

Дніпропетровська державна академія будівництва та архітектури

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ТОКСИЧНОЇ ДІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА ЗАХОДІВ З ЇХ ДЕТОКСИКАЦІЇ НА БІОЛОГІЧНУ АКТИВНІСТЬ ҐРУНТУ

Вивчено вплив забруднення ґрунту важкими металами і стабілізуючої дії меліорантів на біологічну активність. Встановлено токсичну дію важких металів на чисельність ґрунтових мікроорганізмів. Визначено ступінь збагачення чорнозему звичайного ферментами при забрудненні Cd, Pb, Zn та їх детоксикації. Отримано ряд стійкості ґрунтових ферментів до техногенного забруднення важкими металами: дегідрогеназа < уреаза ≤ інвертаза < фосфатаза = каталаза.

Постановка проблеми

За останні десятиріччя забруднення ґрунту важкими металами (ВМ) набуває глобального характеру. Надходячи в ґрунт, ВМ насамперед впливають на його біологічні властивості: змінюється загальна чисельність мікроорганізмів, звужується видовий склад мікробного угруповання, знижується активність ґрунтових ферментів [1], а вже потім здатні змінюватись і більш консервативні ознаки – гумусний стан, структура, рН, рухомість макроелементів та інш. Забруднення ґрунту ВМ потребує проведення заходів з їх детоксикації. Хімічна детоксикація ВМ у ґрунті передбачає внесення меліорантів – сполук, спрямованих на переведення цих забруднювачів у менш токсичні форми. Проте їх дія на біологічну активність ґрунту на жаль досконало не вивчена: в деяких випадках запропоновані меліоранти можуть не тільки зв'язувати катіони $ВМ^{2+}$ у ґрунті, а й негативно впливати на чисельність мікроорганізмів та пригнічувати активність ґрунтових ферментів і тим самим знижувати родючість ґрунту, що призведе до втрати врожайності сільськогосподарських культур. Отже, використання відомостей про біологічну активність ґрунту при вирішенні агроекологічної проблеми детоксикації ВМ шляхом внесення меліорантів і регулювання здатності ґрунту до самоочищення, має велике практичне значення, бо, по-перше, пов'язано із всебічною оцінкою як токсичної дії поллютантів, так й

ефективності меліорантів, а по-друге, від вирішення питань регулювання біологічної активності прямо залежить ґрунтова родючість, і, як наслідок, підвищення врожайності сільськогосподарських культур.

Аналіз основних публікацій та завдання досліджень

Стабільність і продуктивність техногенно забруднених ґрунтів залежить, окрім дії антропогенного фактора і наявності в них достатніх кількостей життєво необхідних рослинні рухомих форм макро- і мікроелементів, також від інтенсивності біологічних процесів, відображенням активності яких є інтенсивність виділення CO₂, якісний і кількісний склад мікробного угруповання та активність ґрунтових ферментів.

Досить динамічними і швидко реагуючими на токсичну дію ВМ компонентами є мікроорганізми, тому Є.В. Касьянова (1995) рекомендує їх використовувати для екологічної оцінки стану ґрунту. Забруднення ВМ призводить до зменшення загальної чисельності та видового різноманіття мікроорганізмів [2], збільшення абсолютного домінування невеликої кількості видів, здебільшого грибів, серед яких з'являються незвичайні для нормальних умов, стійкі до дії токсикантів види мікроміцетів з фітотоксичними властивостями [3]. Гостро реагують на надлишкові кількості ВМ актиноміцети *Streptomyces* [4], епіфітні дріжджі *Rhodotorula rubra* [5], *Azotobacter chroococcum* [6] та водорість *Chlorella vulgaris* [7], які рекомендують як тест-об'єкти використовувати забруднення ґрунту цими токсикантами.

Проте активність ґрунтових ферментів є ще більш чутливим показником її біогенності до токсичної дії ВМ у порівнянні з інтенсивністю мікробіологічних процесів, продукуванням CO₂, кількістю й складом мікрофлори й зоофауни [8]. Високі концентрації ВМ знижують ферментативну активність ґрунту як прямим інгібуванням каталітичної активності ферментів, так і затримкою їх синтезу мікроорганізмами при пригніченні росту останніх [9, 10]. Навпаки, низькі, незначні кількості ВМ її активізують [8]. Характер токсичної дії ВМ на активність ґрунтових ферментів залежить, насамперед, від виду металу, його валентності, форми внесених сполук (оксиди, солі), їх розчинності і тривалості впливу [1], а також визначається типом ґрунту, вмістом гумусу й механічним складом.

Що стосується зміни ферментативної активності ґрунту при проведенні заходів з детоксикації, детально це питання поки ще не вивчене. Однак вже є дані про збільшення активності уреаз в дерново-підзолистому ґрунті при внесенні вапна [11]. Тому головна мета досліджень полягала в проведенні екологічної оцінки токсичної дії ВМ та заходів з їх детоксикації на біологічну активність ґрунту. Для досягнення мети вирішували наступні завдання:

- визначали ефективність використання меліорантів (K_2S та K_2CO_3) щодо зменшення рухомості ВМ у ґрунті;
- вивчали токсичний вплив ВМ і стабілізуючу дію меліорантів на мікробне угруповання ґрунту та активність ґрунтових ферментів.

Об'єкти і методика досліджень

Об'єктом досліджень виступала реакція-відгук біологічної активності ґрунту на токсичну дію ВМ та заходи з їх детоксикації.

Дослідження проводили протягом 2003–2005 рр. на Ерастівській дослідній станції Інституту зернового господарства УААН. Ґрунт – чорнозем звичайний малогумусний важкосуглинковий, який сформувався на лесі під різнотравно-типчаково-ковильною рослинною асоціацією в умовах непромивного водного режиму. Агрохімічні показники чорнозему звичайного наступні: вміст гумусу (за І.В.Тюріним) 3,5–4,0 %, загального азоту 0,20–0,23 %, фосфору 0,10–0,12 %, валовий вміст калію 2,0–2,3 %. Кількість легкогідролізованого азоту (за І.В.Тюріним і М.М.Коновою) 10,0–11,4 мг на 100 г сухого ґрунту при можливості поповнення його доступних форм за рахунок нітрифікаційної здатності (за Кравковим) – 2,4–2,8 мг на 100 г ґрунту. Вміст рухомих форм фосфору в орному шарі становить 8,8–9,8 мг, калію 14,3–15,4 мг у 100 г ґрунту (метод Ф.В.Чирикова). Валовий вміст мікроелементів наступний: Zn – 38,8–40,4; Mn – 473,0–484,0; Cu – 12,5–14,2; Co – 8,0–8,3; Fe – 835,0–845,0; Pb – 32,4–33,1; Cd – 0,38–0,39 мг/кг ґрунту і відповідно рухомих форм, що складають невеликий відсоток від валових: рухомого Zn – 0,96–1,20; Cu – 0,13–0,15; Co – 0,42–0,48; Mn – 57,5–63,8; Fe – 27,6–28,0; Pb – 0,05–0,10; Cd – 0,10–0,11 мг/кг. Реакція ґрунтового розчину близька до нейтральної (рН 6,75).

В орному шарі ґрунту моделювали дуже небезпечний рівень забруднення кадмієм (за В.Б. Ільїним, 1995) – у 5 ГДК. Аерогенне забруднення ґрунту здійснювали шляхом обприскування водними розчинами нітратних солей Cd, Pb та Zn з наступною заробкою в ґрунт під передпосівну культивуацію. У мікропольовому досліді як культуру-фітостабілізатор використовували просо сорту Миронівське 51, а як меліоранти – K_2S та K_2CO_3 з розрахунку в 1,5 раза більше необхідної кількості для повного хімічного зв'язування катіонів VM^{2+} у ґрунті. Технологія вирощування проса загальноприйнята для зони. Площа ділянки складала 1 м², ширина захисних смуг – 1,0 м, повторність досліду чотириразова.

Вміст рухомих форм ВМ у ґрунті визначали у витягу ААБ (рН 4,8) на атомно-абсорбційному спектрофотометрі.

Мікробіологічну активність ґрунту вивчали за методами: емісія CO_2 – за Штатновим; чисельність мікроскопічних грибів – на середовищі Чапека-Докса; бактерій, які засвоюють нітроген органічних сполук – на МПА; мінеральних сполук – КАА; кислотоутворюючих бактерій – на КЮ; бактерій, які мобілізують мінеральні сполуки фосфору – на середовищі Муромцева.

Для всебічної оцінки ферментативної активності ґрунту користувалися шкалою (Д.Г. Звягінцева, 1988), що складається з п'яти ферментів: гідролітичних (інвертази, уреазы, фосфатази) і окислювально-відновлювальних (каталази й дегідрогенази). Активність ґрунтових ферментів визначали за А.Ш. Галстяном (1965), а ступінь збагачення ґрунту ферментами за О.І. Єгоровою (2007).

Математична обробка експериментальних даних здійснювалась методами дисперсійного, кореляційного та регресійного аналізів згідно з методиками Б.А. Доспехова (1985) та Г.Ф. Лакіна (1990) з використанням пакета Excel-97.

Результати досліджень

Внесенні меліоранти K_2S та K_2CO_3 зв'язували катіони VM^{2+} і тим самим знижували вміст рухомого Pb^{2+} в ґрунті в середньому на 58 %, Cd^{2+} – 64 %, Zn^{2+} – 61 %. Механізм їх дії базується на реакції обміну з утворенням слабкорозчинних сполук VMCO_3 та VMS (табл. 1).

Таблиця 1. Розчинність солей VM у воді (г/100 г) за даними Б.П. Нікольського (1968)

VM	Карбонат	Сульфід	Фосфат
Cd	$2,8 \cdot 10^{-6}$	$8,7 \cdot 10^{-14}$	н.р.
Pb	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$8,0 \cdot 10^{-14}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
Zn	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$3,4 \cdot 10^{-11}$	н.р.

Базальне дихання ґрунту свідчить про кількість доступного вуглецю для підтримки життєдіяльності мікроорганізмів, характеризує інтенсивність розкладання органічних речовин і є мірою швидкості його колообігу в ґрунті, де вуглекислота виконує двояку роль: по-перше, це функція загальної кількості сполук вуглецю, що надходять у ґрунт, по-друге, сприяє розчиненню, а отже, і міграції неорганічних речовин.

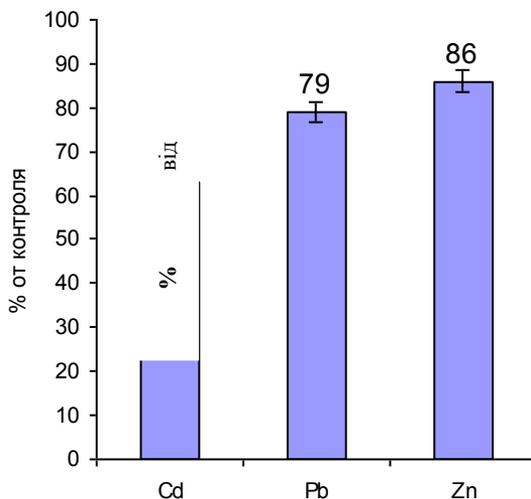


Рис. 1. Виділення CO_2 у % щодо контролю

Мінімальні значення кількості CO_2 відповідали забрудненим ВМ варіантам і зменшувалися в ряді: $\text{Cd} > \text{Pb} > \text{Zn}$ (рис. 1), що зумовлюється зменшенням чисельності мікроорганізмів, звуженням їх видової різноманітності, а отже, зниженням інтенсивності основних мікробіологічних процесів, які проходять у ґрунті.

Результати загального впливу ВМ і вивчаємих у мікропольовому досліді меліорантів на базальне дихання ґрунту відрізнялися значним варіюванням, що при великій помилці методу визначення концентрації CO_2 (метод Штатнова) не дало можливості виділити будь-який з меліорантів як найбільш ефективний при дослідженні впливу ВМ на біологічну активність ґрунту. Тому виникла необхідність у більш детальному розгляді токсичного впливу ВМ на основні групи ґрунтових мікроорганізмів.

Наслідком забруднення ВМ була зміна чисельності ґрунтових мікроорганізмів (табл. 2), а саме: зростала частка мікроскопічних грибів на фоні пригнічення чисельності кислотоутворюючих і фосформобілізуючих бактерій, а також бактерій, які засвоюють нітроген мінеральних сполук. Відбувалося звуження видової різноманітності асоціацій ґрунтових мікроорганізмів і особливо грибів, розвивалися толерантні до токсичної дії ВМ види.

Така висока стійкість мікроскопічних грибів до забруднення ВМ пояснюється, на думку Л.М. Загуральської (1994), нейтралізуючим ефектом, який пов'язаний з виділенням органічних кислот у процесі їх життєдіяльності.

Відомо, що резистентність мікроорганізмів зумовлюється наступними типами їх взаємодії з ВМ: обмеженням поглинання іонів VM^{2+} з ґрунтового середовища клітинами мікроорганізмів, відновленням елементів (Hg, Se і т.д.) [12], відкладенням ВМ у нетоксичній формі усередині клітини [13], метилюванням ВМ [14].

Для асоціацій фосформобілізуючих, кислотоутворюючих і бактерій, які засвоюють мінеральний нітроген, виявлена загальна закономірність – зменшення їх чисельності при забрудненні ґрунту нітратними солями ВМ. І навпаки, чисельність бактерій, що засвоюють нітроген з органічних сполук, утім як і обростання грудочок ґрунту *Azotobacter*, збільшувалася. Неоднозначна реакція ґрунтових грибів і актиноміцетів на забруднення ВМ пояснюється, мабуть, кількістю VM^{2+} , що надійшли в ґрунт, їх хімічною природою і супутнім аніоном NO_3^- (табл. 2).

Вивчення чисельності бактерій, пов'язаних із трансформацією органічних сполук нітрогену, показало, що вони за рахунок лабільності ферментних систем виявилися найбільш стійкими до токсичної дії ВМ серед бактерій. Так, їх кількість на забруднених варіантах збільшувалася в порівнянні з контролем на 2–52 % у залежності від токсиканту.

Зниження чисельності бактерій, що засвоюють нітроген мінеральних сполук, при високих значеннях бактерій, які трансформують нітроген органічних сполук, призводило до зменшення коефіцієнта мінералізації органічної речовини (відношення чисельності мікроорганізмів, що ростуть на КАА, до їх кількості на МПА в ґрунті забруднених ВМ варіантів (табл. 2)). Описаний вище характер реакції-відгука є результатом високої чутливості мікроорганізмів до стресової ситуації, що викликана забрудненням ґрунту ВМ.

Внесення K_2CO_3 і K_2S сприяло збільшенню чисельності усіх груп ґрунтових мікроорганізмів, за винятком бактерій, які трансформують азот органічних сполук, що при зростанні чисельності бактерій, які засвоюють азот мінеральних сполук, зумовило високі значення коефіцієнта мінералізації.

Зростання майже вдвічі чисельності фосформобілізуючих бактерій у порівнянні з показниками забруднених ВМ варіантів було причиною збільшення рухомого фосфору з 8,6–8,7 до 9,7–9,9 мг/100 г ґрунту та ступеня рухомості фосфатів з 0,0618–0,0624 до 0,0687–0,0698 мг/л ґрунтового розчину та призводило до зв'язування ВМ вивільненим фосфором у недоступні поглинання кореневою системою сполуки. Усунення стрес-фактора за рахунок зв'язування ВМ у поєднанні з підвищенням рН до 6,92–6,98 сприяло незначному збільшенню чисельності кислотоутворюючих бактерій. Різде збільшення чисельності актиноміцетів і мікроскопічних грибів, на нашу думку, пов'язане з загибеллю чутливих мікроорганізмів і розвитком їх резистентних форм при забрудненні ВМ, а потім, при внесенні меліорантів – з використанням

матеріалу загиблих клітин як додаткового джерела живлення.

Токсична дія ВМ на ґрунтові ферменти, що вивчали, зводилася до інгібування в більшій або меншій мері їх дії як через зміну кінетичних характеристик, так і у результаті взаємодії із субстратом і продуктами реакції. За ступенем стійкості до техногенного забруднення ґрунту ВМ ферменти можна розташувати у вигляді наступного ряду: дегідрогеназа < уреаза ≤ інвертаза < фосфатаза = каталаза (табл. 3).

Таблиця 3. Токсична дія ВМ на ґрунтові ферменти

Варіант	Дегідрогеназа, мг ТФФ на 10 г ґрунту за 24 години	Інвертаза, мг глюкози на 1 г ґрунту за 24 години	Уреаза, мг Н ₂ на 10 г ґрунту за 24 години	Каталаза, мг О ₂ на 1 г ґрунту за 1 хвилину	Фосфатаза, мг фенолфталеїну на 10 г ґрунту за 1 годину
Контроль	2,54	22,7	4,20	7,5	2,07
Cd	1,07	17,1	3,21	6,4	1,76
Pb	1,28	19,5	3,64	6,7	1,80
Zn	1,35	20,4	3,71	6,9	1,82
Cd+K ₂ CO ₃	1,30	16,2	3,78	6,6	1,82
Cd+K ₂ S	1,23	17,3	3,52	6,7	1,80
Pb+K ₂ CO ₃	1,52	18,6	4,16	6,8	1,84
Pb+K ₂ S	1,42	19,7	3,80	6,9	1,84
Zn+K ₂ CO ₃	1,64	19,7	4,18	7,0	1,94
Zn+K ₂ S	1,53	20,1	4,02	7,1	1,93
Fфакт	23,1–26,8	7,8–14,3	3,2–5,8	4,8–7,0	2,9–3,5
F _{0,05}	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
HCP _{0,95}	0,03–0,04	0,03–0,07	0,04–0,22	0,3–0,5	0,04–0,11
P, %	0,55–1,58	0,59–1,37	0,36–1,81	1,03–2,33	0,57–1,82

Токсичний вплив сполук ВМ, крім безпосередньо інгібування ферментативної активності ґрунту катіонами Cd²⁺, Pb²⁺ й Zn²⁺, проявлявся через дію супутнього аніона NO₃⁻, що призводило до підкислення ґрунту (із рН 6,75 до рН 6,25–6,43), і тим самим сприяло зміні оптимального для дії цих ферментів середовища в чорноземі звичайному і, відповідно, посиленню зниження активності інвертази й стимулюванню, хоча в нашому випадку й нижче рівня контролю – каталази й дегідрогенази. Найбільш стійко й істотно токсична дія ВМ проявлялася в інгібуванні активності дегідрогенази, що знижувалася в порівнянні з контролем (незабруднений ґрунт) на 47–58 % залежно від хімічної природи вивчаємих металів.

Активність інвертази – ферменту вуглецевого обміну, і уреазі, пов'язаної із процесами гідролізу й перетворення в доступну форму нітрогену сечовини, під впливом забруднення ВМ знижувалися на 15–25 % у варіантах без внесення меліорантів. Рівні активності каталази, яка відноситься до гемінферментів, каталізуючим відщиплення води від перекису водню й ферменту фосфорного обміну – фосфатази, виявилися

найбільш стійкі до токсичної дії катіонів Pb^{2+} , Cd^{2+} й Zn^{2+} .

Згідно з градацією ступеня забруднення ґрунтів ВМ за ферментативною активністю, запропонованою К.В. Григорян й А.Ш. Галстян (1989), чорнозем звичайний, що вивчали у мікропольових дослідах при забрудненні Cd^{2+} , Pb^{2+} й Zn^{2+} за активністю інвертази й фосфатази варто віднести до середньо-забруднених ґрунтів.

Хоча активність ґрунтових ферментів в основному визначається життєдіяльністю мікробного угруповання, будь-якої кореляційної залежності між кількістю ґрунтових мікроорганізмів й активністю ферментів не виявлено.

Внесені меліоранти, залежно від ступеня ефективності дії, у більшій або меншій мері зв'язували катіони VM^{2+} і тим самим знижували їх токсичну дію, що опосередковано відбивалося на підвищенні активності ґрунтових ферментів.

У той же час компоненти, що входять до складу меліорантів, у деяких випадках інгібували дію тих чи інших ферментів. Так, наприклад, внесення екологічно обґрунтованих доз K_2CO_3 значно збільшувало активність уреазу і, навпаки, інгібували, хоча й у незначній кількості 3–4 % – інвертазу.

При порівнянні ефективності меліорантів щодо зв'язування катіонів VM^{2+} з їх дією на ґрунтові ферменти слід відзначити, що, на жаль, K_2S та K_2CO_3 хоча і знижували рухомість ВМ, однак не сприяли підвищенню ферментативної активності ґрунту.

Згідно зі шкалою ступеня збагачення ґрунту ферментами (О.І. Єгорова, 2007) чорнозем звичайний бідний на дегідрогеназу та уреазу. Проте за активністю каталази, інвертази та фосфатази займає середню позицію, хоча активність ґрунтових ферментів значно коливалась при забрудненні ВМ і внесенні меліорантів, однак не виходила за межі вище визначених ступенів.

Висновки

1. Визначена ефективність дії меліорантів щодо зв'язування катіонів VM^{2+} в ґрунті. K_2S та K_2CO_3 забезпечували зниження рухомості Cd^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} більш ніж у два рази.

2. Встановлена токсична дія ВМ на біологічну активність ґрунту: зниження інтенсивності виділення CO_2 на 24–37 %; пригнічення чисельності фосформобілізуючих на 14,7–63,6 %, кислото утворюючих – на 46,7–75,5 % і засвоюючих мінеральний нітроген бактерій – на 12,7–52,3 %; збільшення чисельності засвоюючих нітроген органічних сполук бактерій на 2,3–52,3 % та мікроскопічних грибів майже на 45,0 %.

3. Вивчено вплив забруднення ґрунту Cd^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} і стабілізуюча дія меліорантів на активність ґрунтових ферментів. Встановлений ступінь збагачення чорнозему звичайного ферментами при забрудненні ВМ та їх детоксикації: за активністю каталази, інвертази та фосфатази – середній;

дегідрогенази і уреази – бідним ступінь. За ступенем стійкості до техногенного забруднення ґрунту ВМ ферменти можна розташувати: дегідрогеназа < уреаза ≤ інвертаза < фосфатаза = каталаза.

Перспективи подальших досліджень потрібно зосередити на комплексному вирішенні проблеми, а саме: поєднанні заходів хімічної детоксикації (внесення меліорантів) з біотехнологічними методами підвищення активності фосформобілізуючих бактерій і збільшенні вмісту рухомого фосфору в ґрунті для додаткового зв'язування катіонів WM^{2+} .

Література

1. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на эколого-биологические свойства чернозема обыкновенного // Экология. – 2000. - №3. – С.193–201.
2. Строганова М.Н., Мяжкова А.Д., Прокофьева Т.В. Роль почв в городских экосистемах // Почвоведение. – 1997. – №1. – С. 96–101.
3. Мельничук Ю.П. Влияние ионов кадмия на клеточное деление и рост растений. – К.: Наук. думка, 1990. – 148 с.
4. Экологическая роль микробных метаболитов / Под ред. Д.Г.Звягинцева. – М.: Изд-во МГУ, 1986. – 240 с.
5. Худяков Я.П. Периодичность микробиологических процессов в почве // Тр. Ин-та микробиологии АН СССР. – 1958. – №5. – С. 150.
6. Рейзин М.Б. Определение выживаемости микроорганизмов в почве методом ниток // Микробиология. – 1964. – Т. XXXIII, Вып. 6. – С. 1074–1077.
7. Патица В.П., Тараріко О.Г. Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель. – К.: Фітосоціоцентр, 2002. – 296 с.
8. Галушин Р.В. Индикация загрязнения почв тяжелыми металлами путем определения активности почвенных ферментов // Агрохимия. – 1989. – №11. – С.133–141.
9. Егорова Е.В., Касатиков В.А., Фокин С.А. Влияние осадка сточных вод на уреазную активность дерново-подзолистой почвы // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. – 2001. – №1. – С.32–35.
10. Раськова Н.В., Скворцова И.Н., Обухов А.И., Дерябин Н.Ф. Влияние свинца на биологическую активность почв // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – С. 289–297.
11. Лебедева Л.А., Лебедев С.Н., Едемская Н.Л. Влияние тяжелых металлов и извести на активность уреазы в дерново-подзолистой почве // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. – 1995. – №2. – С. 68–71.
12. Летунова С.В., Ковальский В.В. Геохимическая экология микроорганизмов. – М.: Наука, 1978. – 146 с.
13. Лебедев В.С., Кузовникова Г.А., Федоров Ю.И. Исследование закономерностей синергидного действия солей тяжелых металлов

(Cu, Ag) и лекарственных препаратов // Докл. АН СССР. – 1984. – №2. – С. 491–494.

14. Ranjard L., Richaume A., Jocteur-Monrozier L., Nazaret S. Response of soil bacteria to Hg^{+} (II) in relation to soil characteristics and cell location // FEMS Microbiol. Ecol. – 1997. – №. 4. – P. 321–331.
-

Об'єкти дослідження: сорти яблуні Кальвіль сніговий і Джонатан на насінневій підщепі з різними конструкціями крон і садів та способами регулювання ростових і формоутворювальних процесів (обрізування, відхилення гілок, згинання пагонів до горизонтального і дугоподібного положення).

Листки для аналізу відбирали з пагонів і гілок однакової експозиції і розміщення в кроні з 5–6 дерев кожної з чотирьох повторень варіанту, і після відповідної підготовки зразків методом паперової хроматографії визначали вміст пігментів.

Результати досліджень

Формування крон зміною природного положення пагонів шляхом згинання їх до горизонтального та дугоподібного чи дугоподібнопониклого положення не впливає на направленість полярності вмісту хлорофілу *a* в плагіотропних (з природними тупими кутами відходження і нахилу та зігнутих) пагонах 2–4-річних дерев, але змінює величини коефіцієнтів полярності. При цьому в фазі інтенсивного росту листки полярних частин плагіотропних (горизонтальних) пагонів характеризувались меншими величинами коефіцієнтів полярності й вищим вмістом хлорофілу *a*, ніж ортотропні (вертикальні та гострими кутами відходження); у них значно вищий і вміст хлорофілу *b*, акропетальні градієнти його розподілу під впливом згинання змінилися базипетальними (табл. 1). У фазі затухання апікального росту стебел пагонів спостерігались помітні зміни: листки плагіотропних пагонів мали більші коефіцієнти полярності внаслідок зростання різниці між полярними частинами, тоді як достовірне підвищення вмісту хлорофілів *a* і *b* спостерігалось лише в листках горизонтальних пагонів (у плагіотропних загалом вірогідна різниця порівняно з ортотропними – малопомітна).

Таблиця 1. Вміст хлорофілу в листках полярних частин пагонів яблуні сорту Кальвіль сніговий залежно від їх положення в кроні (віковий період росту)

Фенофази	Положення пагонів	Частини пагонів	Хлорофіл <i>a</i>		Хлорофіл <i>b</i>	
			вміст, мг %	коефіцієнт полярності	вміст, мг %	коефіцієнт полярності
Активного апікального росту (червень)	Ортотропні	Верхня	176,1±8,2	1,29	153,0±1,1	1,12
		Нижня	146,0±4,3		136,4±5,7	
	Плагіотропні	Верхня	274,2±5,6	1,09	240,0±4,1	0,90
		Нижня	250,2±1,7		267±10,0	
Закінчення росту (серпень)	Ортотропні	Верхня	153,0±2,4	1,16	142,4±4,4	1,02
		Нижня	132,1±3,5		139,0±1,3	
	Плагіотропні	Верхня	168,7±2,4	1,25	168,8±6,2	1,17
		Нижня	134,5±7,1		144,0±2,1	

Направленість полярного розподілу в листках каротину виражалась базипетальними градієнтами, які істотно не змінювались під впливом згинання пагонів протягом фази активного апікального росту, зокрема в

червні. Але листки верхніх і нижніх частин стебел плагіотропних пагонів у цей період відрізнялись значно вищим – на 24,2–44,7 % – вмістом каротину порівняно з ортотропними пагонами (табл. 2).

Таблиця 2. Вміст жовтих пігментів у листках полярних частин пагонів яблуні сорту Кальвіль сніговий залежно від їх положення в кроні (віковий період росту)

Фенофази	Положення пагонів	Частина пагонів	Каротин		Ксантофіл	
			вміст, мг %	коефіцієнт полярності	вміст, мг %	коефіцієнт полярності
Активного апікального росту (червень)	Ортотропні	Верхня	12,8±0,0	0,57	8,2±1,4	0,47
		Нижня	13,2±0,7		17,6±2,2	
	Плагіотропні	Верхня	15,9±1,1	0,84	13,7±0,3	0,90
		Нижня	19,1±0,4		15,2±0,2	
Закінчення росту (серпень)	Ортотропні	Верхня	16,1±1,1	0,87	14,9±0,0	0,85
		Нижня	18,6±0,2		17,5±1,0	
	Плагіотропні	Верхня	10,4±0,01	0,71	12,3±0,4	0,59
		Нижня	16,0±1,4		20,8±1,0	

У фазі затухання апікального росту коефіцієнти полярності вмісту каротину в листках плагіотропних пагонів, особливо зігнутих до горизонтального положення, були значно нижчими, ніж в ортотропних; дуже низьким вмістом каротину відрізнялись верхні метамери плагіотропних пагонів.

Деякі подібні зміни простежувались і за вмістом ксантофілу. У фазі інтенсивного апікального росту базипетальні градієнти були властивими для всіх типів пагонів, незалежно від їх орієнтування в кроні. Але верхні метамери плагіотропних пагонів за вмістом ксантофілу в листках значно превалювали над ортотропними, внаслідок чого коефіцієнти їх полярності мали майже вдвічі більші величини. Закінчення росту пагонів супроводжувалось значним збільшенням полярності вмісту ксантофілу в листках плагіотропних пагонів за рахунок зменшення вмісту в листках верхніх частин стебел і збільшення в їх нижніх метамерах.

Полярність синтезу хлорофілу і її спрямованість залежить також від біологічних особливостей сорту. У фазі затухання росту пагонів листки їх верхніх і середніх частин сорту Джонатан синтезували хлорофілу більше, ніж листки нижньої частини, тоді як у Кальвіля снігового спостерігалась протилежна спрямованість полярності, за винятком дугоподібних пагонів (табл. 3). Крім того, в листках зігнутих пагонів Кальвіля снігового, особливо верхньої і середньої частин, вміст хлорофілу збільшився на 5,1–55,8 %, а в Джонатана найвищим накопиченням відрізнялись листки вільноростучих пагонів з гострими кутами відходження і нахилу (до 45°).

Не виключено, що причиною такої сортової особливості синтезу хлорофілу є дещо різна активність і тривалість термінів апікального росту пагонів, росту і досягання плодів тощо.

Таблиця 3. Вміст хлорофілу, мг % на сиру речовину, в листках пагонів залежно від їх положення в кроні яблуні (віковий період росту і плодоношення)

Положення пагона в кроні	Частина пагона			Коефіцієнт полярності
	верхня	середня	нижня	
Кальвіль сніговий				
Вертикальне	251,7±14,1	304,4±2,7	365,3±30,0	0,69
Кути до 45°	229,1±6,2	272,4±9,1	309,5±5,4	0,74
Горизонтальне	309,5±23,0	370,4±4,5	383,9±2,9	0,81
Дугоподібне	357,0±9,1	336,8±11,3	343,5±7,1	1,04
Джонатан				
Вертикальне	347,5±2,2	384,8±7,4	322,9±2,2	1,07
Кути до 45°	417,6±20,7	390,7±1,6	389,3±4,6	1,44
Горизонтальне	322,9±3,8	363,7±5,3	289,3±11,7	1,11
Дугоподібне	347,5±7,6	327,5±2,8	336,8±12,5	1,03

В інтенсивних садах яблуні на початку вікового періоду плодоношення і росту в липні, коли апікальний ріст припиняється і відбувається закладання вегетативно-генеративних бруньок, активність синтезу хлорофілу досить висока. Простежується певна залежність цього процесу від форм і конструкцій крон, типів стеблових утворень і їх положення в кроні та біологічних особливостей сорту (табл. 4). Листки ортотропних пагонів округлих і площинних крон Кальвіля снігового за вмістом хлорофілу особливо не відрізнялись, тоді як синтез пігментів листовою поверхнею плагіотропних пагонів був помітно активнішим у плоских кронах. У листках кільчаток, особливо плагіотропних гілок, округлих і плоских крон істотної різниці вмісту хлорофілу не встановлено. Листкова поверхня пагонів і кільчаток сорту Джонатан відрізнялась від Кальвіля снігового послабленням синтезу хлорофілу та іншою реакцією на положення пагонів і гілок, форми і конструкції крон та садів. Зокрема, листки ортотропних пагонів площинних крон значно більше нагромаджували хлорофілу, ніж округлих їх форм, а плагіотропні пагони за цим показником не відрізнялись. Листки кільчаток округлих крон характеризувались значно вищим вмістом хлорофілу порівняно з площинними. Своєрідна реакція сортів може спричинюватись неоднаковими адаптаційними властивостями листків при змінах орієнтування пагонів і гілок у просторі, особливостями мінерального живлення та динаміки синтезу і розпаду хлорофілу тощо.

Таблиця 4. Вміст хлорофілу, мг % на сиру речовину, в листках пагонів і кільчаток різних форм і конструкцій крон яблуні (фенофаза закладання генеративних бруньок)

Типи стеблових утворень	Округлі крони		Площинні крони	
	положення пагонів, гілок			
	ортотропні	плагіотропні	ортотропні	плагіотропні
Кальвіль сніговий				
Пагони	301,4±3,9	326,7±3,7	292,1±5,2	341,0±0,0
Кільчатки	293,1±11,5	316,5±2,0	344,3±6,5	319,6±3,6
Джонатан				
Пагони	183,6±4,1	240,7±1,6	238,0±8,5	249,7±3,2
Кільчатки	237,6±8,1	230,5±1,0	205,8±2,8	220,8±4,6

Висновки

1. В інтенсивних садах яблуні регулювання росту і плодоношення механічною зміною кутів нахилу і відходження пагонів та гілок крони спричинює порушення синтезу хлорофілів, каротину і ксантофілу в листках полярних метамер стебел; у листках плагіотропних (природних і зігнутих до горизонтального, дугоподібного і дугопониклого положення) пагонів змінюється величина накопичення і коефіцієнтів полярності пігментів, а в окремі фенофази і їх спрямованість.
2. Активність синтезу хлорофілу залежить від розміщення листків на стеблах пагонів, положення пагонів у кроні та біологічних особливостей сортів; залежно від цих факторів вміст хлорофілу в листках полярних метамер пагонів може характеризуватись акропетальними чи базипетальними градієнтами.
3. Форми і конструкції крон, положення пагонів і гілок в кронах, сортові особливості впливають на синтез і нагромадження хлорофілу листовою поверхнею пагонів і кільчаток; у листках плагіотропних стеблових утворень різних форм і конструкцій крон здебільшого спостерігається помітно активніший синтез і нагромадження хлорофілу порівняно з листовою поверхнею ортотропних стебел.

Подальші дослідження доцільно спрямовувати на поглиблене вивчення синтезу пігментів, що пов'язано з процесами фотосинтезу і мінерального живлення як основи з розроблення і удосконалення способів формування, конструкцій крон і садів.

Література

1. Біліченко Г.П. Нагромадження зелених пігментів листками молодих дерев яблуні залежно від способу формування крони // Садівництво. – Респ. між. від. тем. зб. – К., 1971. – Вип. 15. – С. 64–68.
2. Грозов А.Я. Динамика накопления пигментов в листьях яблони в зависимости от сортовых особенностей и формирования кроны // Фотосинтетическая деятельность яблони и сливы в условиях Молдавии. – Кишинев, 1970. – С. 3–39.
3. Кушницренко М.Д. Физиологические особенности возрастной изменчивости кроны плодового дерева. – Кишинев: Штинца, 1962. – 87 с.
4. Куян В.Г. Згинання гілок і метаболізм дерев яблуні // Новини садівництва. – 1999. – № 2. – С. 10.
5. Митов П. Изштване на пальмети, свободнорастящ храст и вретено при златна превъзходна на М7// Овощарство. – 1981. – № 60. – С. 36–40.
6. Молотковский Г.Х. Полярность развития растений. – Львов: Изд-во Львов. у-та, 1962. – 262 с.
7. Филиппович В.А. Сотрудничество с наукой // Новини садівництва. – 2001. – № 2. – С. 17.
8. Scotti P. Erziehung junger Apfelintensivanlagen im Meokenheim Raum // Schwerprunkt. – Obstbau. – 1982. – № 7. – S. 511–513.
9. Strukler A. Einfluss des Schnittermins beim sommerschnitt auf Blatt und Frucht beim Apfel // Gartenbauwissenschaft. – 1981. – № 46. – S. 268–276.

УДК 631.95: 632.95

Г.Д. Матусевич

К.С.-Г.Н.

Інститут агроекології УААН

**ДЕТОКСИКАЦІЯ ЦИПРОКОНАЗОЛУ В АГРОЦЕНОЗАХ ЯРИХ ЗЕРНОВИХ
КУЛЬТУР ЗАЛЕЖНО ВІД ЇХ СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНОЇ
ОРГАНІЗАЦІЇ**

Представлені результати вивчення вмісту залишків фунгіциду Альто 400 у ґрунті та рослинах залежно від технологій вирощування ярих зернових культур. Виявлено, що найбільш інтенсивне наростання вегетативної маси рослин ярих зернових культур спостерігалось на варіантах з мінеральними добривами, де відмічено найбільшу швидкість детоксикації пестициду. Коефіцієнт кореляції (r) між наростанням вегетативної маси та зменшенням вмісту пестициду в рослинах ярих культур становив для ячменю -0,96 – (-0,98), пшениці -0,97 – (-0,98).

© Г.Д. Матусевич

Постановка проблеми та аналіз останніх досліджень

Сучасні технології вирощування сільськогосподарських культур передбачають комплекс агротехнічних заходів з раціональним використанням високих доз мінеральних добрив та засобів захисту рослин.

При застосуванні пестицидів в умовах інтенсивних технологій не виключений їх негативний вплив на систему “грунт-рослина”. Науково необґрунтоване застосування пестицидів призводить до кількісних та якісних змін у агроценозі, які проявляються в порушенні функціонування біологічних систем та погіршенні якості сільськогосподарської продукції.

За даними ряду авторів – Новожилова К.В., Петрової Т.М., Ладоніна В.Ф., швидкістю деградації пестицидів можна керувати, застосовуючи комплекс агротехнічних заходів, які передбачають науково обґрунтований обробіток ґрунту, системи сівозміни та застосування мінеральних і органічних добрив разом із комплексом засобів захисту рослин. Підбір оптимальних співвідношень та доз НРК дозволяє не тільки забезпечити необхідну біологічну ефективність, але й створити умови безпечного використання пестицидів [1,2].

Вплив сучасних технологій вирощування зернових культур на швидкість детоксикації пестицидів у системі “грунт-рослина” в агроценозах вивчений недостатньо. Тому виникає необхідність всебічного дослідження механізмів деградації пестицидів, встановлення причин збільшення швидкості розкладу препаратів в умовах різних технологій вирощування ярих зернових культур в типових агроценозах Лісостепу України [3].

Метою наших досліджень було вивчення швидкості детоксикації ципроконазолу (д.р. фунгіциду Альто 400) у ґрунті та рослинах ярих зернових культур залежно від технологій їх вирощування.

Об’єкти та методика досліджень

Польові досліді проводили в умовах стаціонару Інституту землеробства УААН (дослідне господарство “Чабани” Києво-Святошинського району Київської області) за договором про співпрацю. Ґрунт дослідної ділянки – темно-сірий опідзолений, грубопилувато-легкосуглинковий, на лесовидному суглинку. Польові досліді були закладені у восьмипільній зерно-просапній сівозміні. Для дослідження вибрані ярі зернові культури: пшениця – Рання 93; ячмінь – Цезар. Облікова площа ділянки – 25 м², повторність дослідів 4-разова, розміщення ділянок систематичне. Для дослідження вибрані варіанти з технологіями вирощування ярих зернових культур: ресурсозберігаюча (N₃₀P₃₀K₃₀); базова (N₆₀P₆₀K₆₀); енергонасичена (N₉₀P₉₀K₉₀); контроль (без добрив). Для захисту посівів від хвороб у період вегетації ярих зернових культур застосовували фунгіцид Альто 400, к.с. з нормою витрати 0,2 л/га.

Відбір, зберігання та доставку зразків ґрунту та рослин здійснювали за уніфікованими правилами [4]. Перший відбір зразків проведено за три години після внесення препарату. Рівень нагромадження надземної біомаси ярих культур, індекс листової поверхні визначали у фазах – кушення,

виходу в трубку та цвітіння. Вивчення динаміки вмісту залишків пестициду проводили за офіційно затвердженою методикою – методом тонкошарової хроматографії (ТШХ) [5].

Результати досліджень

Закономірно, що при застосуванні пестицидів частина їх потрапляє на вегетативну масу рослин, а частина – на поверхню ґрунту, з подальшою міграцією за профілем ґрунту, що створює передумови для акумуляції препаратів у ґрунті й забруднення ними ґрунтових та поверхневих вод. При використанні однакої дози препарату виникає різне токсикологічне навантаження на одиницю поверхні ґрунту агрофітоценозів, сформованих при різних дозах мінеральних добрив [6]. Спостерігалась чітка диференціація з накопичення препарату ципроконазолу у ґрунті між варіантами з різним рівнем мінерального живлення: 0,89 мг/кг (контроль); 0,83 мг/кг ($N_{30}P_{30}K_{30}$); 0,76 мг/кг ($N_{60}P_{60}K_{60}$); 0,60 мг/кг ($N_{90}P_{90}K_{90}$) (таблиця 1).

Таблиця 1. Динаміка вмісту ципроконазолу у ґрунті під посівами ярих зернових культур

Варіанти досліджу	ЗНАЙДЕНО МГ/КГ НА ... ДОБУ ПІСЛЯ ОБРОБКИ					
	1	3	5	15	25	35
пшениця яра						
Контроль	0,89±0,13	0,76±0,15	0,53±0,11	0,19±0,04	0,07±0,02	-
$N_{30}P_{30}K_{30}$	0,83±0,12	0,66±0,13	0,43±0,09	0,12±0,03	0,03±0,01	-
$N_{60}P_{60}K_{60}$	0,76±0,11	0,50±0,11	0,33±0,07	0,09±0,02	-	-
$N_{90}P_{90}K_{90}$	0,60±0,09	0,39±0,07	0,22±0,04	0,07±0,01	-	-
ячмінь ярий						
Контроль	0,94±0,14	0,75±0,15	0,57±0,12	0,23±0,06	0,08±0,02	-
$N_{30}P_{30}K_{30}$	0,90±0,13	0,62±0,12	0,49±0,10	0,14±0,03	0,04±0,01	-
$N_{60}P_{60}K_{60}$	0,78±0,12	0,50±0,10	0,40±0,08	0,11±0,02	0,03±0,01	-
$N_{90}P_{90}K_{90}$	0,66±0,10	0,40±0,08	0,32±0,06	0,06±0,01	-	-

Коефіцієнти кореляції вказують на зворотній зв'язок між вмістом ципроконазолу у ґрунті під посівами пшениці ярої і вегетативною масою посіву ($r = -0,97$) та індексом листової поверхні агроценозу ($r = -0,95$) (таблиця 2).

При вивченні динаміки розкладу препарату у ґрунті спостерігається значне зниження його залишкових кількостей, особливо в перший тиждень після обробки посівів пшениці. У цей період кількість ципроконазолу у ґрунті у всіх варіантах досліджу становила 37–60 % від початкового вмісту. Через 25 діб препарат знайдено тільки на контролі – 0,07 мг/кг та у варіанті з $N_{30}P_{30}K_{30}$ – 0,03 мг/кг.

Виявлена закономірність щодо залежності вмісту препарату у ґрунті та вегетативною масою рослин характерна і для агроценозу ячменю ($r = -0,88$). Ґрунт варіанта із внесенням $N_{90}P_{90}K_{90}$ містив діючої речовини

препарату у 1,5 раза менше (0,66 мг/кг), ніж у варіанті без внесення мінеральних добрив (0,94 мг/кг), що обумовлено значною вегетативною масою ценозів ячменю на час обробки посівів.

При подальшому визначенні діючої речовини препарату відмічена найбільша швидкість розпаду ципроконазолу у варіанті з енергонасиченою технологією.

Таблиця 2. Параметри агрофітоценозів ярих культур

Варіанти дослідів	Етапи органогенезу					
	фаза кущіння		фаза виходу в трубку		фаза цвітіння	
	I	II	I	II	I	II
пшениця яра						
Контроль	40	1,2	100	2,4	177	2,8
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	61	1,8	150	3,0	290	5,5
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	79	2,5	231	3,8	423	6,5
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	100	3,0	302	4,3	482	7,8
<i>НІР</i> ₀₅	18,5	1,0	35,5	1,3	34,2	2,9
ячмінь ярий						
Контроль	39	1,1	97	2,0	171	2,6
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	70	1,5	149	2,7	300	4,9
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	78	2,0	222	3,5	420	5,4
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	90	2,6	300	4,0	479	7,0
<i>НІР</i> ₀₅	18,0	0,8	36,2	1,2	38,3	2,5

Примітка: I – вегетативна маса, ц/га; II – індекс листової поверхні (ІЛП), м²/м²

При вивченні швидкості детоксикації діючої речовини фунгіциду Альто 400 у рослинах ярих культур також відмічена різна концентрація препарату у варіантах дослідів, яка залежала від індексу листової поверхні та наростання вегетативної маси ярих культур.

У результаті досліджень встановлено, що найбільш інтенсивне наростання вегетативної маси рослин ярих культур спостерігалось у варіантах з мінеральними добривами, де і відмічена найбільша швидкість детоксикації пестицидів.

Так, найвищу початкову концентрацію препарату в рослинах пшениці ярої була відмічена у варіантах з енергонасиченою та базовою технологіями, яка відповідно становила 1,45; 1,20 мг/кг. У рослинах

ячменю ярого початковий вміст фунгіциду варіантах із застосуванням добрив був також на 22–38 % вищим щодо контролю (таблиця 3).

Таблиця 3. Динаміка вмісту ципроконазолу у рослинах ярих зернових культур

Варіанти дослідів	ЗНАЙДЕНО МГ/КГ НА ... ДОБУ ПІСЛЯ ОБРОБКИ					
	1	3	5	15	25	35
ПШЕНИЦЯ ЯРА						
Контроль	0,95±0,14	0,83±0,16	0,77±0,15	0,20±0,04	0,05±0,02	-
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	1,10±0,14	0,90±0,18	0,68±0,13	0,12±0,02	-	-
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	1,20±0,18	1,10±0,20	0,60±0,12	0,11±0,02	-	-
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	1,45±0,20	1,25±0,23	0,45±0,09	0,10±0,01	-	-
ЯЧМІНЬ ЯРИЙ						
Контроль	0,90±0,13	0,85±0,16	0,61±0,12	0,22±0,04	0,05±0,01	-
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	1,00±0,15	0,95±0,17	0,59±0,11	0,16±0,03	0,02±0,01	-
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	1,15±0,17	1,00±0,20	0,48±0,09	0,12±0,02	-	-
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	1,40±0,21	1,25±0,22	0,44±0,09	0,11±0,02	-	-

Між початковою кількістю препарату в рослинах та індексом листової поверхні агроценозу ярих культур виявлено позитивний корелятивний зв'язок – для пшениці ($r=0,97$), для ячменю ($r=0,94$).

