,82	1812,12
Частка від загального запасу у профілі, %									
0–20	16,34	16,33	16,77	16,61	20,15	16,10	32,95	14,89	76,60
0–40	32,56	32,14	33,53	32,92	40,02	31,69	48,60	28,94	87,79
Кислоторозчинна форма									
0–20	6,16	15,89	11,62	16,02	32,48	14,70	69,30	16,66	1097,32
20–40	4,76	13,37	10,92	13,44	21,00	11,97	23,24	11,55	164,08
40–60	2,52	10,85	8,96	10,50	10,33	13,30	13,47	12,11	24,50
60–80	2,80	11,69	10,11	11,34	11,03	10,36	10,30	12,13	13,02
80–100	2,80	11,06	8,12	10,61	10,11	9,52	9,49	10,29	10,11
100–120	3,36	10,92	7,00	10,36	10,11	9,46	9,13	10,28	10,05
Запас у профілі, кг/га	22,40	73,78	56,73	72,27	95,06	69,31	134,93	73,02	1319,08
Частка від загального запасу у профілі, %									
0–20	27,50	21,54	20,48	22,16	34,17	21,21	51,36	22,82	83,19
0–40	48,75	39,66	39,73	40,76	56,26	38,48	68,58	38,63	95,63
Рухома форма									
0–20	1,96	2,80	3,22	2,80	15,12	2,52	29,26	2,80	532,42
20–40	1,03	1,96	3,08	1,96	8,12	1,68	9,38	2,24	56,70
40–60	0,56	0,84	1,26	0,84	0,84	0,84	1,12	0,84	2,80
60–80	0,47	0,84	1,12	0,84	1,12	0,84	0,84	1,12	1,68
80–100	0,56	0,56	0,98	0,56	0,70	0,56	0,84	0,84	1,26
100–120	0,37	0,56	0,84	0,56	0,98	0,56	0,70	0,56	1,54
Запас у профілі, кг/га	4,95	7,56	10,50	7,56	26,88	7,00	42,14	8,40	596,40
Частка від загального запасу у профілі, %									
0–20	39,62	37,04	30,67	37,04	56,25	36,00	69,44	33,33	89,27
0–40	60,38	62,96	60,00	62,96	86,46	60,00	91,69	60,00	98,78

Систематичне надходження різних доз цинку до екотопів досліджу стало причиною зміни запасів металу, кількість якого у профілі контролю (без штучного забруднення) зменшилася на 36 кг/га, за 5-разового перевищення фону – збільшилася на 35,0, 10-разового – 91,7, 100-разового – на 1518,3 кг/га. Найбільші зміни помічено в шарі 0–40 см. Якщо при закладанні досліджу в ньому було зосереджено 28,9–32,9 % від загального запасу цинку у профілі, то в умовах тривалого забруднення ґрунту тут сконцентрувалося 40,0–87,7 %

металу (див. табл. 3.2). Інтенсивного переміщення цинку за межі елювійовано гумусованих горизонтів не виявлено.

Кислоторозчинна фракція цинку на ділянках дослідів до внесення металів (1999 р.) становила 19,4–37,0 % від валового вмісту, при цьому в шарі 0–20 см до витяжки переходило 33,9–37,0 %, що відповідало 5,25–5,95 мг/кг, а з глибиною концентрація металу знижувалася. Варіювання вмісту цієї фракції у профілі було середнім – $V=16,2\text{--}19,3\%$ (див. табл. 3.3). Природний розподіл кислоторозчинної фракції цинку за профілем на перелозі також характеризувався більшим накопиченням металу в гумусо-елювіальному горизонті, але його вміст як за абсолютними значеннями (0,9–2,2 мг/кг), так і частка від валового вмісту (6,9–17,3 %) (рис. 3.8) були нижчими, а варіювання запасів за профілем було значним – $V=38,4\%$ (див. табл. 3.2).

Використання ділянки дослідів впродовж 1999–2014 рр. із застосуванням різноінтенсивного забруднення ВМ супроводжувалося зміною запасів фракції цинку, що переходить до кислотної витяжки. У варіанті без внесення цинку (контроль) втрати у ґрунтовій товщі становили 17,05 кг/га. Спостерігали зниження концентрації в усіх горизонтах, тому коефіцієнт варіації запасів за профілем, як і у вихідному ґрунті, залишався на середньому рівні – $V=18,5\%$. Так, частка фракції від валового вмісту в шарі 0–40 см знизилася від 30,9–35,6 % до 27,5–29,2 %, що пов'язано із переважанням відчуження цинку з урожаєм порівняно з надходженням елемента до екотопу.

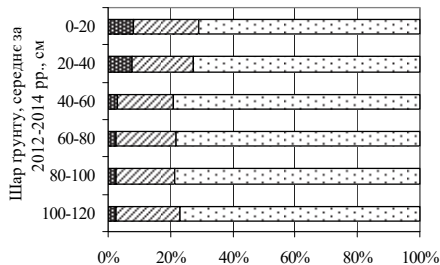
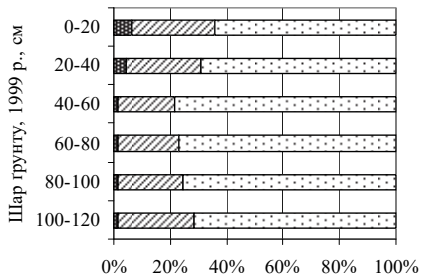
Із забрудненням, передбаченим схемою дослідів, поповнився запас кислоторозчинної фракції цинку: у варіанті з 5-разовим перевищенням фону – на 22,8 кг/га, 10-разовим – 65,6, 100-разовим – 1246,1 кг/га, спричинивши дуже високий рівень варіювання за профілем – $V=58,0\text{--}197,4\%$. При цьому частка шару 0–40 см у загальному запасі фракції металу в ґрунтовій товщі зросла від 38,5–40,8 % до 56,3–95,6 %. Лише за 100-разового перевищення фону накопичення кислоторозчинної фракції поширилось на глибину 40–60 см, де порівняно з вихідними даними додалось 12,39 кг/га цинку, що вилучається кислотною витяжкою.

Аналіз змін у накопиченні рухомих форм цинку (розчинних у ацетатно-амонійному буфері pH 4,8) за профілем сірого лісового ґрунту до закладання дослідів (1999 р.) свідчить про чітко виражений низхідний характер розподілу концентрацій металу за дуже високого рівня варіювання як на перелозі, так і на ділянках дослідів – $V=64,5-72,7\%$. Виявлено, що 60,0–62,9 % запасу рухомої фракції зосереджено в шарі 0–40 см. У цілому для профілю вихідного ґрунту частка від валового вмісту становила 1,10–6,29 %, зменшуючись з глибиною (рис. 3.8).

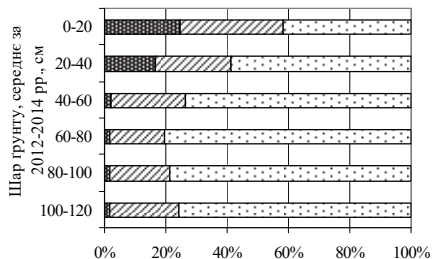
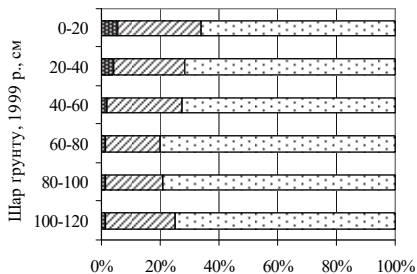
У період наших досліджень (2012–2014 рр.), незважаючи на збереження загальної тенденції розподілу концентрацій цинку за профілем ґрунту, помічено збільшення рухомої фракції як у абсолютних цифрах, так і у відсоткових значеннях у всіх шарах ґрунту на ділянках дослідів до глибини 120 см. Це, на наш погляд, пов'язано із підвищенням рухомості металу за зміни фізико-хімічних властивостей в орному шарі ґрунту порівняно з вихідними даними: підвищення кислотності та зниження вмісту гумусу [68]. Так, у контролі (без внесення цинку) запаси рухомого цинку збільшилися на 2,94 кг/га, за 5-разового перевищення природного фону – на 19,3, 10-разового – 35,1, 100-разового – 588 кг/га, а частка накопичення у шарі 0–40 см з 60,0–62,9 % до закладання дослідів зросла до 86,5–98,8 % у варіантах із забрудненням. За таких умов рівень варіювання в межах профілю зазнав ще більшого відхилення ($V=133,0-214,6\%$).

Отже, для нативного сірого лісового грубопилувато легкосуглинкового ґрунту характерно, що 19,4–37,0 % від загального вмісту цинку у профілі знаходиться у кислоторозчинній і 1,10–6,29 % – у рухомій формах, за низхідного розподілу їх між горизонтами профілю. В умовах систематичного забруднення екотопів, ґрунт яких зазнає обробітку, найбільше концентрування валових запасів металу спостерігали у гумусово-елювіальному та верхній частині ілювіального гумусованого горизонтів, тобто у шарі 0–40 см. Його валові запаси у цьому шарі відносно до всього профілю зросли від 28,9–32,9 % до 40,0–87,8 % за збільшення частки кислоторозчинних форм від 38,5–40,8 %

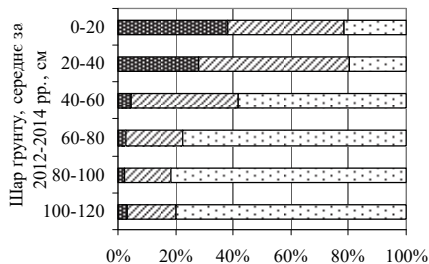
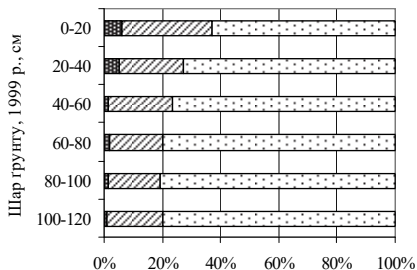
до 56,3–95,6 %; рухомих форм – від 60,0–62,9 % до 86,5–98,8 % залежно від рівня надходження цинку в агроєкотопи.



Природний фон ВМ (контроль)



Перевищення природного фону ВМ у 10 разів



Перевищення природного фону ВМ у 100 разів

■ Рухома форма ▨ Кислоторозчинна форма □ Нерозчинна форма в 1n HCl

Рис. 3.8. Зміна структури запасів цинку за профілем ґрунту залежно від фону забруднення агроєкотопу важкими металами у 2012–2014 рр., %

За систематичного техногенного забруднення цинком екотопів, ґрунт яких зазнає обробітку, метал накопичується в елювіальному гумусованому горизонті. Спостережено перерозподіл форм цинку в загальному запасі: частка кислоторозчинних збільшилася не лише в елювіальному гумусованому горизонті, а й до глибини 40–60 см, а частка рухомих зросла у профілі всіх ділянок, незалежно від рівня забруднення.

Таблиця 3.4. Запас валової, кислоторозчинної та рухомої форм свинцю у профілі сірого лісового ґрунту залежно від забруднення агроєкотопу важкими металами, кг/га

Шар ґрунту, см	Переліг (середнє за 2012–2014 рр.)	Варіанти досліджу							
		Природний фон ВМ (контроль)		Перевищення природного фону ВМ у 5 разів		Перевищення природного фону ВМ у 10 разів		Перевищення природного фону ВМ у 100 разів	
		1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.
Валова форма									
0–20	38,64	36,26	33,88	38,64	113,68	35,28	256,76	35,98	2245,88
20–40	36,12	30,24	27,16	33,04	77,56	34,16	103,04	32,48	143,92
40–60	40,6	38,5	34,16	36,12	35,84	37,66	37,8	37,1	55,72
60–80	36,96	36,12	35,56	34,16	34,16	34,3	34,16	42,28	43,68
80–100	38,64	35,56	32,48	34,72	34,16	33,88	33,88	39,48	40,04
100–120	37,8	34,44	31,92	33,88	33,32	33,04	33,04	38,92	38,64
Запас у профілі, кг/га	228,76	211,12	195,16	210,56	328,72	208,32	498,68	226,24	2567,88
Частка від загального запасу у профілі, %									
0–20	16,89	17,18	17,36	18,35	34,58	16,94	51,49	15,90	87,46
0–40	32,68	31,50	31,28	34,04	58,18	33,33	72,15	30,26	93,07
Кислоторозчинна форма									
0–20	15,03	19,26	19,88	21,84	91,84	18,48	218,68	17,22	1916,88
20–40	12,13	13,80	14,00	14,31	54,60	14,78	84,56	12,96	123,76
40–60	8,68	13,66	13,44	13,02	12,60	12,60	13,16	11,76	22,40
60–80	8,12	11,56	9,52	10,78	10,64	11,76	10,36	10,00	14,56
80–100	6,72	8,62	8,12	8,12	7,00	11,34	10,08	8,06	8,40
100–120	7,09	5,07	5,04	5,60	5,88	5,12	5,32	5,26	5,35
Запас у профілі, кг/га	57,77	71,99	70,00	73,67	182,56	74,09	342,16	65,27	2091,35

Частка від загального запасу у профілі, %									
0–20	26,01	26,76	28,40	29,65	50,31	24,94	63,91	26,38	91,66
0–40	47,01	45,94	48,40	49,07	80,21	44,90	88,63	46,25	97,58
Рухома форма									
0–20	2,05	1,96	3,22	1,96	34,16	1,96	80,78	1,96	1107,54
20–40	1,87	1,96	2,10	1,96	19,46	1,96	26,60	2,24	52,50
40–60	1,77	1,96	1,96	1,96	2,10	2,24	2,52	2,24	8,40
60–80	1,77	1,96	1,96	2,24	2,38	2,24	2,38	2,52	5,32
80–100	1,87	2,24	2,10	1,68	1,68	2,24	2,66	1,96	3,50
100–120	1,40	1,40	1,54	1,68	1,68	1,96	1,68	1,96	3,22
Запас у профілі, кг/га	10,73	11,48	12,88	11,48	61,46	12,60	116,62	12,88	1180,48
Частка від загального запасу у профілі, %									
0–20	19,13	17,07	25,00	17,07	55,58	15,56	69,27	15,22	93,82
0–40	36,52	34,15	41,30	34,15	87,24	31,11	92,08	32,61	98,27

Результати дослідження запасів свинцю та їхньої структури у профілях сірого лісового грубопилувато легкосуглинкового ґрунту свідчать про достатньо рівномірний природний розподіл (ділянка перелугу) кількості валових форм за горизонтами без концентрування у верхньому 20-сантиметровому шарі, але з тенденцією до накопичення металу в гумусово-ілювіальному горизонті. Варіювання концентрацій у 20-сантиметрових шарах ґрунтової товщі варіантів при закладанні дослідів (1999 р.) та перелугу було низьким – $V=4,1-8,9\%$. Запас валового свинцю у верхньому шарі вихідних проб ґрунту (0–20 см) ділянок дослідів та на перелозі становив 15,9–18,4 % від усього запасу у профілях за низького варіювання концентрацій у цьому шарі – $V=4,3\%$ (табл. 3.4, 3.5). З глибини 40–60 см відмічено незначне підвищення запасів свинцю майже на всіх ділянках дослідів.

Таблиця 3.5. Зміна вмісту валової, кислоторозчинної та рухомої форм свинцю за профілем сірого лісового ґрунту залежно від фону забруднення агроєкотопу важкими металами, мг/кг ґрунту

Шар грунту, см	Переліг (середнє за 2012–2014 рр.)	Варіанти дослідів							
		Природний фон ВМ (контроль)		Перевищення природного фону ВМ у 5 разів		Перевищення природного фону ВМ у 10 разів		Перевищення природного фону ВМ у 100 разів	
		1999 р.	Середнє за 2012– 2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012– 2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012– 2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012– 2014 рр.
Валова форма									
0–20	13,8	12,95	12,1	13,8	40,6	12,60	91,7	12,85	802,1
20–40	12,9	10,80	9,70	11,8	27,7	12,20	36,8	11,60	51,4
40–60	14,5	13,75	12,2	12,9	12,8	13,45	13,5	13,25	19,9
60–80	13,2	12,90	12,7	12,2	12,2	12,25	12,2	15,10	15,6
80–100	13,8	12,70	11,6	12,4	12,2	12,10	12,1	14,10	14,3
100–120	13,5	12,3	11,4	12,1	11,9	11,8	11,8	13,90	13,8
$\bar{x} \pm S\bar{x}$	13,62± 0,23	12,57± 0,40	11,62± 0,43	12,53± 0,29	19,57± 4,90	12,40± 0,23	29,68± 13,03	13,47± 0,49	152,85± 129,98
V, %	4,1	7,9	9,0	5,7	61,4	4,6	107,5	8,9	208,3
Кислоторозчинна форма									
0–20	5,4	6,88	7,1	7,80	32,8	6,60	78,1	6,15	684,6
20–40	4,3	4,93	5,0	5,11	19,5	5,28	30,2	4,63	44,2
40–60	3,1	4,88	4,8	4,65	4,5	4,50	4,7	4,20	8,00
60–80	2,9	4,13	3,4	3,85	3,8	4,20	3,7	3,57	5,20
80–100	2,4	3,08	2,9	2,90	2,5	4,05	3,6	2,88	3,00
100–120	2,5	1,81	1,8	2,00	2,1	1,83	1,9	1,88	1,91
$\bar{x} \pm S\bar{x}$	3,44± 0,48	4,29± 0,71	4,17± 0,76	4,39± 0,83	10,87±5, 14	4,41± 0,64	20,37± 12,35	3,89± 0,60	124,49± 112,21
V, %	34,0	40,6	44,9	46,1	115,9	35,7	148,5	38,0	220,8
Рухома форма									
0–20	0,73	0,7	1,15	0,7	12,2	0,7	28,85	0,7	395,55
20–40	0,67	0,7	0,75	0,7	6,95	0,7	9,50	0,8	18,75
40–60	0,63	0,7	0,70	0,7	0,75	0,8	0,90	0,8	3,00
60–80	0,63	0,7	0,70	0,8	0,85	0,8	0,85	0,9	1,90
80–100	0,67	0,8	0,75	0,6	0,60	0,8	0,95	0,7	1,25
100–120	0,50	0,5	0,55	0,6	0,60	0,7	0,60	0,7	1,15
$\bar{x} \pm S\bar{x}$	0,64± 0,03	0,68± 0,04	0,77± 0,08	0,68± 0,03	3,66± 1,99	0,75± 0,02	6,94± 4,61	0,77± 0,03	70,27± 65,12
V, %	12,1	14,4	26,3	11,0	133,3	7,3	162,5	10,6	227,0

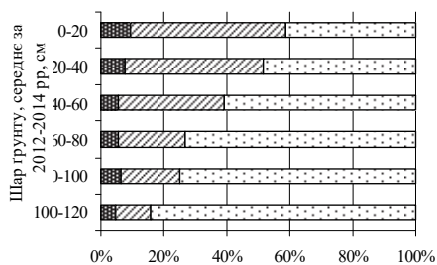
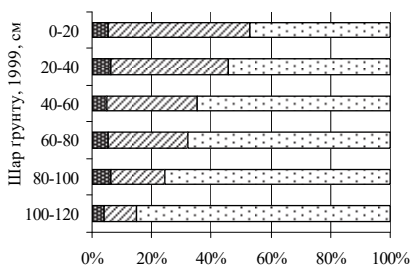
Щорічне надходження різних доз свинцю до екотопів упродовж проведення дослідів порушило природний розподіл і спричинило зміну запасів металу. Його кількість у профілі контролю (без штучного забруднення)

знизилась на 15,9 кг/га, за 5-разового перевищення фону зросла на 118,2 кг/га, 10-разового – на 290,4, 100-разового – на 2341,6 кг/га. Найбільші зміни відбулись у шарі 0–40 см. Якщо при закладанні дослідів в ньому було зосереджено 30,3–34,0 % від загального запасу свинцю у профілі, то в умовах тривалого забруднення ґрунту тут сконцентрувалося 58,2–93,1 % металу. Переміщення свинцю за межі гумусово-елювіального горизонту виявлено лише у варіанті з 100-разовим перевищенням природного фону ВМ (рис. 3.9).

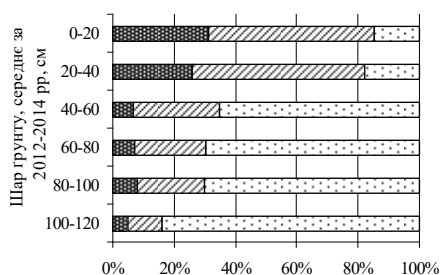
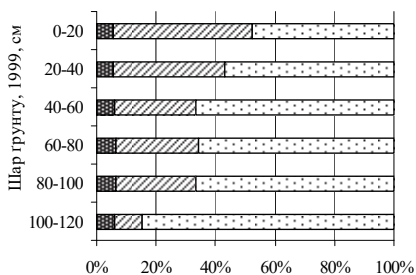
Кислоторозчинна фракція свинцю у профілях ділянок дослідів до внесення металів (1999 р.) становила 13,5–56,5 % від валового вмісту, при цьому в шарі 0–20 см до витяжки переходило 47,9–56,5 %, що відповідало 6,15–7,80 мг/кг ґрунту. З глибиною концентрація цієї фракції металу зменшувалася і при переході до породи була в межах 1,81–2,00 мг/кг ґрунту. Варіювання вмісту кислоторозчинних форм у профілях було високим – $V=35,7\text{--}46,1\%$, за значення у природному еталоні $V=34,0\%$. Природний розподіл кислоторозчинної фракції свинцю за профілем на перелозі також мав низхідний характер, але його вміст як за абсолютними значеннями (2,4–5,4 мг/кг), так і частка від валу (17,4–38,9 %) були нижчими, ніж на ділянках дослідів (див. табл. 3.4, 3.5).

За різної інтенсивності забруднення екотопів важкими металами у 1999–2014 рр змінювалися запаси фракції свинцю, що переходить до кислотної витяжки. Встановлено, що у варіанті без внесення свинцю (контроль) втрати металу у ґрунтовій товщі були незначними (1,99 кг/га) і природні пріоритети в розподілі за горизонтами збереглися, хоча варіювання концентрацій за профілем змінилось від $V=40,6\%$ до $V=44,9\%$. Важливо, що в цьому варіанті частка фракції від валового вмісту мала тенденцію до збільшення в усіх шарах ґрунтового профілю – від 14,7–53,1 % (1999 р.) до 15,7–58,7 % (2012–2014 рр.).

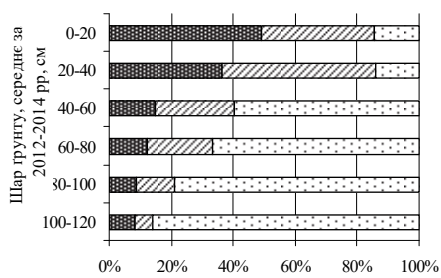
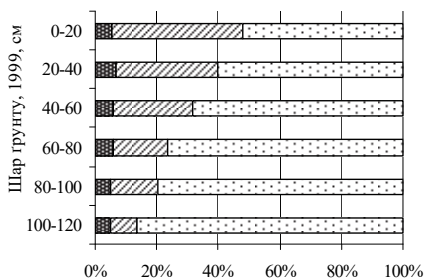
Забруднення, передбачене схемою дослідів, сприяло поповненню запасів кислоторозчинної фракції свинцю: у варіанті з 5-разовим перевищенням фону – на 108,9 кг/га, 10-разовим – 268, 100-разовим – на 2026,1 кг/га, спричинивши дуже високий рівень варіювання за профілем – $V=115,9\text{--}220,8\%$. Разом із тим



Природний фон ВМ (контроль)



Перевищення природного фону ВМ у 10 разів



Перевищення природного фону ВМ у 100 разів

■ Рухома форма ▨ Кислоторозчинна форма □ Нерозчинна форма в 1н НСl

Рис. 3.9. Зміна структури запасів свинцю за профілем ґрунту залежно від фону забруднення агроєкотопу важкими металами у 2012–2014 рр., %

частка металу в шарі 0–40 см від загального запасу кислоторозчинної фракції у профілі ґрунту збільшилася від 44,9–49,1 % (1999 р.) до 80,2–97,6 % (2012–

2014 рр). Лише за 100-разового перевищення фону накопичення кислоторозчинної фракції було помітним до глибини 60–80 см.

Вивчення змін у накопиченні рухомих форм свинцю (розчинних у ацетатно-амонійному буфері рН 4,8) за профілем сірого лісового ґрунту до закладання дослідів (1999 р.) не виявило чіткої закономірності в розподілі концентрацій металу між горизонтами, рівень варіювання значень був низьким і середнім – $V=7,3\text{--}14,4\%$. Виявлено, що 31,1–34,2 % запасу рухомої фракції зосереджено в шарі 0–40 см. Частка рухомих форм від вмісту валового свинцю становила 4,07–6,90 %, знижуючись із глибиною (див. табл. 3.5).

Дослідженням проб, відібраних у 2012–2014 рр., встановлено зміну загальної тенденції розподілу концентрацій свинцю за профілем ґрунту, який має добре виражений низхідний характер. Відмічено зростання рухомої фракції як у абсолютних цифрах, так і у відсоткових значеннях майже в усіх шарах ґрунту варіантів дослідів до глибини 120 см, порівняно з вихідними пробами 1999 р. Так, у контролі (без забруднення поллютантами) запаси рухомого свинцю збільшилися на 1,40 кг/га, за 5-разового перевищення природного фону – на 50,0, 10-разового – на 104,0, 100-разового – на 1167,6 кг/га, а частка накопичення у шарі 0–40 см з 31,1–34,2 % до закладання дослідів зросла до 87,2–98,3 % у варіантах із забрудненням. За таких умов рівень варіювання в межах профілю від низького і середнього змінився на дуже високий – $V=133,3\text{--}227,0\%$.

Отже, тривале агротехногенне навантаження із застосуванням лише агротехнічних заходів за фоновому локального забруднення (вихідний ґрунт 1999 р.) не призвело до підвищення загального запасу свинцю в профілях сірого лісового грубопилувато легкосуглинкового ґрунту порівняно з природним аналогом (перелогом), але змінилася структура запасів: кількість кислоторозчинних форм зросла від 57,8 кг/га у профілі перелогу до 65,3–74,1 кг/га в агроценозі, а рухомих – від 10,7 до 11,5–12,9 мг/кг відповідно. Для нативного ґрунту в обробітку було характерно, що 13,5–56,5 % від загального вмісту свинцю знаходиться у кислоторозчинній і 4,07–6,90 % – у рухомій

формах, за їхнього низхідного розподілу у профілі. В умовах змодельованого техногенного забруднення агроекотопів найбільше концентрувалося валових запасів металу в гумусово-елювіальному та верхній частині ілювіального гумусованого горизонтів. Кількість його валових запасів у шарі 0–40 см відносно до всього профілю зростає з 30,3–34,0 % до 58,2–93,1 % за збільшення частки кислоторозчинних форм у цьому шарі від 44,9–49,1 % до 80,2–97,6 %; рухомих форм – від 31,1–34,2 % до 87,2–98,3 % залежно від рівня надходження свинцю в агроекотопи.

Аналіз результатів досліджень щодо розподілу кадмію у профілі сірого лісового грубопилювато легкосуглинкового ґрунту показав, що запас валового кадмію у верхньому шарі вихідних проб ґрунту (0–20 см) ділянок дослідів та на перелозі становив 16,3–17,8 % від запасів у профілях за варіювання концентрації у цьому шарі $V=4,2$ %. Помічено різницю між горизонтами в межах профілів – рівень варіації показників вмісту загального кадмію у 20-сантиметрових шарах до глибини 120 см у варіантах дослідів був середнім ($V=12,7$ – $17,4$ %) і лише на перелозі – низьким ($V=7,0$ %). Спостерігали тенденцію до зменшення запасів валових форм кадмію в ілювіальному гумусованому горизонті, що в межах дослідного поля сформувався на глибині 25–50 см, і збільшення в гумусово-елювіальному та ілювіальному горизонтах (табл. 3.6).

Таблиця 3.6. Запас валової, кислоторозчинної та рухомої форм кадмію у профілі сірого лісового ґрунту залежно від забруднення агроекотопу важкими металами, кг/га ґрунту

Шар ґрунту, см	Переліг (середнє 2012–2014 рр.)	Варіанти дослідів							
		Природний фон ВМ (контроль)		Перевищення природного фону ВМ у 5 разів		Перевищення природного фону ВМ у 10 разів		Перевищення природного фону ВМ у 100 разів	
		1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.
Валова форма									
0–20	4,26	3,67	3,95	3,42	6,22	3,08	6,97	3,50	28,87
20–40	4,23	2,66	2,80	2,55	4,98	2,94	5,07	3,11	10,61

Закінчення табл. 3.6

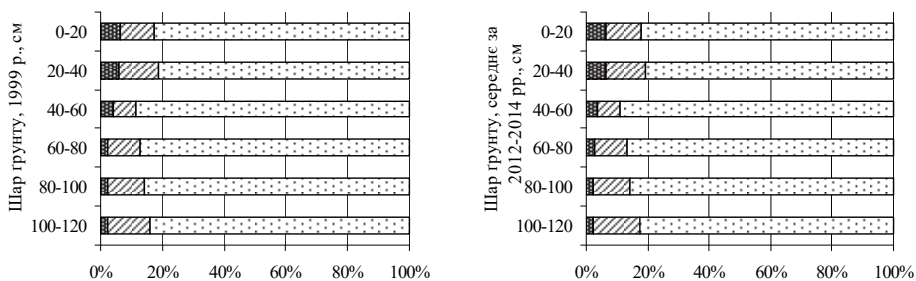
40–60	4,84	4,26	4,06	3,98	4,73	4,20	5,07	3,95	5,10
60–80	4,56	3,39	3,67	3,39	3,95	3,22	3,78	4,26	4,56
80–100	3,98	3,50	3,42	3,36	3,61	2,66	3,02	3,50	3,67
100–120	4,23	3,11	2,91	3,11	3,36	2,83	3,22	3,14	3,42
Запас у профілі, кг/га	26,10	20,58	20,80	19,80	26,85	18,93	27,13	21,45	56,22
Частка від загального запасу у профілі, %									
0–20	16,31	17,82	18,98	17,26	23,15	16,27	25,70	16,32	51,34
0–40	32,51	30,75	32,44	30,13	41,71	31,80	44,38	30,81	70,22
Кислототорозчинна форма									
0–20	0,31	0,49	0,56	0,50	2,46	0,42	3,64	0,46	23,66
20–40	0,33	0,42	0,45	0,42	1,09	0,28	1,40	0,31	8,12
40–60	0,23	0,35	0,34	0,36	0,43	0,35	0,45	0,36	0,64
60–80	0,28	0,42	0,45	0,42	0,53	0,35	0,42	0,43	0,59
80–100	0,28	0,49	0,48	0,49	0,48	0,49	0,53	0,48	0,49
100–120	0,23	0,50	0,53	0,50	0,56	0,50	0,53	0,53	0,56
Запас у профілі, %	1,66	2,67	2,80	2,70	5,56	2,39	6,97	2,56	34,06
Частка від загального запасу у профілі, кг/га									
0–20	18,63	18,32	20,00	18,65	44,31	17,54	52,21	17,74	69,47
0–40	38,27	34,03	36,00	34,20	63,95	29,24	72,29	29,75	93,31
Рухома форма									
0–20	0,11	0,28	0,31	0,27	1,68	0,25	2,52	0,28	18,76
20–40	0,11	0,20	0,22	0,20	0,70	0,23	0,84	0,23	6,30
40–60	0,09	0,20	0,17	0,17	0,22	0,17	0,34	0,20	0,56
60–80	0,09	0,08	0,11	0,11	0,14	0,11	0,34	0,14	0,34
80–100	0,09	0,08	0,08	0,14	0,14	0,11	0,14	0,11	0,11
100–120	0,09	0,08	0,08	0,06	0,08	0,11	0,14	0,04	0,06
Запас у профілі, кг/га	0,60	0,92	0,98	0,95	2,97	0,99	4,31	1,01	26,13
Частка від загального запасу у профілі, %									
0–20	18,75	30,30	31,43	27,94	56,6	25,85	58,44	27,78	71,80
0–40	37,50	51,52	54,29	48,82	80,19	48,86	77,92	50,28	95,91

Тривале систематичне надходження різних доз кадмію до екотопів досліджу спричинило зміну кількості металу. Його запас у профілі контролю (без штучного забруднення) майже не змінився, збільшившись на 0,22 кг/га, за 5-разового перевищення фону – зріс на 7,06, 10-разового – на 8,20, 100-разового – на 34,8 кг/га. Відчутні зміни помічено в шарі 0–40 см. Якщо при закладанні досліджу в ньому було зосереджено 30,1–31,8 % від загального запасу кадмію у

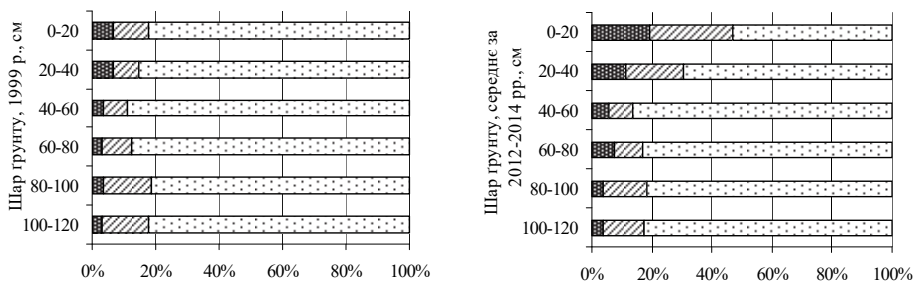
профілі ґрунту, то в середньому за 2012–2014 рр. тут накопичилося 41,1–70,2 % металу. На відміну від цинку та свинцю простежено тенденцію до збагачення кадмієм усіх горизонтів ґрунту (табл. 3.7, рис. 3.10).

