

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ АГРАРНИХ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ МІКРОБІОЛОГІЇ ТА
АГРОПРОМИСЛОВОГО ВИРОБНИЦІВА

На правах рукопису

ЖУРБА МИХАЙЛО АНАТОЛІЙОВИЧ

УДК 579.64:631.461:631.847.21: 631.86/87

**БІОЛОГІЧНА ІНДИКАЦІЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ ДОЦІЛЬНОСТІ ВИДІВ І
НОРМ УДОБРЕННЯ КАРТОПЛІ ТА ГОРОХУ**

03.00.07 – мікробіологія

ДИСЕРТАЦІЯ

на здобуття наукового ступеня
кандидата сільськогосподарських наук

Науковий керівник:
Волкогон Віталій Васильович,
доктор с.-г. наук, професор,
член-кореспондент НААН

Чернігів – 2017

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ	5
ВСТУП	6
РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	12
1.1 Процеси біологічної трансформації сполук азоту в агроценозах як відображення систем удобрення сільськогосподарських культур	12
1.1.1 Азотфіксація	16
1.1.2 Амоніфікація	25
1.1.3 Нітрифікація	27
1.1.4 Біологічна денітрифікація в ґрунтах агроценозів	30
1.1.5 Шляхи оптимізації азотного удобрення сільськогосподарських культур	34
1.2 Біологічна трансформація органічної речовини в ґрунті залежно від особливостей удобрення сільськогосподарських культур	41
РОЗДІЛ 2 ОБ'ЄКТИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	52
2.1 Об'єкти дослідження	52
2.2 Умови проведення польових дослідів	53
2.3 Методи дослідження	55
РОЗДІЛ 3 ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ ДОЦІЛЬНОСТІ ВИДІВ І РІВНІВ УДОБРЕННЯ КАРТОПЛІ ЗА ПОКАЗНИКАМИ БІОЛОГІЧНОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ АЗОТУ І ВУГЛЕЦЮ	61
3.1 Біологічна трансформація азоту в агроценозах картоплі за впливу добрив та Біограну	63
3.1.1 Особливості розвитку мікроорганізмів, що приймають участь у трансформації азоту, в ризосферному ґрунті рослин картоплі залежно від добрив та біопрепарату	63

		3
	3.1.2 Спрямованість та інтенсивність процесів біологічної трансформації азоту в кореневій зоні рослин картоплі за дії добрив та Біограну	70
	3.2 Вплив удобрення картоплі на перебіг окремих процесів вуглецевого колообігу	87
РОЗДІЛ 4	ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ ДОЦІЛЬНОСТІ ВИДІВ І РІВНІВ УДОБРЕННЯ ГОРОХУ ЗА ПОКАЗНИКАМИ БІОЛОГІЧНОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ АЗОТУ І ВУГЛЕЦЮ	99
	4.1 Біологічна трансформація азоту в агроценозах гороху за впливу добрив та Ризогуміну	100
	4.1.1 Розвиток мікроорганізмів, що приймають участь у трансформації азоту, в ризосфері рослин гороху залежно від добрив та біопрепарату	100
	4.1.2 Інтенсивність процесів біологічної трансформації азоту в кореневій зоні рослин гороху за дії добрив та Ризогуміну	106
	4.2 Особливості трансформації вуглецю в агроценозах гороху за впливу добрив та передпосівної бактеризації	118
РОЗДІЛ 5	ПРОДУКТИВНІСТЬ КАРТОПЛІ І ГОРОХУ ЗА ВПЛИВУ ДОБРИВ ТА БІОПРЕПАРАТІВ	128
	5.1 Урожайність картоплі та якість продукції за впливу добрив і Біограну	128
	5.2 Урожайність гороху та якість продукції за впливу біотичних та абіотичних чинників	132
РОЗДІЛ 6	ЕКОНОМІЧНА ТА ЕНЕРГЕТИЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИРОБНИЦТВА КАРТОПЛІ І ГОРОХУ ЗА ВПЛИВУ ДОБРИВ ТА БІОПРЕПАРАТІВ	135
	6.1 Економічна ефективність виробництва картоплі за дії добрив та Біограну	136

	4
6.2 Енергетична ефективність виробництва картоплі за дії добрив та Біограну	139
6.3 Економічна ефективність вирощування гороху за різних агрофонів та передпосівної бактеризації	141
6.4 Енергетична ефективність вирощування гороху за різних агрофонів та передпосівної бактеризації	145
РОЗДІЛ 7 ОБГОВОРЕННЯ ОДЕРЖАНИХ РЕЗУЛЬТАТІВ	149
ВИСНОВКИ	158
ПРОПОЗИЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ	161
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	162
ДОДАТКИ	190

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

N_2O – закис азоту

CO_2 – вуглекислий газ

ВРХ – велика рогата худоба

NP_{05} – найменша істотна різниця

МПА – м'ясо пептонний агар

КАА – крохмале-аміачний агар

НРК – діюча речовина азот-фосфор-калій

КУО – колонієутворююча одиниця

г $N-N_2O$ /га за добу – грам азоту на гектар за добу

кг $C-CO_2$ / га за добу – кілограм вуглецю на гектар за добу

нмоль C_2H_4 /г ґрунту за годину – нано моль етилену на грам ґрунту за годину

ВСТУП

Актуальність теми. Важливою складовою ефективної родючості ґрунтів є наявність у них доступних для рослин сполук біогенних елементів, у першу чергу азоту, фосфору і калію, на чому і базуються основні закони агрохімічної науки. При цьому стратегії оптимізації мінерального живлення рослин мають бути зорієнтовані на вирішення таких різнопланових завдань як одержання стабільних високих урожаїв сільськогосподарських культур з оптимальними показниками біологічної якості і гігієнічної чистоти, мінімізацію навантаження засобів хімізації на ґрунти для збереження їх родючості й екологічних функцій [1, 2]. Відповідно до цього, оцінка ефективності застосування добрив повинна здійснюватися з урахуванням не лише економічної та агрономічної цінності, але й з точки зору їх впливу на довкілля та якісні характеристики продукції рослинництва [3].

На це почали звертати увагу відносно недавно, з появою численних проблем стану ґрунтів, різкого зниження в них вмісту гумусу і родючості в цілому, забруднення водою тощо. Особлива увага приділяється такому макроелементу як азот, у зв'язку з тим, що азотні добрива є, з одного боку, одним із найпотужніших чинників впливу на формування урожайності сільськогосподарських культур та синтез амінокислот і білків, а з іншого – джерелом нітратів, здатних до накопичення у рослинницькій продукції та надходження до ґрунтових і поверхневих вод у концентраціях, шкідливих для людини та довкілля в цілому. До того ж, застосування азотних добрив у надмірних кількостях призводить до значної емісії закису азоту, що крім економічних збитків, несе загрозу екологічного характеру.

З точки зору екологічної доцільності раціональні норми азотних добрив для сільськогосподарських культур можуть бути такі, що максимально використовуються рослинами для забезпечення конструктивного метаболізму і не завдають шкоди довкіллю. Їх обґрунтування є надзвичайно важливим для збереження довкілля і отримання якісної продукції.

Крім визначення екологічно доцільних рівнів азотних та інших добрив, важливими діагностичними показниками сучасних систем удобрення сільськогосподарських культур повинні стати також і показники ступеню акумуляції вуглецю в агроценозах, оскільки засвоєння CO₂ рослинами, інтенсивність емісії вуглекислого газу та накопичення в ґрунтах органічної речовини залежать від рівнів застосування добрив та їх використання [4–6].

Як відомо, в основі процесів трансформації сполук азоту і вуглецю в ґрунтах агроценозів, крім функціонування рослин, є діяльність мікроорганізмів, тож встановлення особливостей їх розвитку й функціональної діяльності за різних умов агрохімічного навантаження забезпечить розуміння залежності спрямованості зазначених процесів від характеру розвитку представників окремих еколого-трофічних груп мікробіоти. Важливим при цьому може бути використання мікробних препаратів для передпосівної інокуляції насіння, оскільки інтродукція в агроценози активних штамів агрономічно корисних бактерій здатна змінити співвідношення в угрупованнях мікроорганізмів ґрунту і, відповідно, вплинути на перебіг низки важливих в агрономічному відношенні ґрунтових процесів [7–12].

У зв'язку з вищезазначеним, актуальним є обґрунтування надійних способів визначення екологічно доцільних норм удобрення сільськогосподарських культур. При цьому інформативними й показовими можуть бути методи біологічної індикації стану агроценозів.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційну роботу виконано в лабораторії ґрунтової мікробіології Інституту сільськогосподарської мікробіології та агропромислового виробництва НААН у відповідності з ПНД НААН 05 «Сільськогосподарська мікробіологія» за завданням 05.00.01.01. Дослідити особливості процесів біологічної трансформації азоту в агроценозах за дії біологічних та абіогенних чинників удобрення сільськогосподарських культур 2011 – 2015 рр. (ДР № 0111U000980).

Мета досліджень: визначити інформативність мікробіологічних методів індикації екологічної доцільності видів і норм удобрення сільськогосподарських культур на прикладі картоплі і гороху (культур, які відрізняються характером живлення та вимогами щодо агрофонів) для обґрунтування раціональних параметрів удобрення культур.

Для досягнення поставленої мети проводили дослідження за наступними завданнями:

- в умовах польового стаціонарного досліду визначити в динаміці чисельність мікроорганізмів, які приймають участь у процесах трансформації сполук азоту в ризосферному ґрунті рослин картоплі та гороху за різної інтенсивності удобрення та передпосівної бактеризації;

- дослідити спрямованість біологічної трансформації азоту в ризосферному ґрунті рослин картоплі та гороху за різних рівнів удобрення та використання мікробних препаратів;

- дослідити перебіг процесів азотфіксації, емісії N_2O і CO_2 в агроценозах картоплі та гороху за впливу біогенних та абіогенних чинників удобрення культур;

- визначити продуктивність картоплі і гороху за впливу добрив та інокуляції;

- за дослідженими параметрами обґрунтувати екологічну доцільність використання добрив та інокуляції в технологіях вирощування картоплі і гороху;

- визначити економічну та енергетичну ефективність екологічно обґрунтованих технологій вирощування картоплі і гороху.

Об'єкт дослідження: особливості удобрення сільськогосподарських культур.

Предмет дослідження: біологічна індикація екологічного стану агроценозів за впливу біотичних та абіотичних чинників удобрення картоплі та гороху.

Методи дослідження: метод індукції – використовували для визначення кращих варіантів досліду; метод синтезу – узагальнення результатів досліджень, формулювання висновків; експерименту – дослідження об’єкту і процесів, що відбуваються в ньому; польового досліду – визначення оптимальних видів і норм удобрення, у т. ч. за поєднання з мікробними препаратами; лабораторні досліди (мікробіологічні – визначення чисельності представників окремих еколого-трофічних груп мікроорганізмів; газохроматографічні – визначення нітрогеназної активності, емісії N_2O і CO_2); спектрофотометричний і фотоколориметричний – визначення вмісту хлорофілів і білка; математичної статистики – для аналізу і оцінки достовірності отриманих результатів.

Наукова новизна одержаних результатів. Отримано нові знання щодо інформативності методів біологічної індикації стану агроценозів. Вперше досліджено спрямованість процесів біологічної трансформації азоту в агроценозах картоплі і гороху за різних видів і рівнів удобрення та використання мікробних препаратів; визначено інтенсивність емісії N_2O і CO_2 з ґрунту при вирощуванні цих культур залежно від технологічних чинників.

За використання методів біологічної індикації обґрунтовано екологічні параметри удобрення картоплі та гороху за їх вирощування на чорноземі вилуженому.

Вперше встановлено, що застосування мікробних препаратів при вирощуванні сільськогосподарських культур по фізіологічно доцільних агрофонах сприяє, крім зменшення втрат газоподібних сполук азоту, активізації секвестрування вуглецю в агроценозах. При цьому найбільшою мірою забезпечується приріст урожайності культур від бактеризації. Мікробні препарати, використані на високих агрофонах, зумовлюють збільшення втрат газоподібних сполук азоту.

Застосування Біограну по фону прямої дії 40 т/га гною (внесеного під картоплю) не забезпечує позитивних змін у перебігу процесів біологічної

трансформації азоту та достовірних приростів урожаю, що пояснюється формуванням за цих умов висококонкурентного для інтродукованих бактерій фону мікроорганізмів.

Практичне значення одержаних результатів. Виробництву рекомендовано екологічно доцільне удобрення картоплі та гороху при вирощуванні культур на чорноземі вилуженому.

Принципи біологічної індикації видів і норм добрив пропонуються як важливе доповнення при плануванні систем удобрення сільськогосподарських культур.

Результати досліджень емісії парникових газів можуть бути використані для розрахунків при інвентаризації парникових газів у сільськогосподарському секторі економіки.

Особистий внесок здобувача. Автором самостійно проаналізовано наукову літературу з тематики досліджень, виконано весь обсяг експериментальної роботи: проведено лабораторні та польові дослідження, статистичну обробку одержаних результатів та їх порівняльний аналіз із літературними даними, а також підготовку матеріалів до публікації.

Планування роботи, аналіз результатів та формулювання основних положень і висновків дисертації здобувачем проведено за участі наукового керівника роботи, д. с.-г. н., проф., члена-кореспондента НААН В.В. Волкогона.

Автор вдячний к. е. н. Ю.М. Халепу за надані консультації при розрахунках економічної та енергетичної ефективності застосування добрив та біопрепаратів у технологіях вирощування картоплі та гороху.

Апробація результатів дисертації. Матеріали дисертації були представлені на ІХ науковій конференції молодих вчених "Мікробіологія в сучасному сільськогосподарському виробництві" (м. Чернігів, 2013 р.); ІІ Всеукраїнській науково-практичній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених "Біотехнологія: звершення та надії" (м. Київ, 2013 р.); ІХ Міжнародній науковій конференції студентів і аспірантів "Молодь і

поступ біології" (м. Львів, 2013 р.); Міжнародній науковій конференції "Селекція та генетика бобових культур: сучасні аспекти та перспективи" (м. Одеса, 2014 р.); IV Міжнародній науково-практичній конференції молодих вчених "Перспективні напрями розвитку галузей АПК і підвищення ефективності наукового забезпечення агропромислового виробництва" (м. Тернопіль, 2014 р.); X науковій конференції молодих учених "Мікробіологія в сучасному сільськогосподарському виробництві" (м. Чернігів, 2014 р.); International Scientific and Practical Internet Conference "Microbiological aspects of optimizing the production process of cultured crops" (Chernihiv, 2015); XI Международной научно-практической конференции daRostim "Теория, практика и перспективы применения биологически активных соединений в сельском хозяйстве (Сыктывкар, 2015 г.); XI науковій конференції молодих учених "Мікробіологія в сучасному сільськогосподарському виробництві" (м. Чернігів, 2016 р.); на звітних сесіях Інституту с.-г. мікробіології НААН (2012–2016 рр.).

Публікації. За матеріалами дисертації опубліковано 20 робіт, у тому числі 6 статей (5 – у фахових виданнях), з них одна зарубіжна, 11 тез доповідей у збірках матеріалів всеукраїнських і міжнародних конференцій, науково-методичні рекомендації.

Структура та обсяг роботи. Дисертація складається із вступу, огляду літератури, основної частини, висновків і списку використаних літературних джерел із 258 найменувань, з яких 59 латиницею, 28 додатків. Загальний обсяг роботи становить 218 сторінок, з них 159 сторінок основного тексту. Дисертаційна робота ілюстрована 28 таблицями і 24 рисунками.

РОЗДІЛ 1

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1 ПРОЦЕСИ БІОЛОГІЧНОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ СПОЛУК АЗОТУ В АГРОЦЕНОЗАХ ЯК ВІДОБРАЖЕННЯ СИСТЕМ УДОБРЕННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР

Значення мікроорганізмів для біосфери тривалий час не знаходило належного розуміння. Так, революційне в науковому відношенні дев'ятнадцяте століття висунуло теорію мінерального живлення рослин, але не дивлячись на застереження «першого мікробіолога» Л. Пастера («в природі безкінечно велика роль малих»), «перший агрохімік» Ю. Лібих і його послідовники відкидали можливість участі мікроорганізмів у процесах кореневого живлення. Навіть унікальну здатність бобових рослин до забезпечення конструктивних потреб у азоті Ю. Лібих пояснював тим, що вони, маючи триваліший вегетаційний період і більшу кількість листків, поглинають більше аміаку з повітря й опадів, аніж злаки. Значення атмосферного аміаку в живленні бобових культур довго домінувало в агрохімічній науці.

Безперечно, уявлення більшості науковців ХІХ-го ст. про значення мікроорганізмів для біосфери легко критикувати з позицій наукового пізнання ХХІ-го ст. У ті часи мікробіологія як наука лише зароджувалась, а неможливість досліджувати «невидиме» призводило до спотворення окремих наукових висновків. Знадобилося більше століття копіткої праці кількох поколінь дослідників, щоб сьогодні впевнено говорити про домінуючу роль мікроорганізмів у процесах не лише малого (біологічного), але і великого (геологічного) колообігу елементів [13]. І якщо на початку ХХ-го ст. В.І. Вернадський лише геніально передбачав важливий вклад біологічних чинників у вивітрювання гірських порід і первинне ґрунтоутворення, то сучасні експериментальні дані свідчать, що мікробіологічні процеси за масштабністю і глибиною займають провідне місце у трансформації

елементів у земній корі в ході руйнування мінералів і гірських порід. Деградація їх може проходити як під дією прямого, так і опосередкованого впливу мікроорганізмів і продуктів їхньої життєдіяльності [11]. Не викликає сумніву також і основна роль мікроорганізмів у процесах деструкції-синтезу гумусових сполук [14–17]. Водночас, встановлено, що взаємодія з мікроорганізмами є основою життя рослин, а отже й існування планети в сучасному вигляді [18, 19].

Проте сьогодні мікробіологічні показники практично не використовуються в системі підтримки родючості ґрунтів, їх екологічного моніторингу тощо, хоча саме ґрунтово-мікробіологічні дослідження мали б бути покладеними в основу сучасних поглядів щодо використання земель у народному господарстві та стратегій удобрення сільськогосподарських культур. На останнє слід звернути особливу увагу, оскільки за реакцією мікроорганізмів, що тісно асоційовані з рослиною, можна безпомилково судити про потреби сільськогосподарських культур в елементах живлення. Розуміння цього з'явилося недавно, після того, як уявлення про мікробно-рослинну взаємодію, що формувалося мікробіологами протягом минулого століття, трансформувалось у розуміння глибокої інтеграції макро-, і мікроорганізмів на генетичному рівні, а для окремих рослинно-бактеріальних систем вилилось у розробку молекулярно-генетичних основ їх формування і розвитку. Нині уявлення про симбіози бактерій і рослин є частиною загальних уявлень про еволюційну єдність генетичного апарату про- і еукаріот [20].

Говорячи про тісну взаємодію мікроорганізмів з культурними рослинами, слід мати на увазі, перш за все, ризосферні бактерії і мікроскопічні гриби, які розвиваються і функціонують у прикореневій зоні з градієнтом чисельності, що йде від поверхні коріння. При цьому здійснюється не лише вплив рослини на розвиток мікроорганізмів, але й дія бактерій та грибів на процеси мінералізації органічних речовин, перетворення важкорозчинних сполук біогенних елементів у лабільні,

біохімічні реакції окислення-відновлення азоту, поглинання рослиною поживних речовин, синтез і постачання фітогормонів, вітамінів, антибіотиків та інших фізіологічно активних речовин тощо.

Термін «ризосфера» уведено в обіг Л. Гільтнером у 1904 р. для позначення шару ґрунту, в якому мікроорганізми піддаються впливу коріння. Спочатку ризосферою називався простір біля коренів бобових рослин, пізніше сфера застосування цього терміну стала значно ширшою, і була розповсюдженою на мікроорганізми поблизу коріння різних видів рослин (не лише бобових). Наприкінці 50-х років минулого століття було відокремлено ризоплану – зону кореневої поверхні і власне ризосферу – ґрунт біля коренів. Але досить часто розміри ризосферного ґрунту є невеликими, тому диференціацію на зазначені екологічні ніші позначають лише в спеціальних дослідженнях топографічних особливостей локалізації мікроорганізмів у корневих сферах. Частіше ж користуються термінами «ризосфера», «ризосферний ґрунт».

Особливостям ризосферної мікрофлори, її складу, активності тощо присвячено численні роботи видатних мікробіологів – С. Костичева, М. Красильникова, А. Ровіри, В. Ванчури, М. Федорова, М. Браун, Е. Березової, А. Образцової, Е. Ремпе, Ю. Возняковської, А. Манорика, Л. Доросінського, С. Самцевича, К. Овчарова, В. Смалія, Р. Іванова і багатьох інших. У цих дослідженнях показано провідну роль ризосферних мікроорганізмів для низки ґрунтових процесів і розвитку рослин. Але через невеликі розміри ризосфери (хоча вони можуть значно варіювати, залежно від виду рослини і різноманітних умов вирощування, і за свідченням окремих авторів, можуть коливатися від 1-2 мм до 3 см відстані від кореня [21–23], на значення цієї ніші для розвитку мікроорганізмів науковою спільнотою тривалий час зверталось мало уваги. Вважалося, що кореневі виділення та кореневий опад є надто малими за масштабами, щоб підтримувати в належному стані енергетичний бік розвитку та функціональної активності мікроорганізмів. У 60-70-і роки минулого століття широко розповсюдженою

була думка, що об'єм коренепадку та екзосмосу складає не більше 1-3% (максимально 5-10%) від асимільованого рослиною в ході процесу фотосинтезу вуглецю вуглекислого газу і синтезованої при цьому органічної речовини [22]. Такий об'єм ексудатів, наприклад, міг би підтримати продуктивність фіксації атмосферного азоту в зоні коріння на рівні не більш ніж 5 кг на гектар за вегетаційний період [24, 25].

Однак пізніше з'явилися дані, що свідчать про розміри надходження вуглецю в межах 20-35%. Окремими дослідниками стверджується про значно більші об'єми. Так, наприклад, у дослідженнях Д. Пейт [26] рослини люпину до кінця вегетації виділяли більше половини вуглецю, засвоєного в ході процесу фотосинтезу. Ґрунтовний аналіз цих досліджень наведено в монографії М. Умарова [25]. Згідно з висновками автора об'єм кореневих виділень та коренепадку є значно вищим за попередні розрахунки і сягає 1/3 і більше від продукції фотосинтезу. Як зазначає М. Умаров, ці дані можуть здаватися досить сумнівними, і в основному через наступну причину: який сенс відторгнення здоровими рослинами такої кількості органічної речовини? Проте екологічну доцільність даного явища для екосистеми можна зрозуміти, розглядаючи її з точки зору необхідності мобілізації для рослин елементів живлення [26]. Підтримуючи в ризосфері високий рівень мікробної активності, рослина здатна значною мірою координувати процеси циклу азоту, фосфору тощо, і забезпечувати надходження і засвоєння трансформованих у легкодоступні мінеральних сполук біогенних елементів. Як зазначали ще на початку 60-х років минулого століття Ж. Пошон і Г. Де Баржак [23], «...щільність мікроорганізмів у ризосфері може бути настільки великою, що коріння виявляється оточеним справжньою муфтою, яка практично повністю ізолює його від ґрунту; всі трофічні потреби рослин при цьому задовольняються через цю мікробну муфту, і нескладно зрозуміти, який вплив вона завдає на їх розвиток і стан...». І далі: «...практично всі речовини, що використовуються рослинами у процесі живлення, є продуктами обміну речовин мікроорганізмів...».

Саме тому, всі агротехнічні прийоми повинні розглядатися як створення оптимальних умов розвитку не лише для рослин, але й мікроорганізмів, оскільки останні є однією з вирішальних умов, які забезпечують продукційний процес і урожайність сільськогосподарських культур.

Одними з найважливіших процесів, що здійснюються ризосферними мікроорганізмами, є окиснення-відновлення азоту, що забезпечує як колообіг азоту в цілому, так і трофічні потреби сільськогосподарських культур зокрема. В біогеохімічних циклах нашої планети колообіг азоту займає друге за значимістю місце після колообігу вуглецю [7, 27, 28].

Коротко зупинимося на основних мікробних перетвореннях азоту в ґрунтах. Це процеси азотфіксації, амоніфікації, нітрифікації та денітрифікації. Водночас, такі недавно відкриті ланки колообігу азоту як анаммокс (коли нітрит і амоній безпосередньо конвертуються в молекулярний азот: $\text{NH}_4 + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2$) [29], а також анаеробне окиснення метану за участі нітрату з утворенням N_2 ($5\text{CH}_4 + 8\text{NO}_3^- + 8\text{H}^+ \rightarrow 5\text{CO}_2 + 4\text{N}_2 + 4\text{H}_2\text{O}$) [30], вочевидь, не мають важливого значення для ґрунтів більшості агроценозів.

1.1.1. Азотфіксація. Запаси молекулярного азоту в повітрі є практично невичерпними. Над 1 км^2 земної поверхні у атмосфері міститься близько 8 млн. тонн азоту [31]. Біологічна фіксація азоту відбувається за тиску, який дорівнює одній атмосфері, у температурному проміжку від 5 до 40°C . Сумарна річна продукція азотфіксації в екосистемах сягає 175-190 млн. т [26, 32]. Для порівняння можна сказати, що лише близько 5% азоту від цієї кількості випускали заводи всіх країн наприкінці 20-го століття у вигляді азотних добрив [33]. За іншими даними, розміри глобальної біологічної фіксації визначають у діапазоні від 100 до 290 млн. т азоту на рік [34; 35].

Згідно з даними Б. Сімарова з співав. [36] на нашій планеті мікроорганізми щорічно фіксують не менше 200 млн. т молекулярного азоту,

з них біля 90 млн. т – на оброблюваних площах. Не випадково за значимістю для живої природи азотфіксацію прийнято порівнювати з іншим глобальним процесом – фотосинтезом. Азотфіксація є основним джерелом азоту в біосфері, не дивлячись на те, що на долю біологічного азоту приходить мізерна частина біля (0,0007%) загального його запасу на Землі.

Звичайно ж, вказані показники річної продуктивності азотфіксації потребують уточнення, оскільки в літературі наводяться й інші дані, згідно з якими азотфіксувальні організми ґрунтів нашої планети (бактерії й синьо-зелені водорості) фіксують близько $4,4 \times 10^{10}$ т молекулярного азоту [37].

Зв'язаний біологічним шляхом (у результаті діяльності азотфіксувальних мікроорганізмів) азот найчастіше називають «біологічним» [7, 38, 39]. При цьому лише бактерії здатні забезпечувати себе і біосферу азотом. Енергетичні затрати на отримання рівної кількості «біологічного» азоту в 20-30 разів менші, ніж при зв'язуванні азоту технічним шляхом [11]. З іншого боку, безсумнівні екологічні переваги «біологічного» азоту над «технічним». Останній здатний негативно впливати на стан довкілля і продукцію і є найбільшим забруднювачем серед агрохімікатів.

Саме тому, в рамках Концепції стабільного розвитку людства, прийнятій на всесвітньому саміті в Йоганнесбурзі в 2002 р., знаходиться низка альтернативних, екологічно безпечних стратегій землекористування, які передбачають обмеження використання мінеральних азотних добрив і збільшення рівня надходження недорогого і чистого в екологічному відношенні азоту, що зв'язується з атмосфери бактеріями.

Процес відновлення N_2 до NH_3 каталізується ферментним комплексом нітрогеназою і описується рівнянням:



Тривалий час вважалося, що азотфіксувальна функція притаманна лише представникам вузької групи високоспеціалізованих мікроорганізмів (бактеріям родів *Rhizobium*, *Azotobacter*, *Clostridium* та ціанобактеріям), проте дослідженнями останніх 40 років показано, що до зв'язування атмосферного

азоту здатні представники найрізноманітніших таксономічних груп бактерій. У той же час, із списку азотфіксаторів виключено еукаріотів, а сама властивість зв'язувати азот атмосфери розглядається як одна з ключових ознак, що диференціюють прокаріоти і еукаріоти [11].

Найефективнішими за продуктивністю азотфіксації є бактерії, що знаходяться в тісному взаємозв'язку з рослинами. За відношенням до рослин їх розділяють на дві групи – симбіотичні і асоціативні. Існує також група несимбіотичних бактерій, трофічно не зв'язаних з рослинами. У межах кожної групи слід виділити активні і неактивні системи, а також важливі для біосфери в цілому і для землеробства, зокрема. Ми зупинимося на аналізі лише тих мікроорганізмів і систем, які є важливими для сільськогосподарського виробництва і т. ч., можуть бути цікавими для практичного використання. Це, в першу чергу, симбіотична азотфіксація, у якій задіяні, крім бактерій, бобові рослини, а також асоціативна азотфіксація в агроценозах.

Ще задовго до формування уявлення про значення азоту для біосфери землероби спостерігали здатність бобових рослин покращувати родючість ґрунту. Для підвищення урожайності злакових культур римляни заорювали зелену масу люпину і вики. Пліній (79-23 рр. до н. е.) зазначав: «Люпин удобрює ниви і виноградники, а тому не потребує гною, адже сам може замінити найкращий гній. Це єдина рослина, що не потребує додаткових витрат. І вика удобрює землю сама по собі...».

Досвід поколінь позначився на формуванні спеціалізованих сівозмін у Європі у XVIII ст. Європейські землероби свідомо вводили в сівозміни люцерну, конюшину, люпин та інші бобові культури. За даними Д.М. Прянишникова це дозволило подвоїти урожайність зернових. У зв'язку з цим К.А. Тимірязєв писав: «Навряд чи в історії людства знайдеться багато відкриттів, які були б таким благодіянням для людства, як уведення конюшини і взагалі бобових рослин у сівозміну, що так вражаюче підвищило продуктивність праці хлібороба...».

Проте здатність бобових рослин до азотонакопичення не зв'язували з діяльністю рослинно-бактеріального симбіозу. І лише М. Бейерінк уперше виділив із корневих бульбочок бобових у чисту культуру і детально описав морфологічні особливості бульбочкових бактерій у своїй знаменитій публікації «Бактерії з бульбочок бобових рослин» (1888 р.) [41].

Тим самим було розв'язано питання про природу фіксації атмосферного азоту в агроценозах з бобовими культурами. М. Бейерінк диференціював бульбочкові бактерії на 7 підвидів відповідно до рослин, з бульбочок яких були виділені бактерії. Вчений вважав, що між підвидами не існує чітких меж, але з часом з'ясувалося, що специфічність (здатність до формування симбіозу лише з партнерами відповідного генотипу) є досить стабільною ознакою і практично не змінюється за впливу чинників навколишнього середовища. Систематика бульбочкових бактерій протягом століття вдосконалювалася, проте з часом стало зрозуміло, що її базування лише на господарській специфічності не відображає реальної ситуації. Сьогодні механізми специфічності детально пояснено на рівні передавання сигналів, що передують встановленню симбіотичних відносин. Молекулярно-генетичними дослідженнями мікро- і макросимбіонтів показано, що як бактерії, так і рослини мають набори симбіотичних генів, які не експресуються (мовчать) за відсутності відповідного партнера. Кожна бобова рослина має характерний хімічний «портрет», який визначається спектром флавоноїдних сполук, специфічних для кожного виду бобових. Сигнальні молекули флавонів і флавоноїдів здатні впливати на окремі бактеріальні гени таким чином, що за умови специфічної взаємодії вони експресуються, а за неспецифічної взаємодії – експресія подавляється. Експресія симбіотичних генів бактерій забезпечує вироблення сигналу (т. з. *nod*-фактора), який є одним із найактивніших гормонів, що індукують поділ клітин у рослини і запускають симбіотичні програми бобової рослини. *Nod*-фактори у бульбочкових бактерій схожі в своїй основі (складаються з 4-5-залишків глюкозаміну), проте специфічність відносно індукування

бульбочкоутворення досягається за рахунок декорування базової структури різними замінниками. Їх спектр і створює унікальні комбінації сигналів і рецепторів, які забезпечують можливість розрізнити партнера серед численних форм неспецифічних бульбочкових бактерій та інших мікроорганізмів, у т. ч. й патогенних. Процес формування азотфіксувальних бульбочок проходить за одночасного контролю бактеріальної і рослинної генетичних систем, що діють як єдине ціле [20, 40]. Зазначена об'єднана система контролює вироблення такої ознаки як здатність до фіксації азоту атмосфери, якою не володіють ні бульбочкові бактерії, ні бобові рослини до їх взаємодії.

За сучасною систематикою бульбочкові бактерії розподіляються серед шести родів, які відрізняються за культурально-біохімічними ознаками і генетичною організацією: *Rhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Azorhizobium*, *Sinorhizobium*, *Mezorhizobium* і *Allorhizobium* [41].

Бобово-ризобіальний симбіоз досить специфічний. Більшість рослин здатні формувати симбіоз лише з певними формами ризобій (наприклад, *Medicago*, *Melilotus*, *Trigonella* – з *Rhizobium meliloti*; *Trifolium* – з *R. leguminosarum* *bv. trifoli*; *Pisum* і *Vicia* – з *R. leguminosarum. bv. viceae*). [42-44].

За здатністю до зв'язування молекулярного азоту бобово-ризобіальні системи суттєво різняться між собою. В літературі є багато посилань на дослідження активності симбіотичної азотфіксації, проте питання масштабності процесу науковці часто обходять. Тож в окремих публікаціях параметри азотонакопичення в агроценозах з бобовими мають або суперечливий вигляд, або представлені в діапазоні, за яким достатньо складно судити про внесок симбіотичної азотфіксації в надходження атмосферного азоту в агроценози.

Л. Доросинський [45], аналізуючи масштабність симбіотичної азотфіксації, приводить дані Д. Прянишникова («різні види бобових рослин при забезпеченні їх фосфором і калієм можуть фіксувати наступні кількості

азоту на гектар за рік: конюшина – 150-160 кг, люпин – 160 кг, люцерна – 300 кг»). Як бачимо, рівень надходження азоту визнається достатньо високим. Бьельфе (цит. за Л. Доросинським, 1965) наводить ще більші цифри: максимальна кількість атмосферного азоту, асимільованого в рік на 1 га у Швеції, складає для однорічних бобових культур (горох, вика та ін.) 150-200 кг, а для багаторічних (конюшина і люцерна) – 300-400 кг. У той же час дослідник зазначає, що середні показники кількості фіксованого азоту складають 50-100 кг, відповідно, для однорічних і багаторічних рослин.

Академік Є. Мішустін, маючи широкі можливості узагальнення численних результатів дослідів у колишньому Радянському Союзі, приходить висновку, що багаторічні бобові культури в умовах помірного клімату здатні зв'язувати в середньому за рік 150 кг/га, а однорічні – 80 кг/га [46].

У той же час, О. Берестецький з співав. [15] підкреслюють необхідність диференціювати такі поняття як загальне надходження атмосферного азоту в агроценози з бобовими культурами, його відчуження з урожаєм і кількість, що залишається в ґрунті. Проаналізувавши численні дані, отримані різними авторами при вирощуванні бобових культур у різних ґрунтово-кліматичних зонах колишнього СРСР, у т. ч. й за використання методу ізотопного (^{15}N) розбавлення, автори вважають надійними дані, отримані І. Тюрнім та Д. Прянишниковим. Згідно цих результатів, накопичення азоту в ґрунтах значне після культивування бобових багаторічних трав, помітно нижче після вирощування люпину і має невеликий мінус після інших зернобобових культур. Ці дані можна використовувати як вихідні при балансових розрахунках азоту. В той же час, автори підкреслюють необхідність врахування матеріалів регіонального характеру. Так, наприклад, продуктивність азотфіксації під люцерною в зоні помірного клімату в середньому складає біля 300 кг/га за рік (залишає в ґрунті біля 100 кг/га), а за умови вирощування культури при зрошенні на сіроземах Узбекистану ці цифри можуть сягати 500-600 кг/га (і залишати в ґрунті 150-200 кг/га).

Слід також відмітити і відому післядію бобових у сівозмінах. Особливою мірою це може стосуватися органічного землеробства, за якого повністю виключена можливість використання синтезованих хімічним шляхом добрив. При цьому хотілося б наголосити на реалізації потенціалу азотонакопичення багаторічними бобовими культурами, а також високої ефективності використання зв'язаного азоту, оскільки добре розвинена коренева система (фактично величезна маса органічної речовини) забезпечує від втрат азотних сполук. Безперечно, для вирощування багаторічних бобових культур заради накопичення азоту потрібні місце і час у сівозміні, що тимчасово знижує загальну продуктивність господарювання, але інколи відсутність джерел органічної речовини і азоту не залишає альтернативи.

Значним відкриттям кінця ХХ-го століття є встановлення явища асоціативної азотфіксації – активного зв'язування молекулярного азоту в кореневій зоні небобових рослин.

Оскільки відповідальними за активність зв'язування атмосферного азоту в зоні коріння рослин є бактерії, асоційовані топографічно і функціонально з рослиною, процес одержав назву «асоціативна азотфіксація».

Азотфіксувальною активністю характеризуються представники родів *Clostridium*, *Azotobacter*, *Azospirillum*, *Pseudomonas*, *Acetobacter*, *Alcaligenes*, *Agrobacterium*, *Erwinia*, *Klebsiella*, *Bacillus*, синьо-зелених водоростей та інших бактерій [7, 47, 48].

Цікавим є той факт що в кореневій зоні небобових рослин може розвиватись доволі багато діазотрофів, однак переконливі дані щодо участі окремих із них у процесі саме асоціативної азотфіксації відсутні [49–56].

Хоча асоціації "азотфіксувальні бактерії - коріння рослин" не виражені морфологічно, як у випадку бобово-ризобіального симбіозу, вони характеризуються тими ж основними особливостями. Так, показано, що активність азотфіксації в зоні коріння має добре виражену сезонну динаміку. Інтенсивність процесу зростає з появою паростків, сягає максимуму в період

цвітіння, зменшується під час дозрівання і різко знижується після збирання врожаю та відмирання рослин [57]. При цьому в контрольних варіантах, де рослин немає, таких змін не відмічається. Показано також, що активність асоціативної азотфіксації має чітко виражену добову періодичність - вона максимальна вдень і знижується вночі [58].

Сьогодні активність процесу фіксації молекулярного азоту вивчено під багатьма видами рослин. Одним із основних висновків, який можна зробити, виходячи з результатів цих досліджень, є наступний: явище асоціативної азотфіксації широко розповсюджене і в кореневій зоні практично кожного виду рослин інтенсивність азотфіксації вища ніж у ґрунті без рослин [59].

Найповніше активність процесу азотфіксації досліджена у тропічних і субтропічних представників родини злакових - паспалуму відміченого, росички, рису, сорго, кукурудзи, цукрової тростини, у зв'язку з тим, що кліматичні особливості регіонів сприяють значній масштабності процесу азотфіксації. При дослідженні азотфіксації високу активність процесу виявлено також у кореневій зоні інших видів рослин, типових для регіонів з теплим кліматом. За узагальненими даними [16], в середньому в умовах тропіків і субтропіків продуктивність асоціативної азотфіксації складає від 30 до 150 кг/га азоту залежно від виду рослин та дії окремих екологічних чинників.

Інтенсивне вивчення активності процесу азотфіксації в ризосфері злакових рослин зони помірного клімату розпочато наприкінці 70-х років минулого століття, не дивлячись на те, що окремими роботами раніше було переконливо показано збільшення азотфіксувальної активності під рослинами. Додаткове надходження азоту в ґрунті під пшеницею було показано також балансовим методом. У відомому Бредбокському досліді з пшеницею, що проводиться з 1843 р. в Англії (Ротамстедська дослідна станція) вивчення балансу азоту дозволило встановити середньорічне накопичення цього елемента в 34 кг на гектар [60].

Серед видів рослин зони помірних широт, які активно стимулюють фіксацію азоту, слід назвати озиме жито, ячмінь ярий, просо. Така культура як кукурудза, яка займає значну питому частку в структурі посівних площ різних країн у зоні помірного клімату, також суттєво впливає на розвиток і активність азотфіксувальних мікроорганізмів у кореневих сферах. Активно протікає процес азотфіксації в кореневій зоні ряду видів злакових трав.

Практично всі розглянуті вище роди та види рослин, що забезпечують високу активність асоціативної азотфіксації, відносяться до злаків. Але поширення асоціативної азотфіксації не обмежується лише злаками. Згідно даних С. Венкатарамана [59], сьогодні відомо біля 12000 небобових видів рослин, у кореневій зоні яких спостерігається підвищена у порівнянні з ґрунтом без рослин активність азотфіксації.

Слід відмітити, що продуктивність азотфіксації під небобовими культурами суттєво нижча за відповідні показники в кореневій зоні бобових рослин. Ці цифри, як правило, не перевищують 20-40 кг азоту на гектар за вегетаційний період залежно від сільськогосподарської культури, і приблизно на один порядок нижчі за відповідні показники продуктивності симбіотичної азотфіксації за тих же умов [11]. Незважаючи на це, слід зазначити, що ефективність навіть відносно невеликих кількостей біологічного азоту значно вища, ніж внесених у ґрунт добрив у тих же дозах, оскільки вони надходять безпосередньо до рослини і не «розсіюються» в просторі. Цей азот може відігравати помітну роль в азотному балансі агробіоценозів.

Зрозуміло, що рівень зв'язування молекулярного азоту в кореневій зоні небобових культур не дозволить відмовитися від застосування азотних добрив навіть у випадку найповнішої реалізації потенційних можливостей асоціативного симбіозу. Однак підвищення інтенсивності перебігу азотфіксації під сільськогосподарськими культурами буде сприяти зменшенню норм мінерального азоту і зможе позитивно вплинути на стан довкілля. Так, наприклад, інтродукція в агроценози активних штамів

азотфіксувальних бактерій за використання ефективних препаративних форм здатна у 2-3 рази підвищити активність процесу [61].

Як вже зазначалося вище, в ґрунтах функціонують також несимбіотичні бактерії, трофічно не зв'язані з рослинами. Масштабність процесу несимбіотичної азотфіксації в зоні помірних широт не перевищує 5 кг/га за рік [7], оскільки лімітується наявністю доступних джерел вуглецю в ґрунтах агроценозів. У зв'язку з цим, її роль у формуванні азотного пулу ґрунтів незначна.

Слід зазначити, що у більшості бактерій-азотфіксаторів виявлено здатність переходити до протилежного процесу - денітрифікації за наявності мінеральних сполук азоту (нітратів) в середовищі. Така «подвійність поведінки» виявлена у представників родів *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Aquaspirillum*, *Azotobacter*, *Bacillus*, *Desulfovibrio*, *Enterobacter*, *Erwinia*, *Flavobacterium*, *Klebsiella*, *Methanobacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Spirillum*, *Thiobacillus*, *Vibrio*, і цей перелік продовжує розширюватись [50].

Зрозуміло, що використання високих норм мінеральних азотних добрив призводить до призупинення біологічного зв'язування бактеріями азоту з атмосфери і погіршення біогеохімічного циклу азоту. При цьому відбувається масове виділення в атмосферу закису азоту (N_2O) та вимивання нітратів з ґрунту промивними водами. Тому при розробці систем стійкого землеробства однією з основних вимог є обмеження використання мінеральних азотних добрив та перехід на біологічний, екологічно чистий азот [11].

1.1.2. Амоніфікація, поряд з азотфіксацією та азотом мінеральних добрив, є одним із основних процесів, що забезпечує рослини азотом. Тому ця складова завжди повинна бути представленою в динамічних моделях, що описують колообіг азоту (а також і вуглецю) в ґрунтах.

Мінералізація - заключна стадія біодеградації органічних речовин до мінеральних під впливом ґрунтових мікроорганізмів. Якщо в процесі трансформації сполуки вуглецю мінералізуються до CO_2 , то мінералізація

органічного азоту включає кілька стадій: утворення NH_4^+ , NO_2^- і NO_3^- . Цьому процесу піддаються білки та їх похідні - пептиди та амінокислоти, нуклеїнові кислоти та їх похідні - пуринові й піримідинові основи, сечовина та сечова кислота, азотовмісний полісахарид хітин і гумусові кислоти. Процес мінералізації органічних сполук з виділенням аміаку називається амоніфікацією. Процес амоніфікації має універсальний характер і здійснюється багатьма мікроорганізмами в широкому діапазоні умов, за винятком місць із дуже жарким і сухим кліматом.

Процес вивільнення амонійного азоту у ході мікробіологічної трансформації азотовмісних органічних сполук з позицій оцінки ґрунтової родючості має чи не найбільше значення. Відщеплення аміаку від амінокислот здійснюється за дезамінування. Існують різні типи дезамінування: окисне, здійснюване в аеробних умовах; відновне - в анаеробних; гідролітичне, яке відбувається за участю амідів; дезамінування з утворенням ненасичених кислот; перетворення аргініну та гуанідину в сечовину [33].

Відомо, що бактерії-амоніфікатори виконують позаклітинне розщеплення білків протеолітичними ферментами до пептидів, які потім поглинаються клітиною і всередині неї розкладаються пептидазою до окремих амінокислот. Остаточо процес розкладання органічних сполук до аміаку і вуглеводів також відбувається всередині клітин [27].

Більше 90% азоту в ґрунті знаходиться в органічній формі, амінокислоти становлять від 20% до 55% частки органічної речовини в ґрунті [28]. Тому білки і амінокислоти мають особливе значення для сільськогосподарських екосистем як важливе джерело N-NH_4 [31].

Розклад білків здійснюють анаеробні й аеробні неспорують і спорують бактерії, зокрема *Proteus vulgaris*, *Pseudomonas aeruginosa*, *P. fluorescens*, *Clostridium tetani*, *C. putrificum*, *C. sporogenes*, *Bacillus subtilis*, *B. mycoides*, *B. cereus*, а також гриби [31]. Але найактивніші збудники процесу відомі серед бактерій родів *Pseudomonas* та *Bacillus*, наприклад,

B. putrificus. Для процесу амоніфікації велике значення має співвідношення C:N у субстраті. Чим вужче це співвідношення, тим вище ефективність амоніфікації (визначається за кількістю NH_3 від загальної кількості перетвореного азоту). На кожні 100 г розкладеної органічної речовини (тобто 50 г вуглецю) бактерії використовують на синтез білка біомаси 2 г азоту (C:N=25). При такому вмісті азоту в органічній речовині рослинної маси, яка розкладається, не менше 2% азоту буде повністю іммобілізовано в клітинах мікроорганізмів, а при більш високому його вмісті (C:N < 25), буде виділятися аміак [33].

Амоніфікація є попередником процесу нітрифікації.

1.1.3. Нітрифікація. Це процес окиснення аміаку до азотистої та азотної кислот. Про біологічну природу цього явища висувалися припущення ще в XIX ст. Р. Уорінгтоном (1878 – 1890 рр.) було показано, що нітрифікація відбувається лише при розкладанні органічних сполук та виділенні внаслідок цього аміаку, який окислюється до нітратів; проте спочатку в середовищі накопичуються нітроти. А. Шлезінг і А. Мюнц (1879р.) виявили, що за обробки стічних вод хлороформом нітрифікація в них призупинялася, що свідчило про біологічну природу цього явища [31].

Здійснюється процес двома принципово різними групами мікроорганізмів. До першої належать таксономічно та фізіологічно однорідні високоспеціалізовані щодо окиснюючого субстрату бактерії, які забезпечують автотрофну нітрифікацію; до другої - таксономічно та фізіологічно різні бактерії і гриби, які здійснюють гетеротрофну нітрифікацію [63, 11, 64–67].

Автотрофна нітрифікація відкрита С. Виноградським (1890 р.) у дослідях, проведених за принципово новим підходом, який полягав у використанні елективного середовища з єдиним субстратом для окиснення – амонієм. У результаті була отримана накопичувальна культура, яка, за даними хімічних аналізів, окиснювала амоній до нітратів. С.М. Виноградський вперше показав, що нітрифікуючі бактерії

використовують хімічну енергію окиснення аміаку для фіксації CO_2 як єдине джерело вуглецю. Цей процес названо ним хемосинтезом [31].

Гетеротрофні нітрифікатори не отримують енергії за рахунок окиснення азоту і їх активність значно нижча порівняно з автотрофними нітрифікаторами. Тому діяльність гетеротрофних нітрифікаторів, як правило, не розглядається як значиме джерело окиснених форм азоту в агроecosистемах. Однак є дані про здатність гетеротрофів утворювати значні кількості нітратів не лише при рості на живильних середовищах, але і при інкубації їх у водно-грунтовій суспензії та зразках ґрунтів [68]. За даними В. Волкогона і І. Чучваги [69], отриманими при дослідженні процесів біологічної трансформації азоту в агроценозах жита, гетеротрофна нітрифікація відіграє помітну роль у формуванні загального пулу нітратів у ризосфері рослин на початкових етапах органогенезу рослин. Наприкінці вегетаційного періоду в основному функціонують автотрофні нітрифікатори.

Процес нітрифікації протікає найактивніше за оптимального вологозабезпечення, реакції ґрунту, близькій до нейтральної, і нормальній аерації ґрунту. Саме такі умови є найкращими для росту і розвитку рослин, тому в агрохімічних та агроecологічних дослідженнях досить часто показники нітрифікаційної активності ґрунту використовують для діагностичних цілей, роблячи висновки про задовільний стан ґрунту певного агроценозу за виявлення високої нітрифікаційної активності [70]. Проте сучасні дослідження свідчать про неоднозначність такої оцінки. По-перше, надлишок нітратів у ґрунті є потенційним джерелом забруднення рослинницької продукції, ґрунтових вод та водойм. По-друге, встановлено, що поряд з утворенням нітритів і нітратів процес нітрифікації супроводжується виділенням таких газів як NO , N_2O і N_2 [71–73]. Оскільки закис азоту відноситься до т. з. «парникових» газів, активізація процесу нітрифікації бажана лише до певної межі, яку обумовлюють потреби культурних рослин для забезпечення продукційного процесу. Надмірне підвищення нітрифікаційної активності призводить до утворення

надлишкової кількості нітратів у ґрунті. При цьому «зупинити» подальшу трансформацію сполук азоту практично неможливо, оскільки за наявності нітратів і відповідних умов активно розвивається процес біологічної денітрифікації, що призводить до значних втрат азоту і забруднення атмосфери окислами цього елемента. Отже, надмірно висока нітрифікаційна активність може призвести до зміни азотного пулу орних земель і, практично до їх збіднення на азотні сполуки.

Дослідження процесів нітрифікації у практичній площині сьогодні, в основному, спрямовані в одному напрямі: як зменшити активність при застосуванні високих(!) норм добрив. При цьому автори вважають, що "виключивши", або пригальмувавши діяльність нітрифікаторів, можна автоматично використати дещо пролонговану за цих умов дію добрив лише на потреби культурних рослин. З цією метою запропоновано велику кількість інгібіторів першої фази автотрофної нітрифікації (нітрапірін, аміотриазол та ін.). Вважається [11], що застосування інгібіторів нітрифікації дозволяє підвищити ефективність використання азотних добрив на 10-30% і урожайність сільськогосподарських культур на 10-15% за рахунок утримання амонійного азоту в ґрунті у перші 1-1,5 місяці вегетаційного періоду. Наскільки прийнятне використання інгібіторів нітрифікації в екологічному відношенні, сказати складно, оскільки величезний масив інформації по даному питанню достатньо суперечливий.

У той же час, екологічно прийнятними способами контролю нітрифікації та рівня нітратів у ґрунтах агроценозів є класичні агротехнічні прийоми, які дозволяють збільшити мікробну масу: систематичне застосування побічної продукції, компостів, дотримання науково обґрунтованих сівозмін з метою чергування культур з різними потребами в азотному живленні і впливом на процеси трансформації азоту. Важливим заходом утримання нітратів у ґрунті є вирощування сидеральних культур [74–76].

Не виключаючи всіх перерахованих прийомів, слід вважати, що одним із основних чинників контролю над нітратами в ґрунтах є застосування в технологіях вирощування сільськогосподарських культур добрив (і особливо азотних) виключно у межах фізіологічної доцільності для забезпечення конструктивного метаболізму рослин [77].

1.1.4. Біологічна денітрифікація в ґрунтах агроценозів. Хоча газоподібні сполуки азоту можуть утворюватись і в результаті хемоденітрифікації продуктів нітрифікації (коли нітрати вступають у реакцію з органічними сполуками, наприклад, амінокислотами, утворюючи N_2O), все ж частка мікробної денітрифікації є значно вищою. У ході процесу біологічної денітрифікації відбувається відновлення нітратів через стадії утворення проміжних продуктів до N_2 .

Тривалий час вважалося, що денітрифікація здійснюється вузькоспеціалізованою групою мікроорганізмів, таких як *Paracoccus denitrificans* і *P. galodenitrificans*. Проте сьогодні встановлено, що здатність до використання нітратів як акцепторів електронів за відсутності кисню притаманна різним аеробним і факультативно аеробним бактеріям. При цьому окремі бактерії за певних умов здатні до повного відновлення нітратів (до молекулярного азоту), інші до неповного – нітриту (NO_2^-), окису азоту (NO), або закису азоту (N_2O). Повна денітрифікація проходить, як правило, за оптимальних для перебігу процесу умов (нейтральна кислотність ґрунту, висока вологість і оптимальні температури). Неповна, наприклад на етапі утворення N_2O , відбувається за низьких температур, в присутності кисню тощо [11].

Отже, мікробіологічними процесами, відповідальними за утворення N_2O в ґрунті, є денітрифікація та в меншій мірі нітрифікація. Їх інтенсивність значною мірою залежить від надходження в ґрунт нітратних та амонійних добрив [78].

Більшість авторів вважають, що розмір втрат азоту, інтенсивність денітрифікації залежать від розвитку денітрифікуючих бактерій у ґрунті, а також наявності умов, за яких вони здійснюють відновлення нітратів [79–82].

Цей процес супроводжується зниженням у ґрунті вмісту мінерального азоту і може протікати під впливом як анаеробних, так і аеробних мікроорганізмів. У процесі денітрифікації відбувається відновлення нітрату через стадії NO_3^- , NO_2^- , NO , N_2O до N_2 , з утворенням проміжних продуктів (NO_2 , NO , N_2O) [83].

Цікавим у теоретичному і практичному аспектах є встановлення здатності до здійснення процесу денітрифікації у більшості азотфіксувальних бактерій. Як відомо, зв'язування атмосферного азоту є надзвичайно енергоємним процесом. Тому природа в ході еволюції виробила ефективні регуляторні механізми, які забезпечують експресію генів азотфіксації і функціонування необхідних ферментів лише за умови, коли в середовищі є дефіцит азоту і можливості для зв'язування N_2 . Якщо в середовищі є доступний азот в необхідних кількостях, включаються механізми блокування невиправданих затрат енергії на азотфіксацію. В присутності нітрату клітини починають синтезувати нітратредуктазу (молібден-залежний білок), який конкурує з нітрогеназою (ключовий фермент процесу азотфіксації, і також молібден-залежний), тим самим подавляючи її синтез (амоній також "виключає" нітрогеназу, але в цьому випадку діють інші механізми блокування) [84]. У практичному плані це можна використати для визначення доцільності рівнів азотного удобрення сільськогосподарських культур [85–87].

Раніше вважалося, що денітрифікація в агроценозах навіть за додаткового внесення мінерального азоту не може сягати великих розмірів, оскільки це анаеробний процес. Однак виявлення можливості проходження процесу в аеробних умовах змусило по-новому оцінювати масштабність газоподібних втрат азоту. Крім того показано, що перебіг процесу денітрифікації при внесенні мінеральних добрив може бути активним і через

наявність у ґрунті анаеробних мікрозон, особливо в зоні коріння сільськогосподарських культур. Це пояснюється також і наявністю легкозасвоюваних органічних сполук у ризосфері, про що вже йшла мова вище. При цьому слід відмітити високий рівень активності денітрифікації безпосередньо на коренях рослин [88].