При наступних дослідженнях встановлено, що швидкість детоксикації ципроконазолу найбільша у варіантах з внесенням N₉₀P₉₀K₉₀ та N₆₀P₆₀K₆₀. Через 25 діб пестициду в рослинах ярих культур у цих варіантах не знайдено, тоді як у рослинах пшениці ципроконазол у кількості – 0,05 мг/кг виявлено у контрольному варіанті у рослинах ячменю на контролі – 0,05 мг/кг, у варіанті з N₃₀P₃₀K₃₀ – 0,02 мг/кг.

Встановлений тісний зворотний кореляційний зв'язок між наростанням вегетативної маси та зменшенням вмісту пестицидів у рослинах ярих культур. Коефіцієнт кореляції (r) становив для ячменю -0,96 – (-0,98), пшениці – -0,97 – (-0,98).

Висновки

Отже, аналізуючи швидкість детоксикації фунгіциду Альто 400 у ґрунті під посівами ярих зернових культур був установлений зворотний корелятивний зв'язок між залишковими кількостями препарату та архітектонікою агрофітоценозу. Якщо розглянути основні параметри агроценозів ярих культур (наростання вегетативної маси, густоту посіву), які формувались під впливом різних систем удобрення, то стає очевидним, що при використанні однакової дози препарату виникає різне токсикологічне навантаження на одиницю поверхні посіву та ґрунту.

Існує тенденція до збільшення накопичення пестициду у ґрунті під посівами ярих зернових культур та меншої швидкості його детоксикації в агрофітоценозах з низьким рівнем нагромадження вегетативної маси, які сформовані на низькому фоні забезпеченості рослин поживними елементами.

У варіантах із внесенням $N_{90}P_{90}K_{90}$ посіви ярих культур формуючи значну вегетативну масу ще на ранніх етапах органогенезу містили меншу залишкову кількість ципроконазолу, ніж на варіанті без внесення добрив.

Аналізуючи швидкість детоксикації препарату був установлений тісний зворотній кореляційний зв'язок між наростанням вегетативної маси та зменшенням вмісту пестицидів у рослинах ярих культур. Коефіцієнт кореляції (r) становив для ячменю – -0,96 – (-0,98), пшениці – -0,97 – (-0,98).

Перспективи подальших досліджень

З метою визначення ступеня небезпеки застосування пестицидів у агроєкосистемах подальші дослідження слід спрямувати на вивчення швидкості детоксикації широкого асортименту пестицидів у сільськогосподарських культурах за різних технологій їх вирощування.

Література

1. *Новожилів К.В., Петрова Т.М.* Деградація пестицидів при їх примененні в інтенсивном земледелії // *Агрохімія*. – 1991. – № 3. – С. 100–106.
2. *Ладонін В.Ф., Алієв А.М.* Комплексное применение гербицидов и удобрений в интенсивном земледелии. – М.: Агропромиздат, 1991. – С. 72–142.
3. *Лунев М.И.* Пестициды и охрана агрофитоценозов. – М.: Колос, 1992. – 270 с.
4. Унифицированные правила отбора проб сельскохозяйственной продукции, пищевых продуктов и объектов окружающей среды для определения микроколичеств пестицидов, №2051-79 от 21.08.79. – М., 1989. – 290 с.
5. Методические указания по определению микроколичеств пестицидов в продуктах питания, кормах и внешней среде. – К., 1995. – № 22. – Ч. 2. – С. 195–201.
6. *Ладонін В.Ф., Лунев М.И.* Остатки пестицидов в объектах агрофитоценозов и их влияние на культурные растения. – М.: ВНИИТЭИСХ, 1985. – С. 14–40.

УДК 577.4:632:633.888:632.954

Л.І. Моклячук

д.с.г.н.

А.М. Ліщук

К.С.-Г.Н.

Ю.О. Зацарінна

аспірант

Інститут агроекології УААН

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНО ОПТИМАЛЬНОГО РІВНЯ НАВАНТАЖЕННЯ АГРОЕКОСИСТЕМИ ПЕСТИЦИДОМ ТРЕФЛАН ПРИ ВИРОЩУВАННІ ЛІКАРСЬКИХ РОСЛИН

У статті наведено порівняння результатів досліджень накопичення залишків гербіциду трефлан (д.р. трифлуралін) лікарською сировиною: наземною частиною лікарських рослин лофанту анісового, подорожника великого і чорнобривців та кореневою системою валеріани лікарської. Досліджено динаміку накопичення д.р. трифлураліну в кореневищі валеріани лікарської та ґрунті при багаторічному застосуванні трефлану для хімічного захисту лікарських рослин від бур'янів.

Постановка проблеми

Наразі особливо гостро постає питання вирощування лікарських рослин в радіоактивно незабруднених регіонах України. Розвиток цього напрямку нині має державну вагу. Одним з основних завдань агроекологічного моніторингу є дослідження впливу агротехнічних заходів, що застосовуються в сільському господарстві, на якість і безпеку рослинницької сировини. До таких заходів у першу чергу слід віднести широке використання в сільському господарстві хімічних засобів захисту рослин – пестицидів, застосування яких негативно впливає на довкілля, рослинний та тваринний світи, здоров'я людини [1].

За своїми біологічними особливостями більшість лікарських культур у початковий період дуже повільно ростуть і розвиваються, вони сильно уразливі до бур'янів, що ростуть у десятки і сотні разів швидше. Засміченість посівів лікарських рослин бур'янами негативно впливає на продуктивність рослин. На засмічених полях знижується польова схожість культури і значною мірою затримується її ріст і розвиток. При високій засміченості орного шару ґрунту втрати урожаю досить суттєві. При вирощуванні лікарських рослин дозволено застосовувати обмежену кількість пестицидів [2,4,9].

Аналіз останніх досліджень та публікацій

У сучасних агроценозах лікарських культур у початковий період росту і розвитку рослин застосування гербіцидів забезпечує зниження трудомісткості догляду за рослинами і дозволяє зберегти значну частку урожаю від шкідників, хвороб та бур'янів, однак може призвести до

© Л.І.Моклячук, А.М.Лішук, Ю.О. Зацарінна

накопичення залишкових кількостей пестицидів у ґрунті та лікарській сировині [2]. Особливістю пестицидів є те, що їх залишки та метаболіти приймають участь у міграційних та транслокаційних процесах в об'єктах довкілля – ґрунті, поверхневих та ґрунтових водах, рослинницькій

продукції [9]. Значна кількість токсикантів надходить із ґрунту в рослини, передається за ланцюгами харчування і може негативно впливати на живі організми. Отже, пестициди є одним з найбільш поширених забруднювачів об'єктів довкілля, зокрема і лікарської сировини.

Застосування гербіцидів у лікарському рослинництві зумовлено необхідністю зниження затрат ручної праці при прополюванні посівів, на які припадає від 30 до 70 % усіх затрат, і впровадження таких технологій вирощування, які спрямовані на зменшення втрат урожаю від бур'янів. Використання засобів хімізації при вирощуванні лікарських рослин потребує проведення постійних моніторингових досліджень за вмістом та динамікою накопичення чи розкладу залишків пестицидів у ґрунті й лікарській сировині [1,2,9].

Об'єкти та методика досліджень

Метою досліджень було обґрунтування екологічно оптимального рівня навантаження агроєкосистеми пестицидом трефлан при вирощуванні лікарських рослин за даними екотоксикологічного моніторингу. Як об'єкт дослідження вибрано процеси накопичення залишкових кількостей гербіциду трефлану у ґрунті та лікарській сировині лікарських рослин.

Полеві дослідження проводили на дослідних полях агротехнічної сівозміни Дослідної станції лікарських рослин ІА УААН, розташованої в с. Березоточа Лубенського району Полтавської області, розміщеної у східній лівобережній лісостеповій частині України. Ґрунт ДСЛР ІА УААН – чорнозем глибокий малогумусний легкосуглинковатий, за механічним складом – суглинистий, із потужним гумусовим горизонтом (87–100 см), проте з невисоким вмістом у ньому гумусу (2,25–2,50 %). Природно-кліматичні умови сприятливі для проходження всіх фаз розвитку лікарських культур.

Для обґрунтування екологічно оптимального рівня навантаження агроєкосистеми пестицидом трефлан при вирощуванні лікарських рослин вивчено систему застосування трефлану на досліджуваних ділянках під посівами даних лікарських культур протягом останніх 5–7 років. Для досліджень відбирали зразки лікарської сировини валеріани лікарської від 1-го до 3-го років вегетації (р.в.), подорожника великого (1-го р.в.), чорнобривців, лофанту анісового (2-го р.в.) та зразки ґрунту (шар 0–20 см) з ділянок, на яких для хімічного захисту рослин від засміченості промислових ділянок бур'янами застосовували гербіцид трефлан. Відбір зразків проводили у третій декаді серпня (табл.1).

Таблиця 1. Умови відбору зразків ґрунту і лікарських культур, що досліджували на вміст залишкових кількостей трифлураліну

Варіант, рік вегетації	Внесення пестициду трефлан (48 %), 2 л/га (за останні 5-7 років)
Контроль	-
Лофант анісовий, 2 р.в. (посів 2007 р.)	2005 р.
Подорожник великий, 1 р.в. (посів 2008 р.)	2005, 2008 рр.
Чорнобривці (посів 2008 р.)	2005, 2008 рр.
Валеріана лікарська, 1 р.в. (посів 2008 р.)	2008 р.
Валеріана лікарська, 3.р.в. (посів 2006 р.)	2002, 2006 рр.
Валеріана лікарська, 3.р.в. (посів 2006 р.)	2002 р.

Валеріана лікарська – багаторічна трав'яниста рослина родини валеріанових (*Valerianaceae*). Лікарською сировиною є корені і кореневища. В перший рік вегетації виростає розетка прикореневого листя, на другий рік рослини зацвітають, дають насіння і розвинену кореневу систему, яка слугує лікарською сировиною. Культура валеріани лікарської має дуже широке застосування у медичній практиці. Подорожник великий (*Plantago major* L.) – багаторічна рослина. У науковій, народній медицині та гомеопатії використовують наземну частину рослини. Чорнобривці (*Tagetes signota* Barti) – однорічна рослина висотою 50 см роду айстрових (*Asteraceae*). Має тривалий період вегетації та цвітіння, що дозволяє проводити багаторазовий збір урожаю суцвіть. В медицині використовується наземна маса, що містить ефірну олію, якої найбільше у суцвіттях у фазі цвітіння. Лофант анісовий або анісовий багатокосолосник (*Lophanthus anisatus* Benth) – багаторічна травяниста рослина родини губоцвітих (*Lamiaceae*) висотою до 1 м. В медицині як лікарська сировина використовується наземна маса культури. Ефірні масла застосовують у медицині, харчовій та парфюмерно-косметичній промисловості [7].

За даними Дослідної станції лікарських рослин ІА УААН фітосанітарний стан більшості агроценозів залишається критичним. Більше 85 % посівних площ дослідної станції розміщені на сильно та дуже сильно забур'яненних полях. Рівень забур'яненості орного шару під посівами лікарських культур в агротехнічній сівозміні щодо засміченості – 5 балів.

Внаслідок значного забур'янення продуктивність лікарських культур знижується в середньому на 46–90 %. Чистоту посівів лікарських культур на дослідній станції забезпечують, застосовуючи гербіциди з діючою речовиною трифлуралін, використовують переважно гербіцид трефлан (48 %) у нормі 2 л/га. Таке обмеження пов'язане з тим, що серед гербіцидів, що дозволені до використання для боротьби з бур'янами на посівах лікарських рослин на сьогоднішній день у “Переліку пестицидів і агрохімікатів, дозволених до використання в Україні” зареєстровано лише гербіциди трефлан та трифлурекс, діючою речовиною яких є трифлуралін [8]. За санітарно-гігієнічними показниками даний препарат відноситься до IV класу токсичності [1,3,10]. Трефлан характеризується довгостроковою захисною дією (3–4 місяці), добре поглинається ґрунтом після внесення під передпосівну культивуацію, діє незалежно від наявності вологи в ґрунті, знищує бур'яни у фазі проростання.

Гербіцид трефлан знищує бур'яни на самому початку їхнього розвитку, забезпечуючи максимальний первинний ріст культурних рослин. При достатній вологості він забезпечує тривалий захист посівів від бур'янової рослинності протягом всього періоду вегетації. Незважаючи на такі позитивні якості д.р. трифлуралін має ряд негативних властивостей, а саме: високу токсичність для водних організмів, персистентність у ґрунті, потенційну спроможність до накопичення.

Лабораторні дослідження вмісту залишків пестициду трифлураліну у ґрунті та рослинній сировині лікарських рослин проводили у відділі екотоксикології ІА УААН методом газорідинної хроматографії за офіційно затвердженими методиками на хроматографі “Кристалл-2000” [7]. Статистичну обробку експериментальних даних проводили, використовуючи стандартні статистичні програми Microsoft Excel та S-plus.

Результати досліджень

Проведено порівняльну характеристику за вмістом залишкових кількостей трифлураліну в лікарській сировині: наземній частині чорнобривців, подорожника великого 1-го р.в., лофанту анісового 2-го р.в. та в коренях і кореневищі валеріани лікарської 1-го р.в. За експериментальними даними у лофанті анісовому містилося 0,0019, в подорожнику великому – 0,0027, а в чорнобривцях – 0,0053 мг/кг трифлураліну (рис.1). Можна припустити, що такі концентрації трифлураліну в лікарській сировині є незначними, проте, за державними санітарними правилами і нормами ДСанПіН 8.8.1.2.3.4–000–2001 будь-який вміст пестицидів у лікарських рослинах не допускається.

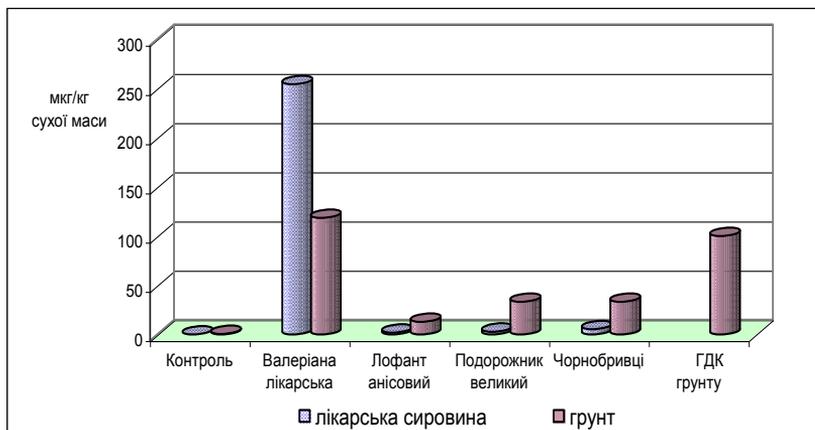


Рис.1. Вміст трифлураліну в ґрунті та лікарській сировині, мкг/кг

Визначено вміст залишків трифлураліну у ґрунті дослідних ділянок – чорноземі глибокому, де вирощували ці лікарські рослини. Концентрації даного пестициду в ґрунті під посівами лофанту анісового, подорожника великого і чорнобривців склали від 0,013 до 0,033 мг/кг повітряно-сухого ґрунту. Такі концентрації не перевищували встановлені ГДК (ГДК трифлураліну у ґрунті 0,1 мг/кг [7,8]). За отриманими даними цілком очевидно, що найменше пестициду містилося в ґрунті і в лікарській сировині лофанту, адже на цих ділянках тріфлан застосовували у 2005 році. Тоді як на ділянках, де росли подорожник і чорнобривці, пестициди вносили протягом 2005 і 2008 років.

Аналіз лікарської сировини валеріани лікарської 1-го р.в. показав надзвичайно високі концентрації трифлураліну в кореневій системі рослини, які досягали 0,254 мг/кг сухої маси. Вміст даного пестициду в ґрунті відповідних дослідних ділянок становив 0,118 мг/кг, що перевищує ГДК у 1,18 раза.

Отже, зважаючи на високі концентрації трифлураліну в кореневищі валеріани лікарської, можна зробити припущення про здатність цієї культури до накопичення даного пестициду. Таке припущення базується на певних властивостях ліпофільних пестицидів накопичуватися в тканинах з підвищеним вмістом жирів [3,10]. Адже основною діючою речовиною валеріани вважається ефірна олія, яка міститься в коренях і кореневищах рослини і досягає 2 %. Зокрема, до складу ефірної валеріанової олії входять такі речовини, як ізовалеріанова кислота, присутністю якої обумовлюється специфічний запах валеріани, бор-ніл-ізовалеріанат, борнеол, *t*-камфен, α -пинен, *i*-лимонен та ін. Незважаючи на те, що сам тріфлан порівняно швидко метаболізує під впливом мікроорганізмів ґрунту з утворенням 28 продуктів перетворення, однак деякі з цих продуктів зберігаються в ґрунті

до трьох років і певним чином можуть накопичуватися в ефірних оліях рослин.

За експериментальними даними, отриманими у попередні роки у кореневій системі валеріани лікарської і ґрунті відповідних ділянок ДСЛР ІА УААН були виявлені високі концентрації д.р. трифлураліну [6]. За даними, інших вчених у зв'язку з тим, що більшість лікарських культур багаторічні й основний врожай збирають на 2–5-й роки вегетації, багато дослідників вважають, що застосування гербіцидів у перший рік їх вирощування абсолютно не позначиться на якості сировини в наступні роки [2,4,10]. Для підтвердження таких припущень ми провели дослідження динаміки накопичення трифлураліну кореневою системою валеріани лікарської 1–3-го років вегетації та його вмісту в ґрунті. Для порівняльної оцінки використали контрольний варіант без внесення трефлану.

Так, у ґрунті, де росла валеріана першого року вегетації з внесенням пестицидів у 2008 р. було 0,118 мг/кг трифлураліну (перевищення ГДК у 1,18 раза) (табл.2). У ґрунтах під посівами валеріани лікарської третього року вегетації, де трефлан застосовували протягом 2002 та 2006 років, вміст залишку пестициду не перевищував ГДК і становив 0,041 мг/кг. За минулорічними даними у цьому ж ґрунті було 0,642 мг/кг трифлураліну (що перевищувало ГДК у 6,4 раза), отже, його вміст зменшився у 15,8 раза. На аналогічній ділянці, але з останнім внесенням трефлану в 2002 році, порівняно з минулим роком, де вміст його діючої речовини досягав 0,157 мг/кг (перевищення ГДК у 1,6 раза), концентрація трифлураліну знизилася у 30,2 раза і сьогодні становить 0,005 мг/кг ґрунту. Отже, на третій рік вегетації валеріани лікарської спостерігається позитивна динаміка зниження концентрації трифлураліну у ґрунті.

Таблиця 2. Вміст трифлураліну в ґрунті дослідних ділянок ДСЛР ІА УААН, мг/кг

Варіант	Внесення пестициду, рік	Вміст трифлураліну, мг/кг	
		Дослідження 2007 р.	Дослідження 2008 р.
Контроль	Не вносили	–	не виявлено
Валеріана лікарська, 1 р.в. (посів 2008 р.)	Трефлан, 2 л/га, 2008 р.		0,118± 0,001
Валеріана лікарська, 3.р.в. (посів 2006 р.)	Трефлан, 2 л/га, 2002, 2006 рр.	0,642±0,011	0,040±0,002
Валеріана лікарська, 3.р.в. (посів 2006 р.)	Трефлан, 2 л/га, 2002 р.	0,157±0,008	0,005±0,001
ГДК		0,1	

Досліджуючи динаміку зниження концентрації трифлураліну у лікарській сировині валеріани лікарської, встановлено, що в коренях

валеріани першого року вегетації міститься 0,254 мг/кг трифлураліну, а в рослинах посіву 2006 р. вміст гербіциду становить 0,098 та 0,109 мг/кг сухої маси (табл.3).

Таблиця 3. Вміст трифлураліну в лікарській сировині валеріани лікарської ДСЛР ІА УААН, мг/кг

Варіант	Внесення пестициду, рік	Вміст трифлураліну, мг/кг	
		Дослідження 2007 р.	Дослідження 2008 р.
Контроль	–	–	не виявлено
Валеріана лікарська, 1 р.в. (посів 2008 р.)	Трефлан, 2 л/га, 2008 р.	–	0,254±0,014
Валеріана лікарська, 3 р.в. (посів 2006 р.)	Трефлан, 2 л/га, 2002 р., 2006 р.	1,121±0,053	0,109±0,009
Валеріана лікарська, 3 р.в. (посів 2006 р.)	Трефлан, 2 л/га, 2002 р.	0,106±0,012	0,098±0,003
<i>ГДК</i>		<i>не допускається</i>	

За нашими розрахунками, порівняно з минулим роком, коли концентрація трифлураліну досягала 1,121 мг/кг, його вміст знизився у 10,3 раза. Можна було б допустити, що існує позитивна динаміка зниження вмісту трифлураліну в лікарській сировині валеріани лікарської на третій рік вегетації, але, як вже згадувалося вище, за критеріями ДСанПіН 8.8.1.2.3.4–000–2001, вміст пестицидів у лікарських рослинах не допускається.

Отже, порівняно з результатами попередніх років, відмічено позитивну динаміку зниження вмісту трифлураліну у ґрунті у 15,8–30,2 раза та в лікарській сировині валеріани третього року вегетації до 10,3 раза. Результати екотоксикологічних досліджень системи хімічного захисту валеріани лікарської від бур'янів вказують на необхідність розробки концепції щодо зменшення ступеня забруднення лікарської сировини і ґрунту залишками гербіциду трєфлан. Це надасть можливість ще на етапі планування цих заходів зменшити екологічний ризик пестицидів, які застосовуються в технологіях вирощування лікарських рослин.

Висновки

Встановлено, що наземна частина лікарських рослин лофанту анісового, подорожника великого і чорнобривців не накопичує трифлуралін з ґрунту, тоді як у кореневій системі валеріани лікарської даний пестицид може концентруватися у значних кількостях.

Аналіз трирічних даних показав позитивну динаміку зниження вмісту

трифлураліну в кореневій системі валеріани лікарської до 10,3 раза та в ґрунті під посівами даної культури від 1-го до 3-го років вегетації – до 15,8–30,2 раза.

Висунуто гіпотезу про здатність валеріани лікарської до накопичення трифлураліну кореневою системою, яке базується на певних властивостях ліпофільних пестицидів накопичуватися в рослинних тканинах із підвищеним вмістом жирів, оскільки основною діючою речовиною валеріани як лікарської культури вважається ефірна олія.

Перспективи подальших досліджень

Результати оцінки екологічно оптимального рівня навантаження агроєкосистеми гербіцидом трефлан, який застосовують для хімічного захисту при вирощуванні лікарських рослин, вказують на необхідність розробки методичних підходів щодо зменшення ступеня забруднення лікарської сировини і ґрунту залишками пестицидів шляхом мінімізації їхнього застосування. Розробка таких заходів надасть можливість покращання якості лікарської сировини та зменшить екологічний ризик пестицидів, які застосовуються в технологіях вирощування лікарських рослин.

Література

1. *Быков В.А., Бушковская Л.М., Пушкина Г.П.* Защита лекарственных культур от вредителей, болезней и сорняков (справочник) // М.: – Изд-во ВИЛАР, 2006. – 112 с.
2. *Горбань А.Т., Горлачева С.С., Кривуненко В.П.* Лекарственные растения. Вековой опыт изучения и возделывания. – П., “Верстка”. – 2004. – 229 с.
3. Директивы ВОЗ по классификации пестицидов по степени опасности / Адаптировано из публикации ВОЗ 1996. – <http://base.safework.ru/iloenc-navigator&spack>.
4. *Комарницький В.М.* Направления развития лекарственного растениеводства в Украине // Материалы XII Международного симпозиума “Нетрадиционное растениеводство. Этиология. Экология и здоровье”. – Алушта. Крым. – 2003. – С.357–359.
5. Лекарственные растения / Самая полная энциклопедия; *А.Ф.Лейда, Н.И.Джуренко, А.П. Исайкина, В.Г.Собко.* – М.: АСТ – ПРЕСС КНИГА, 2004. – С.89–90.
6. *Лишук А.М.* Екотоксикологічна оцінка застосування гербіциду трефлан на посівах валеріани лікарської // Збірник наукових праць Національного наукового центру “Інститут землеробства УААН” – К.: ВД “ЕКМО”, 2008. – Вип.2. – 132 с.

7. Методы определения микроколичеств пестицидов в продуктах питания, кормах и внешней среде: Справочное издание. Под ред. М.А.Клисенко. – М.: Колос, 1983. – 304 с.
8. Перелік пестицидів і агрохімікатів, дозволених до використання в Україні. – Київ: Юнівест Медіа, 2008. – 448 с.
9. Пучин В.М., Багинский О.В., Букина Н.В. Эффективность применения гербицидов на посевах лекарственных культур // Защита лекарственных культур от вредителей, болезней и сорняков. Сб. науч. трудов. – Москва, 1986. – С. 135–138.
10. Справочник по пестицидам: Гигиена применения и токсикология / Сост. Л.К. Седокур; Под ред. А.В.Павлова. – К.: Урожай, 1986. – 432 с.

УДК 661.632.631.17.504:438.42

А.В. Мудрак

к.с.-г.н.

Житомирський національний агроекологічний університет

ЕНЕРГОЩАДНІ СПОСОБИ ЗАСТОСУВАННЯ АПАТИТІВ З СІРКОЮ ТА ПРЕПАРАТАМИ ФОСФОРМОБІЛІЗУЮЧИХ МІКРООРГАНІЗМІВ

Представлено результати досліджень способів сумісного застосування Федорівських апатитів з сіркою, ефективність їх локального внесення у ґрунт та у вигляді гранул, сформованих бентонітовою глиною. Показано їх вплив на агрохімічні властивості дернового середньо-підзолистого ґрунту, надходження елементів мінерального живлення та радіонуклідів в рослини, урожай сільськогосподарських культур та багаторічних трав, його якість. Розглядаються і аналогічні результати, отримані від застосування апатитів з препаратами фосформобілізуючих мікроорганізмів.

Постановка проблеми

Наприкінці минулого століття в землеробстві України виникла проблема фосфору і нагальна необхідність пошуку шляхів для її вирішення. З необхідних об'ємів внесення фосфору, що становлять 48 кг/га у діючій речовині, в середньому по Україні на 1 га ріллі вноситься тільки 4-5 кг P_2O_5 . Цією постановою перед науково-методичним центром УААН "Ґрунтознавство" поставлено завдання «Розробити технології ефективного застосування фосфоритів як фосфорних добрив і меліорантів кислих ґрунтів та розширити дослідження, направлені на розробку теоретичних і практичних основ мобілізації фосфору ґрунту». (Постанова Президії УААН від 22 червня 2000 р.).

Щорічна ж потреба України у фосфорних добривах становить 2,3–2,4 млн т P_2O_5 і наразі тільки незначна частина необхідних фосфоритів і апатитів ввозиться із-за кордону. Це обумовлено, насамперед, відсутністю в Україні родовищ фосфоритів з високим вмістом фосфору і важкою

економічною скрутою, внаслідок якої власні родовища фосфоритів і апатитів досі не освоюються [1].

Досі не розробляються апатит-ільменітові родовища Коростенського плутону, запаси апатитів в яких становлять 210 млн т P_2O_5 з середнім вмістом п'ятиоксиду фосфору 3–3,5 % в рудах, що легко збагачуються. З таких руд можна отримати апатитовий концентрат з масовою часткою P_2O_5 39–41 % при вилученні 89 % апатиту від вихідної руди [11].

Тому якби вдалося приступити до освоєння апатит-ільменітових родовищ, збагачення руди і виготовлення з апатитів дешевих видів апатит-сірчаних або апатит-мікробіологічних добрив, бо в чистому вигляді апатит у ґрунті не розчиняється, проблема фосфору в Україні була б знята на декілька десятиріч. Відомо, що об'єми внесення фосфорних добрив повинні відповідати кількості виносу поживних речовин з екосистеми [6].

Таке застосування апатитів з сіркою, або фосформобілізуючими мікроорганізмами має забезпечити розчинення їх безпосередньо у ґрунті кислотами, що утворюються при окисленні сірки або виділяються мікроорганізмами. Одночасно з процесом розчинення апатитів рухомий фосфор буде поглинатись кореневими системами рослин. У результаті в кислих дерново-підзолистих ґрунтах значна частина фосфору з добрив не буде трансформуватися у важкорозчинні сполуки, взаємодіючи з рухомими іонами заліза та алюмінію, що є характерним для водорозчинних фосфорних добрив [2].

Апатити Коростенського плутону за своїм хімічним складом подібні до Хібінського апатитового концентрату. Їх концентрати мають низьку питому поверхню до 0,5–0,6 м²/г і, відповідно, низьку розчинність у 2 % лимонній кислоті, 5,1 %, тоді як тверді фосфорити Каратау характеризуються розчинністю 17,4–18,8 %, а м'які фосфорити інших родовищ розчиняються на 25,4–42,4 %.

Вміст фтору в апатитах не вищий ніж його вміст у фосфоритах, з яких виготовляють фосфоритне борошно, що безпосередньо вноситься у ґрунт і становить 0,7–2,7 %. Відомо, що й при виготовленні з апатиту простого суперфосфату вдається тільки наполовину очистити продукцію від фтору [10]. Тому безпосереднє внесення в ґрунт апатитів буде забруднювати його фтором не більше ніж застосування фосфорного борошна.

В дослідженнях О.А. Комінар внесення у ґрунт подрібнених гірських порід габро – та епідотхлоритових сланців з підвищеним вмістом апатиту забезпечувало рослини кремнекислотою, фосфором та мікроелементами. За рахунок цього підвищувалась урожайність люпину, озимої пшениці, кукурудзи, бобів, гороху та гречки [3].

Аналіз останніх досліджень

В.А. Петербурзький вважає, що в кислих ґрунтах із значною рухомістю окислів заліза та алюмінію, рухомий фосфор може утворювати з

ними важкорозчинні сполуки стрегніт – FePO_3 та варисцит – AlPO_4 . Здатність таких ґрунтів до поглинення фосфатіонів настільки значна, що для його насичення потрібно внести 5–10 т/га P_2O_5 .

Т.Н. Кулаковська вважає, що із підвищенням рН і вмісту гумусу витрати фосфорних добрив на підвищення запасів фосфору у ґрунті знижуються, а зі збільшенням його початкового вмісту і фізичної глини зростає, так як підвищена кислотність ґрунту знижує рухомість і засвоюваність фосфору. В цьому випадку і надходження фосфорнокислого алюмінію в кореневу систему дискримінує її здатність переміщувати фосфор в надземні органи і викликає специфічне фосфорне голодування [5].

Дослідження ефективності застосування важкорозчинних апатитів та фосфоритів сумісно з сіркою проводили на дерново-середньопідзолистих ґрунтах Полісся. Під їх впливом підвищення урожайності льону, кукурудзи на силос та картоплі становило відповідно 11, 23 та 42 %, а при застосування апатиту Федорівського родовища з препаратом фосформобілізуючих мікроорганізмів ФМБ-32-3 також на 15–17 % підвищувалась продуктивність цих культур [8].

Для підвищення ефективності необхідно досягти більшої розчинності апатитів від їх сумісного застосування з сіркою локальним способом, грануляцією їх з бентонітовою глиною, або при сумісному внесенні з препаратами фосформобілізуючих бактерій та торфом, який може бути субстратом для кращого розвитку фосформобілізуючих мікроорганізмів.

Виконаними у 2001–2003 рр. дослідженнями не виявлено істотного впливу препаратів фосформобілізуючих та азотфіксуючих мікроорганізмів, різних видів фосфорних добрив на накопичення ^{137}Cs та ^{40}K в урожаї зерна вівса, зеленій масі кукурудзи та люпину, льоносоломці, в зеленій масі та соломі цих культур активність ^{40}K була в десятки разів вищою, ніж ^{137}Cs [7]. Проте важливо встановити – як діють мікробіологічні препарати, фосфорні добрива й речовини, що підкислюють ґрунт на накопичення ^{90}Sr в урожаї сільськогосподарських культур.

Вплив фосфорних добрив на надходження ^{137}Cs в урожай сільськогосподарських культур вивчали В.К. Кузнецов та інші дослідники. Ними встановлено, що збільшення доз водорозчинних фосфорних і азотно-фосфорних добрив, у більшості випадків призводило до збільшення вмісту ^{137}Cs в зерні та соломі зернових культур [4] у 3,2 раза.

Методика досліджень

Дослідження щодо ефективності різних способів внесення в ґрунт апатитів із сіркою та препаратами фосформобілізуючих мікроорганізмів проводили на дерново-середньо-підзолистому супіщаному ґрунті, що характеризувався низьким вмістом гумусу – 1,57 % і лужногідролітичного азоту – 6,3 мг на 100 г, підвищеним рівнем рухомого фосфору (17,3) мг й

середнім – доступного калію (8,4 мг на 100 г ґрунту), слабокислою реакцією ґрунтового розчину – pH_{KCl} – 5,5. Показники гідролітичної кислотності та суми увібраних основ становили 1,4 та 5,4 мг-екв. на 100 г, відповідно і ступінь насиченості ґрунту основами – 79,4 %. Щільність забруднення ґрунтового покриву дослідного поля (с.Вороневе Коростенського району) за ^{137}Cs становила 222–265 кБк/м² (4,7–7,3 Кі/км²), а за ^{90}Sr 11–19 кБк/м² (0,30–0,51 Кі/км²).

У 2005–2008 рр. в досліді вивчали вплив різних способів застосування апатитів із сіркою та препаратами фосформобілізуючих мікроорганізмів на продуктивність багаторічних трав, якість урожаю і забруднення його радіонуклідами. Схема досліду за різних способів сумісного внесення апатитів з сіркою та препаратами фосформобілізуючих мікроорганізмів представлена в табл. 2.

Залуження досліду проводили багаторічною травосумішкою з нормами висіву конюшини лучної 6 кг/га, тимофіївки 6 кг/га, грястиці збірної – 10 кг/га. Норми внесення азотних, фосфорних та калійних добрив при залуженні та в перший рік травокористування становили $N_{30}P_{90}K_{90}$, а в наступні роки – при перевазі у травостой злакових видів трав $N_{90}P_{90}K_{90}$. Поєднання азотно-калійних добрив з різними видами фосфорних та варіанти внесення фосфорних добрив на 5 років у запас P_{450} представлені в табл. 2. Подрібнені апатити вносили разом з іншими подрібненими мінералами, що входили до складу габроїдів Федорівського апатит-ільменітового родовища, вміст P_2O_5 в яких становив 4 %. У варіантах з сумісним застосуванням апатитів з сіркою подрібнену сірку вносили із розрахунку 0,33 кг на 1 кг габроїдів, а у варіантах з застосуванням торфу до них додавали ще й 0,5 кг торфу. Мікробіологічні препарати вносили у нормах, що у 4 рази перевищували рекомендовані для обробки насіння. Їх розчином обприскували ґрунт і одночасно проводили його поверхневий обробіток.

Мінеральні добрива – сірку та торф також вносили під культивуацію ґрунту. Повторність такого дрібноділяночного досліду була шестиразовою, загальна площа ділянки становила 6 м², а облікова – 2 м², ділянки в полях розміщувались систематично.

У 2005–2006 рр. аналогічні дослідження з такими ж ділянками та їх систематичним розміщенням проводилися і з сільськогосподарськими культурами вимогливими до фосфорного живлення та здатними засвоювати фосфор із важкорозчинних сполук в короткоротаційній сівозміні з чергуванням: кукурудза на силос, люпин на зелену масу, гречка. Схема внесення мінеральних добрив, сірки та торфу під сільськогосподарські культури їх норми представлено в табл. 1.

Після збирання врожаю з орного шару (0–20 см) відбирали зразки ґрунту для визначення агрохімічних властивостей:

- вміст гумусу за методом Тюрина в модифікації ЦІНАО;
- вміст лужногідролізованого азоту – за Корнфілдом;
- рухомі форми фосфору та калію – за Кірсановим;
- рН сольове – потенціометрично;
- гідролітичну кислотність – за методом Каппена;
- суму увібраних основ – за Каппеном-Гільковицем.

В рослинних зразках після мокрого озолення за Гінзбургам визначали вміст азоту колориметрично, за допомогою реактиву Неслера, фосфору – за Левицьким, калію на променевому фотометрі.

Активність радіонуклідів ^{137}Cs , ^{90}Sr і ^{40}K в ґрунті та сільськогосподарській продукції визначали на гамма-спектрометрі СЕГ-05 та радіометрі РИБГ.

Результати досліджень

Проведені протягом 2005–2006 рр. дослідження показують, що внесення у ґрунт сірки з апатитами на три роки в запас у високих дозах – від 1000 до 2250 кг/га викликало підкислення орного шару ґрунту за вегетаційний період від 4,80 до 4,15 одиниці pH_{KCl} під люпином, від 5,35 до 4,15 – під гречкою і від 5,40 до 4,50 – під кукурудзою (варіант 9), табл.1. Ступінь підкислення ґрунту залежав від доз внесеної сірки і знижувався при її внесенні в гранульованому вигляді, зв'язаною з апатитами бентонітовою глиною. За цього способу застосування цих же норм сірки зниження pH було не таким значним – до 4,60, 5,25, 4,95 (варіант 10) відповідно.

Під цими ж культурами орний шар ґрунту підкислювали і при застосуванні фосформобілізуючого і азотфіксуючого препарату Агрозану до 4,7, 5,05 та 4,70 одиниці pH_{KCl} відповідно. Також відбулося значне зниження pH орного шару ґрунту (до 4,10 та 4,25) при вирощуванні гречки у варіантах із застосуванням апатиту із Азограном та препаратом фосформобілізуючих мікроорганізмів ФМБ-32.3. Проте в наступному році підкислення ґрунту завдяки цим мікробіологічним препаратам різко знизилось, а завдяки сірці залишилось високим (люпин, поле 3, варіанти 9,10,11,12).

Навіть через 4 роки на варіантах з внесенням апатитів і сірки в запас 1500 кг/га (поле1, варіант 9) кислотність ґрунту знизилась від 4,15 у 2005 році до 4,48 одиниць pH_{KCl} у 2008 році. На варіантах, де її вносили по 500 кг/га з апатитами різними способами pH_{KCl} було на рівні контролю – 4,85–4,93 (варіанти 6-8).

Таблиця 1. Вплив сумісного застосування апатитів з сіркою та фосформобілізуючими мікроорганізмами на зміну кислотності ґрунту та вмісту доступного рослинам фосфору й калію в орному шарі, мг на 100 г.

Варіанти	Поле 1			Поле 2			Поле 3			Поле 3			Середнє з 1-3 полів		
	Люпин (2005 р.), норма добрив N ₂₀ P ₆₀ K ₆₀			Кукурудза (2005 р.), норма добрив N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀			Гречка (2005 р.), норма добрив N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀			Люпин (2006 р.), норма добрив N ₂₀ , P ₄₀ K ₄₀ - післядія			pH _{KCl}	P ₂ O ₅	K ₂ O
	pH _{KCl}	P ₂ O ₅	K ₂ O	pH _{KCl}	P ₂ O ₅	K ₂ O	pH _{KCl}	P ₂ O ₅	K ₂ O	pH _{KCl}	P ₂ O ₅	K ₂ O			
1. Без добрив	4,80	16,9	6,3	5,40	20,7	8,1	5,35	13,3	8,4	5,80	16,5	9,3	5,35	16,9	8,0
2. НК(фон)	4,80	18,0	9,8	5,40	19,4	8,4	5,25	17,6	10,5	5,60	16,1	11,3	5,25	17,8	10,0
3. НК+Сф (суперфосфат)	5,00	16,9	7,3	5,35	22,9	9,7	5,05	13,8	8,2	5,65	14,3	9,3	5,25	17,0	8,6
4. НК+Фб (фос.борошно)	5,00	18,8	12,7	5,30	26,0	10,9	4,80	15,2	10,5	5,90	16,5	11,4	5,25	19,1	11,4
5. НК+Ап (apatити)	4,90	18,8	10,2	5,15	20,3	5,5	5,05	16,2	12,8	5,65	17,3	10,4	5,20	18,2	9,7
6. НК+Ап+S (сірка)	4,75	21,1	10,7	5,25	17,1	8,1	4,80	14,3	8,4	5,35	16,1	11,4	5,05	17,2	9,4
7. НК+Ап+S внесення локальне	4,60	16,1	7,8	4,95	18,5	11,3	4,80	16,2	8,7	5,70	15,8	7,8	5,00	16,7	8,9
8. НК+Ап+S у гранульованому вигляді	4,65	18,0	6,8	5,20	18,1	8,8	4,95	17,2	10,5	5,90	16,9	9,3	5,20	17,6	8,9
9. НК+Ап+S локально в запас на 3 р.	4,15	16,5	6,8	4,50	22,9	10,9	4,15	18,6	9,1	5,25	20,8	12,3	4,50	19,7	9,8
10. НК+Ап+S гранульовані в запас	4,60	16,2	6,3	4,95	22,9	10,3	5,25	18,6	9,1	5,40	16,9	12,8	5,05	18,7	9,6
11. НК + Агрозан	4,70	15,8	6,8	5,20	21,1	9,4	5,05	13,4	10,0	5,30	16,5	10,0	5,05	16,7	9,1
12. НК + ФБМ-32-3	4,85	16,5	7,8	5,20	18,5	9,7	5,30	17,1	10,0	5,55	14,3	8,6	5,20	16,6	9,0
13. НК + Агрофіл	4,90	16,5	7,8	5,20	20,3	9,4	-	17,1	9,6	5,45	16,5	12,8	5,20	17,6	9,9
14. НК + Агровіт-Кор 500 кг/га	4,85	14,3	9,8	5,15	19,8	10,0	4,95	17,1	8,7	5,65	16,5	10,0	5,15	16,9	9,6
15. НК+Ап + Агрозан	4,85	15,8	8,8	5,40	20,0	9,4	4,10	18,6	9,6	5,70	15,8	9,5	5,00	17,6	9,3
16. НК+Ап + ФБМ-32-3	4,90	15,0	7,3	5,45	23,8	8,4	4,25	18,6	9,3	6,00	15,8	10,5	5,15	18,3	8,9
17. НК+Ап + Агрофіл	4,90	14,5	8,3	5,45	22,9	7,8	5,20	18,6	9,6	5,60	15,8	13,2	5,30	18,0	9,7
18. НК+Ап + Агровіт-Кор 500 кг/га	5,00	16,5	5,9	5,40	22,9	9,4	5,15	18,6	8,7	5,65	14,7	11,4	5,30	18,2	8,9
19. НК + Ап + Агрозан + торф	4,90	15,4	9,6	5,50	23,8	8,1	5,10	16,3	8,5	5,75	16,5	14,1	5,30	18,0	10,1
20. НК+Ап + ФБМ-32-3 + торф	5,05	15,4	8,1	5,40	24,0	8,4	5,15	17,2	9,1	5,75	12,1	10,9	5,35	17,2	9,1
21. НК+Ап + Агрофіл + торф	5,20	14,7	9,3	5,30	26,4	9,7	5,20	15,5	8,9	5,70	16,9	11,4	5,35	18,4	9,8
22. НК+Ап + Альфа + торф	4,90	15,3	8,3	5,45	24,7	10,6	5,10	18,9	8,4	5,75	14,8	8,0	5,30	18,4	8,8

Відповідно до підкислення ґрунту мала б підвищитись і рухомість в ньому фосфору. Отримані результати аналізів показують, що застосування рекомендованих норм суперфосфату й фосфорного борошна та еквівалентних ним норм апатиту з сіркою істотно не підвищили вмісту рухомого фосфору в орному шарі ґрунту. Після вегетаційного періоду спостерігалось його підвищення на 1–2 мг P_2O_5 на 100 г тільки при внесенні високих норм фосфорних добрив P_{90} під кукурудзу та апатиту з сіркою на три роки в запас (варіанти 3,4,9,10) або ж при внесенні їх з такими препаратами фосфор-мобілізуючих мікроорганізмів, як ФМБ-32-3, Агрофіл й супербіодобриво Агровіт-Кор (варіанти 16, 18). В цьому випадку проявилась і позитивна дія Агрозану (гранульованого препарату комплексної дії) при сумісному його внесенні з апатитом та торфом (варіанти 19, 22). При низьких нормах внесення фосфорних добрив під інші сільськогосподарські культури вміст фосфору у ґрунті не підвищувався проте і не спостерігалось його зниження за рахунок виносу з урожаєм. В наступному році підвищений вміст рухомого фосфору – 20,8 мг на 100 г ґрунту під люпином залишався на варіанті 9, де вносили високі дози апатиту з сіркою на 3 роки в запас, тобто там де зберігалось найвище підкислення ґрунту pH_{KCl} 5,25. Від застосування калійних добрив в орному шарі ґрунту підвищувався вміст обмінного калію на 2–5 мг/на 100 г K_2O .

В таких же умовах, у 2005–2008 рр., аналогічні дослідження проводили і в посівах багаторічних трав представлених травосумішкою конюшини червоної, тимофіївки і грястиці збірної в перший рік травокористування і однією грястицею збірною в наступні роки. Дослідження показали, що застосування протягом 4 років азотно-калійних та різних видів фосфорних добрив, а також препаратів азотфіксуючих і фосформобілізуючих мікроорганізмів істотно не підкислило орного шару ґрунту, показники pH_{KCl} , гідролітичної кислотності і ступеня насиченості ґрунту основами коливались відповідно в межах 5,2–5,4; 1,4–1,7 мг-екв на 100 г, 75,4–80 % (табл.2).

Проте внесення високих норм суперфосфату на 5 років у запас (450 кг/га P_2O_5 , варіант 5) в перший рік підкислило ґрунт на 0,4 одиниці pH_{KCl} , від 5,4 до 5,0. Такою ж була і дія мікробіологічного препарату комплексної дії Агрозану, що продовжувалась і на наступний рік (варіант 9). Значно підвищилась кислотність ґрунту від сумісного застосування високих доз сірки з апатитами, внесеними на 5 років у запас (P_{450} , S_{3750} , варіант 7), pH_{KCl} у 2005–2006 роках знизилась від 5,4 до 4,7 та 3,6 одиниць і залишалась такою ще й у 2007 та 2008 рр., гідролітична кислотність зросла відповідно від 1,4 до 4,1 мг-екв на 100 г, а ступінь насиченості основами знизився від 79,4 до 28,1 %.