Таблиця 3.7. Зміна вмісту валової, кислоторозчинної та рухомої форм кадмію за профілем сірого лісового ґрунту залежно від фону забруднення агроєкоотопу важкими металами, мг/кг ґрунту

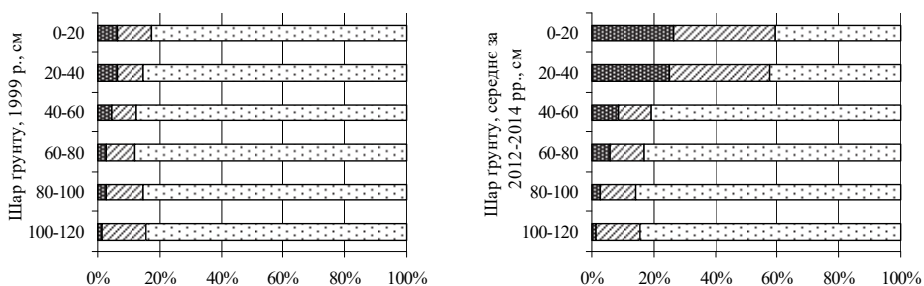
Шар ґрунту, см	Переліг (2012–2014 рр.)	Варіанти дослідів							
		Природний фон ВМ (контроль)		Перевищення природного фону ВМ у 5 разів		Перевищення природного фону ВМ у 10 разів		Перевищення природного фону ВМ у 100 разів	
		1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.	1999 р.	Середнє за 2012–2014 рр.
Валова форма									
0–20	1,52	1,31	1,41	1,22	2,22	1,10	2,49	1,25	10,31
20–40	1,51	0,95	1,00	0,91	1,78	1,05	1,81	1,11	3,79
40–60	1,73	1,52	1,45	1,42	1,69	1,50	1,81	1,41	1,82
60–80	1,63	1,21	1,31	1,21	1,41	1,15	1,35	1,52	1,63
80–100	1,42	1,25	1,22	1,20	1,29	0,95	1,08	1,25	1,31
100–120	1,51	1,11	1,04	1,11	1,20	1,01	1,15	1,12	1,22
$\bar{X} \pm S\bar{x}$	$1,55 \pm 0,04$	$1,23 \pm 0,08$	$1,24 \pm 0,08$	$1,18 \pm 0,07$	$1,60 \pm 0,15$	$1,13 \pm 0,08$	$1,62 \pm 0,22$	$1,28 \pm 0,07$	$3,35 \pm 1,44$
$V, \%$	7,0	15,7	15,1	14,1	23,7	17,4	32,9	12,7	105,8
Кислоторозчинна форма									
0–20	0,111	0,18	0,20	0,18	0,88	0,15	1,30	0,16	8,45
20–40	0,117	0,15	0,16	0,15	0,39	0,10	0,50	0,11	2,90
40–60	0,083	0,13	0,12	0,13	0,16	0,13	0,16	0,13	0,23
60–80	0,100	0,15	0,16	0,15	0,19	0,13	0,15	0,15	0,21
80–100	0,100	0,18	0,17	0,18	0,17	0,18	0,19	0,17	0,17
100–120	0,083	0,18	0,19	0,18	0,20	0,18	0,19	0,19	0,20
$\bar{X} \pm S\bar{x}$	$0,10 \pm 0,01$	$0,16 \pm 0,01$	$0,17 \pm 0,01$	$0,16 \pm 0,01$	$0,33 \pm 0,12$	$0,14 \pm 0,01$	$0,42 \pm 0,19$	$0,15 \pm 0,01$	$2,03 \pm 1,36$
$V, \%$	13,9	13,4	16,8	12,8	85,3	22,1	109,2	18,8	164,1
Рухома форма									
0–20	0,04	0,10	0,11	0,10	0,60	0,09	0,90	0,10	6,70
20–40	0,04	0,07	0,08	0,07	0,25	0,08	0,30	0,08	2,25
40–60	0,03	0,07	0,06	0,06	0,08	0,06	0,12	0,07	0,20
60–80	0,03	0,03	0,04	0,04	0,05	0,04	0,12	0,05	0,12
80–100	0,03	0,03	0,03	0,05	0,05	0,04	0,05	0,04	0,04
100–120	0,03	0,03	0,03	0,02	0,03	0,04	0,05	0,02	0,02
$\bar{X} \pm S\bar{x}$	$0,04 \pm 0$	$0,06 \pm 0,01$	$0,06 \pm 0,01$	$0,06 \pm 0,01$	$0,18 \pm 0,09$	$0,06 \pm 0,01$	$0,26 \pm 0,13$	$0,06 \pm 0,01$	$1,56 \pm 1,09$
$V, \%$	9,7	53,6	54,7	44,9	125,9	38,8	127,9	50,2	171,3



Природний фон ВМ (контроль)



Перевищення природного фону ВМ у 10 разів



Перевищення природного фону ВМ у 100 разів

■ Рухома форма ▨ Кислоторозчинна форма □ Нерозчинна форма в 1н НСІ

Рис. 3.10. Зміна структури запасів кадмію за профілем ґрунту залежно від фону забруднення агроєкоотопу важкими металами у 2012–2014 рр., %

Природний розподіл кислоторозчинної фракції кадмію за профілем на перелозі характеризувався вищим накопиченням металу в гумусово-

елювіальному та ілювіальному гумусованому горизонтах. Його вміст як за абсолютними значеннями (0,08–0,12 мг/кг), так і частка від валу (4,82–7,73 %) були нижчими порівняно з ділянками ріллі, а варіювання за профілем було середнім ($V=13,9\%$).

Тривале використання ґрунту в землеробстві ще до закладання дослідів (вихідні дані 1999 р.) спричинило певну зміну в розподілі фракції за профілем, підвищивши амплітуду варіювання до середнього і високого рівнів – $V=12,8–22,1\%$, з тенденцією до зниження вмісту в ілювіальному гумусованому горизонті та підвищенням у гумусово-елювіальному і нижній частині ілювіального при переході до материнської породи. Кислоторозчинна фракція кадмію на ділянках дослідів до внесення металів (1999 р.) становила 8,22–18,4 % від валового вмісту, при цьому у шарі 0–20 см до витяжки переходило 13,0–14,8 %, що відповідало 0,16–0,18 мг/кг (див. табл. 3.6 і 3.7).

Моделювання різноінтенсивного забруднення ВМ протягом 1999–2014 рр. супроводжувалося зміною запасів фракції кадмію, що переходить до кислотної витяжки. У варіанті без внесення кадмію (контроль) втрат у ґрунтовій товщі не зафіксовано, навпаки, отримано приріст 0,13 кг/га, що забезпечує 59,1 % приросту валового кадмію. Таке зростання загальних запасів кадмію за високої рухомості, ймовірно, пов'язано з глобальним антропогенним тиском. Характер розподілу за профілем у цьому варіанті зберігся, але спостерігали тенденцію до підвищення концентрації в усіх горизонтах, хоча коефіцієнт варіації запасів за профілем, як і у вихідному ґрунті, залишався на середньому рівні – $V=16,8\%$, але частка від валових запасів збільшилася із 8,22–16,2 до 8,28–18,27 %.

Передбачене схемою дослідів забруднення сприяло поповненню запасів кислоторозчинної фракції кадмію: у варіанті з 5-разовим перевищенням фону – на 2,86 кг/га, 10-разовим – 4,58, 100-разовим – на 31,5 кг/га, спричинивши дуже високий рівень варіювання концентрації за профілем – $V=85,3–164,1\%$. При цьому частка шару 0–40 см у загальному запасі фракції металу в ґрунтовій товщі збільшилася від 29,2–34,2 % до 63,9–93,3 %, але тенденція до

накопичення кислоторозчинної фракції була характерною і для глибших шарів ґрунту (див. табл. 3.7).

Виявлення змін у накопиченні рухомих форм кадмію (розчинних у ацетатно-амонійному буфері рН 4,8) за профілем сірого лісового ґрунту до закладання дослідів (1999 р.) свідчить про добре виражений низхідний характер розподілу концентрацій металу за високого рівня варіювання на ділянках дослідів – $V=38,8-53,6\%$. Виявлено, що 48,8–51,5 % запасу рухомої фракції зосереджено в шарі 0–40 см. Частка від валового вмісту становила 1,43–8,27 %, знижуючись із глибиною. У природному аналозі, який 25 років був у стані перелугу, варіювання за профілем було низьким – $V=9,7\%$, тому і в шарі 0–40 см зосереджено лише 37,5 % від валового запасу кадмію у ґрунтовій товщі, а частка рухомих форм від валових форм у шарах профілю обмежена 1,93–2,65 %.

Під час проведення досліджень у період 2012–2014 рр., незважаючи на збереження загальної тенденції розподілу концентрацій кадмію за профілем ґрунту, спостережено зростання рухомої фракції як у абсолютних цифрах, так і у відсоткових значеннях у всіх шарах ділянок дослідів, які підлягали забрудненню, до глибини 120 см. На наш погляд, це пов'язано із підвищенням рухомості металу в умовах зміни фізико-хімічних властивостей орного шару ґрунту (підвищення кислотності, зниження вмісту гумусу) порівняно з вихідними даними. У варіанті без забруднення підвищення концентрації рухомих форм помічено лише в гумусово-елювіальному горизонті. У контролі (без внесення кадмію) запаси рухомого кадмію збільшилися на 0,06 кг/га, за 5-разового перевищення природного фону – 2,02, 10-разового – 3,33, 100-разового – на 25,1 кг/га, а частка накопичення у шарі 0–40 см з 48,8–50,3 % до закладання дослідів збільшилася до 77,9–95,9 % у варіантах із забрудненням. За таких умов рівень варіювання в межах профілю зазнав ще більшого відхилення – $V=125,9-171,3\%$ (див. табл. 3.6 і 3.7).

Таким чином, виявлено, що агротехногенне навантаження із застосуванням інтенсивних агротехнічних заходів за фонового локального

забруднення не спричинило підвищення загального запасу кадмію у профілях сірого лісового грубопилювато легкосуглинкового ґрунту порівняно з природним аналогом (перелогом). Утім, змінилася структура запасу: кількість кислоторозчинних форм зросла від 1,66 кг/га у профілі перелогу до 2,39–2,80 кг/га в агроценозі, а рухомих – від 0,60 мг/кг до 0,92–1,01 мг/кг відповідно. Для нативного ґрунту в обробітку було характерно, що 8,22–18,4 % від загального кадмію знаходиться у кислоторозчинній формі з накопиченням у гумусово-елювіальному та ілювіальному горизонтах, а рухомі форми становили 1,43–8,27 % від валового запасу за їхнього низхідного розподілу у профілі. В умовах змодельованого техногенного забруднення агроекотопів найбільше концентрувалося валових запасів металу в гумусово-елювіальному та верхній частині ілювіального гумусованого горизонтів. Кількість його валових запасів у шарі 0–40 см відносно до всього профілю збільшилася від 30,1–31,8 % до 41,7–70,2 % за зростання частки кислоторозчинних форм у цьому шарі від 29,2–34,2 % до 63,9–93,3 %; рухомих форм – від 48,8–50,3 % до 77,9–95,9 % залежно від рівня надходження кадмію в агроекотопи.

За результатами досліджень, викладених у розділі, нами зроблено наступні висновки:

1. За тривалого техногенного впливу на екосистему сірого лісового грубопилювато легкосуглинкового ґрунту та накопичення в ньому свинцю до 100 мг/кг, кадмію – до 2,0, цинку – до 50 мг/кг фізико-хімічні властивості верхнього 0–20-сантиметрового шару ґрунту не погіршилися порівняно з природним фоном. За концентрування свинцю у кількості 1000 мг/кг, кадмію – 20, цинку – 500 мг/кг ґрунту підвищилась обмінна кислотність на 1,27 од. рН, гідролітична кислотність – на 1,24 м-екв/100 г ґрунту, а втрати гумусу – на 0,26 %.

2. Систематичне застосування мінеральних добрив у дозі $N_{120}P_{90}K_{120}$ в агроценозах зі збільшенням концентрації свинцю до 100 мг/кг, кадмію – до 2,0, цинку – до 50 мг/кг ґрунту не спричинило значних змін кількості доступних рослинам форм азоту, фосфору і калію порівняно з природним фоном. Через

відчутне зменшення продуктивності рослин в агроєкотоплах з найвищою інтенсивністю забруднення (свинцю – 1000 мг/кг, кадмію – 20, цинку – 500 мг/кг), внесені з добривами нутрієнти не були повною мірою залучені до формування фітомаси і кількість доступного рослинам фосфору і калію у верхньому 0–20-сантиметровому шарі відповідно збільшилася на 13,4 і 30,8 мг/кг ґрунту порівняно з вихідними даними.

3. За результатами досліджень не виявлено чіткого прямого підтвердження зв'язування катіонів свинцю, кадмію, цинку фосфатами. Виявлена в досліді висока толерантність рослин кукурудзи до ВМ та нижчі темпи накопичення фосфатів ґрунтом порівняно з калієм можуть бути непрямым підтвердженням часткової детоксикації свинцю і кадмію фосфором.

4. Визначено, що взаємодія ґрунтового середовища та фітоценозу кукурудзи в умовах забруднення екотопів свинцем, кадмієм, цинком змінювала властивості мікробного ценозу ґрунту в межах середнього та низького рівнів варіювання ($V=4,2-14,3\%$). За підвищення концентрації свинцю, кадмію і цинку в ґрунті знижувалась активність целюлозоруйнівних мікроорганізмів ($V=9,3\%$), пригнічення інтенсивності респірації ґрунту ($V=14,3\%$), спостерігали тенденцію до активізування мікроорганізмів-нітрифікаторів ($V=4,2\%$).

5. Порушення природної концентрації ВМ у сірому лісовому ґрунті супроводжувалося змінами у видовому складі мікроміцетів. Перевищення природного фону ВМ спричиняло додаткове збільшення кількості патогенних видів грибів роду *Fuzarium* родини *Zygomycetes*, зокрема, видів роду *Rizopus* та появою ефекту «меланізації ґрунту».

6. Для нативного сірого лісового грубопилювато легкосуглинкового ґрунту в обробітку розподіл форм політантів у ґрунтовому профілі мав низхідний характер. При чому, 19,8–37,0 % від загального вмісту цинку в горизонтах профілю знаходилось у кислоторозчинній і 1,1–6,29 % – у рухомій формах; свинцю – відповідно 13,5–56,5 і 4,07–6,90 %, тоді як 8,22–18,4 % від загального кадмію знаходилось у кислоторозчинній формі з накопиченням у

гумусово-елювіальному та ілювіальному горизонтах, а рухомі форми становили 1,43–8,27 % від валового запасу.

7. В умовах систематичного забруднення екотопів, ґрунт яких знаходиться в обробітку, найбільше концентрування валових запасів цинку, свинцю і кадмію спостерігали у гумусово-елювіальному та верхній частині ілювіального гумусованого горизонтів (0–40 см). Кількість валових запасів цинку, свинцю і кадмію у цьому шарі відносно до всього профілю відповідно збільшилася від 28,9–32,9 до 40,2–87,8 %; від 30,3–34,0 до 58,2–93,7 %; від 30,1–31,8 до 41,7–70,2 % за відповідного збільшення частки кислоторозчинних форм від 38,5–40,8 до 56,3–95,5 %; від 44,9–49,1 до 80,2–97,6 %; від 29,2–34,2 до 63,9–93,3 %; рухомих форм – від 60,0–62,9 до 86,5–98,8 %; від 31,1–34,2 до 87,2–98,3 %; від 48,8–50,3 до 77,9–95,9 % залежно від рівня надходження металів у агроєкотопи.

РОЗДІЛ 4

ФОРМУВАННЯ ПРОДУКТИВНОСТІ КУКУРУДЗИ НА ЗЕРНО В АГРОЕКОТОПАХ З ЕКЗОГЕННИМ НАДХОДЖЕННЯМ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

4.1. Індукція флуоресценції хлорофілу в листках рослин кукурудзи

Унаслідок активної антропогенної діяльності значно збільшується надходження шкідливих речовин до навколишнього природного середовища, що негативно впливає на біотичну складову екосистеми, зокрема на рослини. Через несприятливі чинники порушується діяльність їхнього фотосинтетичного апарату [101, 112]. Індикатором фізіологічних змін є хлорофіл, локалізований у фотосинтетичних мембранах, який має певні спектральні властивості. Зміни їх можна детектувати та реєструвати в режимі реального часу, отримуючи інформацію для експрес-діагностики стану клітин [111, 265].

Одним із сучасних методів діагностування фізіологічного стану рослин, що детально характеризує процес фотосинтезу, є експрес-метод індукції флуоресценції хлорофілу рослин у червоній ділянці спектра [27]. При первинних процесах фотосинтезу енергія випромінювання поглинається, перетворюючись в енергію хімічних зв'язків, а незасвоєне хлорофілом світло флуоресціює. Процеси світлової та темної фаз фотосинтезу відображають зміну флуоресценції хлорофілу. Дослідженнями науковців доведено тісний зв'язок індукційних процесів флуоресценції хлорофілу листків з функціонуванням фотосинтетичного апарату та фізіологічного стану рослини залежно від абіотичних чинників [101]. Утім, сучасні наукові публікації містять недостатньо інформації про зміни у фотосинтетичному апараті за фазами розвитку сільськогосподарських культур в умовах полікомпонентного забруднення ґрунту важкими металами.

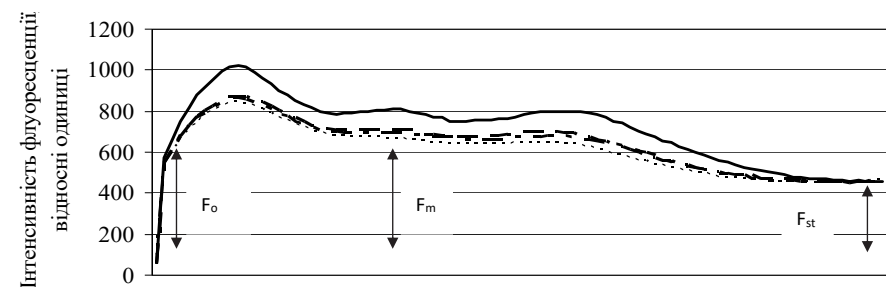
Для вивчення функціональних характеристик фотосинтетичного апарату рослин кукурудзи використали метод індукції флуоресценції хлорофілу (ІФХ). Параметри флуоресценції хлорофілу визначали в польових умовах (*in vivo*) за допомогою портативного флуорометра «Флоратест», не порушуючи цілісності досліджуваних рослин. Зміни значень виходу флуоресценції на фоні постійного світла реєстрували за трихвилинної темної адаптації. Довжина хвилі освітлення в максимумі становить 450–470 нм. Спектральний діапазон вимірювання флуоресценції – 670–770 нм.

Індукція флуоресценції хлорофілу закономірно змінюється з розвитком листка рослини, тому для оцінювання впливу важких металів на стан фотосинтезуючого апарату кукурудзи вимірювання проводили окремо у фазах 3–4 листки, викидання волотей та молочної стиглості. Для отримання фізіологічно значущих результатів визначали основні кінетичні параметри: F_0 – фонові флуоресценція, F_m – максимальний вихід флуоресценції, F_{st} – стаціонарна флуоресценція.

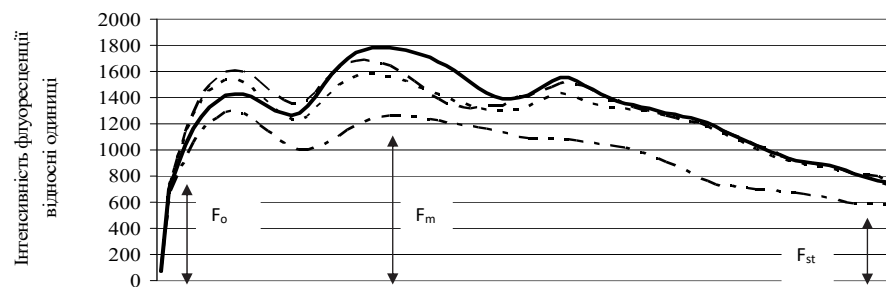
Часова залежність інтенсивності флуоресценції хлорофілу мала характерний вигляд кривої з кількома максимумами, що графічно відображає ефект Каутського (рис. 4.1). Особливості індукції флуоресценції хлорофілу залежать від стану системи фотосинтезу і відображають кінетику всіх ланок біохімічного ланцюга фотосинтезу [113].

Зміни у будь-якій ланці фотосинтезу зумовлюють зміни вигляду кривої, що дає змогу діагностувати поточний стан фотосинтетичного апарату рослин за впливу стресових чинників.

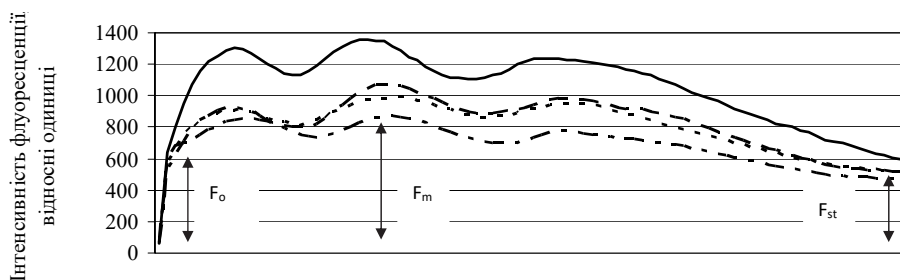
Оскільки в досліді основні абіотичні чинники – температура, вологість, освітлення, мінеральне живлення, були однаковими для усіх варіантів, то забруднення екотопу важкими металами залишалось основним, що могло змінювати традиційну для фаз розвитку рослин кукурудзи флуоресценцію хлорофілу.



А



Б



В

— контроль - - 5 фонів . . . 10 фонів - . - 100 фонів

Рис. 4.1. Криві індукції флуоресценції хлорофілу листків кукурудзи залежно від фону забрудненості агроєкотопу важкими металами, середнє за 2012–2014 рр.: А – фаза 3–4 листки, Б – фаза викидання волотей, В – фаза молочної стиглості

У досліді зафіксовано різницю між кривими інтенсивності флуоресценції хлорофілу листків кукурудзи з ділянок контролю та рослин, вирощених у екотопах, що забруднені ВМ. Особливості формування кривих визначаються основними кінетичними параметрами, пов'язаними з діяльністю фотосинтетичного апарату. Так, у фазі викидання волотей крива Каутського, отримана у варіанті з 100-разовим перевищенням фону, мала значно меншу амплітуду піків порівняно з іншими.

Флуоресценцію хлорофілу, що збуджена слабким світлом за відкритих реакційних центрів після адаптування до темряви, позначають F_0 . Цей рівень флуоресценції залежить від втрат енергії збудження під час міграції пігментною матрицею, а також від вмісту молекул хлорофілу, що не мають функціонального зв'язку з реакційними центрами, тобто не беруть участі у процесах фотосинтезу. За відповідних для культури абіотичних умов величина F_0 є незначною порівняно з іншими ділянками кривої ІФХ, що пояснюється активним використанням клітинами енергії поглиненого світла. У нашому досліді значення параметра у фазі формування рослинами 3–4 листків змінювалися від 608 до 667 відносних одиниць (відн. од.). Рослини ділянок з надприродним умістом ВМ мали на 7–8% нижчий фоновий рівень флуоресценції порівняно з контролем (табл. 4.1, додатки А. 1–А. 4).

Це зумовлено не збільшенням активності використання клітинами поглиненого світла, а порушенням у фотосинтетичному апараті, спричиненого блокуванням міді та магнію за високого вмісту свинцю, кадмію і цинку в живильному середовищі [97]. Аналіз показників у фазі викидання волотей кукурудзою підтверджує даний висновок. На ділянках з 5-ти і 10-разовим перевищенням природного фону ВМ реакційні центри мали нижчу активність і тому рівень флуоресценції F_0 , порівняно з контролем підвищувався на 7 %. А у варіанті із 100 фонами стан рослин кукурудзи залишався пригніченим і рівень F_0 був на 9 % нижчим від контролю. У фазі молочної стиглості рослини ділянок з надприродним умістом ВМ мали на 18–28 % нижчий фоновий рівень флуоресценції порівняно з контролем.

Таблиця 4.1. Зміна параметрів флуоресценції хлорофілу листків кукурудзи в умовах забруднення ґрунту цинком, свинцем і кадмієм, середнє за 2012–2014 рр., відн. од.

Показник	Природний фон ВМ (контроль)	Перевищення природного фону ВМ у 5 разів	Перевищення природного фону ВМ у 10 разів	Перевищення природного фону ВМ у 100 разів
Фаза розвитку 3–4 листки				
F_0	666,7	612,0	608,0	616,0
F_m	810,7	712,0	668,0	696,0
F_v	144,0	100,0	60,0	80,0
F_v / F_m	0,18	0,14	0,09	0,11
F_{st}	458,7	468,0	468,0	456,0
$F_m - F_{st} / F_{st}$	0,77	0,52	0,44	0,53
Фаза розвитку – викидання волотей				
F_0	874,7	933,3	933,3	796,0
F_m	1781,3	1685,3	1584,0	1236,0
F_v	906,7	752,0	650,7	440,0
F_v / F_m	0,51	0,45	0,41	0,36
F_{st}	757,3	775,7	736,0	585,1
$F_m - F_{st} / F_{st}$	1,35	1,17	1,15	1,11
Фаза розвитку – молочна стиглість				
F_0	808,0	684,0	661,3	620,0
F_m	1360,0	1048,0	976,0	844,0
F_v	552,0	364,0	314,7	224,0
F_v / F_m	0,41	0,35	0,32	0,27
F_{st}	600,0	516,0	517,3	468,0
$F_m - F_{st} / F_{st}$	1,27	1,03	0,89	0,80

Порушення у діяльності фотосинтетичного апарату в умовах забруднення екотопів ВМ підтверджується іншими показниками індукційних процесів флуоресценції хлорофілу. Параметр F_m характеризує найвищий рівень флуоресценції хлорофілу, що реєструється як максимум на індукційній кривій. У цій точці фотосинтез відповідає мінімальному рівню, а його значення залежить від динамічного зрівноваження процесів флуоресценції, фотохімії і теплової дисипації. У фазі 3–4 листки він становив 810,7 на контролі та 668–712 – в екотопах, забруднених ВМ. За максимального розвитку фотосинтезуючого апарату рослин кукурудзи – у фазі викидання волотей, F_m змінювався у межах 1236–1685 відн. од. на забруднених фонах при 1781 відн. од. у контрольному варіанті. У фазі молочної стиглості F_m на контрольному варіанті він становив 1360 відн. од., а залежно від величини забруднення екотопу ВМ зменшувався і варіював від 1048 за 5-разового перевищення природного фону до 844 відн. од. за 100-разового перевищення фону ВМ. Цей показник найбільш варіабельний серед інших, що зумовлено адаптивними змінами в структурі пігментного комплексу.

Для оцінювання індукції флуоресценції хлорофілоносних тканин використовують розрахунковий параметр F_v – змінну флуоресценції хлорофілу, як різницю показника найвищого рівня флуоресценції і фонові ($F_m - F_o$), що свідчить про величину амплітуди змін кривої Каутського. Виявлено, що у фазі 3–4 листки рівень F_v на забруднених ділянках знижувався порівняно з контролем на 31–58 %, тобто фотосинтетичний апарат кукурудзи значно пригнічується під впливом стресора на початкових фазах розвитку рослин. Така залежність збереглась і простежується у фазах викидання волотей та молочної стиглості. Показник F_v у варіантах з ВМ поступався контролю відповідно на 17–51 і 16–59 %. З підвищенням умісту ВМ у ґрунті амплітуда змін у кривих Каутського спадала.

Максимальну ефективність первинних процесів фотосинтезу, що залежать від фізіологічного стану рослини, характеризує параметр F_v / F_m . Наукові публікації свідчать, що ефективність фотосинтезу, як і цей параметр,

залежить від інтенсивності впливу абіотичних чинників, у т.ч. полютантів [173, 295]. Максимально можлива величина співвідношення F_v / F_m для функціонуючих хлоропластів листків теоретично дорівнює 0,82. За задовільного для рослин впливу абіотичних чинників їхній фізіологічний стан забезпечує флуоресценція листків, відносна змінна якої наближається до 0,80. Отримані нами дані показують пригнічення фотосинтетичної активності в рослин кукурудзи у фазі 3–4 листки на всіх досліджуваних ділянках за значення F_v / F_m у межах 0,09–0,18. У фазі викидання волотей фотосинтетична активність хлоропластів збільшилася. Про це свідчить величина F_v / F_m , що змінювалась у межах 0,36–0,51 залежно від концентрації полютантів у екотопі. Для цих фаз розвитку рослин кукурудзи найвищий показник відносної змінної флуоресценції листків помічено на ділянках з природним фоном ВМ. Забруднення ґрунту знижувало ефективність первинних процесів фотосинтезу.

Зі спаданням флуоресценції від F_m до F_{st} зростає інтенсивність фотосинтезу за активізації ферменту рибульозабіфосфат-карбоксилаза. Оцінювання ефективності циклу Кальвіна проводять за параметром $(F_m - F_{st}) / F_{st}$, який називають Rubisco-мірами [111, 293]. У досліджених рослин кукурудзи цей коефіцієнт був найвищим за піку фізіологічного розвитку рослин – у фазі викидання волотей – від 1,11 до 1,35. Натомість, на початкових етапах розвитку рослин – фаза 3–4 листки, ефективність циклу Кальвіна мала удвічі нижчі значення. У фазі молочної стиглості цей показник змінювався від 0,80 до 1,27. Базуючись на показниках F_m і F_{st} та розрахунковому параметрі $(F_m - F_{st}) / F_{st}$, що визначають форму спадної частини кривої Каутського, можна стверджувати, що активізація та протікання реакцій циклу Кальвіна і проходження речовин через мембрани й судини листків були ефективнішими у рослин кукурудзи на ділянках, не забруднених ВМ.

Імовірно, токсичність ВМ, що проявилась у зміні параметрів кривої Каутського, полягала у порушенні природного надходження елементів до рослинного організму. Слід відзначити антагоністичну взаємодію цинку і міді, що полягає у їх конкуренції за надходження до кореневої системи [97].