Безперечно, денітрифікація, як переважно анаеробний процес, значно посилюється при перезволоженні ґрунту, а також тоді, коли, поряд з органічними добривами (гній), вносять нітратовмісні мінеральні добрива. Рихлення ґрунту та підвищення в ньому вмісту кисню пригнічує денітрифікацію [89].

Зворотний зв'язок між швидкістю денітрифікації і концентрацією кисню показана у багатьох лабораторних дослідженнях з чистими культурами мікроорганізмів [90].

Подібні результати були отримані і при дослідженні впливу кисню на денітрифікаційну активність ґрунтів. Так, по мірі зниження концентрації кисню в ґрунтовому повітрі, денітрифікаційна активність зростала, наближаючись до максимального рівня при вмісті кисню близько 0,5% [91].

Температура також є одним із важливих факторів, що впливають на утворення і поглинання N_2O бактеріями, що відбивається на інтенсивності потоку N_2O з ґрунтів. За даними багатьох авторів, максимальна емісія N_2O з ґрунтів спостерігається в інтервалі температур від 25° до $32^\circ C$ [92–96]. При температурі $4-6^\circ C$ активність денітрифікуючих бактерій різко знижується, але може проявлятися і при негативних значеннях (до $-4^\circ C$). Навіть незначне прогрівання ґрунту (до $5^\circ C$) призводить до істотного зростання активності денітрифікуючих мікроорганізмів [97].

Кислотність має значний вплив на процеси утворення та поглинання N_2O в ґрунтах. Вважається, що оптимальним для утворення закису азоту при нітрифікації та денітрифікації є значення рН 7,0-8,0 [98, 99].

На відміну від автотрофних нітрифікаторів, денітрифікуючі бактерії більш стійкі до низьких значень рН, хоча активність процесу помітно

знижується. Найбільший вплив кисла реакція середовища, мабуть, чинить на співвідношення N_2O/N_2 у продуктах денітрифікації. При збільшенні кислотності в першу чергу знижується активність редуктази N_2O , що супроводжується зростанням частки закису азоту в газоподібних продуктах денітрифікації [97].

Процес біологічної денітрифікації називають ще нітратним диханням або дисиміляційною нітратредукцією (на відміну від асиміляційної нітратредукції, коли нітрати використовуються рослинами, грибами і бактеріями як джерело азоту для конструктивного метаболізму і задіюють для цього інші ферментні системи).

Аналіз численних результатів визначення розмірів газоподібних втрат азоту в польових умовах свідчить, що річні втрати елемента, залежно від низки супутніх чинників, можуть надзвичайно варіювати, і становлять, залежно від цього від 1 до 360 кг/га, сягаючи інколи 75% від норми внесеного мінерального азоту [100]. Недавні дослідження показали, що по мірі збільшення норм мінеральних добрив зростають втрати N_2O - від 35-115% порівняно до контролів (варіантів без добрив) [106–109]. Ці дані свідчать про безумовну необхідність врахування особливостей перебігу процесу денітрифікації в кореневій зоні рослин, співставлення привхідної і непродуктивної витратної частин балансу азоту в агроценозах.

Згідно з існуючими даними, якщо цикл азоту досяг стадії нітрифікації і для її перебігу є сприятливі умови, тоді втрати азоту за рахунок денітрифікації попередити неможливо. Сьогодні відсутні специфічні інгібітори, які б пригнічували функціонування денітрифікувальних мікроорганізмів у ґрунті. Для зниження втрат азоту, що може відбуватися при денітрифікації, рекомендовано інгібувати процес нітрифікації [101].

Втрати у формі окису та двоокису азоту в складі газоподібних втрат порівняно невеликі і, як правило, не перевищують 4-8%, у той час як втрати азоту в формі закису азоту (N_2O) і молекулярного азоту в залежності від умов можуть коливатися в межах 10-50 і 50-90% відповідно. Особливо мінливе

співвідношення між N_2 і N_2O . Кількість закису азоту в продуктах денітрифікації може складати від 0 до 100% залежно від умов в зонах денітрифікації [102].

Є свідчення можливості окиснення закису азоту в ґрунтах в аеробних умовах, але оцінити значущість цього процесу в колообігу N_2O сьогодні немає можливості. Таким чином, доля участі ґрунтового покриву в атмосферному бюджеті закису азоту, ще достовірно не оцінена, та складає труднощі в прогнозі відносно майбутніх змін її складу в атмосфері [78].

1.1.5. Шляхи оптимізації азотного удобрення сільськогосподарських культур. Оцінка ефективності застосування мінеральних добрив повинна здійснюватися з урахуванням не лише економічної, агрономічної цінності, але й з точки зору їх впливу на довкілля. Особлива увага повинна приділятися такому макроелементу як азот, у зв'язку з тим, що азотні добрива є з одного боку одним із найпотужніших чинників впливу на формування урожайності сільськогосподарських культур та синтез амінокислот і білка, а з іншого – джерелом нітратів, здатних до накопичення у рослинницькій продукції та надходження до ґрунтових і поверхневих вод у концентраціях, шкідливих для людини та довкілля в цілому.

Проте розглядати застосування азотних добрив у сільськогосподарському виробництві як однозначний негатив не слід, оскільки забруднення довкілля є, скоріше, наслідком порушення режимів азотного удобрення. Але критерію істини – яка кількість азотних добрив повинна бути рекомендованою, сьогодні повністю не встановлено.

Розрахунки необхідної в технології вирощування певної сільськогосподарської культури кількості азотних добрив найчастіше робляться на запланований урожай з урахуванням результатів попередньої діагностики ґрунтів та коефіцієнтів використання рослинами діючої речовини з добрив. Є різні модифікації цього методу, які передбачають врахування нормативних витрат на формування урожаю, агрохімічних показників ґрунту, можливі коефіцієнти засвоєння добрив рослинами,

післядію удобрення попередніх у сівозміні культур, вміст азоту в пожнивних рештках і ін., але принципова їх суть зводиться до оцінки виносу елемента із запланованим урожаєм [103–105].

За умови 100%-го використання добрив культурними рослинами метод був би ідеальним. Але, враховуючи низький рівень засвоєння азотних добрив (у межах 35-50%) [110], використання цих методичних підходів веде до планування більшої частини розрахованих доз на забруднення довкілля. Евтрофікація водойм, надмірний вміст нітратів у продукції та забруднення ними питної води – це неповний перелік наслідків, до яких призводить надмірне застосування азотних добрив у технологіях вирощування сільськогосподарських культур. Недоцільним це є також і з міркувань економічного характеру. Так, згідно численних оцінок, енергозатрати на виробництво, транспортування, зберігання і застосування азотних добрив у США складають біля 35 % від загального обсягу енергоспоживання у сільському господарстві, а в країнах Західної Європи вони сягають 42 %. [111]. Беручи до уваги, що більша частина мінерального азоту витрачається не за призначенням унаслідок низьких коефіцієнтів засвоєння рослинами, приходимо висновку, що біля 20% коштів при цьому втрачається.

На екологічний бік проблеми застосування азотних добрив у землеробстві звернено увагу багатьох дослідників. Так, зокрема, пропонується локальне внесення гранульованих добрив. При цьому, за думкою ряду вчених, через високу концентрацію азотних сполук у зоні коріння рослин пригнічуються процеси нітрифікації та денітрифікації, знижується іммобілізація азоту та рівень нітратів у продукції [112–115]. Безперечно, це позитивно впливає на ступінь засвоєння діючої речовини з добрив, оскільки останні знаходяться безпосередньо в зоні коріння, що значно спрощує міграцію поживних речовин до рослини. Проте ця ідея є досить суперечливою, оскільки за наявності локального гіпертрофованого високого фону мінерального азоту в зоні його впливу буде пригнічуватися не лише діяльність нітрифікаторів та денітрифікаторів, а й у цілому угруповання

мікроорганізмів, у т.ч. азотфіксувальних, фосфатмобілізувальних, антагоністів фітопатогенів тощо. Отже, покращуючи ситуацію з рівнем нітратів у продукції таким способом, ми порушуємо екологічну рівновагу в ґрунті, відсікаємо участь ґрунтової мікрофлори у кореновому живленні рослин та їх захисті від збудників захворювань. Що краще? З міркувань екологічних це неоднозначно: з одного боку є можливість зменшити норми добрив за рахунок розміщення їх безпосередньо біля рослини, з іншого – маємо проблеми з ініціюванням впливу негативних чинників на формування урожайності сільськогосподарських культур. До того ж, є свідчення того, що локальне внесення азотних добрив може призвести до збільшення вмісту нітратів у продукції [116]. Отже, цей спосіб використання добрив потребує вдосконалення, принаймні в частині застосування мінерального азоту.

Широко відомими є такі способи збільшення коефіцієнтів засвоєння азоту, як комплексне застосування добрив, використання мікроелементів. Доцільне підживлення посівів, використання добрив разом зі зрошувальною водою тощо [104]. Пропонується також внесення добрив пролонгованої дії. Це, безперечно, є важливим кроком в екологізації сільськогосподарського виробництва, але проблему оптимальної кількості азотного удобрення повністю не вирішує.

Додатковим способом визначення доцільності застосування тих чи інших норм азотних добрив є дослідження в динаміці рівня накопичення нітратів у продукції. При цьому з урахуванням показників урожайності та якості продукції можна приблизно встановити оптимум. Недоліком цих методичних підходів є та обставина, що надлишок нітратів є показовим лише для сільськогосподарських культур, продукція яких споживається у свіжому вигляді.

Існують також і інші методи, наприклад, визначення вмісту нітратів і амонію в ґрунті, проте інформативність цих показників з урахуванням об'єму орного шару та гетерогенності такої складної системи як ґрунт, є невеликою.

Найбільш прийнятним сьогодні може бути метод оцінки вмісту загального азоту у рослинах, який застосовується для визначення потреби рослин в азотному підживленні [103]. Але і в цьому випадку хороша ідея значною мірою нівелюється неточністю знань фізіологічної потреби культурних рослин у цьому елементі.

У зв'язку з вищезазначеним, вирішення проблеми раціонального азотного живлення сільськогосподарських культур є нагальною необхідністю сучасної науки.

Надійним індикатором екологічної доцільності застосування тих чи інших доз мінерального азоту може бути реакція ґрунтових мікроорганізмів на концентрацію добрив у ґрунті. Біологічна діагностика ґрунтів дає змогу встановити характер і ступінь антропогенного впливу на ґрунтовий покрив, що своєю чергою забезпечує оцінювання та запобігання виникненню можливих негативних процесів, у т. ч. зниження родючості ґрунту, внаслідок людського втручання. Біологічні індикатори характеризуються низкою переваг порівняно з іншими, оскільки мають високу чутливість до зовнішніх впливів та надають можливість виявляти негативні процеси на ранніх етапах їх прояву.

Актуальність та доцільність застосування біодіагностичних критеріїв для оцінювання стану ґрунтів висвітлено в роботах С. Виноградського (1952 р.), М. Гілярова (1965 р.), Ю. Гельцера (1986 р.), В. Добровольського (1990 р.), В. Стефурука (1997 р.), Д. Звягінцева (1999 р.), Ф. Хазієва (2005 р.), О. Шерстобоевої (2008 р.), В. Патики (2013 р.) [117].

В окремих роботах як визначальні критерії біологічного тестування розглядались чисельність мікроорганізмів та активність ферментів [118–122]. Однак масштаби мікробіологічних процесів досить часто визначаються не стільки чисельністю мікроорганізмів різних фізіологічних груп у ґрунті, скільки їх активністю [123]. У зв'язку з цим біологічне тестування тривалий час залишалося на рівні теоретичних розробок та незатребуваних пропозицій. Більшість запропонованих методичних підходів обмежена також суттєвим

методологічним недоліком, а саме: активність тих чи інших процесів у них визначається для всього об'єму орного шару ґрунту, хоча з огляду на тісну взаємодію окремих видів мікроорганізмів з культурними рослинами, а також утворення тісних рослинно-бактеріальних асоціацій, лише ризосферні або кореневі бактерії можуть відображати реакцію системи на певний чинник, найбільш наближену до реакції самої рослини. Ризосфера є вузькою частиною ґрунту біля поверхні коренів, своєрідною динамічною нішею для мікроорганізмів. Біля поверхні коренів виникають специфічні екохімічні умови для їх розвитку, які якісно відрізняються від умов у віддаленому від коріння ґрунті. Іншими словами, ризосфера – це зона, де протікає адаптація ґрунтової мікрофлори до умов, що активно створюються рослинами. У зв'язку з цим характер процесів у мікробному ценозі ризосфери є важливим показником ступеня і спрямованості змін ґрунтових умов при культивуванні різних сільськогосподарських культур і може бути основою для розробки методів діагностики оптимальності впливу екологічних чинників на стан культурних рослин і агроценозів у цілому.

При цьому унікальними мікроорганізмами корневих сфер рослин є азотфіксувальні мікроорганізми. Їхня унікальність пояснюється здатністю до здійснення кількох етапів колообігу азоту, про що вже йшла мова вище. Так, зокрема, азотфіксувальні бактерії за достатнього забезпечення вуглецем і дефіциті азоту в середовищі, можуть здійснювати енергоємний процес азотфіксації (зв'язування азоту з атмосфери); у той же час, поява надлишкової кількості сполук азоту репресує синтез нітрогенази (ферментного комплексу, відповідального за фіксацію азоту) і мікроорганізми переходять до засвоєння зв'язаних сполук азоту, здійснюючи в т. ч. й процес біологічної денітрифікації. Іншими словами, природа є надзвичайно раціональною у здійсненні колообігу азоту і регулює процеси перетворення його сполук у природі на ферментному рівні. Зважаючи ж на те, що ризосферні бактерії відображають практично реакцію самої рослини щодо концентрацій сполук азоту, оскільки знаходяться з нею в тісній

просторовій і функціональній взаємодії, приходимо висновку, що за реакцією мікроорганізмів можна відслідкувати й реакцію рослини на вміст азоту в ґрунті.

Питання реакції азотфіксувальних мікроорганізмів зони коріння на концентрацію доступних сполук азоту в ґрунті досліджувалося в окремих наукових центрах різними дослідниками [124–126]. Найбільшою мірою це розкрито в роботах Я. Чабанюка з співав. [127–132].

Узагальнюючи літературні дані, можемо зробити висновок, що для кожного виду сільськогосподарської культури в залежності від типу ґрунту існують норми азоту, які негативно не впливають на перебіг процесу асоціативної азотфіксації. Більше того, досить часто спостерігається стимулювання процесу азотфіксації невеликими нормами мінерального азоту.

М. Умаровим з співав. [133] у 1986 р. сформульовано поняття оптимальних для перебігу процесу азотфіксації показників концентрації азотних добрив у ґрунті як норм, що не перевищують фізіологічних потреб рослин. Такого ж висновку прийшли і філіппінські дослідники [134].

Механізм стимулювання активності асоціативної азотфіксації фізіологічно оптимальними нормами, вірогідно, зводиться до зростання кількості корневих виділень, які є джерелом вуглецю і енергії для ризосферних азотфіксаторів. Так, є дані про підсилення ексудації корневих виділень при внесенні мінерального азоту в ґрунт у 9,5 разів порівняно з об'ємом ексудатів у контрольних (не удобрених азотом) рослин [135]. При цьому, залежно від кількості внесених добрив, у корневих виділеннях буде знаходитися більша чи менша кількість азотних сполук [136]. Дослідженнями В. Волкогона [137, 138] показано, що внесення мінерального азоту сприяє різкому збільшенню чисельності азотфіксувальних бактерій, однак нітрогеназна активність у корневих діазотрофів спостерігається спочатку у варіантах з внесенням невисоких норм мінерального азоту. Азотні добрива у високих концентраціях репресують синтез нітрогенази у мікроорганізмів,

хоча їх чисельність при цьому є високою. Зростання азотфіксувальної активності в таких варіантах спостерігається через деякий час після внесення добрив – внаслідок зниження концентрації зв'язаного азоту до оптимального рівня. У зв'язку з вищевикладеним можна вважати, що норми азотних добрив, які стимулюють процес азотфіксації в кореневій зоні, - це така їх кількість, що достатня для конструктивного метаболізму рослин на відповідному етапі органогенезу і інтенсивного виділення корневих ексудатів з вмістом азотних речовин у них на рівні, що не викликає репресії синтезу нітрогенази в асоціативних діазотрофів.

Працюючи над питанням сумісності процесу азотфіксації і азотного мінерального удобрення, мікробіологи ставили перед собою наступну мету: вибрати ту норму добрив, за внесення якої в агроценози надійде найбільша кількість біологічного азоту, і тим самим поліпшити живлення рослин за рахунок цього джерела. В. Волкогон підійшов до вирішення даної проблеми з іншого боку: як за допомогою тестування активності азотфіксації в кореневій зоні рослин визначити екологічно оптимальні й екологічно доцільні норми мінерального азоту [85–87], адже фізіологічну оптимальність удобрення можна ототожнювати з екологічною. Визначивши продуктивність азотфіксації в кореневій зоні культурних рослин за вегетаційний період залежно від норм внесених азотних добрив та порівнявши з показниками контрольного варіанту, можна вважати фізіологічно (екологічно) доцільними ті норми, за внесення яких продуктивність азотфіксації є вищою ніж у контролі. Фізіологічно (екологічно) оптимальними дозами мінерального азоту вважатимуться ті, які забезпечили найвищу продуктивність процесу. Екстраполяція результатів визначення активності процесу азотфіксації можлива також за іншим принципом: виявлення норм мінерального азоту, які триваліший час сприяють підвищеній порівняно з контролем активності. Отже, показники рівня асоціативної азотфіксації в агроценозах можуть бути зручним і надійним критерієм доцільності застосування азотних добрив.

Додатковим, крім визначення активності асоціативної азотфіксації, тестом з'ясування доцільності застосування певних норм азотних добрив у технологіях вирощування сільськогосподарських культур може бути визначення активності біологічної денітрифікації в кореневій зоні рослин. При цьому надлишкові кількості азотних добрив забезпечать найбільші втрати газоподібних сполук азоту. Порівнявши в динаміці показники перебігу процесу денітрифікації і зіставивши їх з результатами визначення активності азотфіксації, можна вибрати екологічно оптимальні та доцільні норми азотних добрив [139–141].

Зазначені методологічні рішення забезпечують значне поле діяльності у даному напрямі, оскільки особливості біологічної трансформації азоту в агроценозах значною мірою можуть залежати від видів і норм добрив, які використовуються у практиці землеробства, і відображати їх екологічну доцільність (чи недоцільність).

1.2 БІОЛОГІЧНА ТРАНСФОРМАЦІЯ ОРГАНІЧНОЇ РЕЧОВИНИ В ГРУНТІ ЗАЛЕЖНО ВІД ОСОБЛИВОСТЕЙ УДОБРЕННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР

Потенційними джерелами органічної речовини ґрунту можна вважати всі компоненти біоценозу, які рано чи пізно потрапляють на поверхню ґрунту або до ґрунтового профілю і беруть участь у процесах ґрунтоутворення. До них належать рослини, тварини, мікроорганізми та продукти їх метаболізму [142, 16 143].

У ґрунті містяться різні органічні сполуки, сукупність яких і є органічною частиною (органічна речовина ґрунту). За сучасною класифікацією вона складається як мінімум із 4 частин: 1 – свіжі не розкладені органічні рештки, які ще не втратили своєї анатомічної будови; 2 – напіврозкладені без форми та анатомічної будови органічні рештки (детрит); 3 – метаболічний і активний вуглець, представлений низькомолекулярними та високомолекулярними індивідуальними

органічними сполуками – продуктами розкладу рослинних, тваринних, та мікробних решток: лігнін, білки, вуглеводи, амінокислоти, ліпіди, низькомолекулярні органічні кислоти, пігменти, тощо, 4 – специфічні сполуки, синтезовані у ґрунті, сукупність яких утворює гумус [31].

У залежності від чутливості до біологічного розкладання органічну речовину ґрунту можна розділити на дві основні категорії: 1 – активна фракція, яка швидше розкладається та піддається гідролізу, 2 – стабільна фракція, відносно стійка до біодеградації [144–148].

Основним процесам трансформації органічної речовини та питанням утворення гумусу надавалося досить багато уваги, у т. ч. - Р. Вільямсом [149], П. Костичевим [150], А. Фокінім [151], Д. Орловим [152] та ін.

У гумусі чорноземних ґрунтів зосереджено 98% загального вмісту азоту та більше 50% фосфору [153]. Гумус ґрунтів являє собою складний динамічний комплекс органічних сполук, що утворилися при розкладанні мортмаси і внаслідок гуміфікації. Його вміст коливається від 1-2% у сіроземах до 10-12% в потужному чорноземі, а запаси в метровій товщі змінюються від 50 до 650-800 т/га. Найважливішими групами гумусових речовин є: гумінові кислоти (ГК), фульвокислоти (ФК), гумін та різні групи неспецифічних сполук. Найбільш значні як у кількісному відношенні (85-90% у складі гумусу), так і за роллю у ґрунтоутворенні та родючості ґрунтів є специфічні органічні сполуки, що входять у перші три з перерахованих груп [154].

Гумусний стан ґрунтів визначається двома протилежно спрямованими процесами - мінералізацією органічних решток у біоценозі та гуміфікацією. В природних умовах баланс між цими процесами стабільно рівноважний. Органічні рештки, що надійшли в ґрунт, мінералізуються протягом двох років на 70-80%. 20-30% піддаються гуміфікації. Власне гумус також мінералізується, але значно повільніше. Середньорічна інтенсивність мінералізації гумусу в орному шарі залежить від типу ґрунту, його запасів у

ньому, та кількості внесених добрив: у суглинистих ґрунтах вона сягає 1,5-1,6%, супіщаних - 1,7-1,8; піщаних - 1,9-2,0; чорноземах - 0,4-0,5; сірих і світло-сірих ґрунтах 0,8-1,0%. Мінералізація під просапними культурами в 2-3 рази вища, ніж під культурами суцільної сівби [155, 156].

Швидкість розкладання з часом знижується. Тривалість повного розкладання визначається компонентним складом рослинних залишків, гідротермічними умовами та біологічною активністю ґрунтів. Що вужче співвідношення C:N в рослинних рештках, тим сильніше виражені процеси розкладання і мінералізації органічної речовини [157, 158].

Якщо в процесі мінералізації відбувається біологічне “згоряння” субстрату з виділенням діоксиду вуглецю і води, то при гуміфікації органічні речовини трансформуються у нові, стійкі продукти – гумусові речовини, які акумулюють величезні запаси елементів живлення та енергії. Накопичення гуміфікованого матеріалу перетворює поверхневі шари ґрунту, забезпечуючи можливість безперервної життєдіяльності організмів [159–162].

Органічна речовина ґрунту є ключовим компонентом, що контролює більшу частину її біогенних та еколого-біосферних функцій. Стабільність еволюційно-генетичних властивостей і стійкість ґрунту до зовнішніх впливів, мінералізаційно-імобілізаційну оборотність біогенних елементів та стан поживного режиму, сорбційна ємність ґрунтового поглинального комплексу та ефективність дезактивації токсичних речовин, структура та біорізноманіття мікробних угруповань прямо або побічно пов'язані з запасами і динамікою перетворення органічної речовини. Органічна речовина ґрунту не є її стабільним компонентом і постійно піддається процесам трансформації. Одним із основних ланок процесів трансформації є мінералізація органічної речовини [163].

Зниження концентрації органічної речовини в ґрунтах, що спостерігається за інтенсивного сільськогосподарського виробництва, призводить до суттєвого погіршення структурного стану, водоутримувальної

та поглинальної здатності ґрунтів, виносу елементів мінерального живлення і як наслідок - зниження ґрунтової родючості [164,165].

Створена століттями родючість ґрунтового покриву втрачається значними темпами. Антропогенна деградація орних ґрунтів з негативним балансом гумусу призвела до того, що багато чорноземів з часів їх дослідження В. Докучаєвим втратили від третини до половини початкової родючості. Детальний моніторинг динаміки гумусного стану чорноземів з урахуванням просторового варіювання виявив статистично достовірне зменшення вмісту гумусу на 0,3-0,6% за 20 років [166]. За даними І. Тюріна, при вирощуванні зернових культур з ґрунту щорічно втрачається 0,5-1,0 т/га гумусу, при культивуванні просапних культур - майже вдвічі більше [167].

Земельні ресурси деградують і в Україні. Площа еродованих земель у нашій країні щорічно збільшується на 100-120 тис. га, зменшуються інші показники якісного стану ґрунтів. Щорічні втрати родючого шару ґрунту сягають 600 млн. т, зокрема, гумусу до 20 млн. т, для компенсації якого потрібно вносити 300-350 млн. т традиційних органічних добрив, у той час як у 2013-2014 рр. їх усього внесено 9,6-10,5 млн. т, або в середньому менше однієї тонни на гектар. Загальні збитки від деградації ґрунтів України сягають понад 10 млрд. доларів США на рік.

За останні 20 років втрати органічної речовини в орному шарі ґрунтів України становлять понад 10% загального її вмісту, а це тисячі тонн органічної речовини всіх сільськогосподарських угідь країни. Тому для досягнення бездефіцитного балансу гумусу необхідно щорічно вносити на 1 гектар орних земель залежно від типу ґрунту: на Поліссі – від 13-14 до 17-18 тонн, у Лісостепу – 11-12 тонн, а в Степу – 8- 9 тонн органічних добрив [168].

Втрата гумусового шару тягне за собою певну ступінь небезпеки унаслідок надзвичайно тривалого терміну його відновлення. Так, В. Іванов визначає характерний час формування гумусового горизонту чорноземів

потужністю до 30 см - до перших сотень років, а гумусового горизонту до 60 см - 3-3,5 тис. років [169].

Слід відмітити, що проблема дефіциту гумусу починає виникати відразу ж після залучення ґрунтів у сільськогосподарське виробництво [170]. Вперше звернув на це увагу у 1836 р. російський вчений Р. Герман, який відзначав, що виорані ґрунти порівняно із цілиними містять менше перегною, а в його складі в процесі тривалого обробітку ґрунту зменшується кількість гумінових кислот і одночасно зростає вміст низькомолекулярної кренової та апокренової кислот [171].

Розвиток процесів дегуміфікації найбільшою мірою пов'язаний з незбалансованістю внесення добрив, високою питомою часткою посівів просапних культур, особливо соняшнику, низькою часткою багаторічних трав за високої розораності сільськогосподарських угідь [172].

Аналізуючи дані численних польових дослідів з добривами [173] можна зробити висновок, що у більшості випадків їх дія має позитивний результат, тобто вміст вуглецю на удобрених варіантах збільшується порівняно з неудобреним фоном, причому значніше при застосуванні органічних, ніж мінеральних. Поряд із цим окремі науковці вважають, що можливості накопичення гумусу в ґрунті за рахунок добрив обмежені й застосування добрив не підвищує істотно гумусованість ґрунту [174].

Також існує думка, що систематичне внесення мінеральних добрив сприяє погіршенню гумусного стану і в цілому фізико-хімічних показників ґрунтів. Однак, на зміни органічної частини ґрунту велике значення має система землеробства. За високої культури землеробства на фоні мінеральних добрив втрати гумусу нижчі, ніж без добрив [175, 176].

Одним із напрямів досліджень, який межує з проблемами ґрунтознавства та землеробства, є розробка мікробіологічних основ агротехнологій, спрямованих на охорону ґрунтів, збереження та підвищення їхньої родючості. У межах цього напрямку визначено закономірності мікробної трансформації гумусу як одного з визначальних факторів

родючості ґрунту. Так, наприклад, на основі вивчення елементного складу, молекулярно-масових характеристик, інфра-червоних спектрів, функціональних груп та неспецифічних компонентів гумусу показано, що за умов біологічного землеробства в ґрунті підвищується загальний вміст гумусу, зростає ступінь його гуміфікації, активізуються процеси новоутворення гумусних сполук [177].

Безперечно, найважливішим вектором забезпечення бездефіцитного балансу гумусу в орних ґрунтах є надходження до них у достатній кількості свіжої органічної речовини. Оскільки сьогодні кількість гною у сільськогосподарському виробництві обмежена, а вирощування культур, що залишають у ґрунті значні кількості кореневих решток (багаторічні трави) також лімітується розвитком тваринництва, основним джерелом поповнення ґрунтів органічною речовиною є пожнивні та післязбиральні рештки сільськогосподарських культур.

Найменшу біомасу для гуміфікації забезпечують культурні рослини, наземна частина яких майже не використовується в господарстві. В залежності від урожайності та виду сільськогосподарських культур рівня агротехніки та природних умов пожнивні та кореневі залишки зернових та овочевих культур дають не більше 50% наземної маси, що при середній урожайності в середньому становить від 2 до 5–7 т сухої речовини на 1 га.

Складніше визначити біомасу мікроорганізмів у ґрунтах. На думку Т. Аристовської, розмір сезонної продукції їх біомаси складно дослідити через недостатню точність методів визначення. Дійсно, чисельність мікроорганізмів надзвичайно мінлива в залежності від багатьох чинників: типу ґрунту, характеристики рослинності, гідротермічних режимів. Так, наприклад, є дані, що кількість бактерій у ґрунтах змінюється від 0,3 до 47 млрд./г. [178].

У той же час, стверджується, що маса мікроорганізмів ґрунту сягає десятих долей відсотка від його загальної маси. Від 0,1 до 1,0% органічної речовини ґрунту представлено клітинами різних видів мікроорганізмів [179].

З інших джерел відомо, що у мікробній біомасі міститься від 0,2 до 5% загального ґрунтового вуглецю, при середньому значенні приблизно 2,5% [180, 181].

Хоча мікробна біомаса і становить невелику частину загальних запасів органічного вуглецю ґрунту, важливим є те, що вуглець мікробної біомаси піддається постійному обігу, в результаті якого відбувається перерозподіл атомів вуглецю в нову мікробну біомасу, CO_2 і гумусові речовини ґрунту. Для оцінки здатності біомаси ґрунтових мікроорганізмів забезпечувати рослини елементами живлення більшу зацікавленість представляє та її частина, яка синтезується понад стаціонарного рівня, завдяки тимчасовому надходженню багатих вуглецем органічних речовин. Коли запас органічної речовини виснажується, щільність популяції повертається до початкового рівня в результаті загибелі частини популяції [14].

Зважаючи, що останнім часом у сільському господарстві країни можливість надходження свіжої органічної речовини є проблемною, логічним є припущення, що процес мінералізації за цих умов відноситься в першу чергу до трансформації гумусових сполук. І якщо раніше підвищення емісії CO_2 з ґрунтів агроценозів переважно розглядали як бажане явище (трактувалося як підвищення біологічної активності ґрунту), то сьогодні цей процес більшою мірою слід ототожнювати з мінералізацією гумусу. Зважаючи на це, необхідно проводити моніторинг емісії CO_2 з урахуванням агрофонів. Це дозволить надійніше обґрунтувати доцільність видів і норм удобрення сільськогосподарських культур з урахуванням екологічних наслідків для агроценозів.

Слід зазначити, що загрозливій тенденції збільшення емісії діоксиду вуглецю тривожать не лише у зв'язку з наслідками дегуміфікації, але й через зростання парникового ефекту. Розглянемо це питання детальніше.

Відомо, що атмосферний діоксид вуглецю приблизно на 90% має ґрунтове походження, а сумарний річний потік CO_2 з ґрунтів планети оцінюється у 50-77 Гт С за рік [182, 183]. У ґрунті міститься приблизно в два

рази більше (1400-1500 Гт) вуглецю, ніж в атмосфері [184]. За даними інших дослідників співвідношення дихання ґрунту та індустріальної емісії CO₂ легко ілюструвати розрахунками вуглецевого балансу. У глобальному масштабі 5,6 Гт С за рік виділяється індустріальними джерелами. 60 Гт С за рік поглинається наземною рослинністю, з яких: 15 Гт С за рік повертається з диханням коренів, 3 Гт С за рік - диханням тварин. 38,4 Гт С за рік – «диханням» мікроорганізмів. Отже, можна зробити висновок що індустріальна емісія становить приблизно 1/10 від природного глобального біотичного колообігу вуглецю [185]. У той же час, значну частину емісії CO₂ забезпечує дихання мікроорганізмів.

Нині ґрунти відчувають різноманітний антропогенний вплив, який може погіршувати нормальний перебіг ґрунтових процесів, а отже і колообігу речовин у біосфері [186, 187]. Встановлено, що від 10 до 20% щорічного приросту CO₂ в атмосфері може бути обумовлено мінералізацією органічної речовини розораними ґрунтами. При цьому на показники емісії CO₂ з ґрунту суттєво впливають добрива. Вони є не лише важливим фактором підвищення продуктивності сільськогосподарського виробництва та поліпшення агрохімічних властивостей ґрунту, але й дієвим засобом регулювання його мікробіологічної активності [188, 31]. Застосування добрив істотно впливає на функціонування мікробіологічної складової ґрунту і в свою чергу, на ґрунтове дихання в цілому. Завдяки діяльності мікроорганізмів у ґрунті відбувається мінералізація рослинних решток та безперервне надходження в атмосферу вуглекислого газу, який використовується рослинами для фотосинтезу.

Органічні добрива мають особливе значення для динаміки дихання ґрунту як необхідний компонент формування і підтримання його гумусового стану та регулятор мікробіологічних процесів. Післядія гною та застосування органічних і мінеральних добрив сприяють підвищенню загальної чисельності мікроорганізмів у 1,5 раза і вище, відповідно, збільшують інтенсивність виділення CO₂ [189, 190]. Згідно з дослідженнями

Ю. Возняковської із співав. [191], за різних систем удобрення рослин змінюється й інтенсивність розкладу органіки, а отже, і газообміну. За використання побічної продукції та сидерату виділення CO_2 збільшувалося в 1,2–1,6 рази.

Емісія CO_2 тісно пов'язана з напрямом господарського використання земель та способами обробітки ґрунтів. Ренатуралізація земель, поширення технологій мінімального та нульового обробітки суттєво змінюють додатні статті балансу вуглецю, сприяючи його секвеструванню [188, 192]. У досліді В. Шимель [193] на емісію CO_2 з ґрунту в атмосферу значно впливали способи обробітки ґрунту. Встановлено, що на осушеному дерново-глейовому супіщаному ґрунті гребенево-грядова технологія порівняно із звичайною технологією на фоні добрив підвищує інтенсивність виділення CO_2 з ґрунту в атмосферу в 1,2-1,6 рази. Внесення гною та мінеральних добрив на фоні звичайної технології обробітки підвищувало інтенсивність надходження CO_2 з ґрунту в атмосферу протягом вегетаційного періоду в 1,6-2,5 рази порівняно з технологією без застосування добрив. Звичайна оранка в поєднанні з щілюванням осушеного дерново-слабокпідзолистого оглеєного легкосуглинкового ґрунту, аналогічно гребенево-грядовій технології, також інтенсифікує процес емісії CO_2 в атмосферу в 1,2-1,7 рази порівняно із звичайною оранкою без щілювання.

Дослідження Л. Пуртової з співав. [194] свідчать, що високі показники емісії CO_2 властиві для ґрунтів природних ландшафтів з високим рівнем вмісту гумусу. Відмічено зниження емісії CO_2 у всіх досліджуваних ґрунтах при 100% польовій вологості. В ґрунтах агрогенних ландшафтів з посівами бобових трав зафіксовано зростання втрат CO_2 через посилення мінералізаційних процесів у результаті активізації діяльності мікроорганізмів і зростанню ферментативної активності ґрунтів.

Біодіагностичні підходи до визначення встану агроценозів за різних систем землеробства, типу обробітки ґрунту та мікробіологічних процесів

трансформації вуглецю в агроценозах, представлені в роботах М.В. Патики, Ю.П. Борко, О.П. Сябряк, С.В. Павлик [195–198].

Отже, мікроорганізми не лише відіграють найважливішу роль у колообігу азоту та вуглецю на планеті, вони є основним чинником трансформації сполук цих елементів у ґрунтах агроценозів. Недооцінка значення мікробіологічної трансформації органічних сполук та мінерального азоту в ґрунтах є основною причиною економічних і екологічних негараздів, пов'язаних із застосуванням добрив у сільськогосподарському виробництві.

Слід підкреслити тісний взаємозв'язок одних ланок колообігу азоту з іншими. Так, процеси азотфіксації і денітрифікації можуть здійснювати одні й ті ж мікроорганізми. При цьому прояв тієї чи іншої функції залежить від умов довкілля, і насамперед, від концентрації мінеральних сполук азоту в ґрунті. Зниження інтенсивності фіксації атмосферного азоту при цьому, як правило, свідчить про наявність надлишкової кількості мінерального азоту, і в т.ч. нітратів у ґрунті. Процес біологічної денітрифікації прямо залежить від наслідків діяльності нітрифікувальних мікроорганізмів, оскільки субстратом для нітратного дихання є нітрати. У той же час, згідно сучасних даних не можна чітко провести межу між процесами нітрифікації і денітрифікації, оскільки, по-перше, газоподібні сполуки азоту (NO , N_2O і N_2) можуть утворюватися у великих кількостях в ході нітрифікації, а по-друге, окремі нітрифікувальні бактерії здатні до здійснення процесу денітрифікації.

Важливим чинником оптимізації процесів біологічної трансформації азоту в ґрунтах агроценозів є наявність достатньої кількості свіжої органічної речовини. Це забезпечує тимчасове зв'язування надлишкової для рослин кількості мінеральних сполук азоту, яка пізніше надійде для їх живлення. За збалансованого співвідношення вуглецю й азоту також значною мірою оптимізуються процеси акумуляції цих елементів, що забезпечує підвищення потенційної родючості ґрунтів.

Знання залежностей процесів біологічної трансформації азоту від кількості внесених у ґрунт добрив у поєднанні з даними щодо формування продуктивності сільськогосподарських культур та рівнями акумуляції вуглецю можуть бути базовими при оцінці можливостей ефективної родючості ґрунтів агроценозів.

У зв'язку з вищезазначеним, актуальним є дослідження спрямованості процесів біологічної трансформації азоту за різних систем удобрення сільськогосподарських культур, проведення оцінки емісії N_2O і CO_2 залежно від агрофону, визначення впливу технологічних чинників на перебіг зазначених процесів. Важливим при цьому може бути використання мікробних препаратів для передпосівної бактеризації насіння, оскільки інтродуковані в агроценоз активні форми мікроорганізмів, сприяючи інтенсифікації продукційного процесу сільськогосподарських культур, прямо і опосередковано впливають на поживний режим ґрунтів, забезпечують підвищене формування біомаси рослин. Це може вплинути як на оптимізацію процесів біологічної трансформації азоту, так і на рівні секвестрування вуглецю в агроценозах.

РОЗДІЛ 2

ОБ'ЄКТИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Представлений у дисертації матеріал одержано в результаті досліджень, проведених у 2012–2015 рр. у лабораторії ґрунтової мікробіології Інституту сільськогосподарської мікробіології та агропромислового виробництва НААН.

2.1 Об'єкти дослідження

Об'єктами досліджень були процеси біологічної трансформації азоту і вуглецю, а також мікроорганізми, що їх здійснюють, в агроценозах двох контрастних за вимогами до умов живлення сільськогосподарських культур – картоплі (культура інтенсивного типу живлення) та гороху (культура з переважно симбіотрофним типом засвоєння азоту) за їх вирощування на різних агрофонах, у т. ч. за використання мікробних препаратів для передпосівної (передсадивної) обробки насінневого (посадкового) матеріалу.

У дослідженнях використовували сорт картоплі Беллароза - ранній, високоврожайний, посухостійкий, занесений до Реєстру сортів рослин України в 2003 році. Придатний для вирощування в зоні Полісся та Лісостепу [199]. Заявлена товарна урожайність 16,9–32,6 т/га. Урожайність на 45-й день після повних сходів 14,3–27,7 т/га, на 55-й день 17,0–38,5 т/га. Максимальна урожайність - 38,5 т/га. Форма бульб овально-округла, очки дрібні. Шкірка злегка шорстка, червона. М'якоть світло-жовта. Маса товарної бульби 117-207 г. Вміст крохмалю - 12,6–15,7%. Товарність 82-99%. Лежкість 93%. Стійкий до збудника раку картоплі та золотистої картопляної цисто утворюючої нематоди [200].

Горох представлено сортом Девіз, який занесено до Реєстру сортів рослин України у 2007 р. Придатний для вирощування в зоні Полісся та Лісостепу [199]. Оригігатор – Інститут рослинництва ім. В.Я. Юр'єва Національної академії аграрних наук України. Сорт середньостиглий,

зернового використання, безлисточковий, напівкарликового типу (довжина стебла 70-85 см). Насіння округло-здавлене з гладкою поверхнею, рожеве з чорним насінним рубчиком. Маса 1000 зерен 250-270 г. Вміст білка в зерні 20-23%. Сорт стійкий до вилягання, придатний для збирання прямим комбайнуванням. Максимальна врожайність сорту в Україні у 2004 р. склала 58,1 ц/га, в Росії (Суджанський район Курська область, 2006 р.) – 51,0 ц/га [201].

2.2 Умови проведення дослідів

Дослідження проводили в польовому стаціонарному досліді на чорноземі вилуженому дослідного поля Інституту сільськогосподарської мікробіології та агропромислового виробництва НААН.

Характеристика ґрунту: $pH_{\text{сол.}}$ – 5,2; вміст гумусу – 3,01 %; азоту, що легко гідролізується – 109 мг на 1 кг ґрунту; рухомих сполук фосфору (P_2O_5) – 168 мг на 1 кг ґрунту (за Кирсановим); вміст обмінного калію (K_2O) (за Кирсановим) – 58 мг на 1 кг ґрунту).

Сільськогосподарські культури в досліді вирощували за дотримання коротко ротаційної сівозміни: картопля – ячмінь ярий – горох – пшениця озима.

Дослід включав два рівноцінні блоки – за використання мікробних препаратів та без бактеризації. В обох блоках передбачено шість систем удобрення: без добрив; органічна; мінеральна невисока; мінеральна середня; мінеральна інтенсивна; органо-мінеральна.

За органічної системи удобрення у сівозміні один раз за ротацію під осінню оранку (для картоплі) вносили підстилковий гній великої рогатої худоби (ВРХ) із розрахунку 40 т/га. Таким чином, для картоплі спостерігали пряму дію органічного добрива, а для гороху – другого року післядію.

Мінеральні добрива для картоплі застосовували у нормах $N_{40}P_{40}K_{40}$, $N_{80}P_{80}K_{80}$ та $N_{120}P_{120}K_{120}$. При вирощуванні гороху мінеральні добрива вносили в нормах $N_{30}P_{30}K_{30}$, $N_{60}P_{60}K_{60}$ та $N_{90}P_{90}K_{90}$. Органо-мінеральне удобрення передбачало внесення один раз за ротацію (під картоплю) гною з

розрахунку 40 т/га та мінеральних добрив ($N_{80}P_{80}K_{80}$). Для гороху по даному варіанту досліджували вплив другого року післядії гною в поєднанні з дією мінеральних добрив, застосованих у невисокій нормі ($N_{30}P_{30}K_{30}$).

Для передпосадкової обробки бульб картоплі використовували біологічний препарат Біогран (ТУ У 24.1-00497360-006:2009). Препарат поліфункціонального типу дії, у ньому бактеріальний компонент (*Azospirillum brasilense* 410) іммобілізовано в біогумусі (продукт вермикомпостування гною). Стимулює ріст та розвиток рослин, сприяє підвищенню активності азотфіксації в кореневій зоні, поліпшує фосфорне живлення рослин [202]. Використання препарату здійснювали згідно СОУ 01.11. – 37 – 791:2008) [203].

Для передпосівної інокуляції насіння гороху використовували біологічний препарат Ризогумін (ТУ У 24.1-00497360-003:2007). Препарат комплексної дії, на основі *Rhizobium leguminosarum* 31 та фізіологічно активних речовин біологічного походження. Забезпечує збільшення польової схожості і енергії проростання насіння, сприяє формуванню розвиненої кореневої системи і активного рослинно-бактеріального азотфіксувального симбіозу [202]. Інокуляцію гороху мікробним препаратом проводили згідно СОУ 01.11. – 37 – 782:2008 [204].

Площа дослідної ділянки – 86,4 м² (7,2 × 12,0), повторність досліду чотирихразова, площа під дослідом 2 га.

Планування і проведення польових дослідів, виконували за Доспеховим [205]. Статистичну обробку експериментальних даних проводили методом двофакторного дисперсійного аналізу за допомогою комп'ютерної програми (Microsoft Office Excel 2003 – 2007). Для оцінки вірогідності відмінностей між варіантами дослідів вираховували найменшу істотну різницю (HP_{05}) за формулою [205]:

$$HP_{05} = mdt_{05}$$

md – похибка різниці;

t_{05} – критерій Стьюдента.

Ґрунтово-кліматичні умови проведення досліджень, у період 2013–2015 рр. наведено в додатку А1 та А2 [206].

2.3 Методи дослідження

Для оцінки емісії вуглекислого газу та закису азоту в системі «ґрунт – рослина» застосовували метод закритих камер [207, 208] у власній модифікації. Для цього використовували пластикові відра, об'ємом 10 л, у дні робили отвір, у який вмонтовували гумову пробку для відбору газів, через яку потім за допомогою шприца об'ємом 50 мл відбирали проби повітря.

Камери «врізали» в ґрунт на глибину 5 см. Для кращої ізоляції системи і попередження втрат газів, що накопичувались у камерах, навколо камери робили “водяну пробку”. В середину камери ставили бюкс з водою, до якого перед початком експозиції додавали кальцій карбід. Внаслідок реакції кальцій карбиду з водою утворювався ацетилен, який інгібує фермент редуктазу оксиду азоту та зупиняє процес дисиміляції NO_3^- і NO_2^- на стадії відновлення оксиду азоту [88]. Час експозиції становив три години. Відібрані газові проби поміщали у попередньо вакуумовані флакони з гумовими пробками.

Дослідження вмісту CO_2 у газових пробах проводили на газовому хроматографі «Цвет – 500 М» з детектором теплопровідності (струм мосту 130 мА). Сорбційні колонки зі сталі заповнювали сорбентом Poropak Q 60–80 mesh. Температура колонок 25 °С і детектора 40 °С. Витрати газу – носія (гелію) – 20 см³/хв [209].

Пряму емісію N_2O досліджували на газовому хроматографі «Цвет – 500 М» з детектором електронного захвату. Сорбційні колонки зі сталі 3 м заповнювали сорбентом Poropak Q 60–80 mesh. Температура колонок 40 °С, температура випарювача 120 °С, детектора 330 °С. Витрати газу – носія (аргон з метаном 95/5) – 35 см³/хв.

Розраховували емісію N_2O за формулою:

$$\frac{E \times V_1}{V_2 \times S \times t};$$

E – кількість оксиду азоту в пробі, що аналізувалася, нмоль оксиду азоту (визначається за калібрувальним графіком);

V_1 – об'єм камери, см^3 ;

V_2 – об'єм проби, що вводять у хроматограф, см^3 ;

S – площа поперечного зрізу камери, м^2 ;

t – час експозиції, доба.

За тією ж формулою визначали емісію CO_2 , проте E відповідно розраховували як кількість вуглекислого газу в пробі, що аналізувалася, нмоль вуглекислого газу (визначення за калібрувальним графіком).

Актуальну активність азотфіксації та продуктивність процесу визначали ацетиленовим методом у тих же камерах. Газові проби аналізували на газовому хроматографі «Chrom-5» з полум'яно-іонізаційним детектором. Сорбційні колонки зі сталі заповнювали сорбентом Poropak Q 60–80 mesh. Температура термостату 40°C . Витрата газів: водню – $15 \text{ см}^3/\text{хв.}$, азоту – $100 \text{ см}^3/\text{хв.}$, повітря – $500 \text{ см}^3/\text{хв.}$

Активність азотфіксації розраховували за формулою:

$$\frac{E \times 28 \times V_1 \times 10^{-9}}{3 \times V_2 \times S \times t};$$

E – кількість етилену в пробі, що аналізувалася, нмоль (визначали за калібрувальним графіком);

28 – молекулярна маса (N_2), г/моль;

V_1 – об'єм камери, см^3 ;

10^{-9} – число для переведення нмолів у молі;

3 – стехіометричний коефіцієнт перерахунку значень етилену в азот;

V_2 – об'єм проби, що вводять у хроматограф, см^3 ;

S – площа поперечного зрізу камери, м^2 ;

t – час експозиції, годин.

Емісію закису азоту та вуглекислого газу в агроценозах картоплі та гороху за впливу біогенних та абіогенних чинників удобрення культур визначали в трьохразовій повторності.

Потенційну активність денітрифікації в ризосферному ґрунті рослин картоплі та гороху визначали ацетиленовим методом при додаванні до наважки (5 г) розчину глюкози та нітрату калію [209]. Досліджували на газовому хроматографі «Цвет-500 М» з детектором теплопровідності (струм мосту 200 мА) на колонці з сорбентом Poropak Q 60–80 mesh. Температура колонок - 25°C, детектора - 40°C, витрата газу (гелію) - 20 мл / хв.

Потенційну активність азотфіксації у ризосферному ґрунті рослин картоплі – активність, що відмічається при створенні для азотфіксувальних мікроорганізмів оптимальних режимів вуглецевого живлення, вологи та температури, визначали ацетиленовим методом за додавання до наважки (5 г) розчину глюкози [210].

Облік чисельності азотфіксувальних мікроорганізмів проводили методом висіву серійних послідовних розведень на напіврідке середовище Ешбі за використання ацетиленового тесту [211]. Кількість денітрифікувальних бактерій визначали на рідкому середовищі Гільтая за використання реактиву Грісса [212].

Чисельність амоніфікаторів визначали при висіві розведень досліджуваної водної суспензії ґрунту на м'ясо-пептонний агар (МПА). Кількість мікроорганізмів, які засвоюють переважно мінеральні сполуки азоту, визначали на крохмале-аміачному агарі (КАА) [88].

Вміст загального гумусу в зразках ґрунту визначали за Тюрінім, вміст органічної речовини в ґрунті визначали за тією ж методикою, не відбираючи органічних решток [213].

Визначення вмісту хлорофілів *a* і *b* у листках рослин картоплі та гороху проводили спектрофотометричним методом [214].

Біометричні показники рослин визначали вимірювально-ваговим методом, площу листової поверхні обліковували методом висічок [215–217].

Масу коренів визначали методом відмивки їх із монолітів, відбір робили відразу після збирання урожаю [218].

При дослідженні якості одержаної в дослідах продукції вміст нітратів у бульбах визначали потенціометричним методом [219], вміст крохмалю - за методом Еверса [220], вміст аскорбінової кислоти - методом, що базується на редуруючих властивостях вітаміну С [221].

Вміст загального азоту в зерні гороху визначали за методом К'ельдаля [221]. Для перерахунку азоту на білок використовували коефіцієнт 5,7 для зерна [222].

За методичну основу розрахунків економічної ефективності препаратів використовували методики, які ґрунтуються на традиційному підході порівняння результату від певного агроприйому із витратами на його проведення. Аналіз економічної ефективності застосування біологічних препаратів Біограну та Ризогуміну в технологіях вирощування картоплі і гороху здійснено за середніми за роки досліджень результатами польових дослідів, при внесенні досліджуваних норм мінеральних, органічних та органо-мінеральних добрив. Проведено за використанням загальноприйнятних методик [223, 224].

Під час моделювання витратної частини технологічні операції та витрати ресурсів прийнято за нормативами ННЦ «Інститут аграрної економіки» [225, 226] з відповідним коригуванням операцій (згідно технології) та включенням додаткових прямих і накладних витрат, пов'язаних із застосуванням мікробного препарату.

Визначення впливу факторів на економічну ефективність проводили за використання методики факторного детермінованого аналізу.

Для визначення кількісного впливу зміни факторів на відхилення рівня собівартості 1 т зерна скористались наступною двофакторною детермінованою моделлю:

$$C = \frac{B}{Y}, \text{ грн.}$$

де – C – собівартість 1 т зерна, грн,

- B – грошові витрати на 1 га посіву, грн,
- Y – урожайність зерна, т/га.

Для визначення кількісного впливу факторів на відхилення розмірів прибутку із розрахунку на 1 га посіву скористались наступною трьохфакторною детермінованою моделлю:

$$П = Ц \times Y - B, \text{ грн.}$$

де – $П$ – прибуток із розрахунку на 1 га посіву, грн,

- B – грошові витрати на 1 га посіву, грн,
- $Ц$ – ціна реалізації 1 т зерна, грн,
- Y – урожайність зерна, т/га.

Для визначення їх кількісного впливу на відхилення рівня рентабельності перетворили традиційну економічну модель рентабельності ($P = П : B \times 100 \%$) у вигляд, придатний для виокремлення впливу саме досліджуваних факторів:

$$P = \frac{П}{B} \times 100 = \frac{Ц \times Y - B}{B} \times 100 = \left(\frac{Ц \times Y}{B} - 1 \right) \times 100,$$

де – P – рівень рентабельності, %,

- $П$ – прибуток із розрахунку на 1 га посіву, грн,
- B – грошові витрати на 1 га посіву, грн,
- $Ц$ – ціна реалізації 1 т зерна, грн,
- Y – урожайність зерна, т/га.

Визначення оцінки енергетичної ефективності проводили за відповідними методиками [227–230]. Для цього технологічні операції (час роботи техніки та знарядь) і витрати ресурсів (що були використані для економічної оцінки) були перераховані нами в енергетичні еквіваленти. При цьому вартість гною прийнято на рівні його собівартості, обчисленої згідно [231].

РОЗДІЛ 3

ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ ДОЦІЛЬНОСТІ ВИДІВ І РІВНІВ УДОБРЕННЯ КАРТОПЛІ ЗА ПОКАЗНИКАМИ БІОЛОГІЧНОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ АЗОТУ І ВУГЛЕЦЮ

Важливою складовою родючості ґрунтів агроценозів є наявність у них доступних для рослин сполук біогенних елементів, у першу чергу, азоту, фосфору і калію, на чому і базуються основні закони агрохімічної науки. При цьому стратегії оптимізації мінерального живлення рослин повинні бути зорієнтовані на вирішення таких різнопланових завдань як одержання стабільних високих урожаїв сільськогосподарських культур з оптимальними показниками біологічної якості і гігієнічної чистоти, скорочення питомих витрат поживних речовин у продукційному процесі культурних рослин, мінімізацію навантаження засобів хімізації на ґрунт для збереження його родючості й екологічних функцій [1, 2]. Відповідно до цього, оцінка ефективності застосування мінеральних добрив повинна здійснюватися з урахуванням не лише економічної та агрономічної цінності, але й з точки зору їх впливу на довкілля. На це почали звертати увагу відносно недавно, з появою численних проблем стану ґрунтів, різкого зниження в них вмісту гумусу і родючості в цілому, забруднення водою тощо [3]. Особлива увага приділяється такому макроелементу як азот, у зв'язку з тим, що азотні добрива є, з одного боку, одним із найпотужніших чинників впливу на формування урожайності сільськогосподарських культур та синтез амінокислот і білка, а з іншого – джерелом нітратів, здатних до накопичення у рослинницькій продукції та надходження до ґрунтових і поверхневих вод у концентраціях, шкідливих для людини та довкілля в цілому. До того ж, застосування азотних добрив на ґрунтах, які містять недостатню кількість свіжої органічної речовини, може призводити до активної мінералізації гумусу мікроорганізмами, які використовують за цих умов гумусові сполуки як джерело вуглецю і енергії.