Таблиця 2. Зміна кислотності та вмісту доступного фосфору і калію в ґрунті під впливом застосування апатитів з сіркою та фосформобілізуючими мікроорганізмами (в перший рік травокористування мінеральні добрива вносились з нормою $N_{30}P_{90}K_{90}$, в наступні роки - $N_{90}P_{90}K_{90}$)

Варіанти	P_2O_5 , мг на 100 г				K_2O , мг на 100 г				pH_{KCl}				Нг, мг- екв. на 100 г	S, мг – екв. на 100 г	V, %
	2005 р.	2006 р.	2007 р.	середнє	2005 р.	2006 р.	2007 р.	середнє	2005 р.	2006 р.	2007 р.	середнє			
<i>I</i>	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1. Без добрив	16,7	15,0	17,3	16,3	8,1	6,9	8,4	7,8	5,4	5,4	5,5	5,4	1,4	5,4	79,4
2. НК(фон)	18,5	15,0	18,2	17,2	8,4	6,6	7,4	7,5	5,3	5,6	5,3	5,4	1,7	5,2	75,4
3. НК+ Сф (суперфосфат)	16,7	18,1	20,1	18,3	9,4	6,2	8,3	8,0	5,4	5,4	5,3	5,4	1,5	5,4	78,3
4. НК+ Сф (суперфосфат), на 5 р. в запас	25,6	23,8	29,0	26,1	11,3	6,3	9,2	8,9	5,0	5,5	5,4	5,3	1,5	4,8	76,2
5. НК+ Ф (фос. борошно), на 5 р. в запас	25,6	26,4	22,4	24,9	9,7	7,8	8,0	8,5	5,2	5,4	5,3	5,3	1,5	6,0	80,0
6. НК+Ап (апатити), на 5 р. в запас	19,4	-	14,9	17,2	8,8	7,5	6,9	7,7	5,2	5,5	5,3	5,3	1,5	5,6	78,9
7. НК+Ап+S (сірка), на 5 р. в взапас, стрічкове внесення	17,6	20,7	27,0	21,8	9,1	5,9	6,1	7,0	4,7	3,6	3,7	4,0	4,1	1,6	28,1
8. НК+Ап+S (сірка), на 5 р. в запас, гранулами	19,4	21,1	18,7	19,7	9,1	6,6	5,7	7,3	4,7	3,8	4,2	4,2	3,2	3,4	51,5
9. НК + Агрозан + торф	16,7	15,8	13,0	15,2	9,7	7,5	8,3	8,5	5,0	4,3	5,2	4,8	1,6	5,4	77,1
10. НК + ФБМ-32- 3 + торф	15,9	14,4	14,0	14,8	11,6	6,3	8,1	8,7	5,3	5,2	5,2	5,2	1,6	5,2	76,5

продовження таблиці 2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
11. НК + Агрофіл + торф	15,9	-	15,7	15,8	10,6	-	8,7	9,7	5,2	5,1	5,3	5,2	1,6	5,0	75,8
12. НК + Агровіт-Кор	14,1	13,2	14,8	14,0	8,1	7,5	9,9	8,5	5,2	5,3	5,2	5,2	1,5	5,2	77,6
13. НК + торф	14,5	13,2	13,9	13,9	9,1	5,9	6,7	7,2	5,4	5,2	5,1	5,2	1,6	5,4	77,1
14. НК+Ап + Агрозан + торф, на 5 років в запас	16,6	16,7	16,5	16,6	-	5,7	6,5	6,1	5,4	5,2	5,2	5,3	1,6	5,6	77,8
15. НК+Ап + ФМБ-32-3 + торф, на 5 років в запас	15,1	16,7	16,5	16,1	8,8	6,9	8,3	8,0	5,4	5,3	5,3	5,3	1,5	6,0	80,0
16. . НК+Ап + Агрофіл + торф, на 5 років в запас	15,0	18,9	18,3	17,4	9,4	7,2	7,5	8,0	5,4	5,0	5,2	5,2	1,6	6,2	79,5
17. НК+Ап + Агровіт-Кор, на 5 років в запас	17,6	17,1	18,2	17,6	9,1	7,2	7,1	7,8	5,4	4,9	5,2	5,2	1,5	5,6	78,9

Одночасно з підкисленням орного шару у цьому варіанті підвищувався вміст рухомого фосфору: на 1 мг у перший рік, на 5,7 – у другий і на 9,7 мг P_2O_5 на 100 г – у третій. Проте протягом усіх цих років вищим вмістом фосфору в ґрунті характеризувались варіанти, де на 5 років у запас вносили мінеральні добрива; суперфосфат та фосфорне борошно (варіанти 4 та 5) 22 та 29 мг P_2O_5 на 100 г. При таких же нормах внесення апатиту з сіркою що були зв'язані між собою у гранули бентонітовою глиною, ступінь підкислення ґрунту різко знижувався, а вміст рухомого фосфору у ґрунті перевищував контроль тільки на 2–3 мг P_2O_5 на 100 г (варіант 8).

Результати досліджень показують, що збільшення кислотності ґрунту хоч і підвищує рухомість фосфору в ґрунті та апатитах, але призводить до зниження на 1–2 мг вмісту в ньому обмінного калію. Під травами внесення високих норм апатитів у запас 450 кг/га сумісно з торфом та мікробіологічними препаратами тільки у випадку застосування Агрофілу та супербіодобрива Агровіт-Кор на 1–2 мг на 100 г підвищувало вміст рухомого фосфору в ґрунті (варіанти 16–17).

У 2005 р., на фоні високого вмісту рухомого фосфору у ґрунті, від застосування суперфосфату, фосфоритного борошна і апатитів з нормою внесення P_{90} приростів урожаю зеленої маси кукурудзи не було (табл.3). Спостерігалась тенденція до підвищення її урожаю від апатитів з сіркою, що вносили із розрахунку на 1 та 3 роки (варіанти 6,9,10). Проте в таких умовах майже всі препарати фосформобілізуючих мікроорганізмів у перший рік їх застосування забезпечили достовірні прибавки урожаю: ФМБ-32-3 -66 ц/га, Агрофіл–109, супербіодобриво Агровіт-Кор – 70 при врожайності зеленої маси на фоновому варіанті 221 ц/га (варіанти 12,13,14). Додавання до мікробіологічних препаратів апатиту істотно підвищило урожай зеленої маси кукурудзи тільки у варіанті із застосуванням Азограну від 237 до 309 ц/га (варіант 15). Застосування їх разом з торфом знижувало продуктивність кукурудзи.

У 2006 році від післядії різних видів фосфорних добрив P_{60} спостерігались лише тенденції до підвищення продуктивності кукурудзи і тільки від суперфосфату та сумісного внесення апатитів із сіркою стрічковим способом прибавки урожаю зеленої маси були достовірними і становили 40 ц/га (варіанти 3,7). Проте при внесенні їх великими нормами в запас післядія на врожайність не спостерігалась. На другий рік не проявилась і післядія препаратів фосформобілізуючих мікроорганізмів, що застосовувались окремо або з апатитом.

Таблиця 3. Вплив важкорозчинних апатитів, внесених з сіркою та фосформобілізуючими мікроорганізмами, на урожайність сільськогосподарських культур, ц/га

Види мінеральних, органічних та мікробіологічних добрив внесених у 2005 р.	Кукурудза, зелена маса, норми внесення мінеральних добрив				Люпин, 2006 р., N ₂₀ - норма внесення, P ₄₀ K ₄₀ - післядія		Гречка, 2005 р., N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀ - норма внесення мінеральних добрив			
	2005 р., N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	2006 р., N ₉₀ , P ₆₀ K ₆₀ - післядія	середнє	приріст урожаю до фону	зелена маса	приріст урожаю до фону	зерно + солома	приріст урожаю до фону	зерно	приріст урожаю до фону
1. Без добрив	227	220	224	-	250	-	32,9	-	1,3	-
2. НК(фон)	221	265	243	-	240	-	39,0	-	1,3	-
3. НК+Сф (суперфосфат)	252	305	279	36	255	15	39,0	-	1,8	0,5
4. НК+Фб (фос. борошно)	201	290	246	3	295	55	38,5	-0,5	1,6	0,3
5. НК+Ап (апатити)	173	285	229	-14	250	10	45,5	6,5	1,1	-0,2
6. НК+Ап+S (сірка)	250	300	275	32	235	-5	39,0	-	1,1	-0,2
7. НК+Ап+S локальне внесення	227	305	266	23	220	-20	37,8	1,2	1,5	0,2
8. НК+Ап+S гранульовані	188	215	202	-41	250	10	39,7	0,7	1,1	-0,2
9. НК+Ап+S локально в запас	233	260	247	4	240	-	53,1	14,1	1,6	0,3
10. НК+Ап+S гранульовані в запас	248	260	254	11	225	-15	39,4	0,4	1,5	0,2
11. НК + Агрозан	237	260	249	6	225	-15	39,7	0,7	1,5	0,2
12. НК + ФБМ-32-3	287	170	229	-14	280	40	42,7	3,7	1,5	0,2
13. . НК + Агрофіл	330	230	280	37	220	-20	45,5	6,5	1,2	-0,1
14. НК + Агровіт-Кор 500 кг/га	291	290	291	48	205	-35	39,0	-	1,3	-
15. НК+Ап + Агрозан	309	235	272	29	230	-10	45,0	6,0	1,3	-
16. НК+Ап + ФБМ-32-3	327	230	279	36	290	50	43,6	4,6	1,1	0,2
17. НК+Ап + Агрофіл	270	220	245	2	230	-10	43,4	4,4	1,7	0,4
18. НК+Ап + Агровіт-Кор 500 кг/га	252	210	231	-12	220	-20	40,1	1,1	1,6	0,3
19. НК + Агрозан + торф	254	253	254	11	246	6	41,8	2,8	1,5	0,2
20. НК+Ап + ФБМ-32-3 + торф	268	230	249	6	240	-	42,3	3,3	1,4	0,1
21. НК+Ап + Агрофіл + торф	233	248	241	-2	250	10	39,8	0,8	1,4	0,1
22. НК+Ап + Альфа + торф	190	240	215	-28	288	48	41,3	2,3	1,1	-0,2
S x, %	13	14		14		13		2,1		0,1
НІР ₀₅ , ц/га	37	39		38		37		5,7		0,3

Враховуючи, що коренева система гречки здатна засвоювати фосфор із важкорозчинних сполук у 2005 р. важкорозчинні фосфорні добрива застосовували за аналогічною схемою при вирощуванні гречки. В таких дослідженнях істотний приріст урожаю зерна з соломою отримано від застосування апатитів P_{40} в складі розмелених габроїдних порід (6,6 ц/га), а найвищий – 14,1 при внесенні їх на три роки в запас P_{120} сумісно із сіркою S_{1000} (варіант 9). На цьому варіанті отримано й достовірний приріст врожаю зерна 0,3 ц/га, хоч такі ж прирости були отримані і при застосуванні суперфосфату та фосфорного борошна – 0,5 та 0,3 ц/га. Майже однакові прирости урожаю зерна з соломою гречки (6,5 та 6,0 ц/га) забезпечувало застосування азотфіксуючого і фосформобілізуючого препарату Агрофілу, а також сумісне внесення апатиту з препаратом комплексної дії Агрозаном, (варіанти 13,15). Додавання до Агрофілу апатиту хоч і не підвищило урожаю всієї надземної маси, проте на 0,4 ц/га збільшило урожай зерна гречки.

На другий рік, із всіх внесених фосфорних добрив (P_{40}), проявилась післядія тільки фосфоритного борошна на урожайність зеленої маси люпину, за рахунок якої урожайність підвищилась на 55 ц/га (варіант 4). Із мікробіологічних препаратів післядію мав тільки ФМБ-32-3, підвищивши урожайність на 40 ц/га, а при застосуванні його з апатитом – на 50 ц/га (варіанти 12 та 16). Такий же приріст урожаю (48 ц/га) забезпечила й післядія сумісного застосування з торфом та апатитом біодобавки альфа, основи супербіодобрива Агровіт-Кор (варіант 22).

У перший рік травокористування (табл.4), коли в травостой переважала конюшина червона, істотне на 13 ц/га (11,3 %) відносно фонового варіанта підвищення урожаю сіна, забезпечило тільки застосування препарату фосформобілізуючих мікроорганізмів ФМБ-32-3 (варіант 10). Спостерігалась тенденція до підвищення урожайності від застосування Агрозану, суперфосфату, внесеного на один рік P_{90} та на 5 років у запас P_{450} , апатитів із сіркою в гранульованому вигляді в запас $P_{450}S_{3750}$. Проте коли в таких кількостях апатит з сіркою вносився в ґрунт локально, стрічкою, спостерігалось зниження урожаю багаторічних трав на 14 ц/га (12,2 %), що було обумовлено різким підвищенням кислотності ґрунту на цьому варіанті (до pH_{KCl} 3,8).

У другий рік травокористування, коли переважала грестиця збірна, невеликі прирости урожаю сіна (3 ц/га) забезпечували всі мікробіологічні препарати, Агрозан, ФМБ-32-3 та Агрофіл (варіанти 9,10,11).

До такого ж рівня – 3 ц/га її продуктивність підвищувало і застосування суперфосфату та фосфоритного борошна в запас – 6 ц/га (варіанти 3 та 5)

Таблиця 4. Вплив апатитів, внесених в ґрунт з сіркою та мікробіологічними препаратами на урожайність багаторічних трав, ц/га

Варіанти	2006 р.		2007 р.		2008 р.		Середнє	
	урожай	Приріст урожаю	урожай	приріст урожаю	урожай	приріст урожаю	урожай	приріст урожаю
1. Без добрив	70	-	21	-	34	-	42	-
2. НК(фон)	115	-	22	-	34	-	57	-
3. НК+ Сф (суперфосфат)	125	10	25	3	35	1	62	5
4. НК+ Сф (суперфосфат), на 5 р. в запас	120	5	24	2	34	-	53	-4
5. НК+ Фб (фос.борошно), на 5 р. в запас	116	1	28	6	40	6	61	4
6. НК+Ап (апатити), на 5 р. в запас	116	1	24	2	37	3	59	2
7. НК+Ап+S (сірка), на 5 р. в запас, стрічкове внесення	101	-14	23	1	35	1	53	-4
8. НК+Ап+S (сірка), на 5 р. в запас, у гранульованому вигляді	121	6	24	2	39	5	61	4
9. НК + Агрозан + торф	125	10	25	3	36	2	62	5
10. НК + ФБМ-32-3 + торф	128	13	25	3	28	-6	60	3
11. НК + Агрофіл + торф	115	-	25	3	29	-5	56	-1
12. НК + Агровіт-Кор на 5 років в запас	117	2	24	2	33	-1	58	1
13. НК + торф	113	-2	21	-1	44	10	59	-2
14. НК+Ап + Агрозан + торф, на 5 років в запас	111	-5	23	1	32	-2	55	2
15. НК+Ап + ФБМ-32-3 + торф, на 5 років в запас	106	-9	23	1	38	4	56	-1
16. . НК+Ап + Агрофіл + торф, на 5 років в запас	107	-8	24	2	37	3	56	-1
17. НК+Ап + Агровіт-Кор, на 5 років в запас	112	-3	26	4	27	-7	55	-2
НІР ₀₅ , ц/га		11,4		2,3		2,9		5,5
S x, %		4,1		3,4		2,5		3,3

Отримані за три роки результати травкокористування підтверджують хоч і невисоку, але позитивну післядію на продуктивність грядищі збірної мікробіологічних препаратів, суперфосфату, фосфоритного борошна, апатитів, внесених з сіркою у гранульованому вигляді в межах 4–5 ц/га (7,0–8,8 %).

Аналіз результатів визначення вмісту елементів мінерального живлення в багаторічних травах, вирощених у 2006 та 2007 рр., показав підвищення в ньому за рахунок азотних добрив вмісту сирого протеїну –

від 6,7 до 8–9 %; відсутність впливу калійних добрив на накопичення в них калію, незначне збільшення – від 0,29 до 0,33 та 0,35 % вмісту фосфору (P_2O_5) тільки на варіантах із застосуванням суперфосфату щорічно при нормі P_{90} та внесеного в запас P_{450} .

Застосування мінеральних добрив, сірки та мікробіологічних препаратів, здатних підкислювати ґрунт, мало певний вплив і на надходження радіонуклідів в урожай сільськогосподарських культур. Так, застосування азотно-калійних добрив $N_{30}K_{90}$ в перший рік травокористування знижувало активність ^{137}Cs в сніні багаторічних трав з 22 до 13 Бк/кг (табл.5). У 2–3 рази більше ^{137}Cs накопичувалось в урожаї сіна з

Таблиця 5. Вплив мінеральних добрив та мікробіологічних препаратів на вміст радіонуклідів у сніні багаторічних трав, Бк/кг

Варіанти	Активність ^{137}Cs							Активність ^{90}Sr			Активність ^{40}K				
	2006 р.			2007 р.				2006 р. 1 укіс	2007р. 1 укіс	середнє	2006 р. 2 укіс	2007 р.			середнє
	1 укіс	2 укіс	середнє	1 укіс	2 укіс	середнє	1 укіс					2 укіс	середнє		
<i>I</i>	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1. Без добрив	20	23	22	13	17	15	19	19	15	17	346	354	287	321	329
2. НК(фон)	13	13	13	18	13	16	15	29	23	26	-	308	204	256	256
3. НК+ Сф (суперфосфат)	21	35	28	13	18	16	22	37	23	30	276	218	345	282	280
4. НК+ Сф (суперфосфат), на 5 р. в запас	12	37	25	15	28	22	24	41	28	35	571	180	414	297	388
5. НК+ Фб (фос. борошно), на 5 р. в запас	11	27	19	17	10	14	17	28	-	28	645	150	142	146	312
6. НК+Ап (апагити), на 5 р. в запас	19	27	23	12	13	13	18	18	13	16	136	200	161	181	166
7. НК+Ап+S (сірка), на 5 р. в запас, стрічкове внесення	9	72	41	15	18	17	28	20	14	17	621	180	246	213	349
8. НК+Ап+S (сірка), на 5 р. в запас, гранульовані	10	123	67	10	10	10	39	16	13	15	542	161	200	181	301
9. НК + Агрозан + торф	24	70	47	12	25	19	33	47	28	38	500	192	209	201	300
10. НК + ФБМ-32-3 + торф	16	25	21	10	47	29	25	26	20	23	274	167	814	491	418
11. НК + Агрофіл + торф	9	28	19	15	27	21	20	56	20	38	185	188	630	409	334
12. НК + Агровіт-Кор	14	82	48	10	29	20	34	36	40	38	825	167	150	159	381
13. НК + торф	24	45	35	10	10	10	23	32	20	26	469	167	146	157	261
14. НК+Ап + Агрозан + торф, на 5 років в запас	6	80	43	12	23	18	31	24	14	19	493	120	170	145	261
15. НК+Ап + ФМБ-32-3 + торф, на 5 років в запас	13	82	48	10	11	11	30	39	17	28	746	178	470	324	465
16. . НК+Ап + Агрофіл + торф, на 5 років в запас	17	122	70	15	12	14	42	41	32	37	151	525	155	340	277
17. НК+Ап + Агровіт-Кор, на 5 років в запас	11	104	58	16	22	19	39	49	15	32	978	277	337	307	531

2 укосу. Додавання до азотно-калійних, різних видів та норм фосфорних добрив не знижувало активності ^{137}Cs в урожаї багаторічних трав, а навпаки, внаслідок застосування високих норм апатитів з сіркою відбулося значне підкислення ґрунту і накопичення ^{137}Cs в урожаї сіна з другого укосу до 72–123 Бк/кг (варіанти 7 та 9). Накопичення ^{137}Cs в урожаї сіна значно (від 23 до 70 та 82 Бк/кг) зростало і при застосуванні комплексного мікробіологічного препарату Агрозан та супербіодобрива Агровіт-Кор (варіанти 9,12).

Таблиця 6. Накопичення радіонуклідів ^{137}Cs та ^{40}K в урожаї зеленої маси кукурудзи та люпину, Бк/кг на суху речовину, 2007 р.

Варіанти	Кукурудза		Люпин	
	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K
1. Без добрив	5	78	292	371
2. НК(фон)	27	97	304	540
3. НК+Сф (суперфосфат)	29	95	360	330
4. НК+Фб (фос.борошно)	-	-	283	210
5. НК+Ап (апатити)	38	420	260	575
6. НК+Ап+S (сірка)	24	127	-	-
7. НК+Ап+S, локальне внесення	12	72	206	221
8. НК+Ап+S, гранульовані	10	541	320	330
9. НК+Ап+S, локально в запас на 3 роки	42	469	266	275
10. НК+Ап+S, гранульовані в запас на 3 роки	37	162	225	411
11. НК + Агрозан	17	111	186	278
12. НК + ФБМ-32-3	17	136	249	262
13. . НК + Агрофіл	24	98	165	434
14. НК + Агровіт-Кор 500 кг/га	7	120	203	583
15. НК+Ап + Агрозан	9	97	232	280
16. НК+Ап + ФМБ-32-3	8	207	238	183
17. НК+Ап + Агрофіл	18	178	150	160
18. НК+Ап + Агровіт-Кор + 500 кг/га	-	-	118	351
19. НК + Агрозан + торф	7	68	65	393
20. НК+Ап + ФМБ-32-3 + торф	10	59	198	561
21. НК+Ап + Агрофіл + торф	23	213	155	610
22. НК+Ап + Альфа + торф	7	82	191	171

Накопичення ^{137}Cs в урожаї багаторічних трав з другого укосу було високим – 80–122 Бк/кг і на варіантах, де застосовували ці та інші мікробіологічні препарати разом з торфом та високими нормами апатиту внесеного в запас на 5 років (варіанти 14–17). В наступному, 2007 р., коли травостій був представлений переважно грястицею збірною, мінеральні добрива, мікробіологічні препарати та сірка, що підкислювала ґрунт, вже не мали істотного впливу на надходження ^{137}Cs в урожай трав як з

першого, так і з другого укосів. Не було також істотної різниці між активністю ^{137}Cs в урожаї сіна з першого та другого укосу.

Застосування мінеральних добрив не знижувало надходження ^{90}Sr в урожай багаторічних трав, а навпаки – збільшувало його активність у сні в 1,5 раза за рахунок азотно-калійних і більш ніж у 2 рази – коли разом з ними вносили високі норми суперфосфату P_{450} на п'ять років в запас, від 17 до 35 Бк/кг. Великої різниці між накопиченням ^{90}Sr в урожаї трав першого та другого року травокористування не спостерігалось. У варіантах, де застосовували високі норми сірки і, відповідно, була висока кислотність ґрунту, активність ^{90}Sr в урожаї багаторічних трав у 2006 та 2007 рр. була найнижчою – 13–20Бк/кг щодо контрольного варіанту.

Як і ^{137}Cs , більше ^{90}Sr накопичувалось у травах, вирощених на варіантах із застосуванням мікробіологічних препаратів Агрозана та Агровіта, супербіодобрива Агровіт-Кор (варіанти 9,11,12,16,17).

Результати досліджень, отримані у 2006–2007 рр. свідчать і про значне накопичення в урожаї багаторічних трав радіоактивного калію ^{40}K , особливо у перший рік травокористування у варіантах із застосуванням високих норм суперфосфату та фосфорного борошна, високою кислотністю ґрунту та при внесенні на 5 років у запас супербіодобрива Агровіт-Кор: до 571, 645, 621, 542, 825, 978 Бк/кг відповідно (варіанти 5,6,7,8,12,17), що у 2–3 рази вище, ніж у контролі.

Дослідження активності ^{137}Cs та ^{40}K в зеленій масі кукурудзи й люпину урожаю 2007 року показало значне збільшення активності ^{40}K і в зеленій масі кукурудзи у варіантах, де ґрунт значно підкислився при сумісному внесенні в запас високих норм апатитів з сіркою – від 97 до 541 та 469 Бк/кг (варіанти 8 та 9) і до 420 Бк/кг при внесенні фосфоритного борошна в запас (варіант 5, табл 6). Зелена маса кукурудзи вирощена на цих варіантах характеризувалась і найвищою активністю ^{137}Cs , – 42, 37 та 38 Бк/кг відповідно (варіанти 9,10,5) при її активності на контролі та фоновому варіантах – 5 та 27 Бк/кг (варіанти 1,2). Порівняно з кукурудзою в зеленій масі люпину накопичувалось на порядок більше ^{137}Cs і його активність істотно не змінювалась від застосування добрив.

Висновки

1. Застосування під сільськогосподарські культури високих норм сірки – 1000–2250 кг/га сумісно з подрібненими габроїдними породами локально-стрічковим способом, для розчинення в них апатиту понизило на 0,65–1,25 pH_{KCl} орного шару ґрунту і на 0,15–0,45 – при застосуванні їх в гранульованому стані. У наступні три роки зміни pH були незначними, від 4,15 до 4,48. В три рази нижчі дози сірки й апатиту істотно не змінювали кислотності ґрунту.

2. Внесення під багаторічні трави на 5 років у запас високих норм апатитів P_{450} з сіркою S_{3750} знижувало pH_{KCl} орного шару від 5,4 до 4,7 одиниць за вегетаційний період, а в наступні 3 роки – до 3,6, 3,7 та 3,4,

причому від 1,4 до 4,1 мг-екв, на 100 г збільшувалась гідролітична кислотність і від 79,4 до 28,0 % знижувався ступінь насиченості ґрунту основами. При застосуванні їх у гранульованому стані підкислення ґрунту було у 2 рази нижчим. Еквівалентні норми суперфосфату P_{450} та внесення Агрозану знижували pH_{KCl} ґрунту тільки у рік внесення на 0,4 одиниці.

3. При застосуванні під сільськогосподарські культури та багаторічні трави оптимальних норм суперфосфату та фосфорного борошна P_{40-90} в орному шарі ґрунту на 1–2 мг на 100 г вміст рухомого фосфору підвищувався. Різке підкислення ґрунту під багаторічними травами підвищило розчинність апатиту і вміст у ґрунті рухомого фосфору в перший рік на 1 мг, у другий – на 5,5 і в третій – на 9,7 мг P_2O на 100 г. При меншій кислотності ґрунту у варіанті із застосуванням апатитів з сіркою в гранулах вміст рухомого фосфору у ґрунті був у 2 рази нижчий. Найвищий вміст рухомого фосфору у ґрунті був на варіантах з високими нормами внесення суперфосфату і фосфорного борошна P_{450} – 26,1 та 24,9 мг P_2O_5 на 100 г.

4. Мікробіологічні препарати Агрозан та ФМБ-32-2 на 0,3–0,7 одиниці знижують pH_{KCl} дерново-середньопідзолистого супіщаного ґрунту протягом вегетаційного періоду, а застосування Агрофілу та супербіодобрива Агровіт-Кор сумісно з апатитом на 1–2 мг на 100 г підвищує вміст у ґрунті рухомого фосфору.

5. При вмісті рухомого фосфору в ґрунті більш ніж 15 мг на 100 г застосування різних видів фосфорних добрив не підвищує урожайність зеленої маси кукурудзи, її урожайність підвищується на 30–49 % від застосування мікробіологічних препаратів ФМБ-32-3, Агрозану, Агрофілу та супербіодобрива Агровіт Кор, на 12 % підвищується урожай конюшини червоної від ФМБ-32-3 і на 14 % урожай грятости збірної – від ФМБ-32-3, Агрозану й Агрофілу.

6. У перший рік травокористування, при внесенні високих норм апатиту і сірки локальним способом та знижені pH_{KCl} до 3,8, урожай сіна конюшини червоної знизився на 14 ц/га (12,2 %), при внесенні їх у гранульованому вигляді – підвищився на 6 ц/га (5,2 %), в наступні роки зниження урожаю грятости збірної не спостерігалось.

7. На радіоактивно забруднених ^{137}Cs дерново-середньопідзолистих ґрунтах в межах 222–265 $kBк/m^2$ (4,7–7,3 Ki/km^2) застосування високих норм апатитів із сіркою, або з мікробіологічними препаратами, здатними підкислити ґрунт, підвищує активність ^{137}Cs в сіні конюшини червоної від 13 до 70–123 $Bк/kg$ і не змінює його активності в сіні грятости збірної, отриманої на другий рік травокористування.

8. При щільності забруднення ґрунту ^{90}Sr в межах 11–19 $kBк/m^2$ (0,30–0,57 Ki/km^2), застосування азотно-калійних добрив та високих норм апатиту з сіркою, здатною підкислювати ґрунт, на накопичення ^{90}Sr в урожаї багаторічних трав не впливало. Від застосування високих норм суперфосфату P_{450} , його активність підвищувалась від 17 до 35 $Bк/kg$.

Спостерігається підвищення активності і від застосування мікробіологічних препаратів та супербіодобрива Агровіт-Кор.

9. За рахунок внесення в ґрунт високих норм фосфорних добрив та сірки, здатної підкислювати ґрунт, в урожаї сіна конюшини червоної у 2 рази може збільшуватись активність ^{40}K (до 571–621 Бк/кг), а в зеленій масі кукурудзи – від 97 до 420–541 Бк/кг активність ^{40}K та від 27 до 37–42 Бк/кг- активність ^{137}Cs .

Перспективи подальших досліджень

Подальші дослідження необхідно зосередити на розробці способу грануляції, виділеного з габроїдів апатиту з сіркою, що забезпечив би руйнування цих гранул у ґрунті, проникнення в них повітря й оптимальну швидкість окислення сірки та розчинення апатиту, що відповідала б швидкості засвоєння рухомого фосфору сільськогосподарськими культурами. В цьому випадку можна застосовувати невисокі екологічно безпечні і економічно виправдані норми сірки, які не будуть істотно впливати на зміну кислотності ґрунту. Поступове розчинення фосфору в таких гранулах, з одночасним поглинанням його кореневими системами рослин, дозволить зменшити його взаємодію у ґрунті з рухомими іонами алюмінію й заліза та перехід у сполуки, недоступні рослинам. Перспективним може виявитись і додавання до гранульованого комплексного мікробіологічного препарату Агрозану подрібненого апатиту.

Література

1. Агрохімічні руди України: матеріали міжвід. наук.-техн. конф., (Київ, 16-20 лютого 2004 р.). – К., 2004. – С.9–10.
2. Гинсбург К.Е. Фосфор основных типов почв СРСР / К.Е. Гинсбург. – М.: Наука, 1981. – С. 137, С. 188.
3. Коминар О.А. Горные породы Житомирской области как источник удобрений: дис канд. геол.-минерал. наук / О.А. Коминар. – К., 1966. – 193 с.
4. Влияние фосфорных удобрений на накопление ^{137}Cs сельскохозяйственными культурами / В.К. Кузнецов, Н.И. Санжарова, Р.М. Алексахин [и др.] // Агрoхимия. – 2001. – №9. – С. 47–53.
5. Кулаковская Т.Н. Оптимизация агрохимической системы почвенного питания растений / Т.Н. Кулаковская. – М.: Агропромиздат, 1990. – С.60–88.
6. Лархер В. Экология растений / В. Лархер М.: Мир, 1978. – С. 82.
7. Вплив важкорозчинних фосфорних добрив на забруднення врожаю сільськогосподарських культур радіонуклідами / А.В. Мудрак, М.К. Волинчук, А.П. Мушко, М.М. Петрук // Проблеми сільськогосподарської радіології: доп. учасників четвертої міжнар. наук.практ. конф., 19–21 червня 2003 року. – Житомир. “ Вид-во ДАУ, 2003. – С. 108–110.
8. Ефективність застосування зернистих фосфоритів та апатитів з сіркою та фосформобілізуючими мікроорганізмами на дерново-середньопідзолистих ґрунтах Полісся в якості місцевих добрив / А.В. Мудрак, О.І. Мисловська, А.П. Мушко [та ін.] // Вісник ДАУ. – 2005. – №2. – С. 8–22.

9. *Петербургский А.В.* Круговорот и баланс питательных веществ в земледелии / *А.В. Петербургский.* – М.: Наука, 1979. – С. 83–101.
10. *Соколовський А.А.* Краткий справочник по минеральным удобрениям / *А.А. Соколовський, Т.П. Унанянц.* – М.: Химия, 1977. – С. 125–129.
11. *Швайберов С.К.* Мінерально-сировинна база агроруд північного заходу Українського щита / *С.К. Швайберов, Б.Л. Висоцький, Л.М. Базалійська* // Агронімічні руди України: матеріали міжнар. наук.-техн. конф., (Київ, 16–20 лютого 2004 р.). – К., 2004. – С. 69–72.

УДК 504.74.:628-316.6

Н.О. Волошина

к.вет.н.

П.Я. Кілочицький

д.б.н.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

В.Г. Каплуненко

д.техн.н.

М.В. Косінов

к.техн.н.

ООО «Наноматеріали і нанотехнології», м. Київ

ДЕЗИНВАЗІЯ КАНАЛІЗАЦІЙНИХ СТОКІВ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ НАНОЧАСТОК МЕТАЛІВ

У статті наведено спосіб застосування екологічно безпечної технології на основі наночастинок біоцидних металів для знезараження стічних вод, які містять збудників аскаридозу свиней.

Постановка проблеми та аналіз останніх досліджень

Погіршення екологічного стану довкілля протягом останніх десятиріч вкрай негативно відображається на якості води у поверхневих водних об'єктах, які є джерелом питного водозабезпечення. Окрім погіршення якості води за фізичними, хімічними та іншими показниками, у водних об'єктах збільшився вміст збудників паразитарних хвороб людини та домашніх тварин.

Не лише у стічних та каналізаційних водах, а й у річках, озерах та ставках виявляють паразитів з різних біологічних таксонів, у тому числі яйця 15-и видів гельмінтів. Їх концентрація може коливатися у межах від 1 до 500 яєць на літр води, залежно від зараженості гельмінтозами населення та тварин. Частина яєць осідає на дно водойм та замулюється, звідки може потрапити або знову у воду, або в нових хазяїв [1, 2, 3].

Як зарубіжні, так і вітчизняні паразитологи повідомляють про забруднення яйцями різних видів гельмінтів та цистами найпростіших стічних та каналізаційних вод. На території України цим питанням

© Н.О. Волошина, П.Я. Кілочицький, В.Г. Каплуненко, М.В. Косінов

займались Данько О.П. (1984), Локтева І.М. (1998) та ін. [цит. за:1]. За деякими даними, в одному літрі міських каналізаційних вод виявляють до 5–6 тисяч яєць гельмінтів. Навіть після камери гниття яйця аскарид виявляють у 38 %, а ціп'яків у 99 % проб [1].

Надвисока плодючість гельмінтів (самка *Ascaris suum* (Goeze, 1782) продукує за добу близько 200 тис. яєць, *Ascaris lumbricoides* (Linnaeus, 1758) – до 230 тис. яєць, а *Ascaridia galli* (Schrank, 1788.) Freeborn, 1923 – близько 140 тис.) [4, 5] та їхня стійкість до несприятливих умов середовища створюють особливий вид екологічних проблем – проблему паразитарного забруднення довкілля. Особливу увагу у цьому відношенні привертають яйця та личинки нематод із родини Ascaridiidae, які відносяться до групи високостійких (яйця *A. lumbricoides* зберігають життєздатність у зовнішньому середовищі до 7-и років, а в розчині формаліну – до 4-х). Тому знешкодження інвазійних стадій паразитів (дезінвазія) є важливою ланкою в серії заходів із запобігання поширенню паразитарних хвороб.

Існує декілька способів дегельмінтизації осаду каналізаційних стоків: підсушування на мулових площадках [6]; штучне зневоднення осаду з роздільною дезінвазією рідкої та твердої фракцій із застосуванням 0,2–2,0 % розчину тіазону [7]; термофільне бродіння [8] тощо. Проте, наведені способи знезараження не знайшли широкого застосування у практиці через складність застосування, низьку рентабельність та недостатню ефективність. Тому, проблема дезінвазії каналізаційних та стічних вод і нині лишається актуальною у багатьох країнах світу.

У 80-х роках минулого сторіччя був запропонований спосіб знезараження каналізаційних стоків дією на них високовольтним імпульсним електричним полем. Для підвищення ефективності процесу стічні води додатково піддавали ультразвуковій обробці в діапазоні частот 12–25 кГц при одночасній дії високовольтного імпульсного електричного поля, створюваного імпульсом напруги з амплітудою $(1,5–2,5) \cdot 10^3$ В, швидкістю наростання напруги $2 \cdot 10^5$ кВ/мкс та інтервалами між імпульсами – $0,2 \cdot 10^{-3}$ 5 сек. [9]. Однак, при цьому суттєво ускладнилося саме устаткування та методика його застосування, різко зросли енерговитрати, що відчутно знижує рентабельність методу. Крім того, в характеристиці методики відсутні відомості про можливість знищення яєць гельмінтів.

Гузовим І.П. та Худиковим Н.М. (1995) запропонований екологічно чистий спосіб дезінвазії, заснований на застосуванні електричного поля з напруженістю не менше 100 В/см та частотою 50–250 кГц [10]. Недоліком цього способу є необхідність застосування зовнішнього високовольтного джерела енергії, що знижує його доступність та підвищує небезпеку ураження обслуговуючого персоналу електричним струмом.

В основі методів знезараження стічних вод із застосуванням біоцидних металів лежить спосіб отримання електрично заряджених наночасток металів ерозійно-вибуховим способом за технологією ООО «Наноматеріали і нанотехнології». При цьому електрично заряджені

наночастки бактерицидних металів (Mg, Zn, Cu, Ag, Pd, Pt, Au, Ir, Sn та Sb) можна отримати шляхом диспергування металічних гранул імпульсами електричного струму у воді [16].

Електрично заряджені наночастки накопичуються у воді, утворюючи колоїдний розчин. Використання наночасток суміші металів підсилює біоцидну дію препарату і розширює спектр його дії за рахунок синергетичної дії металів [10, 13, 14].

Електричний потенціал на поверхні наночасток досягає декілька вольт. При розмірі наночасток 100 нм напруженість електричного поля в ближній зоні наночасток сягає 10^5 В/см, що значно (на три порядки) перевищує пороговий рівень дезінвазійної здатності електричного поля і призводить до знищення яєць та личинок гельмінтів.

Метою нашої роботи було: розробити ефективний метод дезінвазії каналізаційних стоків від яєць аскарид із застосуванням досягнень нанотехнології.

Матеріали і методи досліджень

Матеріалом досліджень слугувала культура яєць свиної аскариди (*A. suum*) на інвазійній та на неінвазійній стадіях їх розвитку. Лабораторні обстеження екскрементів свиней здійснювали загальноприйнятими методами послідовного промивання та флотації. При санітарно-гельмінтологічних дослідженнях стічних вод користувались методом Н.А. Романенка [1]. Диференціацію мертвих і живих яєць а також личинок проводили або застосовуючи метиленовий синій у розчині молочної кислоти з їдким лугом, або ж за рухливістю личинок всередині яйця. Життєздатність яєць паразитичних червів визначали методом світлової мікроскопії паралельно з методом лабораторного культивування.

В експерименті було задіяно шість дослідних та дві контрольні групи. У вісім ємностей заливали по 1 л. сирого осаду стічних вод тваринницької ферми. Потім до кожної з них вносили по 50 яєць свиної аскариди: у три дослідні та одну контрольну групу – не інвазійні, а в інші три та одну – інвазійні яйця нематоди (з личинкою всередині).

Електрично заряджені наночастки бактерицидних металів (Mg, Zn, Cu, Ag, Pd, Pt, Au, Ir, Sn, Sb) були одержані в лабораторних умовах ерозійно-вибуховим способом за технологією ООО «Наноматеріали і нанотехнології» [11,16]. Загальний вміст металів у нанорідині складав біля 100 мг/дм^3 .

Нанорідину вносили з розрахунку 500 мл, 1000 мл, 3000 мл на 1 м^3 осаду. Під час експерименту і перед відбором проб дослідні суміші перемішували. Час експозиції – 6, 12 і 24 години.

Після експозиції яйця аскарид вилучали із дослідних сумішей, двічі відмивали у дистильованій воді з використанням центрифуги (при 1,5 тис. об./хв., протягом 5-и хв.) та переглядали в чашках Петрі при малому збільшенні мікроскопу.

З метою контролю фізіологічної життєздатності яєць їх культивували в чашках Петрі з фізіологічним розчином в термостаті при температурі 28°C

протягом 60-и діб. Двічі на тиждень яйця аскарид переглядали під малим та великим збільшеннями мікроскопу. При цьому виявляли деформовані та мертві яйця (за розривом оболонки, її прогинанням, станом плазми).

Дослідження були проведені на базі акредитованої лабораторії військової частини А 3466 (центр ветеринарного забезпечення ЗС України).

Результати досліджень

Робота включає три взаємопов'язані етапи. З них два перших можна розглядати як підготовчі. Зокрема на першому – із застосуванням загальноприйнятих гельмінтоовоскопічних методів були отримані життєздатні яйця свиної аскариди.

На другому етапі було налагоджене лабораторне культивування цих яєць та їх диференціювання на життєздатні і нежиттєздатні, незрілі та зрілі.

Третій, основний, етап роботи полягав у створенні експериментальної моделі шляхом компонування інвазійного матеріалу, сирого осаду стічних вод тваринницької ферми та наногальванічних елементів, утворених наночастками біоцидних металів. При цьому напруга електричного поля в ближній зоні електрично заряджених наночасток сягала 100 000 В/см, а кількість самих наночасток в середовищі складала 10^{10} – 10^{12} часток/л. За рахунок броунівського руху наночастки знаходились в безпосередній близькості від яєць гельмінтів, що значно підвищило ефективність дії препарату.

Таблиця. Овоцидна ефективність електрично заряджених наночасток біоцидних металів на яйця *Ascaris suum*

Доза наноречовини, мл/м ³	Експозиція, год	Неінвазійні яйця		Інвазійні яйця		
		Кількість яєць, які не досягли інвазійної стадії, %		Кількість життєздатних яєць, %	Кількість нежиттєздатних яєць, %	Кількість життєздатних яєць, %
		Без розвитку, %	З розвитком, %			
500	6	62,9	31,3	5,8	65,7	34,3
	12	78,6	19,2	2,2	70,1	29,9
	24	81,8	16,5	1,7	79,2	20,8
1000	6	73,4	25,4	1,2	68,6	31,4
	12	80,8	18,6	0,6	75,6	24,4
	24	94,2	5,8	-	80,4	19,6
3000	6	86,4	12,6	1,0	83,9	16,1
	12	92,3	7,7	-	90,4	9,6
	24	96,7	3,3	-	93,6	6,4
Контроль		3,7	-	96,3	1,8	98,2

Як зазначено в таблиці, ступінь овоцидного ефекту колоїду наночасток біоцидних металів безпосередньо залежить від концентрації реагенту та тривалості експозиції. Нанорозчин більш ефективно діє на яйця аскариди свиней, які ще не досягли інвазійної стадії. Крім того, під час експерименту щодо неінвазованих яєць нематод відмічали фізіологічне незавершення розвитку в середньому у 15,9 % випадків.

Найвищий, 100 % овоцидний ефект мав місце при дозуванні наноречовини 3000 мл/м³ та експозиції у 12 і 24 години, а також при використанні колоїдного розчину у концентрації 1000 мл/м³ з експозицією у 24 години. Найменшу овоцидну активність мали аквахелати, застосовані у концентрації 500 мл на 1 м³ осаду з експозицією до 6-и годин – 94,2 %. У контрольній групі 96,3 % неінвазійних яєць розвинулися до інвазійної стадії.

Деяко нижчу ефективність проявляв нанобіокомпозит наночасток металів при дії на зрілі яйця *A. suum*. Задовільний овоцидний ефект (65,7 %-79,2 %) дає застосування наноречовини у дозі 500 мл/ м³ при експозиції від 6 до 24 год, відповідно.

При застосуванні 3000 мл нанорідини на 1 м³ стічних вод протягом 24 годин вдається досягти майже 93,6 %, а при 12-и годинній експозиції – 90,4 % елімінації паразитів, що є високоефективним проявом овоцидної дії. У контрольній групі життєздатність нематод зберігалася на рівні 98,2 %.

Висока овоцидна ефективність пропонованого способу знезараження каналізаційних стоків від збудника аскаридозу, відносна простота та доступність застосування дозволяють рекомендувати його до використання в практиці комунального та сільського господарств. Застосування даного методу дезінвазії дозволить оперативно вирішувати проблеми дегельмінтизації та утилізації осаду стічних вод без застосування екологічно небезпечних технологій.

Висновки

Застосовування колоїдного розчину електрично заряджених наночастинок бактерицидних металів у концентрації від 1000 до 3000 мл на 1 м³ осаду із експозицією до 24 год. сприяє загибелі 100 % неінвазійних яєць свиної аскариди *Ascaris suum* та від 90,4 % до 93,6 % яєць на інвазійній стадії, що свідчить про високу ефективність пропонованого способу дегельмінтизації каналізаційних стоків.

Перспективи подальших досліджень

Подальші дослідження слід спрямувати на випробування запропонованого способу дезінвазії каналізаційних стоків з використанням наночасток металів в умовах сільськогосподарського виробництва.

Література

1. Романенко Н.А., Падченко И.К., Чебышев Н.В. Санитарная паразитология: (Руководство для врачей). – М., 2000. – 342 с.

2. *Сорока Н.М., Новікова І.А., Федоренко О.В.* Екологічна небезпека забруднення навколишнього середовища яйцями гельмінтів // *Наук. вісник НАУ.* – 2006. – Т. 98. – С. 190–193.
3. *Березовський А.В.* Екологічні проблеми сучасної паразитології (аналітичний огляд) // *Науковий вісник НАУ.* – 2006. – Т. 98. – С. 19–28.
4. Инструкция о мероприятиях по предупреждению и ликвидации заболеваний животных гельминтозами. - М.: Информагротех. –1998. – 69 с.
5. *Мозговой А.А.* Основы нематодологии. Аскариды животных и человека и вызываемые ими заболевания, Книга 1, / *А.А. Мозговой.* - М.: Изд-во АН СССР. –1953. – 351 с.
6. *Романенко Н.А.* Санитарная культура животноводческих ферм и комплексов *Н.А.Романенко, В.И.Сурнин, Н.И.Хижняк* и др., Краснодар. -1981. – 114 с.
7. *Кебина В.Я.* Дегельминтизация осадка сточных вод тиазоном / *В. Я. Кебина, Н. А. Романенко, З.М. Смирнова* // *Медицинская паразитология.* –1981. – №2. – С. 18–20.
8. *Каримова К.К.* Эффективность очистки сточных вод от яиц гельминтов / *К. К. Каримова* // *Проблемы паразитологии.* Труды VII науч. конфер. паразитологов УССР. - Киев, 1982. -С. 337–339
9. Авт. свид. SU №1114623. Российская Федерация, МПК 7 С 02 F 1/36, С 02 F 1/48, С 02 F 103:42. Способ обеззараживания сточных вод / *Лях А.А.*; заявитель и патентообладатель Киевский ордена трудового красного знамени инженерно-строительный институт, Киевский науч.-исслед. ин-т туберкулеза, пульмонологии и грудной хирургии им. акад. *Ф.Г. Яновского.* – № 3511499/23-26; заявл. 16.11.82; опубл. 23.09.84., Бюл. № 35.
10. Пат. 2038320 Российская Федерация, МПК 6 С 02 F 1/46, С 02 F 11/00. Способ обеззараживания сточных вод / *Гузов И. П., Худиков Н. М.*; Заявитель и патентообладатель Всероссийский научно-исследовательский институт экспериментальной физики. – № 4921557/26; заявл. 25.03.91; опубл. 27. 06.95, Бюл. № 26.
11. Открытие № 290 от 7 июня 1986г. *Конюшая Ю.П.* Открытия советских ученых. Часть 1. Физико-технические науки. Изд-во МГУ. –1988. –С. 372–374.
12. Открытие № 176 от 24 июня 1976г. *Конюшая Ю.П.* Открытия советских ученых. Часть 1. Физико-технические науки. Изд-во МГУ. 1988. –С. 287–288.
13. *Арсентьева И.П.* Исследование биологической активности наночастиц магния и меди / *И. П. Арсентьева, Е. С. Зотова, Т. А. Байтукалов* и др. Материалы VIII Международной научно-практической конференции «Экология и жизнь», Пенза, 2005. – С. 157–160.
14. *Федоров Ю.И.* Сравнительное изучение влияния металлов Ag, Cu, Zn, Al в виде высокодисперсного порошка и соли на рост *Escherichia coli* В. / *Ю.И. Федоров., Л.А. Володина,*

- Т.А. Кузовникова и др. // Известия Академии Наук СССР. Серия биологическая. –1983. – № 6. – С. 948–950.
15. Патент на корисну модель: 23550 Україна, МПК (2006) В 22 F 9/14. Спосіб ерозійно-вибухового диспергування металів. / Капдуненко В.Г., Косінов М. В. ; Заявник та патентоволодар Національний аграрний університет; заявл. 13.04.08; опубл. 25.05.07, Бюл. № 7.
16. Патент України на корисну модель № 29007. Наногальванічний елемент. МПК C02F1/467. Опубл. 25.12.2007. Бюл. № 21.

УДК. 635. 21: 632 (477. 42)

В.М. Положенець

д. с.-г. н.