Фітотоксичність кадмію зумовлена порушенням ензиматичної активності. Вважають, що кадмій пригнічує процес утворення пігментів хлорофілу і антоціану листків, а хлорофіл має здатність до концентрування кадмію [261]. Науковцями запропоновано використовувати стан активності хлорофілу як індикатора для визначення верхнього критичного рівня накопичення кадмію в рослинах [264]. Свинець спричиняє порушення реакцій переносу електронів, що супроводжується пригніченням процесів фотосинтезу. Стимулююча дія свинцю на надходження до рослин кадмію є додатковим сприятливим чинником зниження ефективності процесу фотосинтезу в кукурудзи.

Отже, проведені дослідження підтверджують, що сучасним інформативним методом визначення впливу ВМ на фізіологічний стан агроценозу кукурудзи без порушення цілісності рослин є фотоіндукція флуоресценції хлорофілу. Основні параметри індукційної кривої Каутського характеризують фотосинтетичні процеси у хлоропластах, зумовлені впливом середовища на перебіг як світлових, так і темнових їх фаз та свідчать про стійкість рослин до дії несприятливих чинників у техногенно сформованих едафотопах.

Вищий від природного вміст у ґрунті свинцю, цинку і кадмію спричинив порушення перебігу процесів фотосинтезу кукурудзи як у початкових фазах розвитку (3–4 листки), так і в період викидання волотей і молочної стиглості. Величини ключових параметрів – фонові флуоресценції (F_o), максимального виходу флуоресценції (F_m), стаціонарної флуоресценції (F_{st}), свідчать про зниження ефективності первинних процесів фотосинтезу та порушення узгодженості реакцій циклу Кальвіна.

4.2. Особливості росту, розвитку рослин і формування фотосинтетичного апарату кукурудзи на зерно

Реалізація потенціалу сортів і гібридів сільськогосподарських культур є результатом фотосинтезу, у процесі якого з простих речовин утворюються

енергоємні й різноманітні за хімічним складом органічні сполуки [255]. Інтенсивність накопичення органічних речовин залежить від потужності асиміляційного апарату, яка визначається біометричними параметрами рослин та ефективністю діяльності хлоропластів, а також значною мірою залежить від абіотичних умов, зокрема вмісту ВМ у ґрунті [175]. Потужність асиміляційного апарату і тривалість його роботи є вирішальними чинниками продуктивності фотосинтезу, від якого залежать кількісні та якісні показники врожаю.

У дослідженнях науковців виявлено тісний зв'язок між функціонуванням фотосинтетичного апарату і фізіологічним станом рослини залежно від впливу абіотичних чинників [101]. Разом із тим у науковій літературі наводиться недостатньо даних про зміни у формуванні фотосинтетичного апарату та його продуктивності за фазами розвитку сільськогосподарських культур в умовах полікомпонентного забруднення ґрунту важкими металами.

Відомо, що на етапі проростання насіння воно досить стійке до дії ВМ, концентрація яких у субстраті може змінюватись у широкому діапазоні [309]. У наших дослідженнях візуальні спостереження не виявили помітного впливу забруднення фону на появу сходів кукурудзи, лише за 100-разового перевищення природної кількості свинцю, кадмію і цинку в ґрунті дещо сповільнювалося проростання насіння.

При вивченні механізму дії ВМ на проростання насіння дослідники встановили, що метали потрапляють через насінневу оболонку на заключній стадії набування, чим затримують його проростання внаслідок порушення процесів поділу та розтягування клітин [21, 320]. За даними іноземних учених, фізіологічні механізми детоксикації сприяють зв'язуванню надлишку іонів металів амінокислотами, які надходять із запасних тканин зародка, тому корені та стебла будуть розвиватися [301]. Утім, логічно, що з підвищенням забрудненості ґрунту ВМ передусім погіршується формування кореневої системи як передумови зниження продуктивності рослин [322]. Адже корені є першим бар'єром на шляху надходження металів із ґрунту до рослини, і саме корінь виконує основну функцію щодо акумуляції і детоксикації [303]. Під

впливом ВМ зменшується довжина головного кореня і кількість бокових коренів, відмирають кореневі волоски, знижується загальна біомаса кореневої системи [317].

Нами було обстежено стан кореневої системи рослин кукурудзи, обмежений глибиною 0–20 см, тобто в шарі з максимальним накопиченням полутантів (рис. 4.2, додаток Б.1). Зважаючи на щільність посівів проводили аналіз стану коренів у об'ємі ґрунту 8 дм³ (2×2×2 дм) у всіх варіантах дослідів.

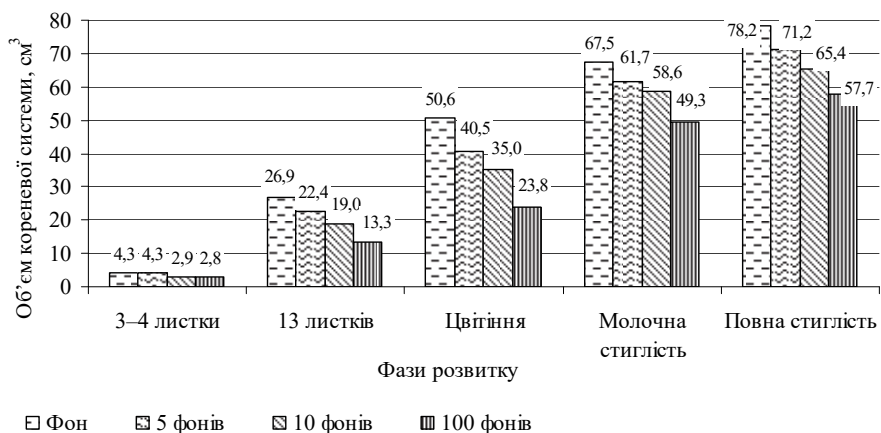


Рис. 4.2. Об'єм кореневої системи кукурудзи за основними фазами органогенезу залежно від фону забруднення ґрунту, середнє за 2012–2014 рр., см³

Оцінювали розвиток кореневої системи за об'ємом кореневої маси. Згідно з результатами досліджень, проведених у основні фази росту й розвитку рослин кукурудзи, об'єм кореневої системи зменшувався із збільшенням умісту в ґрунті свинцю, кадмію і цинку. Так, у фазі 3–4 листки показник об'єму на ділянках за 10-ти та 100-разового забруднення був у 1,5 рази меншим порівняно з контролем – 4,3 см³. Сторазове перевищення фонових показників зменшувало об'єм кореневої системи у фазі 13 листків і цвітіння на 51–53 %, а у фазах молочної та повної стиглості – на 27 % порівняно з контролем.

Відмічене сповільнення розвитку кореневої системи призводить до відповідного зменшення поглинання поживних речовин і води, а також зниження ефективності бар'єрної функції коренів щодо токсичних речовин, що негативно позначається на рості й розвитку всієї рослини, а за високих концентрацій ВМ може призводити до загибелі. Це підтверджують результати візуального обстеження посівів у основні фази росту й розвитку рослин кукурудзи.

Токсичний вплив ВМ на формування наземної вегетативної маси, особливо на перших етапах росту й розвитку рослин кукурудзи, виявився як у стримуванні розвитку кореневої системи, так і в порушенні фотосинтетичної діяльності, що підтверджено результатами визначення фотоіндукції флуоресценції хлорофілу (див. табл. 4.4).

На рис. 4.3 показано стан рослин у фазі 3–4 листки, для якої характерно завершення розвитку зародкового пагона та повний перехід на автотрофне живлення. Надто помітною була дія важких металів за 10-ти і 100-разового перевищення фону ВМ. Рослини тут були не лише нижчі, а й мали світліше забарвлення листків.



Рис. 4.3. Рослини кукурудзи у фазі 3–4 листки за різних фонів важких металів у ґрунті

Різниця в стані фітоценозів помітна і у фазі 13 листків. Рослини варіанта з перевищенням природного фону ВМ у 100 разів були не вищі ніж 80 см, тоді як на ділянці контролю досягали 150 см (рис. 4.4). Значних відмін у забарвленні листків не помічено.



Рис. 4.4. Рослини кукурудзи у фазі 13 листків за різних фонів важких металів у ґрунті

У фазі цвітіння різниця у довжині рослин кукурудзи за варіантами забрудненості зберігалася (рис. 4.5). Рослини були невисокими, затримувалося настання фази цвітіння у варіанті 100-разового перевищення фону ВМ. Утім, нижчі рівні забруднення ВМ мали протилежний вплив на період росту й розвитку рослин кукурудзи. Формування качанів за 5-ти та 10-разового перевищення фону ВМ починалося на 5–7 днів раніше, ніж на ділянках контролю, що, очевидно, пов'язано з усуненням дефіциту цинку в ґрунтовому середовищі.

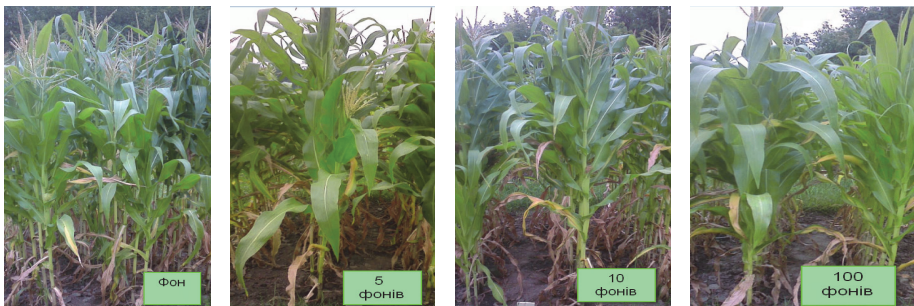


Рис. 4.5. Рослини кукурудзи у фазі цвітіння за різних фонів важких металів у ґрунті

Із настанням фази молочної стиглості, за інтенсивного наливу зерна, у варіантах контролю й перебільшення природного фону ВМ у 5 та 10 разів зернівки були достатньою виповненими. На ділянках з 100-разовим перебільшенням природного фону ВМ качани були меншого розміру, а зернівки – недорозвиненими для цього періоду рости й розвитку рослин кукурудзи (рис. 4.6).

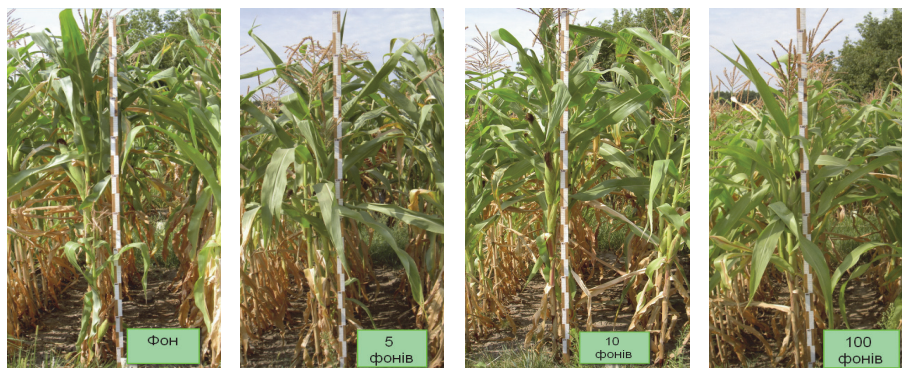


Рис. 4.6. Рослини кукурудзи у фазі молочної стиглості за різних фонів важких металів у ґрунті

З підвищенням умісту ВМ у ґрунті змінювалися біометричні показники рослин кукурудзи. Між їх висотою в основні фази росту й розвитку та забрудненістю ґрунту виявлено тісний обернений кореляційний зв'язок: у фазі 3–4 листки коефіцієнт кореляції становив $r = -0,922$, цвітіння – $r = -0,823$, молочної стиглості – $r = -0,923$. З розвитком рослин негативний вплив металів на лінійний ріст кукурудзи посилювався, досягаючи максимуму в період інтенсивного накопичення вегетативної маси. Якщо у фазі 3–4 листки різниця висоти рослин між природним фоном та іншими варіантами фонів становила 4–29 %, то у фазі 12–13 листків збільшувалася до 8–36 %, у фазі цвітіння – до 13–34 % (рис. 4.7).

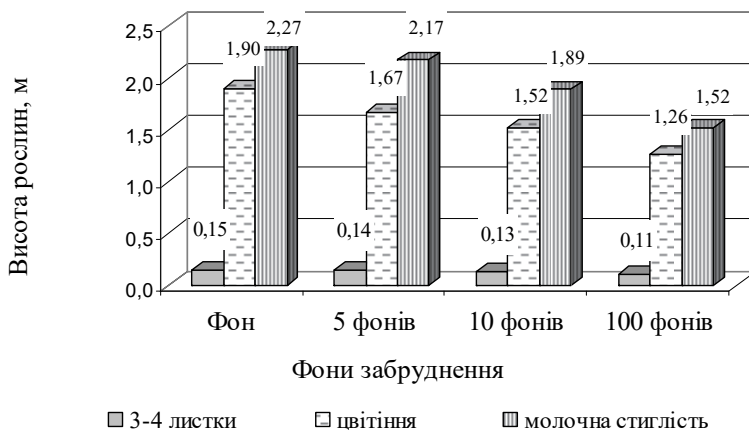


Рис. 4.7. Висота рослин кукурудзи за основними фазами росту і розвитку залежно від фону забрудненості ґрунту, 2012–2014 рр., м

Виявлено, що за вирощування кукурудзи на ґрунтах, забруднених ВМ, у рослин зменшується площа листкової поверхні (табл. 4.2). Показник змінювався залежно від варіантів забруднення і фаз розвитку – від середнього до значного ($V=16,6\text{--}24,7\%$). З підвищенням концентрації ВМ у ґрунтового середовищі інтенсивність наростання листкової поверхні знижувалася. Так, за максимального розвитку фотосинтетичного апарату – у фазі викидання волотей, наростання листкової поверхні у рослин кукурудзи за 5-разового підвищення кількості ВМ у ґрунті знизилось на 7,1 %, за 10-разового – 25,0 %, 100-разового – на 33,1 % порівняно з контролем [119].

У період від початку генеративного періоду до фаз наливу зерна і молочної стиглості оптимальною вважається площа листкової поверхні 40–60 тис. м²/га. Таку площу рослини мають у фазі викидання волотей і цвітіння за природного фону ВМ. В агроєко토팮х з 5-ти та 10-разовим перевищенням природного фону ВМ лише у фазі цвітіння площа листкової поверхні досягла 44,1–48,5 тис. м²/га, а за 100-разового перевищення – оптимальної площі у жодній фазі розвитку рослин кукурудзи не спостережено.

Таблиця 4.2. Площа листової поверхні кукурудзи та фотосинтетичного потенціалу посівів залежно від вмісту важких металів у ґрунті, середнє за 2012–2014 рр., тис. м²/га

Варіант досліджу	Фаза росту й розвитку					ФПП, млн м ² ·днів/га
	3–4 листки	11–12 листків	викидання волотей	цвітіння	молочна стиглість	
1–природний фон ВМ (контроль)	0,83	9,31	40,1	52,1	37,3	2,81
4–п'ятиразове перевищення природного фону ВМ	0,71	9,01	37,6	48,5	32,6	2,60
2–десятиразове перевищення природного фону ВМ	0,61	8,56	31,7	44,1	29,7	2,32
3 – сторазове перевищення природного фону ВМ	0,45	6,25	26,8	34,8	22,4	1,85
$\bar{X} \pm S\bar{x}$	$0,65 \pm 0,08$	$8,28 \pm 0,69$	$34,1 \pm 3,0$	$44,8 \pm 3,7$	$30,5 \pm 3,1$	$2,40 \pm 0,21$
$V, \%$	24,7	16,8	17,6	16,6	20,5	17,3
S	0,16	1,39	5,9	7,5	6,2	0,42

Важливим показником стану асиміляційного апарату сільськогосподарських культур є фотосинтетичний потенціал посіву (ФПП). Саме він визначає продуктивність посіву, оскільки тісно пов'язаний з площею листової поверхні рослин і тривалістю функціонування фотосинтетичного апарату. В наших дослідженнях коефіцієнт кореляції між площею листової поверхні в основні фази росту й розвитку кукурудзи та ФПП був у межах 0,961–0,999.

Варіабельність ФПП у межах досліджу не перевищувала середнього рівня ($V = 17,3 \%$), а абсолютна величина змінювалася від 1,85 до 2,81 млн м²·днів/га. За А. А. Ничипоровичем, посіви вважаються добрими за ФПП в межах 2,2–

3,0 млн м²·днів/га. Такими були лише посіви, сформовані на ділянках контролю та за 5-ти і 10-разового перевищення фону ВМ. Найгіршим у досліді був стан посівів за максимального вмісту ВМ у ґрунті (варіант 3).

Важливим показником продуктивності фотосинтезу є накопичення сухої речовини посівом рослинами. Для умов України цей показник вважається добрим за 7,0–8,0 т/га, високим – 10,0–12,0, дуже високими – 14,0–16,0 т/га сухої речовини.

Кількість сухої речовини, накопиченої рослинами кукурудзи за вегетаційний період, змінювалася відповідно до площі листкової поверхні. Коефіцієнт кореляції між цими показниками дорівнював 0,898–0,989. А варіабельність цього показника у варіантах досліді за фазами росту й розвитку рослин була середньою та значною (V=15,9–38,9 %). Найменшу кількість сухої речовини синтезували рослини у варіанті із 100-разовим перевищенням фону, де у фазі молочної стиглості вони сформували 10,3 т/га сухої речовини, що на 34 % менше, ніж на ділянках природного фону (рис. 4.8).

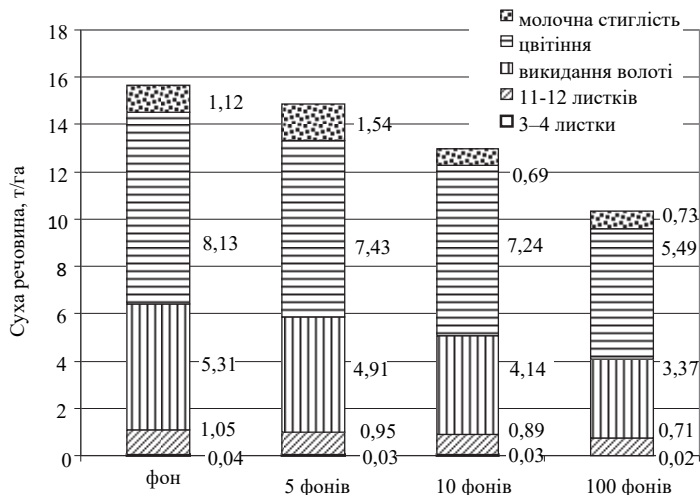


Рис. 4.8. Накопичення сухої речовини рослинами кукурудзи за фазами вегетації залежно від забрудненості агроєкотопу ВМ, середнє за 2012–2014 рр., т/га

Про оптимальність пербігу фотосинтетичних процесів свідчить чиста продуктивність фотосинтезу (ЧПФ) – кількість пластичних речовин, створена одиницею листової поверхні посіву. Показник ЧПФ посівів кукурудзи в середньому за роки досліджень становив 6,55–8,46 г/м² за добу, залежно від вмісту ВМ у ґрунті (табл. 4.3). Відомо, що впродовж вегетації ЧПФ може змінюватися від 2 до 25 г/м² за добу [175, 300]. У рослин кукурудзи поступове наростання продуктивності фотосинтезу спостерігали від початку вегетації, досягаючи максимуму у фазі викидання волотей – 11,18–14,33 г/м² на добу. Потім відбулося стрімке зниження цього показника.

Таблиця 4.3. Чиста продуктивність фотосинтезу рослин кукурудзи за різного забруднення ґрунту важкими металами, середнє за 2012–2014 рр., г/м² за добу

Варіант досліджу	Фаза росту й розвитку				За вегетацію
	3–4 листки	11–12 листіків	викидання волотей	цвітіння	
1 – природний фон ВМ (контроль)	3,61	9,81	14,33	6,08	8,46
4 – п’ятиразове перевищення природного фону ВМ	3,43	9,32	14,05	5,95	8,19
2 – десятиразове перевищення природного фону ВМ	3,18	8,69	11,84	5,80	7,38
3 – сторазове перевищення природного фону ВМ	2,71	7,33	11,18	4,99	6,55
$\bar{X} \pm S\bar{x}$	3,23± 0,20	8,79± 0,54	12,85± 0,79	5,71± 0,25	7,65± 0,43
$V, \%$	12,1	12,2	12,3	8,60	11,3
S	0,39	1,07	1,57	0,49	0,86

Дослідниками встановлено, що продуктивність фотосинтезу рослин кукурудзи найвища впродовж 25 днів (50–70-й день після появи сходів) [84, 166]. У цей період найбільше наростає сухої маси рослин [175]. За результатами наших досліджень, кореляція між накопиченням сухої речовини та ЧПФ була тісною позитивною, про що свідчать коефіцієнти кореляції у межах 0,747–0,998.

Продуктивність асиміляційної здатності листків характеризувала реакцію рослин на ґрунтові умови. Чиста продуктивність фотосинтезу є оптимальною за асиміляції 4–6 г органічних речовин на 1 м² за добу [175]. Беручи до уваги високі значення ЧПФ посівів у нашому досліді, підвищення вмісту ВМ у ґрунті знижувало цей показник на 3,2–22,6 % порівняно з контролем, за найнижчої продуктивності ЧПФ у варіанті із сторазовим перевищенням природного фону ВМ. Аналіз продуктивності асиміляційного апарату кукурудзи за фазами росту й розвитку рослин засвідчив середній рівень варіабельності показника ЧПФ залежно від забрудненості агроєкоотопу ВМ. Лише після досягнення фази викидання волотей різниця між варіантами зменшилася до низької варіабельності. Виявлені під час досліджень негативні зміни розвитку фотосинтетичного апарату посівів кукурудзи за підвищення вмісту ВМ у ґрунті пов'язані з порушенням перебігу біохімічних процесів під впливом кадмію, цинку і свинцю. Відомо, що хлорофіл має здатність концентрувати кадмій, хоча цей елемент пригнічує процес утворення пігментів хлорофілу та антоціану листків. За наявності в 1 кг листя близько 96 мг кадмію інтенсивність фотосинтезу знижується на 50 % [12, 290]. Свинець спричиняє порушення реакцій переносу електронів, що знижує активність фотосинтетичних процесів. Стимулююча дія свинцю щодо надходження до рослин кадмію є додатковим важелем зниження ефективності фотосинтезу в кукурудзі [261, 269, 310]. Слід відзначити антагоністичну взаємодію цинку і міді, що полягає у їх конкуренції за потрапляння до кореневої системи й може спричиняти порушення біохімічних процесів у рослинному організмі [283].

Наведене підтверджується результатами наших попередніх досліджень якісних показників діяльності хлоропластів – зміни параметрів флуоресценції хлорофілу листків кукурудзи в умовах забруднення ґрунту ВМ (див. табл. 4.1). Основні параметри індукційної кривої Каутського характеризують фотосинтетичні процеси у хлоропластах, зумовлені впливом середовища на зміну світлових і темнових фаз, і свідчать про стійкість рослин до дії несприятливих чинників у техногенно сформованих едафотопях. Вищий від

природного вміст у ґрунті свинцю, цинку і кадмію спричинив зміну основних параметрів: фонові флуоресценції (F_o), максимального виходу флуоресценції (F_m), стаціонарної флуоресценції (F_{st}). За їхніми значеннями розраховували коефіцієнти ефективності первинних процесів фотосинтезу (F_v / F_m) та ефективності циклу Кальвіна ($(F_m - F_{st}) / F_{st}$). На забруднених ділянках індукція флуоресценції, визначена за настання фаз 3–4 листки, викидання волоті, молочної стиглості засвідчила зниження ефективності первинних процесів фотосинтезу в кукурудзи на 12–50 %, а ефективності циклу Кальвіна – на 13–43 % порівняно з контролем.

Кореляційний аналіз виявив тісний позитивний зв'язок між ефективністю первинних процесів фотосинтезу в листі рослин кукурудзи та показниками стану фотосинтетичного апарату, а саме: площею листкової поверхні за коефіцієнтів 0,805–0,985, ФПП – за коефіцієнтів 0,753–0,971, ЧПФ – 0,777–0,963 відповідно до фаз розвитку (табл. 4.4).

Таблиця 4.4. Кореляційна залежність між параметрами флуоресценції хлорофілу листків і показниками стану асиміляційного апарату рослин кукурудзи, середнє за 2012–2014 рр.

Параметри флуоресценції хлорофілу	Фаза розвитку рослин кукурудзи		
	3–4 листки	викидання волоті	молочна стиглість
Площа листкової поверхні			
Ефективність первинних процесів фотосинтезу (F_v / F_m)	0,805	0,975	0,985
Ефективність циклу Кальвіна ($(F_m - F_{st}) / F_{st}$)	0,672	0,824	0,940
Фотосинтетичний потенціал посіву			
Ефективність первинних процесів фотосинтезу (F_v / F_m)	0,753	0,974	0,971
Ефективність циклу Кальвіна ($(F_m - F_{st}) / F_{st}$)	0,588	0,823	0,923
Чиста продуктивність фотосинтезу			
Ефективність первинних процесів фотосинтезу (F_v / F_m)	0,777	0,963	0,954
Ефективність циклу Кальвіна ($(F_m - F_{st}) / F_{st}$)	0,581	0,792	0,914

Ефективність циклу Кальвіна, визначена за параметрами кривої Каутського, мала меншу тісноту зв'язку з показниками стану асиміляційного апарату. Коефіцієнт кореляції з площею листкової поверхні дорівнював 0,672–0,940, ФПП – 0,588–0,923, ЧПФ – 0,581–0,914. Тіснота зв'язку підвищувалася з переходом до фаз, які характеризуються максимальним розвитком фотосинтетичного апарату в рослин – викидання волотей і молочна стиглість.

4.3. Транслокація важких металів у рослинах кукурудзи залежно від фаз розвитку

Забруднення навколишнього природного середовища хімічними речовинами є одним із вагомих чинників руйнування компонентів біосфери [91]. Інтенсивне сільськогосподарське і промислове використання природних ресурсів призвело до суттєвої зміни біогеохімічного кругообігу хімічних елементів – змінилися напрями і темпи їхньої міграції, обсяги виносу й накопичення. Причинами відчутного погіршення екологічної ситуації у промислових регіонах є надмірне навантаження на екосистеми, зокрема на ґрунтовий покрив, що своєю чергою призводить до накопичення високих концентрацій токсичних речовин у ґрунті та забруднення вирощуваної продукції [15, 79].

Однією із важливих особливостей ведення сільськогосподарського виробництва на техногенно забруднених землях є вирощування культур, стійких до негативної дії ВМ, що зумовлюється здебільшого їхніми біологічними особливостями. Стан захисних механізмів кореневої системи і наземних вегетативних органів сприяє зменшенню потоку надлишкових іонів в органи запасання асимілятів. Основне навантаження припадає на кореневу систему, яка затримує значну частину шкідливих елементів. Розподіл

токсичних ВМ у рослині кукурудзи має чіткий акропетальний характер: корені – стебла – листки – качани [79].

За стійкістю до забруднення культури поділяють так: найбільш стійкі – озимі та ярі зернові, соняшник; середньостійкі – буряк цукровий, картопля, морква, томати, перець; слабостійкі – зернобобові, однорічні трави, багаторічні бобові трави, петрушка, салат [79, 149]. Надлишкові концентрації металів є причиною зниження продуктивності сільськогосподарських культур та погіршення якості отриманої продукції. У науковій літературі висвітлюється негативний вплив надлишкових концентрацій металів на розвиток і продуктивність рослин [41, 210].

Результати наших досліджень свідчать, що за понадфонових концентрацій ВМ у ґрунті відчутно збільшився вміст свинцю, кадмію і цинку в коренях та наземній вегетативній масі рослин кукурудзи. В усіх варіантах відмічено зниження концентрації токсичних елементів у фазах інтенсивного росту: 13 листків, цвітіння, молочної та повної стиглості кукурудзи порівняно з початком вегетації, а саме у фазі 3–4 листки. Отримані результати підтверджують дані інших дослідників, де метали надходили в рослини протягом вегетаційного періоду, але найінтенсивніше в ранній період розвитку зі зниженням до періоду дозрівання [182].

Науковцями доведено, що високі концентрації ВМ виявляють токсичну дію на рослини через порушення закономірностей надходження й розподілу інших хімічних елементів. Так, надмірна кількість цинку знижує надходження в рослини фосфору [294]. Кадмій у підвищених концентраціях знижує доступність фосфору, кальцію, магнію, заліза, цинку, а в біохімічних реакціях заміщує цинк, що призводить до порушення фотосинтетичної діяльності, пригнічення рослин аж до їх загибелі [4]. Свинець обмежує надходження фосфору, кальцію, заліза, міді, цинку [221]. Наші дослідження підтверджують цю закономірність, а саме найбільшу кількість металів, особливо у варіантах з перевищенням природного фону, накопичувало коріння, як потужний бар'єр на шляху токсичних речовин, значно менше – наземна вегетативна маса (рис. 4.9).

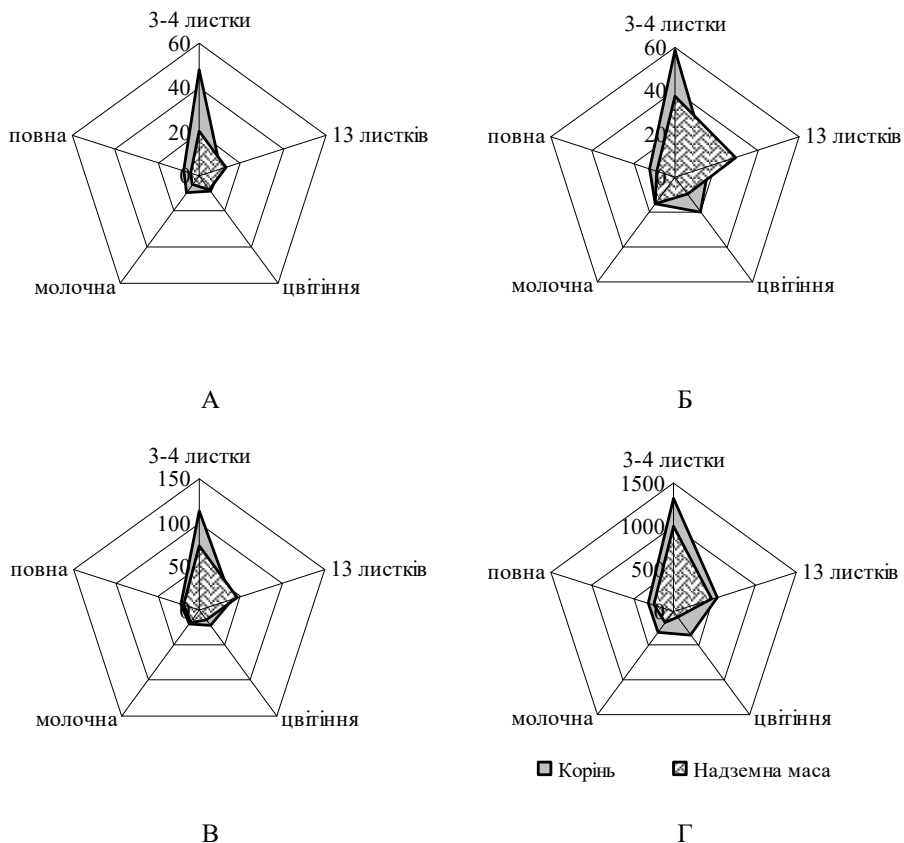


Рис. 4.9. Уміст цинку в коренях і наземних органах рослин кукурудзи залежно від фону забруднення агроєкотопу політантами за фазами розвитку: А – природний фон (контроль); Б, В, Г – перевищення природного фону ВМ відповідно у 5, 10, 100 разів, середнє за 2012–2014 рр., мг/кг сухої речовини

У період початкового росту (фаза 3–4 листки) у варіанті контролю корені кукурудзи накопили 48,0 мг на 1 кг сухої речовини цинку. Із збільшенням забрудненості агроєкотопу вміст цього елемента в корені відчутно підвищився – 1316,9 мг/кг за 100-разового забруднення. Це пояснюється тим, що основна частина кореневої маси на цьому етапі розвитку рослини розміщувалась у верхньому 20-сантиметровому шарі ґрунту, забрудненому ВМ. Наприкінці вегетації, коли розвинена коренева система сягала глибше 2 м, здолавши

верхній забруднений шар, концентрація цинку в корінні знизилась і становила на контролі 7,83, а за перевищення природного фону важких металів у 100 разів – 312,60 мг/кг сухої речовини.