З точки зору екологічної доцільності раціональні норми азотних добрив для сільськогосподарських культур можуть бути такі, що максимально використовуються рослинами для забезпечення конструктивного метаболізму і не завдають шкоди довкіллю. Їх обґрунтування є надзвичайно важливим для збереження довкілля і отримання якісної продукції.

Крім визначення екологічно доцільних рівнів азотних та інших добрив, важливими діагностичними показниками сучасних систем удобрення сільськогосподарських культур повинні стати також і показники ступеню акумуляції вуглецю в агроценозах, оскільки засвоєння CO_2 рослинами, інтенсивність емісії вуглекислого газу та накопичення в ґрунтах органічної речовини залежать від рівнів застосування добрив та їх використання [4–6].

У зв'язку з вищезазначеним, актуальним є обґрунтування надійних способів визначення екологічно доцільних норм удобрення сільськогосподарських культур за використання методів біологічної індикації стану агроценозів. Проте показовість методів біологічної індикації рівнів удобрення сільськогосподарських культур часто є суперечливою. У зв'язку з цим нами на прикладі удобрення картоплі досліджено перспективність низки методичних підходів:

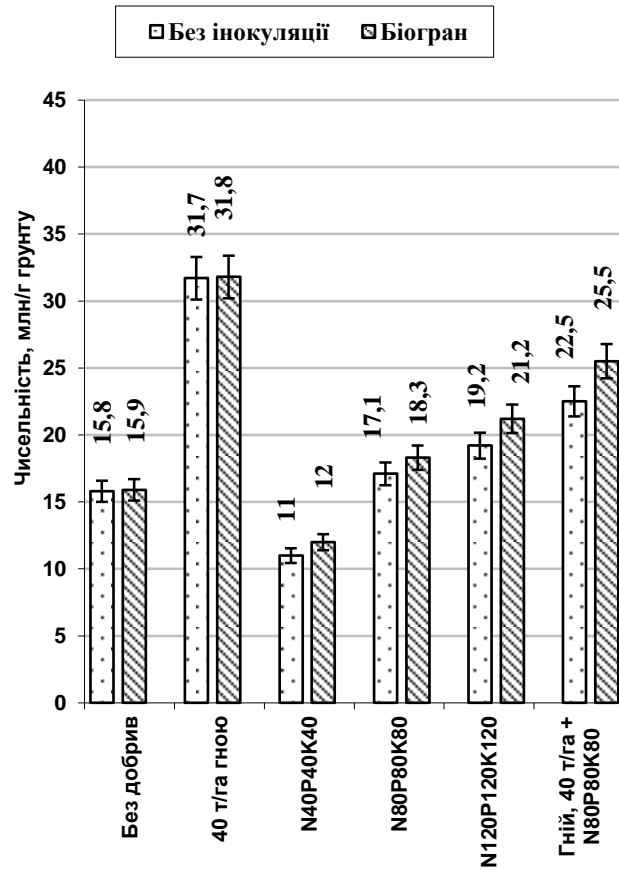
- визначення чисельності мікроорганізмів, що беруть участь у трансформації азотних сполук, у ризосферному ґрунті рослин картоплі;
- спрямованість процесів біологічної трансформації азоту, зокрема, азотфіксації і біологічної денітрифікації за різних норм і видів удобрення картоплі; сумарні втрати азоту внаслідок емісії N_2O ;
- перебіг емісії вуглекислого газу та сумарні його втрати залежно від особливостей удобрення картоплі;
- вплив добрив на окремі фізіологічні показники рослин картоплі.

3.1 Біологічна трансформація азоту в агроценозах картоплі за впливу добрив та Біограну

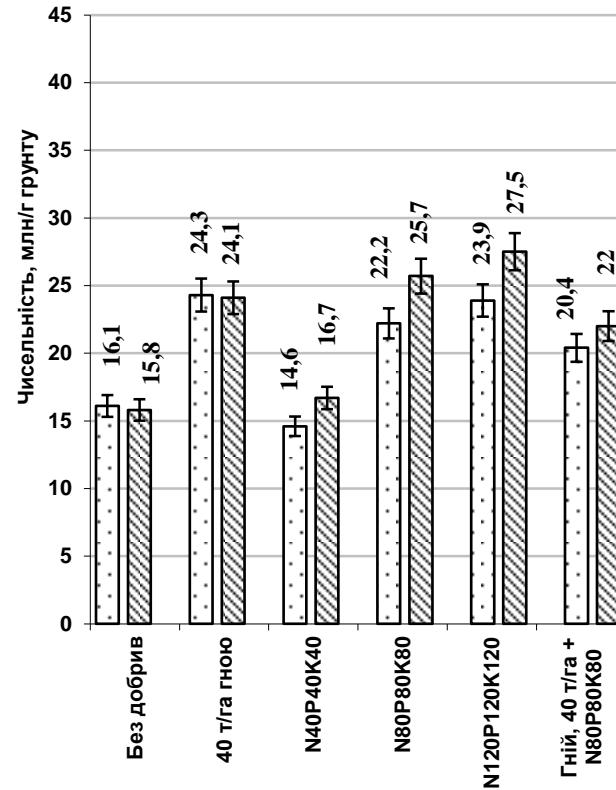
3.1.1. Особливості розвитку мікроорганізмів, що приймають участь у трансформації азоту, в ризосферному ґрунті рослин картоплі залежно від добрив та біопрепарату. Облік чисельності амоніфікувальних мікроорганізмів у ризосферному ґрунті рослин картоплі у 2013 р. демонструє їх значний розвиток у варіантах з внесенням 40 т/га гною ВРХ, що свідчить про наявність відповідних субстратів, привнесених у ґрунт з гноєм. Застосування мікробного препарату Біограну по фоні органічних добрив не забезпечує достовірних змін у чисельності амоніфікаторів, що підтверджується трьохрічними дослідженнями (рис. 3.1.1 та Додатки А3, А4). Така особливість, на наш погляд, пояснюється тим, що з гноєм у ґрунт вноситься величезна кількість мікроорганізмів, про що зазначав ще наприкінці ХІХ-го ст. В.В. Докучаєв у нарисі «К вопросу об открытии при русских университетах кафедр почвоведения и учение о микроорганизмах»: «Несомненно, вместе с навозом вносятся в почву и бактерии, роль которых, по всей вероятности, не меньше удобрительных веществ». Іншими словами, за використання гною здійснюється неспецифічна бактеризація ґрунту. За цих умов ефект штучної бактеризації нівелюється.

Кількість амоніфікаторів у ризосферному ґрунті рослин картоплі збільшується зі зростанням інтенсивності мінеральних агрофонів, що вірогідно пояснюється впливом добрив на фотосинтез і кількість корневих ексудатів, які містять значну кількість азоту в органічній формі [232].

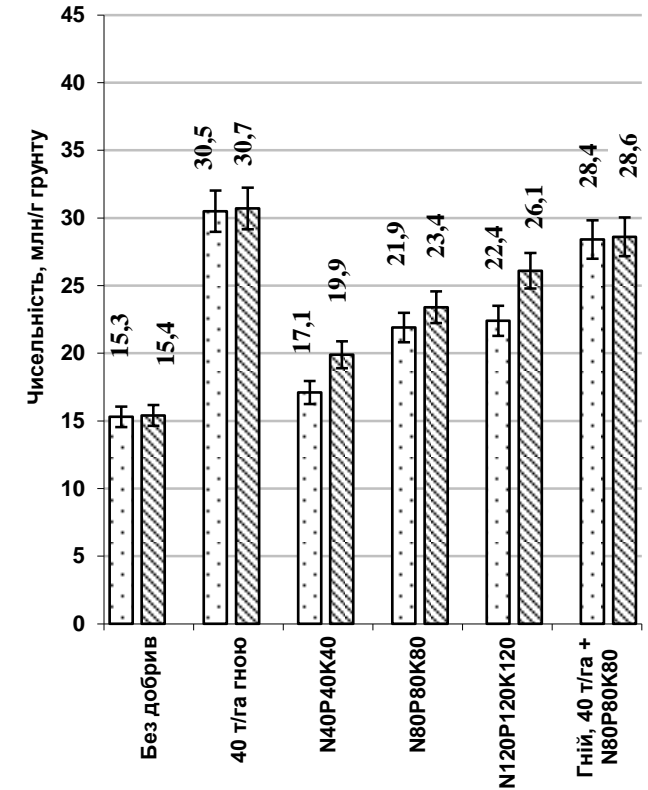
Застосування мікробного препарату по зазначених агрофонах, у свою чергу, стимулює розвиток амоніфікувальних мікроорганізмів. На нашу думку, це є проявом опосередкованої дії Біограну – через вплив на розвиток рослин, фотосинтетичний апарат і кількість корневих ексудатів.



фаза – початок бутонізації



фаза цвітіння



фаза початок відмирання бадилля

Рис. 3.1.1 Вплив бактеризації та удобрення на чисельність амоніфікувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин картоплі

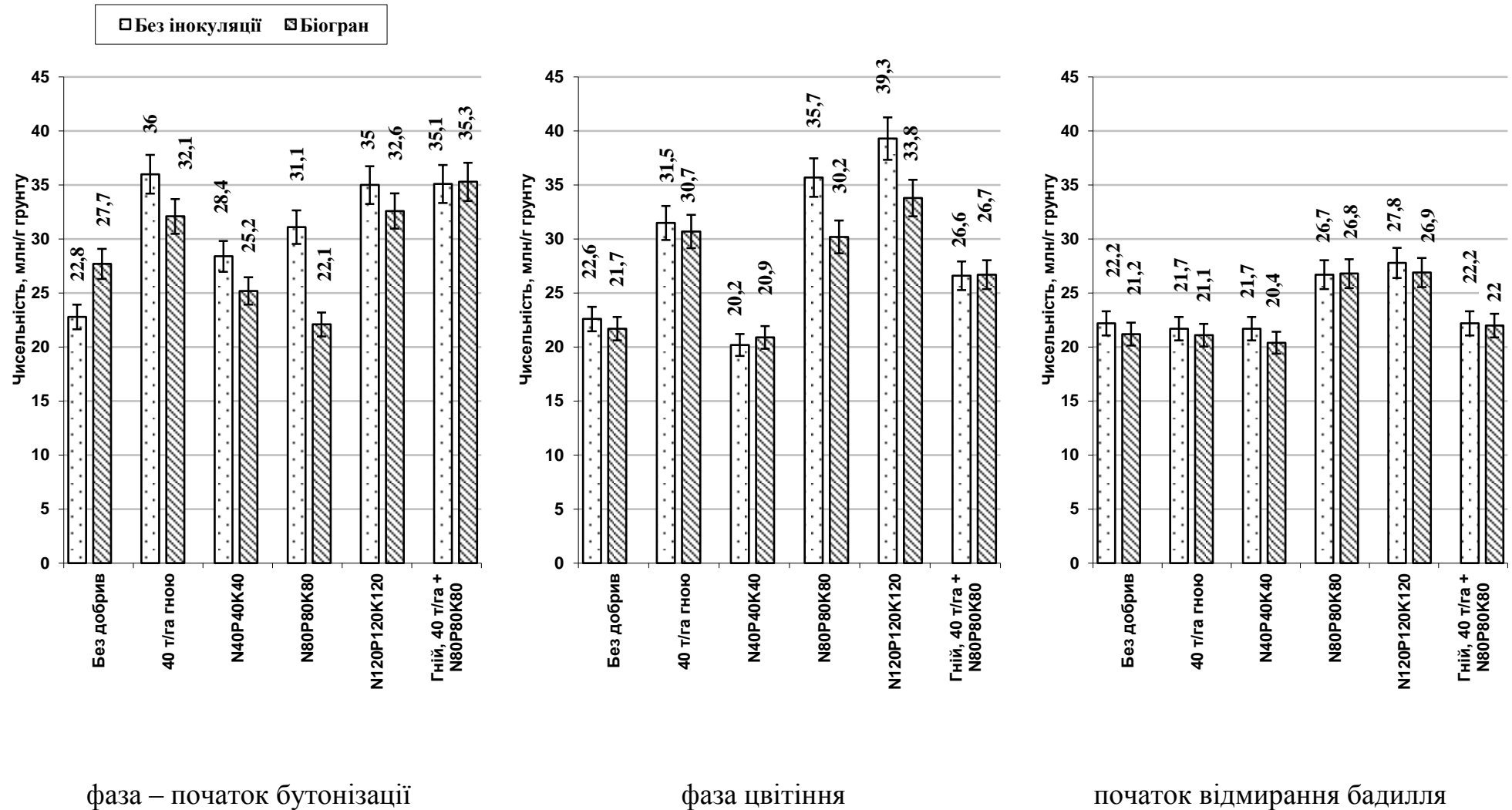


Рис. 3.1.2 Чисельність бактерій, які засвоюють переважно мінеральні сполуки азоту, у ризосферному ґрунті рослин картоплі за дії добрив та інокуляції

Визначення чисельності мікроорганізмів, які засвоюють переважно мінеральні сполуки азоту у 2013 р., свідчить про певні відмінності в розвитку представників зазначеної групи від характеру формування популяцій амоніфікаторів. Так, зокрема, за використання Біограну кількість цих мікроорганізмів зменшується по всіх варіантах, за виключенням органічного та органо-мінерального агрофонів (рис. 3.1.2 та Додатки А5, А6).

Відмічена особливість чітко просліджується у всі роки проведення досліджень. Зменшення в ризосфері кількості мікроорганізмів, що засвоюють азот мінеральних сполук, вірогідно, відбувається за рахунок зменшення концентрації азоту через підвищення його засвоєння ініційованими бактеризацією рослинами.

Дослідження в динаміці чисельності азотфіксувальних бактерій у 2013 р., свідчить про різний характер їх розвитку залежно від виду і норм добрив (табл. 3.1.1 та Додатки Б1, Б2). У першу досліджувану фазу розвитку рослин найвищі показники чисельності діазотрофів спостерігаємо у варіанті з гноєм. Починаючи з фази цвітіння, інтенсивний розвиток азотфіксаторів спостерігається за внесення гною та у варіанті з найменшою нормою мінеральних добрив. Зростає чисельність досліджуваних бактерій також і за внесення $N_{80}P_{80}K_{80}$. Застосування найвищої в досліді норми туків та органо-мінеральне удобрення тривалий час призводить до зменшення чисельності діазотрофів. У фазу початку відмирання бадилля найвищі показники відмічаються у варіантах з невисокою і середньою в досліді нормами мінеральних добрив, особливо за використання мікробного препарату Біограну.

За роками досліджень абсолютні показники чисельності відрізнялися, що обумовлено кліматичними особливостями сезонів, проте характер залежності їх розвитку від дії досліджуваних чинників був однаковим.

Отже, норми мінеральних добрив, які не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$, а також органічні добрива сприяють розвитку азотфіксувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин картоплі. Високі норми мінеральних добрив та органо-мінеральне

удобрення чинять негативний вплив на розвиток діазотрофів, що свідчить про надмірність внесення сполук азоту за цих умов.

Таблиця 3.1.1

Вплив добрив та мікробного препарату Біограну на чисельність азотфіксувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин картоплі, млн. / г сухого ґрунту

Варіанти удобрення	Фази розвитку рослин		
	початок бутонізації	цвітіння	початок відмирання бадилля
<i>Без інокуляції</i>			
Без добрив (контроль)	2,68	27,00	47,00
Гній, 40 т/га	10,36	272,50	1035,50
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	2,70	49,50	275,00
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	1,05	37,50	495,00
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	1,07	27,25	272,50
Гній, 40 т/га + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	1,03	27,00	27,00
<i>Інокуляція Біограном</i>			
Без добрив (контроль)	2,73	49,05	272,50
Гній, 40 т/га	27,50	272,50	1035,50
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	4,95	70,85	490,50
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	1,06	47,70	477,00
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	1,03	27,50	275,00
Гній, 40 т/га + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	1,05	49,95	102,50

Нами також у динаміці проведено облік чисельності денітрифікувальних мікроорганізмів. Дослідженнями 2013 р. встановлено, що найвищі показники кількості денітрифікувальних бактерій (табл. 3.1.2) спостерігаються за органічного та органо-мінерального удобрення у всі фази органогенезу рослин.

Таблиця 3.1.2

Вплив добрив та Біограну на чисельність денітрифікувальних мікроорганізмів у ризосферному ґрунті рослин картоплі, млн. / г сухого ґрунту

Варіанти дослідів	Фази розвитку рослин		
	початок бутонізації	цвітіння	початок відмирання бадилля
<i>Без інокуляції</i>			
Без добрив (контроль)	4,82	43,20	48,60
Гній, 40 т/га	12,54	103,55	103,55
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	10,26	49,50	39,20
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	10,45	49,50	49,50
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	12,88	103,55	123,50
Гній, 40 т/га+ N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	27,00	102,60	270,00
<i>Інокуляція Біограном</i>			
Без добрив (контроль)	3,18	29,05	32,50
Гній, 40 т/га	12,95	99,05	102,50
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	10,45	30,85	30,05
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	12,77	38,50	35,00
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	14,42	110,50	126,50
Гній, 40 т/га+ N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	27,50	105,45	277,50

Це можна пояснити як наявністю субстрату, так і додатковим забезпеченням мікроорганізмів, оскільки за внесення гною до ґрунту надходять

значні їх кількості. Також високі показники чисельності денітрифікаторів виявлено за внесення $N_{120}P_{120}K_{120}$.

Біогран дещо стимулює розвиток денітрифікаторів у фазу цвітіння майже по всіх варіантах удобрення, що свідчить про надлишкове забезпечення рослин зв'язаним азотом у цей період органогенезу. Надалі по фонах мінеральних добрив, які не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$, за використання біопрепарату відбувається зменшення чисельності денітрифікаторів у ризосферному ґрунті рослин картоплі. Це можна пояснити зменшенням субстрату (нітратів), необхідного для розвитку цих мікроорганізмів.

За внесення в ґрунт найбільшої норми мінеральних добрив у досліді Біогран не забезпечує зменшення кількості денітрифікаторів у ризосферному ґрунті рослин. Орієнтуючись на отримані результати, слід зробити висновок, що в умовах надлишкової кількості азоту в досліджуваній системі інокуляція здатна підсилити активність природних процесів, спрямованих на стабілізацію екологічної ситуації.

Облік у динаміці чисельності денітрифікувальних мікроорганізмів у 2014, 2015 рр. загалом підтверджує зроблені висновки (Додаток Б.3, Б.4).

Отже, за результатами дослідження особливостей розвитку представників окремих фізіолого-трофічних груп мікроорганізмів, які приймають участь у процесах біологічної трансформації азоту, слід зазначити, що вплив біотичного (інокуляція) і абіотичних (добрива) факторів інтенсифікації розвитку рослин картоплі суттєво позначається на кількісному складі угруповань мікроорганізмів ризосферного ґрунту рослин картоплі. Сприятливими для оптимального співвідношення мікроорганізмів досліджених груп є мінеральні агрофони, які не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$, а також застосування гною ВРХ. При цьому слід зазначити, що трактування впливу гною на формування угруповань мікроорганізмів не є однозначним, оскільки, крім впливу на розвиток агрономічно

цінних азотфіксувальних бактерій, цей агрофон сприяє також і розвитку денітрифікувальних мікроорганізмів.

3.1.2. Спрямованість та інтенсивність процесів біологічної трансформації азоту в кореневій зоні рослин картоплі за дії добрив та Біограну. Визначення в динаміці потенційної активності азотфіксації в ризосферному ґрунті рослин картоплі у 2013 р., свідчить про оптимізацію перебігу процесу у варіанті з внесенням 40 т/га гною. Застосування органо-мінерального удобрення тривалий час знижує активність (рис. 3.1.3).

Мінеральні добрива в невеликій нормі стимулюють активність досліджуваного процесу, в середній – не змінюють показників у першій строк і стимулюють у фази цвітіння і початку відмирання бадилля. Застосування високої норми мінеральних добрив призводить до пригнічення азотфіксації протягом тривалого відрізка часу.

Мікробний препарат Біогран сприяє оптимізації екологічної ситуації в агроценозах з картоплею, що проявляється у зростанні азотфіксувальної активності по фоні невисокої норми мінеральних добрив у перші фази органогенезу рослин. Надалі, по мірі розвитку рослин і, відповідно, зменшення концентрації сполук азоту в прикореневому ґрунті спостерігається суттєве (на 21,1 нМоль C_2H_4 /г ґрунту за годину), зростання нітрогеназної активності не лише по фоні внесення невисокої, але й середньої норм мінеральних добрив (на 19,1 нМоль C_2H_4 /г ґрунту за годину). Застосування Біограну по фоні високої норми добрив дещо нівелює негативний вплив мінерального азоту на функціональну активність азотфіксувальних бактерій лише наприкінці вегетаційного періоду (рис. 3.1.3 і Додатки В.1, В.2).

Зважаючи на те, що процес азотфіксації є за своєю суттю раціональним і в присутності надлишкової кількості зв'язаних форм азоту проявлятися не може, представлені дані є надійним тестом щодо екологічної доцільності тих чи інших норм добрив, і в першу чергу азотних.

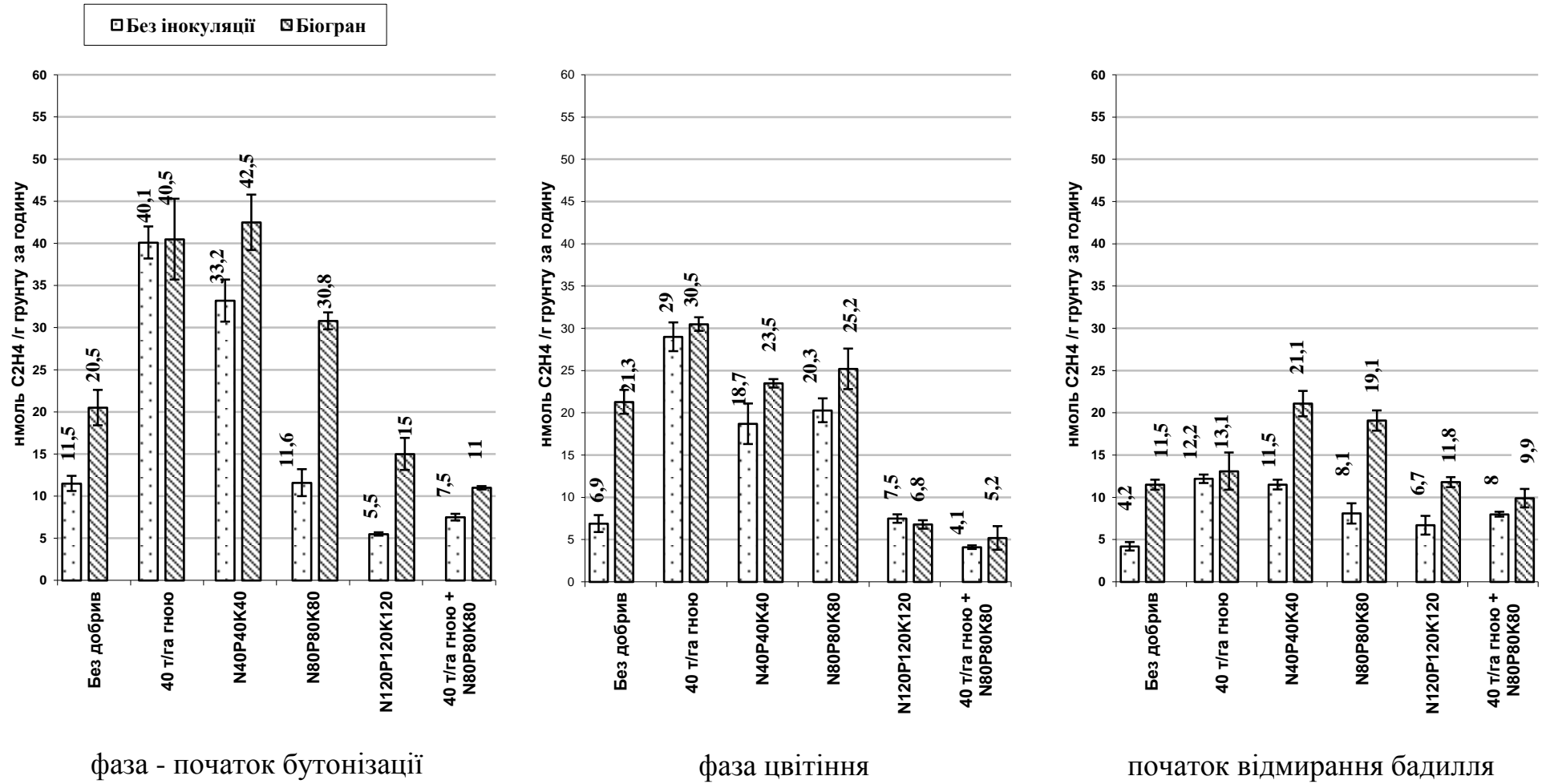


Рис. 3.1.3 Вплив бактеризації та добрив на потенційну нітрогеназну активність ризосферного ґрунту рослин картоплі

Використання Біограну по фону 40 т/га гною практично не змінює показників. Ми пояснюємо це тим, що разом із гноем до ґрунту надходить величезна кількість мікроорганізмів, які створюють потужне конкурентне середовище для азотфіксувальних бактерій біопрепарату. За цих обставин позитивний ефект від інокуляції нівелюється.

Застосування Біограну по фону органо-мінерального удобрення хоча і сприяє деякому підвищенню активності азотфіксації в другий і третій строки проведення аналізів, все ж не дозволяє досягти показників, відмічених в інших варіантах.

Поряд з інформацією щодо потенційної активності азотфіксації, показники спрямованості перебігу потенційної активності денітрифікації можуть бути додатковим тестом визначення оптимальних норм добрив в агроценозах.

Інтенсивність емісії закису азоту є своєрідним показником неблагополуччя агроценозів. Підвищення рівня газоподібних втрат азоту може свідчити про надлишкову кількість азотних сполук у ґрунті.

Як свідчать отримані результати картоплі (табл. 3.1.3 і Додатки Г.1, Г.2), у перший строк проведення досліджень зростання емісії закису азоту від 1,3 до 3 разів порівняно до контролю спостерігається майже у всіх варіантах.

Високу активність втрат газоподібних сполук азоту відмічено за внесення гною, використання органо-мінерального удобрення, середньої та найбільшої в досліді норм мінеральних добрив. Застосування Біограну у цей період стимулює емісію N_2O . Вірогідно, це пов'язано з надлишковою кількістю сполук азоту в ґрунті для рослин, що знаходяться на початкових фазах органогенезу. За надлишку азоту в середовищі азотфіксувальні бактерії, як відомо, здатні до здійснення процесу денітрифікації [11, 62].

У другий строк досліджень (фаза цвітіння) спостерігається подібна залежність інтенсивності біологічної денітрифікації від мінеральних та органічних добрив. Проте вплив Біограну в цей час змінюється. У всіх

варіантах, окрім удобрення гноєм, відмічаємо зменшення втрат закису азоту при застосуванні мікробного препарату.

Таблиця 3.1.3

Вплив добрив та бактеризації на потенційну активність денітрифікації в ризосферному ґрунті картоплі, $n\text{Моль } N_2O/g$ ґрунту за 24 години

Варіанти дослідів	Фази розвитку рослин		
	початок бутонізації	цвітіння	початок відмирання бадилля
Без інокуляції			
Без добрив (контроль)	9,8±0,4	9,0±0,8	9,7±0,6
Гній, 40 т/га	29,4±1,1	17,7±1,3	29,1±1,5
$N_{40}P_{40}K_{40}$	17,4±1,1	10,4±0,9	17,5±1,7
$N_{80}P_{80}K_{80}$	19,6±1,1	11,8±0,7	20,0±1,7
$N_{120}P_{120}K_{120}$	25,6±0,8	16,5±0,4	21,9±0,4
Гній, 40 т/га + $N_{80}P_{80}K_{80}$	24,2±1,2	18,5±0,9	23,1±1,6
Інокуляція Біограном			
Без добрив (контроль)	10,5±0,7	7,1±0,4	10,7±0,6
Гній, 40 т/га	30,6±1,7	16,4±1,7	30,6±1,6
$N_{40}P_{40}K_{40}$	15,0±0,8	8,0±1,4	15,2±1,1
$N_{80}P_{80}K_{80}$	22,2±0,5	10,5±0,4	17,8±1,3
$N_{120}P_{120}K_{120}$	28,8±2,5	16,0±1,5	21,6±1,7
Гній, 40 т/га + $N_{80}P_{80}K_{80}$	37,7±3,4	19,0±1,5	25,7±1,4

У третій строк досліджень – початок відмирання бадилля відмічаємо найбільші втрати газоподібних сполук азоту за органічного та органо-мінерального удобрення. Активність біологічної денітрифікації у варіантах з мінеральними добривами пропорційна їх нормі. Біологічний препарат

сприяє, залежно від варіанту, або достовірному зниженню, або тенденції до зменшення активності емісії N_2O . Це може свідчити, що внаслідок ініціювання росту і розвитку рослин, вони засвоюють суттєво більшу кількість азоту і тим самим зменшують субстрат для нітратного дихання мікроорганізмів.

Дослідження 2014 р. в цілому підтверджують результати, отримані в попередньому році. Так, по мірі збільшення норм мінеральних добрив зростають втрати газоподібних сполук азоту. Вплив Біограну сприяє зменшенню втрат N_2O від 10,6–19,3%.

Схожі особливості встановлено у дослідженнях 2015 р. Щодо варіантів з органічними добривами та органо-мінеральним удобренням, то за використання біологічного препарату спостерігається деяке збільшення втрат газоподібних сполук азоту (Додаток Г.2).

У досліді протягом 2013-2015 рр. ми вивчали польову активність азотфіксації в агроценозах картоплі за впливу добрив та інокуляції за використання камерного методу (методом ковпаків). Безперечно, активність азотфіксації під картоплею має невисокі показники, проте вони відрізняються по досліджуваних варіантах і можуть бути цінними при визначенні екологічної доцільності видів і норм добрив при вирощуванні культури.

Отримані у 2013 р. результати свідчать про зростання від 77–88,1% активності порівняно з контролем у варіантах з внесенням гною ВРХ та невисокої норми мінеральних добрив ($N_{40}P_{40}K_{40}$) у фазу «початок бутонізації» (рис. 3.1.4). За виключенням варіанту з органічним добривом застосування Біограну сприяло зростанню активності процесу. У фазу цвітіння зростання активності спостерігали вже і у варіанті досліді з середньою нормою мінеральних добрив ($N_{80}P_{80}K_{80}$). Біогран сприяв активізації процесу у варіантах з невисокою і середньою нормами мінеральних добрив, а також у варіанті без добрив. Висока норма туків та органо-мінеральне удобрення забезпечували зниження показників порівняно до контролю. У третій строк проведення досліджень встановлено аналогічні

залежності, проте показники варіантів з внесенням найбільшої норми мінеральних добрив знаходилися на рівні контрольних. При цьому Біогран також сприяв зростанню активності азотфіксації. За органо-мінерального удобрення спостерігали найменшу в досліді активність досліджуваного процесу.

Отримані результати свідчать про екологічну доцільність застосування гною ВРХ та мінеральних добрив у нормах, що не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$. Висока доза туків характеризується оптимальністю лише наприкінці вегетаційного періоду, коли в ґрунті може спостерігатися суттєве зменшення концентрації мінеральних сполук азоту. Органо-мінеральне добриво не задовольняє вимог щодо екологічної доцільності, що на нашу думку пояснюється значною часткою в ньому мінерального азоту.

Результати досліджень 2014 р. загалом підтверджують спостереження 2013 р., хоча абсолютні показники дещо відрізняються (рис. 3.1.5). Відрізняється також активність процесу на початку відмирання бадилля – найвищі значення - 165,1 г N /за добу, відмічено за внесення $N_{80}P_{80}K_{80}$, і особливо при використанні Біограну.

Приблизно такими ж особливостями залежності активності азотфіксації від дії біологічного та абіогенного чинників характеризувався і 2015 р. (рис.3.1.6). Підвищення активності процесу у варіанті з найвищою нормою туків наприкінці вегетаційного періоду, на нашу думку, не може характеризувати даний варіант як оптимальний з огляду на короткочасність відміченого ефекту. Розрахунки продуктивності азотфіксації в агроценозах картоплі протягом досліджених вегетаційних періодів та узагальнення одержаних результатів (табл.3.1.4) свідчать про зростання продуктивності процесу в 2,1 рази порівняно з контролем за внесення гною, в 1,9 і в 1,7 рази за внесення невеликої і середньої в досліді норм мінеральних добрив відповідно.

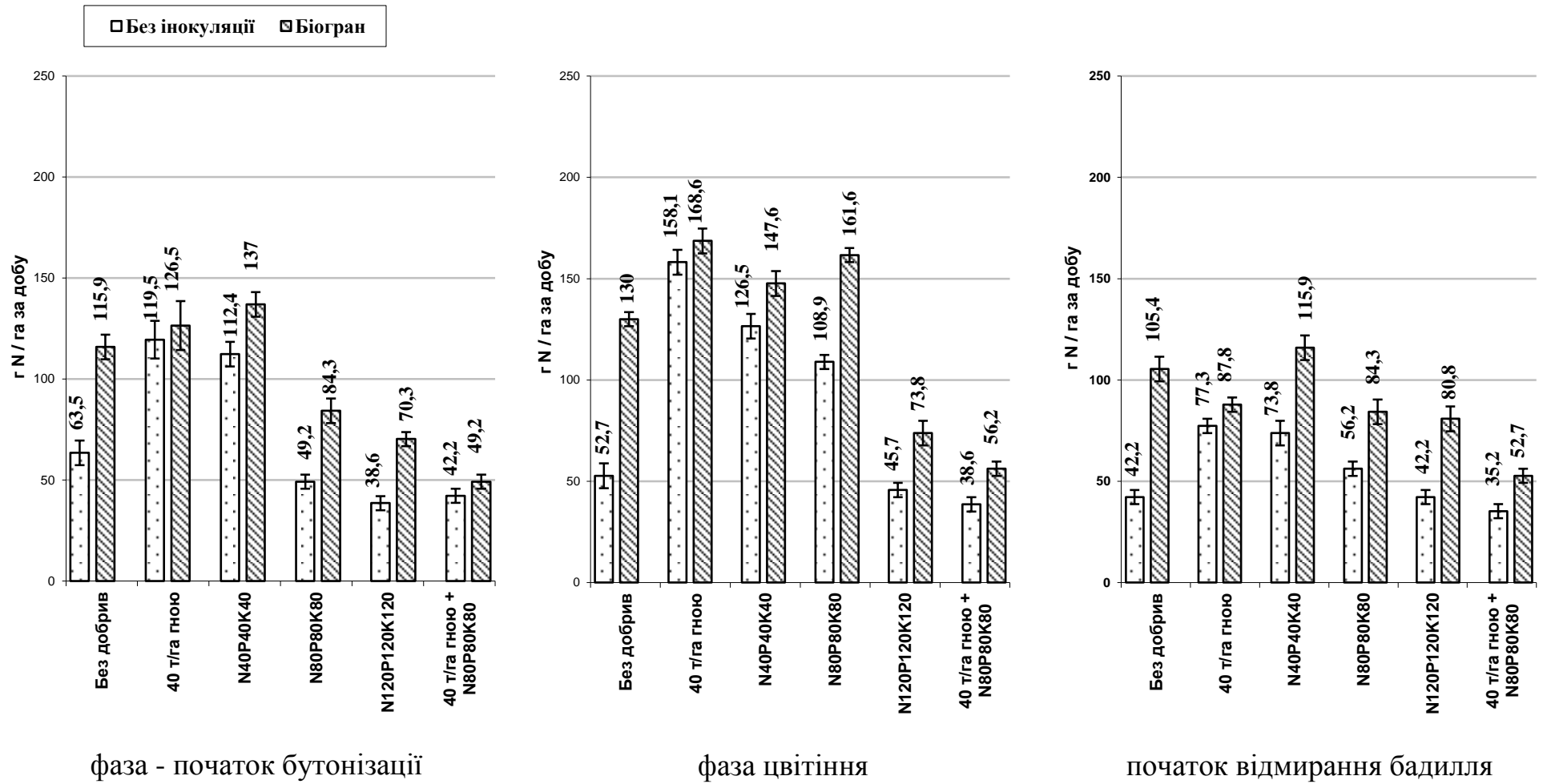


Рис. 3.1.4 Динаміка азотфіксації в агроценозах картоплі за дії добрив та передпосівної інокуляції

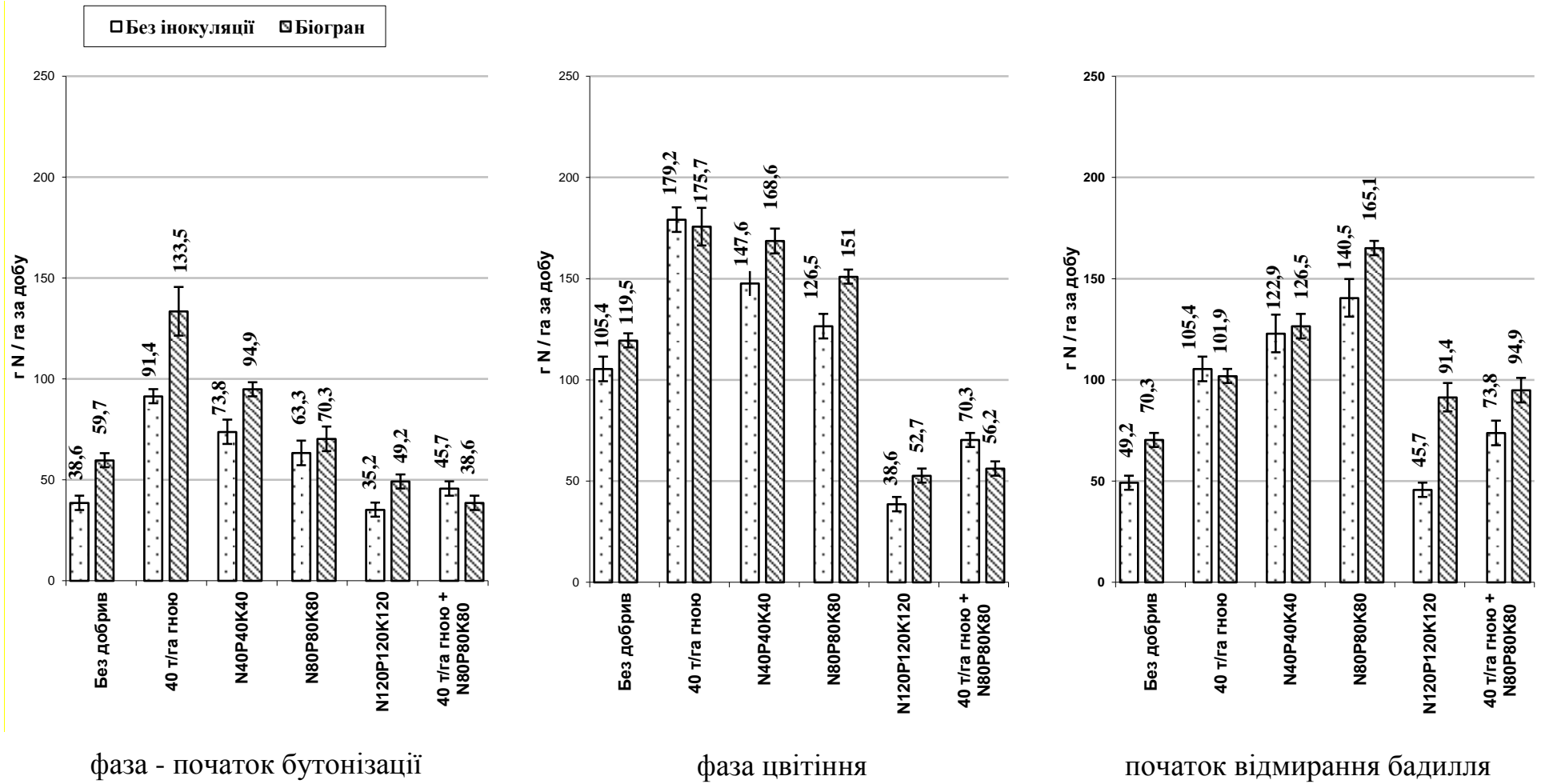


Рис. 3.1.5 Динаміка азотфіксації в агроценозах картоплі за дії добрив та передпосівної інокуляції

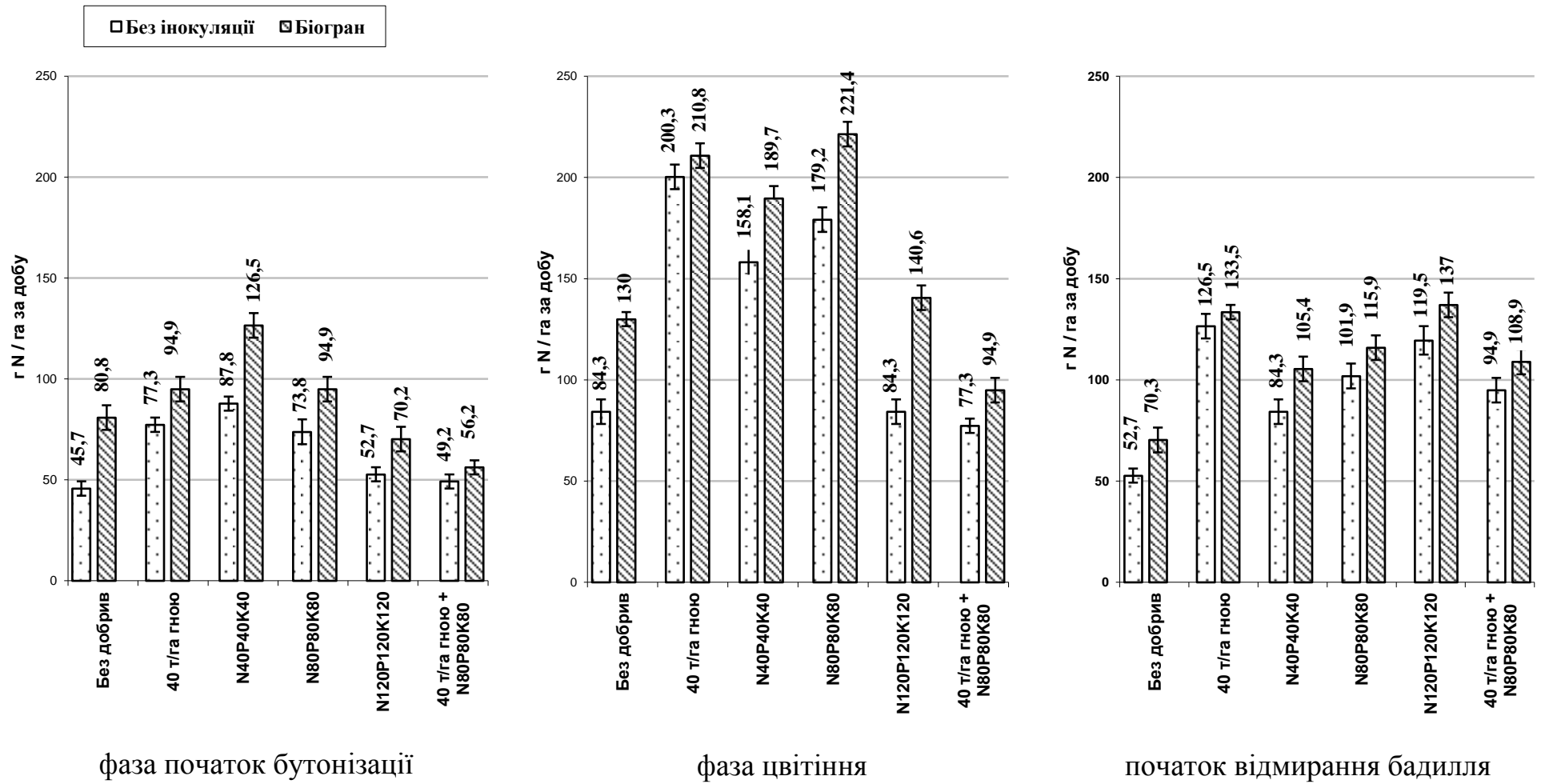


Рис. 3.1.6 Динаміка азотфіксації в агроценозах картоплі за дії добрив та передпосівної інокуляції

Таблиця 3.1.4

**Продуктивність азотфіксації за впливу добрив та передпосівної інокуляції Біограном
(2013-2015 рр.)**

Варіанти дослідів	Азот, кг/га						Середнє за три роки, кг/га	
	2013 р.		2014 р.		2015 р.			
	без інокуляції	з Біограном	без інокуляції	з Біограном	без інокуляції	з Біограном	без інокуляції	з Біограном
Без добрив, контроль	8,18	18,15	7,92	17,43	8,40	12,93	8,17	16,17
40 т гною	18,34	19,78	15,42	16,85	18,59	20,20	17,45	18,94
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	16,16	20,69	14,12	15,99	15,19	19,39	15,16	18,69
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	11,07	17,06	13,54	15,84	16,32	19,88	13,64	17,59
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	6,53	11,62	4,90	7,92	11,80	16,00	7,74	11,85
40 т гною + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	5,99	8,17	9,81	7,77	10,18	11,96	8,66	9,30

За використання найвищої в досліді норми туків продуктивність знижується на 5,5% порівняно з контролем при застосуванні органо-мінерального добрива продуктивність процесу практично така ж, як у контрольному варіанті. У той же час, використання Біограну по органічному і органо-мінеральному агрофонах майже не змінює показників, а по фону невисокої й середньої норми мінеральних добрив сприяє їх зростанню.

Отримані результати загалом підтверджують висновки, зроблені на підставі показників спрямованості процесу за дослідження потенційної активності азотфіксації в ризосферному ґрунті рослин картоплі, що описано нами вище.

У досліді протягом 2013-2015 рр. ми також визначали пряму емісію N_2O камерним методом. Цей вид аналізу є доволі громіздким, проте його проведення може бути перспективним з точки зору обґрунтування надійності біологічної індикації рівнів азотного удобрення культури. Крім того, проведення цих досліджень дозволить оцінити масштабність втрат азоту у вигляді N_2O .

Як свідчать отримані результати, всі види і норми добрив призводять до збільшення втрат закису азоту (рис. 3.1.7). Внесення 40 т/га гною забезпечує значні втрати азоту практично протягом усього вегетаційного періоду. За використання органо-мінерального удобрення ці втрати збільшуються. Мінеральні добрива стимулюють емісію N_2O пропорційно застосованих норм.

Цікавим є вплив мікробного препарату на перебіг біологічної денітрифікації. Бактеризація дещо підвищує втрати газоподібних сполук азоту у всіх варіантах з добривами у перший строк відбору зразків. Починаючи з фази цвітіння, спостерігається зменшення на 5,8–23,9% емісії N_2O у варіантах з невисокою і середньою нормами мінеральних добрив. Наприкінці вегетаційного періоду інтенсивність емісії газоподібних сполук азоту зменшується і у варіанті з підвищеною нормою туків.

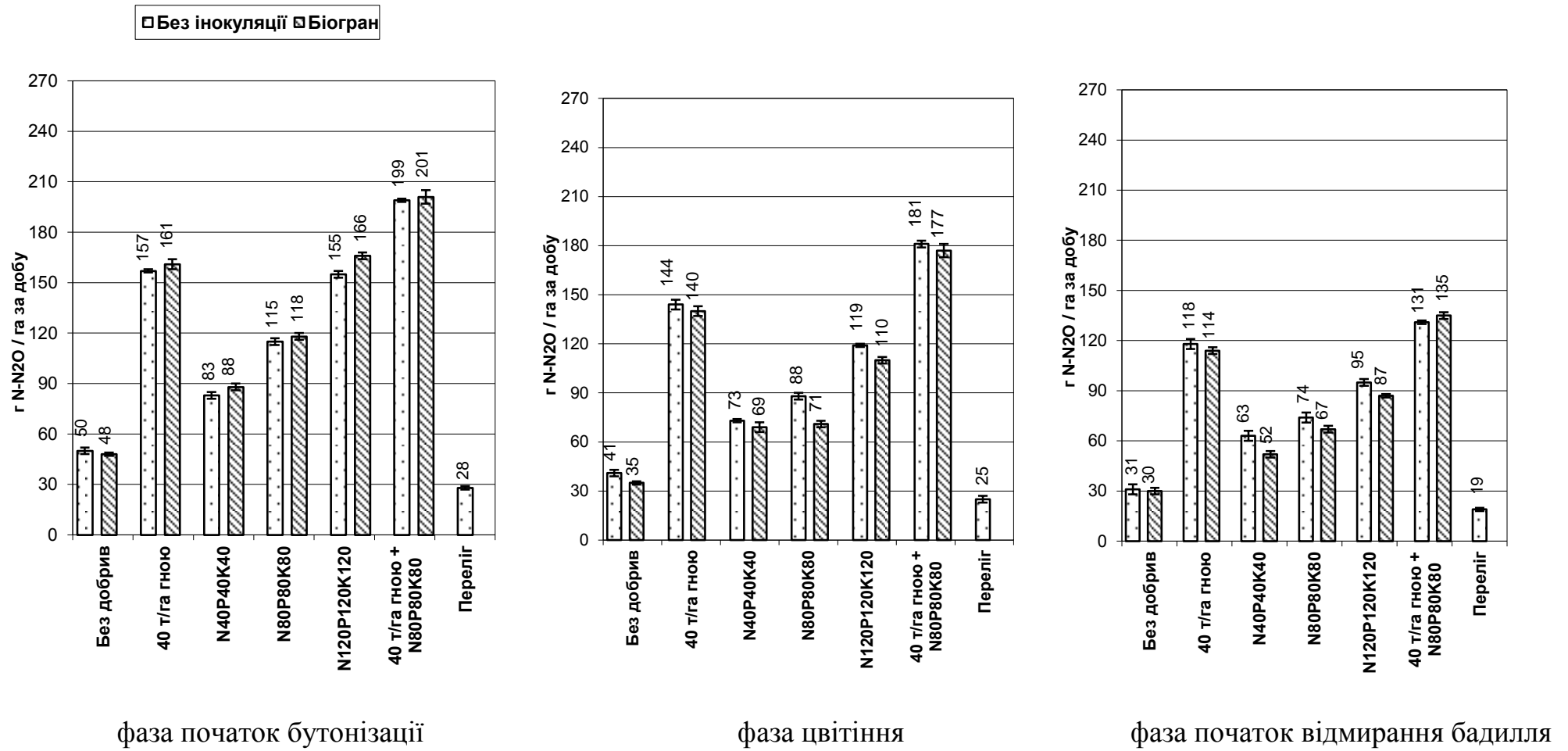
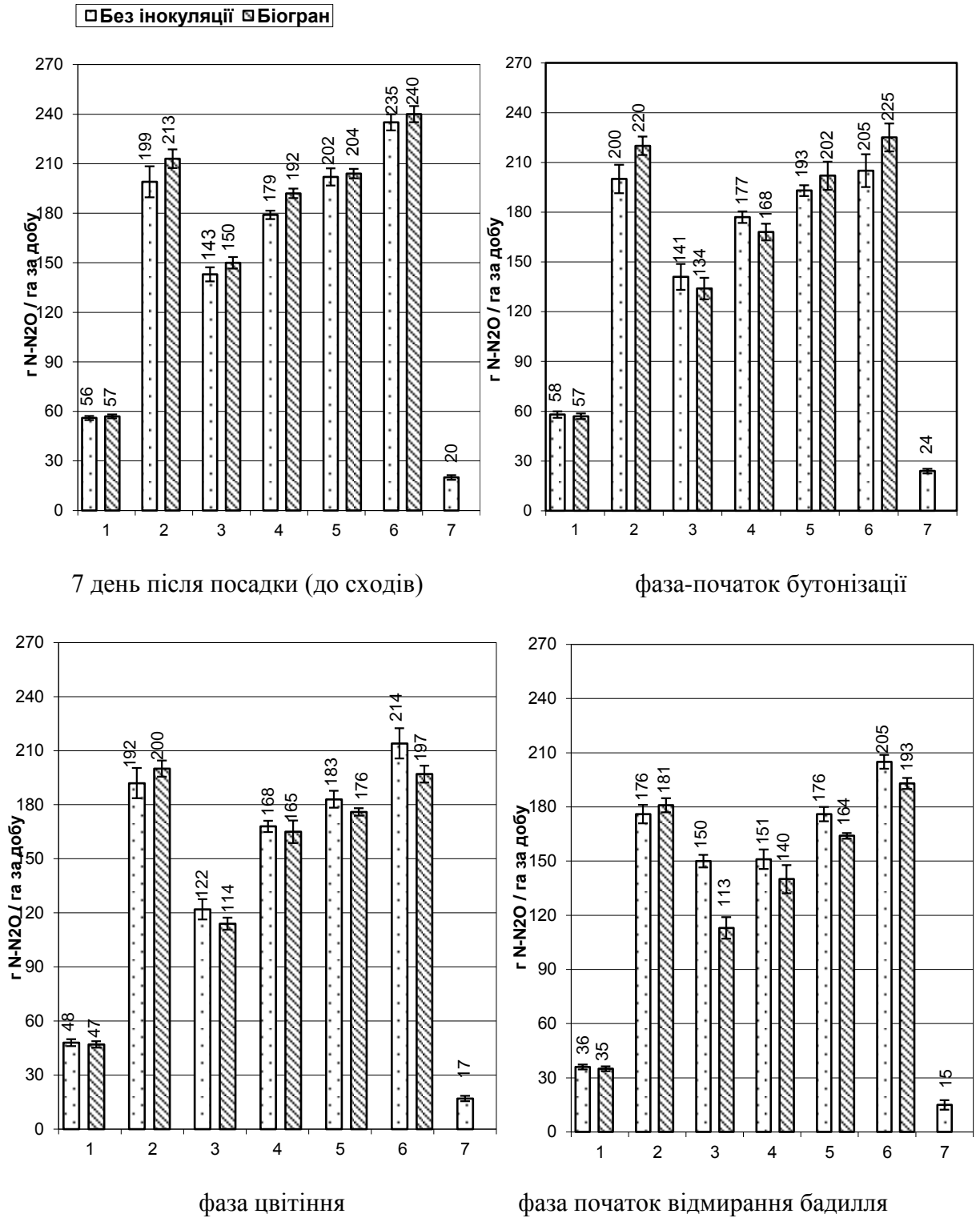


Рис. 3.1.7 Емісія N_2O з ґрунту під картоплею за впливу добрив та інокуляції



Примітка: 1-без добрив; 2- 40 т/га гною ВРХ; 3- N₄₀P₄₀K₄₀; 4- N₈₀P₈₀K₈₀; 5- N₁₂₀P₁₂₀K₁₂₀; 6- 40 т/га гною + N₈₀P₈₀K₈₀; 7-переліг.