Н.М. Плотницька*

аспірант

Житомирський національний агроєкологічний університет

КУЛЬТИВУВАННЯ ВИДУ *PHYTOPHTHORA INFESTANS* В УМОВАХ *IN VITRO*

Доведено, що ізоляція виду *Phytophthora infestans* у чисту культуру - це складний процес, перебігу якого перешкоджають різні фактори біотичної та абіотичної природи. Культивування збудника фітофторозу в умовах *in vitro* значно полегшується із використанням картопляно-глюкозного агарового середовища.

Постановка проблеми

Phytophthora infestans – це облигатний фітопатогенний організм, який викликає захворювання різних сільськогосподарських культур [2]. Цей вид викликає захворювання картоплі, зокрема фітофтороз бульб, листків і стебел. Великої шкоди *Ph. infestans* спричиняє як у період вегетації картоплі, так і в період зберігання бульб. Розвитку фітофторозу сприяють недотримання умов зберігання і тривала тепла й волога погода під час вегетації. У окремі роки (роки масових епіфітотій) втрати врожаю можуть сягати понад 50 % [2, 3, 4]. Тому не даремно цю хворобу визнають найбільш шкідливим захворюванням грибного походження [5].

Доведено, що для захисту врожаю бульб немає нічого кращого ніж використання високо стійких сортів картоплі [2]. Встановлення стійкості до фітофторозу перспективних гібридів проводиться шляхом інфікування їх видом *Ph. infestans* у лабораторних умовах, практикується також вирощування дослідного матеріалу на спеціальних провокаційних фонах. Випробування перспективних гібридів на стійкість до фітофторозу в лабораторних умовах здійснюється на бульбах і листках картоплі, що передбачає наявність гриба *Ph. infestans* в чистій культурі на поживному середовищі. Проте оскільки збудник фітофторозу є облигатним патогеном,

* Науковий керівник – д.с.-г.н., В.М. Положенець

© В.М. Положенець, Н.М. Плотницька

культивування даного мікроорганізму ускладнюється надзвичайною чутливістю до поживного середовища і факторів оточуючого середовища.

Завданням нашого дослідження було: виділення виду *Ph. infestans* у чисту культуру, порівняння його анатомо-морфологічних особливостей з описаними в офіційних джерелах та виявлення такого поживного середовища, в умовах якого розвиток культури збудника фітофторозу картоплі відбуватиметься без перешкод і зі збереженням їх фітопатогенних властивостей.

Об'єктом досліджень виступали анатомо-морфологічні та фізіологічні особливості ізолятів виду *Ph. infestans*.

Методика досліджень

Виділення ізолятів *Ph. infestans* в чисту культуру здійснювали перенесенням спорношення патогена на поживне середовище. Джерелом інфекції фітофторозу слугували хворі листки картоплі з типовими ознаками ураження збудником цього захворювання. Для отримання добре розвиненого спорношення *Ph. infestans* інфікований матеріал розміщували у вологій камері [1, 6]. З цією метою використовували чашки Петрі із вологим фільтрувальним папером, куди і поміщали листки. Спорношення збудника фітофторозу мікробіологічною петлею за загальноприйнятою методикою [6] переносили на пластирі картоплі, отримані з візуально здорових, вимитих у проточній воді, дезінфікованих спиртом та обпалених над полум'ям пальника бульб без ознак позеленіння. Пластирі із бульб картоплі використовували для збереження фітопатогенних властивостей виділених ізолятів грибів. Для отримання чистої культури виду *Ph. infestans* здійснювали кількаразове пересівання ізолятів.

Вивчення анатомо-морфологічних особливостей фітопатогенних культур збудника фітофторозу проводили за загальноприйнятою методикою із використанням світлового мікроскопа [1].

Визначення впливу живильного середовища на розвиток міцелію та інтенсивність спорношення *Ph. infestans* здійснювали із використанням картопляно-глюкозного агару (КГА), яке слугувало за еталон, вівсяного (ВА) та житнього (ЖА) агаризованих середовищ. Ступінь розвитку патогена визначали методом мікрометричного вимірювання діаметру міцелію через 14 діб культивування за сприятливих умов температури (19-20⁰С) і вологості повітря (70 %). Повторність експерименту п'ятиразова.

Результати досліджень

За результатами виділення ізолятів збудника фітофторозу картоплі із хворих листків нами були виявлені позитивні наслідки від використання вологих камер, котрі сильно полегшують цей процес та дозволяють отримати добре розвинене спорношення гриба *Ph. infestans*. Проте слід відмітити, що уражений матеріал, зібраний у вологу погоду (особливо зранку) не потребує

вологих камер взагалі або тривалого їх використання. Оскільки в такому випадку вони можуть бути використані лише як тимчасове сховище для транспортування. Це пояснюється тим, що за умов підвищеної вологості повітря на листках картоплі, зокрема з нижньої їх поверхні, утворюється біле павутинисте спорonoшення виду *Ph. infestans* (рис. 1).



Рис. 1. Симптоми фітофторозу листя картоплі.

Незважаючи на спосіб отримання інфікованого матеріалу, який слугує джерелом збудника фітофторозу, виділенню гриба *Ph. infestans* у чисту культуру перешкоджає наявність інших патогенних мікроорганізмів, зокрема *Alternaria solani* та різних видів роду *Fusarium*.

Ці мікроорганізми інтенсивно розвивалися на середовищі, куди висівали спорonoшення *Ph. infestans*. Швидкість розвитку їх міцелію набагато перевищувала ріст грибниці збудника фітофторозу, в першу чергу це стосується видів роду *Fusarium*. Окрім переважання у розвитку вони також пригнічували життєдіяльність *Ph. infestans* і призводили до її загибелі.

За результатами очищення отриманих ізолятів збудників фітофторозу було виділено в чисту культуру лише 4,3 і 2,8 % зразків (табл. 1). Встановлено, що при використанні вологої камери частка ізолятів, виділених у чисту культуру, більша, ніж без її використання.

При перевірці тих ізолятів *Ph. infestans*, з яких не вдалося отримати чисті культури патогена, було встановлено, що в цих зразках інтенсивно росли і розвивалися лише гриби роду *Fusarium* і вид *A. solani*. Ознаки розвитку грибів *Ph. infestans* не спостерігалися або були виявлені у незначній мірі.

Крім того, отримані чисті культури *Ph. infestans* характеризувалися високою патогенністю, що пояснюється використанням поживного середовища природного походження, а саме пластирів із бульб картоплі.

Дослідження анатомо-морфологічних особливостей виділених у чисту культуру ізолятів збудника фітофторозу показало, що вони не відрізняються від описаних у вітчизняних та закордонних літературних джерелах і являються типовими представниками цього виду.

Таблиця 1. Результати виділення *Phytophthora infestans* у чисту культуру (2005-2007 рр.)

Джерело інфекції	Кількість ізолятів, шт.	Виділено в чисту культуру, шт.	
		всього	патогенних
із використанням вологої камери	116	5	5
без використання вологої камери	72	2	2

Вони характеризуються несептованим, багатоядерним міцелієм. Гіфи гриба безбарвні, гіллясті з добре вираженою зернистістю протопласту. Конідії безбарвні, лимоноподібні, зрідка кулеподібні або іншої форми, одноклітинні із сосочковидним горбочком на вершині. При температурі нижче 14°C в краплині води вони перетворюються в зооспорангії, вміст яких розпадається на окремі частки, в результаті чого звичайно утворюється 6–16 рухомих джугутикових зооспор.

Експериментальне вивчення розвитку гриба *Ph. infestans* на поживних середовищах показало, що найкращий розвиток культури цього виду був при використанні картопляно-глюкозного агаризованого середовища (табл. 2).

Таблиця 2. Розвиток міцелію *Phytophthora infestans* в залежності від складу поживного середовища (2005-2007 рр.)

Тип середовища	Діаметр міцелію, мм					
	ФЛ-1	ФЛ-2	ФЛ-3	ФЛ-4	ФЛ-5	середнє
КГА (еталон)	73,2	69,1	77,4	76,6	78,2	74,9
ВА	60,4	59,4	58,3	62,2	66,7	61,4
ЖА	67,8	64,5	57,5	63,1	59,6	62,5

Так, на 14 добу культивування культур п'яти штамів виду *Ph. infestans* (ФЛ-1, ФЛ-2, ФЛ-3, ФЛ-4 і ФЛ-5) діаметр їх міцелію на КГА становив

відповідно 73,2, 69,1, 77,4, 76,6 та 78,2 мм, що в середньому в 1,2 рази перевищувало подібні показники при вирощуванні патогена на ВА і ЖА.

Розвиток *Ph. infestans* на ВА і ЖА практично не відрізнявся у жодної з культур і становив відповідно у ФЛ-1 – 60,4 та 67,8 мм; у ФЛ-2 – 59,4 та 64,5 мм; у ФЛ-3 – 58,3 та 57,5 мм; у ФЛ-4 – 62,2 та 63,1 мм і у ФЛ-5 – 66,7 та 59,6 мм. Слід відмітити, що діаметр міцелію лише двох культур (ФЛ-3 і ФЛ-5) при вирощуванні на ВА був дещо інтенсивнішим, ніж при вирощуванні на ЖА, тоді як у інших варіантах та в цілому спостерігалася зворотна залежність. Проте суттєвої різниці у розвитку *Ph. infestans* на ВА і ЖА не спостерігали.

Висновки

1. Використання вологих камер у значній мірі полегшує виділення *Ph. infestans* у чисту культуру, але їх застосування за умов підвищеної вологості, особливо зранку, коли ще не зійшла роса, не є обов'язковим.

2. Значних перешкод при виділенні в чисту культуру ізолятів збудника фітофторозу завдають *Alternaria solani* та різні види роду *Fusarium*, які пригнічують розвиток *Ph. infestans*.

3. При культивуванні збудника фітофторозу на поживному середовищі доцільно використовувати картопляно-глюкозний агар, розвиток міцелію *Ph. infestans* на якому в 1,2 рази перевищує його ріст на вівсяному та житньому агаризованих середовищах.

Перспективи подальшого дослідження

Перспективним напрямком даного дослідження повинно бути подальше випробування різних за складом поживних середовищ та виявлення з-поміж них таких, розвиток культури *Ph. infestans* на яких був би найбільш інтенсивним. Також слід проводити експериментальне вдосконалення методики отримання чистої культури збудника фітофторозу з інфікованих листків картоплі.

Література

1. Бельтюкова К.Г. Методы исследования возбудителей болезней растений / К.Г. Бельтюкова, М.С. Метьшевская, М.Д. Куликовская. – К.: Наук. думка, 1968. – 316 с.
2. Дорожкин Н.А. Клубневые гнили картофеля / Н.А. Дорожкин, С.И. Бельская, И.В. Викторчик [и др.]. – Минск: Наука и техника, 1989. – 135 с.
3. Положенець В.М. Захист картоплі від хвороб і шкідників в агроценозі малопродуктивних земель Полісся / В.М. Положенець, І.Л. Марков, П.О. Мельник, Л.В. Немерицька. – К., 2002. – 199 с.
4. Попкова К.В. Общая фитопатология / К.В. Попкова. – М.: Агропромиздат, 1989. – 399 с.

5. Попкова К.В. Фитофтора картофеля / К.В. Попкова. – М.: Колос, 1972. – 176 с.
6. Кирай З. Методи фітопатології: пер. с англ. С.В. Васильєвой / З. Кирай, З. Клемент. – М.: Колос, 1974. – 343 с.

УДК 633.521:631.8

С.Б. Шваб

к.с.-г. н.

Житомирський національний агроекологічний університет

ВПЛИВ НОРМ ВИСІВУ ТА МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ НА ПОКАЗНИКИ ЯКОСТІ ЛЬОНУ ОЛІЙНОГО

Висвітлені питання щодо вирощування льону олійного на Поліссі та впливу систем удобрення і норм висіву (5.0, 7.5 та 10.0 млн шт/га) на загальну та технічну висоту рослин і вміст волокна в стеблах досліджуваного сорту Айсберг. Встановлено, що найбільш доцільною нормою добрив, яка забезпечує отримання підвищеного вмісту волокна в стеблах є $N_{34}P_{80}K_{90}$ на всіх досліджуваних нормах висіву насіння.

Постановка проблеми

Льон олійний – цінна харчова та лікувальна культура. Насіння льону містить до 49 % олії, яка швидко висихає (йодне число 175–195), утворюючи тонку гладеньку блискучу плівку. Доброякісну олію використовують у деяких галузях промисловості: лакофарбовій – для виготовлення натуральної оліфи, лаків, емалей, різних фарб для підводних робіт; електротехнічній, автомобільній, суднобудівній та ін., а також у миловарінні, медицині. Олію можна вживати в їжу [4].

Стебло льону олійного і, тим більше, льону проміжного містить, як і льон-довгунець в луб'яній частині стебла 10–15 % луб'яного целюлозного волокна. Для текстильної переробки волокно олійного льону значно гірше довгунцевого. Воно грубіше, з округлою формою розрізу, містить велику кількість лігніну. З соломи льону олійного краще отримувати тільки коротке волокно або луб.

В Канаді 15 % від загальної кількості зібраної соломи льону олійного фірма Ecusta Fibres Schweitzer Maudnit використовує спеціальний цигарковий папір. Дві інші фірми Duvafibrilne, Caniva Skand Vuir Insulation також стали використовувати солому льону олійного в промисловості. З неї отримують неткані матеріали, які використовують для армування композиційних матеріалів. Економічний ефект від промислового використання соломи льону олійного становить 1500–2000 американських доларів за 1 т волокна [3].

Використовуючи волокно льону олійного в Україні, для отримання котоніну промисловість може створювати постійну базу місцевої сировини.

Аналіз останніх досліджень

Вивченням норм висіву олійного льону в різні роки широко займалися різні науково-дослідні установи.

Твердження щодо слабкої залежності урожаю культури від норми висіву насіння іншими вченими як підтверджується, так і заперечується.

Richard J. Soffe [12] в умовах Великобританії вважає оптимальною густиною – 400–500 рослин/м², зниження густоти призводить до збільшення забур'янення посівів і нерівномірного досягання коробочок. Більш висока густина стояння призводить до вилягання рослин, зменшення врожаю насіння та зниження стійкості до хвороб.

Шпаар Д., Гинапп Х., Щербаков В. та ін. [11] стверджують, що максимально допустима густина стояння рослин на кращих ґрунтах повинна становити 500 рослин/м², на гірших – 400 рослин/м², а оптимум становить – 300–450 рослин/м². При вирощуванні льону олійного на родючих ґрунтах слід вибирати більш високу, на бідних ґрунтах – більш низьку норму висіву. При її визначенні враховують бажану кількість рослин/м², масу тисячі насінин, лабораторну і польову схожість.

Борисонік З.Б., Михайлов В.Г. та ін. [2] в степовій зоні України рекомендують висівати при звичайному рядковому способі сівби по 50–70 кг/га, а при широкорядному – 35–40 кг/га.

Згідно з даними Г.С.Кияка [5] норма висіву льону – від 40 до 60 кг/га. У посушливих районах норму висіву необхідно зменшувати до 30–40 кг/га. На насінних ділянках при широкорядному способі сівби норма висіву повинна становити 25 кг/га. При використанні льону на волокно і насіння норму висіву необхідно збільшувати на 10–15 кг/га.

Фахівці Інституту олійних культур УААН рекомендують норму висіву 4–5 млн шт/га схожого насіння або 30–40 кг/га. Мінімальна норма стосується ранніх строків сівби, максимальна – більш пізніх [8].

Одним з основних факторів, що впливає на ріст і розвиток рослин є застосування мінеральних добрив.

Надходження поживних речовин в рослини в онтогенезі і використання їх поряд з продуктами фотосинтезу в процесах обміну речовин визначає умови формування врожаю сільськогосподарських культур і його якості.

Городній М.Г., Борисонік З.Б., Михайлов В.Г. та ін. [1, 2] вважають, що оптимальними нормами мінеральних добрив під льон олійний є внесення N₄₅ - P₆₀K₄₅ кг/га, що підвищує врожайність насіння на 2,6 ц/га. На врожай насіння позитивно впливає післядія органічних і мінеральних добрив.

Зінченко О.І., Лихочвор В.В. [4, 6] рекомендують під льон олійний вносити азоту 45–60, фосфору 45–60 та калію 45–60 кілограм діючої речовини на гектар.

Масляний О. [9] для умов Миколаївської області рекомендує вносити під льон з осені $N_{45}P_{60}K_{30}$. Під час сівби, на його думку, слід обов'язково вносити 50 кг/га нітроамофоски, що дає змогу рослинам краще розвиватись у початкові періоди росту, коли в ґрунті ще достатньо вологи. У посушливі роки припосівне внесення комплексних добрив давало до 35 % приросту врожаю.

Як бачимо, погляди відносно норми висіву насіння льону олійного і норм мінеральних добрив досить різні. Це і викликало необхідність встановлення оптимальних значень цих показників для льону олійного в умовах Полісся України.

Об'єкти та методика досліджень

Метою досліджень є вивчення закономірностей формування урожаю олійного льону залежно від норм добрив і норм висіву насіння, а також розробка технології його вирощування в умовах Полісся України для отримання високого урожаю волокна і насіння.

Дослідження проводили на дослідному полі Житомирського національного агроекологічного університету (навчальне господарство "Україна" Черняхівського району) та в науковій лабораторії кафедри рослинництва. Польові дослідження закладали на світло-сірих ґрунтах, які мають легкий механічний склад, добру водопроникність і добру аерацію.

Вміст поживних речовин в орному шарі складає: рухомого фосфору (за Кірсановим) – 11,4, обмінного калію (за Кірсановим) – 9,0, лужногідролізованого азоту (за Корнфілдом) – 7,6 мг на 100 г ґрунту.

Для досліджень використовували сорт олійного льону Айсберг, який виведений Інститутом олійних культур УААН (м. Запоріжжя) і уведений до реєстру сортів України.

Схема дослідження включала три норми мінеральних добрив: повну ($N_{34}P_{80}K_{90}$), половину та полуторну. На фоні цих добрив вивчали три норми висіву насіння 5,0; 7,5 та 10,0 млн. схожих насінин на гектар. Мінеральні добрива (34,4 %-ву аміачну селітру; 18,7 %-вий гранульований простий суперфосфат і 28 %-ву каліймагnezію) вносили навесні під передпосівну культивуацію. Сіяли льон 20–25 квітня сівалкою СЗЛ – 3,6 на глибину 3–4 см.

Облікова площа кожної ділянки – 25 м². Розміщення ділянок систематизоване, повторність 4-разова. Облік урожаю здійснювали поділяночно після досягання в снопах. Статистичну обробку даних проводили на ЕОМ за методикою дисперсійного аналізу (за Б.О. Доспеховим, 1985) [10].

Результати досліджень

Висота стебла – дуже важлива ознака якості льону. Чим вище стебло і більша його технічна довжина, тим більше довгого волокна міститься в ньому. Високі стебла з більшою технічною довжиною мають довгі елементарні волоконця і довге технічне волокно. Чим тонше стебло, тим краща якість його волокна, так як елементарні волоконця в ньому мають

тонкі стінки і невелику порожнину в середині, таке волокно є більш гнучким, еластичним і міцним.

Зовнішні ознаки стебел льону, які характеризують якість волокна, змінюються під впливом різних агротехнічних прийомів вирощування і умов живлення рослин. Особливо впливають на довжину стебел погодні умови росту льону. За сприятливих метеорологічних умов у період росту льону, товщина стебел по всій довжині буває майже однаковою, наближаючись до циліндричної, що є найбільш бажаним. Нестача вологи призводить до передчасного цвітіння льону, внаслідок чого стебла виростають короткими [7].

Для нормального розвитку льон потребує достатню кількість поживних речовин. Надлишок чи нестача того чи іншого елементу живлення негативно впливає на формування стебел льону, а в результаті – на врожай волокна і насіння. Керуючись вимогами льону до умов вирощування та дотримуючись технології можна отримувати високі врожаї волокна і кондиційного насіння.

Таблиця. Вплив норм висіву та мінеральних добрив на загальну і технічну висоту стебел льону олійного сорту Айсберг, см (середнє за 2007–2008 рр.)

Норма добрив	Фази росту і розвитку				
	”ялинка”	бутонізації	цвітіння	достигання	
	загальна	загальна	загальна	загальна	технічна
Норма висіву насіння 5,0 млн шт./га					
без добрив (контроль)	11,7	21,6	30,0	38,4	24,0
N ₁₇ P ₄₀ K ₄₅	11,7	22,3	30,9	39,2	25,6
N ₃₄ P ₈₀ K ₉₀	12,2	23,8	33,0	41,9	26,9
N ₅₂ P ₁₂₀ K ₁₃₅	12,8	26,2	36,2	45,6	28,3
Норма висіву насіння 7,5 млн шт./га					
без добрив (контроль)	11,7	23,0	31,2	40,9	25,2
N ₁₇ P ₄₀ K ₄₅	12,1	25,7	34,4	43,2	26,0
N ₃₄ P ₈₀ K ₉₀	12,8	27,9	37,5	46,8	27,0
N ₅₂ P ₁₂₀ K ₁₃₅	13,2	29,5	39,0	48,6	28,6
Норма висіву насіння 10,0 млн шт./га					
без добрив (контроль)	11,9	23,6	32,0	40,7	24,8
N ₁₇ P ₄₀ K ₄₅	12,2	25,2	34,3	43,8	25,5
N ₃₄ P ₈₀ K ₉₀	12,6	27,9	37,4	46,3	26,9
N ₅₂ P ₁₂₀ K ₁₃₅	13,0	29,1	38,3	47,5	28,4

Вивчення динаміки росту льону сорту Айсберг показало, що загушення посівів за рахунок збільшення норми висіву насіння на одиницю площі прискорює ростові процеси, внаслідок чого рослини мають більшу висоту. Особливо посилюються ростові процеси у льону в разі внесення мінеральних добрив. З підвищенням норми елементів мінерального живлення $N_{52}P_{120}K_{135}$ темпи росту зростають. За норми висіву 5,0 млн шт./га насіння висота рослин уже в фазу "ялинка" з внесенням мінеральних добрив підвищилась більше ніж на 1 см і становила 12,8 см. На варіантах з нормою висіву насіння 7,5–10,0 млн шт./га на підвищених фонах мінерального живлення формувалась також вищою. В період від фази "ялинка" до бутонізації приріст рослин у висоту був у цілому більш суттєвим. Висота рослин помітно змінилась під впливом загушення внаслідок підвищення норм висіву насіння на гектар. Різниця у висоті рослин на фоні без добрив при цьому досягала 4 см.

Суттєвий вплив на ростові процеси рослин льону виявив рівень мінерального живлення. Цей фактор життя рослин позитивно впливав на темпи росту не залежно від густоти стояння рослин в посівах, сформованих нормою висіву насіння. У досліджуваного сорту Айсберг висота рослин в умовах підвищеної норми внесення мінеральних добрив досягла від 21,6 до 29,5 см при густоті посіву 7,5 млн шт./га насіння.

Більш посилені темпи росту рослин спостерігалися в міжфазний період бутонізація–цвітіння. Приріст рослин у висоту за цей час становив від 8,3–9,2 см на фоні без добрив залежно від норм висіву насіння до 8,4–10,5 см за умов різного рівня мінерального живлення. Проте кращі умови для ростових процесів рослин льону склалися тоді, коли була оптимізована густина стояння рослин в ценозі. Такі умови, що найбільше сприяли росту рослин льону, створилися в посівах з густиною стояння рослин в межах 5,0–7,5 млн шт./га. Подальший період росту і розвитку рослин льону цього сорту аж до збирання характеризується також ритмічним нарощуванням висоти рослин. При цьому було встановлено, що на цьому етапі розвитку різниці в прирості рослин у висоту зі зміною густоти стеблостою в посіві на фоні без добрив не встановлено. Загальний приріст висоти за цей період склав 8,4–8,7 см. Покращення умов мінерального живлення шляхом внесення різних норм мінеральних добрив на цьому етапі вегетації льону, як і в попередньому, стимулювало дещо посилений ріст рослин у порівнянні з варіантами без їх використання. Максимальний приріст висоти рослин становив до 9,6 см в ценозах з густиною 7,5 млн рослин на гектарі.

Технічна висота рослин льону олійного сорту Айсберг була в повній залежності від загальної – більша загальна висота – більша в цілому і технічна висота. Ця пряма залежність мотивує розробку заходів, що сприяють одержанню льонопродукції кращої якості і ефективності. Поглиблений аналіз формування технічної висоти у рослин льону олійного дав можливість встановити, що підвищення густоти стеблостою за рахунок норм висіву зменшує відсоткову частину технічної висоти рослин.

Якість волокна льону олійного, як і волокна льону-довгунця, залежить від багатьох причин: сорту, кондиційності насіння, ґрунту, способів його обробітку та удобрення, густоти посіву, догляду за льоном під час його росту і розвитку, фази стиглості і способів збирання, способу обмолоту насіння і первинної обробки.

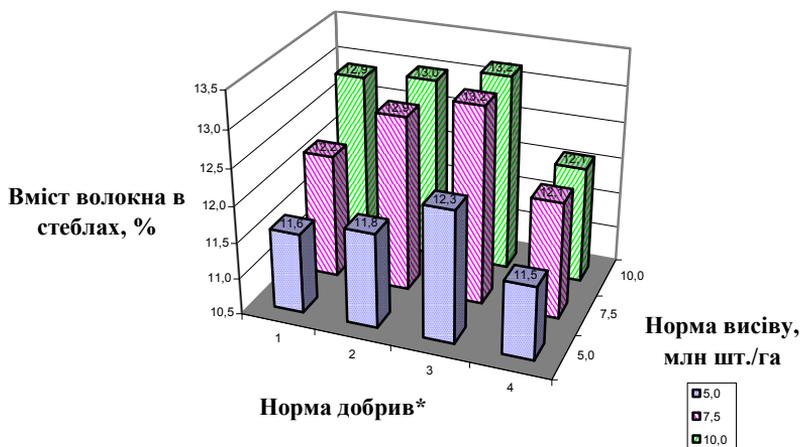


Рис. 1. Вплив норм висіву насіння та мінеральних добрив на загальний вихід волокна рослин льону олійного сорту Айсберг, % (середнє за 2007–2008 рр.)

*Примітка. Норма добрив: 1 – без добрив (контроль); 2 – $N_{17}P_{40}K_{45}$; 3 – $N_{34}P_{80}K_{90}$; 4 – $N_{52}P_{120}K_{135}$

За роки досліджень загальний вміст волокна в рослинах льону олійного сорту Айсберг (рис. 1) за висіву 5,0 млн шт./га на фоні без внесення мінеральних добрив (контроль) становив 11,6 %. З внесенням мінеральних добрив в нормах $N_{17}P_{40}K_{45}$ і $N_{34}P_{80}K_{90}$ приріст вмісту волокна становив відповідно 0,2 і 0,7 %. Підвищення норми мінеральних добрив до $N_{52}P_{120}K_{135}$ не сприяло підвищенню вмісту волокна, а навпаки, – відмічалась тенденція до його зменшення. В посівах, де нормою висіву насіння було 7,5 млн насіння на гектар на фоні без внесення добрив вміст волокна в рослинах льону становив 12,2 %. За внесення половинної та повної норми мінеральних добрив ($N_{17}P_{40}K_{45}$ і $N_{34}P_{80}K_{90}$) загальний вміст волокна підвищився на 0,7–1,0 %. З підвищенням норми мінеральних добрив до $N_{52}P_{120}K_{135}$ спостерігалось зниження загального вмісту волокна. Підвищення норми висіву насіння до 10,0 млн насінин на гектар на варіантах без добрив сприяло формуванню в рослинах льону підвищеного вмісту волокна до 12,9 %. Внесення мінеральних добрив в нормах

$N_{17}P_{40}K_{45}$ і $N_{34}P_{80}K_{90}$ покращувало процеси формування волокна в рослинах льону внаслідок чого його загальна кількість підвищилась на 0,1–0,3 %.

Висновки

В умовах Полісся України за допомогою регулювання норм внесення мінеральних добрив та оптимальних норм висіву насіння можна суттєво впливати на ростові процеси та формування врожаю льону олійного.

Найвища як загальна, так і технічна висота рослин льону формується при внесенні 1,5 норми добрив $N_{52}P_{120}K_{135}$ на всіх досліджуваних нормах висіву насіння.

Найвищий вміст волокна в стеблах формується у варіанті з внесенням повної норми мінеральних добрив $N_{34}P_{80}K_{90}$ на всіх досліджуваних нормах висіву насіння.

Перспективи подальших досліджень

Планується вивчення впливу різних систем удобрення, попередника та обробітку ґрунту на врожайність і якість насіння льону олійного.

Література

1. *Городній М.Г.* Олійні та ефіроолійні культури / *М.Г.Городній*. – К.: Урожай, 1970. – С.91–118.
2. Довідник по олійних культурах / *З.Б.Борисонік, В.Г.Михайлов, Б.К.Погорлецький* [та ін.]. – К.: Урожай, 1988. – С.153–167.
3. *Живетин В.В.* Масличный лен и его комплексное использование / *В.В.Живетин, Л.Н.Гинзбург*. – М.: ЦНИИКАЛП, 2000. – 96 с.
4. *Зінченко О.І.* Рослинництво: підручник / *О.І.Зінченко, В.Н.Салатенко, М.А.Білоножко*; за ред. *О.І. Зінченка*. – К.: Аграрн. освіта, 2001. – 382 с.
5. *Кияк Г.С.* Рослинництво / *Г.С.Кияк*. – К.: Вища школа, 1982. – С.253–254.
6. *Лихочвор В.В.* Ро+слинництво. Технології вирощування сільсько-господарських культур / *В.В.Лихочвор*. – [2-е вид. випр.]. – К.: Центр навчальної літератури, 2004. – 808 с.
7. Льноводство / *В.В.Макаров, Н.Д.Матвеев, И.С.Мелашкевич* [и др.]. – М.: Огиз-сельхозгиз, 1948. – С.21–23.
8. Льон олійний: біологія, сорти, технологія вирощування / *А.В.Чехов, О.М.Лана, Л.Ю.Мищенко* [та ін.]. – К.: «Універсал-Друк», 2007. – 60 с.
9. *Масляний О.* А льон цвіте синьо, синьо і на Півдні України / *О.Масляний* // Пропозиція. – 2003. - №2. – С.40–41.
10. Методика полевого опыта: (с основами стат. обраб. результатов исслед.) / *Б.А.Доспехов*. - [5-е изд., доп. и перераб.]. – М.: Агропромиздат, 1985. – 351 с.
11. *Шнаар Д.* Яровые масличные культуры / *Д.Шнаар, Х.Гинанп, В.Щербаков*; под общ. ред. *В.А. Щербакова*. - Мн.: "ФУАинформ", 1999. – 288 с.
12. *Richard J. Soffe.* The Agricultural Notebook 20th Edition. Seale-Hayne University of Plymouth UK. – Blackwell: Science, 2003. – P. 100–102.

УДК 579.22:631.44

Б.В. Борисюк

к. с.-г. н.

О.В. Швайка

аспірант

Житомирський національний агроекологічний університет

Л.І. Ворона

к. с.-г. н.

Інститут сільського господарства Полісся УААН

ЕКОЛОГО-ФУНКЦІОНАЛЬНА РОЛЬ АКТИНОМІЦЕТІВ У ПРОЦЕСІ ТРАНСФОРМАЦІЇ ОРГАНІЧНОЇ РЕЧОВИНИ ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТОГО ҐРУНТУ

Наведено результати дослідження особливостей функціональної діяльності актиноміцетів у дерново-підзолистому ґрунті. Показана їх роль у процесі трансформації органічної речовини ґрунту в агроценозі пшениці озимої за різних рівнів антропогенного впливу.

Постановка проблеми

Актиноміцети – одна з широко розповсюджених груп мікроорганізмів, що відіграють значну роль в колообігу органічної речовини. Актиноміцетами представлено близько 30 % ґрунтової мікрофлори [3]. Ці міцеллярні прокаріоти володіють високою біохімічною активністю і беруть участь у синтезі та розкладі гумусових сполук [7]. В агроценозах активність актиноміцетів гіпертрофується, чому сприяє внесення високих доз мінеральних добрив [6]. Тут актиноміцетам належить роль індикатора оліготрофності ґрунту на легкозасвоєвані органічні сполуки [3]. За умов інтенсивної мінералізації новоутворені гумусові речовини повторно залучаються в колообіг і не накопичуються [8]. Тому в аграрних екосистемах високу чисельність актиноміцетів часто пов'язують зі зниженням потенційної родючості ґрунту [4].

З метою з'ясування особливостей трансформації органічної речовини дерново-підзолистого ґрунту нами було досліджено поведінку актиноміцетів в агроценозі пшениці озимої за різних рівнів антропогенного впливу.

Аналіз останніх досліджень та публікацій

Дослідження життєдіяльності актиноміцетів у ґрунті, їх морфологічні та екологічні особливості відображені у багатьох наукових працях [1,3–8]. Проте активність цієї групи мікроорганізмів переважно розглядається в природних умовах [1,3,5] і лише декількома дослідниками привернуто

увагу до діяльності актиноміцетів у трансформованих антропогенною діяльністю ценозах, як організмів, що в процесі кометаболізму здатні розкласти гумус [6–8].

У трофічному ланцюгу деструкторів виділяють дві групи організмів, які обумовлюють послідовність розкладу вуглецю: мікроорганізми, що розкладають сполуки, що легко гідролізуються і організми, що розкладають стійкі полімери [5]. Актиноміцети є специфічною групою мікроорганізмів у системі продукт-субстратних взаємовідносин, які домінують на пізніх стадіях мінералізації органічної речовини. Вони гідролізують складні органічні сполуки до кінцевих (CO_2 , H_2O) або проміжних (амінокислот, пептонів) продуктів [1]. Органічні рештки, що надходять в ґрунт, підлягають різноманітним мікробіологічним перетворенням, в результаті яких переважна більшість (70–80 %) органіки мінералізується, решта – в процесі гуміфікації включається в склад специфічних гумусових речовин [9]. Інтенсивність та направленість процесів розкладу органічної речовини визначається активністю деструкторів біополімерів [1]. Вважається, що вторинні метаболіти актиноміцетів, зокрема меланоїдні пігменти, беруть участь в утворенні гумусу [7].

В якості джерела вуглецю актиноміцети використовують як легкозасвоювані сполуки – цукри, спирти, органічні кислоти, так і такі, що важко гідролізуються – полісахариди, жири, білки, хітин, але внаслідок повільного росту вони не здатні конкурувати з неміцелярними бактеріями за легкодоступні речовини. Після виснаження джерел живлення діяльність цієї групи мікроорганізмів затухає і мікроби до притоку нового енергетичного матеріалу переходять у стан анабіозу. Період активного росту гідролітиків зазвичай нетривалий, що пов'язано з накопиченням в ґрунті мономерів, які гальмують їх розвиток за типом катаболітної репресії [1]. Виділені ними ферменти продовжують брати участь у гідролізі полімерів. Невелика кількість актиноміцетів у ґрунті опосередковано свідчить про накопичення органічної речовини [4].

Об'єкти та методика досліджень

Дослідження проводили у 2006–2008 рр. в довготривалому стаціонарному досліді відділу рослинництва Інституту сільського господарства Полісся УААН.

Варіанти досліду включали чотири строки сівби пшениці озимої сорту Подолянка: I строк – 10 вересня, II строк – 20 вересня, III строк – 30 вересня, IV строк – 10 жовтня та три фони удобрення: $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$, $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{90}$, $\text{N}_{120}\text{P}_{120}\text{K}_{120}$. Фосфорно-калійні добрива в дозах $\text{P}_{60}\text{K}_{60}$ – $\text{P}_{120}\text{K}_{120}$ вносили восени під передпосівну культивуацію. Азотні – за схемою: 30 кг/га під культивуацію восени + 30 кг/га у фазу весняного кущення (I фон) + 30 кг/га у фазу виходу в трубку (II фон) + 30 кг/га у фазу колосіння (III фон).

Попередник – люпин. Технологія вирощування пшениці озимої

загальноприйнята для зони Полісся. Ґрунт дослідної ділянки дерново-середньопідзолистий супіщаний, в орному шарі якого міститься: гумусу – 1,2 %, рухомого фосфору – 11,2, обмінного калію – 10,1 мг/100 г ґрунту, рН_{сол} – 5,0. Зразки ґрунту відбирали з шару 0–20 см у наступні фази росту та розвитку пшениці озимої: осіннього та весняного кушення, виходу в трубку, молочно-воскової стиглості.

У відібраних зразках визначали: органічну речовину за ДСТУ 4289:2004, вміст лужногідролізованого азоту – за Корнфілдом. Актиноміцети ураховували на крохмаль-аміачному агарі (КАА).

Математичну обробку результатів проводили за допомогою програм Microsoft Office Excel 2003 та SSPS v10.07.

Завдання досліджень полягало в з'ясуванні особливостей активності актиноміцетів в агроценозі пшениці озимої за різних рівнів удобрення та встановленні їх ролі у процесі трансформації органічної речовини дерново-підзолистого супіщаного ґрунту.

Результати та їх обговорення

За результатами проведених досліджень встановлено, що на дерново-підзолистих ґрунтах актиноміцетам належить роль біологічного індикатора глибини процесу трансформації органічної речовини.

Сезонна динаміка чисельності актиноміцетів в ризосфері пшениці озимої, яка впродовж вегетаційного періоду змінювалась на порядок (в межах 101 – 1587 тис. КУО/г ґрунту) залежала від варіантів досліду та фази розвитку рослин, і завжди була пов'язана з рівнем забезпеченості енергетичним субстратом. В наших дослідженнях кількість актиноміцетів зростала на початку (фаза осіннього кушення) та в середині вегетації (фаза виходу в трубку) (рис. 1).

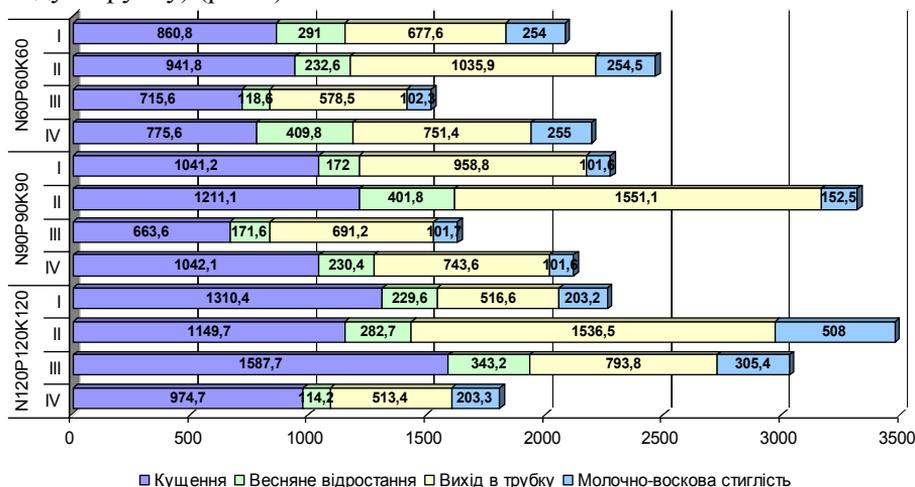


Рис. 1. Сезонна динаміка актиноміцетів в ризосфері пшениці озимої залежно від строків сівби та удобрення, тис. КУО в 1 г ґрунту

Ми вважаємо, що осінній пік розвитку актиноміцетів (663,6–1587,7 тис. КУО/г ґрунту) був зумовлений участю цієї групи мікроорганізмів у трансформації поживних залишків попередньої культури – люпину. Каталізатором глибоких мікробіологічних перетворень решток виступили високі дози фосфорно-калійних добрив, внесені під передпосівну культивування. При чому, як свідчать дані Ж. Войнової-Райкової та ін. (1986), основна роль у інтенсивному залученні залишків у біологічний колообіг належить саме фосфорним добривам, а їх високі дози активізують процеси мінералізації та виділення з ґрунту CO_2 [3]. Наші розрахунки показують, що кількість актиноміцетів на фоні $\text{N}_{30}\text{P}_{90}\text{K}_{90}$ та $\text{N}_{30}\text{P}_{120}\text{K}_{120}$ у середньому на 54 % перевищувала їх чисельність на фоні $\text{N}_{30}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$. Також встановлений тісний прямий зв'язок ($r=0,94$, при $p<0,0001$) між розвитком актиноміцетів та коефіцієнтом мінералізації (рис.2). За таких умов вміст органічної речовини за внесення $\text{N}_{30}\text{P}_{90}\text{K}_{90}$ та $\text{N}_{30}\text{P}_{120}\text{K}_{120}$ становив 1,1–1,2 % проти 1,4–1,9 % за рекомендованої норми добрив (рис.3). Це свідчить про те, що в ґрунті у варіантах підвищених доз добрив процеси мінералізації протікають надто інтенсивно. Низька екологічна ефективність цих процесів обумовлюється стрімкою біогенною деструкцією органіки в осінній, найбільш вологий період, що призводить до непродуктивних втрат мінеральних форм азоту за рахунок їх міграції з водними потоками.

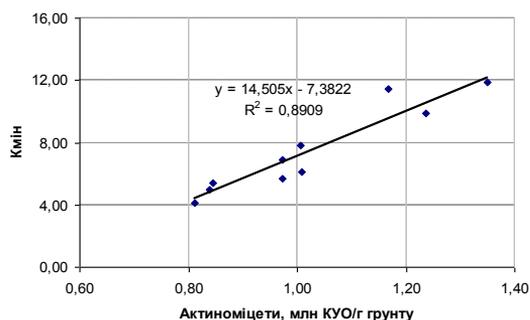


Рис. 2. Залежність коефіцієнту мінералізації від розвитку актиноміцетів у фазу осіннього кушення (достовірно при $p<0,0001$)

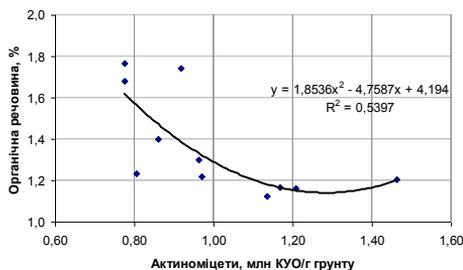


Рис. 3. Залежність вмісту органічної речовини від розвитку актиноміцетів у фазу осіннього кушення (достовірно при $p<0,05$)

Наступний пік розвитку актиноміцетів в межах 513,4–1536,5 тис. КУО/г ґрунту спостерігався у фазу виходу в трубку. В період інтенсивного росту рослин конкуренція між ними та бактеріями за джерела живлення стимулювала розвиток гетеротрофів. Особливо різко в цей період їх чисельність зростала у варіантах II строку сівби, що, на нашу думку, зумовлено підвищенням фізіологічної активності цих рослин, підкисленням ($\text{pH}_{\text{сол}}=5,5$) ґрунту і зменшенням мобільності лужногідролізованого азоту. Опосередкований вплив кислотності на кількість актиноміцетів підтверджується нашими розрахунками ($\eta=0,82$ при $p<0,01$).

У фазі весняного відростання та молочно-воскової стиглості спостерігали найнижчу за увесь вегетаційний період чисельність актиноміцетів у межах 101,5–508,0 тис. КУО/г ґрунту. Весною життєдіяльність сапротрофної мікрофлори лімітувалася температурним фактором. Щодо періоду досягання пшениці, то, затухання діяльності деструкторів обумовлювалося їх низькою конкурентною здатністю до легкозасвоюваних органічних сполук. Максимальна насиченість ґрунту рослинним опадом та кореневими рештками злакових і сповільнені темпи мікробної сукцесії зменшували роль актиноміцетів у процесах трансформації органіки в цей період.

Участь мікроорганізмів в гумусоутворенні оцінюється не за їх чисельністю, а за кількістю ґрунтової біомаси та швидкістю її мінералізації [3]. У зв'язку з цим негативним моментом інтенсифікації процесів розкладу є те, що втрати від деструкції не компенсуються новоутвореними органічними сполуками. Враховуючи, що 95–99 % загального азоту зосереджено у формі органічних сполук, то за його динамічними змінами можна наближено охарактеризувати хід процесів мінералізації. На думку В.М. Переверзева, (1987) динаміка вмісту в ґрунті загального азоту підпорядковується тим самим залежностям, що й гумусу [11]. Іншими словами – вміст загального азоту в ґрунті – показник кількості субстрату, що може піддаватися розкладу [2].

У наших дослідженнях вміст загального азоту в ґрунті коливалися в межах: на фоні $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$ – 0,074–0,090 %, $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{90}$ – 0,066–0,076 %, $\text{N}_{120}\text{P}_{120}\text{K}_{120}$ – 0,058–0,069 % (рис.4). Найбільша його кількість спостерігалася на варіантах за внесення $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$, найменша – $\text{N}_{120}\text{P}_{120}\text{K}_{120}$. В першому випадку максимум накопичення загального азоту приходився на періоди виходу в трубку та молочно-воскової стиглості, в другому – весняного відростання. Нами не встановлено суттєвого впливу строків сівби пшениці озимої на вміст загального азоту в ґрунті.

Впродовж вегетаційного періоду кількість загального азоту за рекомендованої для зони Полісся добрив ($\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$) зросла у 1,2 раза, в той час як за внесення більш високих доз, навпаки, знизилася у 1,1 раза ($\text{N}_{120}\text{P}_{120}\text{K}_{120}$) або залишалася на рівні вмісту у фазу кущення ($\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{90}$).

Нашими дослідженнями встановлено, що між чисельністю актиноміцетів та вмістом загального азоту в ґрунті існувала обернена залежність ($r=-0,67$, при $p<0,001$) (рис.5).

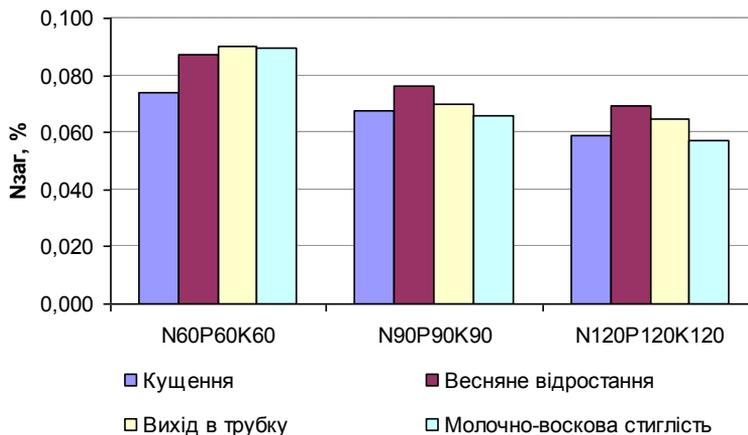


Рис. 4. Динаміка вмісту загального азоту впродовж вегетації пшениці озимі

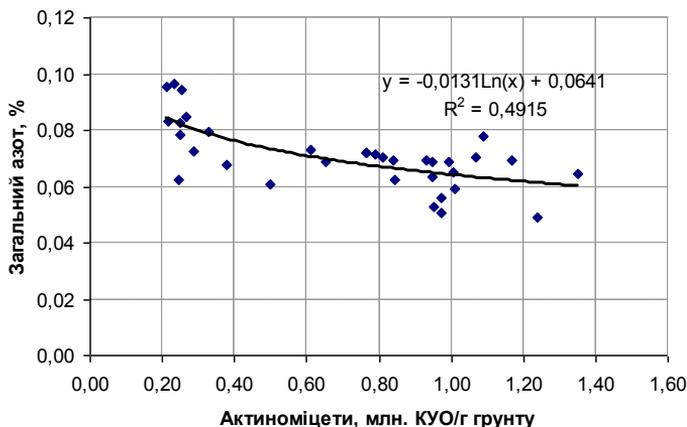


Рис. 5. Залежність вмісту загального азоту в ґрунті від чисельності актиноміцетів

Таким чином, за збільшення чисельності актиноміцетів, що є характерним для варіантів з підвищеними дозами добрив, кількість органічного субстрату в ґрунті зменшується. Дослідження показують, що перевага розкладу органічних решток над їх синтезом зумовлюється гіпертрофією активності цих мікроорганізмів. За дефіциту джерел енергії для метаболізму, мікроби в процесі сумісного окислення (кометаболізму) розкладають новоутворені впродовж вегетаційного періоду пшениці озимі гумусові сполуки, які, в результаті, не накопичуються.