Наземна вегетативна маса значно поступалась за накопиченням цинку порівняно з коренями, що свідчить про виконання останніми бар'єрних функцій. Лише у фазі 13 листків, коли розвиток фотосинтетичного апарату був найактивнішим, а потреба в цинку як мікроелемент – найбільшою, концентрація цього металу в сухій речовині наземних органів була вищою, ніж у корені. Такий ефект спостерігали лише на контролі, за 5-ти і 10-разового перевищення природного фону. За 100-разового підвищення концентрації цинку в ґрунті кореневі бар'єри протидіяли транспортуванню металу до рослини протягом вегетаційного періоду.

Науковці відмічають, що свинець надходить до рослини і транспортується в наземні органи повільніше, ніж інші ВМ [204]. В. Б. Ільїн виявив, що цей елемент, надходячи з ґрунту, найбільше забруднює корені, менше – листки, зовсім мало – зерно [89]. Результати наших досліджень підтвердили цю закономірність (рис. 4.10).

Проте вміст свинцю в органах рослин кукурудзи змінювався залежно від фази розвитку. Так, найбільше накопичення свинцю як коренями, так і наземною масою відмічено у фазі формування 3–4 листки. Залежно від варіанта досліді його вміст змінювався в межах 7,94–210,57 і 5,97–52,75 мг/кг сухої речовини. Важливо відмітити, що лише на контролі в період інтенсивного наростання вегетативної маси (13 листків) і цвітіння концентрація свинцю в листі та стеблі була вищою, ніж у коренях. На нашу думку, це пояснюється дуже низькою забезпеченістю вихідного ґрунту цинком, а в умовах дефіциту цього мікроелемента кореневі бар'єри слабше затримують переміщення свинцю і кадмію до інших органів рослини [97]. У фазі повної стиглості, залежно від фону забруднення, коренева маса рослин містила свинець 4,63–112,10, а наземна вегетативна маса – 1,57–15,13 мг/кг сухої речовини. У забруднених свинцем екотопах (варіанти 2–4) уміст цього металу в коренях рослин у 1,9–

8,22 раза перевищував концентрацію у стеблах та листі, що свідчить про високу інтенсивність протидії корневих бар'єрів надходженню токсиканта до наземних органів кукурудзи у період росту й розвитку рослин.

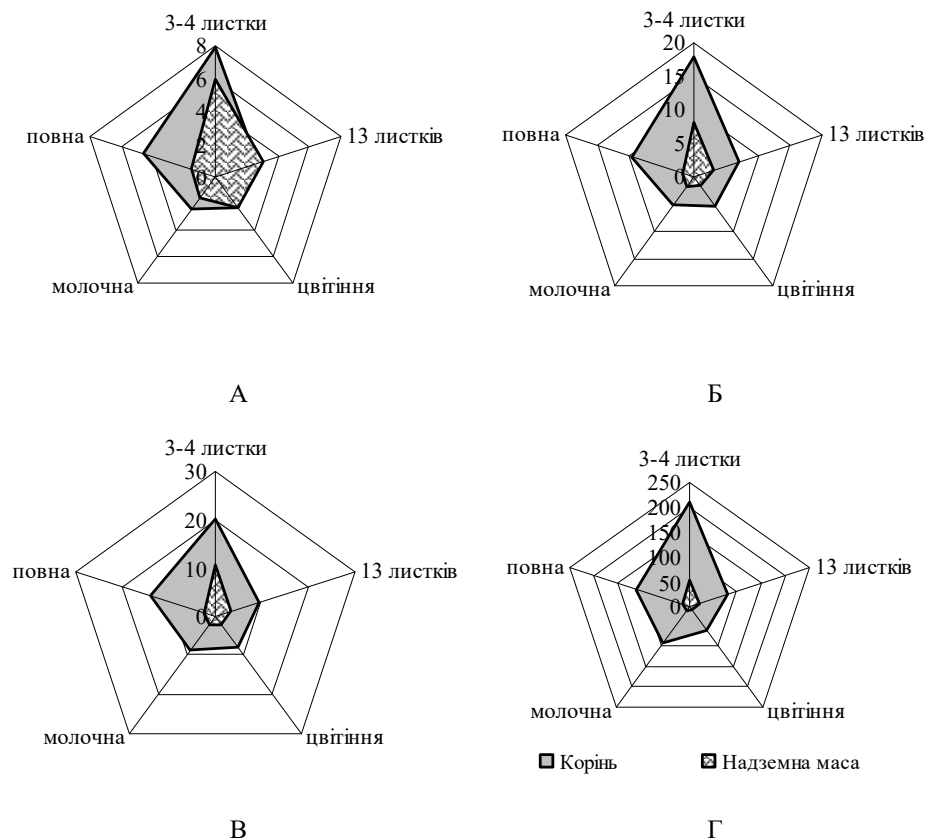


Рис. 4.10. Уміст свинцю в коренях і наземних органах рослин кукурудзи залежно від фону забруднення агроєкоотопу політантами за фазами розвитку: А – природний фон (контроль); Б, В, Г – перевищення природного фону ВМ відповідно у 5, 10, 100 разів, середнє за 2012–2014 рр., мг/кг сухої речовини

У науковій літературі наведено дані про деяке зростання врожайності сільськогосподарських культур за невеликих доз кадмію. Науковці експериментально довели підвищення врожайності буряків та моркви за

надходження кадмію у дозі 0,5 мг/кг ґрунту [85]. Автори пов'язують цей факт із стимулюванням металом процесів біосинтезу.

У середньому за роки досліджень встановлено, що найбільша кількість від загального вмісту в рослині кадмію концентрувалася в корені (рис. 4.11).

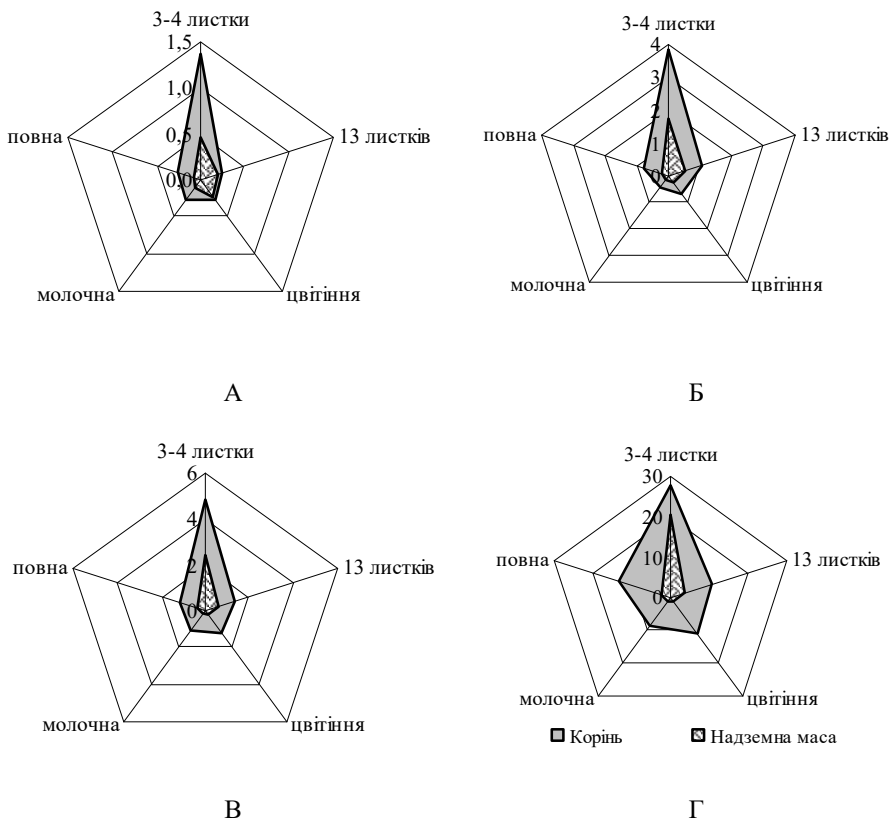


Рис. 4.11. Уміст кадмію в коренях і наземних органах рослин кукурудзи залежно від фону забруднення агроєкотопу політантами за фазами розвитку: А – природний фон (контроль); Б, В, Г – перевищення природного фону ВМ відповідно у 5, 10, 100 разів, середнє за 2012–2014 рр., мг/кг сухої речовини

Наземна вегетативна маса значно поступалася за вмістом даного політанта порівняно з коренями в усіх фазах розвитку. Так, найвищий уміст

кадмію в коренях був у фазі 3–4 листки: на природному фоні ВМ він становив 1,37 мг/кг сухої речовини, а за 5–100-разового перевищення природного фону ВМ в агроєкотопі концентрація – 3,83–27,8 мг/кг сухої речовини. Тоді як за вирощування рослин на забруднених фонах наземна вегетативна маса містила кадмію 1,77–20,5 мг/кг сухої речовини і 0,47 мг/кг сухої речовини на контролі. Концентрація в листках і стеблі у 1,35–2,17 раза була нижчою, ніж у кореневій масі. Утім, як і при аналізі накопичення рослинами свинцю (див. рис. 4.10) на ділянках з природним вмістом ВМ, виявлено послаблення діяльності кореневих бар'єрів щодо кадмію у фазах 13 листків і цвітіння, що пов'язано з високою потребою рослин у цинку.

Отримані нами результати стосовно характеру транслокації ВМ у системі ґрунт–рослина підтверджуються даними, опублікованими в наукових джерелах. Надходження ВМ до рослини має не стохастичний характер, а регулюється фізіологічними бар'єрами біохімічної природи. Поглинання ВМ сповільнюється під впливом механізмів бар'єрної функції кореня, таких як реактивні центри апопласту кореня, клітинної стінки, компартментації у вакуолях клітини, що зупиняє акропетальне переміщення елементів. Науковцями виявлено важливу роль металопротеїнів у забезпеченні бар'єрної функції вегетативних органів рослин [54].

Відомо, що за високих концентрацій ВМ у ґрунті ці елементи можуть накопичуватися не тільки у вегетативних органах, а й у генеративних, що погіршує якість зерна, використовуваного на продовольчі та насінницькі цілі. За дослідженнями ряду науковців встановлено, що за підвищених концентрацій свинцю, кадмію та цинку в ґрунті культурні злаки і бобові знижують урожай насіння [220]. В.Б. Ільїн (1975) зазначає, що насіння містить найменшу концентрацію токсикантів порівняно з іншими органами рослин, адже елементний хімічний склад генеративних органів зазнає відчутного впливу генетичного контролю [92]. Тобто у насінні може бути така концентрація хімічних елементів, зокрема ВМ, яка задовольняє потреби проростка-гетеротрофа і не шкодить його розвитку й росту. Втім, ця концентрація може

перевищувати санітарно-гігієнічні нормативи вмісту елементів і речовин для продовольчого або кормового зерна.

Дослідження щодо накопичення ВМ у зерні проводили у фазах молочної та повної стиглості (рис. 4.12). Встановлено, що незалежно від фону забруднення, тобто на момент дозрівання зернівки, концентрація металів зменшилася. Імовірно, що на останніх етапах дозрівання генеративних органів кількість ВМ у зернівці не змінювалась, але й далі накопичувалася генетично зумовлена кількість органічних і мінеральних сполук – підвищувалася загальна маса сухих речовин, тому отримано ефект зниження вмісту ВМ у дозрілому врожаї [64, 116].

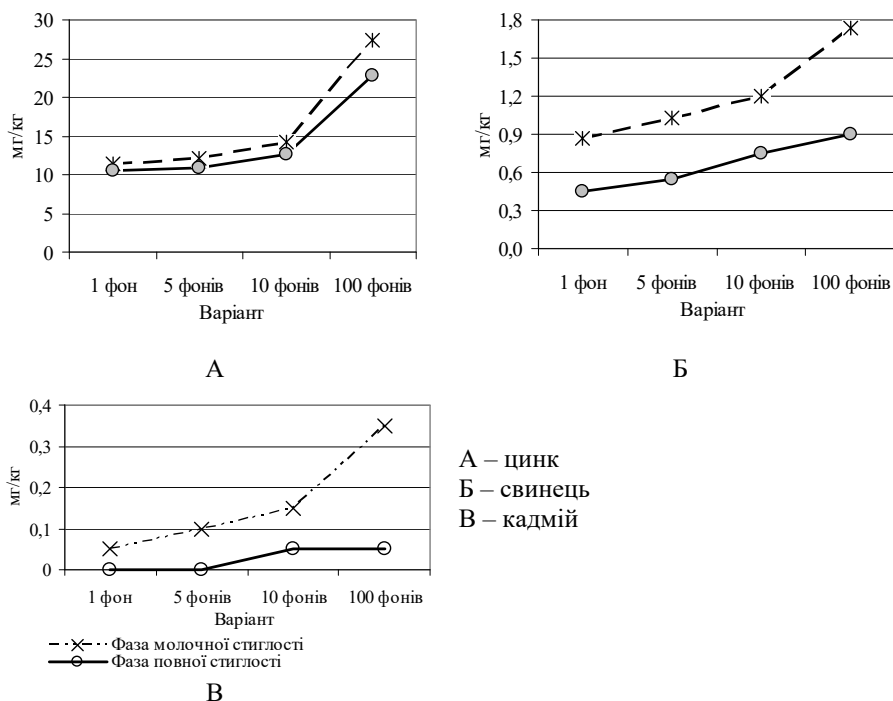


Рис. 4.12. Уміст важких металів та мікроелементів у зерні кукурудзи залежно від фону забруднення агроєкотопу політантами у фазах молочної та повної стиглості, середнє за 2012–2014 рр., мг/кг

Важливо відмітити, що жоден із створених у досліді агроекотопів не спричинив забруднення зерна цинком і кадмієм. Перевищення ГДК для продовольчого зерна за свинцем спостережено за 10-ти і 100-разового перевищення фону ВМ у ґрунті – відповідно 0,7 і 0,9 мг/кг [100].

Це свідчить про обмежену можливість використання у продовольчих цілях зерна кукурудзи, отриманого на фонах сірого лісового ґрунту з умістом свинцю 100–1000 мг/кг ґрунту (табл. 4.5). Зерно кукурудзи в усіх варіантах відповідає нормативам кормової сировини і може бути використано в технічних цілях (наприклад, для виробництва біоетанолу) [99, 114].

Таблиця 4.5. Уміст важких металів у зерні кукурудзи в фазі повної стиглості залежно від фону забруднення агроекотопу політантами, середнє за 2012–2014 рр., мг/кг

Варіант	Уміст у зерні, мг/кг		
	кадмій (Cd)	свинець (Pb)	цинк (Zn)
1 – природний фон ВМ (контроль)	0,00	0,4	10,5
4 – п'ятиразове перевищення природного фону ВМ	0,00	0,5	10,8
2 – десятиразове перевищення природного фону ВМ	0,05	0,7	12,6
3 – сторазове перевищення природного фону ВМ	0,05	0,9	22,8
$\bar{x} \pm S\bar{x}$	$0,03 \pm 0,01$	$0,66 \pm 0,10$	$14,15 \pm 2,92$
$V, \%$	115,5	30,4	41,3
ГДК: зерно продовольче	0,10	0,50	50,0
зерно на корм [130]	0,30	5,00	50,0

4.4. Продуктивність кукурудзи на зерно залежно від накопичення важких металів у ґрунті

Депонування забруднювачів ґрунтом у деяких випадках унеможлиблює реалізацію потенціалу сортів і гібридів сільськогосподарських культур,

спричиняє забруднення рослинницької продукції [277]. Адже у процесі онтогенезу рослин метали з ґрунту надходять до коренів і наземної маси, змінюючи перебіг біохімічних процесів у органах рослини, а отже, кількісні та якісні характеристики врожаю сільськогосподарських культур [135].

Дослідження стану агроценозу в умовах забруднення ґрунту свинцем, кадмієм і цинком свідчить про високу стійкість кукурудзи до підвищення вмісту ВМ у ґрунтового середовищі. У передбачених дослідом варіантах урожайність зерна становила 6,15–7,93 т/га (середній рівень варіювання 14,5 %), але забруднення ґрунту погіршувало умови росту й розвитку рослин. На ділянках з 5–100-разовим перевищенням фону ВМ врожай зерна кукурудзи знижувався на 0,52–1,78 т/га ($HIP_{05} = 0,37$), порівняно з контролем, тобто втрати врожаю становили 6–22 % (табл. 4.6, додатки Б.4, Б.5). Це було пов'язано як із зменшенням маси 1000 зерен, так і розміру качанів.

Таблиця 4.6. Вплив забрудненості ґрунту важкими металами на елементи структури врожаю і урожайність кукурудзи на зерно, середнє за 2012–2014 рр.

Варіант (ступінь забруднення)	Урожайність, т/га	Маса одного качана, г	Маса 1000 зерен, г
1 – природний фон ВМ (контроль)	7,93	94,6	272
4 – п'ятиразове перевищення природного фону ВМ	7,41	83,2	259
2 – десятиразове перевищення природного фону ВМ	7,07	83,1	241
3 – сторазове перевищення природного фону ВМ	6,15	60,4	239
$\bar{X} \pm S\bar{x}$	7,14±0,23	80,3±4,21	253±4,16
$V, \%$	14,2	23,5	7,40
HIP_{05}	0,37	12,4	12,2

У варіантах із забрудненням ґрунту ВМ маса 1000 зерен порівняно з природним фоном ВМ знижувалась на 14–33 г ($HIP_{05} = 12,2$), або 5–12 %. У варіанті з максимальним навантаженням ВМ втрати врожаю та маси 1000 зерен найбільші – відповідно на 1,78 т/га та 33 г [65].

Результати статистичного аналізу показників урожайності кукурудзи свідчать про значну варіабельність маси одного качана в межах ділянок досліджу (V = 23,5%). Виявлено чітку тенденцію до зниження маси качана зі збільшенням забрудненості ґрунтового фону ВМ. Втрати до контролю становили 11,4–34,2 г за НР₀₅ 12,4.

Розвиток асиміляційного апарату та продуктивність його діяльності під час росту й розвитку рослин визначають успішність формування врожаю та його якості. Результати кореляційного аналізу (табл. 4.7) підтвердили тісну позитивну залежність урожайності кукурудзи та маси 1000 зерен від стану асиміляційного апарату рослин, визначеного ФПП і ЧПФ. Важливо, що ефективність первинних процесів фотосинтезу та ефективність циклу Кальвіна також мали позитивний зв'язок з урожайністю кукурудзи. Найтіснішу залежність між параметрами флуоресценції та величини врожаю виявлено у фазах викидання волотей і молочної стиглості.

Таблиця 4.7. Кореляційна залежність між продуктивністю і параметрами флуоресценції хлорофілу листків, показниками стану асиміляційного апарату рослин кукурудзи, середнє за 2012–2014 рр.

Показ- ник	Фото- синте- тичний потен- ціал посіву	Чиста продук- тив- ність фото- синтезу	Параметри флуоресценції хлорофілу листків за фазами розвитку					
			ефективність первинних процесів фотосинтезу (F _v / F _m)			ефективність циклу Кальвіна ((F _m – F _{st}) / F _{st})		
			3–4 листки	вики- дання волотей	молочна, стиглість	3–4 листки	вики- дання волотей	молочна, стиг- лість
Урожай- ність	0,995	0,978	0,737	0,977	0,979	0,604	0,850	0,928
Маса 1000 зерен	0,801	0,913	0,964	0,962	0,951	0,852	0,918	0,983

Аналіз якості зерна свідчить, що забрудненість ґрунту ВМ не спричинила значних змін у концентрації основних органічних речовин та макроелементів у ньому (табл. 4.8, додаток Б. 2). Варіювання показників вмісту білка, протеїну, крохмалю, клітковини і жиру відповідало низькому рівню. Але в ряді випадків

простежувалися чіткі залежності: за підвищення накопичення ВМ ґрунтом екотопів вміст білка, протеїну, клітковини і жиру мав тенденцію до збільшення, а крохмалю – до зниження. Утім, достовірні зміни концентрації отримано лише для білка і жиру у варіанті з найбільшим забрудненням ґрунту (100-разове перевищення фону) [270].

Таблиця 4.8. Уміст органічних речовин у зерні кукурудзи залежно від забруднення екотопу важкими металами, середнє за 2012–2014 рр.

Варіант (ступінь забруднення)	Органічні речовини, %				
	Сирий протеїн	Білок	Крохмаль	Кліткови- на	Жир
1 – природний фон ВМ (контроль)	9,29	8,39	61,0	2,50	4,42
4 – п'ятиразове перевищення природного фону ВМ	9,35	8,44	60,5	2,54	4,45
2 – десятиразове перевищення природного фону ВМ	9,48	8,44	60,0	2,59	4,49
3 – сторазове перевищення природного фону ВМ	9,45	8,50	59,9	2,59	4,52
$\bar{X} \pm S_x$	9,39±0,04	8,44±0,02	60,4±0,26	2,56±0,02	4,47±0,02
$V, \%$	0,9	0,5	0,9	1,7	1,0
HIP_{05}	0,20	0,10	1,17	0,10	0,10

У стресовій для рослин ситуації, а саме збільшення токсичних елементів у ґрунтовому розчині, протікання біохімічних процесів у органах рослини погіршується. Одним із наслідків є зменшення розміру зернівок, що закономірно супроводжувалося підвищенням концентрації сирого протеїну та білкових сполук. Такий ефект частково пояснюється тим, що в ендоспермі білок розподілений нерівномірно: у периферійній частині, дотичній до алейронового шару, його вміст вище, а до центра ендосперму – зменшується.

Крім того, переорієнтування біохімічних процесів на протектування токсичності ВМ як вегетативними органами, так і зерном стимулює синтез низькомолекулярних білкових сполук. Це підтверджується результатами наших

досліджень. Виявлено, що у фонді протеїнів найпомітніше змінювалась частка сполук сирого протеїну, яка не ідентифікувалась інфрачервоним аналізатором як білок, тобто різниця між значеннями сирого протеїну та білка. Очевидно, саме ці сполуки беруть найактивнішу участь у створенні фізіологічних бар'єрів, які блокують активність ВМ у біохімічних процесах (рис. 4.13).

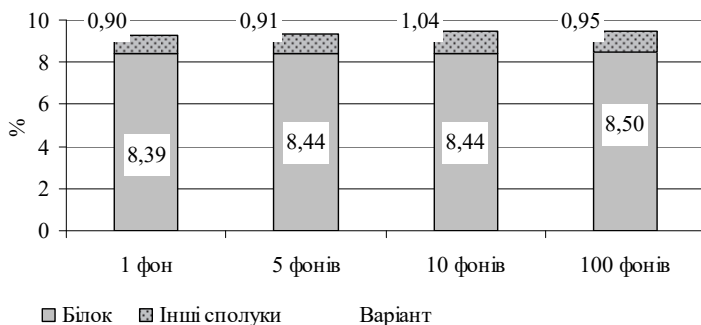


Рис. 4.13. Вплив забрудненості ґрунту ВМ на структуру протеїнових сполук у зерні кукурудзи, середнє за 2012–2014 рр.

При проведенні кореляційного аналізу виявлено тісну позитивну залежність між концентрацією ВМ у зерні та вмістом протеїну, білка, клітковини і жиру, але тісну від'ємну залежність між ВМ і крохмалем (табл. 4.9, додаток Б. 3).

Таблиця 4.9. Коефіцієнти кореляційної залежності між концентрацією важких металів у зерні кукурудзи та вмістом накопичених зерном органічних речовин

Метал	Органічні речовини				
	Протеїн	Білок	Крохмаль	Клітковина	Жир
Цинк	0,770	0,892	-0,691	0,656	0,847
Свинець	0,950	0,927	-0,927	0,914	0,991
Кадмій	0,880	0,706	-0,903	0,927	0,919

Окрім органічних речовин, у зерні та побічній продукції рослин досліджу визначали кількість основних біогенних елементів. Варіювання концентрації

азоту, фосфору і калію було дуже низьким (табл. 4.10). Однак, відмічено чітку тенденцію до підвищення вмісту цих елементів у зерні рослин, вирощених на забруднених фонах.

Таблиця 4.10. Вміст основних біогенних елементів у зерні та побічний продукції рослин кукурудзи у фазі повної стиглості, середнє за 2012–2014 рр.

Варіант	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
	Зерно			Наземна маса		
1 фон	1,55	0,61	0,35	0,72	0,34	1,33
5 фонів	1,56	0,63	0,37	0,73	0,34	1,36
10 фонів	1,58	0,65	0,37	0,73	0,35	1,33
100 фонів	1,58	0,67	0,39	0,74	0,35	1,32
$\bar{x} \pm S\bar{x}$	$1,57 \pm 0,01$	$0,64 \pm 0,01$	$0,37 \pm 0,01$	$0,73 \pm 0$	$0,35 \pm 0$	$1,34 \pm 0,01$
V, %	1,00	4,00	4,10	1,10	1,10	1,20
HIP ₀₅	0,03	0,05	0,03	0,02	0,01	0,03

Кукурудза має виражену стійкість до ВМ, що дає змогу ефективно використовувати ґрунти, забруднені свинцем, кадмієм і цинком, без виведення таких земель із сільськогосподарського використання. Сірі лісові легкосуглинкові ґрунти Правобережного Лісостепу з концентрацією свинцю в орному шарі до 1000, цинку – до 500, кадмію – до 20 мг/кг ґрунту залишаються придатними для вирощування кукурудзи на зерно із збереженням урожайності 6,15–7,93 т/га, залежно від рівня забрудненості.

Таким чином, можна сформулювати такі висновки:

1. Підвищення вмісту ВМ у ґрунті спричиняло негативні зміни в розвитку фотосинтетичного апарату посівів кукурудзи, що пов'язано з порушенням перебігу біохімічних процесів під впливом кадмію, цинку і свинцю. За вмісту у верхньому 0–20-сантиметровому шарі сірого лісового ґрунту свинцю до 1000, цинку – до 500, кадмію – до 20 мг/кг ґрунту фотосинтетичний потенціал посіву знижувався на 7,5–34,2 %, чиста продуктивність фотосинтезу – на 3,22–22,6 %.

2. Виявлено тісну позитивну залежність між якісними і кількісними показниками стану асиміляційного апарату рослин кукурудзи в умовах забруднення ґрунту свинцем, кадмієм і цинком. Коефіцієнти кореляції між ефективністю первинних процесів фотосинтезу, визначену методом індукції флуоресценції хлорофілу, становили: ФПП – 0,753–0,971, ЧПФ – 0,777–0,963. Ефективність циклу Кальвіна, визначена за параметрами кривої Каутського, мала кореляційну залежність з ФПП – 0,588–0,923 і з ЧПФ – 0,581–0,914.

3. За понадфонових концентрацій ВМ у ґрунті рівень вмісту свинцю збільшувався у коренях і наземній вегетативній масі рослин кукурудзи відповідно у 1,43–36,45 і 0,74–8,84 рази, кадмію – 1,52–43,47 і 1,07–43,93, цинку – 1,22–54,23 і 1,22–49,38 рази, порівняно з незабрудненими ділянками. Найінтенсивнішим надходження свинцю, кадмію і цинку в рослини було у фазі 3–4 листки і знижувалося в наступні фази розвитку.

4. Підтверджено, що транслокація ВМ у системі ґрунт–рослина має не стохастичний характер, а регулюється фізіологічними бар'єрами біохімічної природи. Завдяки високій інтенсивності протидії кореневих бар'єрів, рослини кукурудзи, вирощені в умовах 5-ти, 10-ти, 100-разового забруднення ґрунту свинцем, кадмієм і цинком, концентрували ВМ у коренях, запобігаючи їх надходженню до наземної вегетативної маси та генеративних органів. Упродовж періоду росту й розвитку накопичення цих металів у коренях рослин кукурудзи становило відповідно: цинку – 1,90–8,22, свинцю – 1,35–8,77, кадмію – 0,55–3,91 разів, перевищувало їх уміст у стеблах і листях.

5. Виявлено, що в зерні кукурудзи найменша концентрація токсикантів порівняно з іншими органами рослини. Жоден із створених у досліді агроекотопів не спричинив забруднення зерна цинком і кадмієм. Перевищення ГДК для продовольчого зерна за свинцем помічено за 10-ти і 100-разового перевищення фону ВМ у ґрунті та становило 0,7–0,9 мг/кг. Це свідчить про обмежену можливість використання у продовольчих цілях зерна кукурудзи, отриманого на сірому лісовому ґрунті з умістом свинцю 100–1000 мг/кг ґрунту, але зерно кукурудзи в усіх варіантах відповідає нормативам кормової сировини

й може бути використане для технічних цілей (наприклад, виробництво біоетанолу).

6. За накопичення у верхньому 0–20-сантиметровому шарі свинцю – до 1000, цинку – до 500, кадмію – до 20 мг/кг ґрунту врожай зерна кукурудзи знизився на 6–22 % порівняно з контролем. Ефективність процесів формування урожаю зумовлена розвитком і продуктивністю асиміляційного апарату. Коефіцієнти кореляційного зв'язку між урожайністю й цими показниками були у межах ($r = 0,978\text{--}0,995$).

7. Накопичення свинцю, кадмію і цинку агроекотопами змінювало хімічний склад зерна кукурудзи. Виявлено тісний позитивний зв'язок між накопиченням ВМ у зерні та кількістю протеїну за коефіцієнтами кореляції: для свинцю – 0,95, кадмію – 0,88, цинку – 0,77, жиру за коефіцієнтами 0,99; 0,91; 0,85, клітковини – 0,91; 0,93; 0,66 відповідно, та негативний тісний зв'язок із вмістом крохмалю ($r (-0,93), (-0,90), (-0,69)$).

РОЗДІЛ 5

БАЛАНС ЕЛЕМЕНТІВ ЖИВЛЕННЯ ТА ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ПРИ ВИРОЩУВАННІ КУКУРУДЗИ НА ЗЕРНО В УМОВАХ ЗАБРУДНЕННЯ АГРОЕКОТОПІВ ПОЛЮТАНТАМИ У ЗОНІ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

5.1. Баланс елементів живлення при вирощуванні кукурудзи на зерно в умовах забруднення агроєкотопів поліутантами

Головним завданням агрохімії є вивчення кругообігу біогенних елементів, які можуть підвищувати урожай і поліпшувати якість продукції рослинництва. Баланс основних елементів живлення характеризує ступінь інтенсифікації й культури землеробства за будь-якого антропогенного навантаження в екосистемі [18, 45].

Особливі економічно-організаційні умови, що склались в останні десятиріччя в Україні, спричинили різке зниження обсягів внесення мінеральних та органічних добрив аграрними підприємствами. Загальновідомо, що майже всі біогенні елементи до рослини надходять саме з ґрунту, а відчуження рослинної продукції за межі її місцезростання без одночасного застосування добрив призводить до поступового зменшення в ґрунтовому покриві доступних форм елементів живлення та втрати його родючості. За низького рівня застосування добрив у землеробстві склався від’ємний баланс основних елементів живлення, їх дефіцит за сумою NPK сягає 100–120 кг/га щорічно [136, 139, 172]. За таких умов урожай формується переважно за рахунок природної родючості ґрунту, додатково спричиняючи деградаційні процеси в ньому.

Одним із завдань нашої роботи було визначення змін у статтях балансу азоту, фосфору, калію в агроценозі кукурудзи за впливу на екотопи поліутантів.

У розрахунках надходження і втрат поживних речовин у ґрунті застосовано балансовий метод з урахуванням основних чинників впливу на статті балансу [56, 214]. Особливість визначення балансу в умовах наших досліджень полягала в тому, що надходження азоту, фосфору і калію в усіх варіантах досліду було однаковим, а винос їх основною та побічною продукцією залежав від росту, розвитку та продуктивності рослин кукурудзи в умовах забруднення екотопів полютантами.