Рис. 3.1.8 Динаміка емісії закису азоту в агроценозах з картоплею за впливу добрив та біологічного препарату

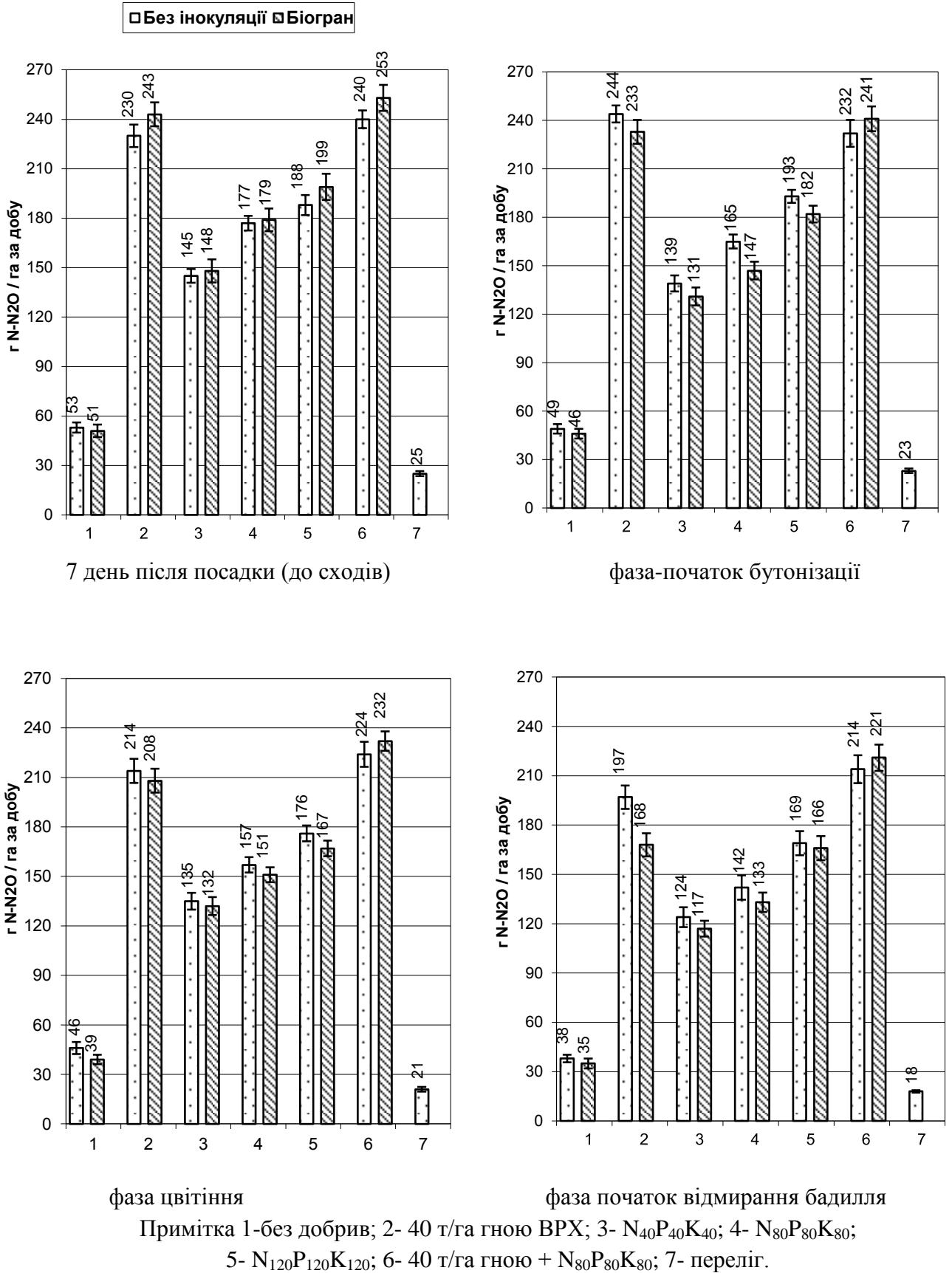


Рис 3.1.9 Динаміка емісії закису азоту в агроценозах з картоплею за впливу добрив та біологічного препарату

Цю особливість ми пояснюємо змінами в часі концентрацій зв'язаних сполук азоту в ризосфері рослин.

Дослідження 2014 р. також свідчать, що всі види і норми добрив призводять до збільшення втрат азоту (рис. 3.1.8).

Внесення 40 т/га гною забезпечує значну (від 197–244 г N-N₂O/ га за добу), активність процесу денітрифікації практично протягом усього вегетаційного періоду. За використання органо-мінерального удобрення втрати азоту збільшуються. Мінеральні добрива стимулюють емісію N₂O пропорційно застосованих норм.

Біогран у початковий період розвитку рослин дещо стимулює емісію закису азоту. Проте, починаючи з фази початку бутонізації, за використання біопрепарату спостерігається тенденція до зменшення активності денітрифікації у варіантах з невисокою та середньою нормами мінеральних добрив, а пізніше – і у варіанті з високою нормою туків.

Дослідження 2015 р. підтверджують отримані раніше результати (рис. 3.1.9). Наприкінці вегетаційного періоду – у фазу початку відмирання за використання Біограну спостерігається чітке зменшення втрат газоподібних сполук азоту у всіх варіантах, крім використанням гною.

Для можливості порівняння масштабів емісії N₂O у природному фітоценозі з дослідженими агроценозами, ми провели визначення активності процесу також і на ділянці перелогу, яка розташована поруч із дослідом. Як свідчать отримані результати, в умовах перелогу втрати закису азоту є найменшими. Слід наголосити, що зазначені показники є навіть меншими за втрати, відмічені у контрольному варіанті досліду. Це може свідчити як про активізацію процесу денітрифікації при інтенсивному обробітку ґрунту, так і про вплив вирощування в агроценозі однієї культури.

Показники втрат азоту протягом 2013-2015 рр. внаслідок емісії N₂O наведено в табл. 3.1.5. У 2013 р. найбільші втрати азоту спостерігали за внесення в ґрунт найвищої норми мінеральних добрив, 40 т/га гною та за органо-мінерального удобрення. Використання Біограну сприяло зменшенню

сумарних втрат при внесенні мінеральних добрив, і особливо за використання невисокої і середньої в досліді їх норм.

Схожа залежність просліджується і в 2014 р. Найбільші втрати азоту спостерігаються за внесення гною, поєднання органічного добрива з мінеральним та за використання найбільшої норми мінеральних добрив. За виключенням органічного та органо-мінерального агрофонів, інокуляція картоплі сприяє зменшенню газоподібних втрат азоту. Найбільшою мірою це проявляється по фону $N_{40}P_{40}K_{40}$. Результати досліджень 2015 р. в цілому підтверджують зроблені висновки.

Отже, використання в технологіях вирощування картоплі біологічного препарату Біограну по фонах мінеральних добрив, які не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$, позитивно впливає на перебіг процесів біологічної трансформації азоту, що свідчить як про раціональність такого поєднання в цілому, так і про фізіологічну доцільність для рослин зазначених норм добрив.

Найвища в досліді норма мінеральних добрив призводить до значних втрат азоту у формі N_2O . Високими втратами азоту характеризується органічний агрофон. У той же час, застосування гною сприяє високій азотфіксувальній активності мікроорганізмів. Така ситуація може свідчити, що застосування 40 т/га гною є екологічно доцільним агроприйомом, але має певні застереження у зв'язку з високою емісією закису азоту. Негативними особливостями характеризується органо-мінеральний агрофон. На нашу думку, для виправлення ситуації потрібно зменшити частку мінеральних добрив, проте це потребує проведення подальших досліджень.

Отже, результати обліку чисельності мікроорганізмів азотного циклу, у першу чергу, азотфіксувальних і денітрифікувальних бактерій, спрямованість та інтенсивність процесів біологічної трансформації сполук азоту в агроценозах картоплі за впливу різних видів і норм добрив та біологічного препарату свідчать, що раціональним при вирощуванні картоплі на чорноземі вилуженому є використання мінеральних добрив у нормах, які не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$.

Таблиця 3.1.5

Емісія N₂O за різних рівнів і видів удобрення картоплі та застосування Біограну (2013-2015 рр.)

Варіанти дослідів	Емісія N-N ₂ O, кг/га						Середнє за три роки, кг/га	
	2013 р.		2014 р.		2015 р.			
	без інокуляції	з Біограном	без інокуляції	з Біограном	без інокуляції	з Біограном	без інокуляції	з Біограном
Без добрив, контроль	6,30	5,84	6,13	6,08	6,38	5,89	6,27	5,94
Гній, 40 т/га	21,65	21,44	23,77	25,23	30,53	29,39	23,32	25,35
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	11,31	10,80	17,24	15,84	18,73	18,22	15,76	14,95
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	14,32	13,23	20,92	20,61	22,11	21,04	19,12	18,30
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	19,06	18,75	23,37	23,12	25,05	24,63	22,50	22,16
Гній, 40 т/га + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	26,40	26,50	26,63	26,50	31,39	32,67	28,14	28,56
Переліг	3,72		2,34		3,00		3,02	

Доцільним (хоча і з певним застереженням, зважаючи на високий рівень емісії закису азоту) є внесення під картоплю 40 т/га гною; недоцільним з екологічних міркувань є застосування $N_{120}P_{120}K_{120}$, а також органо-мінеральне удобрення. Біогран сприяє оптимізації процесів біологічної трансформації азоту, за виключенням варіантів із застосуванням гною ВРХ.

3.2 Вплив удобрення картоплі на перебіг окремих процесів вуглецевого колообігу

Раціональне застосування добрив істотно впливає на функціонування мікробіологічної складової ґрунту і в свою чергу, на ґрунтове «дихання» в цілому. Завдяки діяльності мікробіоти в ґрунті відбувається мінералізація рослинних решток та безперервне надходження в атмосферу вуглекислого газу, який використовується рослинами для фотосинтезу [188].

З іншого боку, асиміляція вуглекислого газу рослинами в ході процесу фотосинтезу є основою формування органічної речовини. Від інтенсивності засвоєння CO_2 у кінцевому підсумку залежить продуктивність агроценозів і реалізація генетичного потенціалу сортів і гібридів сільськогосподарських культур. Саме тому окремі дослідження фізіологів рослин та мікробіологів спрямовані на пошук рішень, які б сприяли активнішій акумуляції вуглецю в агроценозах [233].

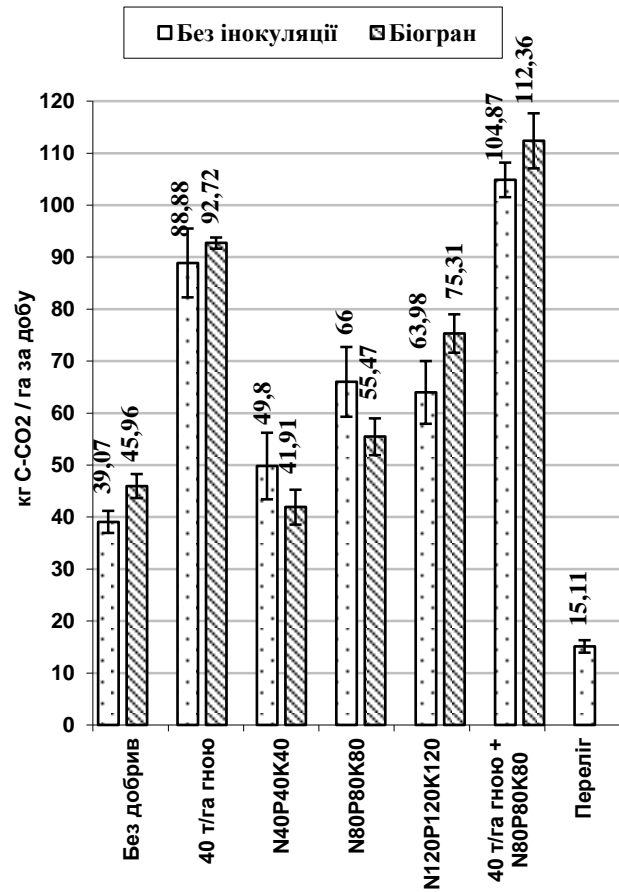
Наскільки впливають на секвестрування вуглецю в агроценозах мікробні препарати – невідомо. Невідомо також про вплив взаємодії біопрепаратів з добривами. Тож не виключено, що особливості впливу інтродукованих в агроценози активних штамів агрономічно корисних мікроорганізмів на процеси акумуляції вуглецю залежно від агрофону можуть бути додатковим біотестом доцільності (або недоцільності) систем удобрення сільськогосподарських культур. У зв'язку з вищезазначеним ми провели дослідження впливу добрив та Біограну на окремі процеси трансформації вуглецю в агроценозах картоплі.

У період з 2013-2015 рр. нами проведено прямі визначення втрат газоподібних сполук вуглецю в агроценозах з картоплею. Емісія вуглекислого газу (рис. 3.2.1) зростає у варіантах з внесенням мінеральних добрив, але найбільші втрати вуглецю спостерігаються за органічної та органо-мінеральної систем удобрення. Це обумовлено, насамперед, наявністю свіжої органічної речовини в ґрунті. Крім того, з гноєм, як вже зазначалося вище, до ґрунту привноситься величезна кількість мікроорганізмів, які можуть мінералізувати рослинні рештки.

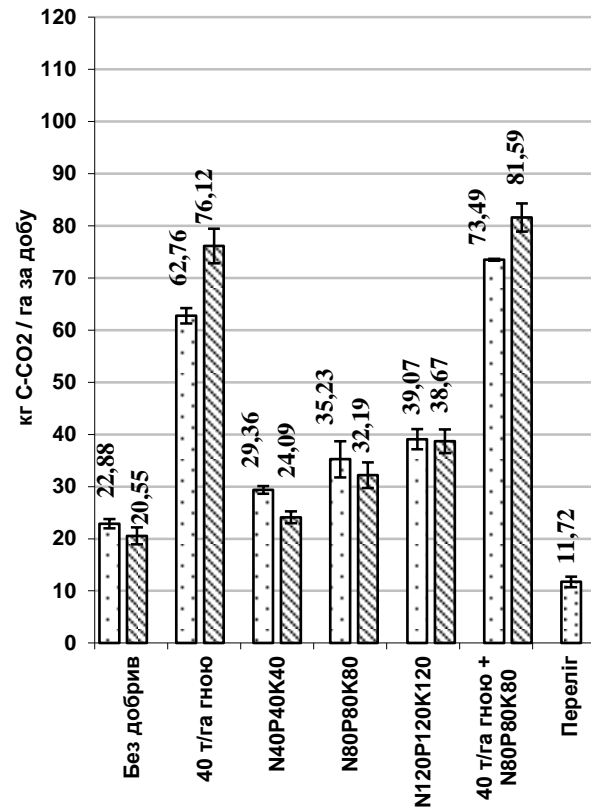
Відмічені залежності чітко видно у фази «початок бутонізації» та «цвітіння». У ці періоди у варіантах дослід з використанням Біограну по фонах мінеральних добрив відмічено зниження емісії CO₂, що на нашу думку, може свідчити про інтенсивніше залучення вуглекислого газу рослиною до метаболічних процесів ініційованих бактеризацією рослин.

Визначення емісії CO₂ у 2014 р. в динаміці демонструє високі показники у варіантах з внесенням гною – перевищення більше, ніж у два рази порівняно до контролю. Це спостерігається з деякими змінами протягом всього вегетаційного періоду (рис. 3.2.2). Висока активність емісії CO₂ на початку вегетаційного періоду відмічається у варіантах з мінеральними добривами. Надалі вона суттєво знижується і, особливо, за поєднання з мікробним препаратом. Починаючи з фази «початок бутонізації», інокуляція по всіх нормах мінеральних добрив сприяє зменшенню втрат CO₂, який теоретично може бути використаним рослинами у процесі фотосинтезу.

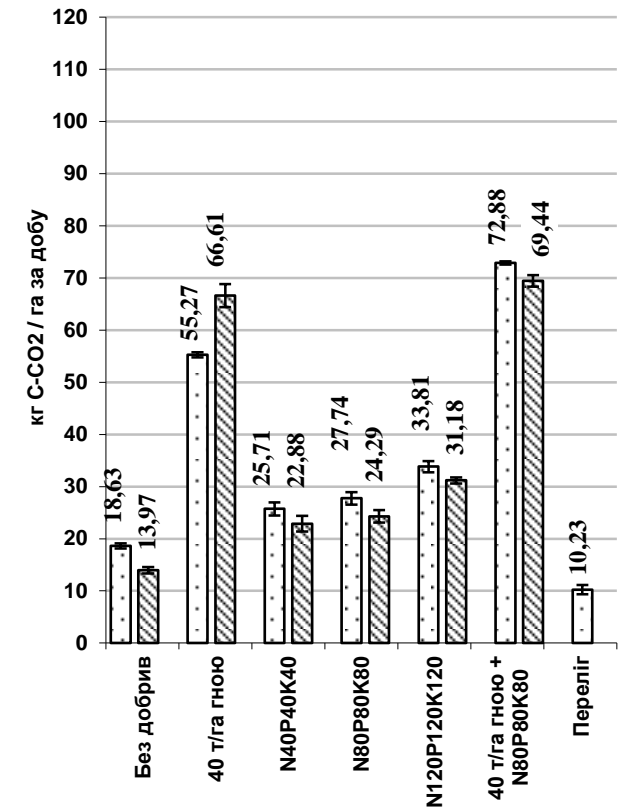
Проведення досліджень у 2015 р. демонструє зростання емісії CO₂ в перший строк досліджень за дії Біограну (на 7-й день після посадки картоплі). Ми пояснюємо це тим, що інокуляція сприяла збільшенню кількості мікроорганізмів у ґрунті, а рослини у цей час ще нездатні засвоїти ту кількість вуглекислого газу, яка виділяється внаслідок життєдіяльності бактерій. У наступні строки досліджень інокуляція Біограном по мінеральних агрофонах сприяє зменшенню втрат CO₂.



фаза - початок бутонізації

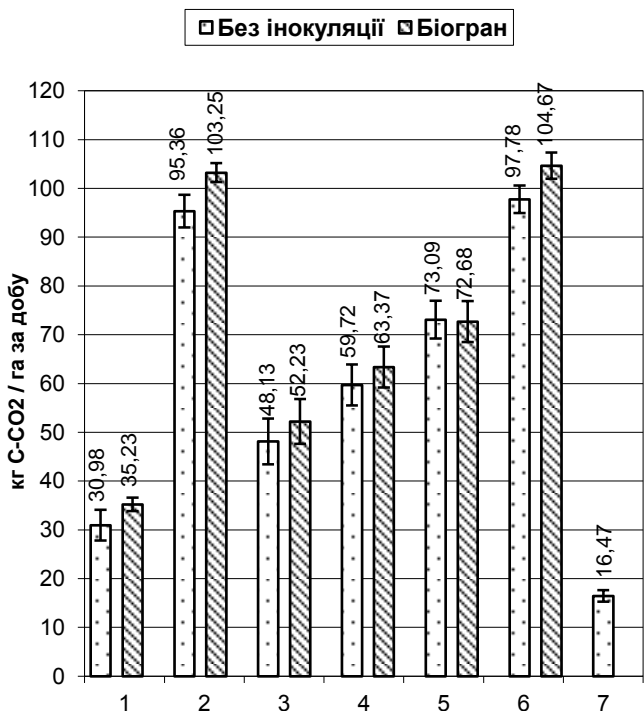


фаза цвітіння

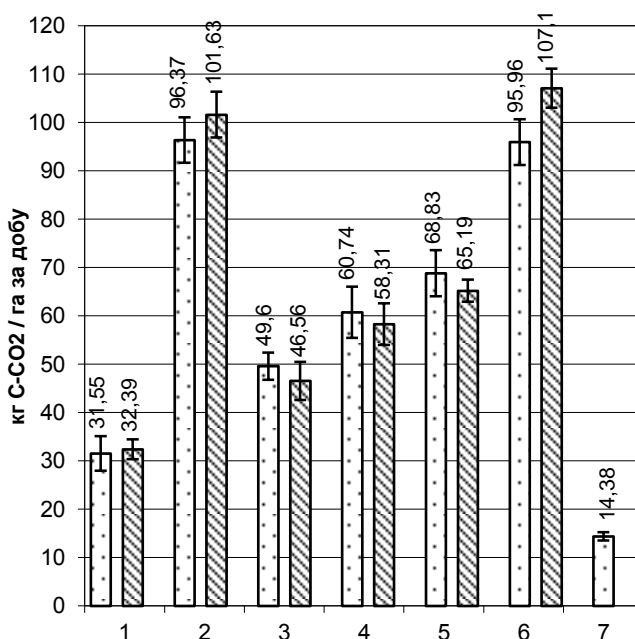


фаза - початок відмирання бадилля

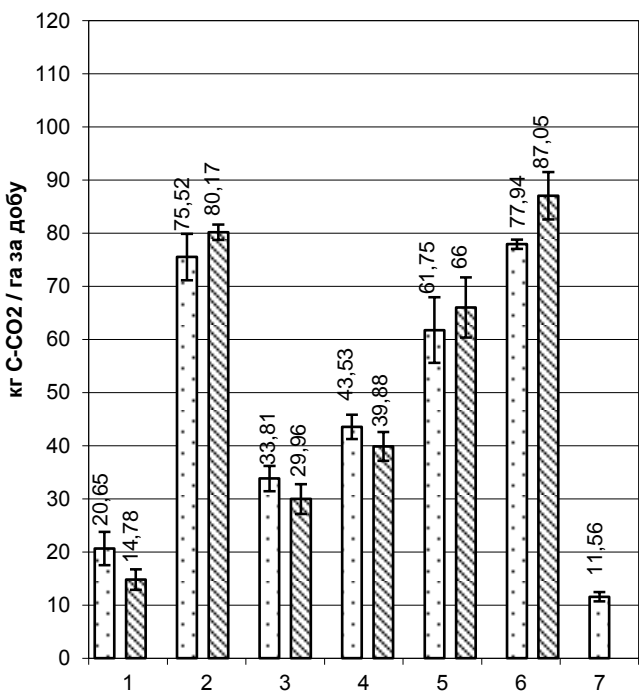
Рис. 3.2.1 Емісія СО₂ з ґрунту під картоплею за дії добрив та інокуляції



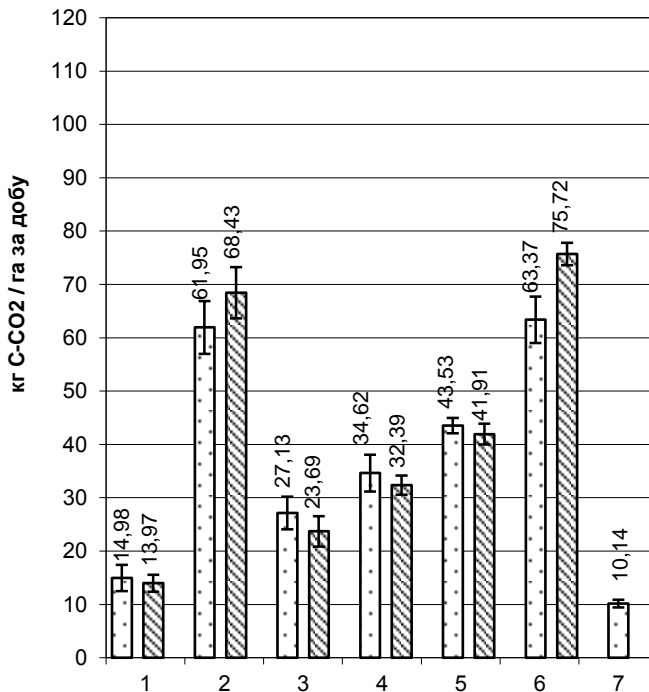
7 день після посадки (до сходів)



фаза-початок бутонізації



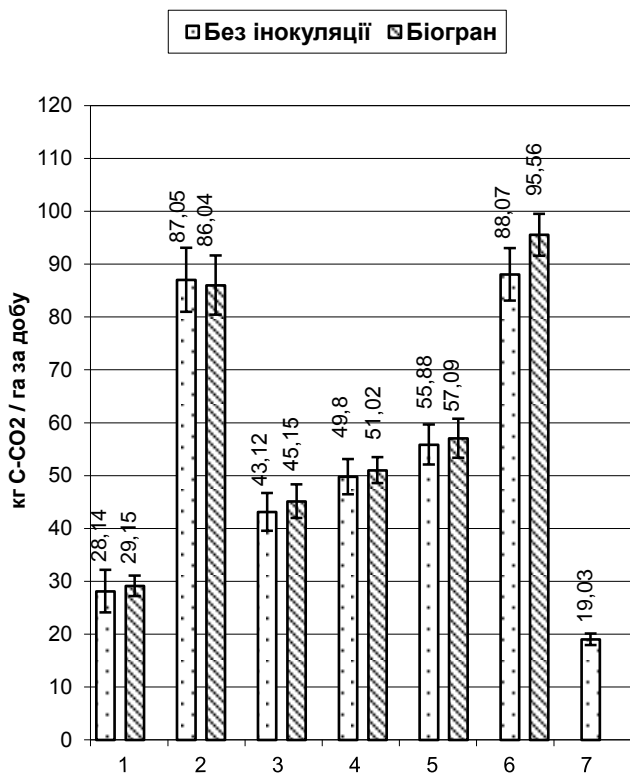
фаза цвітіння



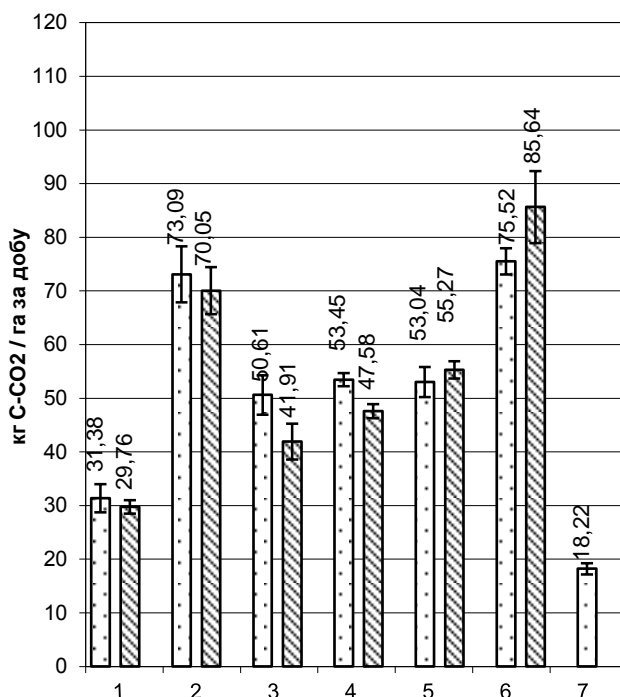
фаза початок відмирання бадилля

Примітка 1-без добрив; 2-40 т/га гною ВРХ; 3- N₄₀P₄₀K₄₀; 4- N₈₀P₈₀K₈₀; 5- N₁₂₀P₁₂₀K₁₂₀; 6-40 т/га гною + N₈₀P₈₀K₈₀.

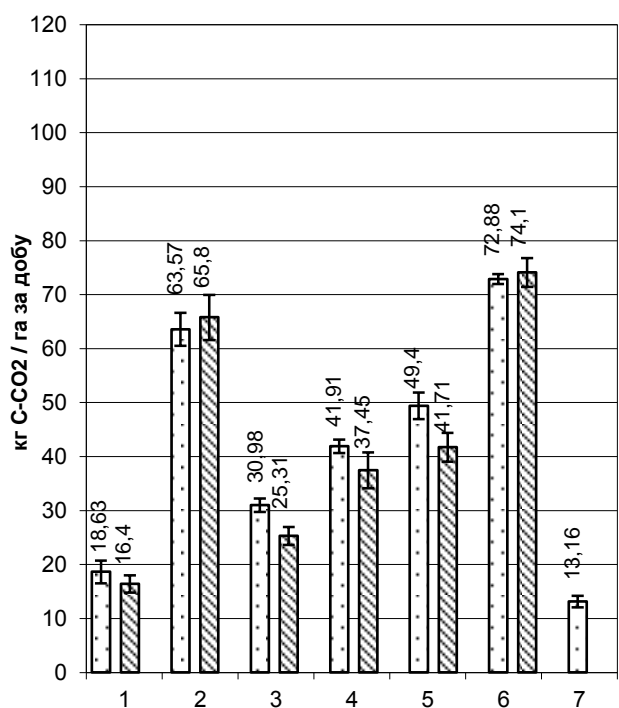
Рис. 3.2.2 Емісія CO₂ з ґрунту під картоплею за дії добрив та інокуляції



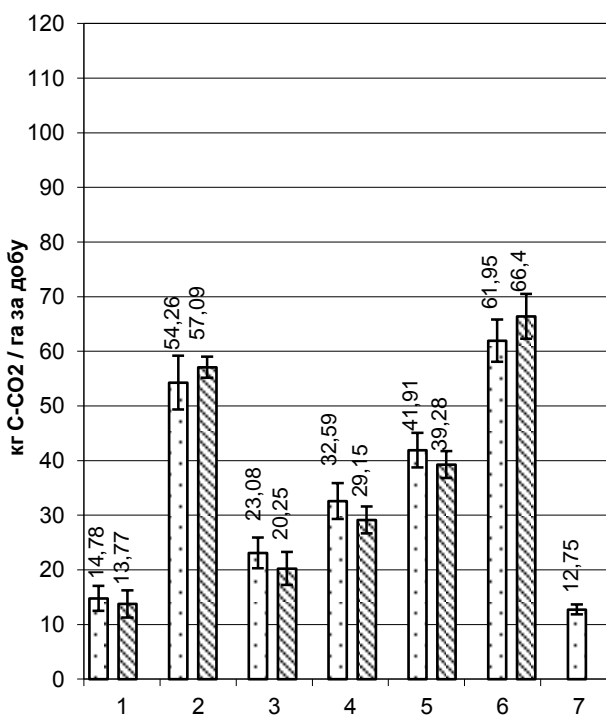
7 день після посадки (до сходів)



фаза-початок бутонізації



фаза цвітіння



фаза початок відмирання бадилля

Примітка 1-без добрив; 2- 40 т/га гною ВРХ; 3- $N_{40}P_{40}K_{40}$; 4- $N_{80}P_{80}K_{80}$; 5- $N_{120}P_{120}K_{120}$; 6- 40 т/га гною + $N_{80}P_{80}K_{80}$.

Рис. 3.2.3 Емісія CO_2 з ґрунту під картоплею за дії добрив та інокуляції (2015 р).

Інші залежності нами відмічено при застосуванні Біограну по органічному та органо-мінеральному агрофонах. Застосування біопрепарату, як правило, не зменшує емісії CO_2 , а інколи забезпечує її зростання. Вочевидь, така ситуація складається через високий ступінь забезпечення ґрунту мікроорганізмами гною та біопрепарату.

Цікаво, що емісія CO_2 на ділянці перелогу, розміщеній в одному масиві з дослідом, є навіть меншою за показники контрольного (без добрив) варіанту. Це, на нашу думку, є свідченням інтенсифікації мінералізаційних процесів унаслідок механічного обробітку ґрунту.

Сумарні розрахункові показники емісії CO_2 залежно від досліджуваних біотичних та абіотичних чинників при вирощуванні картоплі нами наведено в табл. 3.2.1. Отримані результати демонструють обмежувальний вплив біопрепарату на втрати вуглекислого газу за його застосування по фонах мінеральних добрив, які не перевищують $\text{N}_{80}\text{P}_{80}\text{K}_{80}$. Поєднання Біограну з найвищою в досліді нормою мінеральних добрив ($\text{N}_{120}\text{P}_{120}\text{K}_{120}$) не забезпечує бажаних результатів, що на нашу думку, свідчить про надмірність цього агрофону. Не сприяє зменшенню емісії CO_2 , а навіть забезпечує деяке зростання втрат вуглекислого газу поєднання біологічного препарату з органічним та органо-мінеральним агрофонами.

Припущення щодо збільшення можливості рослин, ініційованих застосуванням Біограну, краще засвоювати CO_2 нами підтверджено при визначенні площі листової поверхні (табл. 3.2.2). Найбільшою мірою площа асиміляційної поверхні рослин картоплі зростає при поєднанні мінерального удобрення з біопрепаратом. За внесення в ґрунт гною спостерігається лише тенденція до збільшення показників при застосуванні Біограну.

Отже, орієнтуючись на показники площі листової поверхні рослин картоплі можна стверджувати про можливість підвищення фотосинтетичної активності у бактеризованих рослин.

Таблиця 3.2.1

Емісія CO₂ за різних рівнів удобрення картоплі та біологічного препарату Біограну (2013-2015 рр.)

Варіанти дослідів	Емісія C-CO ₂ , т/га						Середнє за три роки, т/га	
	2013 р.		2014 р.		2015 р.			
	без інокуляції	з інокуляцією	без інокуляції	з інокуляцією	без інокуляції	з інокуляцією	без інокуляції	з інокуляцією
Без добрив, контроль	4,13	4,12	3,04	2,98	3,20	3,07	3,46	3,39
40 т гною	10,61	12,08	10,20	10,95	9,59	9,62	10,13	10,88
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	5,38	4,56	4,91	4,72	5,1	4,57	5,13	4,61
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	6,62	5,74	6,16	6,01	6,13	5,7	6,30	5,82
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	7,02	7,45	7,66	7,61	6,90	6,67	7,19	7,24
40 т гною + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	12,88	13,51	10,38	11,61	10,3	11,09	11,19	12,07
Переліг	1,90		1,61		2,90		2,14	

**Площа листової поверхні рослин картоплі за дії добрив
та Біограну (2015 р.)**

Варіанти дослідів	Площа листової поверхні, тис. м ² / га	
	без біопрепарату	з Біограном
Без добрив, контроль	35,6 ± 1,2	36,8 ± 0,9
40 т/га гною	39,4 ± 0,8	40,7 ± 0,9
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	37,1 ± 0,3	38,8 ± 0,8
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	38,3 ± 0,5	39,4 ± 0,3
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	38,7 ± 0,4	40,0 ± 0,2
40 т/га гною+ N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	40,1 ± 0,6	40,9 ± 0,3

На користь цієї тези свідчать і результати визначення вмісту таких фотосинтетичних пігментів як хлорофіл *a* і *b* (табл. 3.2.3).

При порівнянні показників у різних блоках дослідів слід звернути увагу, що сумарний вміст хлорофілів у варіанті N₄₀P₄₀K₄₀ + Біогран (155 мг/100 г) такий же, як і у варіанті N₈₀P₈₀K₈₀, але без бактеризації – 154,9 мг/100 г листової маси. Відповідно, за поєднання норми добрив N₈₀P₈₀K₈₀ з біопрепаратом вміст хлорофілів виявився таким же, як і у варіанті з внесенням N₁₂₀P₁₂₀K₁₂₀. Це дозволяє зробити висновок, що в умовах дослідів вплив мікробного препарату на синтез хлорофілів був еквівалентним дії мінеральних добрив у нормі N₄₀P₄₀K₄₀.

Отже, зменшення емісії CO₂, зростання площі асиміляційної поверхні та збільшення вмісту фотосинтетичних пігментів у листках за використання Біограну по фізіологічно оптимальних фонах мінеральних добрив може свідчити про підсилення синтетичних процесів у рослинах картоплі.

Спостереження за накопиченням біомаси рослин залежно від варіантів дослідів свідчить про достовірне збільшення показників при застосуванні

біодобрива по наступних фонах: без добрив, $N_{40}P_{40}K_{40}$ та $N_{80}P_{80}K_{80}$ (табл. 3.2.4).

Таблиця 3.2.3

Вміст фотосинтетичних пігментів у листках рослин картоплі за дії добрив та Біограну (2015 р.)

Варіанти дослідів	Хлорофіл, мг / на 100 г листкової маси		
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>a+b</i>
<i>Без біопрепарату</i>			
Без добрив, контроль	93,3±0,7	43,7±2,3	137,0±3,0
40 т/га гною	121,7±3,4	53,9±3,6	175,6±4,3
$N_{40}P_{40}K_{40}$	101,6±1,2	45,4±0,6	146,9±1,8
$N_{80}P_{80}K_{80}$	107,0±1,3	47,9±0,8	154,9±2,1
$N_{120}P_{120}K_{120}$	114,3±2,4	51,3±0,9	165,7±3,4
40 т/га гною+ $N_{80}P_{80}K_{80}$	131,1±1,7	58,7±0,8	189,8±2,5
<i>З Біограном</i>			
Без добрив, контроль	101,7±1,2	45,6±0,3	147,3±1,4
40 т/га гною	123,6±2,1	52,9±3,5	176,5±4,7
$N_{40}P_{40}K_{40}$	107,4±1,9	47,6±0,7	155,0±2,6
$N_{80}P_{80}K_{80}$	114,9±1,5	51,5±0,9	166,5±2,4
$N_{120}P_{120}K_{120}$	125,0±1,3	55,9±0,6	180,9±1,9
40 т/га гною+ $N_{80}P_{80}K_{80}$	131,9±1,3	59,3±0,8	191,3±1,9

За внесення найвищої в досліді норми мінеральних добрив відмічено достовірне зростання маси коріння. Біогран, застосований по органічному та органо-мінеральному фонах, сприяв лише тенденції до позитивних змін, що

підтверджує раніше зроблені припущення щодо нівелювання позитивної дії препарату за поєднання з гноєм.

Таблиця 3.2.4

Накопичення маси рослин картоплі за дії добрив та Біограну (2015 р.)

Варіанти досліджу	Наземна маса сухих рослин, т/га		Маса сухих коренів*, т/га	
	без біопрепарату	з Біограном	без біопрепарату	з Біограном
Без добрив, контроль	0,754 ± 0,030	0,820 ± 0,027	0,570 ± 0,027	0,658 ± 0,027
40 т/га гною	1,067 ± 0,036	1,075 ± 0,036	0,885 ± 0,045	0,928 ± 0,023
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	0,767 ± 0,052	0,925 ± 0,054	0,712 ± 0,040	0,809 ± 0,014
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	1,034 ± 0,043	1,114 ± 0,036	0,794 ± 0,022	0,855 ± 0,035
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	1,042 ± 0,033	1,095 ± 0,031	0,849 ± 0,026	0,924 ± 0,031
40 т/га гною + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	1,032 ± 0,034	1,060 ± 0,047	0,873 ± 0,043	0,941 ± 0,050

*) маса бульб не врахована

Ми також провели дослідження вмісту органічної речовини в ґрунті після збирання урожаю картоплі залежно від досліджуваних чинників. Результати досліджень, представлені в табл. 3.2.5, свідчать про найвищі показники вмісту органічної речовини за внесення 40 т/га гною та органо-мінерального удобрення. Це цілком зрозуміло, оскільки з гноєм до ґрунту надходить значна кількість органіки. По мірі збільшення норм мінеральних добрив відмічено тенденцію до зростання вмісту органічної речовини в ґрунті, яка більшою мірою представляє органічні рештки власне рослин. Що стосується дії біологічного препарату, то він сприяє накопиченню органічної речовини в ґрунті за рахунок збільшення розвитку як надземної, так і кореневої маси рослин, особливо це видно у варіантах з мінеральними добривами.

Таблиця 3.2.5

Вміст органічної речовини в ґрунті агроценозів картоплі залежно від добрив та інокуляції, % (2014 р.)

Варіанти дослідів	Без інокуляції	З Біограном
Без добрив, контроль	3,24±0,10	3,39±0,10
40т гною	3,45±0,12	3,47±0,11
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	3,29±0,11	3,37±0,10
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	3,35±0,09	3,44±0,10
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	3,38±0,10	3,42±0,11
40т гною + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	3,44±0,12	3,47±0,13

Безперечно, зазначена вище кількість органічної речовини не є вирішальною в процесах гумусоутворення через відносно невисокі показники. Проте сума таких складових у накопиченні органічної речовини може бути важливою для стабілізації потенційної родючості ґрунту.

Висновки до розділу 3.

1. Біологічні методи індикації доцільності рівнів удобрення картоплі свідчать про їх високу показовість, особливо за їх комплексного застосування. Серед досліджених біологічних тестів інформативним є визначення в динаміці чисельності мікроорганізмів азотного циклу, у першу чергу, азотфіксувальних та денітрифікувальних. Високою точністю характеризуються польові газохроматографічні методи визначення активності азотфіксації та емісії N₂O, проте вони громіздкі і їх застосування вимагає додаткового обладнання. Надійним і відносно не складним для практичного втілення є визначення спрямованості процесів біологічної трансформації азоту за дослідження потенційної активності азотфіксації та денітрифікації в ризосферному ґрунті рослин.

2. При вирощуванні картоплі на чорноземі вилуженому екологічно доцільним є застосування для удобрення 40 т/га гною ВРХ. Органо-мінеральне удобрення культури є екологічно не прийнятним і потребує перегляду щодо частки в ньому мінерального азоту. Екологічно доцільним є застосування мінеральних добрив у нормах, що не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$. Висока норма мінеральних добрив у досліді ($N_{120}P_{120}K_{120}$) є непринятною з екологічної точки зору.

3. Застосування мікробного препарату Біограну при вирощуванні картоплі є потужним чинником інтенсифікації продукційного процесу культури за умови її вирощування по мінеральних агрофонах, що не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$. При цьому активізується розвиток азотфіксувальних бактерій і обмежується діяльність денітрифікувальних мікроорганізмів, суттєво зменшується емісія N_2O і CO_2 , зростає фотосинтетична діяльність рослин картоплі. Біопрепарат, застосований по найвищому в досліді мінеральному агрофону, не забезпечує бажаного ефекту. Позитивна дія Біограну нівелюється за використання по органічному та органо-мінеральному агрофонах.

Основні результати розділу опубліковані у десяти наукових працях [234–243].

РОЗДІЛ 4

ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ ДОЦІЛЬНОСТІ ВИДІВ І РІВНІВ УДОБРЕННЯ ГОРОХУ ЗА ПОКАЗНИКАМИ БІОЛОГІЧНОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ АЗОТУ І ВУГЛЕЦЮ

На противагу картоплі, горох не є культурою інтенсивного типу живлення і має свої особливості щодо джерел азоту. Як відомо, за умови формування ефективного азотфіксувального симбіозу з бульбочковими бактеріями, рослини гороху можуть значною мірою забезпечувати власні потреби в цьому елементі за рахунок т. з. «біологічного» азоту [244]. Проте питання щодо норм застосування добрив, які б сприяли формуванню високоактивних симбіозів, залишається дискусійним [61, 244, 245].

Високі норми азотних добрив, а інколи й низькі, за даними окремих авторів, стримують формування симбіозу або ж пригнічують нітрогеназну активність симбіотичного апарату. В той же час, досить розповсюдженою є думка, що на бідних ґрунтах проявляється кумулятивний ефект «стартових доз» мінеральних добрив та інокуляції, що позитивно позначається на продуктивності бобових культур [246].

Важливою умовою формування і функціонування бобово-ризобіальних симбіозів є штучне забезпечення агроценозів селекціонованими штамми високоактивних і конкурентних бульбочкових бактерій. Сьогодні мікробні препарати на основі бульбочкових бактерій створено для більшості сільськогосподарських культур, проведено низку заходів, необхідних для їх впровадження у виробництво.

Біопрепарати мають комплексний вплив на ріст і розвиток рослин та стан агроценозів. Насамперед, це ферментативне зв'язування азоту атмосфери. Розміри азотонакопичення можуть бути достатніми для забезпечення повноцінного розвитку окремих бобових культур та поповнення азотного фонду ґрунтів [202]. Проте питання, незважаючи на його тривалу історію, залишається дискусійним. Як правило, дослідження проводяться у нетривалих польових дослідах, тож окремі висновки щодо

перспектив передпосівної бактеризації та необхідних при цьому агрофонів втрачають свою актуальність за вирощування бобових культур у сівозміні, коли на характері і особливостях розвитку культури позначаються системи удобрення та роль попередників. У зв'язку з цим важливими є дослідження ефективності мікробних препаратів за вирощування культур у сівозміні і на різних агрофонах.

Нами досліджено особливості формування і функціонування азотфіксувальних симбіозів при вирощуванні гороху на різних агрофонах, формування угруповань мікроорганізмів азотного циклу, а також перебіг окремих біологічних процесів.

4.1 Біологічна трансформація азоту в агроценозах гороху за впливу добрив та Ризогуміну

4.1.1. Розвиток мікроорганізмів, що приймають участь у трансформації азоту, в ризосфері рослин гороху залежно від добрив та біопрепарату. За даними досліджень 2013 р. вплив прямої дії та післядії добрив чітко позначається на розвитку та функціонуванні мікроорганізмів кореневої зони рослин гороху (рис 4.1.1). Бактеризація та добрива вплинули на формування чисельності амоніфікувальних бактерій. Представники досліджуваної групи бактерій активно розвиваються за використання післядії органічного, а також за орвано-мінерального добрив. Кількість амоніфікаторів у ризосферному ґрунті рослин гороху збільшується зі зростанням інтенсивності мінеральних агрофонів, що вірогідно пояснюється впливом добрив на процес фотосинтезу і кількість корневих ексудатів, які містять значну кількість азоту в органічній формі. Дослідження 2014-2015 рр. підтверджують дані, отримані у 2013 р. (Додатки Г.1, Г.2).

Визначення чисельності мікроорганізмів, які засвоюють мінеральні сполуки азоту, свідчить про певні відмінності в розвитку представників зазначеної групи від характеру формування популяцій амоніфікаторів. Так, за використання Ризогуміну кількість цих мікроорганізмів зменшується по всіх досліджуваних варіантах (рис. 4.1.2 та Додатки Г.3, Г.4).

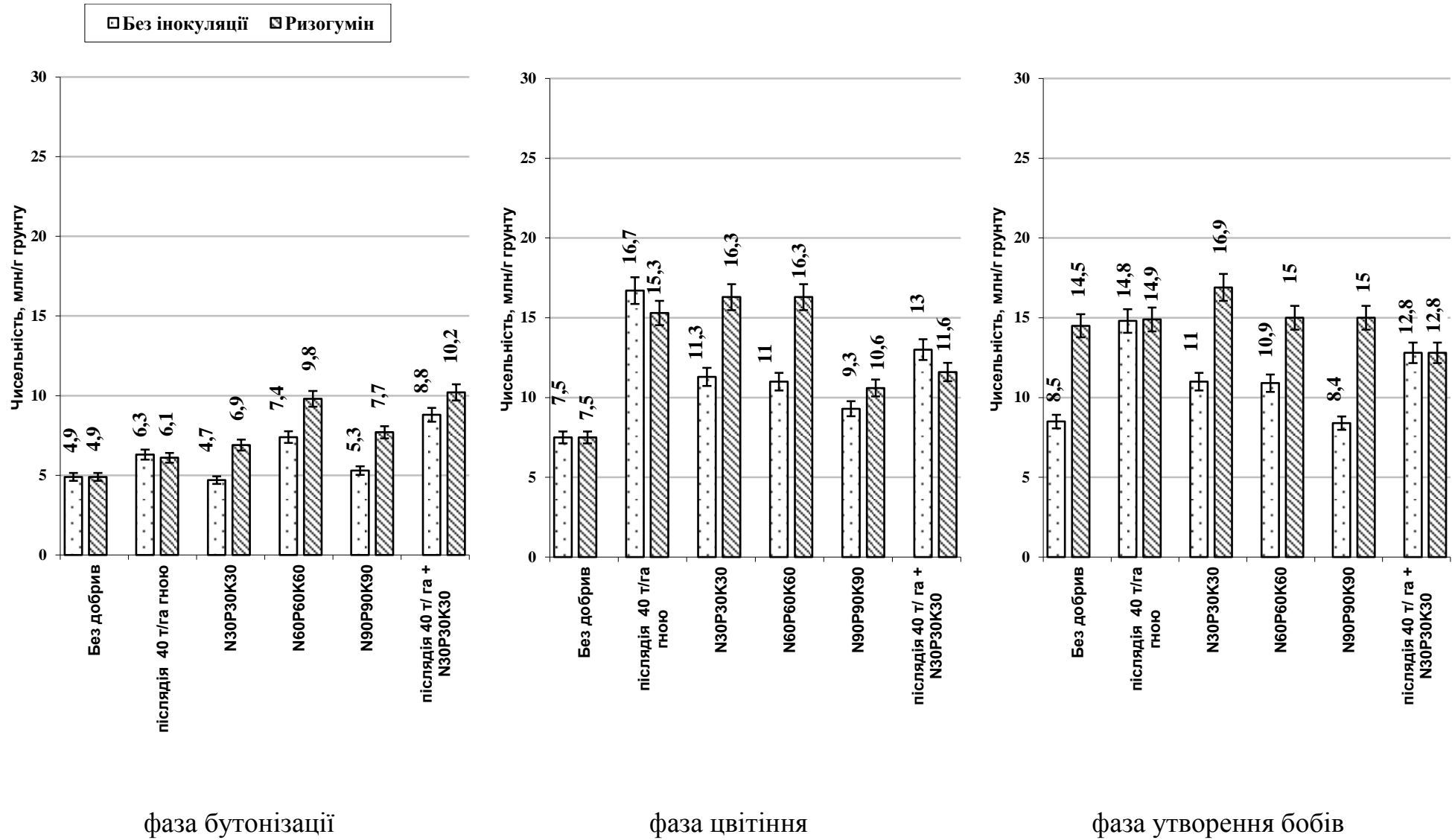


Рис.4.1.1 Вплив бактеризації та добрив на чисельність амоніфікувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин гороху

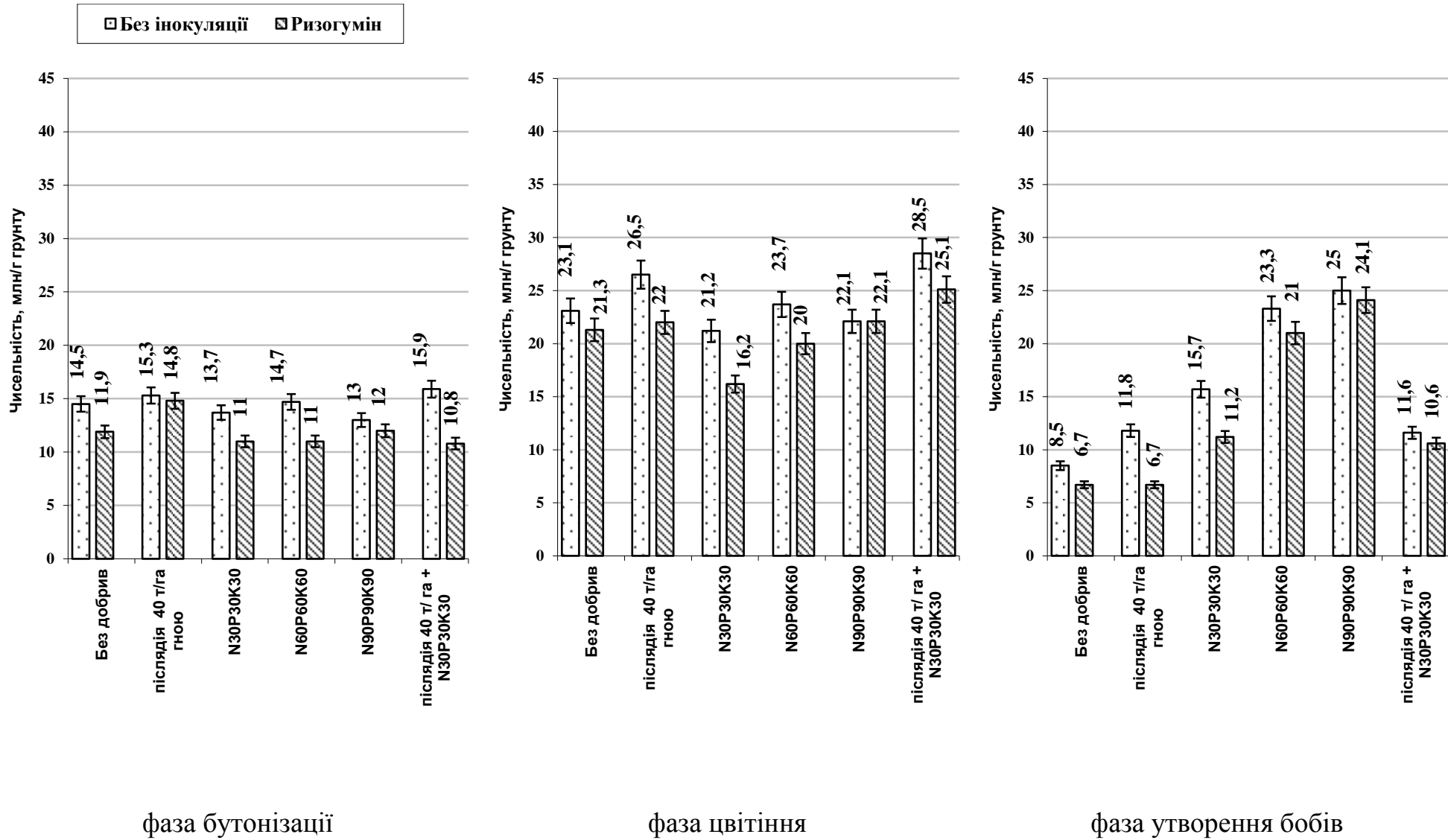


Рис. 4.2.2 Вплив бактеризації та систем удобрення на чисельність бактерій, які засвоюють мінеральний азот, у ризосферному ґрунті рослин гороху.

Зменшення в ризосфері кількості мікроорганізмів, що засвоюють азот мінеральних сполук, вірогідно, відбувається за рахунок зменшення концентрації мінеральних сполук азоту через підвищення їх засвоєння ініційованими бактеризацією рослинами.

За впливу біологічного препарату Ризогуміну збільшується кількість азотфіксувальних бульбочок на коренях рослин майже всіх досліджуваних варіантів (табл. 4.1.1).

Таблиця 4.1.1

Вплив бактеризації та систем удобрення на нодуляційну активність рослин гороху, од. бульбочок/рослину (2013 р.)

Варіанти досліджу	Фаза бутонізації	Фаза цвітіння	Фаза утворення бобів
<i>Без інокуляції</i>			
Без добрив, контроль,	19,00±0,82	24,67±1,63	29,33±1,22
40 т/га гною (післядія)	21,00±0,41	22,33±0,82	32,67±2,45
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	25,00±0,82	32,00±2,45	40,00±2,04
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	24,33±1,63	27,67±2,04	38,00±1,63
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	19,33±1,63	22,67±1,63	37,67±0,82
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	22,00±1,63	25,67±2,45	32,67±1,22
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>			
Без добрив	30,00±1,22	35,67±2,04	37,33±1,22
40 т/га гною (післядія)	22,33±0,82	28,33±2,45	39,00±1,63
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	32,67±0,82	37,67±2,04	43,00±0,82
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	30,33±2,45	34,00±3,27	41,33±1,63
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	26,33±1,63	24,33±1,63	42,00±0,82
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	27,67±1,22	29,00±1,63	38,00±0,82

Виключенням є варіант з найвищою нормою мінеральних добрив У цьому варіанті лише у фазу утворення бобів спостерігали зростання нодуляційної активності. Зростання кількості бульбочок при застосуванні Ризогуміну становить 3,0 – 57,8% залежно від агрофону.

Найбільші показники наростання маси кореневих бульбочок гороху забезпечувала дія біологічного препарату (3,3–51,9% залежно від варіанту) (табл. 4.1.2).

Таблиця 4.1.2

**Вплив бактеризації та систем удобрення на масу бульбочок рослин
гороху, мг/рослину (2013 р.)**

Варіанти удобрення	Фаза бутонізації	Фаза цвітіння	Фаза утворення бобів
<i>Без інокуляції</i>			
Без добрив, контроль,	131,00±8,16	176,33±15,92	190,67±8,57
40 т/га гною (післядія)	125,67±8,57	140,67±12,66	224,67±14,29
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	174,67±9,39	205,67±12,25	311,00±11,02
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	148,67±6,94	188,00±16,74	301,67±24,49
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	120,00±9,80	148,67±13,88	298,33±8,98
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	131,33±11,43	173,67±15,11	256,00±13,47
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>			
Без добрив	199,33±13,88	237,00±13,88	286,33±13,88
40 т/га гною (післядія)	132,00±10,61	184,67±10,61	275,00±10,61
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	246,67±13,47	314,00±20,41	320,67±15,51
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	207,67±9,80	281,00±17,96	311,67±22,45
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	161,00±9,80	176,00±14,70	317,67±14,29
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	164,00±12,66	214,33±11,02	293,67±12,66

Подібні залежності спостерігали також і в наступні роки досліджень (Додатки Д1, Д2 та Д3, Д4).