Висновки

1. У посівах пшениці озимої на дерново-підзолистому супіщаному ґрунті кількість актиноміцетів в межах 513,4–1587,7 тис. КУО/г ґрунту є індикатором глибокого розкладу органічної речовини та оліготрофності ґрунту на легкодоступні органічні сполуки.

2. Висока активність актиноміцетів, викликана внесенням підвищених доз добрив, зменшує вміст загального азоту в ґрунті у 1,3–1,5 рази порівняно з дозою $N_{60}P_{60}K_{60}$, чому сприяє процес кометаболізму, і є свідченням пригнічення процесу гумусоутворення.

Перспективи подальших досліджень

Подальші дослідження слід зосередити на встановленні взаємозв'язків між активністю актиноміцетів та рівнем продуктивності пшениці озимої в умовах Полісся.

Література

1. *Бабьева И. П.* Биология почв / *И. П. Бабьева, Г. М. Зенова* – М.: Изд-во МГУ, 1989. – 336 с.
2. *Блэк К. А.* Растение и почва / *Блэк К. А.* ; пер. с англ. *И. Э. Шконде.* – М. : Колос, 1973. – 503 с.
3. *Войнова-Райкова Ж.* Микроорганизмы и плодородие / *Войнова-Райкова Ж., Ранков В., Ампова Г.* ; пер. с болг. *З.К. Благовещенской* – М. : Агропромиздат, 1986. – 120 с.
4. Жизнь растений : в 6 т. / [ред. *Н. А. Красильников, А. А. Уранов*] – М. : Просвещение, 1974. Т. 1. Введение. Бактерии и актиномицеты. – 1974. – 483 с.
5. *Заварзин Г.А.* Развитие микробных сообществ в истории Земли / *Г. А. Заварзин* // Проблемы доантропогенной эволюции биосферы. М. : Наука, 1993. – С. 212–222.
6. *Звягинцев Д. Г.* Биология почв / *Д. Г. Звягинцев, И. П. Бабьева, Г. М. Зенова.* – М. : Изд-во МГУ, 2005. – 445 с.
7. *Зенова Г. М.* Почвенные актиномицеты / *Г. М. Зенова* – М. : Изд-во МГУ, 1992. – 76 с.
8. *Іутинська Г. О.* Ґрунтова мікробіологія : навч. посіб. / *Г. О. Іутинська.* – К. : Арістей, 2006. – 284 с.
9. *Канівець В. І.* Життя ґрунту / *В. І. Канівець* – К. : Урожай, 1990. – 160 с.
10. *Мишустин Е. Н.* Микроорганизмы и плодородие почвы / *Е. Н. Мишустин* – М. : Изд-во АН СССР, 1956. – 247 с.
11. *Переверзев В. Н.* Биохимия гумуса и азота почв Кольского полуострова / *В. Н. Переверзев.* – Л. : Наука, 1987. – 303 с.

УДК 633.35:631.5

П.П. Храпійчук

к. с.-г. н.

Житомирський національний агроекологічний університет

О.П. Матрос

к. с.-г. н.

Чернігівська Державна селекційна дослідна станція

І.П. Храпійчук

к. с.-г. н.

Інститут Полісся УААН

ПЕЛЮШКА – ЦІННА ПОЛІСЬКА КУЛЬТУРА

Розглянуті питання впровадження та перспективи збільшення посівів кормового гороху – пелюшки в Поліссі. Висвітлені деякі технологічні елементи вирощування та її використання.

Постановка проблеми

В 50–70 роках минулого сторіччя основною зернобобовою культурою Полісся був жовтий кормовий люпин. Однак через значне насичення ріллі його посівами, як на зерно так і на зелений корм, через стрімкий розвиток хвороб (аскохітоз, антракноз) його продуктивність, особливо зернова, різко знизилась. Виявилось також, що жовтий кормовий люпин накопичує чи не найбільше радіонуклідів. За такої ситуації ця культура практично виведена з використання і тому виникло питання впровадження альтернативної жовтому кормовому люпину зернобобової культури.

Методика та умови проведення досліджень

Дослідження проводили в короткочасних та довготривалих дослідах в інституті Полісся УААН та Житомирському національному агроекологічному університеті, виробничу перевірку – в Дослідному господарстві інституту Полісся та НДГ «Україна» університету. У дослідженнях використовували загальноприйняті методи та методики а також технологічні елементи вирощування пелюшки відповідно до гороху посівною.

Норми висіву пелюшки в чистому посіві – 1,2 млн схожого насіння в сумішках з ячменем та вівсом 1 та 3 млн. відповідно. Продуктивність чистих посівів та сумішок на зелений корм визначали у фазі цвітіння бобового компоненту, на монокорм - у фазі зелених бобів, на зерно при повному дозріванні.

Результати досліджень

Перші дослідження щодо оцінки пелюшки як кормової зернобобової культури в Поліссі України розпочалися в кінці 70-х років 20 сторіччя в інституті Полісся УААН. Аналіз продуктивності пелюшки за різних способів використання показав (табл. 1,2), що за урожайністю зеленої маси незаперечні переваги має жовтий кормовий люпин. У середньому за 4 роки досліджень в залежності від добрив отримали – 273–290 ц/га зеленої

маси, тоді як пелюшки 210–263 і гороху посівного – 157–294 ц/га. Слід зазначити, що на період використання на зелений корм у фазі цвітіння, пелюшка та горох накопичують значно більше сухої речовини, тому за виходом кормових одиниць з одиниці площі пелюшка та горох не поступаються жовтому кормовому люпину.

Таблиця 1. Продуктивність однорічних бобових за використання на зелений корм (1977–1980 рр.), ц/га

Варіанти мін. добрив	Горох		Пелюшка		Люпин	
	з/маса	к.од.	з/маса	к.од.	з/маса	к.од.
О	157	23,3	210	26,4	273	24,6
P ₆₀ K ₆₀	225	30,0	239	28,8	290	26,3
N ₄₀ P ₆₀ K ₆₀	294	41,0	263	32,9	279	26,4
НІР _{0,95}	14,4		18,7		10,3	

За вирощування на зерно, пелюшка та горох посівний мали переваги щодо жовтого кормового люпину, урожайність якого більш ніж вдвічі була нижчою від гороху. Враховуючи, що серед культур, що вивчалися, пелюшка, має найбільший коефіцієнт розмноження, забезпечує високу продуктивність без використання мінеральних добрив, її можна ефективно використовувати в сільськогосподарському виробництві Полісся, вона може бути альтернативою жовтого кормового люпину.

Таблиця 2. Зернова продуктивність однорічних бобових (1977–1980 рр.), ц/га

Варіанти мін. добрив	Горох		Пелюшка		Люпин	
	зерно	к.од	зерно	к.од	зерно	к.од
О	12,4	14,3	12,0	14,3	6,3	6,9
P ₆₀ K ₆₀	15,6	18,2	12,8	15,3	6,6	7,5
N ₄₀ P ₆₀ K ₆₀	19,5	22,5	15,1	18,1	6,7	7,6
НІР _{0,95}	0,5		0,8		0,7	

Слід зазначити, що за вмістом протеїну в зерні на першому місці знаходиться люпин – 50 %, на другому – пелюшка, 28 % і на третьому – горох посівний, 24 %.

Вивчення сортів гороху посівного та пелюшки Всеросійського інституту рослинництва (1978–1980 рр.) показало різноманітність пелюшок, були визначені сорти кращі за продуктивністю, в умовах Полісся. Кращими виявилися німецькі та чеські сорти Vesna, Helena з радянських сортів – Устянська та Феленська-42.

Враховуючи постійно зростаючий попит на пелюшку, розширення площ її посівів, в Інституті Полісся УААН була проведена селекційна робота та створено перший в Україні сорт пелюшки, – Поліська 1, який занесено до державного реєстру сортів у 2000 році.

Подальші дослідження з розробки елементів технологій вирощування пелюшки в Поліссі показали, що в чистих посівах спостерігаються значні коливання за продуктивністю, залежно від погодних умов року, тому кращими як за врожайністю, так і за умовах збирання виявилися сумісні посіви пелюшки з вівсом та ярим ячменем. Так, в довготривалих дослідах 1988–1992 років після кукурудзи (табл. 3), пелюшко-ячмінна сумішка, залежно від рівнів удобрення, забезпечила середню урожайність зерна – 24,6–27,3 центнера, вихід кормових одиниць – 29,1–32,3 ц/га відповідно. Збалансованість кормової одиниці за перетравним протеїном такої зерноsumішки склала 117–120 грамів.

Таблиця 3. Зернова продуктивність пелюшко-ячмінної сумішки

Удобренья	Зерно	Кормові одиниці	Перетравний протеїн
0	24,6	29,1	3,5
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	26,7	31,6	3,7
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	27,3	32,3	3,8
НІР _{0,95}	2,5		

У зв'язку зі змінами структури посівних площ Полісся, зменшенням удобрених просапних культур та внесенням на гектар ріллі лише по 17–20 кг діючої речовини мінеральних добрив, почали широко застосовувати пелюшко-вівсяні сумішки, які в умовах бідного ресурсного забезпечення виявилися більш ефективними за продуктивністю і, особливо, за економічною ефективністю.

Поява в останні роки великої кількості старосіяних трав та виведеної з використання ріллі, значне зменшення поголів'я худоби привели до необхідності зменшення посівів пелюшки та її сумішок на зелений корм. За використання на зерно, практично всі кошти, витрачені на його виробництво спрямовуються на розрахунки за надані господарствам кредити. Тому, незважаючи на зростання посівів зернових, частка їх в структурі кормів постійно зменшувалась, що негативно позначається на продуктивності худоби. Разом з тим відомо, що зернові та зернобобові і їх сумішки можна ефективно використовувати для заготівлі монокорму. Впровадження та використання їх в НДГ «Україна» Житомирського національного агроекологічного університету показало, що пелюшко-вівсяні сумішки забезпечують урожайність на рівні 180–200 ц. монокорму (волога 55–60 %) за поживністю 1 кг – 0,40–0,45 кормових одиниць та загальною продуктивністю 80–90 ц/га кормових одиниць.

Як правило, до складу пелюшко-вівсяних сумішок включали сорти вівса кормового напрямку, які при вирощуванні на зелений корм давали кращі результати. Однак вивчення продуктивності таких сумішок на монокорм та зернофураж показало (табл.4), що якщо за використання на зелену масу значну перевагу мали сумішки з кормовими вівсами – Чернігівський 28 та N48, то за використання на монокорм кормова

продуктивність кращого кормового N48 та зернового вівса «Житомирський» вирівнювалася, а за зерною продуктивністю значні переваги мала сумішка пелюшки та вівса зернового напрямку використання. Проведені зоотехнічні аналізи та обрахунки поживності монокорму підтвердили його високу поживність – 0,75–0,80 к. од. в 1 кг сухої речовини із забезпеченням 105–110 гр перетравним протеїном на кормову одиницю.

Таблиця 4. Продуктивність пелюшко-вівсяних сумішок залежно від способу використання (середнє за 2007–2008 рр.), ц/га

Варіанти	Суха речовина			Кормові одиниці		
	зелена маса	монокорм	зерно	зелена маса	монокорм	зерно
Поліська1+Чернігівський 28	61,0	114,0	22,2	52	86	24
Поліська1+N48	69,5	127,4	24,1	60	86	26
Поліська1+Житомирський	54,8	119,9	30,6	47	96	32
НІР _{0,95}	1,5	3,6	2,9			

Відомо, що бобові культури накопичують у своїй масі значну кількість радіонуклідів. Оскільки більша частина Полісся забруднена радіонуклідами через аварію на ЧАЕС були проведені дослідження щодо накопичення радіонукліду ¹³⁷Cs пелюшкою (1991–1992 роки). Виявилось, що порівняно з жовтим кормовим люпином пелюшка накопичує цього радіоізоотопу незначну кількість, коефіцієнти переходу з ґрунту в зелену масу склали 0,16–0,18, а в зерно – 1,0–1,2, що в 5 і більше разів менше щодо останнього.

Слід зазначити, що пелюшко-вівсяні сумішки вирощувалися без використання під них мінеральних добрив та пестицидів у період вегетації, завдяки чому зменшується негативне екологічне навантаження при їх вирощуванні.

Висновки

1. Порівняно висока кормова продуктивність пелюшки та її сумішок на низьких агрофонах в умовах Полісся на бідних дерново-підзолистих ґрунтах дає можливість різностороннього її використання на зелений корм, монокорм, зернофураж без застосування пестицидів у період вегетації, що забезпечує цій культурі можливості зайняти провідне місце серед зернобобових культур Полісся.
2. Максимальну кормову продуктивність – 127 ц/га кормових одиниць, пелюшко-вівсяні сумішки забезпечують за використання на монокорм.
3. Пелюшко-вівсяні сумішки за використання на зелений корм та монокорм мають добру збалансованість кормової одиниці перетравним протеїном – в межах 110–120 г.
4. Зерно пелюшки можна використовувати як білкову добавку для збалансування концентрованих кормів і зернофуражу за перетравним протеїном, оскільки накопичує його до 30 %.

5. Пелюшка та її сумішки накопичують невелику кількість радіонукліду ^{137}Cs , як в зеленій масі так і в зерні, тому можуть вирощуватися в зонах де дозволена сільськогосподарська діяльність практично без обмежень.

Література

1. *Мастепанов Н.Д.* Удобрение и урожай пелюшки на легких супесчаных почвах БССР // Пути повышения урожайности полевых культур. – Минск: Урожай, 1971. – С.43–50.
2. *Пономарчук Д.М.* Агробиологические особенности выращивания пелюшки. Сыктывкар: Коми книжное изд-во, 1968. – 98 с.
3. *Пономарчук Д.М., Храпейчук П.П.* Продуктивность зернобобовых культур в условиях Полесья Украинской ССР // Корма и кормопроизводство, 1984. № 18. С.14–17.
4. *Суворов В.В., Громова В.А.* Горох кормовой (пелюшка) – Л.: Лениздат, 1962. – 78 с.
5. *Шемпель В.И., Кукреш Л.П.* Влияние известкования и минеральных удобрений на урожай пелюшки // Известия Академии наук БССР. – 1970. – №4. – С. 39–45.

УДК 632.9 : 635.21 (477.41/.42)

В.Б. Левченко

к. с-г. н.

Л.Т. Стройванс

к. с-г. н.

В.М. Дема

Житомирський національний агроєкологічний університет

ВПЛИВ ЗБУДНИКІВ ФУЗАРІОЗУ ТА ПАРШІ ЗВИЧАЙНОЇ НА РОЗВИТОК КІЛЬЦЕВОЇ ГНІЛІ КАРТОПЛІ

Розглядається вплив збудників фузаріозу та парші звичайної на ураження бульб картоплі кільцевою гниллю. Проаналізована синергетична взаємодія збудників грибкового походження на кільцеву гниль бульб картоплі. Досліджено стійкість деяких сортів картоплі до синергетичного впливу збудників грибкового походження та кільцевої гнилі. Розкривається механізм взаємовпливу збудників грибкового і бактеріального походження, їх фітопатогенне походження щодо збудника кільцевої гнилі.

Постановка проблеми

Кільцева гниль бульб картоплі досить поширене і шкодочинне захворювання. В особливо сприятливі роки збудник кільцевої гнилі бульб може уражувати до 45 % посадок картоплі. В більшості випадків це пов'язано не лише з пластичністю збудника до стійких та перспективних сортів, але й синергетичними взаємозв'язками, в які вступає збудник кільцевої гнилі з хворобами іншого таксономічного походження, а

© В. Б. Левченко, Л. Т. Стройванс, В. М. Дема

саме фузаріозом та паршею звичайною. Такі взаємозв'язки сприяють збільшенню патогенності збудника кільцевої гнилі бульб картоплі на районуваних і перспективних сортах. Тому гостро постає проблема виявлення і розкриття закономірностей прояву збудника кільцевої гнилі бульб картоплі в синергізмі з фузаріозом та паршею звичайною.

Аналіз останніх досліджень

Інші дослідники які вивчали симптоматику прояву кільцевої гнилі зазначають, що хвороба може передаватись двома формами: у вигляді ямчатої та кільцевої гнилей [2, 4]. Захворювання бульб на ямчату форму кільцевої гнилі зустрічається досить рідко. Вона становить лише 12 % від загального прояву хвороби в умовах Полісся України. Довдено, що інші хвороби грибового походження підсилюють розвиток кільцевої гнилі. В сухих умовах на бульбах, уражених збудником кільцевої гнилі розвиваються гриби фузаріум та вертициліум [4]. В результаті уражені бульби загнивають за типом сухої гнилі. Тому наразі гостро стоїть питання дослідження взаємозв'язків збудника кільцевої гнилі бульб картоплі з збудниками хвороб грибового походження, а також підсилення його патологічного процесу за рахунок змін екологічних факторів навколишнього середовища.

Об'єкти та методика досліджень

Дослідження проводили в умовах дослідного поля Житомирського національного агроекологічного університету. Об'єктами досліджень були збудники *F. oxysporum*, *St. scabies*, *Corynebacterium sepedonicum*. Використовували сорти картоплі різної стійкості до кільцевої гнилі: Пролісок (відносностійкий), Бородянська рожева (середньостійкий), Либідь (сприйнятливий).

З метою виділення збудника кільцевої гнилі проводили пробні копки бульб. Потім для визначення ступеня ураження збудником кільцевої гнилі розрізали бульби навпіл [3].

Для виділення штамів збудників *F. oxysporum*, *St. scabies*, *Corynebacterium sepedonicum* використовували накопичуючу культуру в чашках Петрі, з яких відбирали міцелій гриба, колонії бактерій і потім поміщали в пробірки на агарові косяки. Бактеріальні клітини висівали в агарові стовпчики [2, 4].

Визначення патогенності штамів збудників *F. oxysporum*, *St. scabies*, *Corynebacterium sepedonicum* проводили шляхом штучної інокуляції здорових бульб з наступним витримуванням їх в термостаті при температурі $30\pm 5^{\circ}\text{C}$, вологості повітря – $80\pm 5\%$ з експорзицією 5 діб [3]. Після цього бульби виймали і за результатами ураження робили висновки про ступінь патогенності штаму. Оцінку ступеня патогенності проводили за 5 бальною шкалою ураження (табл. 1).

Таблиця 1. Шкала оцінки ураження бульб картоплі збудниками *F. oxysporum*, *St. scabies*, *Corynebacterium sepedonicum*

№ з/п	Назва показника	Ступінь ураження камбіального кільця, %	Бал ураження
1.	Ураження дуже слабке	до 10	1
2.	Ураження незначне	10–35	2
3.	Уражена більша частина камбіального кільця	35–55	3
4.	Ураження сильне, але масового загнивання кілець на зрізі не спостерігається	55–85	4
5.	Уражені майже всі камбіальні кільця	85–100	5

Для визначення характеру взаємовідносин збудника кільцевої гнилі з *F. oxysporum*, *St. scabies*, *Corynebacterium sepedonicum* відбирали здорові бульби і штучно (уколом) заражали патогенними штамами цих збудників. Після цього рослини витримували у вологій камері за температури 22°C та вологості 80 % протягом 48 годин [1, 2].

Результати досліджень

Кільцева гниль картоплі у процесі патогенезу може вступати у взаємодію з іншими мікроорганізмами як бактеріального, так і грибового походження, проявляючи цим самим їх синергізм.

Результати досліджень свідчать про те, що фузаріоз і кільцева гниль суттєво впливають на ріст та розвиток бульб картоплі, зокрема знижують схожість, урожай з одного куща та кількість бульб в кущі. Крім цього, в результаті досліджень було встановлено, що фузаріоз сприяє розвитку бактерій кільцевої гнилі бульб картоплі і допомагає проникненню інфекції збудника кільцевої гнилі (табл. 2).

Таблиця 2. Вплив фузаріозу (*F. oxysporum*) на розвиток кільцевої гнилі в бульбах картоплі (середнє за 2006–2008 рр.)

Варіант досліджу	Схожість, %	Урожай з одного куща, г	Кількість бульб в кущі, шт.	Уражено бульб кільцевою гниллю, %
сорт Пролісок (відносностійкий)				
здорові бульби	99	500	8	8,3
бульби, уражені кільцевою гниллю	88	400	6	12,4
бульби, уражені фузаріозом та кільцевою гниллю	65	320	5	15,6
сорт Бородянська рожева (стійкий)				
здорові бульби	97	400	5	26,2
бульби уражені кільцевою гниллю	85	350	4	33,4
бульби, уражені фузаріозом та кільцевою гниллю	65	300	4	35,3
сорт Либідь (сприйнятливий)				
здорові бульби	95	315	5	50,2
бульби, уражені кільцевою гниллю	85	215	3	62,4
бульби, уражені фузаріозом та кільцевою гниллю	60	110	3	70,3
НІР ₀₅	6,44	18,4	1,26	4,62

Аналізуючи вплив фузаріозу на розвиток кільцевої гнилі сорту Пролісок, слід зазначити, що у варіантах, де були висаджені здорові бульби схожість була 99 %. У варіантах, де бульби були уражені фузаріозом і кільцевою гниллю цей показник становив від 88 до 65 %.

Урожайність бульб цього сорту з одного куща також суттєво варіювала. Якщо у здорових бульб вона становила 500 г, то в бульб, уражених кільцевою гниллю і фузаріозом знизилась до 320 г., тобто на 180 г.

Значно знизилась і кількість бульб у кущі. Якщо в рослин, які були посаджені здоровими середня кількість бульб у кущі становила 8 шт, то в уражених фузаріозом і кільцевою гниллю вона становила лише 5 шт. Збільшується і кількість бульб, уражених кільцевою гниллю. Якщо при посадці відносноздоровим посадковим матеріалом їх було не більше 8,3 %, то у варіантах, де бульби були заражені фузаріозом і кільцевою гниллю, їх кількість становила 15,6 %.

За результатами досліджень сорту Бородянська рожева, можна зробити такі висновки: схожість бульб, уражених фузаріозом і кільцевою гниллю у порівнянні з здоровими бульбами знижується на 32 %, урожайність бульб з одного куща зменшується до 100 г. Крім цього,

зменшується і кількість бульб в кущі, збільшується число бульб, уражених і кільцевою гниллю з 26,2 % у здорових рослин до 35,3 % – у хворих.

У сприйнятливого сорту Либідь відсоток схожих бульб у рослин, уражених фузаріозом і кільцевою гниллю знизився до 60 % проти 95 % у здорових кущів. Втрата врожаю з одного куща становила 205 г, ступінь ураження бульб кільцевою гниллю – 70,3 %.

Кільцева гниль картоплі, взаємодіючи з паршею звичайною (*St. scabies*), також підсилює свою патогенність. Парша звичайна за певних умов та взаємодії з хворобами бактеріального походження може сприяти проникненню інфекції кільцевої гнилі. Для проведення досліджень щодо виявлення впливу парші звичайної на розвиток кільцевої гнилі було взято сорти з різним ступенем стійкості до цього збудника, зокрема: відносностійкий сорт Пролісок, стійкий сорт Бородянський рожевий та нестійкий – Либідь (табл. 3).

Таблиця 3. Вплив збудника парші звичайної (*St. scabies*) на розвиток кільцевої гнилі бульб картоплі (середнє за 2006–2008 рр.)

Варіант досліджу	Схожість, %	Урожай бульб з одного куща, г	Кількість бульб в кущі, шт.	Уражено бульб кільцевою гниллю, %
сорт Пролісок (відносностійкий)				
здорові бульби	99	400	5	4,3
бульби, уражені кільцевою гниллю	72	350	3	10,4
бульби, уражені паршею звичайною та кільцевою гниллю	60	220	3	22,6
сорт Бородянська рожева (стійкий)				
здорові бульби	95	500	5	15,2
бульби, уражені кільцевою гниллю	80	400	4	42,3
бульби, уражені паршею звичайною та кільцевою гниллю	55	320	3	55,4
сорт Либідь (сприйнятливий)				
здорові бульби	98	400	6	55,5
бульби, уражені кільцевою гниллю	80	300	4	72,2
бульби, уражені паршею звичайною та кільцевою гниллю	50	210	3	85,3
НІР 05	5,28	14,2	1,74	2,26

Аналізуючи результати досліджень (табл. 3) бачимо, що схожість неінфікованих бульб стійкого сорту Пролісок становила 99 %. У варіантах, де бульби були інфіковані кільцевою гниллю, цей показник становив 72 %. Мінімальна схожість бульб відмічена у варіантах, де було поєднання інфекції парші звичайної і кільцевої гнилі – 60 %. Спостерігалось і зниження урожаю бульб з одного куща. Якщо у варіантах, де бульби були здоровими, цей показник становив 400 г, то у бульб, уражених паршею звичайною і кільцевою гниллю цей показник знизився до 220 г, тобто в середньому втрата урожаю через синергетичну дію парші звичайної становила 180 г, кількість здорових бульб в одному кущі, була в середньому 5 штук. У варіантах, де бульби були уражені кільцевою гниллю і комплексом хвороб з парші звичайної та кільцевої гнилі, їх кількість в середньому становила 3 штуки. Відповідно нерівнозначно коливався показник ураження кільцевою гниллю. У рослин, де бульби здорові, він становив 4,3 %, то у варіантах, де були заражені бульби як кільцевою гниллю, так і паршою звичайною, він був у межах 10,4–22,6 %.

Аналізуючи показники щодо стійкого сорту Бородянська рожева слід відмітити, що схожість здорових бульб становила 95 %. Бульби, уражені кільцевою гниллю і паршею звичайною мали схожість в межах 55–80 %. Парша звичайна і кільцева гниль знижують і врожай з одного куща. Якщо в контрольному варіанті цей показник становив 500 г, то у варіанті, де бульби були уражені лише кільцевою гниллю, він був 400 г. При поєднанні дії парші звичайної з кільцевою гниллю, урожай з одного куща становив 320 г, тобто це на 180 г менше, ніж в контрольному варіанті. Спостерігається і зниження кількості бульб в одному кущі. Якщо в контрольному варіанті цей показник становив 5 шт, то у варіанті, де поєднуються парша звичайна і кільцева гниль цей показник складав лише 3 бульби. Відповідно пропорційно збільшується і кількість уражених кільцевою гниллю бульб. Якщо у варіанті, де були відносно здорові бульби ця кількість складала 15,2 %, то при поєднанні дії парші звичайної з кільцевою гниллю цей показник становив 55,4 %.

Результати досліджень сприйнятливої сорту Либідь свідчать, що схожість відносно здорових бульб становила в середньому 98 %. У варіантах, де поєднувалась комбінація парші звичайної з кільцевою гниллю, показник схожості становив лише 50 %. Це говорить про те, що парша звичайна знижує схожість бульб картоплі на 48 %.

Відповідно знижувалася і врожайність бульб з одного куща. Якщо у здорових рослин вона була 400 г, то у рослин, уражених паршею звичайною та кільцевою гниллю вона становила 210 г. Знижувався і показник кількості бульб у кущі. У здорових рослин він становив 6 бульб, а у хворих – знизився до 3. Показник кількості уражених кільцевою гниллю бульб відносно здорових рослин становив 55,5 %, а у варіантах, де бульби уражені фузаріозом з кільцевою гниллю він склав 85,3 %, тобто на 30 % більше, ніж у контрольному варіанті.

Висновки

В результаті досліджень було встановлено, що збудники *F. oxysporum*, *St. scabies* підсилюють патологічний процес кільцевої гнилі і є її синергітами.

Збудники фузаріозу та паші звичайної, взаємодіючи з кільцевою гниллю, стимулюють захворювання бульб сортів Пролісок, Бородянська рожева, Либідь на кільцеву гниль.

Перспективи подальших досліджень

Подальші дослідження будуть спрямовані на поглиблене вивчення взаємодії збудника кільцевої гнилі бульб картоплі з рослиною-господарем та удосконалення заходів захисту від хвороби.

Література

1. Адамян К. М. Вредоносность возбудителей фузариозной гнили клубней картофеля // Микология и фитопатология.- М.:1984.- Т. 18, вып.5 – С. 401–403.
2. Аристов А. В. Распространение парши обыкновенной картофеля на известкованных дерново-подзолистых почвах и карбонатном черноземе // Основные направления НТП в картофелеводстве, плодоводстве, тезисы докл. науч. прак. конференции молодых ученых и специалистов, 1989 – 41 с.
3. Белова О. Д. Кольцевая гниль, черная ножка и меры борьбы с ними. - М.: Колос, 1964. – 116с.
4. Дорожкин К. А., Вельская С. И., Генералова И. В. Распространение и вредоносность кольцевой гнили и мокрой гнили в Белорусии. // Картофелеводство. Минск, 1976 – Вып.3 С. 15–19.
5. Дунин М. С. Кольцевая гниль картофеля: патогенез, диагностика, защитные мероприятия // Изв. ТСХА. – 1961. Вып.5 – С. 20–34.

УДК 504.6(477.43/44):502.7

Г.О. Білявський

д.г.-м.н.

О.В. Мудрак

Національний авіаційний університет

ПРОБЛЕМИ ФОРМУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ УКРАЇНИ В КОНТЕКСТІ ЗБАЛАНСОВАНОГО РОЗВИТКУ

У статті охарактеризовані проблеми формування та невиснажливого використання екологічної мережі України в контексті збалансованого розвитку. Встановлені три групи небезпечних чинників, які призводять до втрати біоландшафтного різноманіття: екологічні, соціально-економічні й антропогенні (техногенні). Указані недоліки управління заповідними територіями, які формують просторові елементи екомережі.

© Г.О. Білявський О.В. Мудрак

Постановка проблеми

Збереження біоландшафтного різноманіття України й невиснажливе його використання сьогодні розглядається як один з пріоритетів у сфері природокористування, екологічної безпеки, охорони природи та є невід'ємною умовою збалансованого розвитку держави.

Аналіз останніх досліджень свідчить, що географічне положення України, її фізико-географічні умови сприяли тому, що вона має надзвичайно багату й різноманітну біоту. Займаючи менше 6 % площі Європи, вона володіє не менше ніж 35 % її біорізноманіття і за цим показником випереджає майже всі європейські країни, поступаючись лише Франції та Італії [10]. Європейські експерти вважають, що Україна розташована в тій частині Європи, де щільність генетичного різноманіття коливається в інтервалі 23–430 умовних одиниць (вищий рівень характерний лише гірським районам Карпат і Криму) [8]. Багатство біорізноманіття в Україні збільшується в такій послідовності: галофітні ценози (350 видів), водні угруповання (350), луки (600), болота (600), ліси (менше 800), степи (біля 1050 видів судинних рослин). На території України поширено понад 3500 асоціацій рослинних угруповань, до Зеленої книги віднесено 127 синтаксонів [12]. В охороні загального біотичного різноманіття, за справедливим зауваженням В.М. Тихомирова, ключову роль відіграє збереження рослинного покриву, який проводить первинний синтез органічних речовин та є їжею для тварин. Без збереження рослин та рослинності неможливе збереження видів тварин.

Завдання щодо збереження (і відтворення) біотичної різноманітності входять до глобальної концепції стратегії й тактики виживання людства, це: планування й збалансоване використання земельних, водних і лісових ресурсів; боротьба зі зменшенням площі лісів; невиснажливе використання природних екосистем; невиснажливе ведення сільського господарства; зниження рівня техногенних забруднень води, ґрунту й повітря; раціональне використання ресурсів моря [1, 4].

З метою збереження біоландшафтного різноманіття необхідно створити екологічну мережу й забезпечити ефективну систему менеджменту для неї. Проте наразі існують певні проблеми формування екомережі України, які характеризуються екологічними, фінансово-економічними, соціальними й нормативно-правовими чинниками (асpekтами).

Об'єкти та методика досліджень. *Об'єкт* досліджень – ключові території та інші просторові елементи екологічної мережі, а також нормативно-правові акти, концепції, методики й методичні рекомендації щодо їх створення та критерії вибору. *Завдання* досліджень – встановлення основних проблем збереження біоландшафтного різноманіття та виділення групи чинників, які ускладнюють формування невиснажливої екологічної мережі України.

Для зменшення загроз біоландшафтному різноманіттю розроблено цілу систему специфічних заходів. Це, передусім, створення нових і підтримання діючих заповідних об'єктів і територій (акваторій), інтродукція, біоконсервація, клонування. Ці охоронні території забезпечать необхідні умови для зменшення шкідливого впливу на біоландшафтне різноманіття, сприятимуть збереженню цілісності екосистем. Біоландшафтне різноманіття складає національне багатство України, тому його збереження є обов'язкою умовою екологічної безпеки й збалансованого розвитку. Адже воно має значення для всіх видів людської діяльності: економічної, соціальної, екологічної, культурно-духовної, визначаючи його менталітет. З метою охорони, збереження, примноження біоландшафтного різноманіття, зменшення загрози від екологічної небезпеки (втрати), необхідно перейти від стратегії збереження осередків ("островів") до створення цілісної, об'єднаної просторово-територіальної системи – національної екомережі. Такі екомережі розробляються в різних європейських країнах.

Цілісна ідея створення Європейської екомережі вже сформульована і вагомі кроки щодо її розбудови зроблені в ряді країн ЄС. Що стосується України, то роботи в напрямку формування Національної екомережі і нашої ділянки у Європейській екомережі теж розпочаті. На жаль, існують певні проблеми формування екомережі, яка б гармонійно вписувалась в Генеральну схему планування території України та в загальну структуру Європейської екомережі.

Ключовими територіями (природними ядрами) екологічної мережі, як правило, виступають заповідні території. Станом на 01.01.2006 р. у складі природно-заповідного фонду (ПЗФ) України нараховувалось 7243 територій та об'єктів загальною площею 2807,1 тис. га, що становило 4,65 % від території країни. Кількість територій і об'єктів загальнодержавного значення – 604, що займають площу 1450554,7 га (трохи більше половини всього ПЗФ держави), 6641 територія і об'єкти ПЗФ – місцевого значення, площею 1474,1 тис. га. До вищих категорій заповідання належать 4 біосферні, 17 природних заповідників, 15 національних природних парків (НПП). У 2006 році були створені ще два НПП ("Великий Луг" в Запорізькій області, площею 16,8 тис. га та "Мезинський" в Чернігівській області, площею 31 тис. га). Статус національного природного надбання мають 46 регіональних ландшафтних парків, 2693 заказники (303 загальнодержавного значення), 3057 пам'яток природи (132 загальнодержавного значення), 42 дендрологічні парки (19 загальнодержавного значення), 539 парків-пам'яток садово-паркового мистецтва (88 загальнодержавного значення), 25 ботанічних садів (17 загальнодержавного значення), 12 зоологічних парків (7 загальнодержавного значення), 793 заповідні урочища. Проте просторово-часова закономірність їх розподілу по території України сформована

нерівномірно як в широтному, так і меридіональному аспектах і має суттєві недоліки. Наприклад, екологічна мережа повинна складатися не лише з існуючої, але й перспективної, тобто офіційно запроєктованої й неофіційно запропонованої мережі земельних ділянок, які мають виступати її просторовими елементами. Перспективна й існуюча екомережі мають складати єдину завершену репрезентативну систему ключових територій (природних ядер) та супроводжуватись одночасно геосозологічним забезпеченням [5, 9, 12].

Значне біотичне різноманіття, мальовничі ландшафти, унікальні об'єкти, історико-культурна спадщина “говорять” про те, що в резерві України є ще досить значна кількість об'єктів і територій, які потрібно лише відповідно оформити згідно з правилами процедури. Україна має створити ще чимало природоохоронних об'єктів та дотримуватись взятих на себе міжнародних зобов'язань в рамках виконання міжнародних конвенцій та угод. Проте існують суттєві проблеми формування ефективної (раціональної) національної екологічної мережі. Численні небезпечні чинники, які призводять до втрати біоландшафтного різноманіття можна поділити на такі категорії: **екологічні, соціально-економічні** й **антропогенні** (техногенні).

Результати досліджень

Проблеми створення ефективної екомережі пов'язані з причинами загроз (термін вживають, розглядаючи проблеми екологічної безпеки) біорізноманіттю. Важливими з них, з **екологічного погляду**, є:

1) зникнення біологічних видів (пряме чи опосередковане знищення, вимирання), їх окремих ізольованих популяцій, що відзначаються певними анатомо-морфологічними, етологічними й екологічними особливостями, унікальних флоро-фауністичних комплексів, ценозів й екосистем;

2) знищення (деградація, деструкція, реконструкція, трансформація, антропогенізація) певних типів ландшафтів в результаті аграрного освоєння (розораність, меліорація, хімізація), урбанізації, гірничо-промислові розробки, підтоплення, шляхове будівництво тощо;

3) зменшення чисельності біологічних видів до критичного рівня, що призводить до повної або часткової втрати їх генетичного різноманіття;

4) інтродукція (спрямована, направлена, штучна чи спонтанна) чужорідних біологічних видів, що призводить до зникнення аборигенних видів, руйнування їх місць (середовищ) існування;

5) використання і звільнення живих організмів, видозмінених внаслідок біотехнологічних прийомів [6, 7].

До **соціально-економічних** чинників втрати біоландшафтного різноманіття та відсутність ефективної національної екомережі відносяться [2, 8, 9, 11, 14]:

1) низька політична значимість збереження й захисту біорізноманіття;

2) відсутність дієвої національної програми та міжвідомчої нескординованості дій щодо охорони біотичного й ландшафтного різноманіття, раціонального використання земель, боротьби з опустелюванням й деградацією. Відсутність цілеспрямованої політики й координації з питань охорони та збалансованого використання земельних ресурсів, невизначеність природоохоронної цінності земельних ділянок та її незакріпленість в Земельному кодексі (у правах користування землею не закріплені суттєві обмеження господарської діяльності, необхідні для виконання територією функцій екомережі). Це призводить до зниження темпів заповідання, формального існування більшості об'єктів ПЗФ, яке виражається у відсутності землевпорядних проектів з точним визначенням їхніх меж, невнесенням об'єктів ПЗФ у земельно-кадастрову документацію;

3) низька зацікавленість у збереженні біорізноманіття не тільки з боку урядових структур, але й бізнесових кіл, місцевого населення, громадськості;

4) відсутність ефективних економічних й фінансових інструментів (недостатнє фінансування) і стимулів захисту й збереження біоландшафтного різноманіття (частка вкладень в раціональне природокористування наразі зменшилася в 3 рази порівняно з 1990 роком, а надходження нових ресурсозберігаючих технологій збільшилось лише на 5 %, при цьому 80 % корисних копалин, які видобуваються, надходять до "тіньової економіки"). В Україні не відпрацьовано механізм економічного стимулювання суб'єктів господарської діяльності за впровадження ресурсо- та енергозберігаючих технологій ведення аграрного виробництва. В умовах фрагментації земель, що зумовлена реалізацією земельної реформи, не налагоджено механізм створення природоохоронної інфраструктури селитебних територій. Відсутність механізму обчислення реальної вартісної цінності конкретних об'єктів і складових компонентів біорізноманіття не дозволяє порахувати збитки за шкоду, заподіяну біорізноманіттю й визначити ступінь відповідальності за порушення екологічного законодавства;

5) відсутність чіткого визначення природоохоронних режимів територій і їх контролю з боку держслужб, невідпрацьованість механізмів реалізації законодавчого забезпечення виконання зобов'язань Україною щодо природоохоронних конвенцій;

6) недосконалість процедури створення об'єктів ПЗФ, яка передбачає пріоритет волі організації-землекористувача перед волею держави і призводить до того, що користувачі й власники земельних ділянок не дають погодження на створення нових об'єктів ПЗФ;

7) недосконалість організаційного забезпечення й контролю за виконанням заходів, намічених "Загальнодержавною програмою формування національної екологічної мережі на 2000–2015 роки" на

місцевому рівні. Відсутність ефективних механізмів створення таких просторових елементів екомережі, як екологічні коридори (сполучні території) та буферні зони;

8) відсутність винесення в природу меж прибережно-захисних смуг, смуг відведення, берегових смуг водних шляхів й водоохоронних (санітарної охорони) зон для більшості водних об'єктів. У земельно-кадастрову документацію зазначені землі як землі водного фонду не внесені;

9) відсутність ефективного міжсекторального співробітництва, повільний процес інтеграції збереження біорізноманіття й програми розвитку економічного й соціального секторів;

10) недосконалість системи природоохоронного моніторингу, в тому числі біорізноманіття, виникнення кризових явищ, ґрунтового покриву;

11) низький рівень екологічної освіти і культури (духовності, традицій українського народу, поваги до природи, гармонізації взаємовідносин, системного розвитку, дотримання принципу самообмеження), відсутність Екологічного кодексу, недостатня обізнаність державних службовців, фахівців та широкої громадськості у питаннях захисту й збереження біорізноманіття, успадкований менталітет “централізованого планування”, який часто перешкоджає ініціативам й діяльності на місцевому рівні;

12) відсутність ефективного горизонтального співробітництва між зацікавленими сторонами у захисті й збереженні біорізноманіття й представниками економічного сектору та сектору землекористування;

13) труднощі в мобілізації фінансової підтримки двосторонніх й багатосторонніх донорів, у тому числі міжнародних фінансових організацій. Відсутність бюджетної програми збереження біорізноманіття як джерела цільового фінансування. Недостатність фінансування на місцевому рівні як існуючих, так і нових об'єктів ПЗФ;

14) недостатньо розвинена інформаційно-консультативна служба про застосування методів, заходів і технологій невиснажливого господарювання з метою збереження біоландшафтного різноманіття й формування локальної, регіональної й національної екологічних мереж. Недосконалість методичної бази та відсутність практичного досвіду для створення екомережі;

15) неналежний рівень тематичного інформування щодо виконання вимог і завдань конвенцій, пов'язаних зі збереження біоландшафтного різноманіття, відсутність дієвої координуючої й об'єднуючої управлінської інфраструктури на всіх рівнях (локальному, районному, обласному, регіональному, національному) та комплексного підходу (організаційних структур, економічного стимулювання, адаптаційних і попереджуючих заходів) до вирішення практичних завдань. В більшості випадків інформація щодо стану виконання зобов'язань за Конвенціями

підміняється інформацією про виконання загальних природоохоронних заходів;

16) дефіцит кваліфікованого й досвідченого персоналу як в органах державного управління, так і на місцевому рівні;

17) відсутність кадастрів природних ресурсів.

До небезпечних *антропогенних* чинників впливу, що створюють загрози втрат біоландшафтного різноманіття та створення ефективної національної екомережі відносять (рис. 1) [13]: фрагментація ландшафтів, їх деградація через суцільну розораність, вирубку лісів й випалювання степів, відчуження території під кар'єри й шляхове будівництво, хімічне (до 75–80 % в окремих областях) й радіаційне забруднення, практично повну зміну режимів стоку й хімічного складу поверхневих водойм, значне рекреаційне навантаження. Раніше до 35 % території України було зайнято природною чи малозміненою рослинністю: ліси – 16 %, луки – 9,6 %, степи – 1 %, солончаки й болота – по 2 %. Наразі площа природної заповідної рослинності становить 4,1 % території, що у 2,5 раза, менше ніж в Європі. Площа природної рослинності у світі становить 1,8 га на людину, а в Україні – лише 0,36 га, з них лісів – менше 0,2 га, проте агроугіддя складають 71,3 % території. Україна – найрозораніша держава Європи, рілля займає 54 % її території, площа еродованих орних земель – 30 %. Грунт ріллі втрачає екологічні властивості саморегулювання. Про це свідчить зниження в ньому вмісту гумусу, який складає 3,1 %. Високий ступінь токсичності екотопів призводить до масової ураженості й виникнення хвороб як природних, так і культурних рослин і тварин, особливо патогенними грибами й вірусами [6, 8, 12].

Значних антропогенних змін зазнала лісистість України, яка в доісторичний період сягала 50 %. Сьогодні лісовий фонд становить лише 10,4 млн га, радіонуклідами забруднено 3 млн га. У I столітті лісами в Україні було зайнято 27 млн га, у 2000 році – лише 8,4 млн га, у 2005 році – 9,4 млн га (5,1 млн га – природні, 4,3 млн га – штучні ліси), до 2015 року заплановано їх площу довести до 11,5 млн га. Сировинні запаси значно виснажені, 82 % з них є хворими. Про це свідчать такі дані: молодняки становлять 31,5 %, середньовікові ліси – 44,6 %, пристигаючі – 12,7 % й перестійні – 11,2 %. За екологічними нормами пристигаючих лісів повинно бути не менше 20 % [9, 12].

Не стала винятком для деградаційних процесів і степова зона України, яка нині займає 34 % її території. Степи з природної рослинності в I столітті займали 19 млн га – майже всю зону в її сучасних межах. Нині степами зайнято лише близько 1 млн га. До 2015 року шляхом відродження степової рослинності заплановано їх площу збільшити до 1,5 млн га. Лучні екосистеми нині займають 13 % площі агроугідь, що в 5 разів менше, ніж у більшості європейських країн. Їх площа за останні 10 років скоротилась на

1,5 млн га, а врожайність у порівнянні з їх потенційною продуктивністю за сухою масою в середньому по Україні є меншою в 1,9 раза.