До статті надходження включали поживні речовини, внесені з мінеральними добривами, з посівним матеріалом та за атмосферних опадів і несимбіотичної фіксації азоту атмосфери.

У науковій літературі зазначено, що за рік у зоні Лісостепу в середньому з атмосферними опадами і за рахунок фіксації вільноживучих мікроорганізмів до ґрунту надходить 5–10 кг/га азоту, 0,12 – фосфору, 8,2 кг/га калію, а за рахунок несимбіотичної фіксації азоту атмосфери – 10 кг/га азоту [13, 45, 56, 70, 138]. За результатами досліджень інших авторів, з атмосферними опадами надходить 10 кг/га азоту, фосфору – 0,12, калію – 8,2 кг/га [13, 159]. Находження з мінеральними добривами азоту, фосфору і калію (кг/га діючої речовини) визначали за кількістю щорічно внесених добрив під кукурудзу на зерно, що становило: азоту – 120 кг/га, фосфору – 90, калію – 120 кг/га. Із насінням у середньому за три роки надійшло: азоту – 0,39 кг/га, фосфору – 0,15 і калію – 0,09 кг/га.

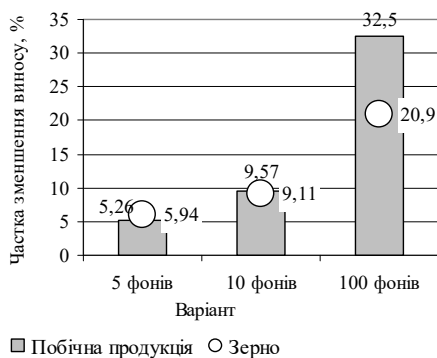
До статті витрат нутрієнтів включають винос елементів живлення із ґрунту врожаєм основної і побічної продукції, газоподібні та втрати з фільтраційними водами.

У середньому втрати азоту в зоні достатнього зволоження за рахунок фільтрації атмосферних вод становлять 15 % від загальної кількості внесеного з добривами, фосфору – 1, калію – 5 % [13, 70]. Газоподібні втрати азоту дорівнюють 24 % від його загального вмісту в добривах [13].

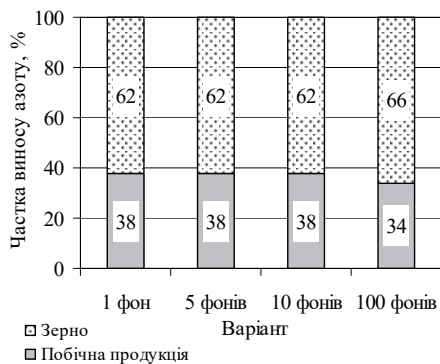
Основною складовою статті витрат балансу є винесення поживних елементів із ґрунту врожаєм основної і побічної продукції. У науковій

літературі зазначено, що з урожаєм зерна кукурудзи 5–6 т/га з ґрунту виноситься 150–180 кг/га азоту, 50–60 – фосфору, 150–180 кг/га калію [83, 127]. Нами встановлено, що в умовах забруднення ґрунту ВМ з урожаєм 6,15–7,93 т/га кукурудза виносить із зерном азоту 97,2–122,9 кг/га, фосфору – 41,2–48,4, калію – 24,0–27,8 кг/га, а з побічною продукцією – 50,1–74,2 кг/га, 23,7–35,1, 89,4–137,1 кг/га відповідно.

Винос азоту кукурудзою змінювався залежно від умов росту й розвитку, спричинених забрудненням екотопів ВМ. Так, у середньому за три роки в контрольному варіанті цей показник становив 197,1 кг/га і зменшувався залежно від фону забруднення агроекотопу ВМ та продуктивності агроценозу на інших ділянках досліді. У варіантах із 5-ти і 10-разовим забрудненням ВМ частки зменшення виносу елемента зерном із побічною продукцією порівняно з контролем не надто відрізнялися, а за максимального забруднення (100 фонів) винос із побічною продукцією знижувався швидше (32,5 %), ніж із зерном (20,9 %) (рис. 5.1, А).



А



Б

Рис. 5.1. Винос азоту зерном і побічною продукцією кукурудзи: А – частка зменшення виносу азоту зерном і побічною продукцією порівняно з контролем; Б – частка виносу азоту зерном і побічною продукцією у структурі загального виносу, середнє за 2012–2014 рр., %

У структурі загального виносу азоту частка зерна була вищою порівняно з побічною продукцією, досягаючи 62–66 % (рис. 5.1, Б). Незважаючи на різну концентрацію азоту в зерні та побічній продукції, частки даного елемента у виносі були рівнозначними майже в усіх варіантах дослідів та становили відповідно 62 і 38 %. Лише у варіанті з 100-разовим перевищенням природного фону ВМ частка виносу азоту із зерном підвищувалася до 66 % у загальному виносі, що пояснюється як зміною співвідношення між зерном і побічною продукцією на користь зерна, так і підвищенням вмісту азоту в зерні.

Незважаючи на підвищення вмісту фосфору в зерні кукурудзи, вирощений на забруднених фонах (див. табл. 5.1), найвищий загальний винос цього елемента був у контрольному варіанті – 83,5 кг/га. А за 5-ти та 10-разового перевищення природного фону ВМ показник відповідно становив 79,4 і 78,2 кг/га, за 100-разового – 64,9 кг/га. У відсотковому відношенні на забруднених фонах винос фосфору побічною продукцією зменшувався порівняно з контролем майже вдвічі інтенсивніше, ніж зерном (рис. 5.2, А).

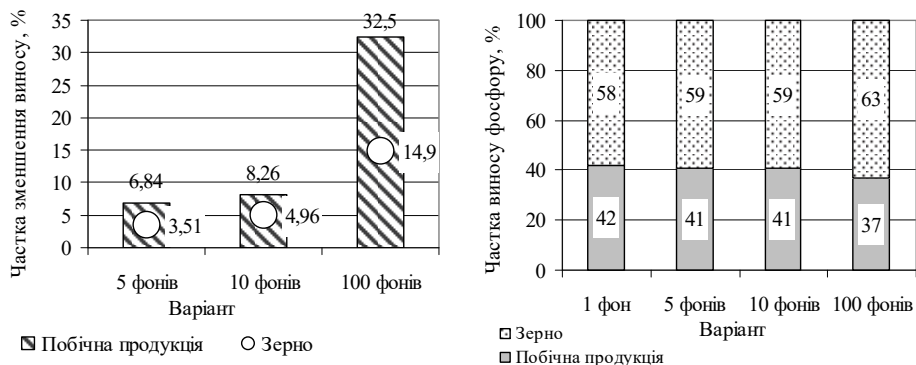


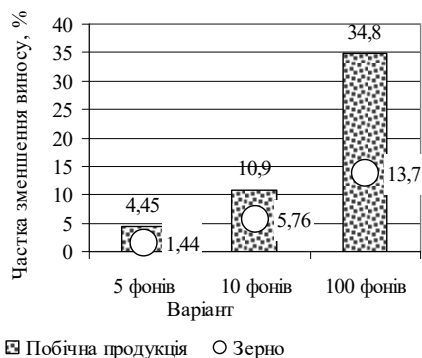
Рис. 5.2. Винос фосфору зерном і побічною продукцією кукурудзи: А – частка зменшення виносу фосфору зерном і побічною продукцією порівняно з контролем; Б – частка виносу фосфору зерном і побічною продукцією у структурі загального виносу, середнє за 2012–2014 рр., %

У цілому частка зерна у виносі фосфору рослинами кукурудзи порівняно з побічною продукцією була вищою у 1,4–1,7 раза (рис. 5.2, Б). Незважаючи на відмінності концентрації фосфору в зерні та соломі у варіантах із перевищення природного фону ВМ у 5 і 10 разів та на ділянках природного фону, частки цього елемента у виносі не надто відрізнялися за значенням і відповідно становили 58–59 і 41–42 %. А у варіанті зі 100-разовим забрудненням частка виносу фосфору із зерном підвищувалась до 63 % у загальному виносі, що, як і у випадку з азотом, пов'язано зі зміною співвідношення між зерном і соломою на користь зерна та з підвищенням вмісту фосфору в зерні.

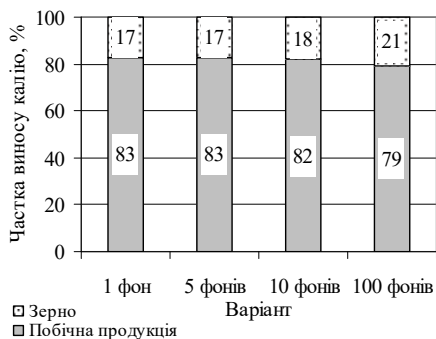
Винос калію кукурудзою також змінювався залежно від умов росту й розвитку рослин кукурудзи, спричинених забрудненням екотопів ВМ. У середньому за три роки в контрольному варіанті цей показник становив 164,9 кг/га і зменшувався у 1,04–1,43 раза зі зміною продуктивності агроценозу в інших варіантах досліді. Найменшими були втрати калію у варіанті зі 100-разовим перевищенням фону ВМ – 113,4 кг/га.

Важливо відмітити, що кількість калію, винесена із зерном, була близькою за значеннями в усіх варіантах – 24,0–27,8 кг/га, а частка зменшення виносу елемента зерном на забруднених ділянках порівняно з контролем була у межах 1,44–13,7 %. Із побічною продукцією зменшення виносу досягало 4,45–34,8 % до контролю (рис. 5.3, А).

Серед трьох основних елементів живлення винос калію з урожаєм зерна кукурудзи був найменшим порівняно з азотом і фосфором, а з побічною продукцією – у 3,7–4,9 раза більше, ніж із зерном. У відсотковому обчисленні відчуження з урожаєм зерна становило 17–21 % у загальному виносі, а з вегетативною масою – 79–83 % (рис. 5.3, Б). Вагомість зерна у виносі зростала із підвищенням забрудненості ґрунту ВМ, що пов'язано зі зміною співвідношення між зерном і побічною продукцією на користь зерна.



А



Б

Рис. 5.3. Особливості виносу калію з зерном та побічною продукцією кукурудзи: А – частка зменшення виносу калію зерном і соломою порівняно з контролем; Б – частка виносу калію зерном і побічною продукцією у структурі загального виносу, середнє за 2012–2014 рр., %

Порівнявши значення статей надходження і виносу встановили, що баланс азоту був дефіцитний у всіх варіантах і змінювався від (-48,9) до (-98,8) кг/га, фосфору – позитивний за значень 5,9–24,5 кг/га (рис. 5.4, додатки В.1–В.3).

Із накопиченням агроекотопами ВМ знижувалась урожайність, тому відчуження біогенних елементів також зменшувалося. Дефіцит азоту низився від 98,8 кг у контролі до 48,9 кг/га на ділянках із 100-разовим перевищенням фону, а профіцит фосфору зріс від 5,9 кг/га на незабруднених ділянках до 24,5 кг у варіанті зі 100 фонами ВМ. Сальдо балансу калію за природного фону ВМ та за його перевищення у 5 і 10 разів коливалось в межах від’ємних значень – від (-26,1) до (-42,6) кг/га, але за 100-разового забруднення ґрунту ВМ його величина була позитивною – 8,9 кг/га, що також пов’язано зі зменшенням виносу цього елементу з урожаєм.

Баланс поживних речовин свідчить про можливість реалізації потенційної продуктивності кукурудзи та відтворення родючості ґрунту за конкретної системи удобрення. Д. М. Прянішніков наголошував, що з добривами потрібно

повертати до ґрунту не менше 70–80 % азоту і калію, а фосфору – 100–110 % від виносу їх урожаєм [44].

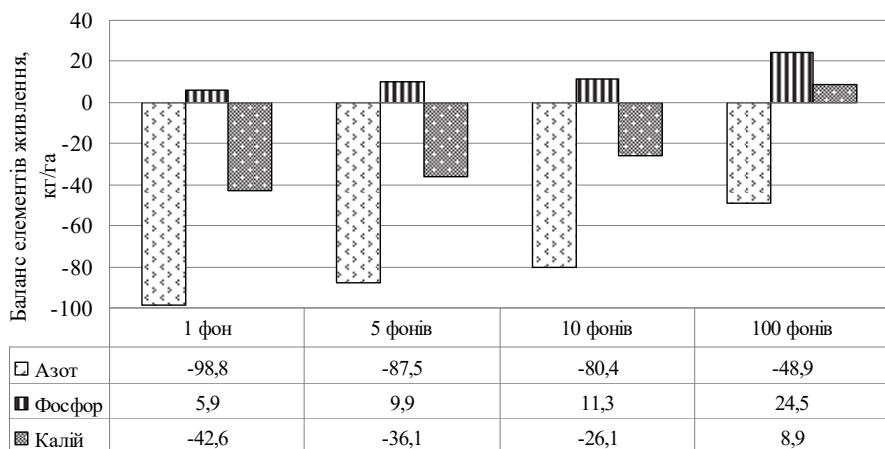


Рис. 5.4. Баланс елементів живлення сірого лісового ґрунту залежно від забруднення екотопів важкими металами, середнє за 2012–2014 рр., мг/кг

1 фон – природний фон важких металів (контроль), 5 фонів – перевищення природного фону ВМ у 5 разів; 10 фонів – перевищення природного фону ВМ у 10 разів; 100 фонів – перевищення природного фону ВМ у 100 разів

У нашому досліді інтенсивність балансу азоту була дещо нижчою від рекомендованого значення і становила в контрольному варіанті 59 %, а залежно від забруднення агроекотопу свинцем, кадмієм і цинком – 62–64 %, і тільки за 100-разового перевищення природного фону ВМ була на рівні 74 %. Інтенсивність балансу фосфору становила 107–137 %, що є оптимальними межами для цієї ґрунтової відміни. Інтенсивність балансу калію у варіантах із природним фоном та за перевищення природного фону важких металів у 5 разів відповідно становила 75 і 78 %, а за 10-ти та 100-разового було більшою від допустимих відповідно на 3 і 27 %.

5.2. Відчуження цинку, свинцю і кадмію рослинами кукурудзи за різного забруднення агроєкотопів важкими металами

Однією з причин незбалансованого розвитку агроєкосистем в Україні вітчизняні вчені вважають високий рівень техногенного забруднення навколишнього природного середовища [14]. Актуальною проблемою сьогодення є високий рівень техногенного навантаження на екосистеми, що призводить до порушення природних зв'язків у біосфері. Важкі метали, надходячи до рослин з ґрунту, змінюють умови їхнього росту й розвитку.

Особливість наших досліджень полягала в тому, що для збереження створених ґрунтових фонів з різними рівнями забруднення щороку у верхній 0–20 сантиметровий шар ґрунту вносили солі цинку, свинцю і кадмію. Дози полютантів для кожної ділянки варіантів дослідів розраховували за виносом їх наземною вегетативною масою та зерном кукурудзи. Тобто було змодельовано фіторе mediaцію ґрунту за допомогою посівів кукурудзи в умовах стабільного надходження цинку, свинцю і кадмію в ґрунт.

Цинк, свинець і кадмій відіграють різну роль у фізіологічних процесах розвитку рослин кукурудзи, тому й накопичення їх органами рослин також мало певні особливості. Цинк необхідний для живих організмів як мікроелемент, тому його винос зерном і побічною продукцією був найвищим порівняно зі свинцем і кадмієм. Високий винос цинку з полів сівозмін в агроландшафтах є причиною формування дефіциту рухомих форм цього мікроелементу в ґрунті.

Дослідженнями встановлено, що у середньому за три роки винос цинку зерном кукурудзи був найбільший у контрольному варіанті – 83,3 г/га, порівняно з побічною продукцією – 36,4 г/га (табл. 5.1). За накопичення ВМ в агроєкотопіях, навпаки, збільшувався винос його побічною продукцією порівняно з зерном. Відчуження цинку із зерном у варіантах, забруднених екотоксикантами, було на рівні 80,0–140,2 г/га, побічною продукцією – 88,6–

1664,5 г/га. Загалом між вмістом цинку в ґрунті та його накопиченням у зерні й побічній продукції простежувалася тісна позитивна кореляційна залежність ($r = 0,99$). Для свинцю і кадмію, навпаки, на усіх ділянках дослідів спостерігали більший винос побічною продукцією порівняно з основною. Так, відчуження свинцю зерном становило 3,2–5,5 г/га, тоді як побічною продукцією – 16,2–102,4 г/га. Кореляційна залежність між вмістом металу в ґрунті й зерні та ґрунті й побічній продукції була позитивною $r = 0,78$ і $r = 0,99$ відповідно.

Таблиця 5.1. Винос свинцю, кадмію і цинку кукурудзою на зерно залежно від фону забруднення агроєкотопів політантами, середнє за 2012–2014 рр., г/га

Варіант	Цинк			Свинець			Кадмій		
	зерно	побіч-на продукція	всього	зерно	побіч-на продукція	всього	зерно	побіч на продукція	всього
Контроль (природний фон ВМ)	83,3	36,4	119,7	3,17	16,2	19,4	0	0,7	0,7
Перевищення природного фону ВМ у 5 разів	80,0	88,6	168,6	3,71	15,4	19,1	0	1,9	1,9
Перевищення природного фону ВМ у 10 разів	89,1	178,9	268,0	4,95	22,3	27,3	0,4	3,0	3,4
Перевищення природного фону ВМ у 100 разів	140,2	1664,5	1804,8	5,54	102,4	108	0,3	15,6	15,9
<i>Sx</i>	14,2	391,9	406,0	0,6	21,2	21,6	0,1	3,5	3,5
<i>V, %</i>	28,8	159,3	137,6	25,1	108,3	99,5	115,9	129,9	128,1
<i>НІР₀₅</i>	55,6	1540,8	1596,2	2,2	83,2	84,9	0,4	13,6	13,8

Відчуження кадмію зерном на природному фоні та за 5-разового забруднення не виявлено, а за 10-ти та 100-разового – відповідно 0,3 і 0,4 г/га. Винос побічною продукцією досягав 0,7 г/га на природному фоні ВМ, а у варіантах перевищення природного фону ВМ змінювався в межах 1,9–15,6 г/га відповідно до рівня забруднення ґрунту. Кореляційний зв'язок між

підвищенням забрудненості ґрунту кадмієм і накопиченням його в зерні та наземній вегетативній масі був позитивним – $r = 0,55$ і $r = 0,99$ відповідно.

Залежно від забруднення ґрунту полютантами частка відчуження із зерном була такою: цинку – 8–70 %, свинцю – 5–19, кадмію – 2–10 %, з побічною продукцією відповідно – 30–92 %, 81–95 і 90–100 % (рис. 5.5).

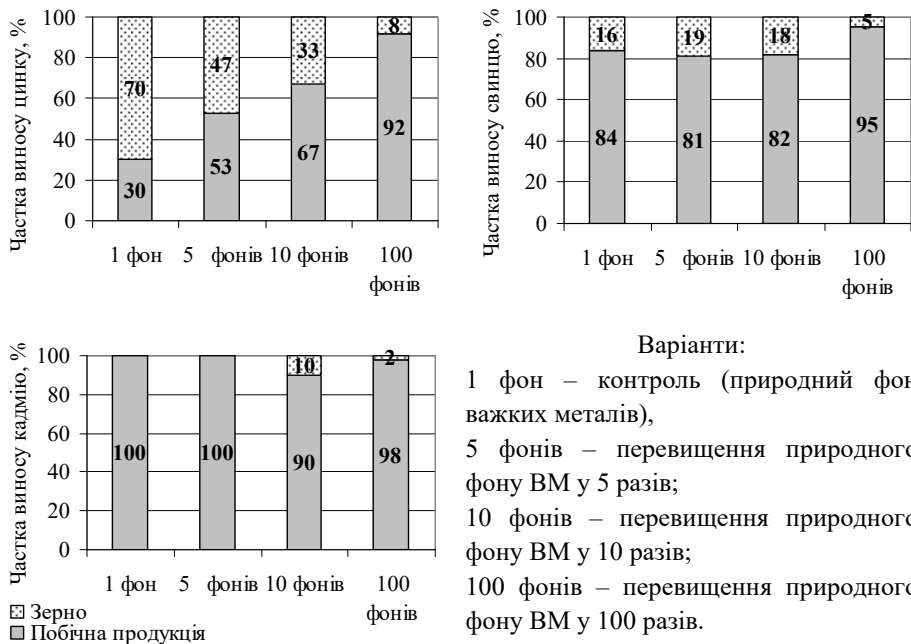


Рис. 5.5. Частка виносу цинку, свинцю і кадмію зерном та побічною продукцією рослин кукурудзи залежно від забруднення екотопів полютантами, середнє за 2012–2014 рр., %

У структурі виносу цинку частка накопичення ВМ зерном змінювалась в межах 8–70 % залежно від фону. Найвищою частка виносу цинку (70 %) була у варіанті з природним агрофоном, а зі збільшенням забруднення – знижувалась і за 100-разового перевищення природного фону ВМ становила лише 8 % від загального виносу. Частка відчуження цинку побічною продукцією, навпаки, зростала із забрудненням агроекотопу ВМ і була в межах 30–92 %.

Винос свинцю побічною продукцією порівняно із зерном у всіх варіантах був вищим і коливався від 81 до 95 %. Зі збільшенням концентрації ВМ у зерні, залежно від кількості полютантів в агроєкотопі, частка виносу свинцю на ділянках природного фону та за його перевищення відповідно у 5 і 10 разів змінювалась і була такою: 16 %, 19 і 18 %. А найменшою у структурі виносу свинцю була частка зерна у варіанті з 100-разовим перевищенням природного фону ВМ – 5 %.

Відчування кадмію зерном відмічено лише за 10-ти та 100-разового перевищення фонових показників і його частка в загальному виносі відповідно становила 10 і 2 %. Основна кількість металу відчувувалась з побічною продукцією. У варіанті з 10-разовим перевищенням природного фону ВМ частка виносу побічною продукцією була нижчою (90 %) порівняно з ділянками 100-разового перевищення (98 %). Через відсутність кадмію у зерні варіантів природного фону та його 5-разового перевищення увесь винос металу відбувався за рахунок побічної продукції, тобто спостерігали 100 % загального виносу.

Отже, за результатами досліджень, викладених у розділі, можна зробити такі висновки:

1. За надходження до агроценозу кукурудзи з добривами однакової кількості основних елементів живлення – $N_{120}P_{90}K_{120}$, інтенсивність балансу азоту досягла 59–74 %, фосфору – 107–137 і калію – 75–107 % залежно від накопичення екотопами ВМ. Показники інтенсивності балансу свідчать, що у варіантах із забрудненим ґрунтом кількість основних поживних елементів була достатньою, а лімітуючим чинником росту, розвитку рослин кукурудзи та формування ними зерна була шкідлива концентрація свинцю, кадмію і цинку.

2. В умовах Правобережного Лісостепу при перевищенні природного фону сірого лісового ґрунту за вмістом цинку, свинцю і кадмію у 5–100 разів із рослинами кукурудзи на зерно відчувувалось 119,7–1804,8 г/га цинку, 19,4–102,4 – свинцю, 0,7–15,9 г/га – кадмію. Отже, за здатністю до накопичення ВМ кукурудзу не можна вважати ефективним ремедіантом ґрунту.

РОЗДІЛ 6

ЕКОНОМІЧНА ТА ЕНЕРГЕТИЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИРОЩУВАННЯ КУКУРУДЗИ НА ЗЕРНО В УМОВАХ ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

6.1. Економічна оцінка вирощування кукурудзи на зерно за різного рівня забрудненості агроєкотопів політантами

Основою сучасної національної доктрини України в галузі агропромислового комплексу є стабілізація виробництва зерна. У ринкових умовах забезпечення основних показників ведення беззбиткової виробничо-фінансової діяльності сільськогосподарських підприємств вимагає підвищення рівня конкурентоспроможності виробництва аграрної продукції за рахунок вибору раціональних технологічних та оптимальних економічних рішень [102].

У сільському господарстві одним із напрямків застосування перспективних технологій є вирощування кукурудзи на зерно. За останні роки економічна ефективність вирощування цієї культури суттєво зросла й відчутно підвищилися показники її врожайності. Зерно кукурудзи є важливим джерелом сировини для харчової, медичної, переробної промисловості, а також паливно-енергетичного сектору держави, оскільки використовується для промислового виробництва біоетанолу та інших паливних матеріалів [142].

Одним із найдієвіших ресурсних засобів підвищення врожайності та продуктивності культур є добрива. За даними вітчизняних та іноземних учених, частка добрив у формуванні врожаю в Європі становить 45–50 %, а в Україні – 30–40 % [170]. Нинішній рівень застосування добрив не забезпечує потреб сільськогосподарських культур. Затрати на їх використання коливаються в межах 10–25 % від усіх по рослинництву. Щороку актуальним є завдання збільшення виробництва зерна й іншої сільськогосподарської продукції, а

такому важливому заходу як внесення добрив не приділяється уваги. Наслідком стає зниження родючості ґрунтів та обсягів отриманої продукції, а також зменшення прибутковості й окупності виробничих витрат [98].

Метою виробництва кукурудзи на зерно в умовах забруднення ґрунту політантами розглядається підвищення ефективності використання в землекористуванні особливостей агроландшафту. У цих умовах важливо отримати максимальний прибуток від реалізації кінцевого продукту високої якості за мінімальних витрат на її виробництво.

Розрахунки економічної ефективності вирощування кукурудзи на зерно за різного рівня надходження ВМ до ґрунту проводили за методиками відділу економіки ННЦ «Інститут землеробства НААН» за фактичними витратами, передбаченими технологічними і технічними факторами. Для оцінки економічної ефективності прийнято такі основні показники: собівартість продукції, умовний чистий прибуток від урожаю, рівень рентабельності, продуктивність праці. Вартість одержаної продукції та витрат агроресурсів на вирощування продукції розраховано за цінами 2016 р.

У структурі виробничих витрат ураховували вартість: насіння, мінеральних добрив, засобів захисту рослин, пально-мастильних матеріалів, електроенергії, величину плати за землю, відрахувань на амортизацію та капітальний ремонт, поточний ремонт і обслуговування техніки, заробітної плати з нарахуваннями, а також інші матеріальні витрати.

Розрахунки свідчать, що на природному фоні важких металів вартість урожаю в середньому за три роки становила 30 134 грн/га, а за 100-разового перевищення природного фону ВМ була на 22 % нижчою порівняно з контрольним варіантом (рис. 6.1). За 5-ти та 10-разового рівня забруднення агроєкоотопу політантами показники знизилися відповідно на 1976 і 3268 грн/га порівняно з контрольним варіантом, що пов'язано з меншою продуктивністю кукурудзи (додаток Г.1).

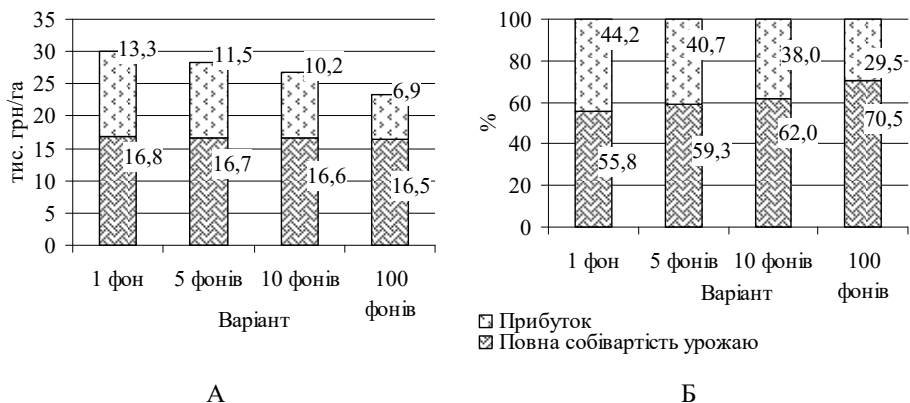


Рис. 6.1. Структура вартості врожаю зерна кукурудзи на забруднених екотопах полютантами, середнє за 2012–2014 рр.

Примітка: А – прибуток та повна собівартість врожаю, тис. грн/га; Б – дохід і повна собівартість врожаю, %. Варіанти досліді: 1 фон – природний фон важких металів (контроль), 5-, 10-, 100-разове перевищення природного фону ВМ

Аналіз структури витрат виявив чітку тенденцію щодо зниження цього показника зі збільшенням рівня забрудненості агроєкотопу ВМ. Так, найменш економічно витратним є варіант з 100-разовим перевищенням природного фону ВМ – 16478 грн/га. За 5-ти та 10-разового перевищення показник знижувався на 95 та 156 грн/га порівняно з природним фоном ВМ (16801 грн/га). Показник статті витрат зменшувався за рахунок зниження обсягів пально-мастильних матеріалів (12,7 %) і електроенергії (0,22 %), витраченої на досушування зерна, порівняно з контрольним варіантом – відповідно 13,6 і 0,28 %.

У відсотковому співвідношенні структури витрат спостерігали втрату прибутку на 14,7 % за 100-разового забруднення агроєкотопу полютантами порівняно з природним фоном ВМ – 44,2 %, що є наслідком зниження врожайності культури. Частка собівартості вирощеного врожаю зростала залежно від збільшення рівня забрудненості ґрунту екотоксикантами – від 55,8 до 70,5 %.

Це підтверджено розрахунком собівартості 1 т. вирощеної продукції. Найнижче значення – 2119 грн/т – було в контрольному варіанті досліді.

Наближалися до цієї величини показники собівартості при вирощуванні гібриду Здвиж МВ за перевищення природного фону ВМ у 5 та 10 разів – відповідно 2255 і 2354 грн/т. Найвища собівартість – 2679 грн/т – була за 100-разового перевищення природного фону важких металів.

Максимальний дохід отримано у контрольному варіанті – 13333 грн/га, що пов'язано з вищою врожайністю кукурудзи. Зі зниженням врожайності та підвищенням рівня забрудненості ґрунту політантами прибуток мав тенденцію до зниження порівняно із природним фоном ВМ. Так, за 5-разового перевищення природного фону ВМ спостерігали зниження на 14 %, за 10-разового – на 23 і за 100-разового – на 48 % порівняно з природним фоном.

Одним із показників, що дозволяє комплексно оцінити всі чинники, є рентабельність. Аналіз результатів досліджень свідчить, що за врожайності кукурудзи на зерно 6,15–7,93 т/га рівень рентабельності становив 42–79 %. У контрольному варіанті цей показник був найвищий – 79 %, за перевищення природного фону ВМ у 5 та 10 разів відповідно – 69 і 61 %, а у варіанті з 100-разовим забрудненням рівень рентабельності зменшився до 42 %. Зниження рентабельності зумовлено втратою прибутку внаслідок зменшення врожайності кукурудзи.

6.2. Енергетична оцінка вирощування зерна кукурудзи за різного рівня забрудненості агроєкотопів політантами

Основою виробництва рослинницької продукції є перетворення сонячної енергії в енергію макроенергетичних зв'язків органічної речовини через фотосинтез зелених рослин. Аналіз сучасних агроєкосистем свідчить, що антропогенна енергія значною мірою визначає величину продуктивності агрофітоценозів. Однак у разі значних втрат органічної речовини в

агроландшафтах через дегуміфікацію знижуються запаси вільної енергії та рухомих форм біогенних елементів, збіднюється біорізноманіття [181].

Для ощадливого використання енергоресурсів у аграрному секторі необхідно брати до уваги енергетичну ефективність технологічних процесів. У сільськогосподарському виробництві велике значення має врахування енергозатрат у системі технологій вирощування кормових культур, оскільки вони є вагомою складовою при розрахунках енергозатрат годівлі тварин. У нашому досліді енергетичну оцінку агрозаходів визначали за методикою О. К. Медведовського. Критерієм оцінки технології вирощування культури є коефіцієнт енергетичної ефективності як співвідношення кількості енергії, яка міститься у вирощеній продукції, та кількості непоновлюваної енергії, витраченої на формування врожаю [153]. Ефективність виробництва наближається до енергозберігаючої за двократного перевищення 2 [207, 213].