Облік чисельності денітрифікувальних мікроорганізмів у динаміці (табл. 4.1.3 та Додатки Д5, Д6) свідчить про стимулювальний вплив післядії органічного та органо-мінерального удобрення на їх чисельність у всі фази органогенезу рослин.

Таблиця 4.1.3

Вплив бактеризації та добрив на чисельність денітрифікувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин гороху, млн. / г сухого ґрунту, (2013 р.)

Варіанти удобрення	фаза - початок бутонізації	фаза цвітіння	фаза утворення бобів
<i>Без інокуляції</i>			
Контроль, без добрив	2,77	2,81	1,03
40т/га гною (післядія)	5,04	10,73	5,04
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	5,13	5,22	4,48
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	6,84	5,31	8,55
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	8,62	11,30	10,73
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	8,7	11,30	2,85
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>			
Контроль, без добрив	2,24	2,82	1,04
40т/га гною (післядія)	3,39	7,47	2,20
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,45	5,22	2,77
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,48	5,26	5,04
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	3,45	8,85	10,54
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	2,87	5,26	2,80

Мінеральні добрива також стимулюють розвиток денітрифікувальних мікроорганізмів. По мірі зменшення концентрації сполук азоту в ґрунті їх чисельність знижується, проте досить високі показники спостерігаються по фону $N_{90}P_{90}K_{90}$. Дія препарату сприяє зменшенню кількості денітрифікаторів.

Отже, використання Ризогуміну для передпосівної інокуляції насіння гороху позитивно впливає на формування симбіотичного азотфіксувального апарату при вирощуванні гороху по мінеральних агрофонах, які не перевищують $N_{60}P_{60}K_{60}$, а також за післядії органічного добрива.

4.1.2. Інтенсивність процесів біологічної трансформації азоту в кореневій зоні рослин гороху за дії добрив та Ризогуміну. У ході проведених досліджень встановлено, що активність симбіотичної азотфіксації залежить від особливостей удобрення гороху. Так, визначення активності процесу у 2013 р. демонструє суттєве його стимулювання у фазу бутонізації у варіантах з невисокою і середньою нормами мінеральних добрив за використання Ризогуміну (рис. 4.1.1). Надалі у цих варіантах спостерігаються такі ж особливості. Висока норма мінеральних добрив загалом не пригнічувала активність процесу порівняно з контрольним варіантом, проте показники азотфіксації протягом значного відрізка часу значно нижчі за відповідні значення варіантів з найменшою та середньою в досліді нормами мінеральних добрив. Високий агрофон починає активно стимулювати процес азотфіксації лише наприкінці вегетаційного періоду. Другого року післядія гною загалом інтенсифікує перебіг досліджуваного процесу, проте нівелює позитивний вплив передпосівної інокуляції. Органо-мінеральне удобрення тривалий час знижує азотфіксувальну активність.

Визначення активності симбіотичної азотфіксації в динаміці камерним методом у 2014 р. також демонструє чітку залежність показників від особливостей удобрення гороху (рис. 4.1.2). Так, у перші фази органогенезу найвища активність процесу спостерігається у контрольному варіанті.

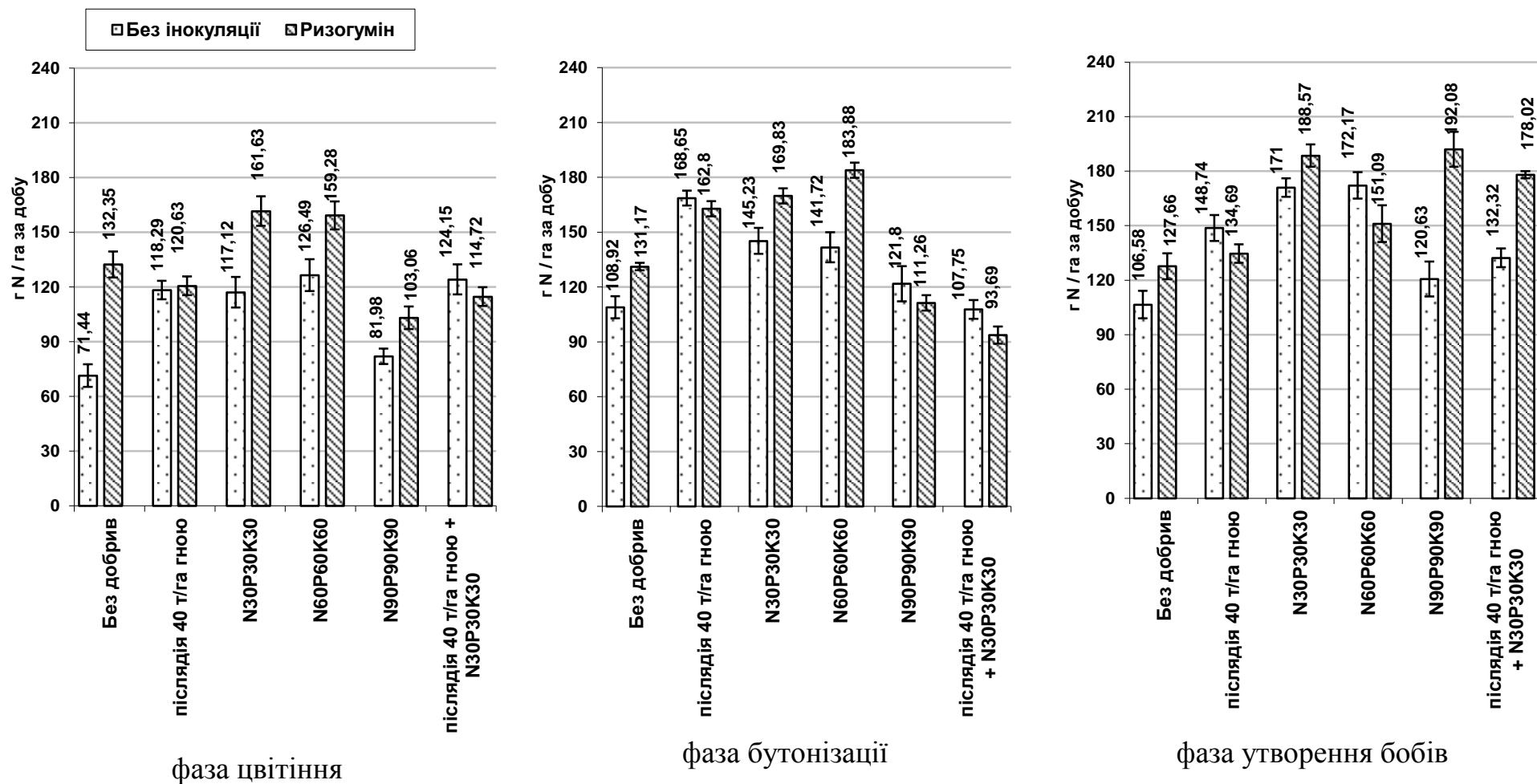
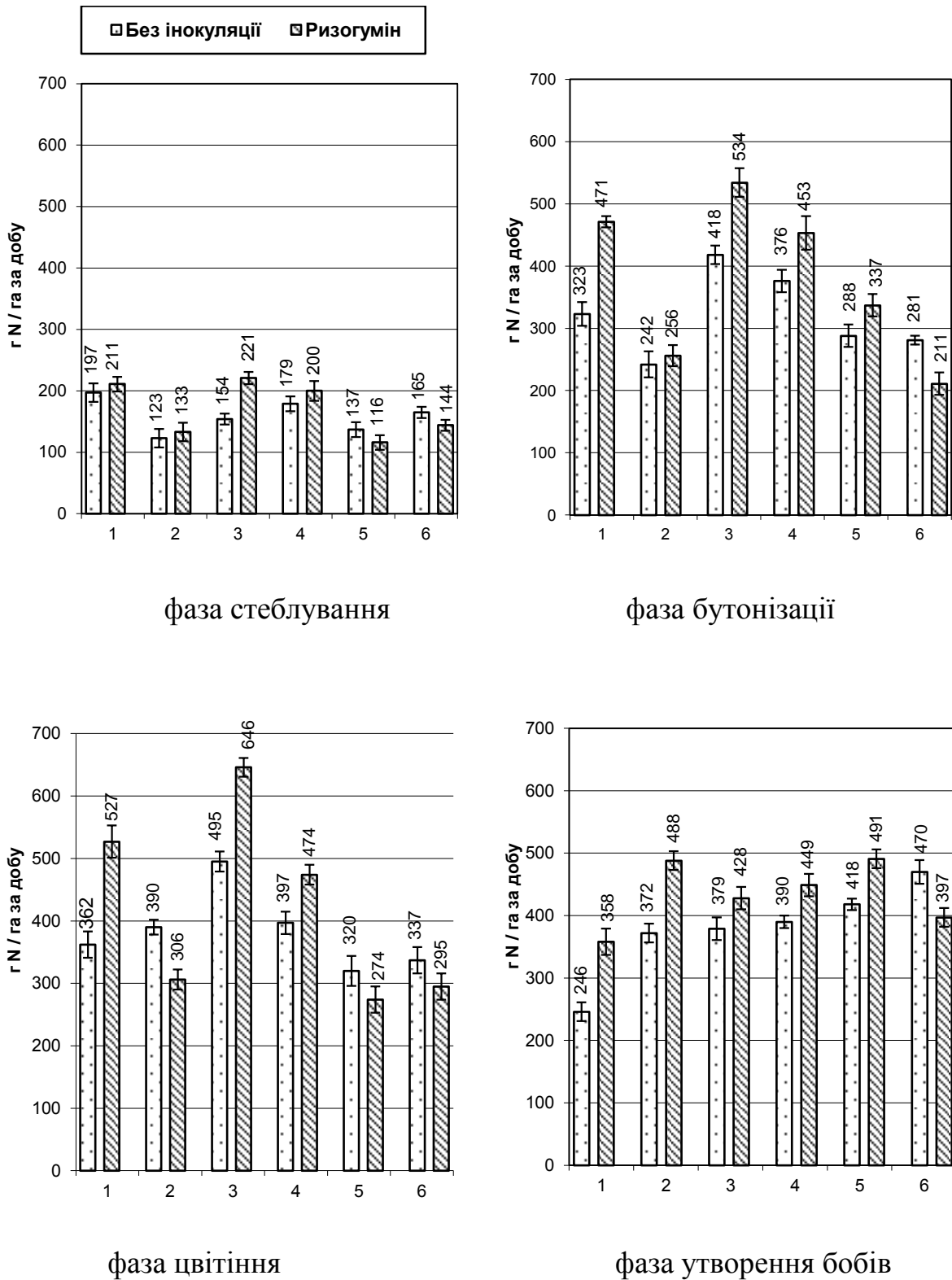
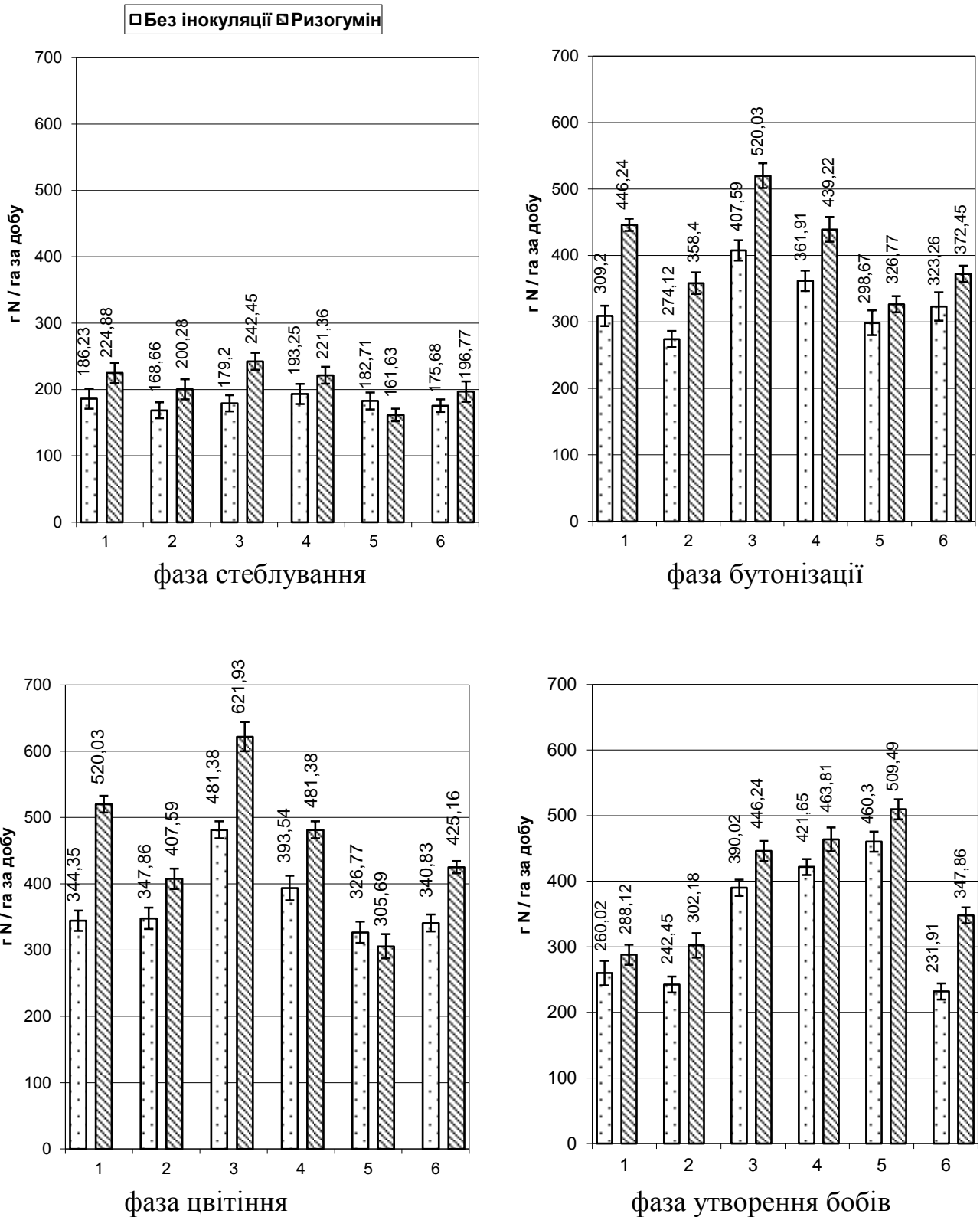


Рис. 4.1.1 Динаміка азотфіксації в агроценозах гороху за дії добрив та передпосівної інокуляції насіння



Примітка: 1- без добрив; 2- післядія другого року 40 т/га; 3- $N_{30}P_{30}K_{30}$; 4- $N_{60}P_{60}K_{60}$; 5- $N_{90}P_{90}K_{90}$; 6- післядія другого року 40 т/га гною + $N_{30}P_{30}K_{30}$

Рис. 4.1.2 Динаміка азотфіксації в агроценозах гороху за дії добрив та інокуляції



Примітка: 1- без добрив; 2- післядія другого року 40 т/га; 3- $N_{30}P_{30}K_{30}$; 4- $N_{60}P_{60}K_{60}$; 5- $N_{90}P_{90}K_{90}$; 6- післядія другого року 40 т/га гною + $N_{30}P_{30}K_{30}$;

Рис. 4.1.3 Динаміка азотфіксації в агроценозах гороху за дії добрив та інокуляції

І лише застосування біологічного препарату Ризогуміну по фонах невисокої та середньої в досліді норм добрив сприяє відновленню показників до рівня контрольних. У фазу бутонізації спостерігається суттєва активізація процесу симбіотичної азотфіксації у варіантах з внесенням $N_{30}P_{30}K_{30}$ та $N_{60}P_{60}K_{60}$. Ризогумін у ще більшій мірі стимулює процес по зазначених агрофонах.

У варіантах з післядією органічного добрива, з органо-мінеральним удобренням та за внесення найбільшої норми мінеральних добрив спостерігається зниження активності процесу порівняно до контролю. Такі ж особливості відмічаємо і у фазу цвітіння. Найвищі показники фіксації атмосферного азоту при цьому – у варіанті з невисокою нормою мінеральних добрив.

Схожі особливості спостерігали і в 2015 р (рис. 4.1.3). Отже, використання препарату найбільшою мірою сприяє зростанню азотфіксації при вирощуванні гороху по мінеральних агрофонах, які не перевищують $N_{60}P_{60}K_{60}$.

Сумарні показники азотфіксації представлені в (табл. 4.1.1). Розрахунки продуктивності азотфіксації за вегетаційний період гороху свідчать про позитивний вплив інокуляції, особливо у варіанті з найменшою та середньою нормами мінеральних добрив. У варіанті без добрив Ризогумін сприяє збільшенню продуктивності азотфіксації на 36,6% у порівнянні до контролю. Проте найвищі показники відмічено при застосуванні мінеральних добрив у нормі $N_{30}P_{30}K_{30}$. Дещо нижче, проте більше за показники варіантів без добрив, азотонакопичення забезпечується при застосуванні Ризогуміну по фону $N_{60}P_{60}K_{60}$.

Використання Ризогуміну по оптимальних агрофонах дозволяє збільшити продуктивність азотфіксації у 1,2-1,3 рази. За роками досліджень абсолютні показники відрізняються, проте залежності продуктивності азотфіксації від удобрення та біологічного препарату в цілому зберігаються.

**Продуктивність азотфіксації за впливу добрив та передпосівної інокуляції Ризогуміном,
(2013-2015 рр.)**

Варіанти дослідів	Азот, кг/га						Середнє за три роки, кг/га	
	2013 р.		2014 р.		2015 р.			
	без інокуляції	з Ризогуміном	без інокуляції	з Ризогуміном	без інокуляції	з Ризогуміном	без інокуляції	з Ризогуміном
Без добрив, контроль	25,83	35,19	28,20	39,17	27,77	37,35	27,26	37,24
Гній, 40 т/га (післядія)	39,21	37,62	28,17	29,57	26,08	32,03	31,15	33,07
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	39,00	46,80	36,15	45,72	36,82	46,22	37,32	46,25
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	39,60	44,91	33,55	39,40	33,80	40,54	35,65	41,61
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	29,19	36,57	29,07	30,45	32,03	32,91	30,10	33,31
40 т/га гною (післядія) + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	32,76	34,77	31,32	26,17	27,06	33,9	30,38	31,61

Дослідження спрямованості процесу біологічної денітрифікації у ризосферному ґрунті рослин гороху за показниками потенційної активності процесу демонструє зростання емісії закису азоту у всіх варіантах порівняно з контрольним. Високу активність втрат газоподібних сполук азоту відмічено у варіантах з другого року післядії гною та за використання органіно-мінерального удобрення (табл. 4.1.2 та Додатки Д.7, Д.8).

Таблиця 4.1.2

Вплив бактеризації та добрив на потенційну активність денітрифікації ризосферного ґрунту гороху, нМоль N_2O/g ґрунту за 24 години (2013 р.)

Варіанти удобрення	Фаза - початок бутонізації	Фаза цвітіння	Фаза утворення бобів
<i>Без інокуляції</i>			
Без добрив, контроль,	11,06±1,43	8,81±0,61	14,32±1,89
40 т/га гною (післядія)	17,91±2,83	20,64±2,19	30,42±2,40
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	17,87±2,13	13,05±0,25	21,63±1,36
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	20,64±2,09	14,84±0,57	27,91±0,51
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	27,85±1,78	14,28±0,98	31,37±0,84
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	20,11±0,97	22,23±0,81	33,89±0,67
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>			
Без добрив	7,07±0,88	6,98±0,93	10,98±0,98
40 т/га гною (післядія)	14,01±3,24	20,51±0,99	26,95±0,66
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	14,00±1,14	10,50±0,63	16,93±0,67
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	15,31±0,74	13,99±0,71	22,20±0,50
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	19,41±0,99	19,51±0,52	27,72±1,01
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	11,22±0,54	19,53±1,59	30,81±2,71

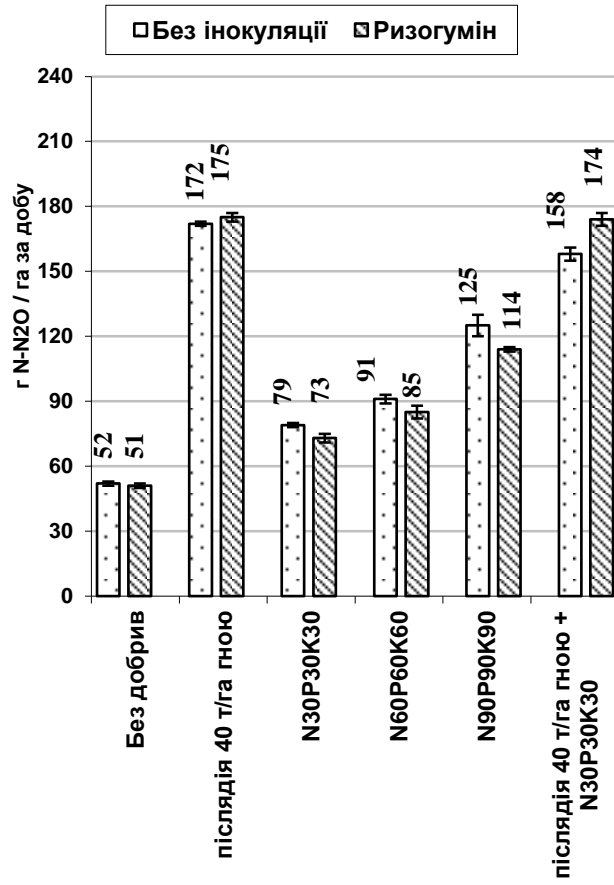
Найнижчі показники втрат спостерігаються за використання найменшої в досліді норми мінеральних добрив. Застосування Ризогуміну сприяє зменшенню втрат газоподібних сполук азоту. Ми пояснюємо це обмеженням

субстрату для денітрифікувальних мікроорганізмів у ризосфері ініційованих передпосівною бактеризацією рослин. За цих умов зростає можливість засвоєння рослиною додаткових кількостей азотних сполук для забезпечення збільшених конструктивних потреб і, відповідно, зменшується концентрація сполук азоту у прикореневих сферах.

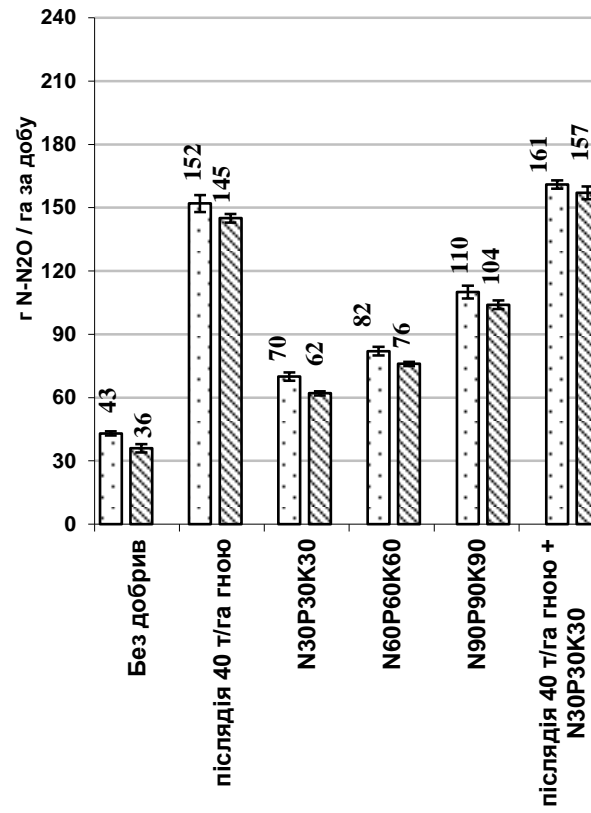
У досліді ми визначали також пряму емісію N_2O камерним методом. Отримані у 2013 р. дані (рис. 4.1.2) свідчать про значні втрати газоподібних сполук азоту у варіантах з другого року післядії гною та другого року післядії гною + $N_{30}P_{30}K_{30}$. Ризогумін у цих варіантах практично не впливав на перебіг процесу. У варіантах з мінеральним удобренням культури емісія N_2O зростає по мірі збільшення норм добрив. Найменші втрати при цьому спостерігаються за внесення $N_{30}P_{30}K_{30}$. Ризогумін сприяє обмеженню газоподібних втрат азоту. Слід відмітити, що і при застосуванні найвищої норми мінеральних добрив ($N_{90}P_{90}K_{90}$) спостерігається зменшення втрат закису азоту за дії препарату.

Дія мікробного препарату на обмеження газоподібних втрат азоту обумовлена покращенням азотного обміну рослин гороху, що буде показано нижче.

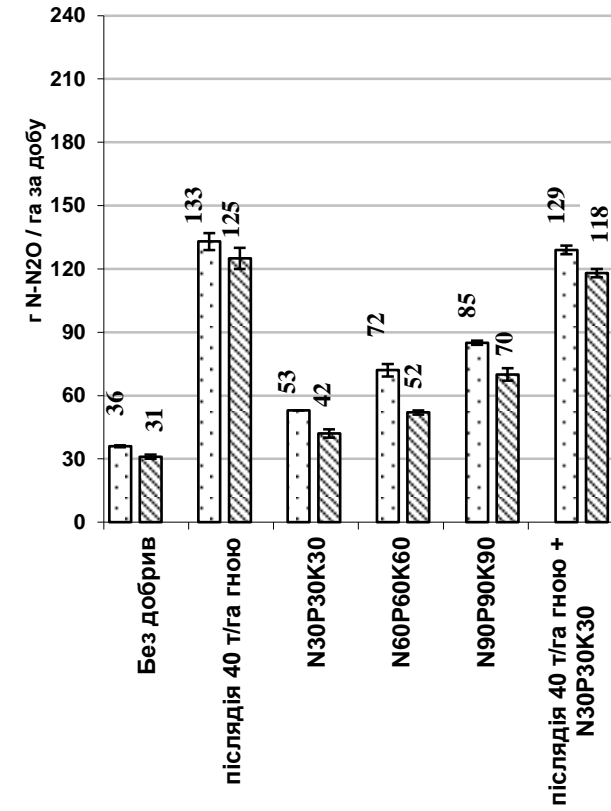
Дослідження прямої емісії закису азоту в 2014 р. свідчить, що найбільші втрати газоподібних сполук азоту на початку вегетації культури спостерігаються у варіантах з післядією органічних добрив та за органо-мінерального удобрення. Щодо впливу мінеральних добрив – активність біологічної денітрифікації зростає по мірі збільшення їх норм (рис. 4.1.3). Ризогумін сприяє зниженню газоподібних втрат азоту у цей період лише по фоні невисокої та середньої в досліді норм мінеральних добрив. Такі ж особливості спостерігаються і в другий строк визначення активності процесу (фаза бутонізації). У фазу цвітіння бактеризація сприяє зниженню емісії закису азоту також і у варіанті з найбільшою в досліді нормою мінеральних добрив. У фазу формування бобів спостерігаються аналогічні залежності, хоч абсолютні показники при цьому дещо відрізняються.



фаза цвітіння

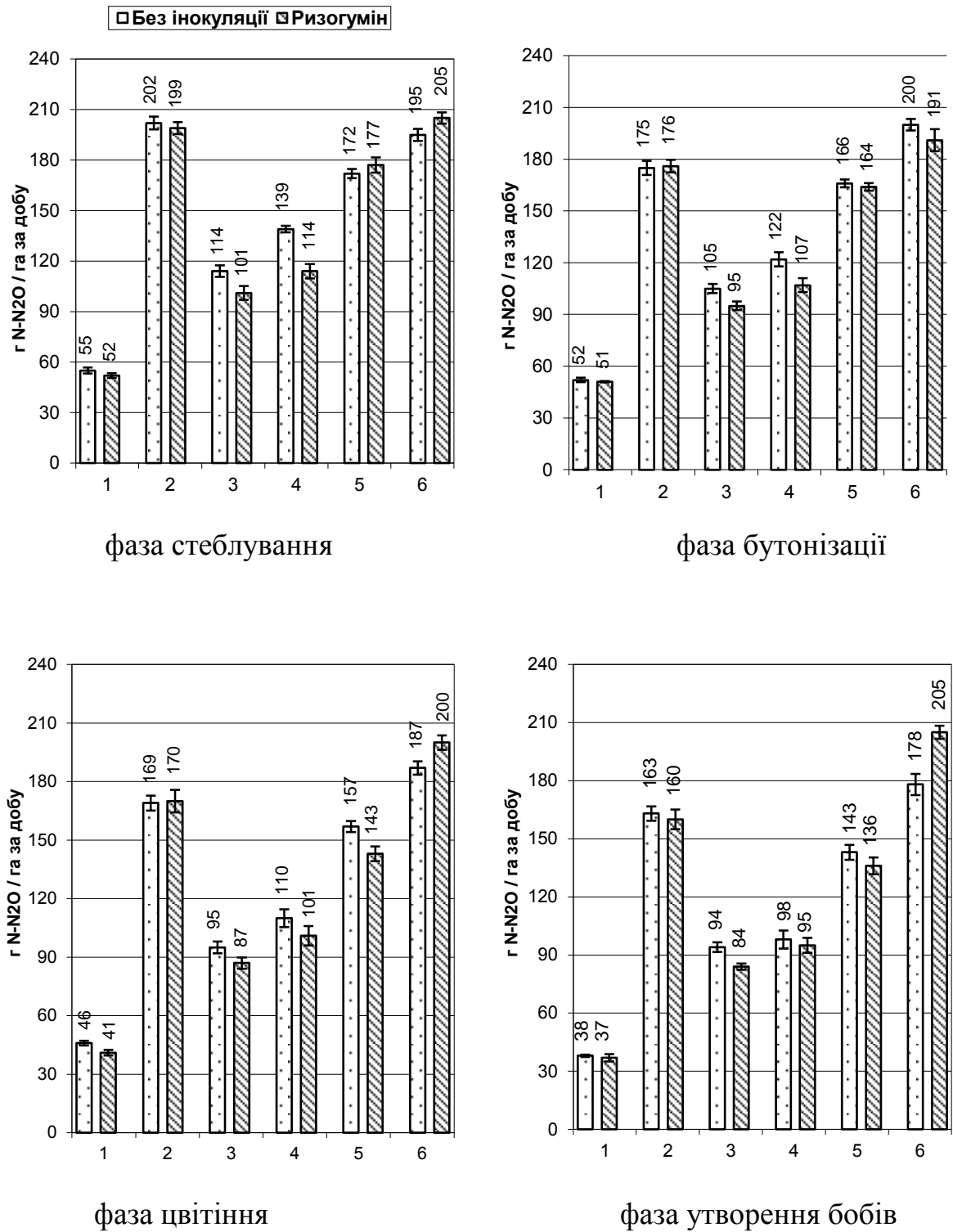


фаза бутонізації



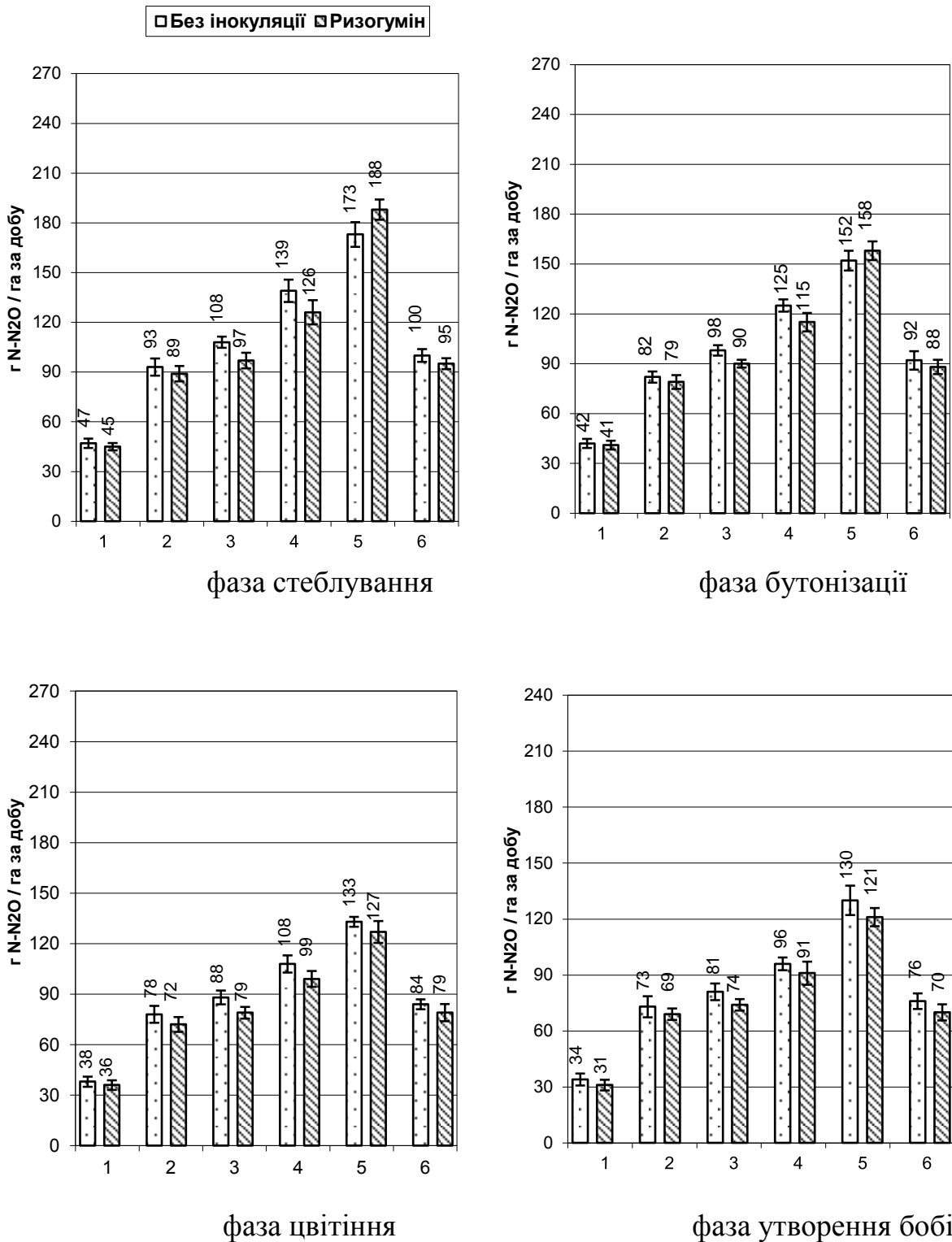
фаза утворення бобів

Рис. 4.1.2 Емісія N₂O з ґрунту під горохом залежно від добрив та Ризогуміну



Примітка 1- без добрив; 2- післядія другого року 40 т/га; 3- N₃₀P₃₀K₃₀; 4- N₆₀P₆₀K₆₀; 5- N₉₀P₉₀K₉₀; 6- післядія другого року 40 т/га гною + N₃₀P₃₀K₃₀

Рис. 4.1.3 Емісія N₂O з ґрунту під горохом залежно від добрив та Ризогуміну



Примітка 1- без добрив; 2- післядія другого року 40 т/га; 3- N₃₀P₃₀K₃₀; 4- N₆₀P₆₀K₆₀; 5- N₉₀P₉₀K₉₀; 6- післядія другого року 40 т/га гною + N₃₀P₃₀K₃₀; 7- цілина

Рис. 4.1.4 Емісія N₂O з ґрунту під горохом за дії добрив та інокуляції

Емісія N₂O за різних рівнів удобрення гороху та біологічного препарату Ризогуміну (2013-2015 рр.)

Варіанти дослідів	Емісія N-N ₂ O, кг/га						Середнє за три роки, кг/га	
	2013 р.		2014 р.		2015 р.			
	без інокуляції	з Ризогуміном	без інокуляції	з Ризогуміном	без інокуляції	з Ризогуміном	без інокуляції	з Ризогуміном
Без добрив, контроль	3,93	3,54	4,77	4,52	4,07	3,90	4,26	3,98
Гній, 40 т/га (післядія)	13,71	13,35	17,72	17,62	8,23	7,80	13,22	12,92
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	6,06	5,31	10,20	9,17	9,47	8,60	8,58	7,69
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	7,35	6,39	11,72	10,42	11,82	10,89	10,30	9,23
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	9,6	8,64	15,59	15,50	14,85	14,99	13,35	13,04
Гній, 40 т/га (післядія) + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	13,44	13,47	19,00	20,02	8,89	8,38	13,77	13,96

Щодо втрат N_2O протягом вегетаційного періоду 2015 р. (рис. 4.1.4), слід відмітити схожі вищеописаним залежності: при зростанні норм мінеральних добрив зростають і втрати азоту, інокуляція сприяє зменшенню втрат газоподібних сполук елементу. У той же час, у варіантах з другого року післядії гною та другого року післядії гною + $N_{30}P_{30}K_{30}$ втрати азоту були меншими в порівнянні з попередніми роками досліджень.

Показники втрат сумарної емісії закису азоту в агроценозах з горохом протягом 2013-2015 р.р. представлені в (табл. 4.1.3). Слід відмітити, що найбільші втрати спостерігаються у варіантах з післядією гною, з органо-мінеральним удобренням та з високою нормою мінеральних добрив ($N_{90}P_{90}K_{90}$). Використання Ризогуміну сприяє зменшенню сумарних втрат на зазначених агрофонах.

Порівнюючи вплив Ризогуміну на надходження в агроценози «біологічного» азоту з дією препарату на обмеження емісії закису азоту з ґрунту, слід констатувати, що головною функцією препарату, безперечно, є оптимізація азотфіксувального симбіозу.

У той же час, препарат позитивно впливає на обмеження газоподібних втрат азоту, особливо за його застосування по невисоких агрофонах.

4.2 Особливості трансформації вуглецю в агроценозах гороху за впливу добрив та передпосівної бактеризації. Однією із складових процесу біологічної трансформації вуглецю в агроєкосистемах є емісія CO_2 . У період з 2013-2015 рр. нами проведено прямі визначення втрат газоподібних сполук вуглецю в агроценозах з горохом за різних рівнів удобрення та передпосівної бактеризації.

Дослідження емісії CO_2 з ґрунту під горохом у 2013 р. у динаміці (рис. 4.2.1) демонструє певні залежності активності процесу від особливостей удобрення культури. Встановлено високий рівень емісії вуглекислого газу у варіантах з післядією 40 т/га гною та з післядією 40 т/га гною + $N_{30}P_{30}K_{30}$. Це може бути пов'язано як зі значною кількістю целюлози, привнесеної з гноєм у попередні роки, так і з активізацією мікробіологічної активності за рахунок

надходження при цьому великої кількості мікроорганізмів до ґрунту. Емісія вуглекислого газу підвищується по мірі збільшення норм мінеральних добрив. При цьому застосування Ризогуміну сприяє обмеженню емісії CO₂. На нашу думку, це зниження можна пояснити оптимізацією азотного живлення рослин, за якого засвоєння CO₂ рослинами може зростати.

Щодо визначення в динаміці емісії CO₂ у 2014 р, слід відмітити схожу тенденцію (рис. 4.2.2). Так, найбільші втрати вуглекислого газу відмічено у варіантах з післядією 40 т/га гною та органо-мінеральним удобренням; за збільшення норм мінеральних добрив зростають і втрати CO₂. Ризогумін, починаючи з фази бутонізації, сприяє значному зниженню втрат вуглекислого газу.

Схожі особливості спостерігали також і в 2015 р. (рис. 4.2.3).

У табл. 4.2.1 наведено результати розрахунків сумарних втрат CO₂. Поєднання мінеральних добрив з використанням біопрепарату сприяє зменшенню втрат вуглецю. Не сприяє зменшенню емісії CO₂, а навіть забезпечує деяке зростання втрат поєднання біологічного препарату з органічним агрофоном.

Припущення щодо збільшення можливості рослин, ініційованих застосуванням Ризогуміну, краще засвоювати CO₂ нами підтверджено при визначенні площі листової поверхні (табл. 4.2.2). Найбільшою мірою асиміляційна поверхня рослин гороху зростає при поєднанні мінерального удобрення з біопрепаратом.

Отже, орієнтуючись на показники площі листової поверхні рослин картоплі можна стверджувати про можливість підвищення фотосинтетичної активності у бактеризованих рослин.

Підтвердженням цьому є результати визначення вмісту таких фотосинтетичних пігментів як хлорофіл *a* і *b* (табл. 4.2.3).

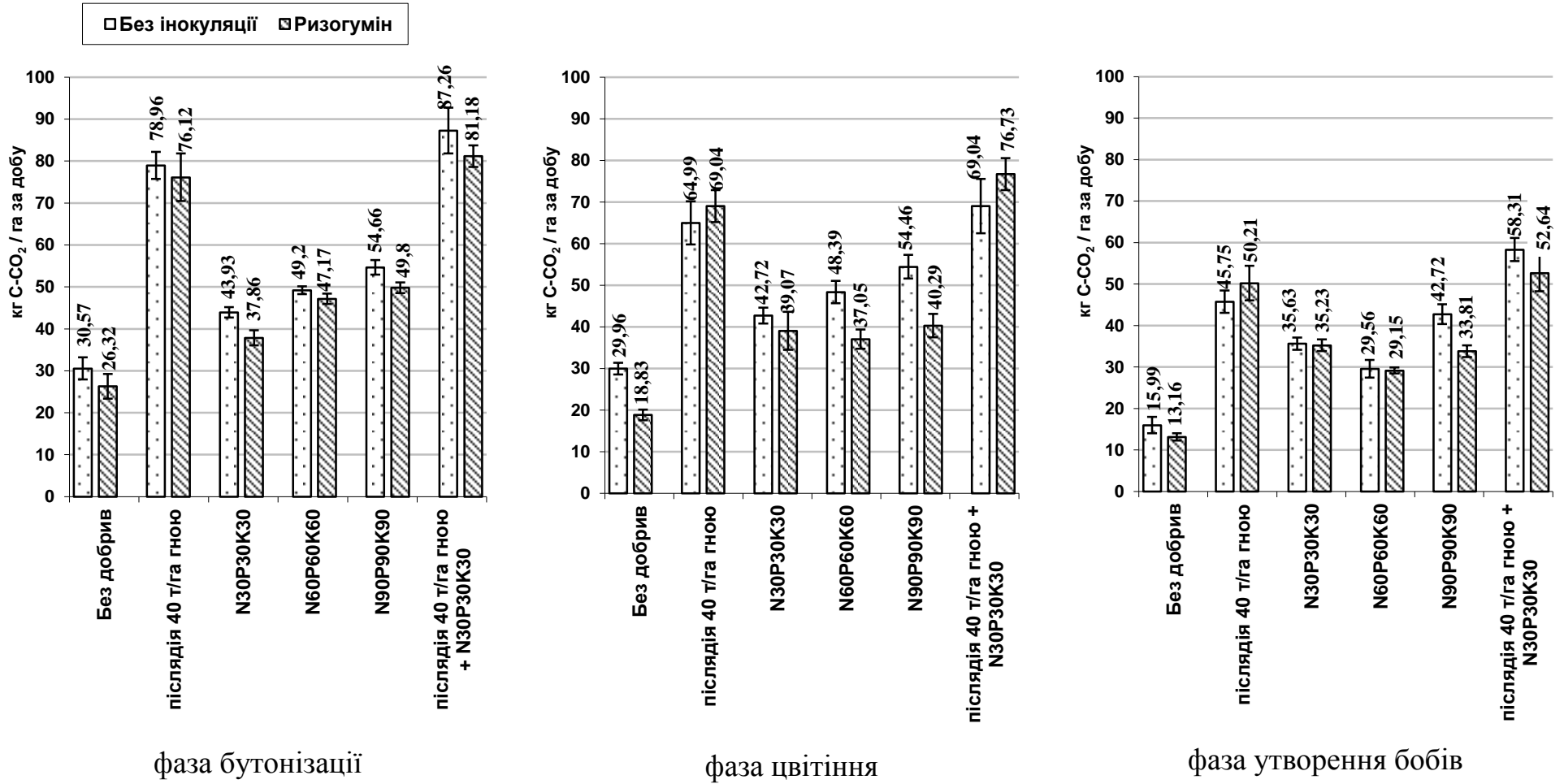
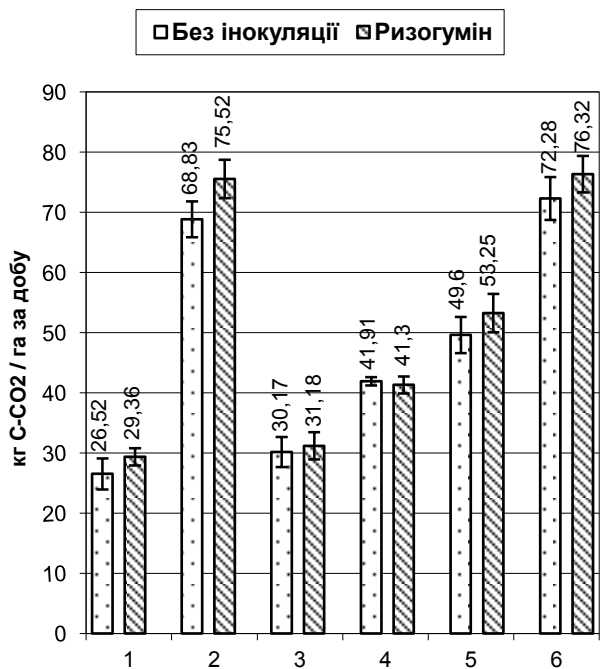
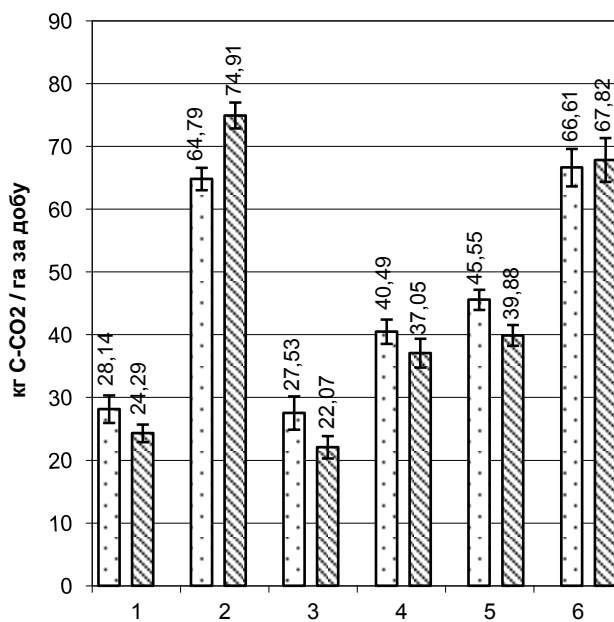


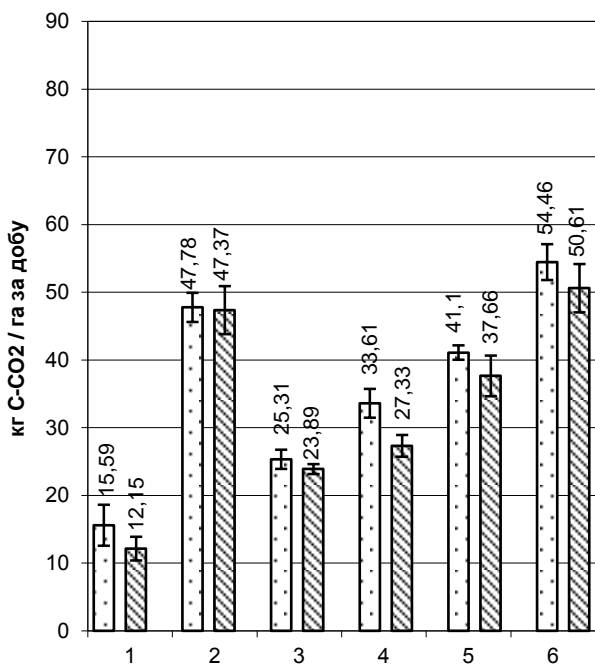
Рис. 4.2.1 Емісія СО₂ з ґрунту під горохом за дії добрив та Ризогуміну



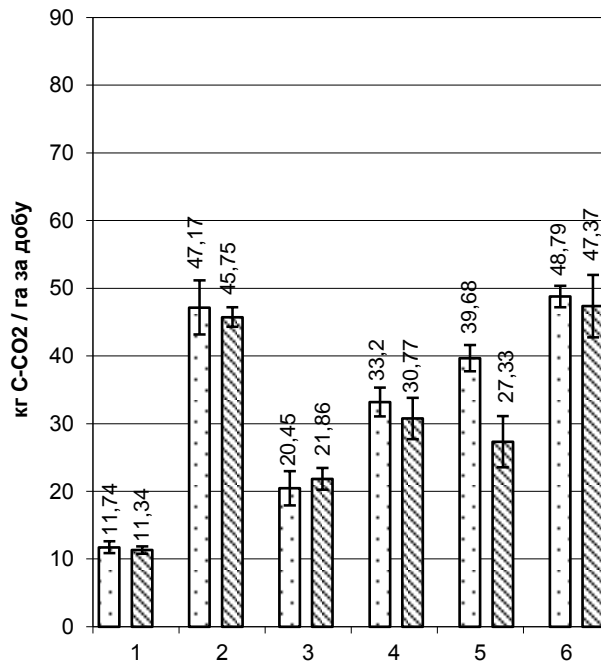
фаза стеблуння



фаза бутонізації



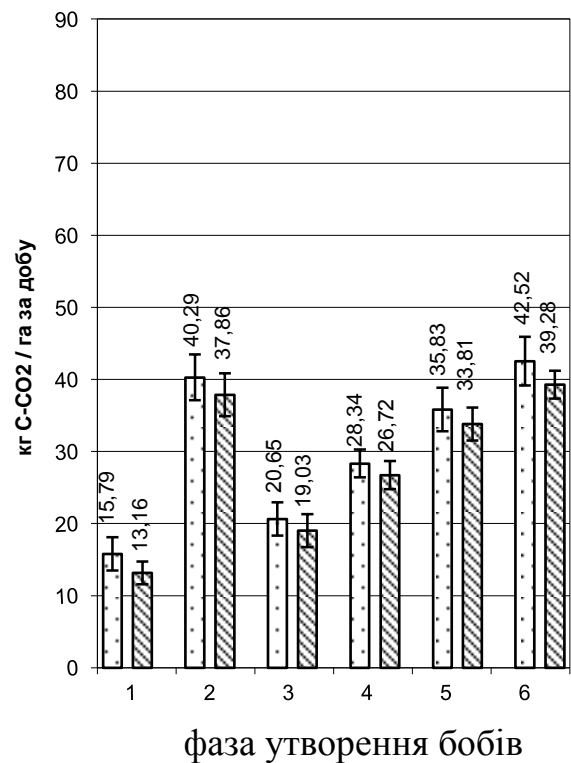
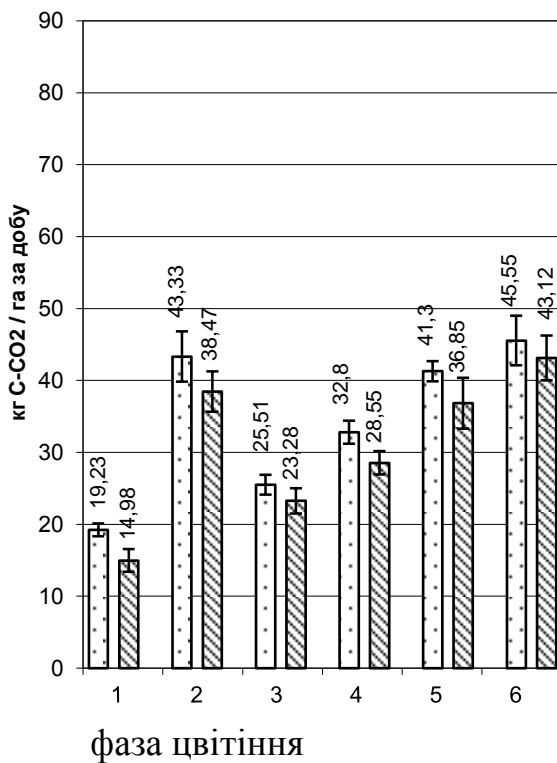
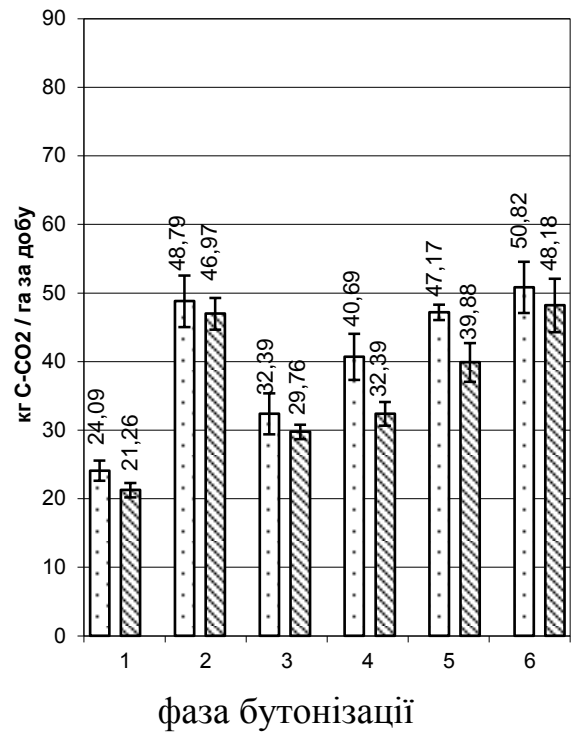
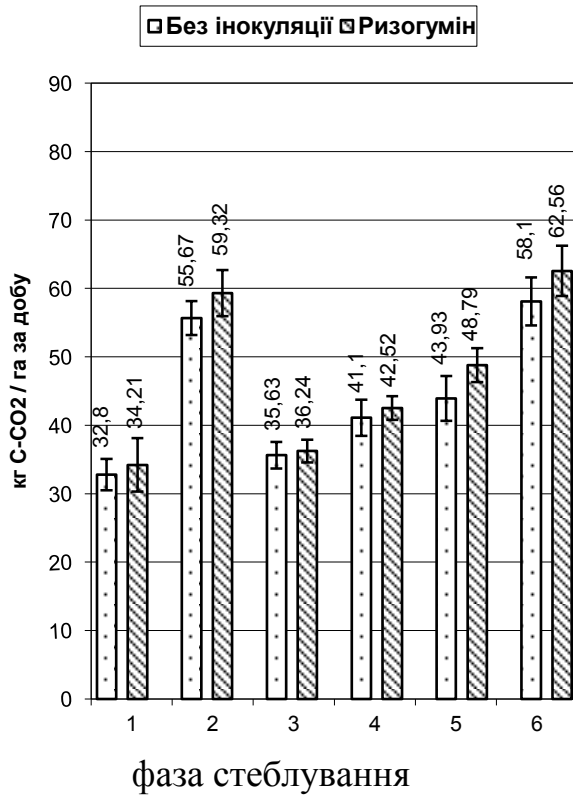
фаза цвітіння



фаза утворення бобів

Примітка 1- без добрив; 2- післядія другого року 40 т/га; 3- $N_{30}P_{30}K_{30}$; 4- $N_{60}P_{60}K_{60}$; 5- $N_{90}P_{90}K_{90}$; 6- післядія другого року 40 т/га гною + $N_{30}P_{30}K_{30}$. Те саме з інокуляцією.