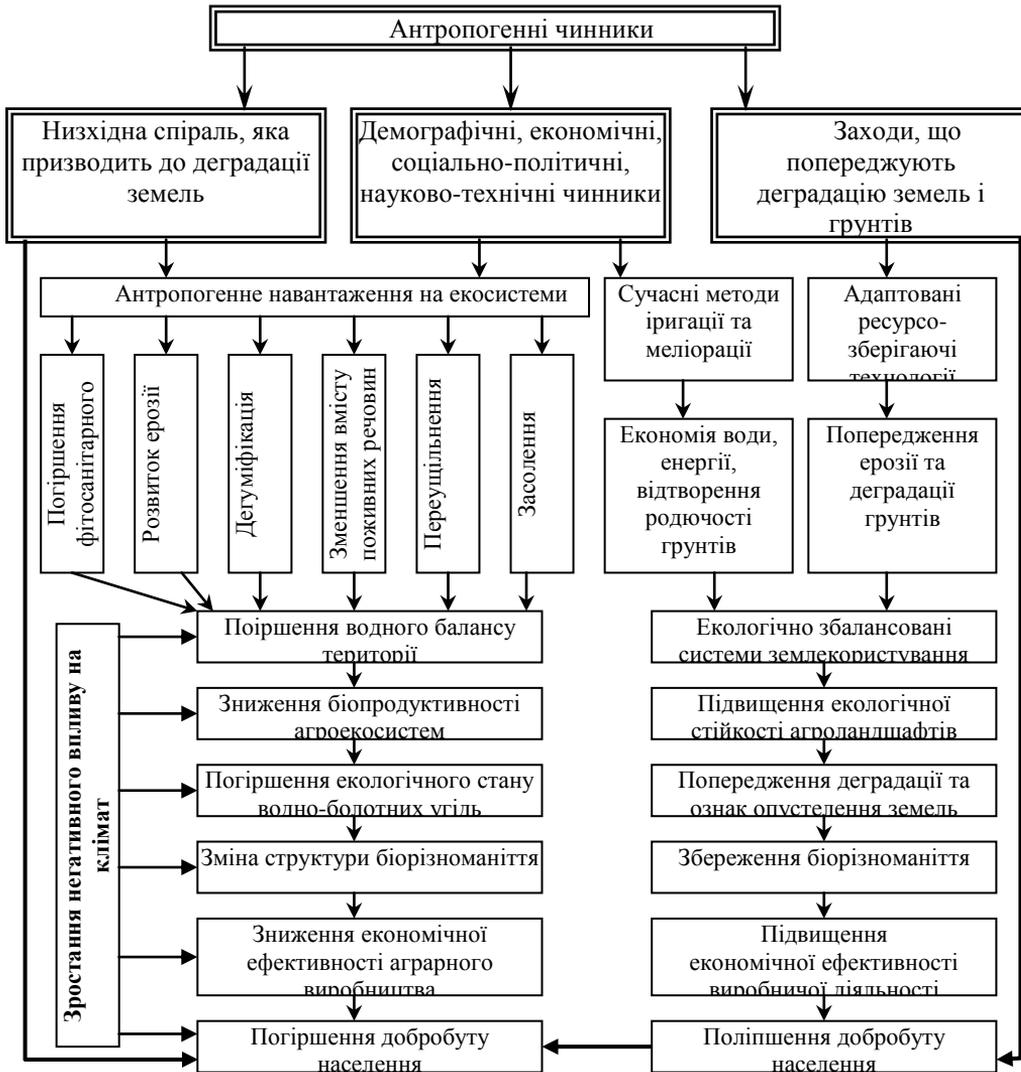


Рис. 1. Антропогенні чинники, що створюють загрози втрати біорізноманіттю [13]

Радіонуклідами забруднено 0,5 млн га лук. Болота і плавні в I столітті займали близько 4,5 млн га (не менше 6 % площі України в сучасних межах). Сьогодні лише 1,8 млн га (80 %) заболочені землі внаслідок меліорації, були осушені. Болота й заболочені землі нині становлять 957 тис. га (1,6 % території), до 2015 року за рахунок ренатуралізації площу

водно-болотних угідь заплановано довести до 2,5 млн га. Екосистеми солонців й солончаків займають 1,3 млн га, у I столітті вони займали не менше 4 % площі України (2,5 млн га). До 2015 року в результаті інтенсивного засолення земель вони можуть поширитися на площі до 1,5 млн га. Загалом природна рослинність в Україні у I столітті займала 55 млн га, сьогодні вона становить лише 18,5 млн га (28 % від площі території). (Для порівняння: у скандинавських країнах природна рослинність займає від 65 до 75 % їх території, а в центральноевропейських – 36–44 %). До 2015 року площу природної рослинності України, за рахунок формування екомережі, заплановано довести до 26,5 млн га [6, 12].

На відміну від видів, котрі часом можуть пристосуватися до антропогенного чинника, переселитися в штучні біогеоценози – агроценози, агрофітоценози, лісосмуги й лісопосадки, водосховища й ставки, природні екосистеми до людини не пристосовуються. Вони або остаточно деградують, або перетворюються на антиприродні (квазіприродні) екосистеми. Це сприяє тому, що приблизно 9 % судинних рослин, 38 % ссавців, 38,1 % плазунів, 29,4 % амфібій із цих екосистем перебувають в складному стані. Існують прогнози, що за умови збереження таких тенденцій частка ссавців, які будуть занесені до Червоної книги України, перевищуватиме 50 %, а уже в третьому виданні Червоної книги опиниться до 5 % фауни та 2/3 хребетних тварин [11].

Вплив ґрунтових вод на біорізноманіття ландшафтних систем пов'язаний з розвитком процесів підтоплення (до 20 тис. км² або 3,3 % території України) й активного дренажу підземних вод в межах впливу гірничих підприємств та водозборів (площа депресій в гірничодобувних регіонах – біля 22 тис. км² або 3,5 % площі України). Зарегульованість гідромережі України з втратою її дренажної й відновлюючої здатності внаслідок будівництва 28,5 тис. водосховищ й ставків із загальною площею водної поверхні біля 12 тис. км² (2 % території держави) значно зменшили біорізноманіття поверхневих водоймищ (екологічний стан річок України на 88 % – це поганий і дуже поганий) [8].

Головними чинниками змін екологічного стану ґрунтових вод і зростаючого їх дестабілізуючого впливу на біорізноманіття ландшафтних комплексів й поверхневих водойм є такі [8]:

- високі техногенні геохімічні навантаження на агроландшафти;
- комплексне забруднення ландшафтів промислово-міських агломерацій і селищ міського типу внаслідок тривалого накопичення значних обсягів повітряних викидів, рідких і твердих відходів, втрат нафтохімічних продуктів тощо;

- низький ступінь природної захищеності ґрунтових вод від забруднюючого впливу поверхневих комунально-господарських й техногенних об'єктів внаслідок обмеженого розповсюдження слабопроникних шарів глинистих порід (регіональних водотривів), площа яких коливається від 3,4 % (Луганська обл.) до 95,3 % (Полтавська) при середньому значенні по Україні біля 40 %;

– наявність значної кількості фільтруючих ставків-накопичувачів промислових стоків (біля 2800 об'єктів), з якими пов'язані зони стійкого забруднення. Інженерно-геологічні чинники мають два напрями впливу на біорізноманіття:

1) руйнування схилів з порушенням в їх межах механізмів хімічного живлення рослин при розвитку зсувів і лінійної ерозії;

2) абразійно-зсувне руйнування берегових ділянок поверхневих водоймищ та прибережно-морських територій з дестабілізацією ландшафтів зі зміною гідрохімічного складу вод й мінералогічного складу донних відкладів. Геофізичний вплив на біорізноманіття незначний, за винятком зон підвищеного (в 10 разів і більше порівняно з глобальним фоном) забруднення радіонуклідами Cs^{137} й Sr^{90} аварійного викиду ЧАЕС та високовольтних ліній електропередач, електромагнітне поле яких призводить до часткового пригнічення біоти, дезорієнтації птахів у польоті.

Українські вчені виділяють 4 рівні еколого-геологічних загроз біорізноманіттю [8]: 1) фоновий (норма); 2) початкового ризику (в 2–3 рази вище фонового); 3) підвищеного ризику (в 3–5 разів вище фонового або порушення стану геологічного середовища); 4) катастрофічного ризику (в 5–10 разів вище фонового рівня) Хоча біорізноманіття, як правило, залежить від генів, різновидів й екосистем, існує залежність її зменшення і від інших чинників. Дослідження українських фахівців і результати міжнародних проектів свідчать про те, що головними чинниками сучасного зниження сталості біорізноманіття є [11, 13, 14]:

– *втрата середовища існування*, 15 % території України оголошено зоною катастрофічної екологічної ситуації;

– *розповсюдження екзотичного різновиду*;

– *незаконне полювання (браконерство)*, систематична вирубка лісу, інтенсивне збирання ранньоквітучих рослин та рослин для традиційних лікарських цілей;

– *вплив і взаємозалежність ефектів* (різновид, що розвивається сумісно з іншим буде вимирати, якщо другий вид пари буде перебувати під загрозою зникнення);

– *забруднення (засмічення) і глобальна зміна навколишнього середовища, особливо клімату* (парниковий ефект, опустелювання, руйнування озонового шару, випадання кислотних опадів, смог);

– *структура виробництва і надмірне споживання*;

– *помилкова політика*, яка заохочує стимули деградуючого впливу на біорізноманіття (стихийний туризм, сільське господарство, лісівництво, транспорт, будівництво комунікацій, видобуток ресурсів, одержання енергії);

– *відсутність врахування цінностей природи* (цінність біорізноманіття має бути враховано в ціні виробу чи послуги) [2, 3];

– *небажання держави враховувати проблеми довкілля в політиці розвитку (глобалізація світової економіки, домінування її інтересів над проблемами збереження біорізноманіття, екологічної безпеки; не дієвість*

торгівельних обмежень видів ресурсів, що знаходяться під загрозою зникнення, відсутність екологічного аудиту для виробництва та екомаркування й сертифікації продукції, недостатній рівень екологічної культури, освіченості та добробуту населення).

Особливостями формування національної екомережі є [2, 9]: 1) розташування України у трьох фізико-географічних зонах. Екомережа охоплює надзвичайно різні ландшафти з різними властивостями, структурою, витривалістю до дії чинників і різною генетичною, екологічною й соціальною цінністю. Відповідно ефект її функціонування буде різним і залежатиме від умов, рельєфу, видового складу, будови та інтенсивності й виду людської (господарської) діяльності; 2) наявність великих річок, які протікають у меридіональному напрямку й являють собою великі екокоридори; 3) висока площа розораних земель, де в багатьох місцях зберігаються монокультури, що призводить до зменшення агробіорізноманіття.

Загрози формування національної екомережі пов'язані: 1) зі значною урбанізацією території, яка відіграє роль бар'єрів для проведення екокоридорів й міграції видів (в тому числі приміські зони, інтенсивне використання рекреаційних ресурсів, тимчасове збільшення густоти населення за рахунок туристів); 2) з розташуванням промислових агломераций, особливо розвиток гірничо-добувної, металургійної, коксохімічної й хімічної промисловості, машинобудування, енергетики, що створюють негативний вплив на довкілля через значну кількість відходів, стічних вод, забруднення повітря, поверхневих і підземних вод та ґрунтів; 3) з інтенсивністю розвитку сільського господарства з неефективним використанням земель, лісів (суцільно-лісосічні рубки, знищення підліску, травостою, орієнтація на штучне поновлення, що веде до панування монокультур, які становлять 40 % всіх лісів, різке зменшення видового складу, зміни умов існування) і лук (інтенсивне випасання, викошування, випалювання); 4) з добре розвиненою транспортною мережею, що призводить до масової загибелі тварин і птахів та є бар'єром для їх міграції й годівлі, а також відсутність спеціально-обладнаних переходів для тварин (особливо копитних) [6, 10].

Всі вищезгадані чинники, особливості й загрози необхідно враховувати при розробці територіальної організації національної екологічної мережі, яка б гармонійно вписувалася б генеральну схему планування території та стала ефективною складовою європейської екомережі.

Висновки і пропозиції

Отже, основні проблеми розвитку екомережі в Україні зумовлені недосконалістю системи управління в галузі заповідної справи, низьким рівнем цільового фінансування, матеріально-технічного забезпечення, недостатнім розвитком спеціальних наукових досліджень, слабкою правовою відповідальністю за порушення режиму заповідних територій і об'єктів. За сучасних умов переходу на ринкові відносини

господарювання, зміни форм власності на землю становище із розвитком екомережі в державі ускладнюється. З метою збереження біоландшафтного різноманіття, створення нових та охорони діючих заповідних об'єктів, формування національної ефективної екомережі й забезпечення збалансованого розвитку держави через демократизацію суспільства, необхідно провести раціоналізацію й вдосконалення екологічного управління, об'єднавши чотири складові: владу, бізнес, громадськість, науку. Вони і будуть формувати нову стратегію екологічної політики, збалансованого природокористування та забезпечувати процес втілення інноваційних підходів щодо формування й невиснажного використання екологічної мережі України.

Перспективи подальших досліджень.

Подальші дослідження слід зосередити на вдосконаленні природоохоронного законодавства, розробці науково-методичних підходів і практичних рекомендацій щодо формування структурних елементів екомереж різного рівня, забезпеченні належного фінансування для її створення, зменшенні загроз для біотичного й ландшафтного різноманіття.

Література

1. Білявський Г.О., Межжерін В.О. Нові аспекти теорії і практики гармонійного розвитку в умовах глобалізації у контексті соціальної безпеки // Екологія і ресурси: Зб. наук. праць. – К.: УІНСІР РНБОУ, 2003. – Вип. 7. – С. 92–101.
2. Борейко В.Е. Биоразнообразие не имеет цены. Ибо оно бесценно // Гуманитарный экологический журнал. – 2000. – Т. 2, вып. 2. – С. 5–11.
3. Борейко В.С. Святые места дикой природы. – К.: 1998. – 110 с.
4. Данилов-Данильян В.И., Лосев К.С. Экологический вызов и устойчивое развитие: Учебное пособие. – М.: Прогресс-Традиция, 2000. – 418 с.
5. Загальнодержавна програма формування національної екомережі України. Інформація від Мінприроди // Жива Україна. – №3–4. – 2006. – С. 3–5.
6. Збереження біорізноманіття України (Друга національна доповідь). За ред. Мовчана Я.І., Шеляга-Сосонка Ю.Р. – К.: Хімджест – 2003. – 110 с.
7. Збереження і моніторинг біологічного та ландшафтного різноманіття в Україні. – К.: Національний екологічний центр України, 2000. – 244 с.
8. Коржнев М.М., Шеляг-Сосонко Ю.Р., Яковлев Є.О. Чинники впливу антропогенних змін геологічного середовища України на біорізноманіття і людину // Екологія довкілля і безпека життєдіяльності, №1, 2003., – С. 59–69.
9. Марушевський Г.Б., Мельничук В.П., Костюшин В.А. Збереження біорізноманіття і створення екомережі: Інформаційний довідник. – Київ: Wetlands International Black Sea Programme, 2008. – 168 с.

10. Національна доповідь України про гармонізацію життєдіяльності суспільства у навколишньому середовищі. Спеціальне видання до 5-ї Всеєвропейської конференції міністрів навколишнього середовища “Довкілля для Європи”. Відповід. керівник розробки – доктор економічних наук, професор *В.Я. Шевчук*. – К.: ТОВ “Новий друк”, 2003. – 128 с.
11. Основи екології. Екологічна економіка та управління природокористуванням: Підручник /За заг. ред. д.е.н., проф. *Л.Г. Мельника* та к.е.н., проф. *М.К. Шапочки*., Суми: ВТД “Університетська книга”, 2005. – 759 с.
12. *Попович С.Ю.* Природно-заповідна справа: Навчальний посібник. – К.: Арістей, 2007. – 480 с.
13. *Яцик А.В.* Аналіз взаємовпливу зміни клімату на біологічне різноманіття, опустелювання та стану виконання Україною рамкової конвенції ООН про зміну клімату, конвенції про біологічне різноманіття та конвенції про боротьбу із опустелюванням. Синергічний звіт. – Київ. – 2006 – 65 с.
14. Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystem and Human Well-being: Desertification Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC. UDK of 504.6(477.43/44) :502.7

УДК 633.37:631.5:631.8

В.В.Мойсієнко

д. с.-г. н.

Н.Я. Кривіч

Л.Л. Довбиш

к. с.-г. н.

С.В. Стоцька

аспірант

Житомирський національний агроєкологічний університет

ПРОДУКТИВНІСТЬ ПЕЛЮШКО-ВІВСЯНОЇ СУМІШКИ ЗАЛЕЖНО ВІД СПОСОБІВ ОСНОВНОГО ОБРОБІТКУ ҐРУНТУ ТА УДОБРЕННЯ У ПОЛЬОВІЙ СІВОЗМІНІ ПОЛІССЯ

На основі стаціонарних наукових досліджень встановлена продуктивність пелюшко-вівсяної сумішки залежно від системи удобрення та способів основного обробітку ґрунту, яка засвідчує про ефективність альтернативних агротехнічних заходів вирощування сіяних фітоценозів. Виявлений вплив системи удобрення у польовій сівозміні на зміну агрохімічних показників сірого лісового легкосуглинкового ґрунту.

Постановка проблеми

У рослинних продовольчих білкових ресурсах поряд із зерновими культурами, які відзначаються невисоким вмістом білка, а також його незбалансованістю за вмістом незамінних амінокислот, важливе місце

посідають однорічні зернові бобові культури, які є одним з найкращих джерел високоякісного, збалансованого за амінокислотним складом, економічно дешевого та екологічно чистого білка. Без зернобобових культур біологічне землеробство практично неможливе. Біологічна фіксація азоту з повітря соєю складає 91 кг/га, горохом – 72, квасолею – 44, виною – 86, бобами кормовими – 90, люпином – 157, сочевицею – 83, нутом – 86 кг/га. Завдяки цьому вони значною мірою забезпечують свою потребу в азоті і залишають його у ґрунті. Тому вони є найкращими попередниками для наступних культур у сівозміні, підвищують родючість ґрунту, збагачують його органічною речовиною і завдяки біологічній фіксації азоту бульбочковими бактеріями поліпшують азотний баланс в землеробстві країни, що сприяє зростанню врожаїв зернових, технічних, кормових та інших польових культур [1, 2, 10].

У кормовиробництві використовують посівний і польовий (кормовий) горох, або пелюшку. Горох польовий (*Pisum arvense L.*) не містить ніяких отруйних для тварин речовин, вони охоче поїдають його у будь-якому стані – зеленої маси, сіна, сінажу чи соломи, зерна і зерновідходів, які значно покращують білковий склад концентрованих кормів. Культура ця холодостійкіша за люпин і прекрасно переносить дуже ранні строки сівби та можливе в таких випадках різке зниження температури – за деякими джерелами, сходи пелюшки переносять морози до -13°C [4, 12].

Як польова культура пелюшка цінна тим, що її можна вирощувати на піщаних ґрунтах і забезпечувати добрі врожаї зерна і зеленої маси. Пелюшку використовують у змішаних посівах. Вона характеризується високою врожайністю зеленої маси, її використовують як зелений корм, а також для готування сіна і силосу. Зерно пелюшки являє собою добрий концентрований корм для сільськогосподарських тварин. У кормовій одиниці зерна міститься 23–27 % білка, 1,5–1,8 % жиру та 180–210 г перетравного протеїну. Біологічна цінність білка рослин визначається не тільки його загальною кількістю, але й вмістом у ньому незамінних амінокислот. Протеїн пелюшки є джерелом лізину, аргініну, лейцину, валіну, ізолейцину. Вміст незамінних амінокислот у зеленій масі пелюшки на 20–73 % вищий, ніж у гороху, тому зелена маса їх цінніша для годівлі свиней і птиці. За даними дослідників, суха маса пелюшки у фазі цвітіння містить 17,56 % протеїну і 36,94 % клітковини. Високий вміст протеїну дає можливість віднести пелюшку до кормових рослин з високими кормовими якістьми [11].

Порівняно з посівним, польовий горох протягом довшого часу можна використовувати на зелений корм. Це пояснюється, насамперед, тим, що у нього більш розтягнуті фази розвитку. Тому впровадження польового гороху в зелений конвеєр дає можливість на 10–15 днів подовжити його використання [4, 6, 7].

Необхідно підкреслити значення пелюшки як післяжнивної культури. В умовах Полісся вона є кращою післяжнивною культурою, оскільки швидко нарощує зелену масу, на 60 день після посіву у фазі цвітіння урожай зеленої маси складає 170–200 ц/га. При заорюванні такої маси в ґрунт потрапляє 85–100 кг азоту, що еквівалентно 17–20 т внесеного напівперепрілого гною доброї якості [13]. Отже, пелюшка з успіхом може знайти застосування як у Лісостепу, так і в Поліссі [3, 8].

Аналіз останніх досліджень

Скоростиглість деяких різновидів пелюшки дає можливість вирощувати її у північних районах України там, де вика яра пізно визріває і не дає можливості своєчасно посіяти озимі зернові. За даними дослідників скоростиглі сорти пелюшки забезпечують урожай зерна більше на 69 % та зеленої маси на 22 % ніж вика яра. На базі цих сортів Інститут сільського господарства Полісся УААН вивів новий скоростиглий і врожайний сорт Зв'ягельська.

Із сумішок пелюшки з вівсом або ячменем можна виготовляти сіно, силос й сінаж. Зелену масу на силос найкраще скошувати під час формування бобів і наливання зерна. У цей час збільшується вміст цукрів до 100 г на 1 кг сухої речовини й зелена маса добре силосується. Для одержання силосу високої якості у фазі зав'язування бобів зелену масу потрібно підв'ялити до вмісту 34 % сухої речовини. Без пров'ялювання на 1 т зеленої маси потрібно додавати 4-6 кг органічних кислот або їх сумішей.

На легких піщаних нечорноземних ґрунтах за врожайністю пелюшка перевищує вику яру. Вона більш урожайна від гороху посівного, про що свідчать багаторічні дані Іллінецької сортодільниці Вінницької області, де в середньому урожай її становив 334 ц/га зеленої маси та 77 ц/га сухої маси, що на 44 та 39 % вище [9].

Пелюшка добре відзивається на органічні та мінеральні добрива. Без внесення гною пелюшка забезпечує 135,1 ц /га зеленої маси, а при внесенні – 181,5 ц/га. Пелюшка добре реагує на внесення фосфорно-калійних добрив, які необхідно вносити з осені під зяб [9].

У досліджах В.П. Фещенко, О.В. Вишневської, А.Г. Павленка максимальну врожайність зеленої маси – 327 ц/га та 28,5 ц/га зерна отримано у варіантах, де вносили $N_{30}P_{60}K_{60}$. Для отримання високих врожаїв необхідно також вапнувати ґрунти. Так, при внесенні вапна на кислих ґрунтах відмічено приріст врожаю зеленої маси на 35–44 ц/га [14].

У зв'язку з вищевикладеним, розробка ефективно обґрунтованих прийомів одержання екологічно безпечних кормів з пелюшки у Поліссі України визначає актуальність даних досліджень.

Матеріал та методи досліджень

Експериментальну частину досліджень щодо вивчення ефективності впливу агротехнічних прийомів на пелюшко-вівсяну сумішку проводили впродовж 2006–2008 рр. на дослідному полі Житомирського національного агроекологічного університету. Ґрунт дослідних ділянок – сірий лісовий легкосуглинковий.

Схема чергування культур у сівозміні наступна: 1. Конюшина лучна; 2. Озима пшениця; 3. Льон-довгунець; 4. Пелюшко-вівсяна сумішка; 5. Озиме жито; 6. Ярий ріпак; 7. Картопля; 8. Ячмінь з підсівом конюшини.

Схема досліду: Фактор А – основний обробіток ґрунту: А-1). Оранка на 18–20 см (контроль); А-2). Обробіток плоскорізом КПГ-250 на глибину 18–20 см; А-3). Обробіток важкою дисковою бороною БДТ-3 на глибину 10–12 см; А-4). Різноглибинний обробіток.

Фактор В – удобрення: В-1). Без добрив (контроль); В-2). Післядія соломи + N₁₀ на тонну; В-3). Органо-мінеральна традиційна (гній 5,0 т/га + N₅₀P₄₈K₅₅); В-4). Органо-мінеральна з помірними нормами мінеральних добрив (гній 5,0 т/га + солома + N₁₀ на тонну + сидерат + N₃₁P₃₂K₃₆).

Результати досліджень

Внесення мінеральних добрив дозволяє вводити в кругообіг речовин у землеробстві нові кількості елементів живлення рослин, а застосування гною та відходів рослинництва – повторно використовувати частину поживних речовин, що вже входили до складу попередніх урожаїв. Нині в усіх зонах України зменшується вміст гумусу у ґрунтах. Середньорічні втрати гумусу у Поліссі складають 0,7–0,8 т/га, Лісостепу – 0,6–0,7 т/га, а в Степу – 0,5–0,6 т/га. За таких умов виникає необхідність збереження і поповнення запасів гумусу [5].

Цього можна досягти за рахунок внесення органічних та мінеральних добрив, посіву багаторічних та однорічних трав, залишення більш високої стерні зернових культур, заорювання соломи, мінімалізації обробітків ґрунту, сидерації, вапнування кислих ґрунтів тощо. Наші дослідження свідчать, що вміст гумусу змінюється від 1,05 на контролі (без добрив) до 1,38 % при постійному (впродовж двох ротацій) внесенні гною, мінеральних добрив, заорюванні соломи та сидератів. Спостерігається тенденція до зменшення кислотності ґрунту на варіантах післядії соломи та застосування традиційних та помірних доз мінеральних добрив у сівозміні.

Нами встановлено, що у сірих лісових ґрунтах при внесенні мінеральних добрив вміст лужногідролізованого азоту в ґрунті на час збирання пелюшко-вівсяної сумішки за варіантами досліду суттєво не змінився, а вміст рухомих форм фосфору та калію був вищим на удобрених ділянках. За традиційної органо-мінеральної системи удобрення вміст фосфору складав 110, калію – 54 мг/кг ґрунту, а за органо-мінеральної з

використанням гною, соломи, сидератів та помірної дози мінеральних добрив відповідно 129 та 59 мг/кг.

Таблиця 1. Урожайність зеленої маси та висота травостою пелюшко-вівсяної сумішки залежно від агротехнічних прийомів вирощування

Обробіток ґрунту (фактор А)	Система удобрення (фактор В)	Урожайність зеленої маси, ц/га	Висота травостою, см		
			овес	пелюшка	середнє
Оранка на 18-20 см (контроль)	Без добрив (контроль)	224,0	110,3	86,3	98,3
	Солома + N ₁₀ на тонну	256,2	111,0	86,1	98,5
	Органо-мінеральна (гній 5,0 т/га + N ₅₀ P ₄₈ K ₅₅)	340,6	126,2	87,5	106,8
	Органо-мінеральна (гній 5,0 т/га + солома + N _{10/т} + сидерат + N ₃₁ P ₃₂ K ₃₆)	338,0	123,3	88,8	106,1
Обробіток плоскорізом КПГ-250 (18-20 см)	Без добрив (контроль)	224,5	117,2	81,2	99,2
	Солома + N ₁₀ на тонну	260,9	120,5	82,2	101,3
	Органо-мінеральна (гній 5,0 т/га + N ₅₀ P ₄₈ K ₅₅)	369,2	124,1	93,3	108,7
	Органо-мінеральна (гній 5,0 т/га + солома + N _{10/т} + сидерат + N ₃₁ P ₃₂ K ₃₆)	346,4	123,7	91,2	107,4
Обробіток важкою дисковою бороною БДТ-3 (10-12 см)	Без добрив (контроль)	221,3	110,5	86,0	98,2
	Солома + N ₁₀ на тонну	253,4	118,7	80,2	99,4
	Органо-мінеральна (гній 5,0 т/га + N ₅₀ P ₄₈ K ₅₅)	358,7	122,0	88,5	105,3
	Органо-мінеральна (гній 5,0 т/га + солома + N _{10/т} + сидерат + N ₃₁ P ₃₂ K ₃₆)	340,0	122,2	87,7	105,0
Різноглибинний обробіток	Без добрив (контроль)	220,6	110,3	85,7	98,0
	Солома + N ₁₀ на тонну	250,4	114,8	83,5	99,2
	Органо-мінеральна (гній 5,0 т/га + N ₅₀ P ₄₈ K ₅₅)	330,7	122,0	87,3	104,6
	Органо-мінеральна (гній 5,0 т/га + солома + N _{10/т} + сидерат + N ₃₁ P ₃₂ K ₃₆)	326,0	119,3	85,5	102,4
НП _{0,95} , ц/га		28,3			

На основі досліджень виявлено, що в умовах дослідного поля ЖНАЕУ продуктивність цієї сумішки значною мірою залежить від елементів технології вирощування. Урожайність зеленої маси сумішки, незалежно від удобрення та способів обробітку ґрунту у польовій сівозміні, коливається від 220,6 до 369,2 ц/га (табл. 1).

Наукові джерела та виробнича практика свідчать, що при вирощуванні у сумішках пелюшка значно збільшує свій ріст, досягаючи висоти 150 см і більше, залежно від наявності вологи.

У наших дослідах внесення помірних та оптимальних доз мінеральних добрив на фоні органічних забезпечує достовірну прибавку урожаю зеленої маси пелюшко-вівсяної сумішки. Порівняно до контролю (без добрив) незалежно від способів обробітку ґрунту вона становить 110,1–144,7 ц/га.

Щодо обробітку ґрунту, то найбільш оптимальний для пелюшко-вівсяної сумішки був плоскорізний на 18-20 см. При цьому отримано достовірний приріст зеленої маси, який становив на варіанті з внесенням гною 5,0 т/га + N₅₀P₄₈K₅₅ відповідно до контрольного варіанту (оранка на 18-20 см) – 28,6 ц/га. Висота травостою на цьому варіанті була 108,7 см, що на 1,9 см вище, ніж по оранці.

За дискування та різноглибинного обробітку ґрунту урожайність зеленої маси сумішки не поступалась або знаходилась на рівні варіанту з оранкою, що також може бути альтернативою при розробці енергозберігаючих технологій.

Таблиця 2. Продуктивність та якість пелюшко-вівсяної сумішки залежно від агротехнічних прийомів вирощування

Обробіток ґрунту (фактор А)	Система удобрення (фактор В)	Вихід з 1 га, ц		Обмінна енергія, тис. МДж/га	Вміст у кормовій одиниці перетравного протеїну, г
		кормових одиниць	перетравного протеїну		
А-1	В-1	35,8	5,15	61,6	143,8
	В-2	41,0	5,89	70,4	143,6
	В-3	54,5	7,83	93,7	143,7
	В-4	54,1	7,77	92,9	143,6
А-2	В-1	35,9	5,16	61,7	143,7
	В-2	41,7	6,00	71,7	143,9
	В-3	59,1	8,49	101,5	143,7
	В-4	55,4	7,96	95,3	143,7
А-3	В-1	35,4	5,09	60,8	143,7
	В-2	40,5	5,83	69,7	143,9
	В-3	57,4	8,25	98,6	143,7
	В-4	54,4	7,82	95,7	143,8
А-4	В-1	35,3	5,07	60,7	143,6
	В-2	40,1	5,76	68,9	143,6
	В-3	52,9	7,61	90,9	143,8
	В-4	52,2	7,49	89,6	143,5

Розрахунки свідчать, що посіви пелюшко-вівсяної сумішки забезпечують значний вихід кормових одиниць та перетравного протеїну, урожай яких, в основному, залежить від удобрення. Так, при внесенні помірних та оптимальних доз мінеральних добрив на фоні гною вихід кормових одиниць, незалежно від способів основного обробітку ґрунту становив від 52,2 до 59,1 ц/га, а перетравного протеїну відповідно – від 7,49 до 8,49 ц/га.

Щодо обробітків ґрунту, то за плоскорізного обробітку був найбільший вихід кормових одиниць – 55,4–59,1 ц/га. Оранка забезпечила відповідно вихід 54,1–54,5 ц/га, дискування – 54,4–57,4 ц/га і найменший збір кормових одиниць виявлено при різноглибинному обробітку ґрунту – 52,2–52,9 ц/га. Аналогічним був вихід перетравного протеїну з пелюшко-вівсяної сумішки, який становив на удобрених ділянках за оранки – 7,77–7,83 ц/га, за плоскорізного обробітку – 7,96–8,49 ц/га, за дискування – 7,82–8,25, а за різноглибинного обробітку – 7,49–7,61 ц/га.

Слід відмітити, що пелюшко-вівсяна сумішка – надійне джерело обмінної енергії для тварин, вміст якої коливається на удобрених варіантах від 68,9 до 101,5 тис. МДж з одного гектара. Спостерігається висока забезпеченість кормової одиниці перетравним протеїном – 143,5–143,9 г, що значно перевищує норму.

Висновки

1. Найвищий вміст поживних елементів у сірому лісовому ґрунті спостерігається на варіанті з помірними дозами мінеральних добрив (гній 5,0 т/га + солома + $N_{10/T}$ + сидерат + $N_{31}P_{32}K_{36}$) і становить для фосфору – 129 мг/кг та калію – 59 мг/кг.

2. Внесення помірних та оптимальних норм мінеральних добрив на фоні гною (5,0 т/га на 1 га сівозмінної площі) забезпечує урожай зеленої маси пелюшко-вівсяної сумішки 326,0–369,2 ц/га, вихід кормових одиниць – 52,2–59,1 ц/га, перетравного протеїну – 7,49–8,49 ц/га.

3. Приріст урожаю зеленої маси порівняно до контролю (без добрив) за оранки становить 114,0–116,6 ц/га, за дискування на 10–12 см – 118,7–137,4 ц/га, за різноглибинного обробітку – 105,4–110,1 ц/га, а при плоскорізному обробітку – 121,9–144,7 ц/га.

Перспективи подальших досліджень полягають у тому, що ще недостатньо вивчена та науково обґрунтована проблема взаємодії й впливу енергозаощадливих обробітків ґрунту у поєднанні з різними формами та співвідношеннями мінеральних, органічних добрив на ріст, розвиток, фотосинтетичну, симбіотичну та зернову продуктивність пелюшки у змішаних посівах.

Література

1. *Бабич А.О.* Світове виробництво однорічних бобових культур для вирішення проблеми білка і біологічного азоту / *А.О.Бабич, В.Ф.Петриченко, А.А.Побережна* // Корми і кормовий білок. – Вінниця, 1994. – С.164–165.
2. *Бабич А.О.* Розміщення, виробництво, використання однорічних зернових бобових культур для збільшення продовольчих і кормових ресурсів в Україні / *А.О.Бабич, А.А.Побережна* // Корми і кормовий білок. – Вінниця, 1994. – С.165–166.
3. *Іванюк В.* Відновлення родючості ґрунтів Полісся впровадженням посівів гороху польового (пелюшки) / *В.Іванюк* // Пропозиція. – 2000. – № 10. – С.28–30.
4. *Мазуренко А.* Полісся: горох як альтернатива // Агровісник України. – 2007. – № 2. – С. 35–36.
5. Почвенно-экологические условия возделывания сельскохозяйственных культур / *В.В.Медведев, А.Я.Бука, Д.Н. Губарева* [и др.]; под ред. *В.В. Медведева*. – К.: Урожай, 1991. – 176 с.
6. *Ратошнюк В.* Продуктивність пелюшки у змішаних посівах з підтримуючими культурами / *В.І.Ратошнюк, І.Ю.Ратошнюк, І.М.Ратошнюк* // Вісн. ДАУ. – 2005. – № 1. – С. 88–93.
7. *Ратошнюк В.І.* Залежність урожаю насіння пелюшки (*Pisum arvense* L.) від підтримуючої культури і оптимальних співвідношень сумішок / *В.І.Ратошнюк, І.Ю.Ратошнюк, О.В.Вишневіська* // Селекція і насінництво. – 2005. – Вип. 90. – С. 318–322.
8. Регіональна програма відновлення родючості ґрунтів та піднесення галузі землеробства Полісся шляхом масового впровадження посівів гороху польового (пелюшки) / *В.О.Іванюк, М.К.Чупира*. – Житомир, 2002. – 19 с.
9. *Резнік О.І.* Однорічні кормові культури / *О.І.Резнік, Г.П.Квітко*. – К.: Урожай, 1980. – С. 26–30.
10. *Розвадовский А.М.* Зернобобовые культуры в интенсивном земледелии / *А.М.Розвадовский*. – К.: Урожай, 1990. – 172 с.
11. *Савченко Ю.І.* Ефективність використання пелюшки в раціонах молодняка великої рогатої худоби на відгодівлі / *Ю.І.Савченко, І.М.Савчук, К.В.Гончарова* // Науково-технічний бюлетень. – Харків, 2004. – № 86. – С. 111–115.
12. *Смаглій О.Ф.* Пелюшка – важливий резерв збільшення виробництва рослинного білка / *О.Ф.Смаглій*. – Житомир, 1999. – 3с.
13. *Смирнова Р. И.* Горох в интенсивном растениеводстве: лекция / *Р.И.Смирнова*; Новосибирский СХИ. – Новосибирск, 1991. – 26с.
14. *Фещенко В.П.* Агроекологічне значення вирощування пелюшко-вівсяної сумішки / *В.П.Фещенко, О.В.Вишневіська, А.Г.Павленко* // Корми і кормовиробництво. – 2004. – Вип. 52. – С. 44–47.

УДК 631.416.8:631.445.4

Т.М. Мислива

к. с.-г. н.

Л.О. Онопрієнко

аспірант

Житомирський національний агроекологічний університет

ВПЛИВ ПОЛІМЕТАЛІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ НА ФІТОТОКСИЧНІСТЬ ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТОГО ҐРУНТУ

Досліджений вплив Cu, Zn і Pb при вмісті в дерново-підзолистому ґрунті 1, 5, 10 і 15 ГДК на його фітотоксичність через 12, 18, 24 і 30 місяців після забруднення. За критерії оцінки ступеня фітотоксичності ґрунту слугували показники проростання насіння і інтенсивності початкового росту озимої пшениці. Встановлено, що в комплексі досліджувані важкі метали здатні помітно пригнічувати проростання насіння і ріст проростків. Дія важких металів залежить від їх концентрації в ґрунті та строку експозиції. Внесення в забруднений важкими металами ґрунт вапнякових матеріалів виявилось ефективним засобом зниження його фітотоксичності.

Постановка проблеми

Одне з провідних місць серед антропогенних забруднювачів педосфери належить сьогодні важким металам. Потрапляючи у ґрунт в кількостях, що перевищують їх гранично-допустимі концентрації, вони негативно впливають на екологічні функції ґрунту, на його фізичні, хімічні і фізико-хімічні властивості, погіршуючи тим самим родючість і виявляючи таким чином прямий вплив на фітоценози. Потрапляючи з ґрунту в рослинні організми в надмірних кількостях, важкі метали порушують в них обмін речовин. Ці два процеси в результаті призводять до одних і тих самих негативних наслідків: знижують продуктивність фітоценозів і якість рослинницької продукції [2, 6, 18].

Токсичність ґрунту зумовлює накопичення в ньому шкідливих для живих організмів речовин, чи то складних органічних сполук – фітотоксинів, що утворюються мікрофлорою, чи простих неорганічних речовин, зокрема важких металів [10, 18]. Під токсичністю ґрунту розуміють зниження тест-функцій, що знімаються з тест-об'єкта на досліджуваному ґрунті в порівнянні з контролем [11]. В якості тест-об'єкта, залежно від методики визначення токсичності, можуть бути використані різноманітні живі організми. В даному дослідженні оцінено комплексний вплив поліметалічного забруднення на токсичність дерново-підзолистого глеюватого супіщаного ґрунту по відношенню до озимої пшениці. Вибір в якості тест-об'єкта саме цієї культури зумовлений, насамперед, її широким сільськогосподарським використанням.

Аналіз останніх результатів досліджень

Оцінці впливу важких металів на біологічні властивості ґрунтів присвячена низка досліджень як вітчизняних, так і зарубіжних вчених, проте їх результати не завжди однозначні [3, 5, 6, 9, 11, 12, 14, 20 та інші]. В більшості випадків за умов забруднення відмічається зниження біологічної активності ґрунту [3, 9, 11, 20], проте спостерігались і випадки збільшення чисельності мікроорганізмів, посилення ферментативної активності ґрунту тощо під впливом важких металів [5, 12, 16]. Проте встановлено, що зміни біологічних властивостей ґрунту в ту чи іншу сторону обов'язково позначаються на його фітотоксичності [6, 9]. Крім того, переважну більшість подібних досліджень проводили на ґрунтах техногенно змінених ландшафтів та урбоекосистем, а ґрунтовому покриву аграрних регіонів приділялась недостатня увага.

Питання впливу різних мікроелементів на ріст і розвиток рослин вивчається дуже давно й досить широко [7, 8, 11]. Однак мало робіт присвячено дослідженню впливу кількох елементів одночасно, коли можна оцінити їх сумісну дію, адже забрудненість педосфери лише одним поллютантом практично не зустрічається. Крім того, переважна частка досліджень проводилась на чорноземних ґрунтах, а даних стосовно дерново-підзолистих ґрунтів наразі недостатньо. Проведені дослідження показали, що ґрунтовий покрив в агроландшафтах як поліської, так і лісостепової частин Житомирської області зазнає забруднення рухомими формами міді, цинку й свинцю [13, 17, 19], тому комплексному впливу на фітотоксичність дерново-підзолистого глеюватого супіщаного ґрунту саме цих елементів й були присвячені дослідження.

Завдання досліджень

У ході виконання досліджень нами було поставлено за мету вирішити наступні завдання:

- оцінити вплив комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на фітотоксичність дерново-підзолистого глеюватого супіщаного ґрунту;
- встановити характер впливу комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на проростання насіння озимої пшениці;
- визначити особливості впливу комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на інтенсивність початкового росту насіння озимої пшениці;
- встановити ефективність проведення вапнування забрудненого важкими металами (Cu, Zn і Pb) дерново-підзолистого глеюватого супіщаного ґрунту для зниження його фітотоксичності.

Об'єкти і методика проведення досліджень

Дослідження проводили на базі біологічного стаціонару в НДГ "Україна" Черняхівського району Житомирської області на дерново-підзолистому глеюватому супіщаному ґрунті, який мав наступні агрохімічні показники: вміст гумусу – 1,2 %, азоту лужногідролізованого – 72 мг/кг ґрунту; рухомого фосфору – 270 мг/кг, обмінного калію – 110 мг/кг ґрунту, $pH_{\text{сольове}}$ – 5,1 одиниці pH. Вміст рухомих форм досліджуваних важких металів на початок дослідження становив: міді – 2,9 мг/кг, свинцю – 1,3 мг/кг, цинку – 6,8 мг/кг, кадмію – сліди.

У 2006 році ґрунт був забруднений сумішшю металів: міддю, цинком та свинцем 1, 5, 10 і 15 ГДК кожного на фоні застосування мінеральних добрив (нітроамфоска). При цьому виходили з даних [1], що ГДК валових форм для Cu складає 55 мг/кг ґрунту, Zn – 100 мг/кг, Pb – 32 мг/кг. Зразки ґрунту для визначення фітотоксичності відбирали через 12, 18, 24 та 30 місяців після внесення комплексу ацетатів Cu, Zn і Pb. Для детоксикації забрудненого важкими металами дерново-підзолистого супіщаного ґрунту через 6 місяців після забруднення (3 листопада 2006 р.) на варіантах дослідження (крім контрольних) були внесені вапнякові добрива, виготовлені з карбонатних порід Білорівчицького родовища. Норми вапнякових добрив розраховували, виходячи з буферної ємності ґрунту, яку визначали за методикою П.П. Надточія [18].

Лабораторні і вегетаційні дослідження були засновані на здатності проростків озимої пшениці реагувати на наявність важких металів в середовищі, в якому пророщують насіння. Для цього 50 г свіжовисушеного повітряно-сухого ґрунту вміщували в чашку Петрі і зволожували водою до стану густої пасти. На поверхню ґрунту розкладали 25 насінин озимої пшениці, попередньо замочених у воді протягом доби. Контрольні насінини пророщували на зволоженій ваті, вкритій фільтрувальним папером протягом 5 діб за температури 25⁰C [4].

Для оцінки впливу забруднення ґрунту важкими металами на проростання насіння враховували ряд прийнятих в насінництві показників: схожість, енергію проростання, швидкість проростання. Крім показників проростання визначали також інтенсивність початкового росту насіння, яка найбільш повно характеризує життєздатність рослин і має прямий взаємозв'язок з їх продуктивністю [21]. Для визначення інтенсивності початкового росту насіння використовували наступні показники: довжину коренів, довжину зелених проростків, повітряно-суху масу коренів та зелених проростків. Повторність дослідження – 6-кратна (6 чашок Петрі по 25 насінин озимої пшениці). Для оцінки достовірності відмінностей між варіантами дослідження визначали найменшу істотну різницю ($HP_{0,5}$).

Результати досліджень

Наші дослідження стали логічним продовженням досліджень, результати яких викладені в роботі [18]. Експериментальні дані щодо впливу комплексного забруднення важкими металами дерново-підзолистого ґрунту на схожість, швидкість та енергію проростання, довжину коренів і довжину зеленої частини проростків подані в табл. 1 і 2, та на рис. 1 і 2.

У варіанті, де насіння пророщували на зволоженій ваті, через 12, 18, 24 і 30 місяців довжина коренів складала відповідно 4,5; 4,5; 4,6 та 4,7 см; довжина зелених проростків – 3,9; 4,1; 4,1 та 4,3 см; маса коренів – 0,193; 0,201; 0,196 та 0,202 г, а маса зелених проростків – 0,406; 0,537; 0,485 та 0,529 г відповідно.

Таблиця 1. Вплив комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на проростання насіння озимої пшениці, 2007–2008 рр.

Варіант досліджу	Схожість, %				Енергія проростання, %			
	*12	18	24	30	12	18	24	30
Без добрив і важких металів	69,3	72,0	73,2	76,0	61,3	61,4	66,5	70,6
Фон** без важких металів	61,3	65,4	68,0	72,0	50,6	53,3	56,0	57,3
Фон + 1ГДК	62,6	66,5	70,7	73,3	53,2	56,0	56,0	64,0
Фон + 1ГДК + вапно	68,0	72,0	75,3	78,5	58,6	60,0	64,0	69,3
Фон + 5ГДК	37,2	41,3	50,4	57,6	26,7	32,0	38,5	49,4
Фон + 5ГДК+вапно	45,1	49,3	56,0	65,8	36,0	42,6	44,0	54,5
Фон + 10ГДК	30,7	32,0	38,6	45,3	24,0	26,7	29,3	34,6
Фон + 10ГДК+вапно	33,2	36,0	42,6	49,1	26,4	28,0	32,0	38,7
Фон + 15ГДК	62,5	68,0	73,2	81,3	56,0	57,3	64,0	69,4
Фон + 15ГДК+вапно	66,4	72,0	80,0	85,1	61,3	62,4	68,0	73,3
Контроль***	82,0	86,0	84,5	84,6	80,0	82,5	85,3	88,0
НІР _{0,5}	12,8	15,8	10,7	12,7	12,6	9,5	8,9	7,7

Примітка: * – строк експозиції, місяців;

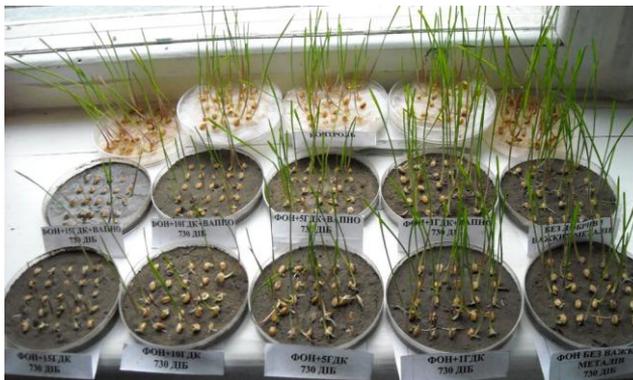
фон** – внесення мінеральних добрив $N_{60} P_{60} K_{60}$

*** – за абсолютний контроль приймали показники, одержані при пророщуванні насіння на зволоженій ваті.

Сумісний вплив Cu, Zn і Pb на проростання насіння озимої пшениці мав свої певні особливості (див. табл. 1, рис. 1 і 2). При забрудненні ґрунту на рівні 5 і 10 ГДК суміші важких металів схожість насіння знижувалась на

15–33 %, а енергія його проростання – на 8–27 % порівняно з фоном, тоді як за рівнів забруднення 1 і 15 ГДК фітотоксичність ґрунту не проявлялася. Варто зауважити також, що за наявності в дерново-підзолистому ґрунті 15 ГДК досліджуваних елементів – забрудників відмічалась стимуляція проростання насіння порівняно з фоном. Швидкість росту насіння озимої пшениці за рівнів забруднення в 5 і 10 ГДК також була мінімальною, а у варіантах, де в ґрунт вносили полутанти в дозах 1 і 15 ГДК, мало місце її підсилення порівняно з фоном. У варіантах з внесенням у забруднений ґрунт вапнякових матеріалів для його детоксикації за всіх концентрацій важких металів спостерігалася певна стимуляція показників проростання насіння.