Такий аналіз потрібен для визначення ступеня використання мінеральних добрив, засобів захисту рослин, паливно-енергетичних ресурсів, різних типів сільськогосподарських машин, величини затрат праці, сонячної радіації, які впливають на родючість ґрунту і формування врожаю [171].

На підставі аналізу статей за енергії та її надходження постає можливість об'єктивно оцінювати вирощування кукурудзи на зерно за різного рівня забрудненості ґрунту.

Результати досліджень науковців свідчать, що при вирощуванні кукурудзи на зерно необхідно затратити 28–36 ГДж сукупної енергії на 1 га посіву, з якої лише на вирощування припадає 44–49 %, а на збирання й первинну доробку врожаю – 51–56 % [59, 197].

Сучасна технологія вирощування польових культур повинна забезпечувати мінімальні затрати на одержання одиниці продукції. У процесі вирощування культури на одиницю затраченої сукупної енергії припадає 2–7 і навіть більше одиниць енергії, акумульованої в урожаї [181].

Аналіз затрат енергії показав, що зі збільшенням вмісту свинцю, кадмію і цинку в ґрунті зменшуються затрати енергії на 1 га (табл. 6.2).

Найенергозатратнішим у дослідях був варіант із природним фоном ВМ – 34,7 ГДж, що пояснюється більшими витратами палива та електроенергії.

Таблиця 6.2. Енергетична ефективність вирощування кукурудзи на зерно за різного рівня забрудненості екотопу свинцем, кадмієм і цинком, середнє за 2012–2014 рр.

Варіант дослідю	Урожайність, т/га	Затрати енергії на 1 га, ГДж	Енергоємність, ГДж/га	Коефіцієнт енергетичної ефективності (К _{ее})
Природний фон ВМ (контроль)	7,93	34,7	139,6	4,03
Перевищення природного фону ВМ у 5 разів	7,41	34,5	130,4	3,78
Перевищення природного фону ВМ у 10 разів	7,07	34,4	124,4	3,62
Перевищення природного фону ВМ у 100 разів	6,15	34,1	108,2	3,18
*Господарство – ділянка з фоновим забрудненням	9,10	35,0	160,1	4,57
*Господарство – ділянка з забрудненим ґрунтом	8,70	34,9	153,1	4,39

*Господарство СФГ АФ «Рогізнянська», Київська область, Володарський район, смт Володарка.

Коефіцієнт енергетичної ефективності тут був найвищим у досліді – 4,03, що пов’язано з вищою врожайністю культури. Затрати енергії за 5-ти та 100-разового перевищення природного фону ВМ були на 0,2–0,5 ГДж меншими порівняно з контрольним варіантом, хоча коефіцієнт енергетичної ефективності вирощування кукурудзи на зерно знизився на 6–21 % порівняно з природним фоном ВМ.

Логічним буде висновок про те, що з підвищенням урожайності зерна кукурудзи енергоємність буде нижчою. Так, за урожайності зерна 7,93 т/га на природному фоні ВМ енергоємність становила 139,6 ГДж/га, за 5-разового перевищення природного фону ВМ – 130,4 ГДж/га, за 10-ти та 100-разового

рівня – відповідно у 1,1 та 1,3 раза була нижчою порівняно з контрольним варіантом.

Результати досліджень, викладені в розділі, дають підстави для певних висновків:

1. Вирощування кукурудзи на зерно в умовах забруднення ґрунту полютантами підвищує ефективність використання земельних площ. Утім, на ділянках з перевищенням природного фону за вмістом екотоксикантів відмічено втрати врожаю культури, а отже, за однакових технологічних умов вирощування кукурудзи на зерно дохід знизився на 14–48 %, рентабельність – на 11–38 % порівняно з природним фоном важких металів.

2. Аналіз статей витрат енергії та її надходження дав можливість об'єктивно оцінити процес вирощування кукурудзи на зерно за різного рівня забрудненості ґрунту. Зі збільшенням вмісту свинцю, кадмію і цинку в ґрунті зменшувався показник затраченої енергії на 0,2–0,5 ГДж. Разом із тим коефіцієнт енергетичної ефективності вирощування кукурудзи на зерно все ж знизився на 6–21 % порівняно з природним фоном ВМ через нижчу врожайність цієї культури.

ВИСНОВКИ

У монографії на основі експериментальних досліджень та теоретичного узагальнення одержаних результатів встановлено певні зміни агрохімічних характеристик сірого лісового грубопилювато легкосуглинкового ґрунту в умовах Правобережного Лісостепу за стабільного забруднення екотопів важкими металами. Відповідно запропоновано способи безпечного використання таких територій у землеробстві шляхом вирощування кукурудзи на зерно.

1. Накопичення свинцю до 100 мг/кг, кадмію – до 2,0, цинку – до 50 мг/кг ґрунту за тривалого техногенного впливу не спричинило погіршення фізико-хімічних властивостей верхнього шару ґрунту (0–20 см) порівняно з природним фоном. За концентрування свинцю в кількості 1000 мг/кг, кадмію – 20, цинку – 500 мг/кг ґрунту відмічено підвищення обмінної кислотності на 1,27 од. рН, гідролітичної кислотності – на 1,24 м-екв/100 г ґрунту і втрати гумусу на 0,26 %.

2. Внесення мінеральних добрив у дозі $N_{120}P_{90}K_{120}$ в агроценозах кукурудзи на зерно зі збільшенням концентрації свинцю до 100 мг/кг, кадмію – до 2,0, цинку – до 50 мг/кг ґрунту суттєво не вплинуло на фонд рухомих форм азоту, фосфору і калію. За вмісту свинцю 1000 мг/кг, кадмію – 20, цинку – 500 мг/кг ґрунту відмічено різке зниження продуктивності рослин і відчуження елементів живлення з ґрунту, а кількість доступного рослинам фосфору та калію у верхньому шарі (0–20 см) відповідно збільшилася на 13,4 і 30,8 мг/кг ґрунту порівняно з вихідними даними.

3. В умовах забруднення екотопів свинцем, кадмієм і цинком показники стану мікробного ценозу ґрунту змінювались в межах середнього та низького рівня варіювання ($V=4,2-14,3$ %). За зростання концентрації важких металів у ґрунті спостерігали зниження активності целюлозоруйнівних мікроорганізмів із незначним варіюванням ($V=9,3$ %), пригнічення інтенсивності респірації ґрунту

за середньої варіації ($V=14,3\%$) та тенденцію до активізації мікроорганізмів-нітрифікаторів з незначною мінливістю ($V=4,2\%$).

4. Для нативного сірого лісового грубопилувато легкосуглинкового ґрунту в обробітку був характерний низхідний розподіл форм полютантів по ґрунтовому профілю. При цьому, $19,8\text{--}37,0\%$ від загального запасу цинку в генетичних горизонтах було в кислоторозчинній і $1,10\text{--}6,29\%$ – у рухомій формі; свинцю – відповідно $13,5\text{--}56,5$ і $4,07\text{--}6,90\%$, кадмію – $8,22\text{--}18,4$ і $1,43\text{--}8,27\%$.

5. В умовах систематичного забруднення екоотопів переважаюче накопичення валових запасів цинку, свинцю і кадмію характерно для гумусово-елювіального та верхньої частини ілювіального гумусованого горизонтів ($0\text{--}40$ см). Валові запаси цинку, свинцю і кадмію у цьому шарі ґрунту відносно до всього профілю збільшилися від $28,9\text{--}32,9$ до $40,2\text{--}87,8\%$; від $30,3\text{--}34,0$ до $58,2\text{--}93,7\%$ і від $30,1\text{--}31,8$ до $41,7\text{--}70,2\%$ за відповідного збільшення частки кислоторозчинних форм: від $38,5\text{--}40,8$ до $56,3\text{--}95,5\%$; від $44,9\text{--}49,1$ до $80,2\text{--}97,6\%$; від $29,2\text{--}34,2$ до $63,9\text{--}93,3\%$; рухомих форм – від $60,0\text{--}62,9$ до $86,5\text{--}98,8\%$; від $31,1\text{--}34,2$ до $87,2\text{--}98,3\%$; від $48,8\text{--}50,3$ до $77,9\text{--}95,9\%$ залежно від рівня надходження металів у агроєкопи.

6. З підвищенням вмісту важких металів у ґрунті помічено негативні зміни розвитку фотосинтетичного апарату рослин кукурудзи на зерно. За вмісту у верхньому шарі ($0\text{--}20$ см) сірого лісового ґрунту свинцю до 1000 , цинку – до 500 , кадмію – до 20 мг/кг ґрунту фотосинтетичний потенціал посіву знизився на $7,5\text{--}34,2\%$, чиста продуктивність фотосинтезу – на $3,22\text{--}22,6\%$. Коефіцієнти кореляції між ефективністю первинних процесів фотосинтезу і фотосинтетичним потенціалом посіву були у межах $0,753 < r < 0,971$ і з чистою продуктивністю фотосинтезу – $0,777 < r < 0,963$. Ефективність циклу Кальвіна (за параметрами кривої Каутського) мала середню та тісну кореляційну залежність із фотосинтетичним потенціалом посіву ($0,588 < r < 0,923$) і з чистою продуктивністю фотосинтезу ($0,581 < r < 0,914$).

7. Транслокація важких металів у системі ґрунт–рослина регулюється фізіологічними бар'єрами біохімічної природи. За збільшення у верхньому шарі (0–20 см) сірого лісового ґрунту кількості свинцю до 1000, цинку – до 500, кадмію – до 20 мг/кг ґрунту накопичення цих металів кореневою системою рослин кукурудзи на зерно перевищувало їх уміст у стеблах і листках за фазами росту й розвитку: відповідно цинку – в 1,90–8,22, свинцю – в 1,35–8,77, кадмію – в 0,55–3,91 раз.

8. Кукурудза має виражену стійкість до важких металів, що дає можливість ефективно використовувати території, забруднені свинцем, кадмієм і цинком, без виведення їх із сільськогосподарського використання. З накопиченням у верхньому шарі (0–20 см) ґрунту свинцю до 1000, цинку – до 500, кадмію – до 20 мг/кг урожайність зерна кукурудзи знижувалася лише на 6–22 % порівняно з природним фоном.

9. За накопичування свинцю, кадмію і цинку агроекотопами змінювався хімічний склад зерна кукурудзи. Зерно, отримане за 10-ти і 100-разового перевищення фону важких металів, містило 0,7–0,9 мг/кг свинцю, тобто перевищило гранично допустимі концентрації для продовольчого зерна, але його якість відповідала нормативам щодо кормової сировини та для технічних цілей. Виявлено тісний позитивний кореляційний зв'язок між накопиченням важких металів у зерні та кількістю сирого протеїну: для свинцю – 0,95, кадмію – 0,88, цинку – 0,77; жиру за коефіцієнтами – відповідно 0,99; 0,91 і 0,85, клітковини – 0,91; 0,93 і 0,66 відповідно, та обернений тісний кореляційний зв'язок із вмістом крохмалю ($r = -0,93$; $-0,90$; $-0,69$).

10. З надходженням до агроценозу кукурудзи з добривами однакової кількості основних нутрієнтів – $N_{120}P_{90}K_{120}$, інтенсивність балансу зростала з підвищенням забрудненості сірого лісового ґрунту свинцем до 1000 мг/кг, цинку – до 500, кадмію – до 20 мг/кг ґрунту і становила для азоту 59–74 %, фосфору – 107–137, калію – 75–107 % залежно від накопичення екотопами важких металів.

11. За здатністю до накопичення важких металів кукурудзу на зерно не можна вважати ефективним ремедіантом ґрунту. В умовах Правобережного Лісостепу при перевищенні природного фону сірого лісового ґрунту за вмістом цинку, свинцю і кадмію у 5–100 разів із рослинами кукурудзи на зерно відчувалось 120–1805 г/га цинку, 19,4–102 свинцю та 0,7–15,9 г/га кадмію.

12. Рентабельність вирощування кукурудзи на зерно змінювалася відповідно до забрудненості екотопів свинцем, кадмієм і цинком та становила 42–79 %. Із збільшенням забрудненості ґрунту у 5 та 10 разів рентабельність відповідно знижувалася до 69 і 61 %, а за 100-разового перевищення фону – до 42 %. Коефіцієнт енергетичної ефективності вирощування кукурудзи на зерно знизився на 6–21 % порівняно з природним фоном важких металів.

РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ

1. Для підвищення ефективності використання сільськогосподарських угідь, забруднених свинцем, кадмієм і цинком, та отримання безпечної продукції рослинництва рекомендується на забруднених територіях вирощувати кукурудзу на зерно. В умовах Правобережного Лісостепу за вмісту свинцю до 100 мг/кг ґрунту, цинку – до 50, кадмію – до 2,0 мг/кг сірого лісового ґрунту можливо отримувати 7 т/га зерна середньоранніх гібридів кукурудзи (ФАО 240), що відповідає нормативам щодо кормової та технічної сировини.

2. Сільськогосподарські угіддя, забруднені свинцем і кадмієм, слід використовувати у спосіб, передбачений патентом України на корисну модель «Спосіб використання сільськогосподарських земель, забруднених свинцем і кадмієм».

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. *Абрамова Т. Н., Кузнецов В. К., Исамов Н. И.* Источники поступления тяжелых металлов и их воздействие на агроэкосистемы. *Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы – биофилы в окружающей среде*: доклады II Междунар. науч.-практ. конф. Семипалатинск, 2002. Т. 2. С. 413–416.
2. *Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель* / за ред. В. П. Патики. Київ : Фітосоціоцентр, 2002. 296 с.
3. *Азаров В. Б.* Биологические свойства чернозема типичного в зависимости от интенсивности сельскохозяйственного использования. Бюл. Всерос. НИИ удобрений и агропочвоведения. *60 лет географической сети опытов с удобрениями*. Москва : ВИУА, 2001. № 115. С. 100–111.
4. *Алексеев Ю. В.* Тяжёлые металлы в агроландшафте. СПб. : Изд-во ПИЯФ РАН, 2008. 216 с.
5. *Алексеев Ю. В.* Тяжелые металлы в почве и растениях. Ленинград : Агропромиздат, 1987. 142 с.
6. *Алёхина Н. Д., Балнокин Ю. В., Гавриленко В. Ф.* Физиология растений: учеб. для студ. вузов. Москва : Академия, 2005. 640 с.
7. *Альберт Э.* Избирательная токсичность. Москва : Медицина, 1971. 431 с.
8. *Андреюк Е. Н., Иутинская Г. А., Дульгеров А. Н.* Почвенные микроорганизмы и интенсивность землепользования. Киев : Наук. думка, 1988. 192 с.
9. *Андреюк К. І., Іутинська Г. О., Антипчук А. Ф.* Функціонування мікробних ценозів ґрунту в умовах антропогенного навантаження. Київ : Обереги, 2001. 233 с.
10. *Андриевская Л. П.* Подбор и агроэкологическая оценка сельскохозяйственных культур на способность снижать содержание тяжёлых

металлов в почве. *Поволжский экологический вестник*. Волгоград, 1998. Вып. 5. С. 192–194.

11. Аристовская Т. В., Зыкина Л. В., Чугунова М. В. Роль микроорганизмов в мобилизации и закреплении тяжелых металлов в связи с проблемой охраны почв. *Бюл. Почв. ин-та им. В. В. Докучаева*. 1986. Вып. 38. С. 13–16.

12. Артомонов В. И. Растения и чистота природной среды. Москва, 1986. С. 27–31.

13. Балюк С. А., Греков В. О., Лісовий М. В., Комариста А. В. Розрахунок балансу гумусу і поживних речовин у землеробстві України на різних рівнях управління. Харків : КП «Міська друкарня», 2011. 30 с.

14. Балюк С. А. Концепція екологічного ризику деградації ґрунтового покриву України. *Вісник аграрної науки*. 2011. № 6. С. 5–11.

15. Балюк С. А., Медведєв В. В. Підсумки діяльності Українського товариства ґрунтознавців та агрохіміків у 2010–2014 рр. і актуальні завдання на перспективу. Спец. вип. до IX з'їзду УТГА. Кн. 1. (Миколаїв, 30 черв.–4 лип. 2014 р.). Харків, 2014. С. 8.

16. Башмаков Д. И., Лукаткин А. С. Аккумуляция тяжелых металлов некоторыми высшими растениями в разных условиях местообитания. *Агрохимия*. 2002. № 9. С. 66–71.

17. Белюченко И. С., Смагин А. В., Гукалов В. Н. Экологические аспекты совершенствования функционирования агроландшафтных систем Краснодарского края. *Тр. КубГАУ*, 2010. № 26, т. 1. С. 33–37.

18. Бенцаровський Д. М., Щербатенко О. С., Дацько Л. В. Сучасний стан родючості ґрунтів і майбутній урожай. *Охорона родючості ґрунтів*. Київ, 2006. Вип. 2. С. 12–14.

19. Бериня Д. Ж., Берзиня А. Я., Калвина Л. К., Шарковский П. А. Диагностика загрязненности биогеоценозов выбросами автотранспорта. *Бюл. Почв. ин-та им. В. В. Докучаева*. 1993. Вып. 35. С. 41–45.

20. Беспалова А. Ю. Влияние микроскопических грибов на подвижность тяжелых металлов в почве при аэротехногенном загрязнении: дис. ... канд. биол. наук: 03.00.07. Москва, 2003. 198 с.
21. Бессонова В. П. Клеточный анализ роста корней *Lathyrus odoratus* L. при действии тяжелых металлов. *Цитология и генетика*. 1991. № 5, т. 25. С. 18–22.
22. Бессонова В. П. Практикум з фізіології рослин. Дніпропетровськ : РВВ ДДАУ, 2006. 316 с.
23. Билай В. И., Мусич Т. И. Трансформация целлюлозы грибами. Киев : Наук. думка, 1982. 294 с.
24. Бингам Ф. Т., Перья Ф. Д., Джерелл У. М. Токсичность металла в сельскохозяйственных культурах. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов. Москва : Мир, 1993. С. 101–130.
25. Білявський Г. О., Бутченко Л. І. Основи екології: теорія та практикум: навч. посіб. Київ : Лібра, 2006. 368 с.
26. Бокова Т. И. Детоксикация тяжёлых металлов в системе почва–растение–животное. *Пища, экология, качество*: труды III Междунар. науч.-практ. конф. / РАСХН. СибНИПТИП. Новосибирск, 2003. С. 52–55.
27. Брайон О. В., Корнєєв Д. Ю., Снегур О. О., Китаєв О. І. Інструментальне вивчення фотосинтетичного апарату за допомогою індукції флюоресценції хлорофілу: методичні вказівки для студентів біологічного факультету. Київ : Видав.-поліграф. центр Київського ун-ту, 2000. 15 с.
28. Буслаєва Н. Г., Клименко І. І., Довбаш Н. І. Вплив різних фонів важких металів на варіабельність рухомих форм поживних елементів. *Агротехнології для сталого виробництва конкурентоспроможної продукції*: матеріали наук.-практ. конф. молодих учених і спеціалістів, смт Чабани, 28–30 листоп. 2012 р.: тези доп. Київ, 2012. С. 54–55.
29. Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. Москва, 1957. 237 с.

30. *Виноградов А. П.* Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой. *Микроэлементы в жизни растений и животных*. Москва : Изд-во АН СССР, 1952. С. 7–20.
31. *Виноградов А. П.* Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры. *Геохимия*. 1962. № 7. С. 580.
32. *Віннікова О. І., Моргуль І. М.* Практикум з мікробіології: методичні рекомендації. Вид. 2-ге, допов. Харків : ХНУ ім. В. Н. Каразіна, 2009. 33 с.
33. *Временный* максимально-допустимый уровень (МДУ) содержания некоторых химических элементов и госсипола в кормах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках. Москва : Госагропром СССР, ГУ ветеринарии, 1987. 4 с.
34. *Гаврилов В. Л., Кисіль В. І., Дикач Л. О.* До питання про джерела надходження в ґрунти екзогенних хімічних елементів. *Агрохімія та охорона навколишнього середовища*: IV з'їзд ґрунтознавців і агрохіміків України, серп. 1994 р.: тези доп. Харків, 1994. С. 82–84.
35. *Галиулин Р. В., Галиулина Р. А.* Фитоэкстракция тяжёлых металлов из загрязнённых почв. *Агрохимия*. 2003. № 3. С. 77–85.
36. *Гармаш Г. А.* Накопление тяжёлых металлов в почвах и растениях вокруг металлургических предприятий : автореф. на соискание учен. степени дис. канд. биол. наук: 03.02.08. Новосибирск, 1985. 16 с.
37. *Гармаш Г. А., Гармаш Н. Ю.* Распределение тяжёлых металлов по органам культурных растений. *Агрохимия*. 1987. № 5. С. 40–47.
38. *Глазовская М. А.* Теория геохимии ландшафтов в приложениях к изучению техногенных потоков расселения и анализу способности природных систем к самоочищению. *Техногенные потоки веществ в ландшафтах и состояние экосистем*. Москва, 1981. С. 7–41.
39. *Головатый С. Е., Жигарев П. Ф., Панкратская Л. И.* Поступление кадмия в сельскохозяйственные растения. *Агрохимия*. 2000. № 1. С. 81–85.

40. Головатый С. Е., Жигарев П. Ф., Волкова Н. Д. Влияние загрязнения почв тяжелыми металлами на поступление в сельскохозяйственные культуры. Житомир : Вісник ДААУ, 2000. С. 324–325.
41. Голово Т., Гармаш Е., Скугорева С. Тяжелые металлы в окружающей среде и растительных организмах. *Вестн. Ин-та биологии Коми НЦ УрО РАН*. 2008. № 7. С. 2–7.
42. Горбатов В. С., Зырин Н. Г. Адсорбция Zn, Pb, Cd почвой и кислотно-основное равновесие. *Вестник МГУ*. 1988. № 3. Сер. 17. С. 10–16.
43. Гордієнко В. П., Сичевський С. М. Вплив різних систем обробітку на біологічну активність ґрунту. *Науч. тр. Крым. гос. аграр. ун-та*. Симферополь, 2000. Вып. 66. С. 60–65.
44. Городній М. М. Агрохімія : підручник. Вид. 4-е, переробл. та допов. Київ : Арістей, 2008. 936 с.
45. Городній М. М., Бикін А. В., Нагаєвська Л. М. Агрохімія. Київ : ТОВ «Алефа», 2003. 786 с.
46. Господаренко Г. М. Агрохімія : підручник. Київ : Аграрна освіта, 2013. 406 с.
47. Господаренко Г. М. Живлення та удобрення кукурудзи. *Агробізнес сьогодні*. 2015. № 8. С. 303.
48. Гришина А. В., Иванова В. Ф. Транслокация тяжелых металлов и приемы детоксикации. *Агрохимический вестник*. 1997. № 3. С. 36–41.
49. Гришина Л. Г., Копчик Г. Н., Сапегина И. В. Биологическая активность почв и скорость деструкционных процессов. *Влияние атмосферного загрязнения на свойства почв*. Москва : Изд-во МГУ, 1990. С. 81–94.
50. Громов Б. В., Павленко Г. В. Экология бактерий. Ленинград : Наука. Ленингр. отд-ние, 1989. 246 с.
51. Груздева Л. П. Применение биоиндикации для выявления техногенного загрязнения агроландшафтов. *Землеустройство, кадастр и мониторинг земель*. 2010. № 3. С. 13–16.

52. Гудзь В. П., Лісовал А. П., Андрієнко В. О., Рибак М. Ф. Землеробство з основами ґрунтознавства і агрохімії: навч. посіб. Вид. 2-ге, переробл. та допов. Київ : Центр учбової літератури, 2007. 408 с.
53. Гуральчук Ж. З. Механізми устійності растений к тяжёлым металлам. *Физиология и биохимия культурных растений*. 1994. № 2, т. 26. С. 107–118.
54. Гуральчук Ж. З. Фітотоксичність важких металів та стійкість рослин до їх дії. Київ : Логос, 2006. 208 с.
55. *Ґрунти*. Визначення рухомих сполук фосфору і калію за модифікованим методом Чирикова: ДСТУ 4115: 2002. [Чинний від 2002-06-27]. Київ : Держспоживстандарт України, 2002. 5 с. (Національний стандарт України).
56. Дацько Л. В. Розрахунок балансу поживних речовин у землеробстві України. *Посібник українського хлібороба*. Київ, 2008. С. 65–68.
57. Дегодюк Е. Г., Дегодюк С. Е. Еколого-техногенна безпека України. Київ : ЕКМО, 2006. 306 с.
58. *Детоксикація важких металів у ґрунтовій екосистемі: методичні рекомендації* / уклад. А. І. Фатеев, В. Л. Самохвалова. Харків : КП «Міськдрук», 2012. 70 с.
59. Дзюбецький Б. В., Рибка В. С., Черчель В. Ю. Сучасні проблеми та економіко-енергетичні аспекти вирощування різних за скоростиглістю гібридів кукурудзи в умовах Степу України. *Хранение и переработка зерна*. 2007. № 5. С. 14–17.
60. *Діагностика стану хімічних елементів системи ґрунт–рослина* / за ред. А. І. Фатеева, Л. В. Самохвалової. Харків : КП «Міськдрук», 2012. 146 с.
61. Дмитраков Л. М., Дмитракова Л. К. Транслокация свинца в растениях овса. *Агрохимия*. 2006. № 2. С. 71–77.
62. Дмитрук Ю. М., Назаренко І. І., Тураш М. М., Назарок П. Г. Особливості вмісту та розподілу важких металів у ґрунтах. *Ґрунтознавство*. 2005. № 1–2, т. 6. С. 53–61.

63. *Добровольский Г. В., Гришина Л. А.* Охрана почв : учебник. Москва : Изд-во Моск. гос. ун-та, 1985. 224 с.

64. *Довбаиш Н. І.* Використання техногенно-забруднених земель у агроландшафтах Лісостепу. *Екологізація сталого розвитку інформаційного суспільства*: матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. молодих учених, студентів і аспірантів, 5–6 листоп. 2014 р. : тези доп. Харків, 2014. С. 85–88.

65. *Довбаиш Н. І., Давидюк Г. В.* Продуктивність кукурудзи на зерно за умови забруднення екотопів важкими металами в Правобережному Лісостепу. *Біосфера ХХІ століття*: матеріали всеукр. конф. молодих вчених, аспірантів, магістрантів та студентів, 14–16 квіт. 2014 р. : тези доп. Севастополь, 2014. С. 41–43.

66. *Довбаиш Н. І.* Зміна агрохімічних характеристик сірого лісового ґрунту за екзогенного надходження важких металів. *Агрохімія і ґрунтознавство*: міжвід. темат. зб. Спец. випуск до ІХ з'їзду Українського товариства ґрунтознавців та агрохіміків. Кн. 3. *Охорона ґрунтів від ерозії і техногенного забруднення, рекультивація, агрохімія, біологія ґрунтів*. 30 черв.–4 лип. 2014 р. : тези доп. Харків, 2014. С. 96–98.

67. *Довбаиш Н. І.* Особливості накопичення та впливу важких металів на екосистему ґрунту. *Екологічна безпека та збалансоване природокористування в агропромисловому виробництві* : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф., 1–3 лип. 2014 р. Київ, 2014. С. 13.

68. *Довбаиш Н. І.* Трансформування агрохімічних і токсикологічних показників ґрунту під впливом забруднення екотопів важкими металами. *Наукові пошуки молоді у III тисячолітті «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»*: матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. молодих вчених, аспірантів та докторантів, 16–17 трав. 2013 р. : тези доп. Біла Церква, 2013. С. 6.

69. *Довбаиш Н. І.* Фіторе mediaція агроекотопів, забруднених важкими металами. *Збалансоване природокористування: традиції та інновації*: матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. 16–17 жовт. 2014 р. : тези доп. Київ, 2014. С. 61–62.

70. *Довідник з агрохімічного та агроекологічного стану ґрунтів України* / за ред. Б. С. Носка та ін. Київ : Урожай, 1994. 333 с.
71. *Доспехов Б. А.* Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований). Изд. 5-е, доп. и перераб. Москва : Агропромиздат, 1985. 352 с.
72. *Евдокимова Г. А.* Микробиологическая активность почв при загрязнении тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1982. № 6. С. 125–132.
73. *Евдокимова Г. А.* Эколого-микробиологические основы охраны почв Крайнего Севера. Апатиты : Карел. науч. центр РАН, 1995. 272 с.
74. *Екологічна* енциклопедія: у 3 т. / під ред. А. В. Толстоухова та ін. Київ : ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації», 2006. Т. 1. 432 с.
75. *Екологія і економіка природокористування: навч. посіб.* / М. Г. Ігнатенко, В. О. Малєєв. Київ–Херсон : Айлант, 2002. 287 с.
76. *Засць І. Є., Вознюк Т. М., Ковальчук М. В., Крамарьов С. М., Козировська Н. О.* Активність консорціуму бактерій в агроценозах сої на забруднених важкими металами чорноземних територіях Придніпров'я. *Наука та інновації*. 2007. № 6, т. 3. С. 26–37.
77. *Зазульська Т. М., Захарченко І. Г.* Ґрунти Київської області. Київ : Урожай, 1969. 46 с.
78. *Захист ґрунту від важких металів та отрутохімікатів.* Тематична добірка інформаційних матеріалів УААН / Центр наук.-техн. інформ. та маркетингу в агропромисловому комплексі України «Інформагроном». Київ, 1997. 33 с.
79. *Заходи з детоксикації забруднених ґрунтів та зменшення транслокації важких металів в сільськогосподарській культурі: рекомендації* / С. А. Балюк, Л. І. Воротинцева, В. Я. Ладних. Харків : ТОВ «Смуґаста типографія», 2014. 56 с.
80. *Звягинцев Д. Г.* Динамика показателей биологической активности почв. *Почва и микроорганизмы*. Москва : Изд-во МГУ, 1987. С. 197–221.

81. *Звягинцев Д. Г.* Основные принципы функционирования комплекса почвенных микробов. *Проблемы почвоведения* : сб. науч. тр. Москва : Наука, 1986. С. 97–102.
82. *Зерно* та продукти його переробки. Визначення показників якості методом інфрачервоної спектроскопії: ДСТУ 4117: 2007. [Чинний від 2007-08-09]. Київ: Держспоживстандарт України, 2007. 3 с. (Національний стандарт України).
83. *Зінченко О. І., Салатенко В. Н., Білоножко М. А.* Рослинництво. Київ : Аграрна освіта, 2001. 591 с.
84. *Золотов В. И., Пономаренко А. К.* Продуктивность кукурузы в связи с фотосинтетической деятельностью растений. *Бюл. ВНИИ кукурузы*. Днепропетровск, 1978. № 2. С. 13–15.
85. *Зубкова В. М., Зубков Н. В., Кореннова О. Н.* Влияние загрязнения почв тяжелыми металлами на урожай и качество некоторых культур в условиях Ярославской области. *Тяжелые металлы и радионуклиды в агроэкосистемах*. Москва : МГУ, 1994. С. 104–109.
86. *Зырина Н. Г.* Химия тяжелых металлов, мышьяка и молибдена в почвах. Москва : Изд-во Москов. ун-та, 1985. С. 5.
87. *Зырянова У. П.* Влияние экологических факторов на содержание тяжёлых металлов и Cs^{137} в микобиотелесных экосистемах : автореф. дис. на соискание учен. степени канд. биол. наук : 03.00.16. Ульяновск, 2007. 28 с.
88. *Иванина В. В., Павук И. А.* Альтернативные системы удобрения сахарной свеклы в севообороте. *Сахарная свекла*. 2018. № 1. С. 26–30.
89. *Ильин В. Б., Сысо А. И.* Микроэлементы и тяжёлые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2001. 229 с.
90. *Ильин В. Б.* Мониторинг тяжелых металлов применительно к крупным промышленным городам. *Агрохимия*. 1997. № 4. С. 81–86.
91. *Ильин В. Б.* Тяжелые металлы в системе почва–растение. Новосибирск : Наука, 1991. 151 с.