Рис. 4.2.2 Емісія CO_2 з ґрунту під горохом за дії добрив та інокуляції



Примітка 1- без добрив; 2- післядія другого року 40 т/га; 3- $N_{30}P_{30}K_{30}$; 4- $N_{60}P_{60}K_{60}$; 5- $N_{90}P_{90}K_{90}$; 6- післядія другого року 40 т/га гною + $N_{30}P_{30}K_{30}$. Те саме з інокуляцією.

Рис. 4.2.3 Емісія CO₂ з ґрунту під горохом за дії добрив та інокуляції

Емісія CO₂ за різних рівнів удобрення гороху та біологічного препарату Ризогуміну (2013-2015 рр.)

Варіанти дослідів	Емісія С-CO ₂ , т/га						Середнє за три роки, т/га	
	2013 р.		2014 р.		2015 р.			
	без інокуляції	з інокуляцією	без інокуляції	з інокуляцією	без інокуляції	з інокуляцією	без інокуляції	з інокуляцією
Без добрив, контроль	2,29	1,73	2,05	1,93	2,32	2,11	2,22	1,92
40т гною (післядія)	5,69	5,86	5,71	6,08	4,75	4,61	5,38	5,52
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,66	3,63	2,58	2,47	2,88	2,73	3,04	2,94
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,81	3,40	3,73	3,41	3,61	3,29	3,72	3,37
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	4,55	3,71	4,39	3,95	4,25	4,02	4,40	3,89
40т гною (післядія) + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	6,46	6,31	6,05	6,05	4,97	4,88	5,83	5,75

Порівнюючи показники у різних блоках дослідів, слід звернути увагу, що передпосівна інокуляція насіння Ризогуміном сприяє збільшенню вмісту хлорофілів у листках гороху від 5,5 до 13,1% залежно від агрофону.

Спостереження за накопиченням біомаси рослин залежно від варіантів дослідів свідчать про достовірне збільшення показників при застосуванні біопрепарату по наступних фонах: без добрив, $N_{30}P_{30}K_{30}$, $N_{60}P_{60}K_{60}$ та $N_{90}P_{90}K_{90}$ (табл. 4.2.4).

Таблиця 4.2.2

**Площа листової поверхні рослин гороху за дії добрив та інокуляції
Ризогуміном (2015 р.)**

Варіанти дослідів	Площа листової поверхні, тис. м ² /га	
	без інокуляції	з інокуляцією
Без добрив, контроль	21,62 ± 0,70	22,63 ± 0,33
40т гною (післядія)	27,11 ± 0,39	27,57 ± 0,27
$N_{30}P_{30}K_{30}$	23,88 ± 0,80	25,13 ± 0,47
$N_{60}P_{60}K_{60}$	26,37 ± 0,61	27,10 ± 0,73
$N_{90}P_{90}K_{90}$	27,78 ± 0,78	29,13 ± 0,49
40т гною (післядія) + $N_{30}P_{30}K_{30}$	27,05 ± 0,82	27,60 ± 0,78

Щодо визначення маси сухих коренів, то використання Ризогуміну по фонах післядії органічного добрива та за органо-мінерального удобрення, сприяло лише тенденції до позитивних змін, що підтверджує раніше зроблені припущення щодо значного нівелювання позитивної дії препарату за поєднання з органічними добривами навіть за їх післядії.

Оскільки взаємодія біотичного (Ризогумін) та абіотичного (окремі рівні удобрення) сприяють збільшенню маси наземної частини та коренів, закономірно постає питання щодо можливості зміни вмісту органічної речовини в ґрунті після вирощування гороху. Як свідчать отримані

результати (табл. 4.2.5), найбільше зростання спостерігається у варіантах з післядією 40 т гною, та 40т гною(післядія) + N₃₀P₃₀K₃₀. Проте це пов'язано з надходженням органіки разом із гноєм.

Таблиця 4.2.3

Вміст фотосинтетичних пігментів у листках рослин картоплі за дії добрив та Ризогуміну, (2015 р.)

Варіанти дослідів	Хлорофіл, мг / на 100 г листкової маси		
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>a+b</i>
<i>Без інокуляції</i>			
Без добрив, контроль	67,1 ± 1,3	27,5 ± 0,6	94,6 ± 2,0
40 т гною (післядія)	89,1 ± 1,0	38,2 ± 0,6	127,3 ± 1,5
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	75,7 ± 1,7	31,3 ± 0,6	107,0 ± 2,3
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	86,4 ± 1,7	36,8 ± 0,8	123,2 ± 2,5
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	89,5 ± 2,1	38,7 ± 1,0	128,2 ± 3,2
40 т гною (післядія) + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	94,2 ± 1,3	40,8 ± 0,6	135,0 ± 1,9
<i>З інокуляцією</i>			
Без добрив, контроль	75,7 ± 1,7	31,3 ± 0,6	107,0 ± 2,3
40 т гною (післядія)	96,4 ± 1,3	41,9 ± 0,6	138,3 ± 1,9
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	83,1 ± 1,5	35,3 ± 0,7	118,4 ± 2,2
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	90,9 ± 1,6	39,1 ± 0,8	130,0 ± 2,3
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	95,0 ± 1,5	41,4 ± 0,9	136,5 ± 2,4
40 т гною (післядія) + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	99,7 ± 1,3	43,8 ± 0,6	143,6 ± 1,9

По мірі зростання норм мінеральних добрив збільшується вміст органічної речовини в ґрунті за рахунок надходження корневих решток. Що

стосується дії біологічного препарату Ризогуміну, по варіантах досліду спостерігається тенденція до зростання вмісту органічної речовини в ґрунті.

Таблиця 4.2.4

Накопичення маси рослин гороху за дії добрив та Ризогуміну (2015 р.)

Варіанти досліду	Наземна маса сухих рослин, т/га		Маса сухих коренів, т/га	
	без біопрепарату	з Ризогуміном	без біопрепарату	з Ризогуміном
Без добрив, контроль	5,79±0,30	6,46±0,38	0,524 ± 0,024	0,599 ± 0,033
40 т гною (післядія)	7,11±0,40	8,07±0,15	0,613 ± 0,044	0,670 ± 0,031
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	6,49±0,38	7,86±0,51	0,587 ± 0,028	0,698 ± 0,029
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	7,19±0,39	8,26±0,48	0,643 ± 0,034	0,711 ± 0,038
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	7,54±0,35	8,87±0,64	0,668 ± 0,030	0,739 ± 0,025
40 т гною (післядія) + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	7,26±0,44	8,31±0,28	0,656 ± 0,023	0,721 ± 0,035

Таблиця 4.2.5

Вміст органічної речовини в ґрунті в агроценозі рослин гороху залежно від добрив та інокуляції, % (2014 р.)

Варіанти досліду	Органічна речовина, %	
	Без інокуляції	З інокуляцією
Без добрив, контроль	3,24±0,09	3,27±0,08
40 т гною (післядія)	3,38±0,10	3,42±0,11
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,26±0,08	3,34±0,09
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,36±0,09	3,44±0,11
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	3,34±0,10	3,41±0,12
40 т гною(післядія) + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,40±0,11	3,43±0,10

Збільшення вмісту органічної речовини за використання Ризогуміну, безперечно, не зможе вирішити проблему її накопичення та оптимізації синтезу гумусу у ґрунтах агроценозів. Проте у комплексі агрозаходів, орієнтованих на забезпечення ґрунтів органічною речовиною, передпосівна бактеризація може бути тією важливою складовою, яка сприяє вирішенню зазначеної проблеми.

У цілому, за результатами проведених досліджень можна зробити наступні висновки:

- комплексна біологічна оцінка доцільності видів і норм добрив надає об'єктивну інформацію щодо перспектив удобрення гороху;
- важливою та інформативною є оцінка не лише динаміки формування бобово-ризобіального симбіозу, а і його функціонування; використання для біологічної індикації стану ґрунтів агроценозів, зокрема з горохом, показників біологічної трансформації азоту є одним із оптимальних рішень; урахування показників перебігу зазначених процесів при розрахунках рівнів удобрення є надзвичайно бажаним;
- оптимальним за впливом на перебіг біологічних процесів трансформації азоту та вуглецю в агроценозах з горохом є застосування в технології вирощування культури невисоких норм мінеральних добрив ($N_{30}P_{30}K_{30}$); доцільним є також внесення $N_{60}P_{60}K_{60}$;
- поєднання зазначених агрофонів з використанням Ризогуміну сприяє оптимізації перебігу процесів біологічної трансформації сполук азоту і вуглецю;

Основні результати проведених досліджень опубліковані у наукових працях [238–243, 247–253].

РОЗДІЛ 5

ПРОДУКТИВНІСТЬ КАРТОПЛІ І ГОРОХУ ЗА ВПЛИВУ ДОБРІВ ТА БІОПРЕПАРАТІВ

5.1 Урожайність картоплі та якість продукції за впливу добрив і Біограну. Найефективнішими щодо впливу на урожайність картоплі є: органо-мінеральне удобрення (приріст до контролю – 90,4% та в поєднанні з інокуляцією – 96,8%), висока норма мінеральних добрив (приріст до контролю – 80,8% і 95,2%, відповідно) та органічні добрива (приріст до контролю – 73,7% і 78,2%, відповідно) (табл. 5.1.1). Як бачимо, показники найбільшої продуктивності культури не співпадають з оптимальними показниками розвитку і функціонування мікроорганізмів кореневої сфери (за виключенням варіанту з гноєм) та перебігу біологічної трансформації азоту і вуглецю, що описано нами в попередніх розділах. За умови пошуку компромісу між екологічним станом агроценозу і його продуктивністю доцільними при вирощуванні картоплі на чорноземі вилуженому є органічна система удобрення або внесення мінеральних добрив у нормах, що не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$.

За внесення мінеральних добрив у зазначених кількостях неможливо отримати максимальну урожайність культури, проте ситуація значною мірою поліпшується за використання мікробного препарату по цих агрофонах. Так, застосування Біограну по фонах $N_{40}P_{40}K_{40}$ і $N_{80}P_{80}K_{80}$ забезпечує приріст продуктивності культури на 11% і 10% (2,3 і 2,4 т/га відповідно) і є одним із найефективніших у досліді поєднань досліджуваних чинників. Відмітимо, що використання біопрепарату по фону $N_{80}P_{80}K_{80}$ сприяє отриманню рівня урожайності картоплі, який наближається до показників варіанту з внесенням $N_{120}P_{120}K_{120}$. Проте в першому випадку маємо екологічно сприятливі умови в агроценозі, на відміну від другого.

Зроблені висновки підтверджуються результатами виробничого дослідження, проведеного у 2016 р. в ТОВ «Агрофірма КОЛОС» (Київська обл., Сквирський р-н (Додаток Д 9)).

Вплив удобрення та Біограну на урожайність картоплі

Варіанти дослідів	Урожайність, т/га						Приріст від добрив (у т. ч. при взаємодії з Біограном)		Приріст від інокуляції	
	2011 р.	2012 р.	2013 р.	2014 р.	2015 р.	середнє	т/га	%	т/га	%
<i>Без бактеризації</i>										
Без добрив (контроль)	17,4	18,3	12,9	15,5	14,0	15,6	-	-	-	-
40 т/га гною	31,3	32,0	20,7	30,3	21,4	27,1	11,5	73,7	-	-
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	23,4	24,3	17,3	23,3	16,5	21,0	5,4	34,6	-	-
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	24,7	27,3	20,9	28,8	17,6	23,9	8,3	53,2	-	-
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	31,4	33,3	24,3	31,0	21,2	28,2	12,6	80,8	-	-
40 т/га гною + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	33,8	34,3	24,4	33,5	22,7	29,7	14,1	90,4	-	-
<i>З Біограном</i>										
Без добрив	18,9	20,1	13,4	16,9	15,6	17,0	-	-	1,4	9,0
40 т/га гною	31,7	32,9	20,8	31,2	22,3	27,8	12,2	78,2	0,7	2,3
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	25,8	27,6	19,7	25,3	17,9	23,3	7,7	49,4	2,3	11,0
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	27,7	29,9	22,6	30,6	20,9	26,3	10,7	68,6	2,4	10,0
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	32,9	35,0	25,9	32,2	27,2	30,6	15,0	95,2	2,4	8,5
40 т/га гною + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	34,6	35,7	25,5	34,5	23,4	30,7	15,1	96,8	1,0	3,4
НІР ₀₅ по досліді	1,87	1,78	2,82	2,87	1,57					
для агрофонів	1,08	1,09	1,99	1,86	1,11					
для інокуляції та взаємодії	0,76	0,74	1,00	0,99	0,59					

Вплив добрив та Біограну картоплі на якісні показники продукції (2012-2014 р.)

Варіанти дослідів	Вміст крохмалю, %			Вміст NO ₃ ⁻ , мг/кг			Вміст вітаміну С, мг %		
	2012 р.	2013 р.	2014 р.	2012 р.	2013 р.	2014 р.	2012 р.	2013 р.	2014 р.
<i>Без інокуляції</i>									
Без добрив	13,44±0,05	13,38±0,03	13,85±0,03	37,0±2,7	41,8±1,2	52,6±0,5	12,87±0,57	14,63±0,41	17,4±0,12
40т/га гною	12,09±0,04	12,61±0,08	13,38±0,03	53,2±1,4	51,2±0,4	69,0±0,5	11,40±0,31	14,17±0,38	17,1±0,12
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	14,97±0,04	14,21±0,08	13,94±0,06	63,0±0,5	72,6±3,1	76,3±0,6	12,93±0,58	14,87±0,19	18,1±0,18
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	14,33±0,05	14,12±0,06	13,74±0,03	76,6±3,0	86,3±1,2	87,6±0,7	13,00±0,00	15,67±0,35	17,6±0,76
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	14,74±0,03	14,15±0,05	14,30±0,06	105,0±5,5	131,0±1,7	147,3±1,3	13,87±0,33	15,6±0,60	17,9±0,18
40 т/га гною + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	13,56±0,0	13,82±0,06	14,12±0,06	110,7±4,4	120,0±1,0	143,0±1,7	13,40±0,35	14,77±0,35	18,6±0,12
<i>З Біограном</i>									
Без добрив	13,5±0,03	13,41±0,03	13,85±0,03	36,8±0,5	50,4±1,0	51,2±0,4	14,13±0,18	15,43±0,47	18,00±0,17
40т/га гною	12,04±0,03	12,46±0,00	13,47±0,03	51,7±2,8	69,8±2,3	72,5±0,9	14,60±0,35	14,77±0,15	18,4±0,29
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	14,24±0,0	14,21±0,03	14,12±0,06	59,7±0,8	78,8±1,0	69,0±0,5	14,00±0,70	15,10±0,21	17,7±0,15
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	14,61±0,0	14,63±0,03	14,34±0,06	67,5±1,0	80,5±1,1	81,1±0,6	15,27±0,33	16,17±0,17	18,2±0,17
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	14,88±0,01	14,75±0,00	14,42±0,00	83,2±3,6	99,0±1,2	131,0±1,7	16,13±0,07	16,27±0,15	19,5±0,12
40 т/га гною + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	12,52±0,03	13,47±0,03	14,30±0,06	97,0±1,2	100,7±2,0	125,0±1,7	14,53±0,24	15,53±0,27	19,6±0,15

Інокуляція впливає на якісні показники отриманої продукції. Підвищення крохмалистості картоплі є фактично збільшенням урожаю цієї культури, тож, оцінюючи ефективність Біограну, важливо враховувати його вплив на накопичення крохмалю в продукції (табл. 5.1.2).

Використання Біограну в технологіях вирощування картоплі сприяє зниженню вмісту нітратів у продукції. Ці особливості нами показано в усі роки проведення досліджень. Зниження вмісту нітратів у рослинах за використання мікробних препаратів є відомим ефектом [138, 254], який пояснюється як до певного рівня «розбавленням» збільшеною масою інокульованих рослин, так і (більшою мірою) активним залученням нітратів до азотного метаболізму в рослинах. Нітрат при цьому стає субстратною основою у синтезі амінокислот і, відповідно, білків.

Відомо, що шкідливість нітратів в організмі людини значною мірою може знешкоджувати аскорбінова кислота [242]. Тож зростання її вмісту за зменшення кількості нітратів у бульбах, є надзвичайно важливим показником. Нашими дослідженнями показано, що застосування Біограну сприяє значній інтенсифікації синтезу аскорбінової кислоти. Її вміст у бульбах достовірно зростає практично по всіх агрофонах.

Отже, застосування Біограну в наших дослідах сприяє покращенню якості продукції за рахунок зростання вмісту крохмалю, зниження вмісту нітратів у бульбах картоплі, та внаслідок зростання вмісту аскорбінової кислоти, яка здатна нівелювати негативний вплив нітратів в організмах теплокровних.

Підсумовуючи, слід зазначити, що оптимізація перебігу процесів біологічної трансформації сполук азоту і вуглецю, покращення таких показників як накопичення наземної маси і розвиток кореневої системи, вміст фотосинтезуючих пігментів, площа асиміляційної поверхні та ін. позитивно позначається на продукційному процесі картоплі при вирощуванні культури по фізіологічно сприятливих агрофонах та за використання мікробного препарату Біограну.

5.2 Урожайність гороху та якість продукції за впливу біотичних та абіотичних чинників. Урожайність гороху найбільшою мірою зростає за внесення мінеральних добрив у нормах $N_{60}P_{60}K_{60}$ та $N_{90}P_{90}K_{90}$. Проте слід відмітити, що віддача урожаєм найвищої в досліді норми порівняно з середньою невисока (табл. 5.2.1). Другого року післядія гною не у всі роки досліджень забезпечує статистично достовірний приріст урожаю. Суттєво коригує ситуацію застосування біопрепарату для передпосівної обробки насіння. Так, приріст від інокуляції знаходиться в межах трьох - п'яти центнерів зерна з одного гектара. Найбільший приріст урожайності культури від застосування Ризогуміну відмічається по фоні найменшої норми мінеральних добрив - 18,5%. Урожайність при цьому складає 3,2 т/га, що дорівнює найвищому показникові у блоці варіантів без використання Ризогуміну.

При порівнянні впливу Ризогуміну на урожайність культури з дією мінеральних добрив приходимо висновку про еквівалентність ефекту бактеризації дії мінеральних добрив у нормі, не меншій за $N_{30}P_{30}K_{30}$. Так, у варіанті $N_{30}P_{30}K_{30}$ + Ризогумін урожайність у середньому склала 3,2 т/га, такий же рівень відмічено при застосуванні середньої і найвищої в досліді норм мінеральних добрив, але без бактеризації. Використання біопрепарату по фоні $N_{60}P_{60}K_{60}$ дозволило отримати урожайність на рівні 3,5 т/га. Такого рівня не вдалося досягнути у блоці без бактеризації по жодному з досліджених агрофонів.

Зроблені висновки підтверджуються результатами виробничого досліді, проведеного в ТОВ «Агрофірма КОЛОС» (Київська обл., Сквирський р-н (Додаток Д 10). Одержані результати свідчать, що оптимальними є поєднання добрив у невисокій нормі $N_{30}P_{30}K_{30}$, $N_{60}P_{60}K_{60}$ і Ризогуміну.

Визначення вмісту білка в зерні гороху демонструє збільшення показників по всіх випробуваних агрофонах. Найбільшою мірою синтез білка залежав від мінерального живлення рослин (табл. 5.2.2).

Вплив удобрення та бактеризації на урожайність гороху

Варіанти досліду	Урожайність, т/га						Приріст від добрив (у т. ч. при взаємодії з біопрепаратом)		Приріст від інокуляції	
	2011 р.	2012 р.	2013 р.	2014 р.	2015 р.	середнє	т/га	%	т/га	%
<i>Без бактеризації</i>										
Без добрив (контроль)	2,6	1,5	1,9	2,7	2,1	2,2	-	-	-	-
40 т/га гною (другого року післядія)	-	-	2,3	3,1	2,2	2,5	0,3	13,6	-	-
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,0	1,8	2,8	3,7	2,4	2,7	0,5	22,7	-	-
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,3	2,0	3,2	3,9	2,9	3,1	0,9	40,9	-	-
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	3,4	2,1	3,4	4,0	2,9	3,2	1,0	45,5	-	-
40 т/га гною (другого року післядія) + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	-	-	2,8	3,8	2,4	3,0	0,8	36,4	-	-
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>										
Без добрив	3,1	1,9	2,3	2,9	2,3	2,5	-	-	0,3	13,6
40 т/га гною (другого року післядія)	-	-	2,5	3,5	2,3	2,8	0,6	27,3	0,3	12,0
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,7	2,1	3,3	4,2	2,8	3,2	1,0	45,5	0,5	18,5
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,9	2,3	3,5	4,4	3,2	3,5	1,3	59,1	0,4	12,9
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	4,0	2,3	3,6	4,6	3,3	3,6	1,4	63,6	0,4	12,5
40 т/га гною (другого року післядія) + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	-	-	3,1	4,2	2,8	3,4	1,2	54,5	0,4	13,3
НІР ₀₅ по досліді	0,28	0,25	0,29	0,44	0,19					
для агрофонів	0,16	0,13	0,17	0,31	0,12					
для інокуляції та взаємодії	0,12	0,12	0,14	0,17	0,09					

Істотний вплив на вміст білка має також і застосування Ризогуміну. Винятком є лише варіант другого року післядії гною, де біопрепарат не вплинув на досліджуваний показник.

У той же час, пряма дія мінеральних добрив ($N_{30}P_{30}K_{30}$), застосованих по фоні післядії гною, у поєднанні з передпосівною бактеризацією насіння, забезпечує зростання вмісту білка в зерні.

Таблиця 5.2.2

Вплив добрив і передпосівної бактеризації на вміст білка в зерні гороху (2013 р.)

Варіанти досліду	Вміст білка в зерні гороху, %	
	без інокуляції	з Ризогуміном
Без добрив	20,74 ± 0,09	21,03 ± 0,15
Гній, 40 т/га (післядія)	21,50 ± 0,11	21,63 ± 0,13
$N_{30}P_{30}K_{30}$	21,47 ± 0,09	21,83 ± 0,09
$N_{60}P_{60}K_{60}$	21,85 ± 0,04	22,03 ± 0,06
$N_{90}P_{90}K_{90}$	22,03 ± 0,03	22,08 ± 0,04
40 т/га гною (післядія) + $N_{30}P_{30}K_{30}$	21,63 ± 0,11	22,05 ± 0,10

Таким чином, оптимальним за впливом на перебіг окремих біологічних процесів при вирощуванні гороху на чорноземі вилуженому та дією на продукційний процес культури є застосування в технології вирощування культури невисоких та середніх у досліді норм мінеральних добрив ($N_{30}P_{30}K_{30}$ та $N_{60}P_{60}K_{60}$). Поєднання всіх досліджуваних агрофонів з Ризогуміном (за виключенням високої норми туків) сприяє суттєвому зростанню урожайності культури.

Основні результати проведених досліджень, що наведено в розділі, відображено в публікаціях [247, 255].

РОЗДІЛ 6
ЕКОНОМІЧНА ТА ЕНЕРГЕТИЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ
ВИРОБНИЦТВА КАРТОПЛІ І ГОРОХУ ЗА ВПЛИВУ ДОБРІВ ТА
БІОПРЕПАРАТІВ

Оцінку економічної ефективності впливу застосування досліджуваних варіантів удобрення і біопрепаратів на урожайність картоплі та гороху проведено за використання методик [223, 224] і загальноприйнятих методичних підходів, що ґрунтуються на порівнянні результатів від проведення певного агрозаходу із витратами на його застосування. З цією метою нами проаналізовано такі основні показники економічної ефективності: собівартість одиниці продукції, прибуток, рівень рентабельності виробництва, окупність додаткових витрат. Під час визначення витрат, пов'язаних із застосуванням мікробних препаратів, нами враховано зміну не лише тих показників, які безпосередньо пов'язані з інокуляцією (прямі витрати: вартість препарату, витрати на проведення бактеризації, витрати на доробку і транспортування додаткового урожаю тощо), а також і зміну накладних витрат, які при калькуляції собівартості продукції розподіляють пропорційно прямим. З цією метою проводили розрахунок повної собівартості продукції, оскільки прибуток, як один із кінцевих показників економічної ефективності, є різницею між ціною та повною собівартістю продукції. Такий методологічний і методичний підхід дещо підвищує розрахунковий рівень затрат на застосування препаратів, але, в той же час, сприяє об'єктивнішій оцінці економічної ефективності даного агрозаходу [256].

Оскільки наші польові дослідження проведено на відносно невеликих ділянках (86 м²), то для визначення операційних витрат за різних варіантів досліду ми застосували моделювання технологій в умовах виробничих масштабів із використанням типових технологій. Технологічні операції, витрати ресурсів і алгоритм калькуляції продукції прийнято на базі методики Національного наукового центру „Інститут аграрної економіки”

НААН [225, 226] з включенням додаткових витрат, пов'язаних із застосуванням досліджуваних мікробних препаратів. При цьому вартість гною прийнято на рівні його собівартості, обчисленої згідно [231] з типовими технологічними картами. Вартість гною та витрати на його застосування повністю віднесено на культуру, під яку його було внесено (картопля) згідно [231]. Ціни на ресурси і сільськогосподарську продукцію прийнято на середньому рівні 2015 р. згідно статистичних даних.

Оцінку біоенергетичної ефективності досліджуваних систем удобрення і біопрепаратів нами проведено за такими показниками: витрати антропогенної енергії з розрахунку на 1 т отриманої продукції, коефіцієнт енергетичної ефективності (відношення енерговмісту господарсько цінної частини врожаю (бульби картоплі та зерно гороху) до витрат антропогенної енергії на його отримання), коефіцієнт енергетичної ефективності додаткових витрат енергії (відношення енерговмісту додаткового урожаю до додаткових витрат антропогенної енергії на його отримання). Для цього витрати всіх видів матеріальних ресурсів та отриманий урожай переводили в енергетичні еквіваленти за методиками та нормативами [227–230].

6.1 Економічна ефективність виробництва картоплі за різних агрофонів та використання Біограну. Основні показники економічної ефективності виробництва картоплі за впливу добрив та Біограну наведено в (табл. 6.1). Усі досліджувані варіанти мають вищу економічну ефективність у порівнянні з контролем. Це обумовлено тим, що за наявної цінової ситуації збільшення грошових витрат із розрахунку на 1 га на проведення досліджуваних агрозаходів відстає від росту урожайності.

У варіантах без бактеризації найвищу економічну ефективність за всіма показниками має органічна система удобрення. Органо-мінеральна система за собівартістю та рентабельністю поступається лише максимальному в досліді мінеральному агрофону, але забезпечує найменшу окупність додаткових витрат, оскільки вони в меншій мірі, у порівнянні з іншими варіантами, окупаються додатковим урожаєм.

Економічна ефективність виробництва картоплі за різних агрофонів та використання Біограну

Варіанти удобрення	Урожайність			Витрати на 1 га			Собівартість 1 т			Прибуток на 1 га			Рентабельність			Окупність додатковим прибутком додаткових витрат, грн./грн.	
	т/га	приріст, %		грн.	приріст, %		грн.	приріст, %		грн.	приріст, %		%	приріст, в.п.			
		від добрив та Біограну	від інокуляції		від добрив та Біограну	від інокуляції		від добрив та Біограну	від інокуляції		від добрив та Біограну	від інокуляції		від добрив та Біограну	від інокуляції		
без бактеризації																	
Без добрив (контроль)	15,6	-	-	25912	-	-	1661	-	-	11154	-	-	43,0	-	-	-	-
40 т/га гною	27,1	73,7	-	32225	24,4	-	1189	-28,4	-	32165	188,4	-	99,8	56,8	-	3,33	-
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	21,0	34,6	-	29589	14,2	-	1409	-15,2	-	20307	82,1	-	68,6	25,6	-	2,49	-
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	23,9	53,2	-	33018	27,4	-	1382	-16,8	-	23768	113,1	-	72,0	28,9	-	1,78	-
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	28,2	80,8	-	36558	41,1	-	1296	-22,0	-	30445	173,0	-	83,3	40,2	-	1,81	-
40 т/га гною + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	29,7	90,4	-	38882	50,1	-	1309	-21,2	-	31685	184,1	-	81,5	38,4	-	1,58	-

Продовження табл. 6.1

з Біограном																	
Без добрив	17,0	-	9,0	26448	-	2,1	1556	-	-6,3	13944	-	25,0	52,7	-	9,7	-	5,21
40 т/Га гною	27,8	78,2	2,6	32705	26,2	1,5	1176	-29,2	-1,1	33348	199,0	3,7	102,0	58,9	2,1	3,27	2,46
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	23,3	49,4	11,0	30195	16,5	2,1	1296	-22,0	-8,0	25165	125,6	23,9	83,3	40,3	14,7	3,27	8,01
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	26,3	68,6	10,0	33633	29,8	1,9	1279	-23,0	-7,4	28856	158,7	21,4	85,8	42,8	13,8	2,29	8,28
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	30,6	96,2	8,5	37172	43,5	1,7	1215	-26,9	-6,3	35533	218,6	16,7	95,6	52,5	12,3	2,17	8,28
40 т/Га гною + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	30,7	96,8	3,4	39386	52,0	1,3	1283	-22,8	-2,0	33557	200,9	5,9	85,2	42,2	3,7	1,66	3,71

Серед мінеральних агрофонів найвищу економічну ефективність має найвищий у досліді, оскільки забезпечує найкраще співвідношення між витратами та продуктивністю. Але окупність додаткових витрат майже однакова із середнім агрофоном і помітно поступається мінімальному, оскільки додаткові витрати не в повній мірі окупаються додатковим урожаєм.

Застосування Біограну за переважного збереження описаних вище тенденцій сприяє помітному підвищенню економічної ефективності виробництва в усіх досліджуваних системах удобрення у порівнянні з варіантами без бактеризації та абсолютним контролем. Зазначене є результатом відставання витрат грошових коштів із розрахунку на 1 га при застосуванні препарату у порівнянні з приростом урожайності. Найбільше зростання показників економічної ефективності спостерігається по мінеральних агрофонах за рахунок активнішого використання мінеральних добрив і, відповідно, формування більшого приросту врожайності.

Системи із залученням гною у меншій мірі відгукувалися на застосування Біограну.

Органо-мінеральне удобрення за показниками собівартості та рентабельності дещо поступається мінеральному середньому агрофону, але має найменший рівень окупності додаткових витрат у порівнянні з усіма іншими системами удобрення.

6.2 Енергетична ефективність виробництва картоплі за різних агрофонів та використання Біограну. Основні показники енергетичної ефективності виробництва картоплі за впливу добрив та Біограну наведено в (табл. 6.2). Усі досліджувані варіанти мають вищу енергетичну ефективність у порівнянні з контролем за рахунок того, що збільшення витрат антропогенної енергії з розрахунку на 1 га окупається набагато більшим (переважно у рази) приростом урожайності і, відповідно, енерговмістом отриманої додаткової продукції.

Таблиця 6.2

Енергетична ефективність виробництва картоплі

Варіанти удобрення	Урожайність			Витрати антропогенної енергії на 1 га			Витрати антропогенної енергії на 1 т			Енергія господарськи цінної частини урожаю на 1 га			Коефіцієнт енергетичної ефективності			Коефіцієнт енергетичної ефективності додаткових витрат енергії, МДж/МДж	
	т/га	приріст, %		МДж	приріст, %		МДж	приріст, %		МДж	приріст, %		значення	приріст, п.		від добрив та Біограну	від інокуляції
		від добрив та Біограну	від інокуляції		від добрив та Біограну	від інокуляції		від добрив та Біограну	від інокуляції		від добрив та Біограну	від інокуляції					
без бактеризації																	
Без добрив (контроль)	15,6	-	-	39924	-	-	2559	-	-	57065	-	-	1,43	-	-	-	-
40 т/га гною	27,1	73,7	-	67686	69,5	-	2498	-2,4	-	99132	73,7	-	1,46	0,04	-	1,52	-
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	21,0	34,6	-	43574	9,1	-	2075	-18,9	-	76818	34,6	-	1,76	0,33	-	5,41	-
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	23,9	53,2	-	46504	16,5	-	1946	-24,0	-	87426	53,2	-	1,88	0,45	-	4,61	-
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	28,2	80,8	-	49752	24,6	-	1764	-31,1	-	103156	80,8	-	2,07	0,64	-	4,69	-
40 т/га гною + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	29,7	90,4	-	72968	82,8	-	2457	-4,0	-	108643	90,4	-	1,49	0,06	-	1,56	-
з Біограном																	
Без добрив	17,0	-	9,0	40837	-	2,3	2402	-	-6,1	62186	-	9,0	1,52	-	0,09	-	5,61
40 т/га гною	27,8	78,2	2,6	68440	71,4	1,1	2462	-3,8	-1,4	101692	78,2	2,6	1,49	0,06	0,02	1,57	3,40
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	23,3	49,4	11,0	44692	11,9	2,6	1918	-25,1	-7,6	85231	49,4	11,0	1,91	0,48	0,14	5,91	7,53
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	26,3	68,6	10,0	47644	19,3	2,5	1812	-29,2	-6,9	96205	68,6	10,0	2,02	0,59	0,14	5,07	7,70
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	30,6	96,2	8,5	50893	27,5	2,3	1663	-35,0	-5,7	111935	96,2	8,5	2,20	0,77	0,13	5,00	7,70
40 т/га гною + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	30,7	96,8	3,4	73790	84,8	1,1	2404	-6,1	-2,2	112301	96,8	3,4	1,52	0,09	0,03	1,63	4,45

У варіантах без бактеризації мінеральні добрива мають вищу енергетичну ефективність у порівнянні з системами, де застосовували гній. Передусім, це є результатом того, що за наявних енергетичних еквівалентів та норм добрив і віддачі від них, гній є енергоємнішим у порівнянні з мінеральними добривами і всі витрати енергії, пов'язані з його застосуванням, віднесено на картоплю (аналогічно до методичних підходів при розрахунках по економічній ефективності). Тому найменшу енергетичну ефективність має органічна система, а органо-мінеральна займає проміжне місце між нею та мінеральними. В мінеральних системах по мірі збільшення норм добрив підвищується і енергетична ефективність.

Застосування Біограну (табл. 6.2), сприяє помітному підвищенню енергетичної ефективності за рахунок випереджаючого росту урожайності в порівнянні з додатковими витратами антропогенної енергії із розрахунку на 1 га. При порівнянні між агрофонами спостерігаються ті ж самі тенденції, що і у варіантах без Біограну (вища ефективність мінеральних систем). При цьому у варіантах з мінеральним удобренням спостерігається більша віддача на застосування препарату, а варіант без добрив випереджає органічну систему і є близьким до органо-мінеральної.

6.3 Економічна ефективність вирощування гороху за різних агрофонів та передпосівної бактеризації. Основні показники економічної ефективності виробництва гороху за впливу добрив та Ризогуміну наведено в (табл. 6.3).

Усі досліджувані варіанти є рентабельними. В той же час, результати аналізу свідчать, що у порівнянні з контрольним варіантом вищу економічну ефективність забезпечує лише органічна система внаслідок того, що приріст урожайності є вищим у порівнянні зі збільшенням грошових витрат із розрахунку на 1 га посівної площі. В економічному розумінні це є результатом того, що приріст урожайності отримано завдяки післядії гною, в той час як, згідно чинних методик калькуляції собівартості, витрати на його застосування віднесено на ту культуру, під яку його внесено (картоплю).

Мінеральні системи сприяють отриманню більших приростів урожайності, ніж органічна, але, за наявних цін на добрива, це супроводжується випереджаючим ростом грошових витрат із розрахунку на 1 га посівної площі, що призводить до погіршення усіх економічних показників. При цьому по мірі збільшення норм добрив зменшується і економічна віддача від них. Найнижчим рівнем економічної ефективності характеризується максимальний у досліді агрофон, по якому, до того ж спостерігається і найменший приріст урожайності від наступної дози добрив.

Органо-мінеральне удобрення за рівнем економічної ефективності займає проміжне місце між органічним та мінеральним, поступаючись контролю за собівартістю та рентабельністю виробництва. При цьому воно забезпечує мінімальну (меншу одиниці) окупність додаткових витрат.

Застосування Ризогуміну за переважного збереження описаних вище тенденцій сприяє помітному підвищенню економічної ефективності виробництва по всіх досліджуваних агрофонах порівняно з варіантами без бактеризації та абсолютним контролем. Зазначене є результатом відставання витрат грошових коштів із розрахунку на 1 га при застосуванні препарату в порівнянні з приростом урожайності.

Найбільше підвищення показників економічної ефективності спостерігається по мінеральних агрофонах за рахунок активнішого використання мінеральних добрив і, відповідно, формування більшого приросту врожайності, але за більшістю показників вони поступаються варіанту з бактеризацією без використання добрив. Найвищий рівень економічної ефективності серед систем з мінеральними добривами має мінімальна.

Системи з післядією гною мають вищий рівень економічної ефективності у порівнянні з мінеральними, але у меншій мірі відгуквалися на застосування Ризогуміну. При цьому органо-мінеральна система поступається варіанту без добрив за показниками собівартості та рентабельності, але забезпечує вищий рівень окупності додаткових витрат.

Економічна ефективність виробництва гороху

Варіанти удобрення	Урожайність			Витрати на 1 га			Собівартість 1 т			Прибуток на 1 га			Рентабельність			Окупність, грн./грн.	
	т/га	приріст, %		грн.	приріст, %		грн.	приріст, %		грн.	приріст, %		%	приріст, в.п.		грн./грн.	
		від добрив та Ризогуміну	від інокуляції		від добрив та Ризогуміну	від інокуляції		від добрив та Ризогуміну	від інокуляції		від добрив та Ризогуміну	від інокуляції		від добрив та Ризогуміну	від інокуляції		
без бактеризації																	
Без добрив (контроль)	2,2	-	-	6246	-	-	2839	-	-	4638	-	-	74,3	-	-	-	-
40 т/га гною (другого року післядія)	2,5	13,6	-	6261	0,2	-	2504	-11,8	-	6106	31,7	-	97,5	23,3	-	95,12	-
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	2,7	22,7	-	8769	40,4	-	3248	14,4	-	4588	-1,1	-	52,3	-21,9	-	-0,02	-
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,1	40,9	-	11222	79,7	-	3620	27,5	-	4113	-11,3	-	36,7	-37,6	-	-0,11	-
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	3,2	45,5	-	13532	116,7	-	4229	49,0	-	2298	-50,4	-	17,0	-57,3	-	-0,32	-
40 т/га гною (другого року післядія.)+ N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,0	36,4	-	8784	40,6	-	2928	3,1	-	6057	30,6	-	68,9	-5,3	-	0,56	-

Продовження таблиці 6.3

з Ризогуміном																	
Без добрив	2,5	-	13,6	6310	-	1,0	2524	-	-11,1	6058	-	30,6	96,0	-	21,8	-	22,24
40 т/га гною (другого року післядія)	2,8	27,3	12,0	6325	1,3	1,0	2259	-20,4	-9,8	7527	62,3	23,3	119,0	44,7	21,5	36,43	22,24
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,2	45,5	18,5	8843	41,6	0,8	2763	-2,7	-14,9	6987	50,7	52,3	79,0	4,8	26,7	0,90	32,35
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,5	59,1	12,9	11291	80,8	0,6	3226	13,6	-10,9	6023	29,9	46,4	53,3	-20,9	16,7	0,27	27,67
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	3,6	63,6	12,5	13601	117,8	0,5	3778	33,1	-10,7	4208	-9,3	83,1	30,9	-43,3	14,0	-0,06	27,67
40 т/га гною (другого року післядія) + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,4	54,5	13,3	8853	41,7	0,8	2604	-8,3	-11,1	7966	71,8	31,5	90,0	15,7	21,0	1,28	27,67

6.4 Енергетична ефективність вирощування гороху за різних агрофонів та передпосівної бактеризації. Основні показники енергетичної ефективності виробництва гороху за впливу добрив та Ризогуміну наведено в (табл. 6.4). Усі досліджувані варіанти мають вищу енергетичну ефективність (менші витрати антропогенної енергії з розрахунку на 1 т зерна та вищі коефіцієнти енергетичної ефективності) у порівнянні з контролем за рахунок того, що збільшення витрат антропогенної енергії із розрахунку на 1 га окупається набагато більшим приростом урожайності і, відповідно, енерговмістом отриманої додаткової продукції.

Серед досліджених агрофонів вищі показники енергетичної ефективності спостерігаються у варіантах із застосуванням гною. В математичному розумінні це є результатом того, що приріст урожайності отримано завдяки післядії гною, в той час як, аналогічно до чинних методик калькуляції собівартості, витрати антропогенної енергії на його застосування віднесено на ту культуру, під яку його внесено (картоплю). При цьому найвищим рівнем енергетичної ефективності характеризується органо-мінеральне удобрення.

Серед мінеральних агрофонів найвищий рівень енергетичної ефективності (на рівні показників органічного удобрення) має середній.

Застосування Ризогуміну сприяє значному підвищенню енергетичної ефективності в усіх досліджуваних варіантах порівняно як із абсолютним контролем, так і з варіантом без добрив за рахунок меншого зростання витрат антропогенної енергії із розрахунку на 1 га у порівнянні з підвищенням урожайності. При цьому мінеральні агрофони дещо перевершують (за виключенням максимального агрофону) органічний. Найвищим рівнем енергетичної ефективності характеризується органо-мінеральний агрофон. У той же час, найвища окупність додаткових витрат антропогенної енергії спостерігається за мінімального агрофону завдяки, передусім, найбільшому приросту урожайності від наступної дози добрив.

Енергетична ефективність виробництва гороху

Варіанти удобрення	Урожайність			Витрати антропогенної енергії на 1 га			Витрати антропогенної енергії на 1 т			Енергія господарськи цінної частини урожаю на 1 га			Коефіцієнт енергетичної ефективності			Коефіцієнт енергетичної ефективності додаткових витрат енергії, МДж/МДж	
	т/га	приріст, %		МДж	приріст, %		МДж	приріст, %		МДж	приріст, %		значення	приріст, п.		від добрив та Ризогуміну	від інокуляції
		від добрив та Ризогуміну	від інокуляції		від добрив та Ризогуміну	від інокуляції		від добрив та Ризогуміну	від інокуляції		від добрив та Ризогуміну	від інокуляції					
	без бактеризації																
Без добрив (контроль)	2,2	-	-	16050	-	-	7295	-	-	38918	-	-	2,42	-	-	-	-
40 т/га гною (другого року післядія)	2,5	13,6	-	16184	0,8	-	6474	-11,3	-	44225	13,6	-	2,73	0,31	-	39,37	-
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	2,7	22,7	-	18142	13,0	-	6719	-7,9	-	47763	22,7	-	2,63	0,21	-	4,23	-
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,1	40,9	-	20046	24,9	-	6466	-11,4	-	54839	40,9	-	2,74	0,31	-	3,98	-
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	3,2	45,5	-	21725	35,4	-	6789	-6,9	-	56608	45,5	-	2,61	0,18	-	3,12	-
40 т/га гною (другого року післядія) + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,0	36,4	-	18276	13,9	-	6092	-16,5	-	53070	36,4	-	2,90	0,48	-	6,36	-

Продовження таблиці 6.4

з Ризогуміном																	
Без добрив	2,5	-	13,6	16252	-	1,3	6501	-	-10,9	44225	-	13,6	2,72	-	0,30	-	26,21
40 т/га гною (другого року післядія)	2,8	27,3	12,0	16387	2,1	1,3	5852	-19,8	-9,6	49532	27,3	12,0	3,02	0,60	0,29	31,47	26,21
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,2	45,5	18,5	18434	14,9	1,6	5761	-21,0	-14,3	56608	45,5	18,5	3,07	0,65	0,44	7,42	30,26
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,5	59,1	12,9	20293	26,4	1,2	5798	-20,5	-10,3	61915	59,1	12,9	3,05	0,63	0,32	5,42	28,60
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	3,6	63,6	12,5	21972	36,9	1,1	6103	-16,3	-10,1	63684	63,6	12,5	2,90	0,47	0,29	4,18	28,60
40 т/га гною (другого року післядія) + N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,4	54,5	13,3	18524	15,4	1,4	5448	-25,3	-10,6	60146	54,5	13,3	3,25	0,82	0,34	8,58	28,60

Таким чином, окупність додаткових витрат додатковим урожаєм картоплі при застосуванні Біограну по фону найменшої в досліді норми мінеральних добрив дорівнює показникам, отриманим по фону внесення гною – 3,27 грн. на одну потрачену гривню. Отже, у даних варіантах показники екологічної доцільності, визначені за перебігом біологічної трансформації азоту і вуглецю, співпадають з даними економічної ефективності агроприймів. Підвищення рівнів мінерального удобрення картоплі призводить до зменшення економічної ефективності за рахунок високої вартості туків. Проте компроміс між екологічними вимогами і економічним зиском цілком може бути вирішеним при вирощуванні культури за внесення $N_{80}P_{80}K_{80}$ і застосування Біограну.

Показники коефіцієнту енергетичної ефективності додаткових витрат енергії також свідчать, що найбільші значення отримуємо за вирощування картоплі по фону $N_{40}P_{40}K_{40}$ з одночасним використанням Біограну. Проте високий рівень енергетичної ефективності спостерігаються також і при застосуванні препарату по фону $N_{80}P_{80}K_{80}$ (і навіть по фону найвищої в досліді норми мінеральних добрив).

Дещо інша економічна ситуація складається при вирощуванні гороху. Післядія гною є ідеальним в економічному розумінні агрофоном, оскільки при цьому немає жодних витрат на удобрення. Використання мінеральних добрив під горох є збитковим, навіть за використання найменшої норми туків. За цих умов ситуацію виправляє застосування Ризогуміну. Поєднання біопрепарату з мінеральними добривами стає вигідним за внесення $N_{30}P_{30}K_{30}$ та $N_{60}P_{60}K_{60}$. Безальтернативність передпосівної бактеризації насіння гороху підтверджується також і розрахунками коефіцієнту енергетичної ефективності додаткових витрат енергії.

РОЗДІЛ 7

ОБГОВОРЕННЯ ОДЕРЖАНИХ РЕЗУЛЬТАТІВ

Як відомо, при розрахунках норм мінеральних добрив, у т. ч. й азотних, враховуються розміри запланованого урожаю, попередник та його удобрення, збалансованість мінерального живлення рослин, біологічні особливості культур і сортів, агротехніку їх вирощування. Ці параметри встановлюються в багатьох науково-дослідних установах на основі результатів балансових, польових та інших дослідів з урахуванням показників урожайності та економічної ефективності. При цьому екологічна складова систем удобрення сільськогосподарських культур, особливо у практиці аграрного виробництва, не береться до уваги. Вимоги сьогодення вимагають додавати до комплексу цих, безперечно цінних характеристик, також і показники екологічного стану агроценозів.

Важливим для встановлення раціональних норм азотних добрив для сільськогосподарської культури, є показник фізіологічної доцільності сполук азоту. При цьому фізіологічну доцільність можна ототожнювати з екологічною, оскільки фізіологічні потреби – це та кількість азоту, яка необхідна в конкретний момент розвитку рослин (і не більше). При цьому виключається наявність надлишкової кількості сполук азоту в ґрунті.

Встановлення екологічно доцільних норм азоту для сільськогосподарських культур стало можливим відносно недавно, з розвитком інструментальної бази досліджень особливостей трансформації сполук біогенних елементів, зокрема, газохроматографічних методів визначення нітрогеназної активності та інтенсивності емісії закису азоту. Застосування для удобрення культур фосфорних і калійних добрив при цьому можливе за принципом збалансованості до кількості азотних добрив.

Важливим доповненням до принципів визначення екологічно доцільних норм добрив може бути врахування інтенсивності емісії CO₂. Якщо раніше підвищення емісії діоксиду вуглецю з ґрунтів агроценозів

переважно розглядалося як бажане явище (трактувалося як підвищення біологічної активності ґрунту), то сьогодні цей процес більшою мірою слід ототожнювати з мінералізацією гумусу. Такого висновку слід прийти, зважаючи на обмеженість надходження свіжої органічної речовини до ґрунтів агроценозів у сучасному землеробстві країни (занепад тваринництва практично унеможливило забезпечення гноєм, до того ж, за цих умов у господарствах зникає необхідність у вирощуванні багаторічних трав, які здатні залишати в ґрунті до 15 т/га кореневої маси, збалансованої за азотом і вуглецем). Зважаючи на це, логічним є припущення, що процес мінералізації в ґрунтах за цих умов відноситься в першу чергу до трансформації гумусових сполук.

У зв'язку з цим стратегії удобрення сільськогосподарських культур повинні бути скореговані з урахуванням впливу добрив на екологічний стан ґрунтів і потенційні загрози для довкілля. Важливими діагностичними показниками при цьому можуть бути показники перебігу процесів біологічної трансформації сполук азоту і вуглецю.

Представлена до захисту дисертаційна робота присвячена дослідженню придатності окремих біологічних показників для обґрунтування рівнів удобрення двох сільськогосподарських культур – картоплі (характеризується інтенсивним типом азотного мінерального живлення) і гороху, для якого більшою мірою характерне симбіотрофне азотне живлення.

Отримані результати свідчать про високу показовість біологічних методів індикації доцільності рівнів удобрення картоплі, особливо за їх комплексного застосування. Серед досліджених біологічних тестів важливим є визначення в динаміці чисельності мікроорганізмів азотного циклу, у першу чергу, азотфіксувальних та денітрифікувальних. Як відомо, більшість діазотрофів здатні, крім зв'язування атмосферного азоту, також і до процесу біологічної денітрифікації. Ті чи інші функції (азотфіксація чи денітрифікація) у зазначених бактерій проявляються залежно від наявності в середовищі відповідної кількості мінеральних сполук азоту. Відслідкувавши

в динаміці чисельність бактерій, здатних до нітрогеназної активності та нітратного дихання залежно від норм азотних добрив, можна обґрунтувати допустиму в екологічному відношенні дозу мінерального азоту. Результати проведених досліджень підтверджують цю тезу.

Високою точністю характеризується польові газохроматографічні методи визначення активності азотфіксації та емісії N_2O (достатньо відмітити, що за використання в газовій хроматографії детектора по захвату електронів з'явилася можливість визначення у досліджуваному середовищі змін концентрації азоту на рівні 10^{-12} моля N_2O). Важливість цих видів аналізу важко переоцінити, особливо враховуючи, що при цьому визначається як надходження біологічного азоту, так і пряма емісія закису азоту. Проведені нами дослідження свідчать про відповідні зміни в продуктивності азотфіксації та масштабах емісії N_2O залежно від використаних видів і норм добрив. Разом із тим, слід зазначити, що ці методи є доволі громіздкими і їх застосування вимагає додаткового обладнання. Для практичного використання вони більшою мірою знадобляться в разових екологічних дослідженнях масштабності процесу азотфіксації та емісії парникових газів. Використання методів для масових досліджень потребує відповідних знань, фахівців та обладнання (найпроблемнішим при цьому є необхідність додаткового до детектора по захвату електронів обладнання для "відсікання" від газового потоку, який аналізується, кисню, здатного зіпсувати детектор унаслідок процесу окислення).

Надійним і відносно не складним для практичного втілення, серед досліджених видів аналізів, є визначення спрямованості процесів біологічної трансформації азоту за дослідження потенційної активності азотфіксації та денітрифікації в ризосферному ґрунті рослин. За визначення потенційної активності азотфіксації в ризосферному ґрунті рослин можна встановити норми азотних добрив, які сприяють тривалій і підвищеній порівняно до контролю активності. Додатковим, крім визначення потенційної активності азотфіксації, тестом з'ясування екологічної доцільності застосування певних

норм азотних добрив є визначення в динаміці потенційної активності денітрифікації. При цьому надлишкові кількості азотних добрив забезпечують і найбільші втрати газоподібних сполук азоту. Порівнявши в динаміці показники активності потенційної біологічної денітрифікації і зіставивши з їх з результатами визначення потенційної активності азотфіксації, можемо вибрати екологічно оптимальні та екологічно доцільні норми добрив.

На підставі проведених досліджень необхідно визнати екологічно доцільним органічне удобрення картоплі (за внесення 40 т/га гною ВРХ), оскільки активність азотфіксації при цьому набагато перевищує показники контролю протягом усього періоду вегетації. Однак, важливим застереженням при цьому є високий рівень біологічної денітрифікації. Можливим шляхом зменшення газоподібних втрат азоту є попереднє компостування гною (як того, до-речі, вимагають відомі правила підготовки свіжого гною до використання як добрива).

Серед випробуваних норм мінеральних добрив екологічно оптимальним, зважаючи на одні з найвищих у досліді показників потенційної азотфіксації в ризосферному ґрунті рослин та найнижчу активність біологічної денітрифікації, є внесення $N_{40}P_{40}K_{40}$. Проте ця норма добрив не здатна забезпечити компроміс між екологічними вимогами і рівнем урожайності культури. Такий компроміс досягається за внесення в ґрунт мінеральних добрив у нормі $N_{80}P_{80}K_{80}$. Зазначена норма сприяє підвищенню активності азотфіксації (як критерію екологічної доцільності) протягом меншого відрізка часу, порівняно з попередньою нормою, проте достатньо довго. До того ж, рівень активності біологічної денітрифікації при цьому також не надто високий.

Найвища в досліді норма мінеральних добрив не задовольняє екологічних вимог. Такий же висновок слід зробити і відносно органічно-мінерального удобрення картоплі. Зважаючи на ту обставину, що органічно-мінеральні добрива є дуже популярними у практиці землеробства (оскільки,

крім забезпечення трофічних потреб сільськогосподарських культур, вони дозволяють підтримувати позитивний баланс органічної речовини в ґрунті), слід у подальших дослідженнях детальніше обґрунтувати кількість у ньому мінерального азоту.

Важливим доповненням до зроблених висновків є результати визначення емісії CO₂. Цілком зрозуміло, що у варіанті з гноєм та органо-мінеральним удобренням емісія вуглекислого газу є значною, зважаючи на значну кількість органічного субстрату, в т. ч. й підстилкової соломи, які є джерелом вуглецю для мікроорганізмів. Інша справа – збільшення надходження CO₂ в атмосферу за внесення мінеральних добрив. За цих умов зростання емісії вуглекислого газу можна пояснити, в основному, мінералізацією гумусових сполук. Як свідчать отримані результати, зі збільшенням норм туків збільшуються і втрати CO₂. Цю обставину слід враховувати при плануванні систем удобрення сільськогосподарських культур.

Суттєву корекцію у перебіг процесів біологічної трансформації азоту і вуглецю забезпечує застосування в технології вирощування картоплі мікробного препарату Біограну. Біопрепарат сприяє зростанню активності азотфіксації і зниженню біологічної денітрифікації в ризосферному ґрунті рослин картоплі за вирощування культури по мінеральних агрофонах, що не перевищують N₈₀P₈₀K₈₀. Натомість, застосування препарату по високому мінеральному фону призводить до збільшення втрат газоподібного азоту. Оскільки азоспірили, які є основою Біограну, здатні, крім азотфіксації, також і до нітратного дихання, на нашу думку, за цих умов інтродуковані в агроценоз бактерії є додатковим джерелом денітрифікаторів (про що свідчать і результати обліку чисельності представників цієї еколого-трофічної групи мікроорганізмів). Отже, застосування даного біопрепарату (як можливо і інших препаратів) по високих агрофонах недоцільне.