а)



б)

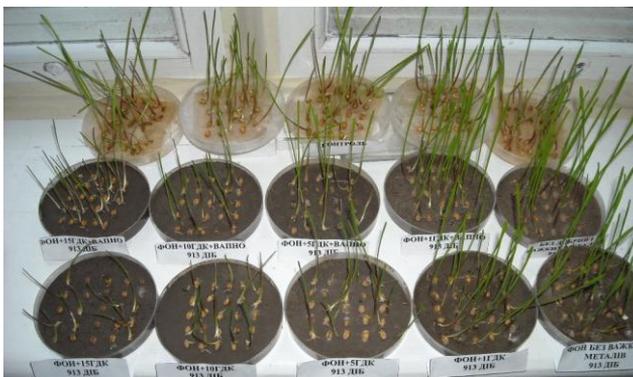


Рис. 1. Вплив важких металів на фітотоксичність дерново-підзолистого ґрунту

а – при терміновій експозиції 24 місяці; б – при терміновій експозиції 30 місяців

Встановлена також чітко виражена залежність сумісної фітотоксичності важких металів від строку експозиції, що співвідноситься з результатами, отриманими іншими дослідниками [3, 17, 18]. Найкращі показники схожості, енергії та швидкості проростання насіння озимої пшениці отримані через 30 місяців після внесення в ґрунт забрудників. Через 12 місяців після забруднення вказані показники мали найменші значення, а далі спостерігалось їх підвищення, причому, дана тенденція справджувалась для всіх рівнів забруднення – від 1 до 15 ГДК. На варіантах з незабрудненим ґрунтом, та з ґрунтом, в який вносили лише мінеральні добрива, ця тенденція, навпаки, не прослідковувалась, а різниця між показниками в часі на таких варіантах знаходилась в межах помилки досліду і була несуттєвою.

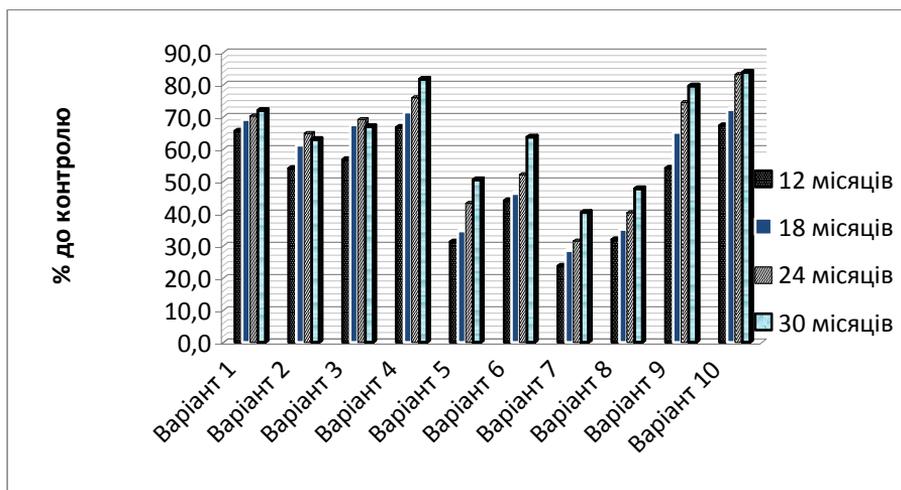


Рис. 2. Швидкість проростання насіння озимої пшениці залежно від рівня комплексного забруднення дерново-підзолистого ґрунту важкими металами та строку експозиції, 2007–2008 рр.

(варіант 1 – без добрив і важких металів; варіант 2 – фон без важких металів; варіант 3 – фон + 1 ГДК; варіант 4 – фон + 1 ГДК + вапно; варіант 5 – фон + 5 ГДК; варіант 6 – фон + 5 ГДК + вапно; варіант 7 – фон + 10 ГДК; варіант 8 – фон + 10 ГДК + вапно; варіант 9 – фон + 15 ГДК; варіант 10 – фон + 15 ГДК + вапно; за контроль приймали показники, одержані при пророщуванні насінин на зволоженій ваті

Дещо інші результати були отримані нами при вивченні впливу комплексного забруднення дерново-підзолистого ґрунту свинцем, міддю та цинком на показники росту насіння (табл. 2). Якщо тенденція стосовно строку експозиції збереглася, то сумісний вплив Cu, Zn і Pb на довжину і масу коренів та зелених пагонів озимої пшениці мав свої особливості.

Невисокий (на рівні 1 ГДК) вміст важких металів у ґрунті стимулював ріст і розвиток коренів і пагонів порівняно з варіантом, де в нього вносили лише мінеральні добрива; подальше зростання рівня вмісту важких металів до 5–10 ГДК негативно позначалось як на довжині коренів і пагонів, так і на їх масі, а у варіантах, де на фон накладалось 15 ГДК важких металів, спостерігалось пригнічення росту як кореневої, так і надземної частин, хоча проростання насіння за таких рівнів забруднення навпаки, стимулювалось (див. табл. 1). Щодо ефективності вапнякових матеріалів, то їх позитивний вплив на зниження фітотоксичності ґрунту був досить суттєвим, особливо при строках експозиції 24 та 30 місяців. Загалом же, за всіх рівнів забруднення ґрунту важкими металами спостерігався кращий розвиток кореневої системи порівняно з надземною частиною, причому, довжина коренів завжди була меншою порівняно з довжиною зелених проростків, проте їх маса перевищувала таку у останніх.

Таблиця 2. Вплив комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на інтенсивність початкового росту насіння озимої пшениці, у % до контролю*, 2007–2008 рр.

Варіант досліджу	Довжина коренів				Довжина зелених пагонів				Маса коренів				Маса зелених пагонів			
	*12	18	24	30	12	18	24	30	12	18	24	30	12	18	24	30
Без добрив і важких металів	69	68	67	65	96	101	103	102	102	103	105	107	53	54	57	57
Фон*** без важких металів	53	57	62	66	80	82	84	90	98	99	101	104	43	44	47	47
Фон+1ГДК	58	67	79	85	84	88	109	120	101	103	116	127	49	53	58	66
Фон+1ГДК+в апно	65	77	87	92	88	99	119	132	105	111	123	138	55	61	65	74
Фон+5ГДК	18	24	30	39	35	40	48	63	34	37	42	54	18	23	32	39
Фон+5ГДК+в апно	20	28	37	46	37	46	54	69	38	43	48	64	26	31	40	47
Фон+10ГДК	17	22	26	32	17	30	36	41	27	32	37	48	19	24	29	36
Фон+10ГДК+вапно	19	28	34	40	25	38	43	52	30	39	43	54	24	29	37	45
Фон+15ГДК	9	15	19	26	21	26	32	37	13	16	25	31	14	18	21	26
Фон+15ГДК+вапно	13	18	24	33	23	33	38	44	18	22	32	39	17	22	25	32
НІР _{0,5}	5,6	5,9	5,3	5,1	4,9	4,8	4,8	4,5	3,3	3,2	3,4	3,5	3,2	3,2	3,5	3,1

Примітка: * – за контроль приймали показники, одержані при пророщуванні насіння на зволоженій ваті;

* – строк експозиції, місяців;

фон*** - внесення мінеральних добрив N₆₀ P₆₀ K₆₀.

Варто зауважити, що показники проростання насіння (схожість, енергія та швидкість проростання) та показники інтенсивності початкового росту насіння виявились досить чутливими і інформативними для оцінки фітотоксичності дерново-підзолистого ґрунту. Цікавою особливістю виявилась стимуляція проростання і росту насіння за умови внесення в ґрунт 1 ГДК суміші Cu, Zn і Pb. На нашу думку, це можна пояснити тим, що важкі метали виявляють значний вплив на біологічну активність ґрунту. Тож можна припустити, що в тих випадках, коли важкі метали не виявляли токсичного впливу безпосередньо на рослини, вони знижували численність ґрунтових мікроорганізмів, тим самим не даючи проявитись мікробному токсикозу. В такому випадку показники проростання насіння і інтенсивності початкового росту рослин могли бути кращими порівняно з варіантом, де в ґрунт не вносили важкі метали.

Висновки

За результатами проведених експериментальних досліджень встановлено наступне:

- 1) важкі метали в дерново-підзолистому ґрунті в залежності від їх вмісту та строку експозиції як пригнічували, так і стимулювали проростання насіння і ріст проростків озимої пшениці;
- 2) показники проростання насіння та показники його росту виявились достатньо інформативними при визначенні фітотоксичності дерново-підзолистого ґрунту;
- 3) за умови внесення в ґрунт 1 ГДК суміші Cu, Zn і Pb спостерігалась помітна стимуляція проростання і росту насіння озимої пшениці порівняно з фоном;
- 4) при вмісті важких металів в ґрунті на рівні 15 ГДК спостерігалось стимулювання проростання насіння, але пригнічення росту коренів та зелених проростків;
- 5) внесення в забруднений важкими металами ґрунт вапнякових матеріалів виявилось ефективним засобом зниження його фітотоксичності.

Подальші дослідження, на наш погляд, слід зосередити на встановленні залежності між чисельністю різних груп ґрунтових мікроорганізмів і показниками розвитку насіння за різних рівнів забруднення дерново-підзолистого ґрунту важкими металами.

Література

1. Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель : методично-нормативне забезпечення / за заг. ред. В. П. Патики, О. Г. Тараріка. – К. : Фітосоціоцентр, 2002. – С. 35–37.
2. Агроекологія / В. А. Черников, Р. М. Алексахин, А. В. Голубев [и др.] ; под ред. В. А. Черникова, А. И. Черкеса. – М. : Колос, 2000. – 536 с.
3. Бабьева И. П. Изменение численности микроорганизмов в почвах при загрязнении тяжелыми металлами / И. П. Бабьева, С. В. Левин,

- И. С. Решетова* // Тяжелые металлы в окружающей среде : конф., 5–6 февр. 1979 г. : докл. – М. : Изд-во МГУ, 1980. – С. 115–120.
4. *Бабьева И. П.* Биология почв : учебник / *И. П. Бабьева, Г. М. Зенова*; под ред. *Д. Г. Звягинцева*. – [2-е изд.]. – М. : Изд-во МГУ, 1989. – 336 с.
 5. *Булавко Г. И.* Влияние свинца на микрофлору дерново-подзолистой почвы и чернозема выщелоченного / *Г. И. Булавко, Н. Н. Наплекова* // Изв. СО АН СССР. Сер. Биол. науки. – 1984. – №18/3. – С. 36–39.
 6. *В. Ф. Вальков* Влияние загрязнения тяжелыми металлами на фитотоксичность чернозема / *В. Ф. Вальков, С. И. Колесников, К. Ш. Казеев* // *Агрехимия*. – 1997. – № 6. – С. 50–55.
 7. *Власюк П. А.* Биологические элементы жизнедеятельности растений / *П. А. Власюк*. – К. : Наук. думка, 1969. – 516 с.
 8. *Власюк П.А.* Физиология питания растений / *П.А. Власюк*. – К.: Урожай, 1964. – 483 с.
 9. *Елькина Г. Я.* Формы соединений тяжелых металлов в подзолистых почвах и их фитотоксичность / *Г. Я. Елькина, В. А. Безносиков* // Эколого-генетические аспекты почвообразования на Европейском северо-востоке. – Сыктывкар, 1996. – С. 91–100.
 10. *Жовинский Э. Я.* Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины / *Э. Я. Жовинский, И. В. Кураева*. – К. : Наук. думка, 2002. – 213 с.
 11. *Кабата-Пендиас А.* Микроэлементы в почвах и растениях: пер. с англ. / *А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас*. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
 12. *Кобзев В.А.* Взаимодействие загрязняющих почву тяжелых металлов и почвенных микроорганизмов / *В.А. Кобзев* // Тр. Ин-та эксп. метеорологии. – М.: Гидрометеиздат, 1980. – Вып 10. – С. 48.
 13. *Мислива Т. М.* Агроекологічний моніторинг рослинницької продукції з присадибних ділянок Поліської та Лісостепової частин Житомирської області / *Т. М. Мислива, Ю. А. Білявський* // Вісн. ДАУ. – 2005. – № 2. – С. 57–61.
 14. *Мислива Т.М.* Вплив комплексного забруднення важкими металами на фітотоксичність та біологічну активність дерново-підзолистого ґрунту / *Т.М. Мислива, Р.А. Валерко, І.В. Ющенко* // Наука. Молодь. Екологія – 2007 : зб. матеріалів III міжвуз. наук.-практ. конф. студ., аспірантів та молодих вчених, 24–25 травня 2007 р. – Житомир, 2007. – С. 85–88
 15. *Мислива Т. М.* Вплив комплексного забруднення важкими металами на фітотоксичність дерново-підзолистого ґрунту / *Т. М. Мислива, Р.А. Валерко* // Вісник ДАУ. – 2006. – №2. – С. 28–36.
 16. *Мысльва Т.Н.* Трансформация экологических функций дерново-подзолистой почвы, загрязненной тяжелыми металлами / *Т.Н. Мысльва, Р.А. Валерко, Ю.А. Белявский*// Актуальные вопросы сельского хозяйства : межвузовский сб. науч. тр. – Калининград : Изд-во ФГОУ ВПО «КГТУ», 2007. – С. 46–54.

17. *Надточій П. П.* Агроэкологический мониторинг почв и растениеводческой продукции приусадебных хозяйств, подвергшихся влиянию аварии на ЧАЭС / *П. П. Надточій, В. А. Трембицкий, Н. В. Мартенюк* // Проблемы с.-г. радиологии: 17 років після аварії на Чернобильській АЕС : доп. учасників IV міжнар. наук.-практ. конф., 19-21 черв. 2003 р. – Житомир, 2003. – С. 27–34.
18. *Надточій П. П.* Екологія ґрунту та його забруднення / *П. П. Надточій, В. Ф. Вольвач, В. Г. Гермашенко.* - К. : Аграрна наука, 1997. – 286 с.
19. *Надточій П. П.* Агроекологічний моніторинг присадибних ділянок на радіонуклідно забруднених територіях Житомирської області / *П. П. Надточій, Т. М. Мислива, В. А. Трембицкий* // Таврійський науковий вісник. – 2004. – Вип. 31. – С. 87–93.
20. *Панникова Е.Л., Перцовская А.Ф.* Схема гигиенического нормирования тяжелых металлов в почве / *Е.Л. Панникова, А.Ф. Перцовская* // Химия в сельском хозяйстве. – 1982. - №3. – С. 12.
21. *Рыбакова З. П.* Методы отбора микробов – стимуляторов по их влиянию на семена / *З. П. Рыбакова* // Некоторые новые методы количественного учета почвенных микроорганизмов и изучения их свойств. - Л., 1987. – С. 32.

УДК 631.6.02 (477.41/42)

Н.В. Цуман

к.с.г.н.

С.В. Журавель

к.с.г.н.

Л.Т. Стройванс

к.с.г.н.

М.Г. Стецюк

аспірант

С.П. Каковка

аспірантка

ВПЛИВ МЕЛІОРАЦІЇ НА ВОДНИЙ БАЛАНС БОЛОТНИХ МАСИВІВ У ЗОНІ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

На осушених землях створена велика кількість землевласників. Аналіз господарської діяльності сільськогосподарських підприємств на осушуваних землях показує, що останніми роками зберігається тенденція до зниження виробництва. Досліджено вплив меліорації на водно-фізичні та агрохімічні властивості осушених торфових ґрунтів і прилеглих до них територій протягом періоду експлуатації.

© Цуман Н.В., Журавель С.В., Стройванс Л.Т., Стецюк М.Г., Каковка С.П.

Постановка проблеми

Останніми роками в Україні припинено осушення перезволожених земель. Основну увагу слід зосередити на реконструкції осушувальних систем зі створенням умов двостороннього регулювання водного режиму. Структурні зміни в сільськогосподарському виробництві, серед яких є, зокрема, приватизація землі та зростаючі екологічні вимоги до виробництва, потребують більш інтенсивного використання осушених земель і тому вимагають більш посиленого впровадження сучасних наукових розробок [1].

Аналіз останніх досліджень

В сучасних умовах ефективне осушення земель залежить від наукового забезпечення та використання наукових розробок у виробництві. Це перш за все стосується запровадження екологічно-безпечних систем землеробства, меліоративних заходів щодо поліпшення ґрунтів і створення технологій регулювання водно-повітряного режиму [2].

Водний режим впливає на всі функції життєдіяльності рослин [3], залежить від глибини залягання ґрунтових вод, визначається біологічними особливостями вирощуваних культур, ступенем забезпечення рослин вологою [4]. Використання оптимальних рівнів ґрунтових вод відіграє значну роль в екології навколишнього середовища; а також сприяє збереженню органічної речовини, економній витраті вологи і елементів живлення на утворення одиниці продукції, забезпечуючи в несприятливих, за метеорологічними умовами, роки високі врожаї [5]. Однак питання глибини залягання ґрунтових вод на меліорованих землях наразі є дискусійним питанням. Це пов'язано з тим, що в різні періоди розвитку меліоративного землеробства існували і існують різні підходи і різні методи визначення норми осушення. Тому вчені іноді рекомендували для одних і тих же культур у різні періоди різні рівні ґрунтових вод [6].

В завдання наших досліджень входило вивчення та визначення показників водного балансу, а саме: частки участі атмосферних опадів (окремо), участь ґрунтових вод у формуванні врожаю польових культур (окремо) залежно від рівня ґрунтових вод, впливу постійного і регульованого рівнів ґрунтових вод на продуктивність сільськогосподарських культур і дії цих факторів сумарно, тобто загальним водовикористанням за різних рівнів ґрунтових вод.

Об'єкти та методика проведення досліджень

Дослідження проводилися на Сарненській дослідній станції Інституту гідротехніки і меліорації УААН осушувально-зволожувальних меліоративних системах. У своїх дослідженнях ми вивчали баланс ґрунтових вод осушених територій та прилеглих до них земель на прикладі болотного масиву Кремінне Рівненської області.

У ході роботи використовували дані лізиметричних досліджень з багаторічними травами на освоєному болотному масиві Кремінне–Чемерне, які проводилися на Сарненській дослідній станції. Це дозволило виявити кількісну оцінку сумарного випаровування в період з травня по

вересень на осушених територіях зони Західного Полісся України. Вибір багаторічних трав у якості рослинного покриву в лізиметричних дослідженнях близький до природних умов трав'яної рослинності боліт.

Спостереження та розрахунки вели для типових за рослинним покривом та забезпеченням вологою ділянок болотного масиву і виконані за балансовою формулою П.А. Кисельова.

Результати досліджень

Природні ґрунтово-екологічні умови зони Полісся з півдня на північ складні та строкаті.

Сучасне землеробство після реформування аграрного сектору в Україні потребує глибоких знань технологій вирощування сільськогосподарської продукції та ефективності витрат.

Ці правила загальноприйняті і відомі, але на виробництві вони не завжди контролюються, враховуються і виконуються. Одною з основних причин невисокої ефективності в сільському господарстві є неточності у розробці наукових технологій та їх впровадження у виробництво.

Низка помилок у свій час була допущена при будівництві водних меліорацій, наслідком яких стало пересушення територій через шаблонні підходи виконавців, вторинне заболочування, припинення догляду за меліоративними системами та ряд інших причин.

Для того, щоб дослідити стан осушених земель сьогодні – необхідно повернутись на 30–40 років назад.

Більш ніж очевидно, що меліорація земель в сучасних умовах господарювання себе вичерпала.

В такому неконтрольованому стані ґрунтово-екологічні умови в Україні повинні ретельно плануватися, обстежуватися і поступово переходити до комплексу науково-обґрунтованих заходів, які будуть враховувати: нові роботи щодо землекористування, комплексність управління продуктивністю сільськогосподарських агросистем, їх раціональне використання та якісну оцінку.

Проведена в радянський період широкомасштабна меліорація заболочених територій Полісся була направлена на регулювання стоку, підвищення родючості ґрунтів та урожайності сільськогосподарських культур. Однак передбачувані екологічні та антропогенні наслідки природних комплексів були вивчені недостатньо, про що свідчить їх теперішній стан.

Дослідження проводились у 1979–1985 рр., 1990–1995 рр. та 2005–2008 рр. Ефективне використання осушених земель передбачалось лише в тому випадку, коли буде відомий баланс певної території регіону під час використання та на майбутнє, сучасний та прогнозний режим водопостачання, облік впливу антропогенних факторів на водні ресурси даного водозбору, процеси ґрунтоутворення, розвиток родючості в залежності від водного режиму території з її рослинним покривом та вирощуванням сільськогосподарських культур.

Згідно зі схемою осушення і освоєння земель Поліської зони та за даними досліджень, більше 35 % прилеглої до осушених земель території

Полісся потрапило під безпосередній вплив меліорації. Питання зміни рослинного покриву в зоні впливу осушуваних територій вивчені дуже мало. Наразі з екологічної точки зору багатогранні структурні і якісні зміни водного балансу, ґрунтових процесів, зміни рослинного покриву під антропогенним впливом є не тільки сучасним науково-практичним завданням, вони мають постійний характер, що витікає із умов розвитку біогеоценозу.

За період досліджень нами вивчені зміни родючості осушених і прилеглих територій під впливом осушувальних меліорацій; водний баланс лісоболотних комплексів Полісся в природних умовах (на прикладі болотного масиву Кремінне); водний режим у зоні вологообміну перезволожених земель в природних умовах; зміна родючості осушених і прилеглих до них територій під впливом меліорацій (осушувальна меліоративна система Сарненської дослідної станції).

Вивчення зміни родючості осушених земель і прилеглих до них територій під впливом меліорації показало, що на це питання не може бути однозначної відповіді через те, що на будь-яких ґрунтах досягти високої родючості шляхом науково-обґрунтованого диференційованого використання [6] неможливо.

Вивчені нами осушені ґрунти при їх сільськогосподарському використанні були родючими. Це пов'язано з мінералізацією торфяного ґрунту. В процесі мінералізації органічної речовини торфу вивільняється азот і переходить в доступну для рослин форму, а токсичні сполуки, такі як метан, аміак, сірководень окисляються до кислот (таблиця 1). Останні з'єднуються з основами, утворюючи нешкідливі для рослин солі [5]. На прилеглих до осушених територій землях, в природному стані також відбулися зміни, але не скрізь позитивні.

Таблиця 1. Агрохімічні показники осушених ґрунтів в межах меліоративної системи Сарненської дослідної станції, 2008 рік

Назва ґрунту	Вміст хімічних елементів						
	рН сольове	рухомі форми, мг/100 г ґрунту			мікроелементи, мг/кг		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	B	Mn	Cu
Дерново-підзолисті глинисто-піщані на піщаних відкладах	5,0	8,4	13,6	3,0	1,25	2,4	2,1
Потужні торфянисті середньозольні залізо-віванітові	4,0–4,2	44,2–48,2	32,9–36,7	13,0–16,0	1,41–2,4	12,0–14,3	10,3–18,4
Потужні торфяні сильнорозкладені	4,8–5,3	65,5–81,2	18,0–41,0	12,0–14,0	1,5–4,5	8,72–10,0	9,2–18,0

За дотримання науково-обґрунтованих технологій вирощування сільськогосподарських культур (дотримання сівозмін, якісного обробітку ґрунту, внесення добрив) утворився потужний орний шар на глибині більш

ніж 30 см збагачений органічними речовинами, за своїми якостями близький до ґрунтів дернового типу. На землях, які лишилися в природному стані (не обробленими), ростуть малопродуктивні природні трави, на інших ґрунтах відбулися значні негативні зміни: підвищилась кислотність, зменшилися буферні властивості та ємність катіонного обміну, відбулися втрати гумусу.

Таблиця 2. Сумарна кількість мінерального азоту в ґрунті в різних сівозмінах, кг/га

Сівозміна	Роки досліджень			
	1970–1974	1982–1983	1984–1988	1989–2001
Польова (без багаторічних трав)	243,0	265,1	274,2	281,5
Кормова – з 4-ма полями багаторічних трав	169,9	227,8	232,4	250,3
Кормова – з 6-ти полями багаторічних трав	126,7	209,5	219,6	265,4
Довготривалі луки	117,4	188,5	191,9	237,6

Зі збільшенням тривалості лучного періоду проходить затухання мікробіологічних процесів у ґрунті, знижуються запаси нітратного і аміачного азоту.

Дослідження динаміки рухомого фосфору показують, що активний шар органічного ґрунту має високу забезпеченість його рухомими формами (таблиця 3).

Таблиця 3. Зміна форм фосфору в орному шарі ґрунту за довготривалий період спостережень, мг/100 г ґрунту

Сівозміна	Роки досліджень					
	1913	1958	1973	1983	1993	2001
Просапна	-	135	235	265	253	202
Кормова з 6-ти полями багаторічних трав	-	120	180	210	191	185
Довготривалі сіяні луки	-	180	140	155	143	114
Цілина	110	-	-	-	-	-

За період довготривалих досліджень відмічено повне використання калію рослинами. В сівозмінах з перевагою багаторічних трав і під довготривалими луками відмічений його найменший вміст (таблиця 4.)

Таблиця 4. Зміна рухомих форм калію в орному шарі торфового ґрунту за довготривалий період використання, мг/100 г ґрунту

Сівозміна	Роки досліджень					
	1913	1958	1973	1983	1993	2001
Просапна	-	26	38	42	45	18
Кормова з 6-ти полями багаторічних трав	-	28	30	31	33	10
Довготривалі сіяні луки	-	28	30	31	33	6
Цілина	5,0	-	-	-	-	-

Найбільша кількість калію відмічена в сівозміні з просапними культурами. Це пояснюється щорічними високими нормами внесення калійних добрив, а також високим ступенем мінералізації органічної речовини торфу, що обумовлено інтенсивним механізованим обробітком цих ґрунтів.

За даними дослідженнями встановлено, що осушувальні роботи змінили умови формування водного режиму не тільки в межах меліоративних систем, але і на прилеглих територіях. Вплив цих меліорацій на водні ресурси складний і багатогранний. Пояснюється це тим, що вплив меліорації залежить від норм осушення та характеру використання осушених земель, ґрунтової та геологічної будови прилеглих територій та їх рельєфу, а також від кількості опадів [2].

Слід відмітити, що на ступінь терміну впливу осушуваних територій та режим ґрунтових вод на прилеглі масиви до даного часу єдиної думки немає.

Узагальнення даних досліджень показали, що осушення впливає на зміну всіх елементів водного басейну, пониження рівнів ґрунтових вод відбулося не тільки на площі осушеного болотного масиву, але і на площі всього водозбору.

На прилеглих до меліоративної системи територіях після осушення (1979 рік) відбулось зниження РГВ з повільним затуханням амплітуди у 1980–1985 рр., та стабілізацією рівнів у 1990–1995 рр., 2000–2008 рр. в межах 1,5–2,0 км від меж меліоративної системи.

Середнє випаровування з неосушеної території (1976 р.) становило 425 мм, що на 7–12 % перевищувало середнє значення для зони Західного Полісся. Після осушення на окультурених торфовищах за рівнів ГВ 60–80 см багаторічні трави використовували за цей період в середньому 485 мм, що на 9 % більше щодо випаровування природної рослинності не осушеного болота у 1980–1985 рр., в 1990–1995 рр., 2000–2008 рр., випаровування збільшилось до 498–507 мм.

Однак кількісні і якісні характеристики сумарного випаровування та динаміка їх коливань у фітоценозах формується під впливом комплексу

факторів: опадів, температури повітря, вологості повітря, вітру, глибини залягання ґрунтових вод, виду і фази розвитку рослин. На осушеному торфовищі Кременне за період з травня по вересень сумарне випаровування багаторічними травами в умовах регулярного скошування коливалось за роки досліджень від 460 мм до 525 мм. Причому найбільше значення спостерігалось у 1990–1995 рр., 2000–2008 рр. (у вологі роки), коли процес випаровування не обмежувався дефіцитом вологи. На природному травостої сумарне випаровування в середньому коливалось в межах 445–465 мм, що менше на 9–12 % щодо осушеної території. У вологі роки ця різниця складала 10–28 %, в середні – 5–10 %, в посушливі від 0 до 5 %. Болотна рослинність природного травостою в посушливі роки не мала дефіциту вологи.

В природних умовах стік води проходить в напрямку нахилу поверхні. За роки досліджень поверхневий стік в 1979–1985 роках спостерігався лиш в окремих випадках (по мерзлоталому ґрунті, льодяній шквірі), в 1990–1995 рр., 2000–2008 рр. поверхневий стік спостерігався частіше через замулення сітки матеріального дренажу та каналів. Деякі конструкції колекторно-дренажних систем відрізнялись, кількістю скиду води за один і той же проміжок часу. У період повені та паводків

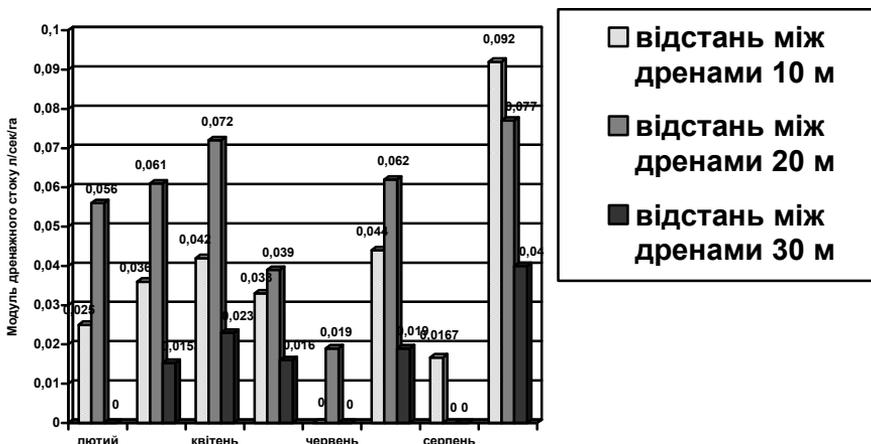


Рис.1. Модуль дренажного стоку за лютий–вересень 2008 року

максимальні модулі стоку коливались в межах 3,0–0,3 л/с. га, а середньомісячні – 0,5–0,08 л/с га.

Хімічний склад ґрунтових вод не осушеного болотного масиву досліджували для трьох характерних точок місцевості – похилих мінеральних землях, перехідній зоні від суходолу до болота, болоті. Сума розчинених у воді солей коливалась в межах 40–250 мг/л. За сезонами року вони розподілялись наступним чином: під час повені та паводків – 30–100,

зимою – 65–240, влітку – 100–250 мг/л. Концентрація NO₃ і Cl поблизу населеного пункту Клесів у різні періоди року коливалась в межах 60–64, а Na і K – 15–20 мг/л, що в 3–15 разів вище щодо концентрації цих іонів у ґрунтових водах незаселеної території. В перехідній від суходолу до болота зоні після сходу снігу та при сильних дощах мінералізація ґрунтових вод не перевищувала 100 мг/л, а влітку збільшувалась до 200–300 мг/л. До складу торфово-болотних та ґрунтових вод масиву входили всі досліджувані іони, за винятком PO₄ і CO₃. В теплий період року в поверхневих водах болота спостерігався вміст аніонів хлору – 62 мг/л. В зоні впливу осушувальної системи в поясі зниження рівня ґрунтових вод після 60 см через 10–15 років 1985–1995 рр., 2000–2008 рр. збільшилось сумарне випаровування на 15–21 %, або на 75–100 мм, а в останні роки майже досягло рівня природного формування водного режиму ґрунтів. Дренажний стік сповільнився через замулення, а осушений болотний масив, болото та озеро мало атмосферно-ґрунтове живлення із хімічним складом води, характерним для поверхневого стоку, який залежить від погодних умов і періодично змінюється від карбонатного до сульфатного та хлоридного.

В таких водах винесення солей з роками збільшилось і відмічено забруднення річки – водоприймача Случ сульфатами, хлоридами, нітратами, а в окремі пори року – іонами заліза, амонію, натрію.

Висновки

Польові експериментальні дослідження та спостереження за водним режимом на окремих ділянках меліоративної системи станції показують, що:

- модуль дренажного стоку характеризується нерівномірністю і залежить в основному від атмосферних опадів;
- меліоративна система станції протягом вегетаційного періоду 2008 року не забезпечувала оптимального водно-повітряного режиму.

Невідповідність конструктивно-технологічних рішень діючих меліоративних систем сучасним вимогам реформованого аграрного сектору та недосконалість технологій водорегулювання і управління водно-земельними ресурсами вимагає необхідності розробки моделі інтегрованого управління водно-земельними ресурсами та новітніх конструкцій внутрішньогосподарської мережі, адаптованих до умов природних агроландшафтів, ресурсозберігаючих технологій управління процесами водорегулювання в зоні Західного Полісся.

Дані результати необхідні при прогностичній оцінці впливу меліорації на різні болотні ландшафти, формування їх водного режиму та хімічного складу стоку в річки – водоприймачі, води яких використовуються для водопостачання.

Література

1. Наукові основи агропромислового виробництва в зоні Полісся і Західного регіону України / редкол. *М.В. Зубець* [та ін.] – К.: Урожай, 2004. – 560 с.
 2. *Кожушко Л.Ф.* Удосконалення дренажних систем / *Л.Ф. Кожушко.* – Рівне, : Вид-во, РДТУ, 2001.– 279 с.
 3. *Махортов Ю.А.*, Реструктуризація землекористування та еколого-економічна оцінка / *Ю.А. Махортов, В.Л. Дмитренко* // Вісн. аграрн. науки. – 2004. – № 4. – С. 60–64.
 4. *Даниленко А.С.* Земельна реформа – поступ у третє тисячоліття. / *А.С. Даниленко* // Землевпоряд. вісн. – 2000. – № 1. – С. 3–9.
 5. *Рижук С.М.* Ландшафтно-екологічне та ґрунтово-гідрологічне обґрунтування меліорації мінеральних періодично перезвожених земель./ *С.М. Рижук, Д.А. Тютюнник* // Агроекол. журнал. – 2002. – № 1. – С. 34–39.
 6. *Сташук В.А.* Національний політичний діалог з інтегрованого управління водними ресурсами в Україні / *В.А. Сташук* // Водне господарство України. – 2008. – № 3. – С. 56–57.
 7. *Середа К.* Методологічні основи управління водними ресурсами басейнів малих річок з урахуванням основних положень Водної Рамкової Директиви ЄС. / *К. Середа* // Водне господарство України. – 2008. – № 2. – С. 27–31.
-
-

УДК 634.11:631.541.11:632.111:581.43

В.М. Пелехатий

к. с-г. н.

Житомирський національний агроекологічний університет

В.В. Грохольський

к. б. н.

Інститут садівництва УААН

ОЦІНКА МОРОЗОСТІЙКОСТІ НОВИХ КЛОНОВИХ ПІДЩЕП ЯБЛУНІ

Наведено результати оцінки морозостійкості кореневої системи нових клонів підщеп яблуні селекції Інституту садівництва УААН. Встановлена висока морозостійкість карликових підщеп ІС-1-41, ІС-1-98, ІС-1-180 та напівкарликових ІС-2-182, ІС-2-244, ІС-2-247, корені яких витримують зниження температури до мінус 14–15⁰С. Розпочато вивчення підщеп у саду, де отримано перші позитивні результати. Вказані підщепи є перспективними для зон Полісся та Лісостепу.

© В.М.Пелехатий, В.В.Грохольський

Постановка проблеми та аналіз останніх досліджень

Сучасні інтенсивні насадження яблуні закладаються майже завжди на клонових (вегетативно розмножуваних) підщепах. Такі підщепи повинні відповідати певним вимогам щодо розмноження, вирощування посадкового матеріалу, продуктивності дерев у саду, стійкості до несприятливих екологічних факторів [1, 14]. Одним із лімітуючих чинників, що обмежує просування клонових підщеп яблуні на північ України є недостатня морозостійкість кореневої системи більшості з них. Адже періодично (приблизно раз на 10–12 років) в Україні бувають суворі малосніжні зими, коли температура ґрунту у верхньому 20-сантиметровому шарі може опускатися до мінус 13⁰С і нижче [7]. При сильному ж пошкодженні морозом коренів, особливо скелетних, рослина гине незалежно від ступеня ураження надземної частини [3, 16]. За таких умов виживають лише дерева з морозостійкою кореневою системою. Особливо актуальна проблема зимостійкості клонових підщеп на півночі та сході країни [4, 10].

Слід зазначити, що морозостійкість кореневої системи клонових підщеп яблуні протягом зими неоднакова. Найменша морозостійкість коріння у грудні. Починаючи з січня морозостійкість коріння підвищується і досягає найвищого рівня в лютому-березні, коли істотно знижується температура ґрунту [8]. Серед тканин коренів найбільш чутливими до низьких температур є камбій і флоємні тканини кори [13].

На недостатню морозостійкість більшості існуючих на той час підщеп яблуні звертав увагу ще Л.П. Смирненко [11]. В подальшому, в процесі селекції підщеп, морозостійкості останніх приділялося велике значення, хоча більшість поширених підщеп витримують температуру ґрунту лише до мінус 10–11, і тільки окремі – мінус 12–13⁰С [5, 15]. Тому безумовно актуальним є оцінка морозостійкості кореневої системи нових клонових підщеп яблуні.

Матеріал і методика досліджень

Матеріалом для досліджень були відсадки нових клонових підщеп яблуні селекції Інституту садівництва (ІС) УААН, селекціонери Р.П. Дрозденко, О.Д. Чиж, В.М. Пелехатий. Підщепи були отримані Р.П. Дрозденком у 1986–87 рр. від схрещування між собою форм 54–83 і 57–233 селекції В.І. Будаговського.

Морозостійкість коренів підщеп вивчали в зими 2003/04 і 2004/05 років. Оцінку морозостійкості кореневої системи здійснювали після прямого проморожування рослин у холодильній камері “Frigera” [9, 12]. Заморожували відсадки в період фізіологічно глибокого спокою рослин (перша половина січня) при температурі мінус 12, 14 та 16⁰С. Швидкість зниження температури в камері становила 2⁰С на годину. Тривалість проморожування при мінімальній температурі – 6–8 годин. Мікроскопну оцінку інтенсивності побуріння окремих тканин, яке характеризувало ступінь морозного ушкодження, проводили на поперечних зрізах коренів за 6-бальною шкалою. Після проморожування відсадки зберігали у вологому піску при температурі 3–5⁰С. Навесні, як тільки дозволяли погодні умови (3 декада квітня), рослини висаджували у відкритий ґрунт для оцінки приживлюваності та подальшого росту і регенерації. За

контроль брали районувані підщепи з відомою морозостійкістю кореневої системи: 62–396 для карликів та 54–118 для напівкарликів.

Результати досліджень

Проморожування при температурі -12°C призвело до незначного пошкодження тканин коренів у карликових підщеп 62–396 (контроль), ІС-1-41, ІС-1-98, ІС-1-180 та напівкарликових 54–118 (контроль), ІС-2-67, ІС-2-161, ІС-2-182, ІС-2-244, ІС-2-247 (табл. 1, 2). Кора і камбій їх пошкодились на 0,7–1,5 бала, деревина і серцевинні промені майже не ушкодились. При висаджуванні в ґрунт для пророщування прижилися і нормально розвивалися 98–100 % рослин цих підщеп. Найбільш чутливими до температури мінус 12°C виявились підщепи ІС-1-7 (карликова) та ІС-1-160 (напівкарликова), загальний бал пошкодження тканин яких склав 6,3–6,9, прижилося 53 і 64 відсотка рослин відповідно, які нормально розвивалися.

Таблиця 1. Ступінь пошкодження коріння карликових підщеп яблуні при заморожуванні в стані глибокого спокою

Підщепа	Пошкодження, бал					Регенерація, % рослин
	кора	камбій	деревина	серцевинні промені	загальний	
мінус 12°C						
62–396 (контроль)	1,2	1,3	0,8	0,4	3,7	98
ІС-1-7	2,4	2,3	1,5	0,7	6,9	53
ІС-1-41	1,0	1,3	1,0	0,2	3,5	100
ІС-1-98	1,3	1,1	0,6	0,5	3,5	95
ІС-1-180	0,9	1,0	0,5	0,4	2,8	100
мінус 14°C						
62–396 (контроль)	3,0	2,6	2,2	1,7	9,5	34
ІС-1-7	4,3	4,0	3,4	2,8	14,5	5
ІС-1-41	2,8	2,5	2,0	2,0	9,3	35
ІС-1-98	3,2	3,0	2,4	1,8	10,4	30
ІС-1-180	3,0	2,3	2,1	1,9	9,3	30
мінус 16°C						
62–396 (контроль)	4,2	4,3	3,9	3,6	16,0	5
ІС-1-7	5,0	5,0	4,5	4,3	18,8	0
ІС-1-41	4,3	4,5	4,0	3,5	16,3	4
ІС-1-98	4,5	4,5	3,8	4,0	16,8	0
ІС-1-180	4,0	4,3	4,1	4,0	16,4	0

При температурі мінус 14°C тканини усіх досліджуваних підщеп пошкодились значно сильніше. Коріння підщеп ІС-1-7 та ІС-1-160 практично загинуло: загальний бал пошкодження склав 13,4–14,5, регенерувало лише 5–8 % рослин, що відзначалися пригніченим ростом. Значною мірою пошкодились тканини коренів усіх інших підщеп: кора – на 2,8–3,5 бала, камбій – на 2,3–3,0 бала, деревина – на 1,8–2,6 бала, серцевинні промені – на 1,3–2,0 бала. З числа проморожених рослин після

висаджування вижило 18–19 % рослин напівкарликових підщеп ІС-2-67 та ІС-2-161 і 27–38 % усіх інших підщеп, стан яких був задовільним.

Температуру мінус 16⁰С не витримала коренева система жодної з досліджуваних підщеп. Дуже великого пошкодження зазнали усі тканини коренів, особливо кора і камбій (від 3,9 до 5,0 балів у різних підщеп). Регенерувала лише незначна кількість (4–10 %) карликових підщеп 62–396, ІС-1-41 та напівкарликових 54–118, ІС-2-182, ІС-2-244, ІС-2-247. До того ж, вегетуючі рослини відзначалися пригніченим ростом.

Отримані результати дали можливість визначити критичні мінусові температури для кореневої системи досліджуваних підщеп. Для карликових підщеп 62–396 (контроль), ІС-1-41, ІС-1-98, ІС-1-180 та напівкарликових 54–118 (контроль), ІС-2-182, ІС-2-244, ІС-2-247 це мінус 14–15⁰С, для напівкарликових підщеп ІС-2-67, ІС-2-161 – мінус 13–14⁰С, і для карликової підщепи ІС-1-7 та напівкарликової ІС-1-160 – мінус 12–13⁰С.

Таблиця 2. Ступінь пошкодження коріння напівкарликових підщеп яблуні при заморожуванні в стані глибокого спокою

Підщепи	Пошкодження, бал					Регенерація, % рослин
	кора	камбій	деревина	серцевинні промені	загальний	
мінус 12 ⁰ С						
54–118 (контроль)	0,9	1,1	0,7	0,3	3,0	100
ІС-1-160	2,0	2,2	1,2	0,9	6,3	64
ІС-2-67	1,2	1,5	0,8	0,4	3,9	91
ІС-2-161	1,3	1,3	0,7	0,3	3,6	92
ІС-2-182	1,0	1,0	0,6	0,2	2,8	100
ІС-2-244	1,1	1,3	0,9	0,5	3,8	100
ІС-2-247	0,7	1,3	0,8	0,4	3,2	100
мінус 14 ⁰ С						
54–118 (контроль)	3,0	2,4	1,9	1,5	8,8	38
ІС-1-160	4,2	3,7	3,1	2,4	13,4	8
ІС-2-67	3,5	2,8	2,5	1,9	10,7	19
ІС-2-161	3,4	3,0	2,6	2,0	11,0	18
ІС-2-182	3,2	2,5	2,2	1,7	9,6	27
ІС-2-244	3,0	2,7	2,3	1,3	9,3	30
ІС-2-247	2,8	2,9	1,8	1,3	8,8	35
мінус 16 ⁰ С						
54–118 (контроль)	4,0	4,0	3,8	3,4	15,2	9
ІС-1-160	5,0	5,0	4,7	4,8	19,5	0
ІС-2-67	4,5	4,6	4,3	4,0	17,4	0
ІС-2-161	4,6	4,2	4,0	3,5	16,3	0
ІС-2-182	4,2	3,9	4,0	3,5	15,6	5
ІС-2-244	3,9	4,0	3,8	3,5	15,2	10
ІС-2-247	4,3	4,5	3,5	3,2	15,5	7

Отримані дані щодо морозостійкості кореневої системи досліджуваних підщеп в цілому співпадають з даними, отриманими шляхом диференційного термічного аналізу процесів льодоутворення у тканинах коренів, що доводить перспективність вказаного методу для експрес-оцінки потенційної морозостійкості як коренів, так і інших частин плодових рослин [6].

Висновки та перспективи подальших досліджень

Визначена морозостійкість кореневої системи нових клонових підщеп яблуні селекції Інституту садівництва УААН. При цьому встановлено, що корені карликових підщеп ІС-1-41, ІС-1-98, ІС-1-180 та напівкарликових ІС-2-182, ІС-2-244, ІС-2-247 витримують зниження температури до 14–15⁰С, не поступаючись за цим показником еталонним морозостійким підщепам 62–396 та 54–118.

Розпочато вивчення нових клонових підщеп яблуні в саду на дослідному полі Інституту садівництва УААН. За показниками продуктивності попередньо позитивно виділяються сорто-підщепні комбінування сортів яблуні Аскольда і Спартан на підщепах ІС-1-41, ІС-2-182 та ІС-2-244 [2]. Названі підщепи є перспективними для подальшого вивчення в умовах Полісся та Лісостепу.

Література

1. *Будаговский В.И.* Культура слаборослых плодовых деревьев/ В.И. Будаговский.– М.: Колос, 1976.– 304 с.
2. *Грохольський В.В.* Морозостійкість сорто-підщепних комбінаций яблуні/ *В.В. Грохольський, Д.Г. Макарова*// Садівництво.– 2007.– Вип. 60. – С. 239–243.
3. *Гулько І.П.* Клонові підщепи яблуні/ *І.П. Гулько*.– К.: Урожай, 1992.– 160 с.
4. *Дядченко О.К.* Вибір екологічно пристосованих клонових підщеп яблуні для умов північно-східного Лісостепу України/ *О.К. Дядченко, Д.О. Дядченко*// Садівництво.– 2001.– Вип. 53.– С. 308–311.
5. Урожайність яблуні на насінневих і клонових підщепах/ *П.В. Кондратенко, М.О. Бублик, І.К. Омельченко, В.М. Жук*// Садівництво.– 2005.– Вип. 56.– С. 5–23.
6. Оцінка морозостійкості нових клонових підщеп яблуні методом диференціального термічного аналізу/ *П.В. Кондратенко, О.І. Китаєв, В.М. Пелехатий, Н.П. Пелехата*// Наук. вісн. Нац. аграрн. ун-ту.– 2005.– Вип. 84.– С. 34–39.
7. *Омельченко І.К.* Культура яблуні в Україні/ *І.К. Омельченко*.– К.: Урожай, 2006.– 304 с.

8. *Омельченко И.К.* Морозостойкость корневых систем вегетативно размножаемых подвоев яблони и груши/ *И.К. Омельченко*// Садоводство.– 1984.– Вып. 32.– С. 24–30.
9. Визначення морозостійкості плодкових порід лабораторним методом прямого проморожування/ *Д.В. Потанін, В.В. Грохольський, О.І. Китаєв, М.О. Бублик*// Садівництво.– 2005.– Вип. 56.– С. 170–180.
10. *Розсоха Є.В.* Морозостійкість кореневої системи клонових підщеп яблуні в Донбасі/ *Є.В. Розсоха*// Садівництво.– 2001.– Вип. 53.– С. 299–308.
11. *Симиренко Л.П.* К вопросу о вымерзании употребительнейших в плодоводстве подвоев/ *Л.П. Симиренко*// Плодоводство.– 1898.– №5.– С. 371–385.
12. *Соловьева М.А.* Методы определения зимостойкости плодовых культур/ *М.А. Соловьева*.– Ленинград: Гидрометеиздат, 1982.– 35 с.
13. *Соловьева М.А.* Атлас повреждений плодовых и ягодных культур морозами/ *М.А. Соловьева*.– К.: Урожай, 1988.– 127 с.
14. *Татаринов А.Н.* Садоводство на клоновых подвоях/ *А.Н. Татаринов*.– К.: Урожай, 1988.– 208 с.
15. *Чиж О.Д.* Підвищення результативності селекції вегетативно розмножуваних підщеп яблуні/ *О.Д. Чиж*// Садівництво.– 2005.– Вип. 57.– С. 31–40.
16. *Callesen O.* Aebleggrundstammers folsomhend for vinterskade/ *O. Callesen* // *Frugtavleren*.– 1986.– № 11.– P. 332–333.