92. *Ильин В. Б.* Элементный химический состав растений и один из возможных аспектов его практического использования. *Изв. Сиб. отд. АН СССР. Сер. биол. наук.* 1975. № 10, вып. 2. С. 70–76.
93. *Ильинский А. В., Матюхин Р. И.* Оценка токсичности тяжёлых металлов на ранней стадии онтогенеза овса. *Экологическое состояние природной среды и научно-практические аспекты современных мелиоративных технологий*: сб. науч. тр. Рязань, 2004. С. 451–454.
94. *Имшенецкий А. А.* Микробиология целлюлозы. Москва, 1953. С. 438.
95. *Іваніна В. В.* Біологізація удобрення культур у сівозмінах: монографія. Київ : ЦП «Компринт», 2016. 328 с.
96. *Іутинська Г. О.* Ґрунтова мікробіологія : навч. посіб. Київ : Арістей, 2006. 284 с.
97. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях / пер. с англ. Москва : Мир, 1989. 439 с.
98. *Калінчик М. В., Ільчук М. М., Калінчик М. Б.* Економічне обґрунтування норм внесення мінеральних добрив залежно від цін на ресурси та продукцію. Київ : Нічлава, 2006. 44 с.
99. *Камінський В. Ф., Корсун С. Г., Давидюк Г. В., Клименко І. І., Довбаш Н. І.* Використання сільськогосподарських земель, забруднених свинцем і кадмієм. *Аграрна наука – виробництву*. Наук.-інформ. бюл. завершених наук. розробок 2015, № 2 (72). С. 6.
100. *Камінський В. Ф., Корсун С. Г., Давидюк Г. В., Клименко І. І., Довбаш Н. І.* Патент України на корисну модель 95346 МПК А01С 21/00 А01D 44/00. Спосіб використання сільськогосподарських земель, забруднених свинцем і кадмієм. № u 2014 06074; заявлено 02.06.2014; опубліковано 25.12.2014, Бюл. № 24. 4 с.
101. *Караетян Н. В., Бухов Н. Г.* Переменная флуоресценция хлорофилла как показатель физиологического состояния растений. *Физиология растений*. 1986. № 5, т. 33. С. 1013–1026.

102. Кернасюк Ю. В., Томашина Г. П., Горленко О. І. Економічна ефективність вирощування кукурудзи на зерно в сільськогосподарських підприємствах Кіровоградської області. *Вісник Степу*. Ювіл. вип. до 100-річчя установи. Київ : ТОВ «КОД», 2012. С. 185–197.

103. Кимаковська Н. О. Міграція важких металів в ланці ґрунт–рослина. *Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в сільському та лісовому господарстві – 20 років після аварії на ЧАЕС* : зб. доп. учасн. V міжнар. наук. конф. Житомир : ДАУ, 2006. С. 127–130.

104. Кияк Г. С. Рослинництво. Київ : Вища шк., 1982. 400 с.

105. Клименко М. О., Веремєєнко С. І., Шевчук І. В. Забруднення ґрунтів Полісся важкими металами. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 1998. Спец. випуск. Ч. 3. С. 92.

106. Козьякова Н. О., Макаренко Н. А., Кавецький В. М. Міграція важких металів в системі «ґрунт–рослина» – екотоксичний критерій їх небезпечності. *Науковий вісник НАУ*. 2000. Вип. 32. С. 365–370.

107. Колесников С. И., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф. Влияние загрязнения тяжёлыми металлами на эколого-биологические свойства чернозёма обыкновенного. *Экология*. 2000. № 3. С. 193–201.

108. Кондратьева Е. Н. Автотрофные прокариоты. Москва : Изд-во МГУ, 1996. 312 с.

109. Коновалова О. Ю., Мітченко Ф. А., Шураєва Т. К., Джан Т. В. Мінеральні елементи лікарських рослин та їх роль у життєдіяльності людини. Київ : Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2012. 192 с.

110. Корма растительные. Методы определения содержания влаги: ГОСТ 27548-97. [Действует от 1999-01-01]. Минск : ИПК издательство стандартов ПЭВМ, 1998. 6 с. (Межгосударственный стандарт).

111. Корнеев Д. Ю. Информационные возможности метода индукции флуоресценции хлорофилла. Киев : Альтерпрес, 2002. 188 с.

112. Корнеев Д. Ю., Кочубей С. М. Изучение Qв-восстанавливающих комплексов фотосистемы 2 с помощью индукции флуоресценции хлорофилла. *Физиология и биохимия культурных растений*. 2000. № 1, т. 32. С. 20–24.
113. Корсун С. Г., Груша В. В., Довбаиш Н. І. Індукція флуоресценції хлорофілу в листках кукурудзи за умов забруднення важкими металами. *Агроекологічний журнал*. 2015. № 2. С. 36–41.
114. Корсун С. Г., Давидюк Г. В., Клименко І. І., Довбаиш Н. І., Хмара Т. М. Спосіб фіторемедіації сільськогосподарських земель, забруднених важкими металами. *Землеробство : міжвід. тем. наук. зб.* 2014. Вип. 1–2. С. 51–53.
115. Корсун С. Г., Довбаиш Н. І. Зміна агрохімічних показників родючості ґрунту під впливом забруднення важкими металами. *Землеробство : міжвід. тем. наук. зб.* 2016. Вип. 2 (91). С. 17–21.
116. Корсун С. Г., Довбаиш Н. І., Клименко І. І. Продуктивність кукурудзи на зерно залежно від накопичення важких металів у ґрунті. *Агрохімія і ґрунтознавство : міжвід. тем. наук. зб.* 2015. Вип. 82. С. 75–80.
117. Корсун С. Г., Довбаиш Н. І., Оліферчук В. П. Залежність біологічної активності ґрунту від забрудненості екотопів важкими металами. *Агроекологічний журнал*. 2016. № 3. С. 56–61.
118. Корсун С. Г. Фізіологічна ефективність кореневих бар'єрів при забрудненні ґрунту важкими металами. *Вісник аграрної науки*. 2009. № 4. С. 57–60.
119. Корсун С. Г., Буслаєва Н. Г., Довбаиш Н. І. Особливості фотосинтетичної діяльності посівів кукурудзи на зерно в умовах забруднення агроекотопів свинцем, кадмієм, цинком. *Вісник аграрної науки*. 2015. № 1. С. 32–36.
120. Корсун С. Г., Гамалей В. І. Патент України на корисну модель 81031, МПК G01N 33/24. Спосіб визначення екологічної стійкості ґрунту у агроландшафтах. № а200510614; заявлено 10.11.05; опубліковано 26.11.07. Бюл. № 19.

121. Корсун С. Г., Клименко І. І. Вплив агрохімічного навантаження на рівень накопичення важких металів культурами ланки зернопросапної сівозміни. *Агроекологічний журнал*. 2008. Спец. випуск. С. 120–122.

122. Кочерина Е. В., Тарханов С. Н., Лобанова О. А. Трансформация эпифитных лишайниковых группировок в условиях аэротехногенного загрязнения (на примере Архангельской промышленной агломерации). *Север: экология*: сб. науч. тр. Екатеринбург : Изд-во УрО РАН, 2000. С. 324–334.

123. Крамарев С. М., Крамарева Ю. С., Красненков Д. С., Яковишина Т. Ф. Детоксикация тяжелых металлов в техногенно загрязненных почвах северной степи Украины. *Современные проблемы загрязнения почв* : материалы II Межд. конф. Москва : МГУ, 2007. С. 294–298.

124. Крамарев С. М., Шевченко В. Н., Яковишина Т. Ф. Эффективность фосфоросодержащих удобрений в агроценозах кукурузы, выращиваемой на техногенно загрязненных черноземах обыкновенных. *Вісник аграрної науки Південного регіону. Сільськогосподарські та біологічні науки*. Одеса : СМІЛ, 2003. Вип. 4. С. 62–68.

125. Красницкий В. М. Агроэкотоксикологическая оценка сельскохозяйственных агроценозов : монография. Омск : Изд-во ОмГАУ, 2001. 68 с.

126. Кривіч Н. Я., Білявський Ю. А., Мандзик Я. П., Гасвський М. М. Вміст важких металів під озимую пшеницею та її продуктивність залежно від систем удобрення та способів основного обробітку. *Вісник ДАУ*. 2004. № 1. С. 63–68.

127. Кружилин А. С. Биологические особенности зерновых. *Зерновое хозяйство*. 1987. № 9. С. 18–19.

128. Кузнецов А. Е., Градова Н. Б. Научные основы экобиотехнологии: учеб. пособие для студ. Москва : Мир, 2006. 504 с.

129. Кукурудза. Вирощування, збирання, консервування і використання / під заг. ред. Д. Шпаара. Київ : Альфа-стевія ЛТД, 2009. 396 с.

130. *Кукурудза*. Технічні умови: ДСТУ 4525:2006. [Чинний від 2007–04–01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2007. 15 с. (Національний стандарт України).
131. *Лархер В.* Экология растений. Москва : Наука, 1978. 384 с.
132. *Лебедев Н. И., Чечива Т. Б.* Почвы, растительность и микроэлементы. *Человек и стихия* : науч.-попул. гидромет. сб. Ленинград : Гидрометиздат, 1988. С. 12–14.
133. *Лебедевский И. А.* Оценка содержания тяжёлых металлов в чернозёме, выщелоченном при длительном применении удобрений. *Агрохимический вестник*. 2010. № 6. С. 13–16.
134. *Левин С. В.* Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную биоту. *Микроорганизмы и охрана почв*. Москва, 1989. С. 5–46.
135. *Линдман А. В.* Процессы миграции свинца и кадмия в системе «почва–растение» : дис. ... канд. хим. наук : 03.00.16. Иваново, 2009. 138 с.
136. *Лисовал А. П.* Калий в почве : лекция. Киев : Вища шк., 1986. 15 с.
137. *Литвинович А. В., Павлова О. Ю.* Содержание и особенности распределения валовых и кислоторастворимых форм соединений тяжелых металлов в профиле сероземно-оазисных почв в зоне химического завода. *Агрохимия*. 1999. № 8. С. 68–78.
138. *Лисовал А. П., Макаренко В. М., Кравченко С. А.* Система застосування добрив. Київ : Вища шк., 2002. 317 с.
139. *Лисовий М. В., Нікітюк М. Л.* Баланс поживних речовин у землеробстві України. *Охорона родючості ґрунтів*. Київ : Аграрна наука, 2004. Вип. 1. С. 55–58.
140. *Лисовий М. П.* Не заходи боротьби, а методи захисту. *Захист рослин*. 2000. № 1. С. 2–5.
141. *Логінова І. В., Смик С. Ю.* Прогнозування ефективності добрив під кукурудзу на зерно за даними ґрунтової діагностики. *Наукова доповідь НУБіП*

України. 2012. № 3. С. 32. URL : http://www.nbu.gov.ua/e-journals/Nd/2012_3/12liv.pdf.

142. *Ляшенко Н. О.* Підвищення економічної ефективності виробництва зерна кукурудзи в аграрних підприємствах зони Степу : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. екон. наук : 08.00.04. Дніпропетровськ, 2012. 21 с.

143. *Майсурян Н. А.* Практикум по растениеводству. Москва : Колос, 1970. 445 с.

144. *Макаренко Н. А.* Екологічна експертиза мінеральних добрив за екотоксикологічними критеріями. *Вісник аграрної науки*. 2000. № 9. С. 77–83.

145. *Макаренко Н. А.* Наукові основи екологічного моніторингу природних ресурсів аграрних систем України. *Агроекологічний журнал*. 2007. С. 11–17.

146. *Макаренко Н. А., Бондар В. І., Тогачинська О. В., Кононюк Л. М., Свидинюк І. М.* Поглинання свинцю пшеницею озимою за різних технологій вирощування в умовах Північного Лісостепу України. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2009. № 4 (16). URL : <http://nd.nubip.edu.ua/2009-4/09mnanlu.pdf>.

147. *Максимова Е. В., Косицина А. А., Макурина О. Н.* Влияние антропогенных факторов химической природы на некоторые эколого-биохимические характеристики растений. *Вестник СамГУ. Естественнонаучная серия*. 2007. № 8 (58). С. 146–152.

148. *Малиновська І. М., Літвін Ю. І.* Перебіг мікробіологічних процесів у сірому лісовому ґрунті, забрудненому важкими металами. *Вісник Харківського НАУ. Сер. : Біологія*. 2013. Вип. 1 (28). С. 95–102.

149. *Мальцев В. Т., Жигалов В. П., Мошкарєв В. Н.* Тяжелые металлы в почвах и растительной продукции Прибайкалья. *Химия в сельском хозяйстве*. 1998. № 5–6. С. 229.

150. *Марфенина О. Е.* Антропогенная экология почвенных грибов. Москва : Медицина для всех, 2005. 196 с.

151. *Медведев В. В.* Мониторинг почв Украины. Концепция, предварительные результаты, задачи. Харьков : ПФ „Антиква”, 2002. 428 с.

152. *Медведев С. С.* Физиология растений : учебник. Санкт-Петербург : БХВ-Петербург, 2013. 512 с.

153. *Медведовський О. К., Іваненко П. І.* Енергетичний аналіз інтенсивних технологій в сільськогосподарському виробництві. Київ : Урожай, 1989. 206 с.

154. *Методи аналізів ґрунтів і рослин : метод. посіб. / за ред. С. Ю. Булигіна, С. А. Балука, А. Д. Міхновської, Р. А. Розумної.* Кн. І. Харків, 1999. 157 с.

155. *Методи біологічних та агрохімічних досліджень рослин і ґрунтів / за ред. З. М. Грицаєнко.* Київ : ЗАТ «НІЧЛАВА», 2003. 320 с.

156. *Методика суцільного ґрунтово-агрохімічного моніторингу сільськогосподарських угідь України / за ред. О. О. Созінова, Б. С. Прістера.* Київ, 1994. С. 52–55. (Керівний нормативний документ).

157. *Методико-биологические требования : санитарные нормы качества продовольственного сырья и пищевых продуктов.* Москва : Изд-во стандартов, 1990. С. 76–100.

158. *Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства.* Москва : ЦИНАО, 1989. 62 с.

159. *Методичні вказівки «Система застосування добрив» до виконання курсової і графічно-розрахункової робіт для студентів стаціонарної і заочної форми навчання із агрономічних спеціальностей / В. М. Макаренко, В. Є. Розстальний, І. У. Марчук та ін.,* 2003. 65 с.

160. *Методичні рекомендації з встановлення допустимих концентрацій шкідливих речовин в агрохімікатах / за ред. Н. А. Макаренко.* Київ, 2007. 16 с.

161. *Минеев В. Г.* Агрохимия. Москва : Изд-во Моск. ун-та, 2004. 719 с.

162. *Минеев В. Г., Дебрецени В., Мазур Т.* Биологическое земледелие и минеральные удобрения. Москва : Колос, 1993. 415 с.

163. *Минкина Т. М., Мотузова Г. В., Назаренко О. Г.* Состав соединений тяжелых металлов в почвах. Ростов-на-Дону : Изд-во «Эверест», 2009. 208 с.

164. *Мишустин Е. Н.* Ассоциации почвенных микроорганизмов. Москва : Изд-во «Наука», 1975. 114 с.
165. *Мойсейченко В. Ф., Єценко В. О.* Основи наукових досліджень в агрономії : підручник. Київ : Вища шк., 1994. 334 с.
166. *Мокрієнко В. А.* Удосконалення елементів сортової технології вирощування кукурудзи в Лісостепу України : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. наук : 06.01.09. Київ, 2004. 22 с.
167. *Мур Дж. В., Рамамурти С.* Тяжёлые металлы в природных водах. Москва : Мир, 1987. 285 с.
168. *Наплёкова Н. Н.* Экологические аспекты действия соединений свинца и кадмия на целлюлозоразрушающие микроорганизмы почв. *Вестник НГАУ*. 2010. № 1 (13). С. 5–7.
169. *Насіння сільськогосподарських культур.* Методи визначення якості: ДСТУ 4138-2002. [Чинний від 2004-01-01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2003. 173 с. (Національний стандарт України).
170. *Наукові основи агропромислового виробництва в зоні Лісостепу України / редкол. : М. В. Зубець та ін.* Київ : Аграрна наука, 2010. 980 с.
171. *Наумов Ю. Ф., Усенко А. В.* Енергоспоживання в Україні. Організаційно-економічні проблеми розвитку АПК : кол. моногр. у 4-х ч. Київ : ІАЕ, 2001. С. 321–323.
172. *Небольсин А. Н.* Научные основы известкования почв нечерноземной зоны. *Сборник научных трудов*. Ленинград, 1998. С. 11–15.
173. *Нестеренко Т. В., Тихомиров А. А., Шихов В. Н.* Индукция флуоресценции хлорофилла и оценка устойчивости растений к неблагоприятным воздействиям. *Журн. общ. биологии*. 2007. № 6, т. 68. С. 444–458.
174. *Ничипорович А. А.* Фотосинтез и теория получения высоких урожаев. Москва : Изд-во АН СССР, 1956. 330 с.

175. *Ничипорович А. А., Строганова Л. Е., Власова М. П.* Фотосинтетическая деятельность растений в посевах. Москва : АН СССР, 1961. 137 с.
176. *Носко Б. С.* Фосфатний режим ґрунтів і ефективність добрив. Київ : Урожай, 1990. 220 с.
177. *Овчаренко М. М., Шильников И. А., Вендило Г. Г., Аканова Н. И.* Тяжелые металлы в системе почва–растение–удобрение. Москва, 1997. 290 с.
178. *Орлов Д. С., Садовников Л. К., Лозановская И. Н.* Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. Москва : Высшая шк., 2002. 334 с.
179. *Орлов Д. С., Садовникова Л. К., Суханова Н. И.* Химия почв. Москва : Изд-во МГУ : Высшая шк., 2005. 558 с.
180. *Павлоцкая Ф. Я.* Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. Москва : Атомиздат, 1974. 215 с.
181. *Паламарчук В. Д., Поліщук І. С., Каленська С. М., Єрмакова Л. М.* Біологія та екологія сільськогосподарських рослин: підручник. Вінниця, 2013. 724 с.
182. *Парибок Т. А.* Применение микроэлементов в сельском хозяйстве и медицине. Рига : Изд-во АН ЛатвССР, 1959. С. 145.
183. *Патика В. П., Тараненко С. В., Тараненко А. О., Калініченко А. В.* Мікробні біоми різних ґрунтів й ґрунтово-кліматичних зон Полтавської області. *Мікробіологічний журнал*. 2014. № 3, т. 76. С. 20–25.
184. *Патика В. П., Тараріко О. Г.* Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель. Київ : Фітосоціоцентр, 2002. С. 131–168.
185. *Патика Н. В., Патика В. Ф.* Сучасні проблеми біорізноманіття. *Корми і кормовиробництво*. 2013. Вип. 76. С. 10–109.
186. *Пейве Я. В.* Биохимия почв. Москва : Гос. изд-во. сельхоз. лит-ры, журналов и плакатов, 1961. 422 с.
187. *Перельман А. И., Касимов Н. С.* Геохимия ландшафта. Москва : Астрель-2000, 1999. 763 с.

188. Плеханова В. А. Характер сопряжения накоплений цинка и кадмия растениями в условиях фитоценоза и агрокультуры: автореф. дис. на соскание учен. степени канд. биол. наук : 03.00.16. Уфа, 2007. 22 с.
189. Плеханова И. О., Кутукова Ю. Д., Обухов А. И. Накопление тяжелых металлов сельскохозяйственными растениями при внесении осадков сточных вод. *Почвоведение*. 1992. № 12. С. 1530–1536.
190. Плішко А. А., Майстренко М. І. Охорона сільськогосподарських угідь від забруднення. Київ : Урожай, 1985. 160 с.
191. Полевой В. В. Физиология растений. Москва : Высшая шк., 1989. С. 464.
192. Потатueva Ю. А., Сидоренкова Н. К. Влияние загрязнения кадмием на содержание подвижных форм элемента в почве, накопление его растениями и урожай сельскохозяйственных культур. *Агрохимия*. 2010. № 6. С. 73–82.
193. Прасад М. Н. Практическое использование растений для восстановления экосистем, загрязненных металлами. *Физиология растений*. 2003. Т. 50. С. 764–780.
194. Природно-ресурсний аспект розвитку України. Проект «Програма сприяння сталому розвитку в Україні» / кер. розд.: І. Д. Андрієвський, Ю. Р. Шеляг-Сосонко. Київ : Вид. дім «KM Academia», 2001. 112 с.
195. Прокопович Е. В., Кайгородова С. Ю. Трансформация гумусового состояния почв под действием выбросов Среднеуральского медеплавильного завода. *Экология*. 1999. № 5. С. 375–378.
196. Протасова Н. А., Горбунова Н. С. Соединения цинка, никеля, свинца и кадмия в обыкновенных черноземах каменной степи при длительном применении удобрений и фосфогипса. *Агрохимия*. 2010. № 7. С. 52–61.
197. Рибка В. С., Ільченко Т. В., Пащенко Ю. М. Резерви економії паливно-мастильних та інших матеріально-грошових ресурсів при вирощуванні кукурудзи. *Бюл. Ін-ту зерн. госп-ва УААН*. Дніпропетровськ, 1999. № 11. С. 28–31.

198. *Рэуце К., Кырстя С.* Борьба с загрязнением почвы. Москва : Агропромиздат, 1986. 209 с.
199. *Савич В. И., Куликов А. М., Ванькова А. А. и др.* Использование биологических тестов при оценке загрязнения почв и сельскохозяйственной продукции свинцом. *Изв. ТСХА*. 2003. Вып. 1. С. 18–32.
200. *Самохвалова В. Л., Фатеев А. И., Журавлева И. М.* Аспекты изучения и оценка состояния загрязненной тяжелыми металлами системы почва-растение. *Агроекологічний журнал*. 2008. № 1. С. 28–36.
201. *Самохвалова В. Л., Фатеев А. И., Зуза С. Г., Зуза В. О.* Спосіб ремедіації ґрунту техногенно забрудненого важкими металами. *Агрохімія та ґрунтознавство*. 2013. Вип. 80. С. 101–110.
202. *СанПиН 42-123-4089-86.* Предельно допустимые концентрации тяжелых металлов и мышьяка в продовольственном сырье и пищевых продуктов. Москва : МЗ СССР, 1990. 11 с.
203. *Семендяева Н. В., Галеева Л. П., Мармулев А. Н.* Региональные особенности почв Новосибирской области и их сельскохозяйственное использование: учеб. пособие. Новосибирск : Новосиб. гос. аграр. ун-т, 2003. 129 с.
204. *Серёгин И. В., Иванов В. Б.* Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения. *Физиология растений*. 2001. № 4, т. 48. С. 606–630.
205. *Словник-довідник з агроекології / за ред. О. І. Фурдичка.* Київ : Основа, 2007. 272 с.
206. *Смаглій О. Ф., Кардашов А. Т., Литвак П. В.* Агроекологія. Київ : Вища шк., 2006. 662 с.
207. *Смаглій О. Ф., Малиновський А. С., Кардашов А. Т.* Енергетична оцінка агроecosистем. Житомир : Вид-во «Волинь», 2004. 132 с.
208. *Смірнов В. В., Патица В. П., Підгорський В. С.* Мікробні біотехнології в сільському господарстві. *Агроекологічний журнал*. 2002. № 3. С. 3–8.

209. Соколов О. А., Черников В. А., Лукин С. В. Атлас распределения тяжёлых металлов в объектах окружающей среды. Изд. 2-е, доп. Белгород : КОНСТАНТА, 2008. 188 с.
210. Соколова О. Я., Стряпков А. В., Антимонов С. В., Соловых С. Ю. Тяжелые металлы в системе элемент-почва-зерновые культуры. Вестник Оренбург. ун-та. 2006. № 4. 284 с.
211. Сорокин Д. Ю. Окисление соединений азота гетеротрофными организмами. *Успехи микробиологии*. Москва : Наука, 1990. Т. 24. С. 100–127.
212. Спринчак Д. В. Детоксикация тяжёлых металлов (свинца и кадмия) в системе почва–растение–животное: дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16. Новосибирск, 2004. 119 с.
213. Стан родючості ґрунтів України та прогноз його змін за умови сучасного землеробства / за ред. В. В. Медведєва, М. В. Лісового. Харків, 2001. 98 с.
214. Столяр В. М., Медведєва Л. С. Баланс поживних речовин у землеробстві. *Довідник з агрохімічного та агроекологічного стану ґрунтів України*. Київ : Урожай, 1994. С. 95–99.
215. Стрнад В., Золотарева В. Н. Взаимодействие фульватных комплексов свинца, кадмия, меди и цинка с минералами и почвами. *Экологическая кооперация*. 1988. № 1. С. 53–55.
216. Сырьё и продукты пищевые. Атомно-абсорбционный метод определения токсичных элементов : ГОСТ 30178-96. [Действует от 2002-04-01]. Киев : Госстандарт Украины, 2001. 9 с. (Межгосударственный стандарт).
217. Таланов Г. А. Санитария кормов : справочник. Москва : Агропромиздат, 1991. № 4. С. 76–83.
218. Тарабрин В. П. Физиология устойчивости древесных растений в условиях загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами. *Микроэлементы в окружающей среде*. Киев : Наук. думка, 1980. С. 17–21.
219. Теппер Е. З., Шильникова В. К., Переверзева Г. И. Практикум по микробиологии. Изд. 5-е, перераб. и доп. Москва : Дрофа, 2004. С. 256.

220. *Титов А. Ф., Казнина Н. М., Таланонова В. В.* Тяжелые металлы и растения. Петрозаводск : Карельский науч. центр РАН, 2014. 197 с.
221. *Титова В. И., Дабахов М. В., Дабахова Е. В.* Экотоксикология тяжелых металлов: учеб. пособие. Нижний Новгород : НГСХА, 2002. 135 с.
222. *Титова В. И., Дабахова Е. В., Дабахов М. В., Ветчинников А. А.* Значение и нормативно-методическое обеспечение этапа пробоотбора почв в почвенно-экологических исследованиях. *Проблемы агрохимии и экологии*. 2013. № 1. С. 53–55.
223. *Тлумачний словник із сільськогосподарської екології / упоряд. Л. Л. ТОВАЖНЯНСЬКИЙ, В. В. КАЗАКОВ та ін.* Харків : НТУ „ХПІ”, 2009. 220 с.
224. *Третьяков Н. Н., Кошкин Е. И., Макрушин Н. М.* Физиология и биохимия сельскохозяйственных растений. Изд. 2-е. Москва : Колос, 2005. 656 с.
225. *Убузунов В. Л., Кашин В. К.* Тяжёлые металлы в садово-огородных почвах и растениях г. Улан-Удэ. Улан-Удэ : Изд-во БНЦ СО РАН, 2004. 128 с.
226. *Умаров М. М., Азиева Е. Е.* Некоторые биохимические показатели загрязнения почв тяжёлыми металлами. *Тяжёлые металлы в окружающей среде*. Москва : Изд-во МГУ, 1980. С. 109–115.
227. *Фатеев А. И., Мирошниченко Н. Н., Самохвалова В. Л.* Миграция, транслокация и фитотоксичность тяжелых металлов при полиэлементном загрязнении почвы. *Агрохимия*. 2001. № 36. С. 57–61.
228. *Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України / за ред. А. І. Фатєєва, Я. В. Пащенко.* Харків, 2003. 117 с.
229. *Хабарова Т. В., Хабаров В. А.* Особенности поведения меди, олова, хрома и ванадия в почвах. *Рациональное природопользование в условиях техногенеза*. Москва, 1998. С. 96–101.
230. *Хитров Н. Б.* Всероссийская конференция «Устойчивость почв к естественным и антропогенным воздействиям». *Почвоведение*. 2003. № 1. С. 70–79.

231. Цвей Я. П., Иванина В. В., Леньшин А. Г. Формирование плодородия чернозема в зерносвекловичных короткоротационных севооборотах. *Сахарная свекла*. 2017. № 7. С. 18–20.
232. Церлинг В. В. Диагностика питания сельскохозяйственных культур : справочник. Москва : Агропромиздат, 1990. 235 с.
233. Цинк и кадмий в окружающей среде. Москва : Наука, 1992. 200 с.
234. Чернавина И. А. Физиология и биохимия микроэлементов. Москва : Высшая шк., 1970. 283 с.
235. Черных Н. А. Закономерности поведения тяжёлых металлов в системе почва-растение при различной антропогенной нагрузке: автореф. дис. на соискание учен. степени д-ра биол. наук : 06.01.04. Москва, 1995. 39 с.
236. Черных Н. А., Милащенко Н. З., Ладонин В. Ф. Экотоксикологические аспекты загрязнения почв тяжёлыми металлами. Москва : Агроконсалт, 1999. 176 с.
237. Шанда В. І., Євтушенко Е. О. Культурбіотопи, агроєкотопи та періодичні типологічні системи їхніх едафотопів. *Ґрунтознавство*. 2009. № 3–4, т. 10. С. 5–8.
238. Шевченко О. В., Будзанівська І. Г., Патики В. П. Вплив важких металів на перебіг вірусних інфекцій рослин. Київ : Фітоцентр, 2003. 224 с.
239. Шикула М. К., Балаєв А. Д., Тонха О. Л., Стрюк Л. І., Сенчук С. М., Майстренко В. Г. Ґрунтозахисні, енерго-, ресурсо- і вологозберігаючі технології вирощування культур. Біологічні науки і проблеми рослинництва. Умань, 2003. С. 784–791.
240. Шильников И. А., Аканова Н. И. Проблема снижения подвижности тяжёлых металлов при известковании. *Химия в сельском хозяйстве*. 1995. № 4. С. 29–32.
241. Ягодин Б. А., Виноградова С. Б., Говорина В. В. Кадмий в системе почва–удобрение–растения–животные организмы и человек. *Агрохимия*. 1989. № 5. С. 118–130.
242. Ягодин Б. Я. Агрохимия. Москва : Колос, 2002. 548 с.

243. *Якість ґрунту. Біологічні методи. Визначення мінералізації азоту і нітрифікації в ґрунтах та впливу хімічних речовин на ці процеси* (ISO 14238:1997, IDT) : ДСТУ ISO 4238 : 2003. [Чинний від 2003-11-06]. Київ : Держспоживстандарт України, 2004. 12 с. (Національні стандарти України).

244. *Якість ґрунту. Визначення активності іонів калію, нітрату, хлору потенціометричним методом* : ДСТУ 4725 : 2007. [Чинний від 2007-01-29]. Київ : Держспоживстандарт України, 2008. 18 с. (Національні стандарти України).

245. *Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук Zn, Cd, Pb в буферній ацетатно-амонійній витяжці*: ДСТУ 4770 (2, 3, 9)-2007. [Чинний від 2007-04-28]. Київ : Держспоживстандарт України, 2009. 9 с. (Національні стандарти України).

246. *Якість ґрунту. Визначення гідролітичної кислотності* : ДСТУ 7537 : 2014. [Чинний від 2014-11-21]. Київ : Держспоживстандарт України, 2015. 12 с. (Національні стандарти України).

247. *Якість ґрунту. Визначення легкогідролізованого азоту методом Корнфілда* : ДСТУ 4863 : 2015. [Чинний від 2016-07-01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2015. 9 с. (Національні стандарти України).

248. *Якість ґрунту. Визначення рН*. (ISO 10390:1994, IDT) : ДСТУ ISO 10390-2001. [Чинний від 2003-07-01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2003. 4 с. (Національні стандарти України).

249. *Якість ґрунту. Відбір проб. Частина 6. Настанови щодо відбору, оброблення та зберігання ґрунту для дослідження аеробних мікробіологічних процесів у лабораторії*. (ISO 10381-6 : 1993, IDT) : ДСТУ ISO 10381-6-2001. [Чинний від 2001-11-09]. Київ : Держспоживстандарт України, 2002. 4 с. (Національні стандарти України).

250. *Якість ґрунту. Метод визначення органічної речовини* : ДСТУ 4289: 2004. [Чинний від 2004-04-30]. Київ : Держспоживстандарт України, 2005. 8 с. (Національні стандарти України).