Використання Біограну по органічному та органо-мінеральному агрофонах також недоцільне. Це пояснюється тим, що з гноєм до ґрунту

надходить величезна кількість мікроорганізмів, про що зазначав ще наприкінці XIX-го ст. В.В. Докучаєв. На цьому потужному біологічному фоні додаткове забезпечення ґрунту бактеріями не забезпечує бажаного ефекту.

Слід відмітити, що включення біопрепарату до технології вирощування картоплі впливає на емісію CO_2 , проте це також залежить від агрофону. Так, по невисоких фонах мінеральних добрив ($\text{N}_{40}\text{P}_{40}\text{K}_{40}$ і $\text{N}_{80}\text{P}_{80}\text{K}_{80}$) Біогран забезпечує чітку тенденцію до зменшення емісії вуглекислого газу. Розрахунки свідчать, що в середньому за три роки препарат забезпечує зменшення втрат на зазначених агрофонах біля 0,5 т/га.

Цього не спостерігається по високому мінеральному агрофону та за використання біопрепарату по органічному та органо-мінеральному агрофонах (більше того, за цих агрофонів спостерігається тенденція до збільшення втрат CO_2).

Акумуляція вуглецю в агроценозах з невисокими нормами мінеральних добрив за використання Біограну сприяє достовірному збільшенню показників по наступних фонах: без добрив, $\text{N}_{40}\text{P}_{40}\text{K}_{40}$ та $\text{N}_{80}\text{P}_{80}\text{K}_{80}$.

За внесення найвищої в досліді норми мінеральних добрив відмічено достовірне зростання маси рослин. Біогран, застосований по органічному та органо-мінеральному фонах, сприяв лише тенденції до позитивних змін, що підтверджує зроблені припущення щодо нівелювання позитивної дії препарату за поєднання з гноєм.

Цікавим є вплив препарату на формування площі асиміляційної (листяної) поверхні рослин та синтез фотосинтетичних пігментів. По всіх варіантах бактеризація забезпечувала позитивні зміни. В цьому випадку закономірно постає питання: чому дія препарату є позитивною на агрофонах, де не забезпечуються зміни в процесах трансформації азоту і вуглецю? На нашу думку, це можна пояснити дією рістстимуляторної складової біопрепарату, адже з літератури [257, 258] відомо про вплив окремих фізіологічно активних речовин на фотосинтетичні процеси.

Критерієм впливовості технологічних чинників є, безперечно, урожайність культури. Аналіз отриманих показників свідчить, що найбільші прирости урожайності картоплі від Біограну спостерігаються по невисокому і середньому в досліді мінеральних агрофонах. Достовірні позитивні зміни спостерігаються також за використання препарату по найвищому мінеральному агрофону та у варіанті без добрив. По органічному та органо-мінеральному агрофонах відмічено лише тенденцію до зростання урожайності культури.

Біогран сприяє позитивним змінам якісних показників продукції. Так, зокрема, зменшується вміст нітратів у бульбах. У той же час, суттєво зростає вміст крохмалю та аскорбінової кислоти.

Таким чином, при вирощуванні картоплі на чорноземі вилуженому екологічно доцільним є застосування для удобрення 40 т/га гною ВРХ. Органо-мінеральне удобрення культури є екологічно не прийнятним і потребує перегляду щодо частки в ньому мінерального азоту. Екологічно доцільним є застосування мінеральних добрив у нормах, що не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$. Висока норма мінеральних добрив у досліді ($N_{120}P_{120}K_{120}$) є неприйнятною з екологічної точки зору.

Застосування мікробного препарату Біограну при вирощуванні картоплі є потужним чинником інтенсифікації продукційного процесу культури за умови її вирощування по мінеральних агрофонах, що не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$. При цьому активізується розвиток азотфіксувальних бактерій і обмежується діяльність денітрифікувальних мікроорганізмів, суттєво зменшується емісія N_2O і CO_2 , зростає фотосинтетична діяльність рослин картоплі. Позитивна дія Біограну нівелюється за використання по органічному та органо-мінеральному агрофонах.

Дослідження, проведені з горохом - культурою, яка відрізняється від картоплі як загальною інтенсивністю мінерального живлення, так і типом споживання азоту, свідчать про наступне. Як і для картоплі, вирощування гороху потребує оптимальних агрофонів. Оптимальним за впливом на

перебіг біологічних процесів трансформації азоту та вуглецю в агроценозах з горохом є застосування мінеральних добрив у невисокій нормі ($N_{30}P_{30}K_{30}$). При цьому спостерігаються найвищі показники нітрогеназної активності і надходження біологічного азоту, а також одні з найнижчих у досліді значення біологічної денітрифікації. Допустимим з міркувань екологічного характеру є також і внесення мінеральних добрив у нормі $N_{60}P_{60}K_{60}$. Застосування високих норм добрив не забезпечує високої активності процесу азотфіксації, натомість провокує високий рівень емісії закису азоту.

Післядія 40 т/га гною при вирощуванні гороху не забезпечує суттєвих змін в інтенсивності досліджуваних процесів біологічної трансформації азоту. З огляду на це даний агрофон слід сприймати як доцільний. Якщо ж урахувати, що цей агрофон вигідний в економічному розумінні, його практична доцільність не викликає сумніву.

Слід особливо наголосити на необхідності врахування інформації щодо особливостей перебігу процесів біологічної трансформації азоту в агроценозах із зернобовими культурами при проведенні оцінки придатності агрофонів. Як правило, оцінка агрофонів відбувається за врахування чисельності бульбочок на корінні рослин. Наші дослідження свідчать, що це однобоке трактування оцінки діяльності азотфіксувального симбіозу. Переконані, що крім врахування особливостей формування симбіозу, слід враховувати також і перебіг його функціонування.

Окремо слід зазначити роль передпосівної інокуляції насіння за використання мікробного препарату Ризогуміну. Застосування препарату і вирощування культури по екологічно сприятливих агрофонах сприяє оптимізації перебігу процесів біологічної трансформації сполук азоту і вуглецю. Так, зокрема, Ризогумін при застосуванні по фізіологічно оптимальних агрофонах забезпечує підвищення активності азотфіксації, зменшення емісії N_2O і CO_2 .

Проведення економічних розрахунків свідчить про ідеальність (в економічному розумінні) післядії гною, оскільки при цьому немає жодних

витрат на удобрення. Використання мінеральних добрив під горох є збитковим, навіть за використання найменшої норми туків. За цих умов ситуацію виправляє застосування Ризогуміну. Поєднання біопрепарату з мінеральними добривами стає вигідним за внесення $N_{30}P_{30}K_{30}$ та $N_{60}P_{60}K_{60}$. Безальтернативність передпосівної бактеризації насіння гороху підтверджується також і розрахунками коефіцієнту енергетичної ефективності додаткових витрат енергії. Вплив Ризогуміну на продуктивність гороху є еквівалентним дії мінеральних добрив у нормі не менше $N_{30}P_{30}K_{30}$.

При цьому слід також відмітити позитивний вплив передпосівної бактеризації на синтез білка. Зерно гороху, зібране з варіантів дослідів, де використовували Ризогумін, характеризується достовірно вищим вмістом білка.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі наведено теоретичне та практичне обґрунтування можливостей визначення екологічної доцільності норм і видів удобрення сільськогосподарських культур (на прикладі картоплі і гороху) за використання методів біологічної індикації. За дотримання норм добрив, які не перевищують фізіологічних потреб культур, та використання мікробних препаратів в агроценозах обмежуються втрати газоподібних сполук азоту і вуглецю і досягаються економічно обґрунтовані рівні продуктивності культур.

1. Біологічні методи індикації доцільності рівнів удобрення картоплі свідчать про їх високу показовість, особливо за комплексного застосування. Серед досліджених біологічних тестів важливим є визначення в динаміці чисельності мікроорганізмів азотного циклу, у першу чергу, азотфіксувальних та денітрифікувальних. Високою точністю характеризується польовий газохроматографічний метод визначення емісії N_2O , проте він громіздкий і його застосування вимагає додаткового обладнання. Надійним і відносно не складним для практичного втілення є визначення спрямованості процесів біологічної трансформації азоту за дослідження динаміки потенційної активності азотфіксації та денітрифікації в ризосферному ґрунті рослин.

2. При вирощуванні картоплі на чорноземі вилуженому доцільним є застосування для удобрення 40 т/га гною ВРХ (хоча і з певним застереженням, зважаючи на високий рівень емісії N_2O). Екологічно раціональним є застосування мінеральних добрив у нормах, що не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$. При цьому оптимізуються процеси біологічної трансформації азоту і вуглецю. Застосування високої в досліді норми мінеральних добрив ($N_{120}P_{120}K_{120}$) небажане через значні втрати газоподібних сполук азоту. Органо-мінеральне удобрення культури (40 т/га гною +

$N_{80}P_{80}K_{80}$) є екологічно недоцільним і потребує перегляду щодо частки в ньому мінерального азоту.

3. Застосування мікробного препарату Біограну при вирощуванні картоплі є потужним чинником оптимізації біологічних процесів в агроценозах та інтенсифікації продукційного процесу культури за умови її вирощування по мінеральних агрофонах, що не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$. При цьому активізується розвиток азотфіксувальних бактерій і обмежується діяльність денітрифікувальних мікроорганізмів, суттєво зменшується емісія N_2O і CO_2 , зростає фотосинтетична діяльність рослин картоплі. Урожайність культури за вирощування по фоні $N_{80}P_{80}K_{80}$ і застосування Біограну в середньому зростає на 2,4 т/га (10,0%) і наближається до рівня продуктивності, отриманому за внесення $N_{120}P_{120}K_{120}$. Ефективність біопрепарату, застосованого по найвищому в досліді мінеральному агрофону, зменшується. Позитивна дія Біограну нівелюється за використання по органічному та органо-мінеральному агрофонах.

4. Включення до технології вирощування картоплі Біограну сприяє суттєвому зниженню вмісту нітратів у бульбах, зростанню вмісту крохмалю та аскорбінової кислоти.

5. При обґрунтуванні доцільності рівнів азотного удобрення гороху важливою та інформативною є оцінка не лише динаміки формування бобово-ризобіального симбіозу, а і його функціонування, а також емісії N_2O і CO_2 .

6. Оптимальним за впливом на перебіг біологічних процесів трансформації азоту та вуглецю в агроценозах з горохом є застосування в технології вирощування культури невисоких норм мінеральних добрив ($N_{30}P_{30}K_{30}$); доцільним є також внесення $N_{60}P_{60}K_{60}$. Використання Ризогуміну по зазначених агрофонах сприяє зростанню активності азотфіксації на 16-24%, зменшенню емісії N_2O на 11-12% та емісії CO_2 на 3,5-10%.

7. Застосування Ризогуміну для передпосівної бактеризації насіння сприяє зростанню продуктивності культури по всіх досліджених агрофонах. Приріст урожаю складає 12-18%. Вплив біопрепарату на урожайність гороху при вирощуванні культури на екологічно сприятливих фонах удобрення еквівалентний дії мінеральних добрив у нормі не менше $N_{30}P_{30}K_{30}$.

8. Окупність додаткових витрат додатковим урожаєм картоплі при застосуванні Біограну по фоні найменшої в досліді норми мінеральних добрив дорівнює показникам, отриманим по фоні внесення гною – 3,27 грн. на одну витрачену гривню. Підвищення рівнів мінерального удобрення картоплі призводить до зменшення економічної ефективності за рахунок високої вартості туків. Компроміс між екологічними вимогами і економічним зиском може бути вирішеним при вирощуванні культури за внесення $N_{80}P_{80}K_{80}$ і застосування Біограну.

Найбільші значення коефіцієнту енергетичної ефективності додаткових витрат енергії отримано за вирощування картоплі по фоні $N_{40}P_{40}K_{40}$ з використанням Біограну. Високий рівень енергетичної ефективності спостерігається також і при застосуванні препарату по фоні $N_{80}P_{80}K_{80}$ (і навіть по фоні найвищої в досліді норми мінеральних добрив).

9. Післядія гною є ідеальним в економічному розумінні агрофоном, оскільки при цьому немає жодних витрат на удобрення. Використання мінеральних добрив під горох є збитковим, навіть за використання найменшої норми туків. За цих умов ситуацію виправляє застосування Ризогуміну. Поєднання біопрепарату з мінеральними добривами стає економічно вигідним за внесення $N_{30}P_{30}K_{30}$ та $N_{60}P_{60}K_{60}$. Безальтернативність передпосівної бактеризації насіння гороху підтверджується також і розрахунками коефіцієнту енергетичної ефективності додаткових витрат енергії.

ПРОПОЗИЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ

При вирощуванні картоплі на чорноземі вилуженому екологічно та економічно доцільним є внесення 40 т/га гною, або застосування мінеральних добрив у нормах, що не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$. Перевищення рівня туків небажане, зважаючи як на екологічні показники, так і на відносно невисокі прирости урожайності культури. За вирощування картоплі по фонах, які не перевищують $N_{80}P_{80}K_{80}$, ефективним є застосування мікробного препарату Біограну. Ефективність біопрепарату по органічному фоні нівелюється, тож його застосування за цих умов недоцільне.

Екологічно та економічно привабливим є вирощування гороху на чорноземі вилуженому по фоні післядії гною ВРХ, а також за внесення невисокої норми мінеральних добрив ($N_{30}P_{30}K_{30}$) з обов'язковим використанням такого агроприйому як передпосівна інокуляція насіння Ризогуміном. Доцільним (хоча економічно й екологічно менш виправданим) є вирощування культури за внесення норм мінеральних добрив, що не перевищують $N_{60}P_{60}K_{60}$ за умови застосування біопрепарату.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Добровольский Г.В. Экология почв. Учение об экологических функциях почв : учебник / Г.В. Добровольский, Никитин Е.Д. — М.: Изд-во Моск. Ун-та, Наука 2006. — 364 с.
2. Никитишен В.И. Эколого-агрономические основы сбалансированого применения удобрений в адаптивном земледелии / В.И. Никитишен. — М.: Наука, 2003. — 183 с
3. Волкогон В. В. Мікробні препарати як фактор підвищення засвоюваності рослинами мінеральних добрив / Волкогон В. В. // Сільськогосподарська мікробіологія. — 2006. — № 4. — С. 21–30.
4. Kees J. G. Increased soil emissions of potent greenhouse gases under increased atmospheric CO₂ / J. G. Kees // Nature. — 2011. — Vol. 475. — P. 214–216.
5. Pendall E. Below-ground process responses to elevated CO₂ and temperature: a discussion of observations, measurement methods, and models / E. Pendall // New Phytologist. — 2004. — № 162. — P. 311–322.
6. Smith K. A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes / A. K. Smith, T. Ball, F. Conen [at al.] // European Journal of Soil Science. — 2003. — № 54. — P. 779–791.
7. Біологічний азот / [Патика В. П., Коць С Я., Волкогон В .В. та ін.]; за ред. В.П. Патики — К.: Світ, 2003. — 424 с.
8. Bashan Y. *Azospirillum*–plant relationships: physiological, molecular, agricultural, and environmental advances (1997–2003) / [Y. Bashan, G. Holguin, L. E. de-Bashan at al.] // Canadian Journal of Microbiology. — 2004. — Vol. 50, № 8. — P. 521–577.
9. Волкогон В. В. Мікробні препарати в землеробстві / Волкогон В. В. // Збірник наукових праць Інституту землеробства УААН, — 2006. — К. — С. 26–32.

10. Надкернична О. В. Функціонування асоціативної системи діазотрофи-озиме жито залежно від сортових особливостей рослин / Надкернична О. В. // Сільськогосподарська мікробіологія. — 2007. — № 6. — С. 7–18.
11. Умаров М.М. Микробиологическая трансформация азота в почве / М.М. Умаров, А.В. Кураков, А.Л. Степанов. — М.: ГЕОС, 2007. — 138 с.
12. Курдиш І. К. Інтродукція мікроорганізмів у агроєкосистеми / Курдиш І. К. — К.: Наукова думка, 2010. — 253 с.
13. Заварзин Г.А. Лекции по природоведческой микробиологии / Г.А. Заварзин. — М.: Наука, 2004. — 348 с.
14. Аристовская Т.В. Микробиология процессов почвообразования / Т.В. Аристовская — Л.-д: Наука, Ленинградское отд., 1980. — 187 с.
15. Биологические основы плодородия почв / [Берестецкий О.А, Возняковская Ю.М, Доросинский Л.М. и др.] под ред. О.А. Берестецкого. — М.: Колос, 1984. — 287 с.
16. Туев Н.А. Микробиологические процессы гумусообразования / Н.А. Туев — М.: Агропромиздат, 1989. — 239 с.
17. Дегтярьов В.В. Гумус чорноземів лівобережного Лісостепу і Степу України. / В.В. Дегтярьов — Харків: Майдан, 2011. — 360 с.
18. Смит С.Э. Микоризный симбиоз / С.Э. Смит, Д.Дж. Рид (пер. с 3-го англ. издания Е.Ю. Ворониной), 2012. — 776 с.
19. Тихонович И.А. Симбиозы растений и микроорганизмов: молекулярная генетика агросистем будущего / И.А. Тихонович, Н.А. Проворов. — СПб: Изд-во С.-Петербур. Ун-та, 2009. — 210 с.
20. Спайнк Г. Rhizobiaceae. Молекулярная биология бактерий, взаимодействующих с растениями / Г. Спайнк, А. Кондороши, П. Хукас. Рус. Перевод и ред. И.А. Тихоновича, Н.А. Проворова. — С.-Пт.: Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 2002. — 567 с.
21. Возняковская Ю.М. Микрофлора растений и урожай / Ю.М. Возняковская. — Л.: Колос, 1969. — 222 с.

22. Иванов Р. П. Растительные выделения и их значение в жизни фитоценозов / Р. П. Иванов. — М.: Наука, 1973. — 247 с.
23. Пошон Ж. Почвенная микробиология / Ж. Пошон., Г. Де Баржак. Пер. с фр. В.А. Шорина; Под. ред. А.А. Имшенецкого. — М.: Изд-во иностр. лит., 1960. — 547 с.
24. Мишустин Е.Н. Биологическая фиксация атмосферного азота / Е.Н. Мишустин, В.К. Шильникова. — М.: Наука, 1968. — 540 с.
25. Pate J.S. Partitioning and utilization of net photosynthate in a nodulated annual legume / J.S. Pate, D. F. Herridge // *Journal of Experimental Botany*. — 1978. — 29, № 109. — P. 401–412.
26. Умаров М.М. Ассоциативная азотфиксация / М.М. Умаров. — М.: МГУ, 1986. — 136 с.
27. Ратмир А. П. Описание процесса аммонификации в рамках модели трансформации углерода и азота в почве / А. П. Ратмир // *Проблемы агрохимии и экологии*. — 2011. — № 4. — С. 25–28.
28. Friedel J. K. Composition of hydrolysable aminoacids in soil organic matter and soil microbial biomass / J. K. Friedel, E. Scheller // *Soil Biology and Biochemistry*. — 2002. — №34.— P. 315–325.
29. Kuypers M.M. Anaerobic ammonium oxidation by anammox bacteria in the Black Sea / M.M. Kuypers, A.O. Sliemers, G Lavik [et. al.] // *Nature*. — 2003. — Vol. 422. — P. 608–611.
30. Ashna A. A. Microbial consortium couples anaerobic methane oxidation to denitrification / A. Ashna, A. P. Raghoebarsing, T. Katinka [et. al.] // *Nature* — 2006. — Vol. 440. — P. 918–921.
31. Іутинська Г.О. Ґрунтова мікробіологія: Навчальний посібник. / Г.О. Іутинська. — К.: Арістей, 2006. — 284 с.
32. Мишустин. Е.Н. Молекулярные механизмы усвоения азота растениями. / Е.Н. Мишустин. — М.: Наука, 1983. — 261 с.
33. Звягинцев Д. Г. Биология почв / Д. Г. Звягинцев, И. П. Бабьева, Г. М. Зенова. — М. : Изд-во МГУ, 2005. — 445 с.

34. Galloway J. N. Nitrogencycles: past, present, and future / J.N. Galloway, F.J. Dentener, D.G. Capone et al.] // *Biogeochemistry*. — 2004 — Vol. 70. — № 2. — P. 153–226.

35. Jensen E.S. How can increased use of biological N₂ fixation in agriculture benefit the environment? / E.S. Jensen, H. Hauggaard-Nielsen // *Plant and soil*. — 2003. — Vol. 252. — № 2. — P. 177–186.

36. Смирнова Б.В. Генетические основы селекции клубеньковых бактерий / Под ред. Б.В Смирнова. — Л.: Ленинградское ВО Агропромиздат, 1990. — 192 с.

37. Второв П. П. Рассказы о биосфере / П.П. Второв, Н.Н. Дроздов — М.: Просвещение, 1981. — 126 с.

38. Ollivier J. Nitrogen turnover in soil and global change / [J. Ollivier, S. Töwe, A. Bannert et al.] // *FEMS Microbiology Ecology*. — 2011. — Vol. 78, № 1. — P. 3–16.

39. Мишустин Е. Н. Биологический азот как источник белка и удобрений / Е. Н. Мишустин, Н. И Черепков // *Известия АН СССР. Серия Биологическая*. — 1979. — № 5. — С. 656–679.

40. Willems A. The taxonomy of rhizobia: an overview / A. Willems // *Plant and Soil*. — 2006. — Vol. 287, № 1. — P. 3–14.

41. Bergey's Manual of Systematic Bacteriology, second edition. — (The Proteobacteria), part C (The Alpha-, Beta-, Delta-, and Epsilonproteobacteria). — Springer New York. — Vol. 2 — 2005 — 438 p.

42. Beijerinck M. W. Künstliche infection von *Vicia faba* mit *Bacillus radicumicola* – Ernährungsbedingungen dieser Bacterien. / M. W. Beijerinck // *Bot. Ztg.* — 1890. — Vol. 48. — P. 837–843.

43. Мишустин Е. Н. Клубеньковые бактерии и инокуляционный процесс / Е. Н Мишустин , В. К Шильникова — М. : Наука, 1973. — 288 с.

44. Проворов Н. А. Сравнительная генетика и эволюционная морфология симбиозов растений с микробами-азотфиксаторами и эндомикоризными грибами / Н. А Проворов , А. Ю Борисов ,

И. А. Тихонович // Журнал общей биологии. — 2002. — Т. 63, № 6. — С. 451–472.

45. Доросинский Л. М. Бактериальные удобрения – дополнительное средство повышения урожая / Л. М. Доросинский — Россельхозиздат, 1965. — 170 с.

46. Мишустин Е.Н. Микроорганизмы и плодородие почвы / Е.Н Мишустин— Изд. АН СССР. — 1956. — 248 с.

47. Виноградский С. Н. Микробиология почвы / С. Н Виноградский. — М.: Изд АН СССР, 1952. — 792 с.

48. Garland J.L. Culturability as an indicator succession in microbial communities / J.L Garland, K.L Cook, J.L. Adams [at al.] // Microbial Ecology. — 2001 — Vol. 42, № 2 — P. 150–158.

49. Wani S.P. Response of pearl millet cultivars to inoculation with nitrogen fixing bacteria / S.P. Wani, S. Chandrapalaiah, P.J. Dart // Experimental Agriculture. — 1985. — Vol. 21, № 2. — P. 175–182.

50. Pal U. Contribution of *Azospirillum brasilense* to the nitrogen needs of grain sorgum (*Sorghum bicolor* L. Moench.) in humid subtropics / U. Pal, H. Malik // Plant and Soil. — 1981. — Vol. 63, № 3. — P. 501–504.

51. Ladha J.K. Isolation and identification of nitrogen fixing *Enterobacter cloacae* and *Klebsiella planticola* associated with rice plants / J.K. Ladha, W.L. Barraquio, I. Watanabe // Canadian Journal of Microbiology. — 1983. — Vol. 29, № 10. — P. 1301–1308.

52. Hussain A. Response of maize (zea mays) to *Azotobacter* inoculation under fertilized and und-fertilized conditions / A. Hussain, M. Arshad, F. Hussain [at al.] // Biology and Fertility of Soils. — 1987. — Vol.4, № 1–2. — P. 73–77.

53. Dobereiner J. Endophytic diazotrophs: the key to BNF in gramineaes plant / [J. Dobereiner, V.L.D. Baldani, F. Olivares, at al.] // Nitrogen Fixation with Non-Legumes. The Sixth Int. Symp. on Nitrogen Fixation with Non-Legumes

(Ismailia-Egypt, September 1993). — American Univ. in Cairo Press, 1993. — P. 395–404.

54. Day J.M. Physiological aspects of N₂-fixation by *Spirillum* from *Digitaria* roots / J.M. Day, J. Dobereiner // Soil Biology and Biochemistry. — 1976. — Vol. 8, № 1. — P. 45–50.

55. Barraquio W.L. Isolation and identification of N₂-fixing *Pseudomonas* associated with wetland rice / W.L. Barraquio, J.K. Ladha, I. Watanabe // Canadian Journal of Microbiology. — 1983. — Vol. 29, № 8. — P. 867–873.

56. Bally R. Determination of the most frequent N₂-fixing bacteria in a rice rhizosphere / R. Bally, D. Thomas-Bonzon, T. Meulin [at al.] // Canadian Journal of Microbiology. — 1983. — Vol. 29, № 8. — P. 881–887.

57. Dommergues Y. Non – symbiotic nitrogen fixation in the rhizosphere of rice, maize and different tropical grasses / [Y. Dommergues, J. Balandreau, G. Rinaudo at al.] // Soil Biology and Biochemistry. — 1973. — Vol. 5, № 1. — P. 83–89.

58. Баландро Ж.П. Определение несимбиотической азотфиксации в ризосфере риса ацетиленовім методом / Ж.П Баландро, И.Р Доммерг, М.М Умаров // Повышение плодородия почв рисових полей. — М.: Наука, 1977. — С. 97–107.

59. Venkataraman C.S. Non-symbyotic nitrogen fixation / C.S. Venkataraman // Rev. Soil. Res. India, 12 Int. Congr. Soil Sci (New Delhi, Febr., 1982). 1982. — P. 205–235.

60. Jenkinson D.S. Organic matter and nitrogen in soils of the Rorhamsted Classicol Experiments / D.S. Jenkinson // Journal of the Science of Food and Agriculture. — 1973. — № 24. — P. 1149–1150.

61. Мікробні препарати у землеробстві. Теорія і практика :Монографія / [В. В. Волкогон, О. В. Надкернична, Т. М Ковалевська та ін.] ; за ред. В.В. Волкогона — К.: Аграрна наука, 2006. — 311 с.

62. Умаров М.М. Перспективы развития почвенной биологии / М.М. Умаров — М: МАКС Пресс, 2001. — С. 47–52.

63. Патики В. П. Мікроорганізми і альтернативне землеробство / За ред. В. П. Патики. — К.: Урожай, 1993. — 176 с.

64. Кураков А.В. Нитрифицирующая активность и фитотоксичность почвенных микроскопических грибов / А.В. Кураков, А.И. Попов // Почвоведение. — 1995. — № 3. — С. 314–321.

65. Dunfield P. F. Nitrogen monoxide production and consumption in an organic soil / P. F. Dunfield, R. Knowles // Biology and Fertility of Soils. — 1999. — Vol. 30, № 1–2. — P. 153–159.

66. Zaman M. Substrate type, temperature, and moisture content affect gross and net N mineralization rates in agroforestry systems / M. Zaman, S.X. Chang // Biology and Fertility of Soils. — 2004. — Vol. 39. — P. 269–279.

67. Verstraete W. Terrestrial Nitrogen Cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts. Ecol. Bull. / W. Verstraete F.E. Clarc, T. Rosswal. // Swedish Natural Science Research Council, Stockholm. — 1981. — № 33 — P. 303–314.

68. Кураков А.В. Гетеротрофная нитрификация в почвах / А.В. Кураков, И.В. Евдокимов, А.И. Попов // Почвоведение. — 2001. — № 10. — С. 1250–1260.

69. Волкогон В. В. Особливості процесу нітрифікації в кореневій зоні рослин жита озимого за дії мінерального азоту та передпосівної бактеризації / Волкогон В. В, Чучвага І. Г // Сільськогосподарська мікробіологія. — 2013. — Вип. 17. — С. 79–88.

70. Агроекологічна оцінка мінеральних добрив та пестицидів: Монографія / [В.П. Патики, Н.А. Макаренко, Л.І. Моклячук та ін.]; за ред. В.П. Патики. — К.: Основа, 2005. — С. 93–94.

71. Yoshida T. Nitrous oxide formation by *Nitrosomonas europaea* and heterotrophic microorganisms / T. Yoshida, M. Alexander // Soil Science Society of America, Proceeding. — 1970. — № 34. — P. 880–882.

72. Goreau T.J. Production of N₂O by Nitrification Bacteria at Reduced Concentrations of Oxygen / [T.J. Goreau, W.A. Kaplan, S.C. Wofsy et al.] //

Applied and Environmental Microbiology. — 1980. — Vol. 40, № 3. — P. 526–532.

73. Davidson E.A. Distinguishing between Nitrification and Denitrification as Sources of Gaseous Nitrogen Production in Soil / E.A. Davidson, W.T. Swank, T.O. Perry // *Applied and Environmental Microbiology*. — 1986. — Vol. 52, № 6. — P. 1280–1286.

74. Андрэ Гро. Практическое руководство по применению удобрений / Гро Андрэ: [пер. с французского П.А.Емельяновой и Н.М. Ильчука.] — 1966. — 351 с.

75. Довбан К.И. Состояние и перспективы применения зеленых удобрений в условиях интенсификации сельскохозяйственного производства / К.И. Довбан — Минск: Ураджай, 1978. — 70 с.

76. Дегодюк Е.Г. Культура сидерації / за наук. ред. Е.Г. Дегодюка, С.Ю. Булигіна — К.: Аграрна наука, 2013. — 80 с.

77. Волкогон. В.В. Вплив мікробних препаратів на засвоєння культурними рослинами поживних речовин / [В. В. Волкогон, С. Б. Дімова, К. І. Волкогон та ін.] // *Вісник аграрної науки*. — 2010. — № 5. — С. 25–28.

78. Добровольский Г.В. Структурно-функциональная роль почв и почвенной биоты в биосфере / [Г.В. Добровольский, И.П. Бабьев, Л.Г. Богатырев и др.] — М.: Наука, 2003. — 364 с.

79. Knowles R. Denitrification. Terrestrial nitrogen cycles. / R. Knowles // *Plant and Soil*. — 1981. — Vol. 37, № 1. — P. 27–31.

80. Burford J.R. Relationships between the denitrification capacities of soil and total water-soluble and readily decomposable soil organic matter. / J.R. Burford, J.M. Bremner // *Soil Biology and Biochemistry*. — 1975. — Vol. 7, № 6. — P. 389–394.

81. Кореньков Д.А. Агрехимия азотных удобрений / Д.А. Кореньков — М.: Наука, 1976. — 222 с.

82. Stanford G. Denitrification and associated nitrogen transformations in soils. / [G. Stanford, J.O. Legg S. Dzienia at al.] // Soil Science Society of America, Proceeding. — 1975.— Vol. 120, № 2. —P. 147–152.

83. Firestone M. K. Biological denitrification . In Nitrogen in agricultural soils. / M. K. Firestone. F. J. Stevenson (ed.). // American Society of Agronomy, Madison, Wis. — 1982. — № 22.— P. 289–326.

84. ЛЬВОВ Н.П. Молибден в ассимиляции азота у растений и микроорганизмов / Н.П. ЛЬВОВ — М., 1989. — 87 с.

85. Волкогон В.В. Методологічні аспекти визначення екологічно доцільних доз мінерального азоту в землеробстві / В.В. Волкогон // Агрохімія і ґрунтознавство. — 2006. — Спецвипуск, кн. 3. — С. 17–19.

86. Волкогон В.В. Мікробіологічні аспекти оптимізації азотного удобрення сільськогосподарських культур / В.В. Волкогон — К.: Аграрна наука, 2007. — 144 с.

88. Експериментальна ґрунтова мікробіологія: Монографія / [В. В. Волкогон, О. В. Надкернична, Л. М. Токмакова та ін.]; за наук ред. В.В. Волкогона. — К. : Аграр. наука, — 2010. — 464 с.

87. Волкогон В. Биологическая трансформация азота / В. Волкогон. — Palmarium academic publishing, 2013. — 116 p.

89. Шлегель Г. Общая микробиология / Г. Шлегель. — М.: Мир, 1987. — 567 с.

90. Christiansen S. Oxygen control prevents denitrifiers and barley plant roots from directly competing for nitrate / S. Christiansen, J.M. Tiedje // FEMS Microbiol. Ecol. — 1988. — Vol. 53, № 3-4. P. 217–221.

91. Arah J.R.M. Nitrous oxide production and denitrification in Scottish arable soils / J.R.M. Arah, K.A. Smith, I. J Crichton [at al.] // The Journal of Soil Science. — 1991. — Vol. 42. P. 351–367.

92. Conrad R. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O and NO) / R. Conrad // Microbiological Reviews.— 1996. — Vol. 60, № 4. — P. 609–640.

93. Gogoi B. Seasonal and temporal changes in nitrous oxide emission with fertilizer application in rice ecosystem of North Bank Plain Agroclimatic Zone of North East India / B. Gogoi, K. K. Baruah // *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*. — 2014. — Vol. 2, № 5. — P. 289–296.

94. Xunhua Z. Effects of soil temperature on nitric oxide emission from a typical Chinese rice-wheat rotation during the non-waterlogged period. / Z. Xunhua, H. Yao, W. Yuesi [et al.] // *Global Change Biology*. — 2003. — Vol 9, № 4. — P. 601–611.

95. Dobbie K.E. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. / K.E. Dobbie, K.A. Smith // *European Journal of Soil Science*. — 2001. — Vol. 52, № 4. — P. 667–673.

96. Cheng Y. Effects of temperature change and tree species composition on N₂O and NO emissions in acidic forest soils of subtropical China. / Y. Cheng, W. Jing, W. Shenqiang [et al.] // *Journal of Environmental Sciences*. — 2014. — Vol 26, №3 — 617–625.

97. Костина Н.В. Влияние экологических факторов на восстановление закиси азота в почвах разных типов / Н.В. Костина, А.Л. Степанов, М.М. Умаров // *Почвоведение*. — 1995. — № 6. — С. 725–731.

98. Кудеяров В.Н. Азотный цикл и продуцирование закиси азота / В.Н. Кудеяров // *Почвоведение*. — 1999 б. — № 8. — С. 988–998.

99. Binbin L. Denitrification gene pools, transcription and kinetics of NO, N₂O and N₂ production as affected by soil pH / L. Binbin, P. T. Morkved, A. Frostegard [at al.] // *FEMS Microbiol Ecol*. — 2010. — Vol. 72, № 3. — P. 407–417.

100. Башкин В.И. Агрогеохимия азота / В.И. Башкин — Пушино, 1987. — 270 с.

101. Ефимов В.Н. Баланс азота под многолетними травами в низинной торфяной почве. / В.Н. Ефимов, Л.И. Шулегина // *Почвоведение*. — 1997. — № 4. — С. 472–478.

102. Cady E.B. Sequential products of anaerobic denitrification in Norfolk soil material. / E.B. Cady, W.V. Bartholomew // Soil Science Society of America, Proceeding. — 1960. — Vol 24, № 6. — P. 477–482.

103. Науково-методичні рекомендації з оптимізації мінерального живлення сільськогосподарських культур та стратегії удобрення / [Мельничук Д.О., Тараріко О.Г., Городній М.М. та ін.] ; за ред. М.М. Городнього. — К., 2004. — 140 с.

104. Созінов О.О. Агроекологічні основи раціонального використання добрив / [О.О. Созінов, М.В. Козлов, М.А. Лапа та ін.] // Агроекологія і біотехнологія. — К.: Аграрна наука, 1996. — С. 77–95.

105. Якість ґрунтів та сучасні стратегії удобрення / [колектив авторів] За ред. Д. Мельничука, Дж. Гофмана, М. Городнього. — К.: Арістей, 2004. — 488 с.

106. Liu C. Responses of N₂O and CH₄ fluxes to fertilizer nitrogen addition rates in an irrigated wheat-maize cropping system in northern China / C. Liu, K. Wang, X. Zheng // Biogeosciences. — 2012. — Vol. 9. — P. 839–850.

107. Yang J. Effect of controlled-release fertilizer on nitrous oxide emission from a winter wheat field / J. Yang., L. Gang., M. Jing [et al.] // Nutrient Cycling in Agroecosystems. — 2012. — Vol. 94. — P. 111–122.

108. Gao X. M. Effect of nitrogen fertilizer rate on nitrous oxide emission from irrigated potato on a clay loam soil in Manitoba, Canada / X. Gao, M. Tenuta, A. Nelson [et al.] // Canadian Journal of Soil Science. — 2013 — Vol. 93, № 1. — P. 1–11.

109. Roy K. Nitrogen application rate, timing and history effects on nitrous oxide emissions from corn (*Zea mays L.*) / K. Roy, C. Wagner-Riddle, B. Deen [et al.] // Canadian Journal of Soil Science. — 2014. — Vol. 94, № 4. P. — 563–573.

110. Кореньков Д.А. Вопросы агрохимии азота и экология / Д.А. Кореньков // Агрохимия. — 1990. — № 11. — С. 28–37.

111. Postgate J. Nitrogen fixation / J. Postgate // The Institute of Biology's Studies in Biology.— 1978. — № 92. — P. 16–71.

112. Амелин А.А. Влияние локального внесения азотных удобрений на аккумуляцию нитратов в растениях / А.А. Амелин, С.Е. Амелина, О.А. Соколов // Агрoхимия. — 1997. — № 8. — С. 10–14.

113. Семенов В.М. Агрoхимические аспекты локального внесения азотных удобрений / В.М. Семенов, О.А. Соколов // Агрoхимия. — 1986. — № 4. — С. 111–115.

114. Соколов О.А. Поведение азота в очаге при локализации азотных удобрений / [О.А. Соколов, В.М. Семенов, Н.Н. Силкина и др.] // Почвоведение. — 1983. — № 12. — С. 25–35.

115. Трапезников В.К. Регуляция поступления нитратов в растения локальным внесением удобрений / [В.К. Трапезников, Ф.Ф. Исхаков, В.П. Усов и др.] // Экологические проблемы накопления нитратов в окружающей среде. Всес. конф: тез. докл. (Пушино, 1989). — Пушино, 1989. — С. 80–81.

116. Коршунов А.В. Особенности аккумуляции нитратов и пути снижения их в клубнях картофеля / А.В. Коршунов, А.В. Назаров // Экологические проблемы накопления нитратов в окружающей среде. Всес. Конф.: тез. докл. (Пушино, 1989). — Пушино, 1989. — С. 62–63.

117. Чабанюк Я. В. Науково-методичне обґрунтування біодіагностики ґрунтів агроєкосистем лісостепу України : автореф. дис. ... доктора. с. г. наук : 03.00.16 — екологія / Я. В. Чабанюк. — К, 2015. — 39 с.

118. Михновская А.Д. Влияние минеральных удобрений на формирование микробных сообществ при различных уровнях влажности и температуры почвы / А.Д. Михновская // Структура микробных сообществ почв с различной антропогенной нагрузкой. — К., 1982. — С. 168–171.

119. Мишустин Е.Н. Микроорганизмы и продуктивность земледелия / Е.Н. Мишустин — М., 1972. — 343 с.

120. Шустерук Т.З. Каталазна активність різних типів ґрунтів природних і агроєкосистем України / Т.З. Шустерук, О.С. Дем'янюк // Наук. вісник Ужгородського ун-ту. Сер. біол. — 2005. — № 16. — С. 61–64.

121. Грищенко О.В. Агрохімічна оцінка довготривалого використання добрив та Ризогуміну при вирощуванні гороху в правобережному лісостепу України : автореф. дис. ... канд. с. г. наук : 03.00.16 — агрохімія / О. В. Грищенко. — К, 2008. — 19 с.

122. Иванов Н. С. Биологическая активность ризосферы культурных растений и возможности использования ее показателей при программировании урожая: автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.07 — мікробіологія / Н. С. Иванов. — Л, 1985. — 17 с.

123. Микроорганизмы и охрана почв / [Звягинцев Д.Г., Умаров М.М., Степанов А.Л. и др.] ; под ред. Д.Г.Звягинцева. — М.: МГУ, 1989. — 206 с.

124. Годова Г.В. Продуктивность азотфиксации в полевом севообороте при различных системах удобрений / Г.В. Годова, Л.К. Нице, Ф.Т. Ахмедов // Микроорг. в сельск. хоз. Респ. конф. (Кишинев, 1988): тез. докл. — Кишинев, 1988. — С. 126–127.

125. Емцев В.Т. Несимбиотическая азотфиксация и закономерности ее функционирования в почве / В.Т. Емцев, Л.К. Нице, Н.П. Покровский // Минеральный и биол. азот в земледелии СССР. — М.: Наука, 1985. — С. 213–221.

126. Кураков А.В. Минеральные удобрения как фактор антропогенного воздействия на почвенную микрофлору / [А.В. Кураков, В.С. Гузев, А.Л. Степанов и др.] // Микроорганизмы и охрана почв / под ред. Д.Г. Звягинцева. — М.: Изд. МГУ, 1989. — С. 47–85.

127. Чабанюк Я.В. Екологічні аспекти передпосівної обробки насіння біопрепаратами / Я.В. Чабанюк, А.М. Клименко, В.У. Ящук // Збалансоване природокористування. — 2015. — № 2. — С. 136–139.

128. Чабанюк Я.В. Азотфіксувальна активність бактеріальних ізолятів ризосфери рослин залежно від екотипу виділення / Я.В. Чабанюк,

О. М. Дмитрук, А.А. Бунас // Збалансоване природокористування. — 2015. — № 1. — С. 87–88.

129. Чабанюк Я.В. Молекулярні методи визначення різноманіття ґрунтових мікроорганізмів / Я.В. Чабанюк // Агроекологічний журнал. — 2013. — № 3. — С. 107–115.

130. Чабанюк Я.В. Бактерії та біобезпека аграрного виробництва / Я.В. Чабанюк // Екологічна безпека агропромислового виробництва / за наук. ред. О.І. Фурдичка, А.Л. Бойка. — К.: ДІА, 2013. С. 83–99.

131. Застосування Біополіциду та Екотону в технологіях вирощування овочевих культур / Н.О. Оприщенко, Я.В. Чабанюк, Ю.В. Терновий [та ін.] // Науковий вістник НУБіП. — 2013. — № 183. — Ч. 1. — С. 162–168.

132. Утримання мікроорганізмів-агентів полі функціональних комплексів біопрепаратів на поверхні насіння / [Я.В. Чабанюк, А.М. Клименко, Р.І. Дзюба та ін.] // Науковий вістник НУБіП. — 2013. — № 42. — С. 162–168.

133. Umarov M. Incorporation of «biological» nitrogen by nonlegumenous plants during associative N₂-Fixation / [M. Umarov, V. Shabaev, V. Smolin at al.] // IX International Symposium on Soil Biology and Conservatuion of the Biosphere. — Pap. Sorpon. — 1985. — P. 65.

134. Ladha J.K. Rice-plant-associated N₂-fixation as affected by genotype, inorganic N fertilizer and organic manure / [J.K. Ladha, A.C. Tiror, G. Caldo at al.] // Transaction of XIII Congress of the International Society of Soil Sciense — Hamburg, 1986. — Vol. 2. — P. 598–599.

135. Мергель А.А. Роль корневых выделений в трансформации азота и углерода в почве / А.А. Мергель, А.В. Тимченко, В.Н. Кудеяров // Почвоведение. — 1996. — № 10. — С. 1234–1239.

136. Мергель А.А. Участие азота корневых выделений в трансформации азота в почве и в процессе образования экстра-азота / [А.А. Мергель, А.В. Тимченко, В.А. Машко и др.] // Агрохимия. — 1992. — № 9. — С. 3–12.

137. Волкогон В.В. Роль мінерального азоту в регулюванні активності асоціативної азотфіксації / В.В. Волкогон, О.В. Гусєв // Фізіологія рослин в Україні на межі тисячоліть. — К., 2001. — Т.1. — С. 241–245.

138. Волкогон В.В. Влияние минерального азота на активность ассоциативной азотфиксации / В.В. Волкогон // Почвоведение. — 1997. — № 12. — С. 1486–1490.

139. Волкогон В.В. Удобрення кукурудзи за інтенсивністю біологічної трансформації азоту ризосфери / В.В. Волкогон // Зб. наук. праць ННЦ «Інституту землеробства УААН». — 2008. — Спецвипуск. — С. 112–120.

140. Волкогон В.В. Перспектива використання мікробіологічних методів у визначенні екологічно доцільних доз мінерального азоту для пшениці озимої / [В.В. Волкогон, К.І. Волкогон, Н.П. Штанько та ін.] // Агроекологічний журнал. — 2008. — Спецвипуск. — С. 50–55.

141. Гриник І.В. Визначення фізіологічно (екологічно) доцільних доз мінерального азоту в технологіях вирощування сільськогосподарських культур (науково-методичні рекомендації) / [І.В. Гриник, А.С. Заришняк, В.В. Волкогон та ін.] — К., 2010. — 31 с.

142. Гришина Л.А. Гумусообразование и гумусное состояние почв / Л.А. Гришина Изд-во Моск. ун-та. — 1986. — 244 с.

143. Александрова Л. Н. Органическое вещество почвы и процессы его трансформации / Л. Н. Александрова — Л.: Наука, 1980. — 288 с.

144. Добровольский Г.В. Скорость разложения лесных подстилок южнотаежных ельников. / Г.В. Добровольский, С.Я. Трофимов, Е.И. Дорофеева [и др.] // Лесоведение. — 1999. — № 1. — С. 3–9.

145. Рожков В.А. Запасы органических и минеральных форм углерода в почвах России / В.А. Рожков, В.В. Вагнер, Б.М. Когут [и др.] // Углерод в биогеоценозах (чтения памяти В.Н. Сукачева). XV. Москва. — 1997. — С.5–58.

146. Титлянова А.А. Запасы органического углерода в почвах Западной Сибири. / [А.А. Титлянова, Г.И. Булавко, Н.П. Миронычева-Токарева и др.] // Почвоведение. — 1994. — № 10. — С. 49–53.

147. Ганжара Н.Ф. Процессы трансформации органического вещества почв в агроландшафтах / Н.Ф. Ганжара, Д.С. Орлов // М.: Изд-во МСХА. — 1993. — С.18–26.

148. Орлов Д.С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации / Д.С. Орлов — М.: Изд-во МГУ, 1990. — 325 с.

149. Вильямс В.Р. Перегной / В.Р. Вильямс Техническая энциклопедия — М., 1932. — Т. 16. — С. 110–113.

150. Костычев П.А. Почвы черноземной области России, их происхождение, состав и свойства. / П.А. Костычев — М.: Гос. изд-во с.-х. лит-ры, 1949. — 240 с.

151. Фокин А.Д. Включение органических веществ и продуктов их разложения в гумусовые вещества почвы / А. Д. Фокин // Изв. ТСХА. — 1974. — № 6. — С. 99–110.

152. Орлов Д.С. Химия почв. / Д. С. Орлов — М.: Изд-во МГУ, 1985. — 376 с.

153. Носко Б.С. Гумусний стан ґрунтів–функція системи землеробства / Б.С. Носко // Забезпечення бездефіцитного балансу гумусу в ґрунті. — К.: Урожай, 1987. — С. 57–76.

154. Шеуджен А.Х. Региональная агрохимия. Северный Кавказ / А.Х. Шеуджен, В.Т. Куркаев, Л. М. Онищенко. Под ред. И.Т. Трубилина. — Краснодар: КубГАУ, 2007. — 498 с.

155. Агроэкологический мониторинг в земледелии Краснодарского края. Юбилейный выпуск, посвященный 75-летию со дня основания Кубанского государственного аграрного университета. Краснодар. — 1997. — С. 33–46.

156. Агроэкологический мониторинг в земледелии Краснодарского края: Труды КубГАУ Краснодар. — 2008. — Вып. 431 (459). — С. 44–48.

157. Berg B. Long term decomposition in a Scots pine forest. VII. Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types./ B. Berg, G. Ekbohn // Canadian Journal of Botany. — 1991. — Vol.69. — P.1449–1456.

158. Lamb P. Decomposition of organic matter on the forest floor of pinus radiata plantation. / P. Lamb // The Journal of soil science. — 1976. — Vol. 27, № 2. — P.206–217.

159. Ганжара Н.Ф. Факторы, обуславливающие уровни относительной стабилизации содержания, запасов и состава гумуса в почвах / Н.Ф. Ганжара // Органическое вещество и плодородие почв. — М. — 1983. — С.17–24.

160. Дергачева М.И. Система гумусовых веществ почвы (пространственный и временной аспект). / М.И. Дергачева — Новосибирск: Наука, 1989 — 110 с.

161. Шарков И.Н. Роль легкоминерализуемого ОВ в стабилизации запасов углерода в пахотных почвах. / И.Н. Шарков, С.А. Букреева, А.А. Данилова // Сибирский экологический журнал. — 1994. — № 4. — С. 363–368.

162. Орлов Д.С. Органическое вещество почв России / Д.С. Орлов // Почвоведение. — 1998. — № 9. — С. 1049–1057.

163. Орлов Д.С. Гумусовые кислоты почв / Д.С. Орлов. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1974. — 333 с.

164. Кузнецова И.В. Роль органического вещества в образовании водопрочной структуры дерново-подзолистых почв / И.В. Кузнецова // Почвоведение. — 1994. — № 11. — С. 34–41.

165. Бондарев А. Г. Теоретические основы и практика оптимизации физических условий плодородия почв / А. Г. Бондарев // Почвоведение. — 1994. — № 11. С. 10–15.

166. Сорокина Н.П. Динамика содержания гумуса в пахотных черноземах и подходы к ее описанию / Н.П. Сорокина, Б.М. Когут // Почвоведение. — 1992. — № 2. — С. 178–184.

167. Тюрин И.В. Органическое вещество почв и его роль в плодородии / И.В. Тюрин — М.: Наука, 1965. — 320 с.

168. Виробництво та використання органічних добрив: Монографія / [І. А. Шувар, О. М. Бунчак, В. М. Сендецький та ін.]; за ред. І. А. Шувара — Івано-Франківськ: Симфонія форте, 2015. — 596 с.

169. Иванов И.В. Чернозем: решение проблем генезиса / И.В. Иванов // Тез. докл. 2-го Съезда Об-ва почвоведов (г. Санкт-Петербург, 27-30 июня, 1996). — М., 1996. — Кн. 2. — С. 57–58.

170. Лукьянчикова З.И. Содержание и состав гумуса в почвах при интенсивном земледелии / З.И. Лукьянчикова // Почвоведение. — 1980. — № 6. — С. 78–80.

171. Кононова М.М. Органическое вещество почвы / М.М. Кононова — М.: Изд-во АН СССР, 1963. — 314 с.

172. Пономарева В.В. Гумус и почвообразование / В.В. Пономарева, Т.А. Плотникова — Л.: Наука, 1980. — 216 с.

173. Орлов Д.С. Проблемы контроля и улучшения гумусного состояния почв: научн. доклады высшей школы. / Д.С. Орлов // — Сер. Биологические науки — 1981. — № 2. — С. 9–20.

174. Шарков И.Н. Удобрение и проблема гумуса в почвах / И.Н. Шарков // Почвоведение. — 1987. — № 11. — С. 70–81.

175. Беляев А.Б. Трансформация гумусного состояния черноземов целинных при длительном сельскохозяйственном использовании / А.Б. Беляев — Черноземы России : экологическое состояние и почвенные процессы — М.: Изд-во Воронеж. Ун-та, 2006. — С. 301–305.

176. Минакова О.А. Трансформация гумусового состояния чернозема при длительном применении удобрений / О.А. Минакова, А.М. Громовик // Сахарная свекла. — 2008. — № 9. — С.19–20.

177. Остапчук М.О. Мікробіологічні препарати – складова органічного землеробства / М.О. Остапчук, І.С. Поліщук, В.А. Мазур // Землеробство. — 2011. — № 7 (47). — С. 11–16.

178. Аристовская Т.В. Численность, биомасса и продуктивность почвенных бактерий / Т.В. Аристовская // Ресурсы биосферы. — М.: Наука. — 1975. — Вып.1. — С. 241–25.

179. Мишустин Е.Н. Микробиология / Е.Н. Мишустин, В.Т. Емцев. — М.: Высшая школа, 1978. — 350 с

180. Кирюшин В.И. Концепция оптимизации режима органического вещества почв в агроландшафтах. / [В.И. Кирюшин, Н.Ф. Ганжара, И.С. Кауричев и др.] // М.: Изд-во МСХА, 1993. — 99 с.

181. Титлянова А.А. Запасы органического углерода в почвах Западной Сибири / [А.А. Титлянова, Г.И. Булавко, Н.П. Миронычева-Токарева и др.] // Почвоведение. — 1994. — № 10. — С. 49–53.

182. Кудеяров В.Н. Дыхание почв: анализ базы данных, многолетний мониторинг, общие оценки / В.Н. Кудеяров, И.Н. Курганова // Почвоведение. — 2005. — № 9. — С. 1112–1121.

183. Помазкина Л.В. Влияние свойств пахотных почв и их загрязнения фторидами на эмиссию CO_2 / Л.В. Помазкина, Л.Г. Котова, С.Ю. Зорин [и др.] // Почвоведение. — 2008. — № 2. — С. 227–234.

184. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России : Монография / [В. Н. Кудеяров, Г. А. Заварзин, С. А. Благодатский и др.]; под ред. В. Н. Кудеярова — Москва, 2007. — 315 с.

185. Заварзин Г.А. Сборник научных трудов/ под ред. Заварзина Г.А. — Пущино, 1993. — 144 с.

186. Богатырев Л.Г. Опыт использования картографического метода в изучении баланса углерода / Л.Г. Богатырев, М.В. Куншуакова // Почвоведение. — 1994. — № 3. — С. 26–30.

187. Вранов В. Параметры кинетики микробного дыхания в гумусовом горизонте почв горных лугов и лесов Моравско-Силезских Бескид. /

[В. Вранов, П. Форманек, К. Рейшек и др.] // Почвоведение. — 2009. — № 9. — С. 346–354.

188. Мишустин Е.Н. Микробиология / Е.Н. Мишустин, В. Т. Емцев — М.: Колос, 1978. — 351 с.

189. Господаренко Г.М. Агрохімія / Г.М. Господаренко — К.: ННЦ «ІАЕ», 2010. — 400 с.

190. Матвійчук Б.В. Динаміка біологічного стану ґрунту у короткоротаційних сівозмінах Полісся. / Б.В. Матвійчук, Ю.В. Осовець // Вісник ЖНАЕУ. — 2008. — С.44–53.

191. Возняковская Ю.М. Оценка биологического состояния юного чернозема под разными севооборотами. / [Ю.М. Возняковская, Ю.Ф. Курдюков, Ж.П. Попова и др.] // Почвоведение. — 1996. — № 9. — С. 1107–1111.

192. Lifeng H. Comparison of soil carbon dioxide emission between controlled and random traffic under conservation tillage. / H. Lifeng, L. Hongwen, Z. Xuemin [at al.] // International Journal of Agricultural and Biological Engineering. — 2009 — Vol 2, № 2. —P. 8–13.

193. Шимель В. В. Особливості вуглецевого режиму дренажних мінеральних ґрунтів Полісся та прийоми його регулювання: автореф. дис.... канд. сільсько. госп. наук : 06.01.03 — агроґрунтознавство і агрофізика / В.В. Шимель. — Харків, 2001. — 22 с.