УДК 504.53.052:631.147

В.Б. Ковальов

д. с-г н.

Д.Л. Чорний

к. с-г н.

О.І. Трембіцька

аспірант

Житомирський національний агроекологічний університет

ВПЛИВ СИСТЕМ УДОБРЕННЯ НА ДИНАМІКУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ЛАНЦЮГУ ҐРУНТ–РОСЛИНА

У статті викладені результати визначення вмісту рухомих форм важких металів у органічних, мінеральних та в нових органо-мінеральних промислових добривах, ґрунті перед початком та в кінці вегетації кукурудзи та винос важких металів: кадмію, свинцю, міді та цинку з урожаєм зеленої маси кукурудзи в залежності від різних систем удобрення.

© В.Б.Ковальов, Д.Л.Чорний, О.І.Трембіцька

Постановка проблеми

Високий рівень техногенного навантаження на агроландшафти в останні роки призводить до підвищеного рівня забруднення їх важкими металами, які відносяться до найбільш шкідливих для навколишнього середовища хімічних забруднювальних речовин. Важкі метали передаються по трофічних ланцюгах з вираженим кумулятивним ефектом, у зв'язку з чим токсичність їх може проявлятися раптово на окремих ланках трофічних ланцюгів.

У ґрунті важкі метали можуть зберігатись тривалий час. Надходячи з ґрунту в рослини і далі в організм тварини і людини, можуть викликати в них різні захворювання. У зв'язку з цим ведення землеробства на забруднених важкими металами ґрунтах є одним з актуальних питань для агроекологів. Забруднені важкими металами ґрунти потребують спеціальних засобів з детоксикації ґрунту, що могли б недопустити надходження їх у рослинницьку продукцію. Виходячи з цього, дослідження токсичного впливу важких металів на природну систему ґрунт-рослина і розробка заходів з детоксикації ґрунту є актуальними.

Найбільш доступною, екологічно безпечною та економічно вигідною є біологізація землеробства, при якій збільшення органічної маси в системі удобрення дозволяє розрідити концентрацію важких металів у ґрунті. У той же час з використанням великої кількості органічних, вапнякових та мінеральних добрив, які є базою для збільшення виробництва сільськогосподарської продукції, у значній кількості вносяться і токсичні метали.

Тому при розробці заходів для зниження негативної дії важких металів на лагцюг ґрунт-рослина необхідно вивчати дію різних співвідношень органічних, мінеральних добрив та меліорантів у системах удобрення.

Аналіз останніх досліджень

Дерново-підзолисті ґрунти Поліської зони Житомирщини (за даними центру Облдержзродючість) за результатами 8 туру паспортизації мають низький 1,1–1,3 % вміст гумусу, основних елементів живлення: азоту (гідролізованого) – 65–102, рухомих форм фосфору – 80–90 та калію – 70–80 мг/кг ґрунту, що не забезпечує вагомих врожаїв сільськогосподарських культур. Поряд з цим, у ґрунтах Поліської зони важкі метали містяться в незначних кількостях: свинцю – 2,5–5,0 мг/кг, кадмію – 0,15–0,30, міді – 0,50–0,70, цинку – 0,3–0,6 мг/кг ґрунту.

Техногенне навантаження на ґрунт у зоні Полісся (викиди промислових підприємств, транспорту та т.п.) в окремих місцях підвищують вміст особливо токсичних важких металів: кадмію та свинцю

в ґрунті. Натомість мідь, молібден, цинк є мікроелементами, необхідними для росту і розвитку рослин, їх у ґрунті надзвичайно мало, що і вимагає додаткового їх внесення у вигляді мікродобрив.

Для отримання високих урожаїв сільськогосподарських культур господарства Полісся вносять 20–60 т/га підстилкового гною, 2–3 ц/га азотних, 2–5 ц/га фосфорних та 2–6 ц/га калійних добрив. З цими добривами в ґрунт вноситься і значна кількість важких металів. Так, за даними Л.І. Акенієвої [1] в 1 т підстилкового гною міститься 24–25 г цинку, 0,25–0,30 г кобальту, 3,5–4,5 г міді, 5–6,6 г свинцю. За даними Р.А. Залевського [2] при внесенні за ротацію (8 років) 220 т підстилкового гною у ґрунт надходить 15,4 г кадмію, 308,0 г свинцю, 1694,0 г міді та 8624,0 г цинку, всього – 10641,4 г або 0,013 мг/кг кадмію, 0,26 свинцю, 1,4 міді та 7,2 мг/кг цинку, що складає всього 8,9 мг важких металів на 1 кг ґрунту, що перевищує природний вміст важких металів (5,1 мг/кг) у 1,7 раза.

Внесення такої кількості важких металів разом з добривами за 2–3 ротації сівозміни може перевищити гранично-допустимі концентрації цих елементів у ґрунті [3], і тим самим перевести категорію ґрунту за ступенем забруднення важкими металами з допустимої – першої у другу – помірно небезпечну. Більш високе навантаження важких металів на ґрунт у третю, найбільш небезпечну категорію, при якій використовувати ґрунт можна буде тільки під технічні культури.

Мета дослідження – вивчити вплив різних систем удобрення дерново-підзолистого супіщаного ґрунту на вміст важких металів у ґрунті та рослинах за різних систем удобрення.

Об'єкт дослідження – динаміка вмісту важких металів у ґрунті та в рослинах кукурудзи за різних систем удобрення.

Предмет дослідження – дерново-підзолистий ґрунт, органічні, мінеральні та нові промислові добрива, важкі метали у ґрунті та рослинах.

Методика досліджень

Дослід закладений у 2005 році на дослідному полі Інституту сільського господарства Полісся, що знаходиться в с. Грозино Коростенського району Житомирської області, на дерново-підзолистому ґрунті. Схемою досліду передбачалось вивчення впливу 8 різних варіантів системи удобрення (табл. 1) на вміст важких металів у ґрунті та рослинах в 4-пільній сівозміні з наступним чергуванням культур: кукурудзи, ячменю, вівса+пелюшки, оз. пшениці.

Таблиця 1. Схеми внесення добрив у сівозміні (середнє за 2006–2008 роки)

№ вар.	Варіанти системи удобрення	Внесено добрив у сівозміні під культуру на 1 га				Всього внесено добрив	Внесено добрив у фізичній вазі на 1 га за ротацию
		кукурудза	ячмінь	овес + пелюшка	оз. пшениця	НРК, кг д.р.	
1.	Без добрив (контроль)	-	-	-	-	-	-
2.	Загально-прийнята система удобрення	20 т/га гною+N ₅₀ P ₄₀ K ₅₀	N ₄₅ P ₄₅ K ₄₅	N ₃₅ P ₄₅ K ₄₅	N ₆₀ P ₄₅ K ₆₀	N ₂₈₀ P ₂₃₀ K ₂₈₀	1. Підст. гній- 20т 2. N _{ам.сел.} - 5,6ц 3. P _{суперфос.} - 9ц 4. K _{хл.калій} - 3,3ц
3.	Біологічна система удобрення	20 т/га гною+солома а+ сидерат+ стимулятор росту	стимулятор росту	солома+сидерат+ стимулятор росту	солома +N ₃₀ +стимулятор росту	N ₂₈₀ P ₂₃₀ K ₂₈₀	1. Підст. гній- 20т 2. N _{ам.сел.} - 1ц 3. P _{суперфос.} - 4. K _{хл.калій} -
4.	Органо-мінеральна система удобрення з елементами біологізації	20 т/га гною+солома а+ сидерат	P ₄₅ K ₄₅	солома + сидерат +P ₇₀ K ₄₅	солома+ N ₃₀ P ₄₀ K ₄₅	N ₂₈₀ P ₂₃₀ K ₂₈₀	1. Підст. гній- 20т 2. N _{ам.сел.} - 1ц 3. P _{суперфос.} - 8ц 4. K _{хл.калій} - 2,3ц
5.	Мінеральна система удобрення	N ₁₀₀ P ₈₀ K ₁₀₀	N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	N ₄₀ P ₄₀ K ₅₀	N ₈₀ P ₅₀ K ₇₀	N ₂₈₀ P ₂₃₀ K ₂₈₀	1. Підст. гній - 2. N _{ам.сел.} - 8ц 3. P _{суперфос.} - 11,5ц 4. K _{хл.калій} - 4,7ц
6.	Система удобрення з елементами біологізації	10 т/га гною+солома а+ сидерат	N ₃₀ P ₆₅ K ₆₀	солома + сидерат +P ₅₅ K ₅₅	солома+ N ₄₅ P ₆₀ K ₆₀	N ₂₈₀ P ₂₃₀ K ₂₈₀	1. Підст. гній- 10т 2. N _{ам.сел.} - 2ц 3. P _{суперфос.} - 9ц 4. K _{хл.калій} - 3ц
7.	Органо-мінеральна система удобрення екв. вар.5 (Екобіом)	3300 кг/га + P ₃₀ K ₃₀	2000 кг/га + P ₃₀ K ₂₀	1400 кг/га +P ₂₀ K ₂₀	2650 кг/га +P ₁₀ K ₁₅	N ₂₈₀ P ₂₃₀ K ₂₈₀	1. Екобіом- 9350кг 2. N _{ам.сел.} - 3. P _{суперфос.} - 4ц 4. K _{хл.калій} - 1,4ц
8.	Органо-мінеральна система удобрення екв. вар.5 (Агровіт-Кор)	4000 кг/га + P ₁₀ K ₂₅	2400 кг/га + P ₁₅ K ₁₅	1700кг/га + P ₁₀ K ₂₀	2800 кг/га + N ₁₀ K ₁₀	N ₂₈₀ P ₂₃₀ K ₂₈₀	1. Агровіт-Кор- 10900кг 2. N _{ам.сел.} - 0,3ц 3. P _{суперфос.} - 1,8ц 4. K _{хл.калій} - 1,2ц

Примітка:

1. У зв'язку з тим, що з соломою і сидератом повертаються всі елементи, що винесені з ґрунту, їх в розрахунках елементів живлення і важких металів не враховували.

2. Вміст в Екобіомі: N – 3,02, P₂O₅ – 1,53, K₂O – 2,06 %; в Агровіт-Корі: N – 2,5, P₂O₅ – 1,8, K₂O – 1,9 %.

За нашим визначенням агрохімічна характеристика орного шару ґрунту (0–20) на період закладання дослідів була наступною: рН сольове потенціометрично – 5,4–5,8, вміст гумусу за Тюрнімом – 0,9 % , легкогідролізуємий азот за Корнфілдом – 73–95, рухомий фосфор за Кірсановим – 94–110 , обмінний калій за Кірсановим – 51–68 мг на 1кг ґрунту; вміст рухомих форм важких металів за атомно-абсорбційним методом: Cd – 0,28 , Pb – 4,4 , Cu – 0,54 та Zn – 0,48 мг на 1кг ґрунту.

У досліді застосовували загальноприйнятну агротехніку вирощування сільськогосподарських культур. Гній вносили восени під оранку, органіно-мінеральні та мінеральні добрива – весною під культивування згідно зі схемою дослідів. Солону заорювали після збирання попередника з розрахунку 4 т/га з компенсацією азоту 10 кг на кожну тону. В якості сидерату використовували зелену масу пелюшко-вівсяної суміші (сіяли на початку серпня), врожай якої становив 75–80 ц/га.

Результати досліджень

Підрахунки показали, що з внесенням органічних та мінеральних добрив за різних систем удобрення в ґрунт вносяться різні кількості важких металів (табл.2).

Таблиця 2. Надходження в ґрунт важких металів за ротацію при різних системах удобрення в короткоротаційній сівозміні

№ вар.	Варіанти системи удобрення	Добрив у фізичній вазі, ц	Внесено важких металів за видами добрив						
			важкі метали	всього, г/га	в т.ч. за видами добрив				
					підстилковий гній		мінеральні добрива, г/га	екобіом, г/га	агровіт-Кор, г/га
г	%	8	9	10					
1.	Без добрив (контроль)	- - - -	Cd Pb Cu Zn Всього	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -
2.	Загальноприйнята система удобрення	1. Підст. гній-20 т 2. N _{ам.сел.} – 5,6 ц 3. P _{суперфос.} – 9 ц 4. K _{кл. калій} – 3,3 ц	Cd Pb Cu Zn Всього	1,7 50,8 185,6 796,3 1034,4	1,4 28,0 154,0 784,0 967,4	82,4 55,1 83,0 98,4 93,5	0,3 22,8 31,6 12,3 67,0	- - - - -	- - - - -

продовження таблиці 2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
3.	Біологічна система удобрення	1. Підст. гній- 20 т 2. N _{ам.сел.} – 1 ц 3. P _{суперфос} – 4. K _{кл.калій} –	Cd Pb Cu Zn Всього	1,4 28,007 154,02 784,02 967,447	1,4 28,0 154,0 784 967,4	100 99,98 99,98 99,99 99,995	- 0,007 0,02 0,02 0,047	- - - - -	- - - - -
4.	Органо-мінеральна система удобрення з елементами біологізації	1. Підст. гній- 20 т 2. N _{ам.сел.} – 1 ц 3. P _{суперфос} – 8 ц 4. K _{кл.калій} – 2,3 ц	Cd Pb Cu Zn Всього	1,64 47,84 181,38 794,66 1025,53	1,4 28,0 154,0 784,0 967,4	85,4 58,5 84,9 98,7 94,3	0,24 19,84 27,38 10,66 58,13	- - - - -	- - - - -
5.	Мінеральна система удобрення	1. Підст. гній – 2. N _{ам.сел.} – 8 ц 3. P _{суперфос} – 11,5 ц 4. K _{кл.калій} – 4,7 ц	Cd Pb Cu Zn Всього	0,38 29,58 40,80 15,92 86,68	- - - - -	- - - - -	0,38 29,58 40,80 15,92 86,68	- - - - -	- - - - -
6.	Система удобрення з елементами біологізації	1. Підст. гній- 10т 2. N _{ам.сел.} – 2ц 3. P _{суперфос} – 9 ц 4. K _{кл.калій} – 3 ц	Cd Pb Cu Zn Всього	0,98 36,52 108,24 404,16 550,2	0,7 14,0 77,0 392,0 484,0	71,4 38,3 71,1 97,0 88,0	0,28 22,5 31,24 12,16 66,2	- - - - -	- - - - -
7.	Органо-мінеральна система удобрення екв. вар.5 (Екобіом)	1. Екобіом – 9350 кг 2. N _{ам.сел.} – 3. P _{суперфос} – 4 ц 4. K _{кл.калій} – 1,4 ц	Cv Pb Cr Zn Всього	15,3 226,06 118,6 304,6 664,56	- - - - -	- - - - -	0,125 10,064 13,925 5,411 29,525	15,2 216,0 104,7 299,2 635,1	- - - - -
8.	Органо-мінеральна система удобрення N ₉₀ P ₃₅ K ₈₀ екв. в. вар.5 (Агровіт-Кор)	1. Агровіт-Кор- 10900 кг 2. N _{ам.сел.} – 0,3 ц 3. P _{суперфос} – 1,8 ц 4. K _{кл.калій} – 1,2 ц	Cd Pb Cu Zn Всього	3,01 48,86 11,25 65,8 128,9	- - - - -	- - - - -	0,069 5,037 6,779 2,622 14,507	- - - - -	2,94 43,82 4,47 63,22 114,45

Примітка:

Вміст важких металів у: підстилковому гної – Cd – 0,07 , Pb – 1,7 , Cu – 7,7 , Zn – 39,2 мг/г;

в Екобіомі – Cd – 1,63 , Pb – 23,08 , Cu – 11,2 , Zn – 32,0 мг/кг;

в Агровіт-Корі Cd – 0,27 , Pb – 4,02 , Cu – 0,41, Zn – 5,8 мг/кг.

Так, найбільшу кількість важких металів – 1034,4; 967,45; 1025,53 г/га, що складає 0,3–0,35 мг на 1 кг орного шару ґрунту, було внесено за загальноприйнятої, біологічної та органо-мінеральної з елементами біологізації, системи. При цьому з підстилковим гноєм у цих системах важких металів було внесено 93,5–99,99 % щодо їх загальної кількості. В системі удобрення з елементами біологізації (вар.6) важких металів було внесено у два рази менше у зв'язку з меншим внесенням підстилкового гною.

Підстилковий гній виявився найбільшим забруднювачем ґрунту в загальноприйнятій, біологічній та органо-мінеральній, з елементами біологізації, системах удобрення окремими важкими металами: кадмієм – 82,4; 99,98; 85,4 % ; свинцем – 55,1; 99,98; 58,5 % ; міддю – 83,0; 99,98 та 84,9 % ; цинком – 98,4; 99,99 та 98,7 % відповідно.

Другим за кількістю важких металів забруднювачем ґрунту виявився суперфосфат. З ним було внесено в ґрунт за мінеральної системи удобрення 88,1 % важких металів щодо всієї кількості в загальноприйнятій системі удобрення – також 88,2 % та в системі удобрення з елементами біологізації – 90,2 % від всієї кількості важких металів, внесених з мінеральними добривами. При цьому з суперфосфатом вноситься в ґрунт в мінеральній та органо-мінеральній системах 72–79 % кадмію, 86–90 % свинцю, 89,4–92 % міді та 89,6–93,1 % цинку щодо всієї кількості важких металів, що були внесені з мінеральними добривами.

За мінеральної системи удобрення в ґрунт було внесено в 11,2–11,9 рази менше важких металів у порівнянні з загальноприйнятою, біологічною та органо-мінеральною з елементами біологізації, системами удобрення.

Навіть у порівнянні з системою удобрення з елементами біологізації (вар.6), де було внесено у 2 рази менше гною за мінеральної системи, в ґрунт було внесено важких металів у 6,3 рази менше.

Найбільш екологічно чистою серед органо-мінеральних виявилась система з використанням органічного добрива Агровіт-Кор, при застосуванні якої за сівозміну на 1 га ґрунту було внесено 128,9 г важких металів, що у 7,5–8,0 разів менше у порівнянні з загальноприйнятою, біологічною та органо-мінеральною з елементами біологізації та в 4,3 рази менше в порівнянні з системою удобрення з елементами біологізації. У порівнянні з внесенням важких металів за мінеральної системи при застосуванні органо-мінеральної системи з Агровіт-Кором навантаження їх на ґрунт виявилось у 1,5 рази вищим.

За органо-мінеральної системи з Агровіт-Кором в ґрунт вноситься у 1,8–2,0 рази більше токсичного металу кадмію в порівнянні з загальноприйнятою, біологічною та органо-мінеральною системами, у 3 рази більше в порівнянні з системою удобрення з елементами біологізації

та у 8 разів більше в порівнянні з внесенням цього елемента за мінеральної системи. Іншого токсичного елемента – свинцю – за органо-мінеральної системи з Агровіт-Кором вноситься в ґрунт у такій же кількості, як і за загальприйнятої та органо-мінеральної з елементами біологізації систем. А враховуючи тільки органічне добриво (гній), з Агровіт-Кором вноситься свинцю в 1,5 разів більше.

Поряд з цим, дещо менше токсичних елементів – міді і цинку за органо-мінеральної системи з Агровіт-Кором вноситься у 13–16 разів менше міді та у 12 разів цинку в порівнянні з загальноприйнятою, органо-мінеральною з елементами біологізації та біологічною системами, в 9 разів менше міді та в 6 разів менше цинку в порівнянні з системою удобрення з елементами біологізації.

За органо-мінеральної системи Екобіом в ґрунт вноситься в 1,6 разів менше важких металів, ніж за загальприйнятої та органо-мінеральної з елементами біологізації систем, а також у 1,45 разів менше, ніж при біологічній системі, однак у 1,2 разів більше в порівнянні з внесенням важких металів при застосуванні системи удобрення з елементами біологізації (вар.6).

При застосуванні органо-мінеральної системи з Екобіом у ґрунт вноситься важких металів у 5,2 разів більше, ніж за органо-мінеральної системи з Агровіт-Кором.

Особливістю даної системи є те, що тут вноситься найбільша кількість особливо токсичних важких металів: кадмію 15,3 г/га, що в 9–10,9 разів перевищує їх кількість за загальприйнятої, біологічної та органо-мінеральної систем, у 15,6 разів більше, ніж за системи удобрення з елементами біологізації, у 5,1 разів більше щодо органо-мінеральної системи з Агровіт-Кором та у 40,3 разів більше, ніж за мінеральної системи. Свинцю за даної системи вноситься 226,1 г/га, що у 4,4; 8,0; 4,7; 6,2; 4,6 та 7,6 разів перевищує кількість його в інших системах відповідно.

Згідно зі схемою розподілу добрив у сівозміні, всі органічні добрива у вигляді підстилкового гною (20 т та 10 т), 30 % Екобіому, 36,7 % Агровіт-Кору та 30 % мінеральних добрив вносили під кукурудзу. Тому нами вивчалась динаміка вмісту важких металів у ґрунті при вирощуванні цієї культури. Вивчались рухомі форми важких металів у ґрунті перед сівбою кукурудзи та в кінці вегетації, а також в зеленій масі кукурудзи разом з початками після її збирання.

Процеси переходу важких металів у ґрунті з нерухомих у рухомі форми проходять під дією кислот ґрунту, внесених органічних та мінеральних сполук, а також важких металів з добривами. Нами вивчались кількісні характеристики рухомих форм важких металів у ґрунті перед посівом кукурудзи (рис.1).

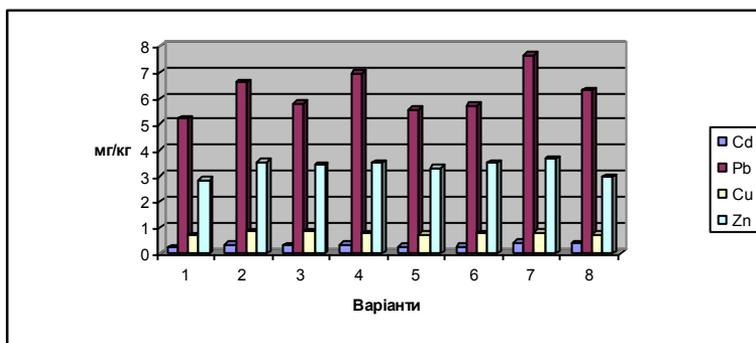


Рис.1. Вміст рухомих форм важких металів в ґрунті в залежності від систем удобрення перед посівом (середнє за 2006–2008 роки)

Аналізи ґрунту показали, що у варіанті органо-мінеральної з Екобіомом системи сумарний вміст важких металів виявився найвищим – 12,53 мг/кг, що склало 139,8% до контролю. При цьому вміст кадмію склав 178,2% та свинцю – 146,7% до контролю, дещо вищим був вміст міді та цинку. За загальприйнятої та органо-мінеральної систем важких металів у ґрунті виявилось 125,9 та 129,4% відносно вмісту їх у контролі. В ґрунті в цих варіантах виявилось більше як кадмію – 147,8%; 152,1%, так і свинцю – 126,2% та 133,1% відносно контролю. При внесенні добрив за біологічної, мінеральної системи удобрення з елементами біологізації та органо-мінеральної з Агровіт-Кором загальний вміст рухомих форм важких металів у ґрунті виявився (з деякими відхиленнями) на одному рівні. Він перевищував вміст важких металів у контролі на 11,3 – 15,8%. При цьому вміст кадмію та свинцю за органо-мінеральної системи удобрення з Агровіт-Кором перевищував контроль на 65,2% та 20,3% і за біологічної системи удобрення – на 34,7 та 11,1% відповідно. За біологічної системи удобрення мав місце також підвищений вміст міді – на 20,0% та цинку – на 21,9%.

Наявність рухомих форм важких металів у ґрунті за різних систем удобрення вказувала на кількість винесених їх зеленою масою кукурудзи (рис.2).

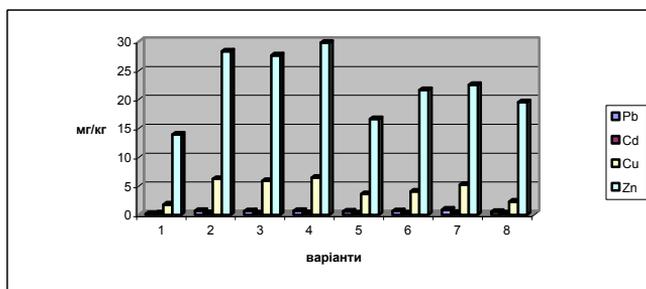


Рис.2. Вміст рухомих форм важких металів в зеленій масі кукурудзи мг/кг

Так, найбільший вміст важких металів виявився у зеленій масі кукурудзи за загальприйнятої та органо-мінеральної з елементами біологізації систем удобрення – 35,48 та 37,26 мг/кг сухої маси, що склало 220,6 та 231,7 % до контролю. При цьому в даних варіантах відмічали підвищений вміст кадмію – 112 і 116 %, високий – свинцю 460,0 і 473,3 %, міді – 348,8 і 362,9 % та підвищений вміст цинку – 203,5 і 214,3 % по відношенню до контролю. Досить високий вміст важких металів мав місце і за біологічної системи удобрення – 34, 39 мг/кг сухої маси, або 213,9 % до контролю за рахунок високого вмісту свинцю, міді та цинку – 420; 331,4 та 198,5 % щодо контролю відповідно.

Найменший вміст важких металів – 21,0 та 22,6 мг/кг сухої маси (136 та 145,5 %) відмічено при застосуванні мінеральної та органо-мінеральної систем удобрення з Агровіт-Кором. При цьому вміст кадмію в рослинах за мінеральної системи удобрення був на 8 % більший щодо контролю, а за органо-мінеральної системи Агровіт-Кором практично на рівні контролю, вміст свинцю виявився більшим у 3,9 та 3,7 раза, міді у 2 та 1,3 раза і цинку в 1,2 та 1,4 раза.

Зелена маса кукурудзи, вирощена за органо-мінеральної системи удобрення з Екобіомом мала досить високий (28,9 мг/кг сухої маси), вміст важких металів або 180 % до контролю.

При цьому вміст кадмію виявився найвищим – 0,35 мг/кг сухої маси або 140 % до контролю та перевищував його вміст за інших систем удобрення на 24–48 %. Вміст свинцю за цієї системи виявився найвищим, він перевищував контроль у 6 разів та вміст за інших систем удобрення у 1,3–1,5 раза.

Виходячи з отриманих результатів, у середньому за 3 роки урожай зеленої маси кукурудзи, вміст у ній важких металів, та винос їх рослинами встановлений (рис.3):

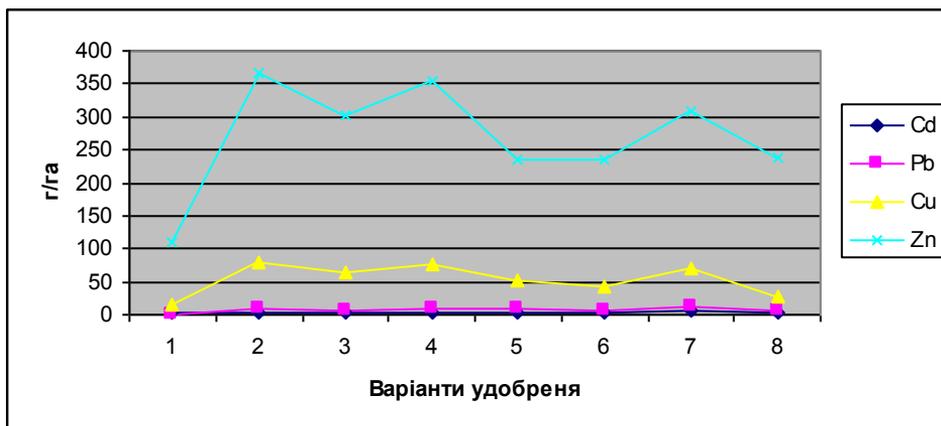


Рис. 3. Винос рухомих форм важких металів

Розрахунки показали, що найбільше винесення важких металів рослинами мали місце за загальноприйнятої (461,3 г/га), біологічної системи (375,6 г/га), органо-мінеральної з елементами біологізації (441,1 г/га), тобто, де вносилося по 20 т/га підстилкового гною та за органо-мінеральної системи удобрення з Екобіомом (394,8 г/га).

При вирощуванні кукурудзи за останньою системою удобрення винос кадмію становив 4,8 г/га, а також свинцю – 12,14 г/га, що є досить високим у порівнянні з показниками за інших систем удобрення.

Висновки

За органо-мінеральних систем удобрення, де вноситься 20 т/га підстилкового гною (загальноприйнята, біологічна, органо-мінеральна з елементами біологізації), у ґрунт вноситься значна кількість важких металів: кадмію, свинцю, міді, цинку, які поповнюють запаси цих елементів у ґрунті. Такі системи удобрення необхідно вважати екологічно забруднюючими.

Органо-мінеральна система з Екобіомом, що має підвищений вміст кадмію та свинцю і тим самим значно (в 10 разів за кадмієм та у 4–5 разів за свинцем в порівнянні з іншими добривами) забруднює ґрунт, її необхідно вважати екологічно небезпечною.

Органо-мінеральну систему удобрення з елементами біологізації, при якій вноситься 10 т/га підстилкового гною та з ним в два рази менше важких металів в порівнянні з іншими органо-мінеральними системами можна рахувати умовно екологічно безпечною.

Органо-мінеральна система удобрення з Агровіт-Кором з вмістом 0,27 мг кадмію та 4,02 мг/кг свинцю, з використанням якого вноситься в ґрунт у 2 рази більше цього токсичного елемента, може бути умовно екологічно небезпечною.

До умовно екологічно безпечної системи удобрення слід віднести мінеральну систему, за якої в ґрунт вноситься мінімальна кількість токсичних елементів кадмію та свинцю, у 2,5–4,5 рази менше міді і у 20–50 разів менше цинку в порівнянні з іншими органо-мінеральними системами удобрення: загальноприйнятою, біологічною, органо-мінеральною з елементами біологізації.

Пропозиції виробництву

З метою вирощування екологічно чистої продукції пропонується використовувати органічні добрива в мінімальних та обмежених кількостях, перевічених на вміст важких металів, особливо кадмію і свинцю. Органічні добрива з підвищеним вмістом важких металів слід переробляти на біогаз та біогумус [5]. В якості органічних добрив треба використовувати соломку та сидеральні культури, при яких у ґрунт додатково важкі метали не вносяться.

Перспективи подальших досліджень

Для вирощування екологічно чистої сільськогосподарської продукції та з метою охорони навколишнього середовища необхідним є вивчення загального вмісту важких металів у ґрунті, їх динаміки переходу в рухомі форми та рух їх по ланцюгу: ґрунт–рослина–тварина–органічні відходи–ґрунт; використання соломи і сидеральних культур в якості органічних добрив.

Література

1. Акентьева Л.И. Накопление тяжелых металлов при длительном применении минеральных удобрений // Проблемы с/х радиоекологии – пять лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС. Тезисы региональной практической конференции (ЖСХИ – Житомир, 1990). – С.28–29.
2. Залевський Р.А. Оцінка джерел надходження важких металів у інтенсивних агроєкосистемах Полісся // Вісник аграрної науки. – 2005. – № 2. – С.297–302.
3. Надточій П.П., Мислива Т.М. Екологічна безпека: Навчальний посібник./– Житомир: Видавництво „Державний агроєкологічний університет”, 2008. – 284 с.
4. Дегодюк Е.Г., Сайко В.Ф., Корнійчук М.С. та ін. Вирощування екологічно чистої продукції рослинництва./– К.: Урожай, 1992. – 320 с.
5. Н.М. Городний, И.А. Мельник, М.Ф.Повхан и др. Биоконверсия органических отходов в биодинамическом хозяйстве, /К.: Урожай, 1990. – 256 с.

УДК 632.954:631.348:633.11

П.О. Рябчук

Житомирський національний агроєкологічний університет

ВПЛИВ ПОПЕРЕДНИКІВ, СПОСОБІВ ОБРОБІТКУ ҐРУНТУ І ГЕРБІЦИДІВ НА ЗАБУР'ЯНЕНІСТЬ ПОСІВІВ ОЗИМОЇ ПШЕНИЦІ В ЗОНІ ПІВНІЧНОГО ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

Нашими дослідженнями встановлено, що найменша забур'яненість посіви озимої пшениці була тоді, коли попередником її були цукрові буряки.

Аналіз результатів досліджень щодо впливу способів основного обробітку ґрунту свідчить про позитивну дію полицевої оранки на рівень забур'янення озимої пшениці у порівнянні з поверхневим обробітком.

При використанні двох гербіцидів Ковбою і Діален Супер виявлено вищу ефективність першого.

Постановка проблеми та аналіз останніх досліджень

Озима пшениця є основною продовольчою культурою на Україні, яка поширена у всіх ґрунтово-кліматичних зонах і вирощується на 6,5–7,0 млн гектарів. Не зважаючи на високу конкурентну здатність, посіви цієї культури сильно заростають бур'янами.

© П.О. Рябчук

Бур'яни – сильні конкуренти сільськогосподарських культур, в т.ч. й озимої пшениці щодо факторів життя: поживні речовини, світло, вологу, тепло, життєздатний простір, тощо [1]. Їх присутність у посівах визначає рівень забезпечення культурних рослин необхідними елементами для нормального росту і розвитку, формування величини врожаю та його якості.

Тому шкодочинність бур'янів досить висока [2]. Вона залежить від вибраної технології вирощування, системи організаційних і агротехнічних заходів з догляду за культурою, особливо тоді, коли допускається несвоєчасне виконання окремих технологічних прийомів, а самі посіви зріджені або пригнічені шкодочинними організмами під час вегетації.

Наукова назва

Для північного Лісостепу України визначена шкодочинність бур'янів у посівах озимої пшениці та встановлена ефективність захисних заходів при вирощуванні її після різних попередників, зокрема після рано зібраних цукрових буряків (до 10 вересня) за поверхневого обробітку ґрунту та при використанні гербіцидів.

Завдання досліджень – вивчити вплив попередників, способів обробітку ґрунту і гербіцидів на рівень забур'янення посівів та величину врожайності озимої пшениці.

Методи досліджень

Для вивчення ефективності впливу попередників, способів обробітку ґрунту і гербіцидів на рівень забур'яненості озимої пшениці застосовували польовий метод, а для оцінки достовірності результатів досліджень – статистичний.

Результати досліджень

Аналіз отриманих результатів свідчить, що рівень забур'яненості посівів озимої пшениці у дослідках, які проводили у 2005–2007 роках в умовах СТОВ «Хлібороб» Андрушівського району Житомирської області залежав від попередників, способів основного обробітку ґрунту та захисту від бур'янів. (табл.1).

Так, забур'яненість посівів озимої пшениці після гороху після орани на 20–22 см без застосування гербіцидів зростає до 83,0 шт/м, серед яких біля 6 % екземплярів відносяться до малорічних однодольних видів, 83 % – до малорічних дводольних та більше 11 % – до багаторічних кореневищних і коренепаросткових видів, а сира вегетативна маса бур'янів у середньому за три роки склала 848 г/м.

Чисельність бур'янів у пшениці, посіяної після кукурудзи на силос після орани була на 33 % вищою, ніж у посіві після гороху, а висіяної після рано зібраного цукрового буряка – зменшувалася на 23 %. Вегетативна надземна маса бур'янів зростала після кукурудзи на силос – на 13 %, а у посіві після цукрового буряка у порівнянні з посівом після гороху вона зменшувалася на 22 %.

Таблиця 1 Вплив попередників, способів обробітку ґрунту та гербіцидів на загальну забур'яненість посівів озимої пшениці (середнє за роки досліджень)

Попередники (А)	Обробіток (В)	Гербициди (С)	Витрата, л/га	Всього бур'янів, шт./м ²	в т. ч. однорічних		багаторічних		Маса бур'янів, г/м ²
					однодольних	дводольних	однодольних	дводольних	
Горох	оранка на 20-22 см	кбг*	–	$\frac{83,1}{0}$ **	$\frac{4,9}{0}$	$\frac{68,9}{0}$	$\frac{3,6}{0}$	$\frac{5,8}{0}$	$\frac{848}{0}$
		Діален супер	0,8	66	18	72	24	63	68
		Ковбой	0,15	77	36	83	50	63	76
	дискування на 10-12 см	кбг	–	$\frac{110,3}{0}$	$\frac{9,3}{0}$	$\frac{86,2}{0}$	$\frac{7,1}{0}$	$\frac{7,6}{0}$	$\frac{1024}{0}$
		Діален супер	0,8	73	15	81	27	71	69
		Ковбой	0,15	78	25	88	18	57	76
Кукурудза на силос	оранка	кбг	–	$\frac{111,8}{0}$	$\frac{8,9}{0}$	$\frac{91,9}{0}$	$\frac{4,9}{0}$	$\frac{6,2}{0}$	$\frac{958}{0}$
		Діален супер	0,8	73	15	81	27	71	69
		Ковбой	0,15	78	25	88	18	57	76
	дискування	кбг	–	$\frac{116,4}{0}$	$\frac{13,8}{0}$	$\frac{90,2}{0}$	$\frac{7,5}{0}$	$\frac{4,9}{0}$	$\frac{1038}{0}$
		Діален супер	0,8	67	20	78	23	46	69
		Ковбой	0,15	76	32	88	35	46	75
Цукровий буряк	оранка	кбг	–	$\frac{64,4}{0}$	$\frac{4,4}{0}$	$\frac{52,9}{0}$	$\frac{4,0}{0}$	$\frac{3,1}{0}$	$\frac{664}{0}$
		Діален супер	0,8	67	20	77	11	29	69
		Ковбой	0,15	73	40	83	22	29	76
	дискування	кбг	–	$\frac{83,9}{0}$	$\frac{6,2}{0}$	$\frac{68,8}{0}$	$\frac{5,8}{0}$	$\frac{3,1}{0}$	$\frac{761}{0}$
		Діален супер	0,8	70	7	81	24	58	70
		Ковбой	0,15	75	22	85	31	44	75
Для факторів А;С		НІР ₀₅ 6,8 шт./м ²							38 г/м ²
Для фактора В		НІР ₀₅ 5,6 шт./м ²							31 г/м ²
Для взаємодії АВ; ВС		НІР ₀₅ 9,6 шт./м ²							53 г/м ²
Для взаємодії АС		НІР ₀₅ 11,8 шт./м ²							65 г/м ²
Для взаємодії АВС		НІР ₀₅ 16,7 шт./м ²							92 г/м ²

Примітки. * кбг – контроль без гербіцидів.

** У контролі без гербіцидів у чисельнику кількість бур'янів подана в шт./м², а їх маса – г/м². В знаменнику і наступних рядках подана загинель бур'янів у %.

Аналіз результатів досліджень з виявлення впливу способів основного обробітку ґрунту свідчить про позитивну дію полицевої оранки на рівень забур'янення посівів озимої пшениці у порівнянні з поверхневим обробітком. Так, у посівах пшениці після гороху проведення оранки сприяло зменшенню чисельності бур'янів на 25 %, після кукурудзи на силос – на 4 і після цукрового буряка – на 23 %. Їх сира маса в залежності від попередника зменшувалася на 17; 7 та 13 % відповідно. Така ж думка і Гуленка А.Т.[3]. Тобто, після кукурудзи на силос навіть оранка не сприяла суттєвому зменшенню рівня забур'яненості озимої пшениці як за чисельністю, так і за масою бур'янів.

Зменшення кількості бур'янів при сівбі пшениці після гороху пояснюється високою конкурентною здатністю зернобобової культури звичайного рядового способу сівби та його здатністю очищати ґрунт від насіння бур'янів [4,5]. Після цукрового буряка такий захід проводили завдяки використанню гербіцидів широкого спектру дії міжрядним розпушуванням та ручним прополюванням при догляді за посівами.

Використання гербіцидів Діален Супер – 46,4 % в.р.к. і Ковбой – 40 % в.р. з оптимальними нормами витрати в середньому за три роки сприяло загибелі 72–88 % малорічних дводольних бур'янів, а їх маса зменшувалась на 67–77 %. При цьому ефективність Ковбою порівняно з Діаленом Супер виявилася вищою.

Попередники впливають на рівень врожайності пшениці, у меншій мірі ніж способи основного обробітку ґрунту і знищення бур'янів у її посівах з допомогою ефективних гербіцидів. Так, на тлі проведення полицевої оранки після гороху середня врожайність у контролі в роки досліджень склала 36,2 ц/га, після кукурудзи на силос – 34,2 і після цукрового буряка – 37,4 ц/га (табл. 2). Різницю в урожайності зерна пшениці можна пояснити різним рівнем забур'яненості посівів після різних попередників, а не їх прямим впливом на наступну культуру в ланці сівозміни.

Використання гербіцидів як найбільш дієвого і провідного методу захисту багатьох культур від бур'янів, зокрема озимої пшениці, забезпечило приріст урожайності зерна на 6,6–8,3 ц/га або на 19–24 % при застосуванні Діалену Супер (0,8 л/га) незалежно від попередника чи способу основного обробітку ґрунту, та на 9,4–11,0 ц/га або на 26–30 % – при використанні Ковбою (0,15 л/га) щодо контролю.

Отже, у північній частині Лісостепової зони України, зоні достатнього зволоження, вирощування озимої пшениці доцільно проводити після традиційних попередників (гороху і кукурудзи на силос), а також після рано зібраного цукрового буряка, догляд за яким сприяє очищенню посівів пшениці від забур'янення. Саме через властивість бурякового поля очищати наступні посіви від негативного впливу бур'янів та раннього (в першій половині вересня) звільнення поля стало можливим використовувати цю культуру в якості попередника для озимої пшениці.

Способи основного обробітку ґрунту відіграють суттєву роль у розподіленні насіння бур'янів по профілю орного шару. Але в роки із задовільним забезпеченням вологою в літньо-осінній період на чорноземах звичайних у зоні північного Лісостепу можна проводити як звичайну полицеву оранку, так і запроваджувати поверхневий обробіток ґрунту, коли забезпечується нормальне зволоження верхнього шару та поява достатньої густоти сходів культури.

Але найбільш дієвим заходом підвищення продуктивності озимої пшениці у зоні північного Лісостепу України є захист її посівів від бур'янів шляхом використання ефективних гербіцидів Ковбой 40 % в.р. (0,15 л/га) та Діален Супер 46,4 % в.р.к. (0,8 л/га), що сприяє підвищенню врожайності зерна на 6,6–11,0 ц/га.

Таблиця 2. Вплив попередників, способів основного обробітку ґрунту та гербіцидів на врожайність озимої пшениці (ц/га) (середнє за роки досліджень)

Попередник (А)	Обробіток (В)	Гербіцид (С)	Норма витрати, л/га	Роки досліджень			Середня	Приріст	
				2005	2006	2007		ц/га	%
Горох	оранка на 20–22 см	Контроль	–	34,1	38,5	35,9	36,2	0	0
		Діален супер	0,8	39,6	48,3	45,6	44,5	8,3	23
		Ковбой	0,15	42,9	51,4	47,4	47,2	11,0	30
	дискування на 10–12 см	Контроль	–	30,4	36,3	34,2	33,6	0	0
		Діален супер	0,8	35,9	46,5	42,9	41,8	8,2	24
		Ковбой	0,15	37,9	47,6	44,8	43,4	9,8	29
Кукурудза на силос	оранка на 20–22 см	Контроль	–	32,5	35,8	34,4	34,2	0	0
		Діален супер	0,8	36,1	45,4	41,7	41,1	6,9	20
		Ковбой	0,15	38,4	47,5	44,9	43,6	9,4	27
	дискування на 10–12 см	Контроль	–	30,4	34,2	33,1	32,6	0	0
		Діален супер	0,8	34,7	43,0	39,9	39,2	6,6	20
		Ковбой	0,15	37,0	46,9	42,9	42,5	9,5	29
Цукровий буряк	оранка на 20–22 см	Контроль	–	35,3	39,1	37,7	37,4	0	0
		Діален супер	0,8	41,2	48,2	46,1	45,2	7,8	21
		Ковбой	0,15	42,8	51,8	48,3	47,6	10,2	27
	дискування на 10–12 см	Контроль	–	34,4	36,3	36,7	35,8	0	0
		Діален супер	0,8	39,8	43,6	44,6	42,7	6,9	19
		Ковбой	0,15	42,3	45,9	47,4	45,2	9,4	26
Для попередників (А)			НІР ₀₅	0,81	0,86	0,92	0,99 ц/га		
Для обробітків (В)			НІР ₀₅	0,67	0,70	0,75	0,81 ц/га		
Для гербіцидів (С)			НІР ₀₅	0,81	0,86	0,92	0,99 ц/га		
Для взаємодії АВ; ВС			НІР ₀₅	1,15	1,22	1,31	1,40 ц/га		
Для взаємодії АС			НІР ₀₅	1,41	1,49	1,60	1,72 ц/га		
Для взаємодії АВС			НІР ₀₅	2,00	2,11	2,26	2,43 ц/га		

Висновки

1. Попередники суттєво впливають на забур'яненість посівів озимої пшениці: після кукурудзи на силос вона зросла на 33 % щодо посівів гороху, а після рано зібраних цукрових буряків зменшилась на 23 %. Вегетативна маса бур'янів після кукурудзи на силос зросла на 13 %, а після цукрового буряка – зменшилась на 22 % щодо посівів після гороху. Тобто, після очищення від бур'янів кращими попередниками для озимої пшениці є цукрові буряки і горох.

2. Полицева оранка істотно зменшує забур'яненість посівів озимої пшениці у порівнянні з поверхневим обробітком. У посівах пшениці після гороху оранка зменшує чисельність бур'янів на 25 %, після кукурудзи на силос – на 4 і після цукрових буряків – на 23 %, а їх вегетативну масу – на 17; 7 та 13 % відповідно.

3. Застосування гербіцидів Діален Супер, 46,4 % в.р.к. (з витратою 0,8 л/га) і Ковбой, 40 % в.р. (з витратою 0,15 л/га) незалежно від попередника і способу обробітку ґрунту сприяє зменшенню малорічних дводольних бур'янів за кількістю на 72 і 88 % та за їх масою – на 67 і 77 % відповідно. Тому хімічний захист посівів від бур'янів є важливим заходом у технології вирощування культури незалежно від місця у сівозміні та обробітку ґрунту.

Перспективи подальших досліджень.

Подальші дослідження будуть спрямовані на продовження вивчення впливу попередників, способів обробітку ґрунту на забур'яненість та урожай озимої пшениці в умовах північного Лісостепу України.

Література

1. Подопрігора В.С., Ткаченко А.Л., Фісюнов А.В. Борьба с сорняками при интенсивном земледелии. – К.: Урожай. – 1985. – 152 с.
2. Верещакін Л.М. Зелена пожежа на хлібній ниві // Бібліотека журналу «Пропозиція». – К.: Юнівест Маркетинг. – 2000. – 36 с.
3. Гуленко А.Т., Шатилов И.С., Никитин Ю.А., Мартыненко В.И. и другие. Практическое руководство по освоению интенсивной технологии возделывания озимой пшеницы. – М.: МСХ СССР. – 1985. – 64 с.
4. Озимая пшеница. / (Составитель: Л.В. Горышин). – М.: Россельхозиздат, 1979. – 160 с.
5. Бугай С.М. Рослинництво. – К.: Урожай. – 1968. – 412 с.