251. *Якість ґрунту. Показники родючості ґрунтів* : ДСТУ 4362 : 2004 : [чинний від 2004-12-09]. Київ : Держспоживстандарт України, 2006. 19 с. (Національні стандарти України).
252. *Якість ґрунту. Попереднє оброблення зразків для фізико-хімічного аналізу (ISO 11464 : 1994, IDT)* : ДСТУ ISO 11464 : 2001. [Чинний від 2003-07-01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2003. IV, 13 с. (Національні стандарти України).
253. *Яковишина Т. Ф. Детоксикация загрязненных тяжелыми металлами черноземов обыкновенных северной Степи Украины* : дис. ... канд. с.-х. наук : 03.00.16. Днепропетровск, 2006. 226 с.
254. *Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка реакції-відгуку озимих зернових культур на забруднення ґрунту важкими металами. Вісник ДАУ. 2008. № 2 (23), т. 1. С. 122–131.*
255. *Ясониди О. Е. Фотосинтез с элементами математического программирования урожайности сельскохозяйственных культур. Новочеркасск, 2007. 52 с.*
256. *Adriano D. C. Trace elements in terrestrial environments, biochemistry, bioavailability and risk of metals. Springer-Verlag, New-York, Berlin, Heidelberg. 2001. 866 p.*
257. *Angelova V., Ivanova R., Ivanov K. Bioaccumulation and distribution of heavy metals in maize, oat and sorghum plants, grown in industrially polluted region. Geophysical research abstracts. 2010. V. 12. P. 201.*
258. *Anil K. G., Mohammad Y., Pramod K. P. Bioremediation: Ecotechnology for the Present Century. International Society of Environmental Botanists. 2003. № 2, V. 9. P. 248.*
259. *Ashour E. H., El-Mergawi R. A., Radwan S. M. A. Efficacy of Pseudomonas to phytoremediate nickel by canola (Brassica napus L.). Journal of applied science research. 2006. № 7, V. 2. P. 375–382.*
260. *Baker A. J. M., McGrath S. P., Reeves R. D., Smith J. A. C. Metal hyperaccumulator plants : a review of the ecology and physiology of a biochemical*

resource for phytoremediation of metal-polluted soils. *Phytoremediation of contaminated soil and water*. Lewis Publishers. 2000. P. 85–107.

261. *Baszynski T., Wajda L., Krol A. T. et al.* Photosynthetic activities of cadmium-treated tomato plants. *Physiol. Plant.* 1980. V. 4. P. 365.

262. *Beker D. E., Chesnm L.* Chemical monitoring of soil for environmental quality animal and health. *Advances in Agronomy*. 1975. V. 27. P. 306–366.

263. *Bowen H. J. M.* Trace elements in biochemistry. New York : Academic Press, 1966. 241 p.

264. *Burton K. W., King J. B., Morgan L.* Chlorophyll as an indicator of the upper critical tissue concentration of cadmium in plants. *Water Air Soil Pollut.* 1986. V. 27. P. 147.

265. *Butler W. L., Trebst A., Avron M.* Chlorophyll fluorescence : a probe for electron transfer and energy transfer. *Encyclopedia of Plant Physiology*. 1977. V. 5. P. 149–167.

266. *Chaney R. L., Ryan J. A., Kukier U., Brown S. L.* Heavy metal aspects of compost use. In : Stoffella PJ, Khan BA, editors. *Compost utilization in horticultural cropping systems*. Boca Raton, FL : CRC Press LLC, 2001. P. 324–359.

267. *Christensen T. H.* Cadmium soil sorption at low concentrations : VIH. Correlation with soil parameters. *Water, Air, and Soil Pollution*. 1989. V. 44. P. 71–82.

268. *Cosio C., Martinoia E., Keller C.* Hyperaccumulation of cadmium and zinc in *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri* at the leaf cellular level. *Plant Physiology*. 2004. V. 134. P. 716–725.

269. *Cunningham S. D., Shann J. R., Crowley D. E., Anderson T. A.* Phytoremediation of contaminated water and soil. *ACS symposium series*. 1997. P. 2–19.

270. *Dovbash N. I.* The influence of heavy metals on biometric indicators of maize. *Інноваційні розробки молодих учених для конкурентоспроможного аграрного виробництва* : наук.-практ. конфер. молод. учених і спеціалістів, 10–12 листоп. 2015 р. смт Чабани : тези доп. Київ, 2015. С. 78–80.

271. *Ebbs S. D., Kochian L. V.* Toxicity of zinc and copper to Brassica species: implication for phytoremediation. *Journal of environmental quality*. 1997. № 26. P. 776–781.
272. *Ebbs S., Lasat M., Brady D. J., Cornish J., Gordon R., Kochian L. V.* Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. *J. Environ Qual*. 1997. № 26. P. 1424–1430.
273. *Elliott H. A.* Adsorption behavior of cadmium in response to soil surface charge. *Soil Science*. 1983. № 5, V. 136. P. 317–321.
274. *Freedman B., Hutchinson T. C.* Pollutant inputs from the atmosphere and accumulations in soils and vegetation near a nickel-copper smelter at Sudbury. Ontario, Canada, *Can. J. Bot.*, 1980. P. 58–108.
275. *Friedlova M.* The influence of heavy metals on soil biological and chemical properties. *Soil and Water Research*. 2010. № 1, V. 5. P. 21–27.
276. *Glinski J., Melke J., Uziak S.* Trace elements content in silt soils of the Polish Carpathian footland region. *Rocz. Glebozn.* 1968. P. 73–78.
277. *Greger M.* Metal Availability and Bioconcentration in Plants. Berlin: Springer, 1999. P. 1–27.
278. *Greger M., Lofstedt M.* Comparison of uptake and distribution of cadmium in different cultivars of bread and durum wheat. *Crop Science*. 2004. V. 44. P. 501–507.
279. *Henry J. R.* In An Overview of Phytoremediation of Lead and Mercury. *NNEMS Report. D. C. Washington*. 2000. P. 3–9.
280. *Huang J. W., Chen J., Berti V. R., Cunningham S. D.* Phytoremediation of lead-contamination soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* 1997. № 3, V. 31. P. 800–805.
281. *Huang J. W., Cunningham S. D.* Lead phytoremediation: species variation in lead uptake and translocation. *New Phyto*. 1996. V. 134. P. 75–84.
282. *Ibanez J. J.* Future of soil science. Wageningen: IUSS, 2006. P. 60–62.
283. *Kabata-Pendias A., Pendias H.* Trace elements in soils and plants. *CRC Press LLC*, 2001. 403 p.

284. Kautsky H., Hirsch A. Neue Versuche zur Kohlensäureassimilation. *Naturwissenschaften*. 1931. V. 19. P. 964.
285. Keller C., Hammer D., Kayser A., Richner W., Brodbeck M., Sennhauser M. Root development and heavy metal phytoextraction efficiency: comparison of different plant species in the field. *Plant and Soil*. 2003. № 249. P. 6781.
286. Kloeke A., Sauerbeck D. R., Vetter H. The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. Berlin: Springer-Verlag. 1984. P. 113–141.
287. Kumar N., Motto H., Raskinet I. Phytoremediation: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Envir. Sci. Technol.* 1995. № 29. P. 1232–1238.
288. Kuperman R. G., Carreiro M. M. Soil heavy-metal concentrations, microbial biomass and enzyme-activities in a contaminated grassland ecosystem. *Soil Biol. Biochem.* 1997. № 2, V. 29. P. 179–190.
289. Kupper H., Lombi E., Zhao F. J., McGrath S. P. Cellular compartmentation of cadmium and zinc in relation to other elements in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *Planta*. 2000. № 212. P. 75–84.
290. Küpper H., Parameswaran A., Leitenmaier B. et al. Cadmium-induced inhibition of photosynthesis and long-term acclimation to cadmium stress in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *New Phytologist*. 2007. № 4, V. 175. P. 655–674.
291. Lakatos G., Meszaros I., Papp L. Application of phytoremediation process to chromium-contaminated sediment. Proc. Extend. Abstracts 5th Inter. Conf. Biogeochem. Trace Elements, July 11–15, 1999. Vienna, Austria. 1999. V. 2. P. 910–911.
292. Ledin M., Krantz-Rulker C. A., Uard B. Microorganisms as metal sorbents: comparison with other soil constituents in multi-compartment systems. *Soil Biol. Biochem.* 1999. V. 31. P. 1639–1645.
293. Lichtenthaler H. K. The Kautsky effect 60 years of chlorophyll fluorescence induction kinetics. *Photosynthetica*. 1992. № 1–2, V. 27. P. 45–55.

294. *Loneragan J. F., Grove T. S., Robson A. D., Snowball R.* Phosphorus toxicity as a factor in zink-phosphorus interaction in plants. *Soil Sci. Am. J.* 1979. № 43. P. 966.
295. *Loreto F., G. Bongi* Analysis of stress status through natural fluorescent probes in intact aves. *AgRh. mediter.* 1988. № 4, V. 118. P. 344–353.
296. *MacLean A.* Cadmium in different plant species and its availability in soils as influenced by organic matter and addition of lime, P, Cd, and Zn. *Can. J. Soil Sci.* 1976. P. 56–129.
297. *Macnair M. R.* The hyperaccumulation of metals by plants. *Advances in Botanical Research.* 2003. V. 40. P. 63–105.
298. *Macnair M. R., Bert V., Huitson S. B., Saumitou-Laprade P., Pedt D.* Zinc tolerance and hyperaccumulation are genetically independent characters. *Proc. R. Soc.* 1999. V. 226. P. 2175–2179.
299. *Mania J., Chauve P., Verjus P.* Evolution of iron and manganese concentrations in presence of carbonates and clays in the alluvial ground waters of the Ognon (Frache–Comte, France). *Geoderma.* 1989. № 2–3, V. 44. P. 219–228.
300. *Monnet F., Vaillant N., Hitmi A., Sallanon H.* Photosynthetic activity of *Lolium perenne* as a function of endophyte status and zinc nutrition. *Functional Plant Biology.* 2005. № 2, V. 32. P. 131–139.
301. *Nrragu J. O.* The biogeochemistry of lead in the environment. Amsterdam: Elsevier, 1978. 154 p.
302. *Peer W., Baxter I., Richards E., Freeman J., Murphy A.* Phytoremediation and hyperaccumulator plants. In: *Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoxification.* In: Tamas M., Martino. 2005. P. 299–340.
303. *Punz W. F., Sieghardt H.* The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. *Environ. Exp. Bot.* 1993. V. 33. P. 85–98.
304. *Purakayastha T. J., Rudrappa L., Singh D., Swarup A., Bhadraray S.* Long-term impact 10 of fertilizers on soil organic carbon pools and sequestration rates in maize-wheat-cowpea cropping system. *Geoderma.* 2008. V. 144. P. 370–378.

305. *Rajapaksha R. M., Tobor-Kaplan M. A., Baath E.* Metal toxicity affects fungal and bacterial activities in soil differently. *Appl. Environ. Microbiol.* 2004. V. 70. P. 2966–2973.
306. *Raskin I., Ensley B. D.* Phytoremediation of Toxic Metals : Using Plants to Clean Up the Environment. *John Wiley & Sons, Inc.* New York. 2000. P. 53–70.
307. *Sapek B.* Copper behaviour in reclaimed peat soil of grassland. *Rocz Nauk Roln.* 1980. P. 13–65.
308. *Schumann L. M., H. H. Haase* Untersuchungen zur Bleibelastung von Döden eines industriellen Ballungsraumes. *Wiss. Beitr. M.-Luter-Uvin., Halle-Wittenberg.* 1988. V. 34. P. 123.
309. *Shah K., Dubey R. S.* Cadmium elevates level of protein, amino acids and alters activity of proteolytic enzymes in germinating rice seeds. *Acta Physiol. Plant.* – 1998. № 2, V. 20. P. 189–196.
310. *Sharma S., Kaul S., Metwallyetal A.* Cd phytotoxicity to barley (*Hordeum vulgare*) as affected by varying Fe nutritional status. *Plant Science.* 2004. № 5, V. 166. P. 1287–1295.
311. *Singh O. V., Labana S., Pandey G., Budhiraja R., Jain R. K.* Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Appl Microbiol Biotechnol.* 2003. V. 61. P. 405–412.
312. *Smilde K. W.* Heavy-Metal Accumulation in Crops Grown of Sewage Sludge Amended with Metal Soils. *Plant and Soil.* 1981. № 1, V. 62. P. 3–14.
313. *Sors T. G., Ellis D. R., Na G. N., Lahner B.* Analysis of sulfur and selenium assimilation in *Astragalus* plants with varying capacities to accumulate selenium. *Plant J.* 2005. V. 42. P. 785–797.
314. *Stoeppler M., Merian E.* Metals and their compounds in the environment : Occurrence, analysis and biological relevance, Weinheim : VCH Verlagsgesellschaft mbH. 1991 P. 803–851.
315. *Tlustos P., Balik J., Pavlikova D.* The uptake of cadmium, zinc, arsenic and lead by chosen crops. *Rotilina Vyroba.* 1997. V. 43. P. 487–494.

316. Tyler G. Heavy metal pollution and soil enzymation activity Plant and soil Biology of North-West Caucasus. *Summaries of Latinamerican Congress of Soil Science Chile*. 1999. P. 206.
317. Vassilev A., Berova M., Zlatev Z. Influence of Cd^{2+} on growth, chlorophyll content, and water relations in young barley plants. *Biol. Plant*. 1998. № 4, V. 41. P. 601–606.
318. Verloo M., Cofenie A., Landschoot G. Analytical and biological criteria with regard to soil pollution. *Landwirtschaftliche Forschung : Kongressband*. 1982. V. 39. P. 394–403.
319. Wang J., Zhao F. J., Meharg A. A. Mechanisms of arsenic Hyperaccumulation in *Pteris vittata*. Uptake kinetics, interaction with phosphate, and arsenic speciation. *Plant Physiol*. 2002. V. 130. P. 1552–1561.
320. Wierzbicka M., Obidzińska J. The effect of Lead on Seed imbibitions and germination in different plant species. *Plant Sci*. 1998. № 2, V. 137. P. 155–171.
321. Willey N. Phytoremediation. *Methods and reviews University of the West of England, Bristol, UK*. 2007. 516 p.
322. Yang Y. Y., Jung J. Y., Song W.-Y., Suh H.-S., Lee Y. Identification of rice varieties with high tolerance or sensitivity to lead and characterization of the mechanism of tolerance. *Plant Physiol*. 2000. V. 124. P. 1019–1026.
323. Zhao F. J., Lombi E., McGrath S. P. Assessing the potential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Soil*. 2003. V. 249. P. 37–43.

ГЛОСАРІЙ

Абіотичні чинники середовища – компоненти і явища неживої природи, які прямо чи опосередковано впливають на живі організми, у т.ч. й людину [74].

Агроєкотоп – комплекси структур факторів і ресурсів, інтегрованих з діяльністю людини, функціями яких є розвиток культурних рослин та інших організмів [237].

Агроценоз (від грец. *ἀγρός* – поле і *κοινός* – загальний) – угруповання живих організмів, створене людиною для одержання сільськогосподарської продукції [74].

Баланс речовин у ґрунті – співвідношення між сумарним надходженням речовин у ґрунт і загальними втратами їх ґрунтом; кількісне вираження зміни запасів речовин за відповідний проміжок часу (рік, одна, дві і більше rotaції сівозміни тощо) [74].

Важкі метали (ВМ) – хімічні елементи з високою атомною масою більше 50, густина яких перевищує 5 г/см³, та виявляють властивості металів. Серед них небезпечними забруднювачами з урахуванням їхньої токсичності, стійкості, здатності до нагромадження в навколишньому середовищі та поширення є свинець, ртуть, кадмій, цинк, вісмут, кобальт, нікель, мідь, олово, сурма, ванадій, марганець, хром, молібден і миш'як [223].

Гранично допустима концентрація (ГДК) – максимальна концентрація забруднювача, що вважається безпечною для здоров'я людини [60].

Екотоп (від грец. *οἶκος* – оселя, середовище і *τόπος* – місце) – сукупність природних абіотичних (кліматичних, ґрунтових) чинників, яка характеризує певну однорідну ділянку Землі [75].

ІФХ (індукція флуоресценції хлорофілу або ефект Каутського) – це здатність живих листків змінювати інтенсивність флуоресценції в червоній ділянці спектру при переході від темряви до світла [284].

Мікроелементи (МЕ) – необхідні елементи живлення, що знаходяться в тисячних-стотисячних частках відсотків і виконують важливі функції в процесах життєдіяльності [242].

Полютанти – хімічні чи біологічні речовини, що забруднюють природне середовище [205].

Фіторемедіація – походить від грецького «фіто-» (рослина) і латинського «ремедіум» (очищення, відновлення) – це використання різних видів рослин для вилучення або стабілізації небезпечних речовин з метою зменшення їх токсичності [269].

Фон ґрунту – це середнє значення певного показника, характерне для недеградованих ґрунтів вибраної території [151].

Фотосинтетичний потенціал посіву (ФПП) – сумарна листкова поверхня, яка брала участь у фотосинтезі від початку вегетації до закінчення фотосинтезу [181].

Чиста продуктивність фотосинтезу (ЧПФ) – характеризує інтенсивність нагромадження сухої біомаси врожаю протягом доби в розрахунку на 1 м² листової поверхні рослин [174].

Параметри індукції рослин кукурудзи на зерно залежно від фону забрудненості агроєкоотопу важкими металами та за фазами росту й розвитку, середнє за 2012 р., відн. од.

Показник приладу	Природний фон (контроль)	Перевищення природного фону ВМ у 5 разів	Перевищення природного фону ВМ у 10 разів	Перевищення природного фону ВМ у 100 разів
Фаза 3–4 листки				
F ₀	592,0	576,0	624,0	512,0
F _m	736,0	640,0	656,0	592,0
F _t	448,0	496,0	496,0	432,0
Фаза 11–12 листків				
F ₀	768,0	656,0	656,0	832,0
F _m	1184,0	1040,0	1136,0	1120,0
F _t	448,0	496,0	448,0	464,0
Фаза викидання волотей				
F ₀	864,0	896,0	928,0	832,0
F _m	1808,0	1616,0	1488,0	1152,0
F _t	944,0	704,0	1024,0	596,2
Фаза цвітіння				
F ₀	992,0	928,0	528,0	624,0
F _m	1584,0	1296,0	624,0	832,0
F _t	592,0	560,0	448,0	512,0
Фаза молочної стиглості				
F ₀	880,0	638,0	512,0	672,0
F _m	1600,0	960,0	640,0	1072,0
F _t	656,0	528,0	464,0	496,0

Параметри індукції рослин кукурудзи на зерно залежно від фону забрудненості агроєкоотопу важкими металами та за фазами росту й розвитку, середнє за 2013 р., відн. од.

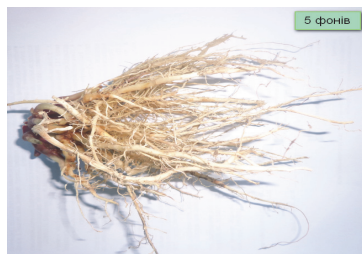
Показник приладу	Природний фон (контроль)	Перевищення природного фону ВМ у 5 разів	Перевищення природного фону ВМ у 10 разів	Перевищення природного фону ВМ у 100 разів
Фаза 3–4 листки				
F ₀	624,0	720,0	576,0	720,0
F _m	720,0	816,0	624,0	800,0
F _t	448,0	448,0	432,0	480,0
Фаза 11–12 листків				
F ₀	752,0	736,0	416,0	400,0
F _m	1264,0	1056,0	464,0	464,0
F _t	480,0	448,0	416,0	352,0
Фаза викидання волотей				
F ₀	832,0	976,0	912,0	768,0
F _m	1856,0	1632,0	1520,0	1312,0
F _t	704,0	824,0	608,0	596,0
Фаза цвітіння				
F ₀	752,0	848,0	816,0	560,0
F _m	1344,0	1136,0	1344,0	720,0
F _t	560,0	528,0	560,0	496,0
Фаза молочної стиглості				
F ₀	736,0	706,0	448,0	688,0
F _m	1120,0	1136,0	576,0	928,0
F _t	544,0	496,0	368,0	480,0

Параметри індукції рослин кукурудзи на зерно залежно від фону забрудненості агроєкоотопу важкими металами та за фазами росту й розвитку, середнє за 2014 р., відн. од.

Показник приладу	Природний фон (контроль)	Перевищення природного фону ВМ у 5 разів	Перевищення природного фону ВМ у 10 разів	Перевищення природного фону ВМ у 100 разів
Фаза 3–4 листки				
F ₀	784,0	540,0	624,0	616,0
F _m	976,0	680,0	724,0	696,0
F _t	480,0	460,0	464,0	456,0
Фаза 11–12 листків				
F ₀	760,0	696,0	536,0	512,0
F _m	1224,0	1048,0	800,0	592,0
F _t	464,0	472,0	432,0	400,0
Фаза викидання волотей				
F ₀	928,0	928,0	960,0	788,0
F _m	1680,0	1808,0	1744,0	1244,0
F _t	624,0	799,0	576,0	563,0
Фаза цвітіння				
F ₀	872,0	976,0	720,0	1072,0
F _m	1464,0	1760,0	1200,0	1520,0
F _t	576,0	512,0	512,0	612,0
Фаза молочної стиглості				
F ₀	808,0	708,0	1024,0	500,0
F _m	1360,0	1048,0	1712,0	532,0
F _t	600,0	524,0	720,0	428,0

Зміна параметрів флуоресценції хлорофілу листків кукурудзи в умовах забруднення ґрунту цинком, свинцем і кадмієм за фазами росту й розвитку, середнє за 2012–2014 рр., відн. од.

Показник Приладу	Природний фон (контроль)	Перевищення природного фону ВМ у 5 разів	Перевищення природного фону ВМ у 10 разів	Перевищення природного фону ВМ у 100 разів
Фаза 3–4 листки				
F ₀	666,7	612,0	608,0	616,0
F _m	810,7	712,0	668,0	696,0
F _{st}	458,7	468,0	468,0	456,0
Фаза 11–12 листків				
F ₀	760,0	696,0	536,0	581,3
F _m	1224,0	1048,0	800,0	725,3
F _{st}	464,0	472,0	432,0	405,3
Фаза викидання волотей				
F ₀	874,7	933,3	933,3	796,0
F _m	1781,3	1685,3	1584,0	1236,0
F _{st}	757,3	775,7	736,0	585,1
Фаза цвітіння				
F ₀	872,0	917,3	688,0	752,0
F _m	1464,0	1397,3	1056,0	1024,0
F _{st}	576,0	533,3	506,7	540,0
Фаза молочної стиглості				
F ₀	808,0	684,0	661,3	620,0
F _m	1360,0	1048,0	976,0	844,0
F _{st}	600,0	516,0	517,3	468,0



Коренева система кукурудзи на зерно у фазі цвітіння залежно від фону забруднення ґрунту свинцем, кадмієм і цинком

Уміст органічних речовин за різного вмісту свинцю, кадмію і цинку в зерні рослин кукурудзи, середнє за 2012–2014 рр.

Варіант	Протеїн	Білок	Крохмаль	%			Жир	Кадмій	Свинець	Цинк
									мг/кг	
1 фон	9,29	8,39	61,04		2,50		4,42	0	0,45	10,45
5 фондів	9,35	8,44	60,50		2,54		4,45	0	0,55	10,80
10 фондів	9,48	8,44	60,00		2,59		4,49	0,05	0,75	12,55
100 фондів	9,45	8,50	59,91		2,59		4,52	0,05	0,90	22,80
$\bar{x} \pm S\bar{x}$	$9,39 \pm 0,04$	$8,44 \pm 0,02$	$60,4 \pm 0,26$		$2,56 \pm 0,02$		$4,47 \pm 0,02$	$0,03 \pm 0,01$	$0,66 \pm 0,10$	$14,15 \pm 2,92$
$V, \%$	0,9	0,5	0,9		1,7		1,0	115,5	30,4	41,3
$НІР_{05}$	0,20	0,10	1,17		0,10		0,10	–	–	–

Кореляція між умістом основних органічних речовин, урожайністю та ВМ у зерні, середнє за 2012–2014 рр.

	Протеїн	Білок	Крохмаль	Клітковина	Жир	Кадмій	Свинець	Цинк	Урожайність
Протеїн	1,000								
Білок	0,721	1,000							
Крохмаль	-0,966	-0,868	1,000						
Клітковина	0,985	0,824	-0,996	1,000					
Жир	0,912	0,927	-0,968	0,957	1,000				
Кадмій	0,880	0,706	-0,903	0,927	0,919	1,000			
Свинець	0,950	0,927	-0,927	0,914	0,991	0,911	1,000		
Цинк	0,770	0,892	-0,691	0,656	0,847	0,699	0,904	1,000	
Урожайність	-0,786	-0,978	0,894	-0,864	-0,970	-0,817	-0,982	-0,936	1,000

Урожайність зерна кукурудзи гібриду Здвиж МВ в умовах забруднення ґрунту
важкими металами, середнє за 2012–2014 рр., т/га

Варіант	Повторення	Роки досліджень			Середнє за 2012– 2014 рр.
		2012	2013	2014	
1 фон	I	6,75	8,56	8,83	8,05
	II	6,83	7,81	8,80	7,81
	III	6,93	7,78	8,68	7,79
	IV	7,32	7,96	8,98	8,09
Середнє за 4-х повторень		6,95	8,03	8,82	7,93
5 фонів	I	7,80	7,62	7,50	7,64
	II	6,19	7,33	8,00	7,17
	III	7,08	6,62	8,00	7,23
	IV	8,58	6,89	7,38	7,61
Середнє за 4-х повторень		7,41	7,11	7,72	7,41
10 фонів	I	6,80	7,63	7,53	7,32
	II	6,70	6,50	7,73	6,97
	III	5,94	7,75	7,83	7,17
	IV	5,96	6,55	7,98	6,83
Середнє за 4-х повторень		6,35	7,11	7,76	7,07
100 фонів	I	5,18	6,54	7,15	6,29
	II	4,95	6,30	7,70	6,32
	III	4,75	6,32	6,88	5,98
	IV	4,82	6,24	7,00	6,02
Середнє за 4-х повторень		4,92	6,35	7,18	6,15
$\bar{X} \pm S_{\bar{X}}$					7,14±0,23
V, %					14,2
HIP ₀₅					0,37

Елементи структури врожаю кукурудзи залежно від рівня забруднення екотопу
важкими металами, середнє за 2012–2014 рр., г

Варіант	Повторення	Маса качана, г	Маса 1000 зерен, г
1 фон	I	74,2	283,1
	II	77,8	270,0
	III	94,2	255,4
	IV	132,1	280,4
Середнє за 4-х повторень		94,6	272,2
5 фонів	I	90,7	237,0
	II	90,0	255,6
	III	71,0	253,9
	IV	81,1	287,5
Середнє за 4-х повторень		83,2	258,5
10 фонів	I	62,7	237,0
	II	81,2	229,1
	III	77,9	237,9
	IV	110,6	259,1
Середнє за 4-х повторень		83,1	240,8
100 фонів	I	59,8	253,1
	II	63,5	240,2
	III	52,5	241,9
	IV	65,7	220,8
Середнє за 4-х повторень		60,4	239,0
$\bar{x} \pm S_{\bar{x}}$		80,3±4,21	252,6±4,16
V, %		23,5	7,40
HIP ₀₅		12,4	12,2

Баланс азоту за вирощування кукурудзи на зерно в умовах забруднення агроєкотопів свинцем, кадмієм і цинком, середнє за 2012–2014 рр., кг/га

Статті балансу	Варіанти			
	Природний фон важких металів (контроль)	Перевищення природного фону у 5 разів	Перевищення природного фону у 10 разів	Перевищення природного фону у 100 разів
Витрати:				
винос урожаєм, усього :	197,1	185,9	178,8	147,3
- зерном	122,9	115,6	111,7	97,2
- побічною продукцією	74,2	70,3	67,1	50,1
непродуктивні витрати (NH ₃ , N ₂ , N ₂ O, NO)	24	24	24	24
за рахунок фільтрації атмосферних вод	18	18	18	18
Всього	239,1	227,9	220,8	189,3
Надходження:				
з добривами, усього	120	120	120	120
- мінеральними	120	120	120	120
з насінням	0,39	0,39	0,39	0,39
з атмосферними опадами	10	10	10	10
за рахунок несимбіотичної фіксації азоту атмосфери	10	10	10	10
Всього	140,4	140,4	140,4	140,4
Баланс	–98,8	–87,5	–80,4	–48,9
Інтенсивність балансу, %	59	62	64	74

Баланс фосфору за вирощування кукурудзи на зерно в умовах забруднення агроєкотопів свинцем, кадмієм і цинком, середнє за 2012–2014 рр., кг/га

Статті балансу	Варіанти			
	Природний фон важких металів (контроль)	Перевищення природного фону у 5 разів	Перевищення природного фону у 10 разів	Перевищення природного фону у 100 разів
Витрати:				
винос урожаєм, усього :	83,5	79,4	78,2	64,9
- зерном	48,4	46,7	46,0	41,2
- побічною продукцією	35,1	32,7	32,2	23,7
втрати з фільтруючими водами	0,9	0,9	0,9	0,9
Всього	84,4	80,3	79,1	65,8
Надходження:				
з добривами, усього	90	90	90	90
- мінеральними	90	90	90	90
з насінням	0,15	0,15	0,15	0,15
з атмосферними опадами	0,12	0,12	0,12	0,12
Всього	90,3	90,3	90,3	90,3
Баланс	5,9	9,9	11,3	24,5
Інтенсивність балансу, %	107	112	114	137

Баланс калію за вирощування кукурудзи на зерно в умовах забруднення агроєкотопів свинцем, кадмієм і цинком, середнє за 2012–2014 рр., кг/га

Статті балансу	Варіанти			
	Природний фон важких металів (контроль)	Перевищення природного фону у 5 разів	Перевищення природного фону у 10 разів	Перевищення природного фону у 100 разів
Витрати:				
винос урожаєм, усього :	164,9	158,4	148,4	113,4
- зерном	27,8	27,4	26,2	24,0
- побічною продукцією	137,1	131,0	122,2	89,4
втрати з фільтруючими водами	6,0	6,0	6,0	6,0
Всього	170,9	164,4	154,4	119,4
Надходження:				
з добривами, усього	120	120	120	120
- мінеральними	120	120	120	120
з насінням	0,09	0,09	0,09	0,09
з атмосферними опадами	8,2	8,2	8,2	8,2
Всього	128,3	128,3	128,3	128,3
Баланс	-42,6	-36,1	-26,1	8,9
Інтенсивність балансу, %	75	78	83	107

Економічна ефективність вирощування кукурудзи на зерно за різного
рівня забрудненості екотопу свинцем, кадмієм і цинком,
середнє за 2012–2014 рр.

Варіант	Вартість урожаю, грн/га	Повна собівартість урожаю, грн/га	Собівар- тість 1 т урожаю, грн	Дохід, грн/га	Рівень рента- бельності, %
Природний фон ВМ (контроль)	30134	16801	2119	13333	79
Перевищення природного фону ВМ у 5 разів	28158	16706	2255	11452	69
Перевищення природного фону ВМ у 10 разів	26866	16645	2354	10221	61
Перевищення природного фону ВМ у 100 разів	23370	16478	2679	6892	42

Для нотаток

Наукове видання

КОРСУН Світлана Георгіївна
ДОВБАШ Надія Іванівна

ТРАНСФОРМАЦІЇ В АГРОЦЕНОЗІ КУКУРУДЗИ ПІД ВПЛИВОМ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

Редактор *Л. Л. Ткач*
Дизайн обкладинки *А.М. Величук*

Підписано до друку 14.10.18.
Формат 84х60/16. Папір офсетний.
Друк цифровий. Гарнітура Times New Roman.
Умов. друк. арк. 7,45.
Наклад 100 прим. Зам. № 8943.

Видавець та виготовлювач ТОВ «Нілан-ЛТД»
Свідцтво про внесення суб'єкта видавничої справи до
Державного реєстру видавців, виготовлювачів і розповсюджувачів
видавничої продукції серія ДК № 4299 від 11.04.2012 р.
21027, а/с 8825, м. Вінниця, вул. 600-річчя, 21.
Тел.: (0432) 69-67-69, 603-000.