194. Пуртова Л.Н. Эмиссия углекислого газа и почв природных и антропогенных ландшафтов юга Приморья / [Л.Н. Пуртова, Н.М. Костенков, В.А. Семаль и др.] // Фундаментальные исследования. — 2013. — Вып. 3, № 1. — С. 585–589.

195. Пати́ка М.В. Мікробіологічні процеси трансформації вуглецю в ризосфері буряка цукрового чорнозему типового / М.В. Пати́ка, Ю. П. Москалевська // Вісник Полтавської державної аграрної академії. — 2014. — №. 2. — С. 34–39.

196. Борко Ю. П. Мікробна трансформація сполук вуглецю в чорноземі тивовому при вирощуванні буряка типового : автореф. дис. ... канд. с.г. наук : 03.00.07 — мікробіологія / Ю. П. Борко — Чернігів, 2016. — 26 с.

197. Сябрук О. П. Вплив природних та антропогенних чинників на динаміку емісії CO₂ з чорноземів в умовах лівобережного лісостепу України: автореф. дис. ... канд. с.г. наук : 06.01.03 — агрогрунтознавство і агрофізика / О. П. Сябрук — Харків, 2015. — 23 с.

198. Павлик С.В. Оценка эмиссии парниковых газов из сельскохозяйственных почв при использовании различных агротехнологий : автореф. дис. ... канд. биологических наук : 06.01.03 — агрофізика / С.В. Павлик— Санкт-Петербург, 2012. — 28 с.

199. Державний реєстр сортів рослин придатних для поширення в Україні у 2010 році. — К.: ТОВ"Алефа", 2010. — 243 с.

200. Сорта картофеля, возделываемые в России: 2013. Справочное издание. — М.: Агрспас, 2013. — 144 с.

201. Сортные ресурсы зернофуражных культур Нечерноземной зоны России (каталог) // Под ред. Г.А. Баталовой и Н.Н. Зезина.- Екатеринбург, ГНУ Уральский НИИСХ, 2010. — 175 с.

202. Мікробні препарати в сучасних аграрних технологіях. Науково-практичні рекомендації / за ред. В.В. Волкогона. — Київ, 2015. — 248 с. + 28 с. іл.

203. СОУ 01.11.-37-791:2008 Картопля. Технологічний процес нанесення мікробних препаратів. Загальні вимоги — Київ.: Міністерство аграрної політики України, 2008. — 11 с.

204. СОУ 01.11.-37-782:2008 Насіння зернових та зернобобових культур. Технологічний процес нанесення мікробних препаратів. Загальні вимоги — Київ.: Міністерство аграрної політики України, 2008. — 14 с.

205. Доспехов В. А. Методика полевого опыта с основами статистической обработки результатов исследований. / В. А. Доспехов — [5-е изд.]. — М. : Агропромиздат, 1985. — 351 с.

206. Архив погоды в Чернигове [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://rp5.ua/Архив погоды в Чернигове>.

207. Hutchinson G. L. Chamber measurement of surface-atmosphere trace gas exchange: numerical evaluation of dependence on soil, interfacial layer, and source / [G.L. Hutchinson, G.P. Livingston, R.W. Healy et al.] // sink properties. *Journal of Geophysical Research*. — 2000. — Vol 105. — P. 8865–8875.

208. Kusa K. Comparison of the closed-chamber and gas concentration gradient methods for measurement of CO₂ and N₂O fluxes in two upland field soils. / K. Kusa, T. Sawamoto, R. Hu [et al.] // *Soil Science and Plant Nutrition*. — 2008. — Vol 54. — P. 777–785.

209. Методы почвенной микробиологии и биохимии / [И.В. Асеева, И.П. Бабьева, Б.А. Бызов и др.]; под ред. Д. Г. Звягинцева. — М.: МГУ, 1991. — 304 с.

210. Умаров М.М. Ацетиленовый метод изучения азотфиксации в почвенно-микробиологических исследованиях / М.М. Умаров // *Почвоведение*. — 1976. — № 11. — С. 119–123.

211. Калининская Т.А. Применение ацетиленового метода для количественного учёта разных групп азотфиксаторов методом предельных разведений / [Т.А. Калининская, Т.В. Редькина, Ю.М. Белов и др.] // *Микробиология*. — 1981. — Т.50, № 5. — С. 924–927.

212. Методы общей бактериологии / [Ф. Герхардт, Р. Мюррей, Р. Костилов и др.] ; под ред. Ф.Герхардта и др.: Пер. с англ. — М.: Мир, 1984. — Т. 2. — 466 с.

213. Якість ґрунту. Метод визначення органічної речовини: ДСТУ 4289 4289:2004. — [Чинний від 2004-04-30]. — К.: Держспоживстандарт України, 2005. — 18 с. (Національний стандарт України).

214. Гродзинский А. М. Краткий справочник по физиологии растений / А.М. Гродзинский, Д.М. Гродзинский. — Киев : Наукова думка, — 1973. — 592 с.

215. Основы научных исследований в агрономии / [В. Ф. Моисейченко, М. Ф. Трифонова, А. Х. Заверюха и др.] — М. : Колос, 1996. — 336 с.
216. Ермантраут Е. Р. Методика наукових досліджень в агрономії: навч. посібник / [Е. Р. Ермантраут, М. А Бобро, Т. І. Гопцій та ін.] — Х.: Харк. нац. аграр. ун-т ім. В. В. Докучаєва, 2008. — 64 с.
217. Посыпанов Г. С. Методы изучения биологической фиксации азота воздуха : [справочное пособие] / Г. С.Посыпанов. — М. : Агропромиздат, 1991. — 300 с.
218. Колосов И.И. Поглощительная деятельность корневых систем растений / И.И. Колосов — М.: Изд-во АН СССР, 1962. — 385 с.
219. Продукты переработки плодов и овощей. Методы определения нитратов: ГОСТ 29270-95. — [введен в действие 01-01-1997] М.: Изд-во Стандаринформ, 2010. — 11 с. (Государственный стандарт Российской Федерации).
220. Методы биохимического исследования растений / [А.И. Ермаков, В.Е. Арасимович, М.И. Смирнова-Иконникова и др.] Изд. 2-е, перераб. и доп., под ред. А.И. Ермакова. — Л.: «Колос», — 1972. — 456 с.
221. Корми, комбікорми, комбікормова сировина. Методи визначення азоту і сирого протеїну: ДСТУ 7169:2010. — [Чинний від 01-07-11] К.: Держспоживстандарт України, 2011. — 22 с. (Національний стандарт України).
222. Практикум по агрохимии / [Б.А. Ягодин, И.П. Дрюгин, Ю.П. Жуков и др.] ; под ред. Б.А. Ягодина — М. : Агропромиздат, 1987. — 512 с.
223. Методика випробування і застосування пестицидів / [С.О. Трибель, Д.Д. Січкарьова, М.П. Секунд, О.О. Іващенко та ін.]; За ред. С.О. Трибеля. — К.: Світ, 2001. — 448 с.
224. Определение экономической эффективности в земледелии и животноводстве разработок по сельскохозяйственной микробиологии (Методические рекомендации). — Ч.: Укр НИИСХМ УААН, 1991. — 98 с.

225. Ціноутворення та нормативні витрати в сільському господарстві: теорія, методологія, практика : Т. 1. Теорія ціноутворення та технологічні карти вирощування сільськогосподарських культур / за ред. П. Т. Саблука, Ю. Ф. Мельника, М. В. Зубця, В. Я. Месель-Веселяка. — К., 2008. — 698 с.

226. Ціноутворення та нормативні витрати в сільському господарстві: теорія, методологія, практика. Нормативна собівартість і ціни на сільськогосподарську продукцію / за ред. П. Т. Саблука, Ю. Ф. Мельника, М. В. Зубця, В. Я. Месель-Веселяка. — К., 2008. — Т. 2. — 650 с.

227. Біоенергетична оцінка сільськогосподарського виробництва: Науково-методичне забезпечення / [Ю. О. Тараріко, О. Ю. Несмашна, О. М. Бердніков та ін.]. ; за наук. ред. Ю. О. Тараріка. — К. : Аграрна наука, 2005. — 200 с.

228. Тараріко Ю. О. Енергетична оцінка систем землеробства і технології вирощування сільськогосподарських культур: Методичні рекомендації / Ю. О. Тараріко, О. Ю. Несмашна, Л. Д. Глущенко. — К.: Нора-прінт, 2001. — 60 с.

229. Методика биоэнергетической оценки технологий производства продукции растениеводства / Под ред. Е.И. Базарова, Е.В. Глинки — М., 1983. — 45 с.

230. Жученко А.А. Энергетический анализ в сельском хозяйстве / А.А. Жученко, Э.Ф. Казанцев, В.Н. Афанасьев — Кишинев: Штиинца, 1983. — 82 с.

231. Методичні рекомендації з планування, обліку і калькулювання собівартості продукції (робіт, послуг) сільськогосподарських підприємств (Затверджено наказом Міністерства аграрної політики України від 18 травня 2001 р. N 132). – <http://www.uazakon.com/big/text1528/pg1.htm>

232. Мікробіологічні аспекти оптимізації азотного удобрення сільськогосподарських культур : Монографія / В. В. Волкогон. — Київ: Аграрна наука, 2007. — 144 с.

233. Степанов А.Л. Микробная трансформация парниковых газов в почвах. / А.Л. Степанов — М.: ГЕОС, 2011. — 192 с.

234. Журба М. А. Вплив добрив та біологічного препарату Біограну на вертикальну міграцію сполук біогенних елементів за вирощування картоплі / М. А. Журба, Л. В. Потапенко // Сільськогосподарська мікробіологія.— 2014.— Вип. 20. — С. 3–6.

235. Волкогон В. В. Направленість біологічних процесів у кореневій зоні рослин картоплі за дії добрив та біопрепарату / В. В. Волкогон, М. А. Журба, С. Б. Дімова, Л. М. Токмакова, К. І. Волкогон, О. І. Проценко // Сільськогосподарська мікробіологія. —2014.—Вип. 19.—С. 3–10.

236. Zhurba M. A. Carbon sequestration in potato agroecosystems under the influence of different fertilization system and biological preparation Biogran / M.A. Zhurba, V.V. Volkogon // Microbiological aspects of optimizing the production process of cultured crops. — 2015. — Chernihiv, June 16-18, 2015. — P. 24–25.

237. Zhurba M. A. Biological denitrification in the soils of agroecosystems upon combination of microbial preparations with nitrogen fertilizers / M. A. Zhurba, K. I. Volkogon. // Microbiological aspects of optimizing the production process of cultured crops. — 2015. — Chernihiv, June 16-18, 2015. — P. 23–24.

238. Журба М. А. Емісія N_2O в агроценозах картоплі та гороху за впливу добрив та біологічних препаратів / М.А. Журба, В.В. Волкогон // Перспективні напрями розвитку галузей АПК і підвищення ефективності наукового забезпечення агропромислового виробництва: матеріали IV міжнародної науково-практичної конференції молодих вчених (м. Тернопіль, 18–19 вересня 2014р.) — С. 41–43.

239. Журба М.А. Вплив систем удобрення на емісію CO_2 з ґрунту при вирощуванні картоплі та гороху / М.А. Журба, М.С. Комок, В.В. Волкогон // Біотехнологія: звершення та надії : II Всеукраїнська науково-практична

конференція студентів, аспірантів та молодих вчених (16–17 травня 2013р, м. Київ) — Київ, 2013р — С. 23–24.

240. Журба М.А. Вплив біологічних препаратів та систем удобрення на емісію CO₂ в агроценозах з картоплею та горохом / М.А. Журба, М.С. Комок // Мікробіологія в сучасному сільськогосподарському виробництві : матеріали ІХ Наукової конференції молодих вчених (26–27 листопада 2013 року, м. Чернігів). — Чернігів, 2013 — С. 63–64.

241. Волкогон В. В. Микроорганизмы и корневое питание культурных растений / В. В. Волкогон, М. А. Журба // Теория, практика и перспективы применения биологически активных соединений в сельском хозяйстве : сборник материалов XI Международной научно-практической конференции daRostim (Сыктывкар, 17-19 июня 2015 г.). — Сыктывкар : Институт химии Коми НЦ Уро РАН, 2015 — С.38–39.

242 Мікробіологічні аспекти продукційного процесу сільськогосподарських культур за органічної системи землеробства: науково-практичні рекомендації / В. В. Волкогон, Л. М. Токмакова, К. І. Волкогон, С.Е. Дегодюк, П. В. Ковпак, А. О. Трепач, І. В. Ларченко, О. П. Тимошенко, О. П. Лепеха, М. А. Журба, Н. Литвинова — Чернігів, 2015. — 39 с.

243. Обгрунтування екологічної доцільності систем удобрення сільськогосподарських культур за показниками біологічної трансформації азоту в ґрунті / В.В. Волкогон, А.С. Заришняк, Л.А. Пилипенко, С.Б. Дімова, К.І. Волкогон, М.А. Журба, Н.П. Штанько, Н.В. Луценко — Київ, 2015. — 39 с.

244. Мишустин Е. Н. Клубеньковые бактерии и инокуляционный процесс / Е.Н. Мишустин, В.К. Шильникова — М.: Наука, 1973. — 288 с.

245. Глянько А.К. Физиологические механизмы отрицательного влияния высоких доз минерального азота на бобово – ризобиальный симбиоз / А.К. Глянько, Н.Б. Митанова // Вісник Харківського національного аграрного університету, сер. біологія. — 2008. — Вип. 2, № 14. — С. 26–41.

246. Скачок Л.М. Ефективність біологічних добрив і стимуляторів росту на польових культурах / Л.М. Скачок, Л.В. Потапенко, Т.М. Ярош // Сільськогосподарська мікробіологія: міжвід. темат. наук. зб. – Чернігів: ЦНТЕІ, 2008. — № 7. — С. 122–130.

247. Журба М. А. Влияние удобрений и биологического препарата «Ризогумин» на активность азотфиксации и эмиссию N_2O в агроценозах с горохом / М. А. Журба, В. В. Волкогон // Вестник Алтайского государственного аграрного университета.— Барнаул, 2014. —№ 8 (118).— С. 19–25.

248. Журба М. А. Активність азотфіксації та емісія N_2O в агроценозах гороху за дії добрив та передпосівної бактеризації / М. А. Журба, В. В. Волкогон // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. — 2014. — № 3(60).— С.75–79.

249. Волкогон В. В. Активність азотфіксації, емісія N_2O та CO_2 в агроценозах гороху за дії добрив і передпосівної бактеризації / В. В. Волкогон, М. А. Журба // Сільськогосподарська мікробіологія. — 2013. — Вип. 18.—С.16–29.

250. Токмакова Л.М. Біологічна індикація доцільності систем удобрення сільськогосподарських культур / Л.М. Токмакова, В.В. Волкогон, П.В. Ковпак, К.І. Волкогон, А.О. Трепач, С.Б. Дімова, М.А. Журба // XIII з'їзд товариства мікробіологів України ім. С.М. Виноградського : тези доповідей (м. Ялта, 1-6 жовтня 2013 р.) — Ялта, 2013. — С. 206.

251. Журба М. А. Вплив удобрення та мікробного препарату Ризогуміну на симбіотичну азотфіксацію та емісію N_2O в агроценозах гороху / М. А. Журба, В. В. Волкогон // Селекція та генетика бобових культур :сучасні аспекти та перспективи : Тези Міжнародної наукової конференції (23-26 червня 2014р., Одеса) — Одеса :Астропринт, 2014. — С. 243–245.

252. Журба М. А. Емісія N_2O та CO_2 в агроценозах гороху за впливу добрив та біологічного препарату / М. А. Журба, В.В. Волкогон //

Мікробіологія в сучасному сільськогосподарському виробництві : Х Наукова конференція молодих вчених (м. Чернігів, 22–24 жовтня 2014р.) — С. 66–68.

253. Журба М. Вплив мінеральних добрив та мікробного препарату Ризогуміну на емісію N_2O та CO_2 в агроценозах з горохом / М. Журба, М. Комок, В. Волкогон. // Молодь і поступ біології : збірник тез ІХ Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів (16–19 квітня 2013 року, м. Львів). — Львів, 2013. — С. 295–296.

254. Сидоренко О.Д. Использование ассоциативных микроорганизмов для повышения урожайности картофеля / О.Д. Сидоренко, В.А. Стороженко, О.В. Кухаренкова // Биол. азот и растениеводство: 4 Междунар. науч. конф. СОИСАФ. Москва, 6–7 мая, 1996 г. — М., 1996. — С. 130–132.

255. Волкогон В. В. Біологічні аспекти систем удобрення сільськогосподарських культур / В. В. Волкогон, С. Б. Дімова, К. І. Волкогон, Л. М. Токмакова, М. А. Журба, Ю. М. Халеп, Н. П. Штанько, Н. В. Луценко // Сільськогосподарська мікробіологія. —2015. — Вип. 22. — С.13–29.

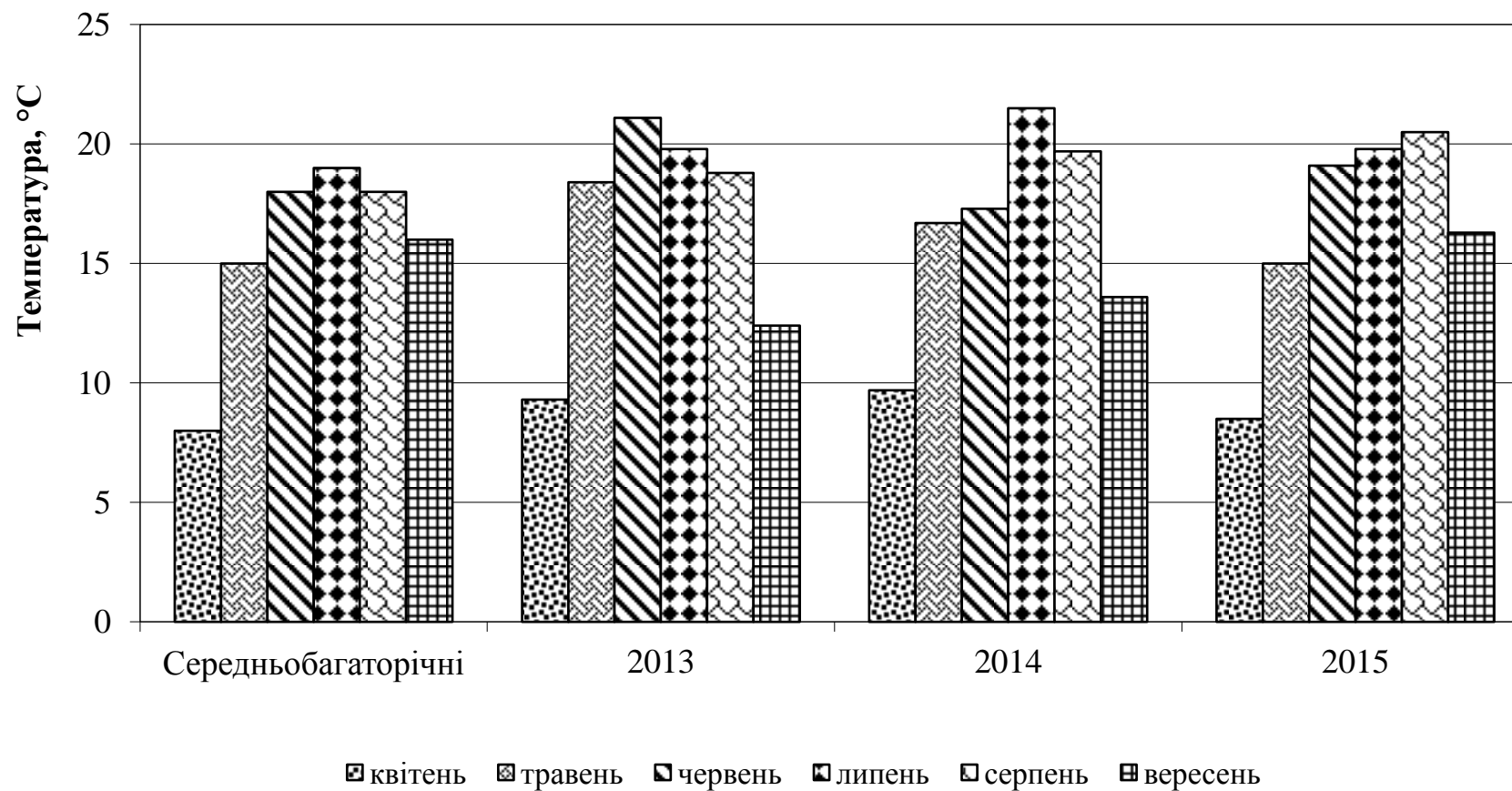
256. Волкогон В.В. Методологія і практика використання мікробних препаратів у технологіях вирощування сільськогосподарських культур / В.В. Волкогон, А.С. Заришняк, І.В. Гриник та ін.; За ред. В.В. Волкогона. — К.: Аграр. наука, 2011. — 156 с.

257. Кулаева О.Н. Цитокинины, их структура и функция. / О.Н. Кулаева — М.: Наука, 1973. — 264 с.

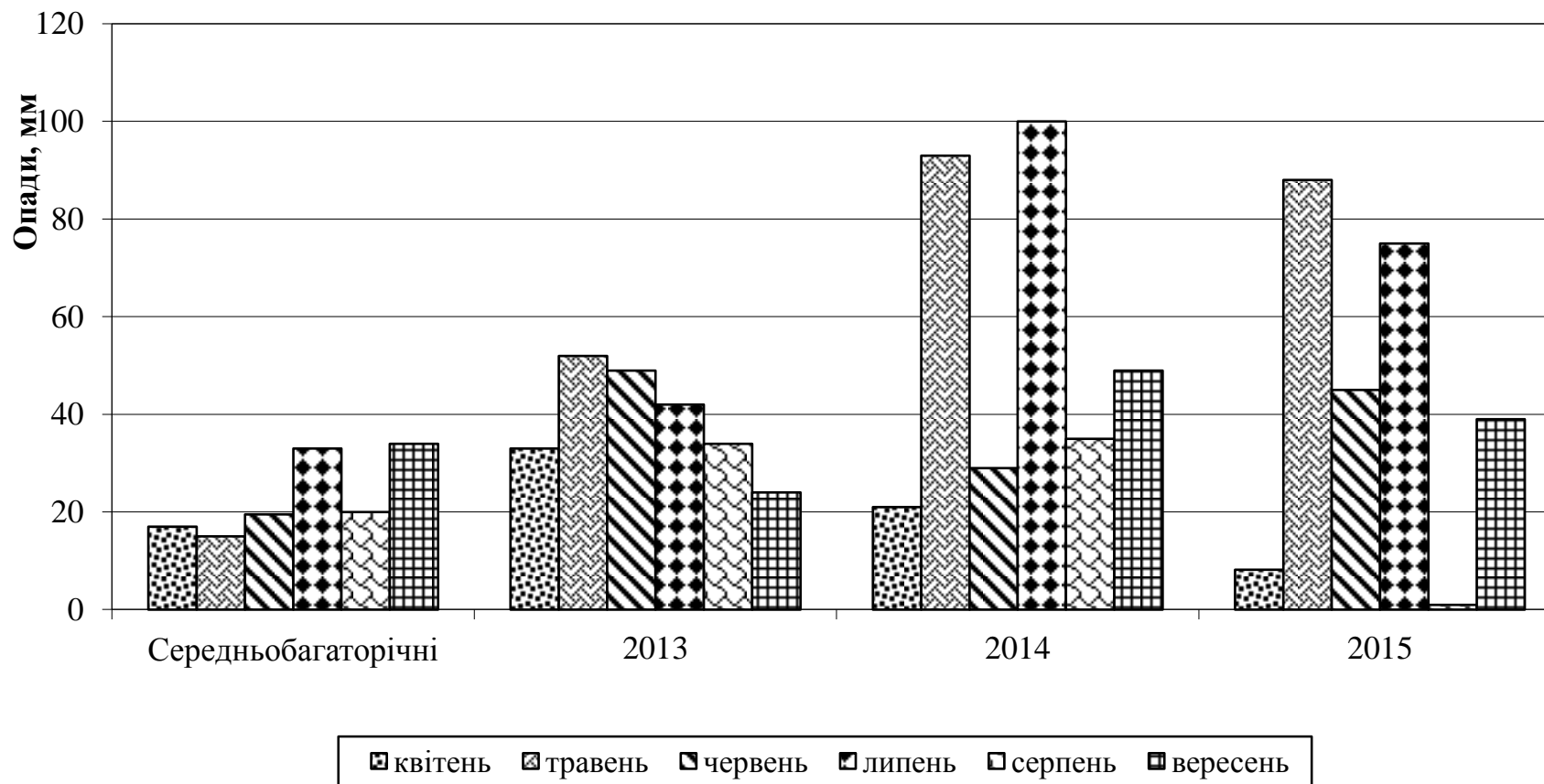
258. Полевой В.В. Фитогормоны. / В.В. Полевой — Л.: ЛГУ, 1982. — 245 с.

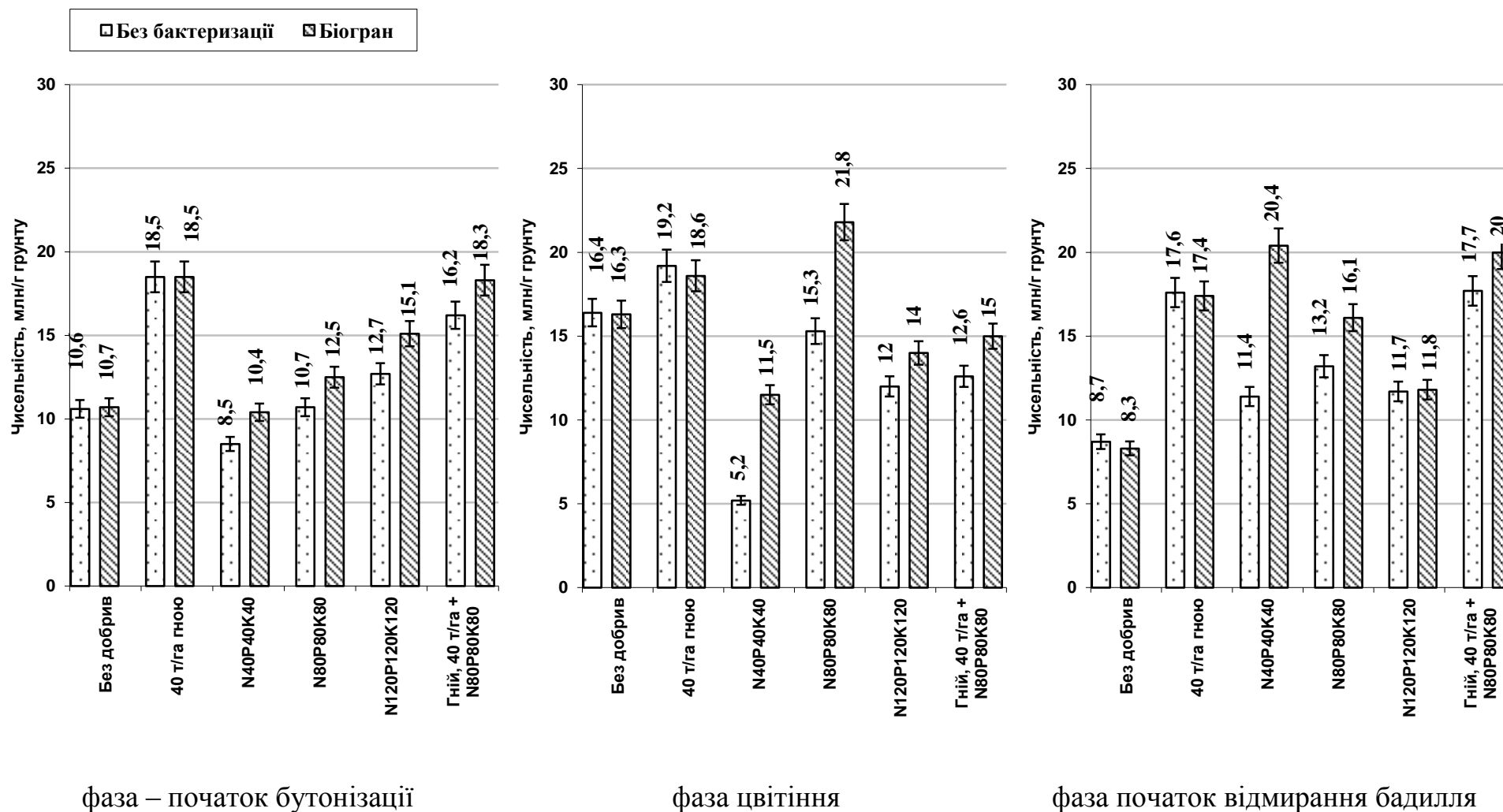
ДОДАТКИ

Середньодобова температура за роки проведення польових досліджень

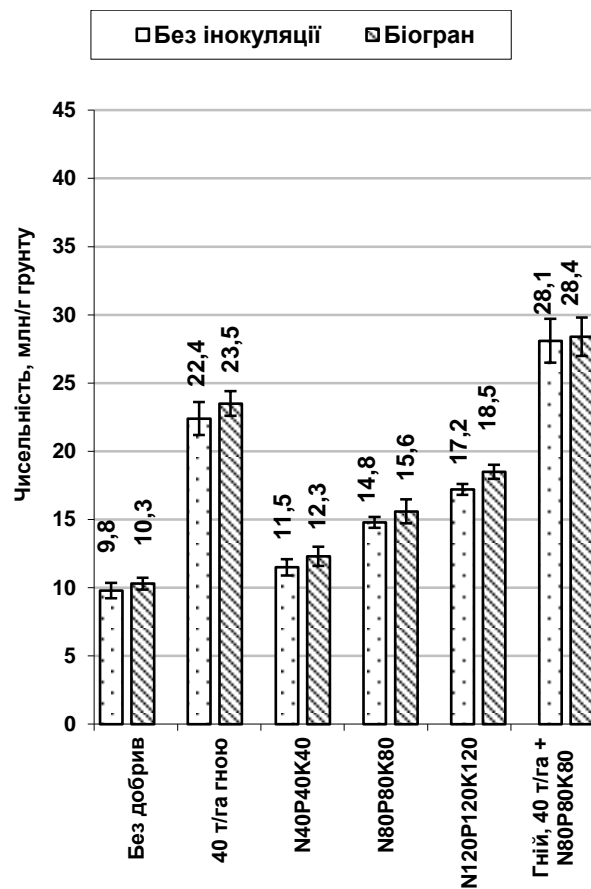


Кількість опадів за роки проведення польових досліджень

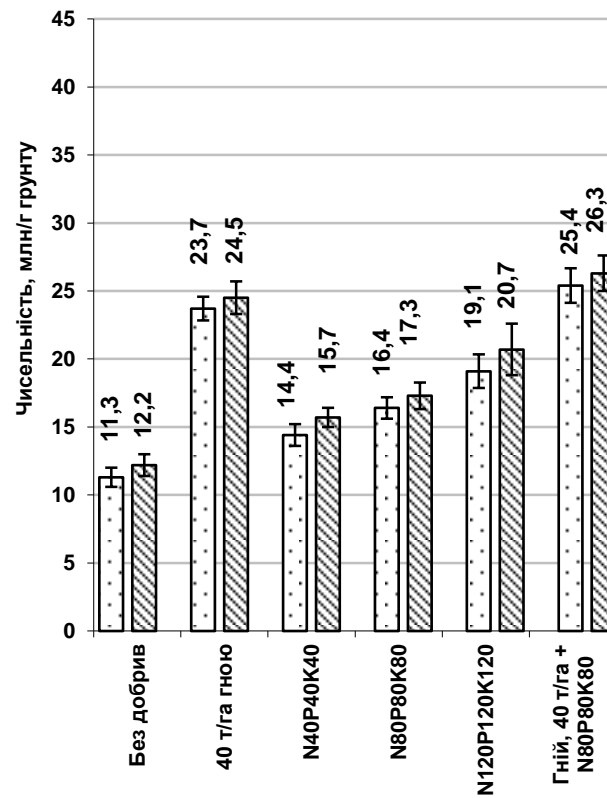




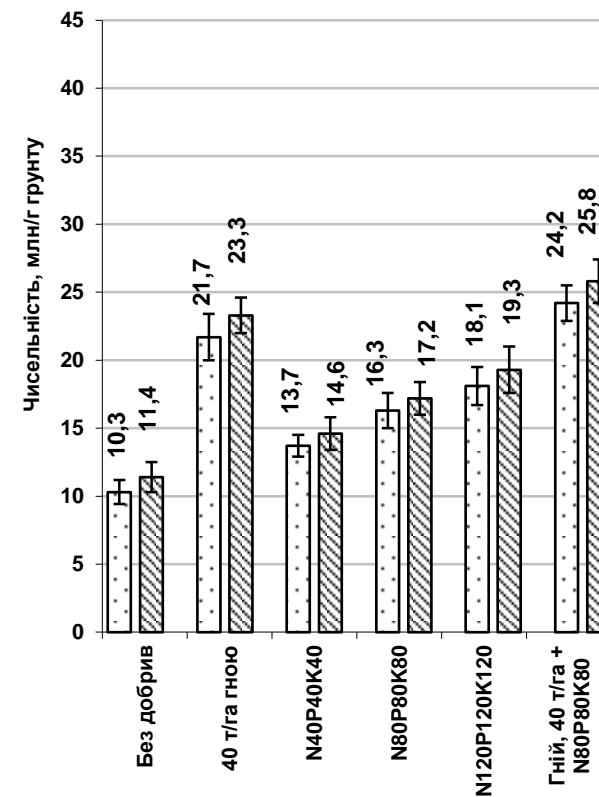
Вплив бактеризації та систем удобрення на чисельність амоніфікувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин картоплі (2014р.)



фаза початок бутонізації

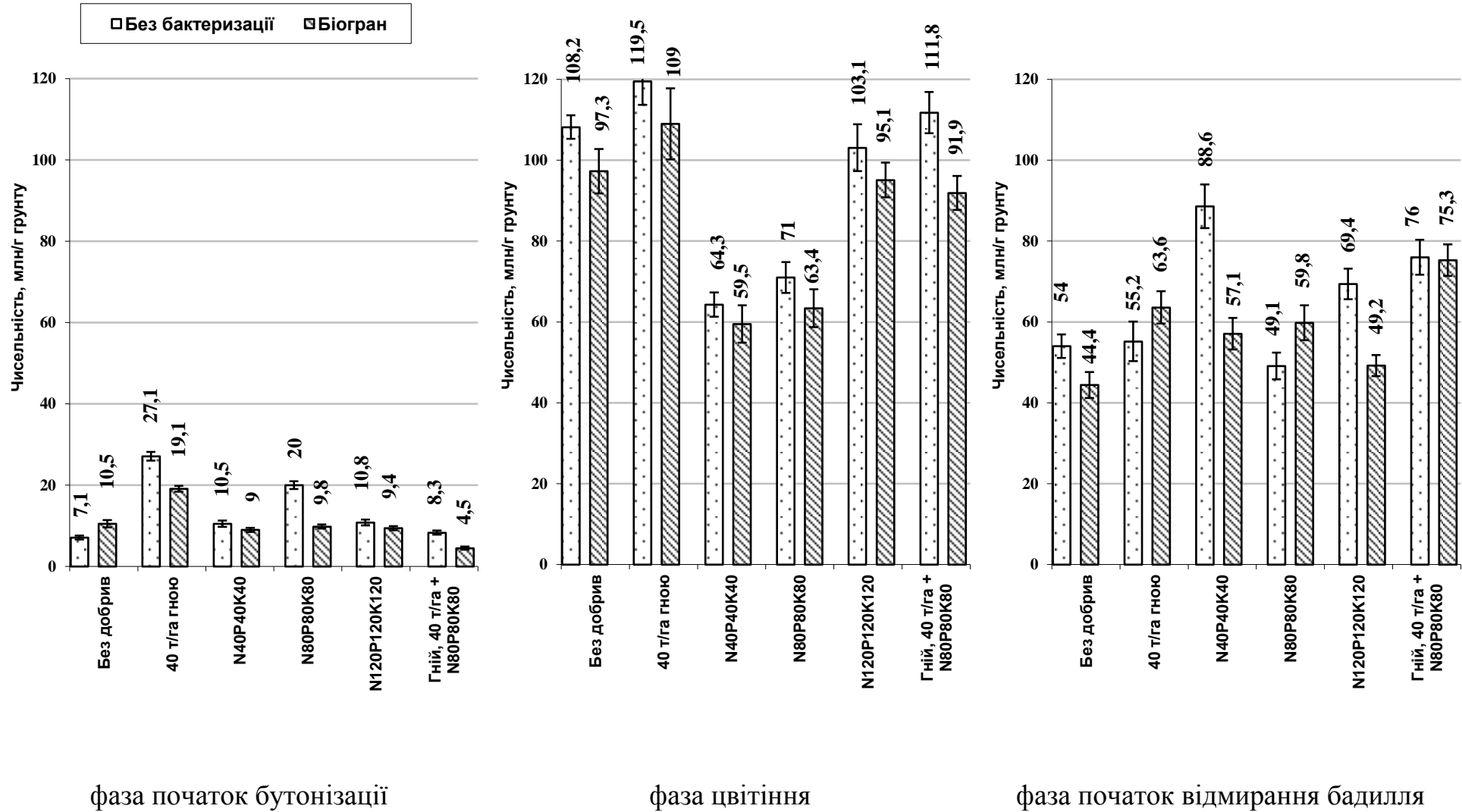


фаза цвітіння



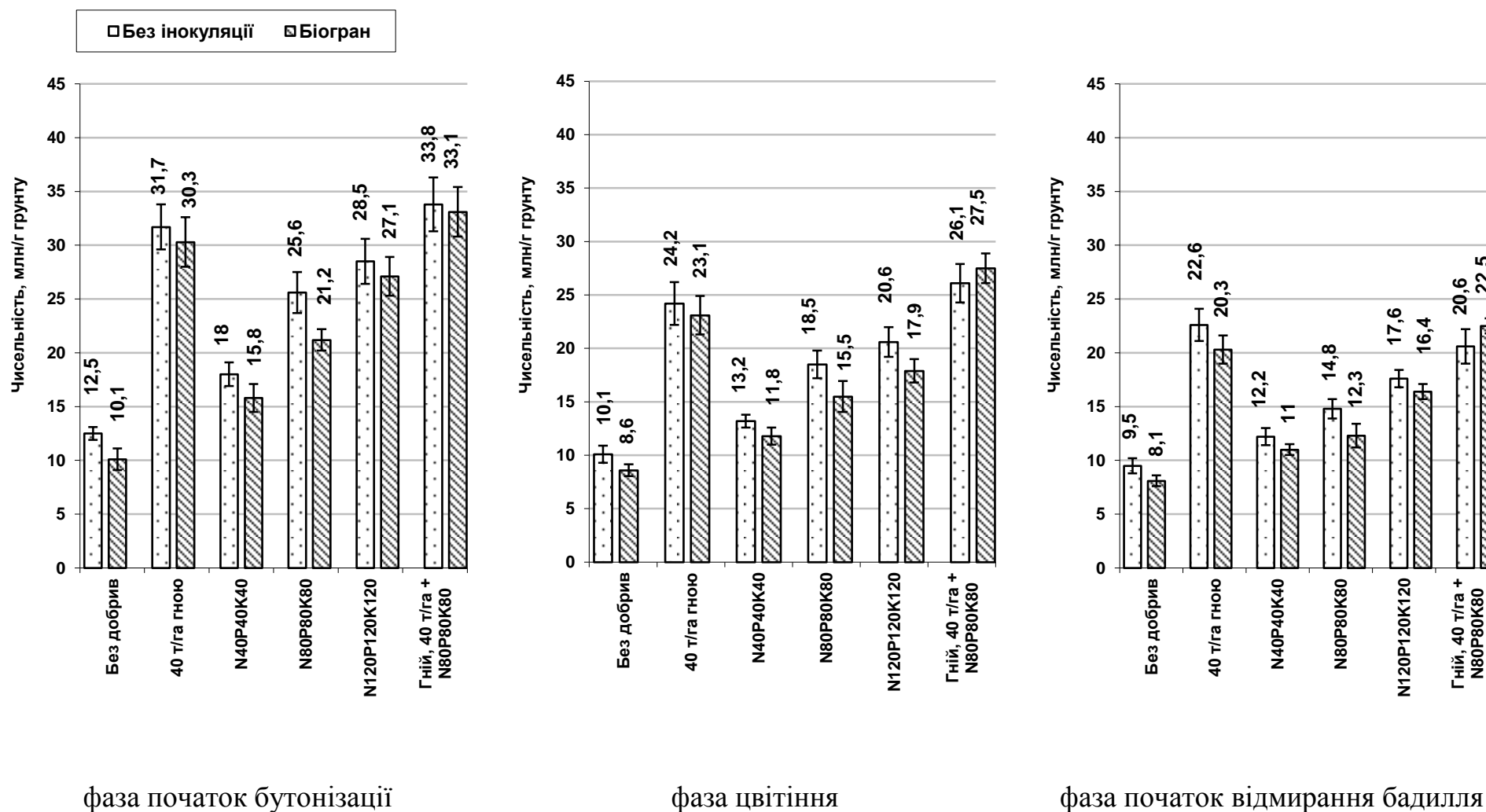
фаза початок відмирання бадилля

Вплив бактеризації та удобрення на чисельність амоніфікувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин картоплі (2015 р.)



Вплив бактеризації та систем удобрення на чисельність бактерій, які засвоюють мінеральний азот, у ризосферному ґрунті рослин картоплі (2014 р.)

Рисунок А.6



Вплив бактеризації та удобрення на чисельність бактерій, які засвоюють мінеральний азот, у ризосферному ґрунті рослин картоплі (2015 р.)

Вплив добрив та мікробного препарату Біограну на чисельність азотфіксувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин картоплі,

млн / г сухого ґрунту (2014 р.)

Варіанти удобрення	Фази розвитку рослин		
	початок бутонізації	цвітіння	початок відмирання бадилля
<i>Без інокуляції</i>			
Без добрив (контроль)	0,28	2,85	31,25
Гній, 40 т/га	250,40	55,13	55,80
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	202,50	24,56	92,25
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	0,03	13,42	117,80
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	0,02	0,28	31,00
Гній, 40 т/га + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	0,05	5,17	55,80
<i>Інокуляція Біограном</i>			
Без добрив	0,33	4,56	31,00
Гній, 40 т/га	258,32	51,30	55,80
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	234,99	85,50	93,00
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	1,00	42,40	121,90
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	0,03	3,48	49,20
Гній, 40 т/га + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	0,05	5,13	56,25

Вплив добрив та мікробного препарату Біограну на чисельність азотфіксувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин картоплі, млн. / г сухого ґрунту (2015 р.)

Варіанти удобрення	Фази розвитку рослин		
	початок бутонізації	цвітіння	початок відмирання бадилля
<i>Без інокуляції</i>			
Без добрив (контроль)	0,25	1,94	0,26
Гній, 40 т/га	120,49	123,86	11,27
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	91,12	110,35	10,26
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	9,60	92,54	14,86
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	0,49	0,86	10,35
Гній, 40 т/га + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	0,26	1,28	27,00
<i>Інокуляція Біограном</i>			
Без добрив	9,65	5,17	1,16
Гній, 40 т/га	118,90	128,63	11,35
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	111,78	126,21	28,25
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	21,21	100,26	18,45
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	0,48	0,95	11,61
Гній, 40 т/га + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	0,21	1,71	28,25

**Вплив добрив та Біограну на чисельність денітрифікувальних
мікроорганізмів у ризосферному ґрунті рослин картоплі,**

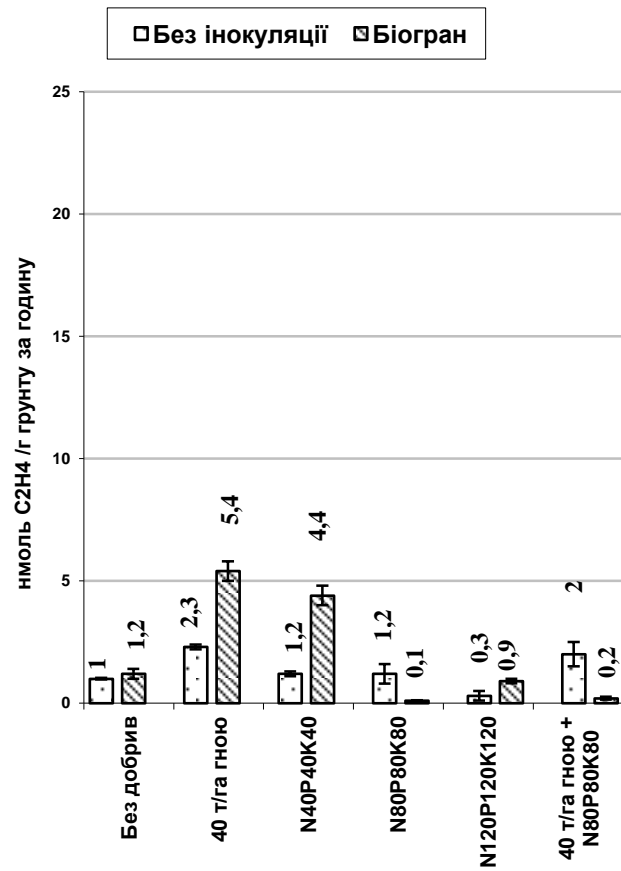
млн. / г сухого ґрунту (2014 р.)

Варіанти дослідів	Фази розвитку рослин		
	початок бутонізації	цвітіння	початок відмирання бадилля
<i>Без інокуляції</i>			
Без добрив (контроль)	2,22	28,50	37,50
Гній, 40 т/га	8,25	51,30	49,60
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	4,90	28,50	30,75
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	7,15	35,50	49,60
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	8,32	105,45	74,40
Гній, 40 т/га + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	84,00	132,25	93,00
<i>Інокуляція Біограном</i>			
Без добрив	2,77	28,50	31,00
Гній, 40 т/га	8,32	51,30	55,80
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	4,44	18,50	24,80
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	6,89	26,50	31,80
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	8,32	87,00	69,95
Гній, 40 т/га + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	10,54	108,30	86,25

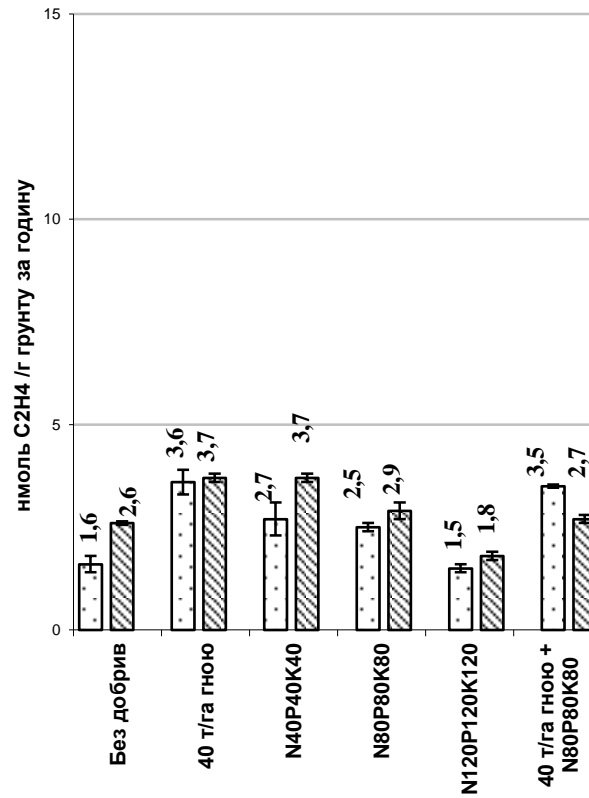
**Вплив добрив та Біограну на чисельність денітрифікувальних
мікроорганізмів у ризосферному ґрунті рослин картоплі, млн. / г сухого ґрунту
(2015 р.)**

Варіанти дослідів	Фази розвитку рослин		
	початок бутонізації	цвітіння	початок відмирання бадилля
<i>Без інокуляції</i>			
Без добрив (контроль)	2,03	2,85	26,75
Гній, 40 т/га	10,9	14,48	165,00
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	3,08	5,65	22,70
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	5,72	7,13	27,00
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	8,52	28,00	172,50
Гній, 40 т/га + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	11,91	28,50	206,00
<i>Інокуляція Біограном</i>			
Без добрив (контроль)	1,96	2,08	25,20
Гній, 40 т/га	11,65	15,60	161,00
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	2,34	4,21	20,72
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	4,70	5,45	24,70
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	5,16	23,22	167,50
Гній, 40 т/га + N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	11,56	31,60	212,50

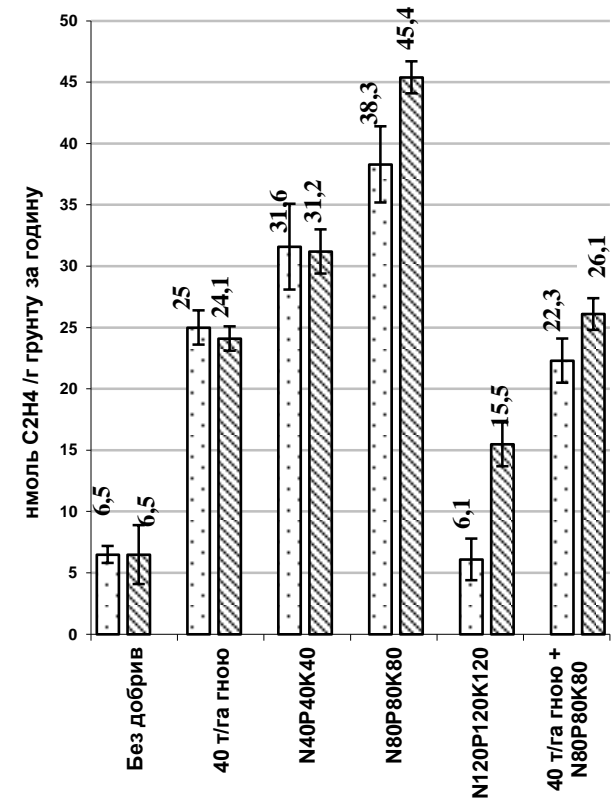
Рисунок В.1



фаза - початок бутонізації

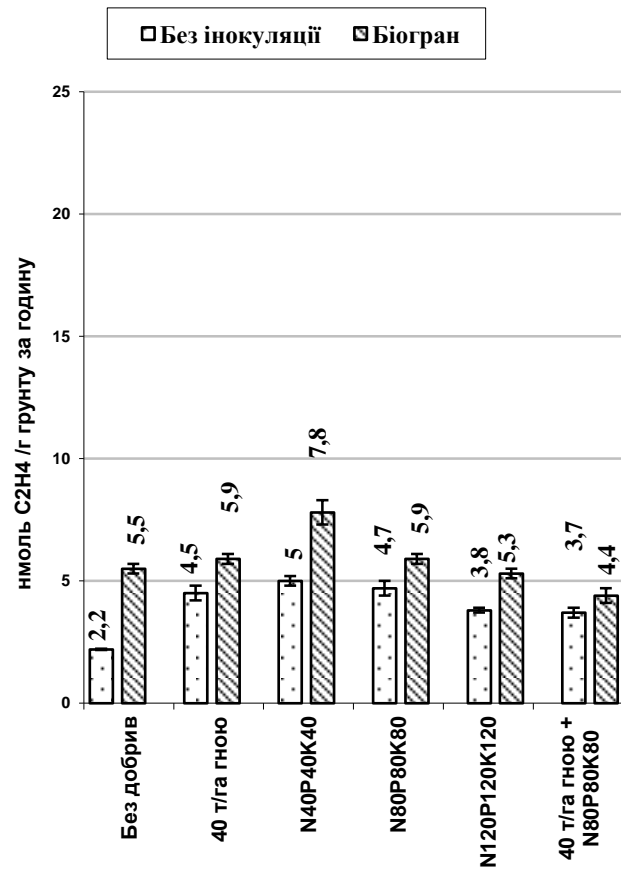


фаза цвітіння

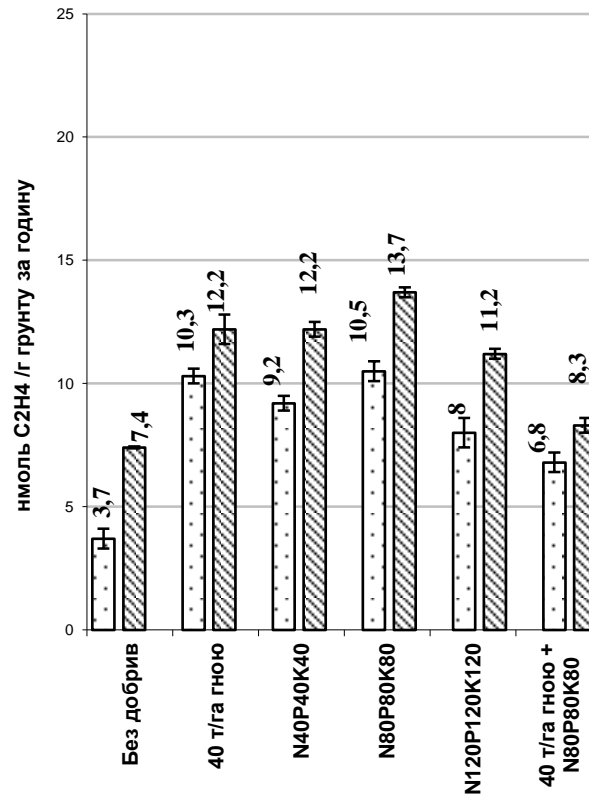


фаза початок відмирання бадилля

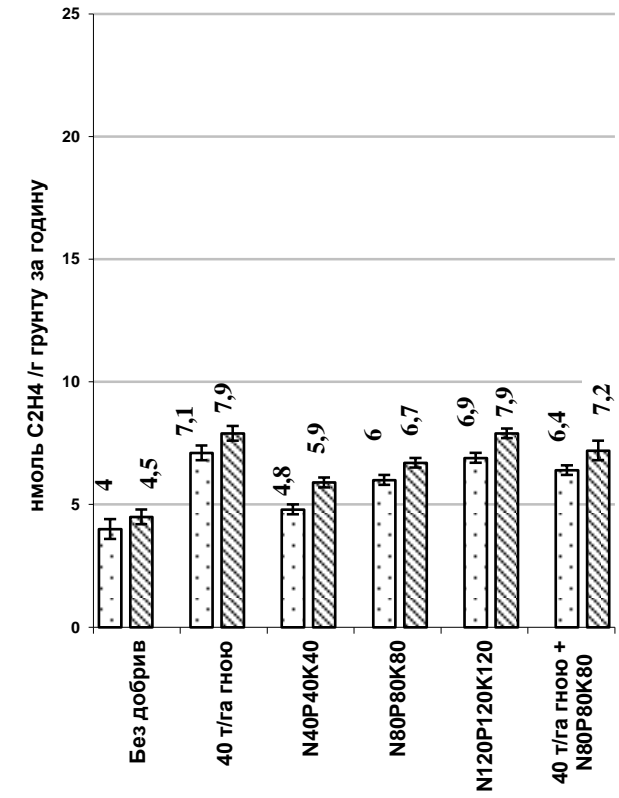
**Вплив бактеризації та добрив на потенційну нітрогеназну активність ризосферного ґрунту
рослин картоплі (2014 р.)**



фаза - початок бутонізації



фаза цвітіння



фаза початок відмирання бадилля

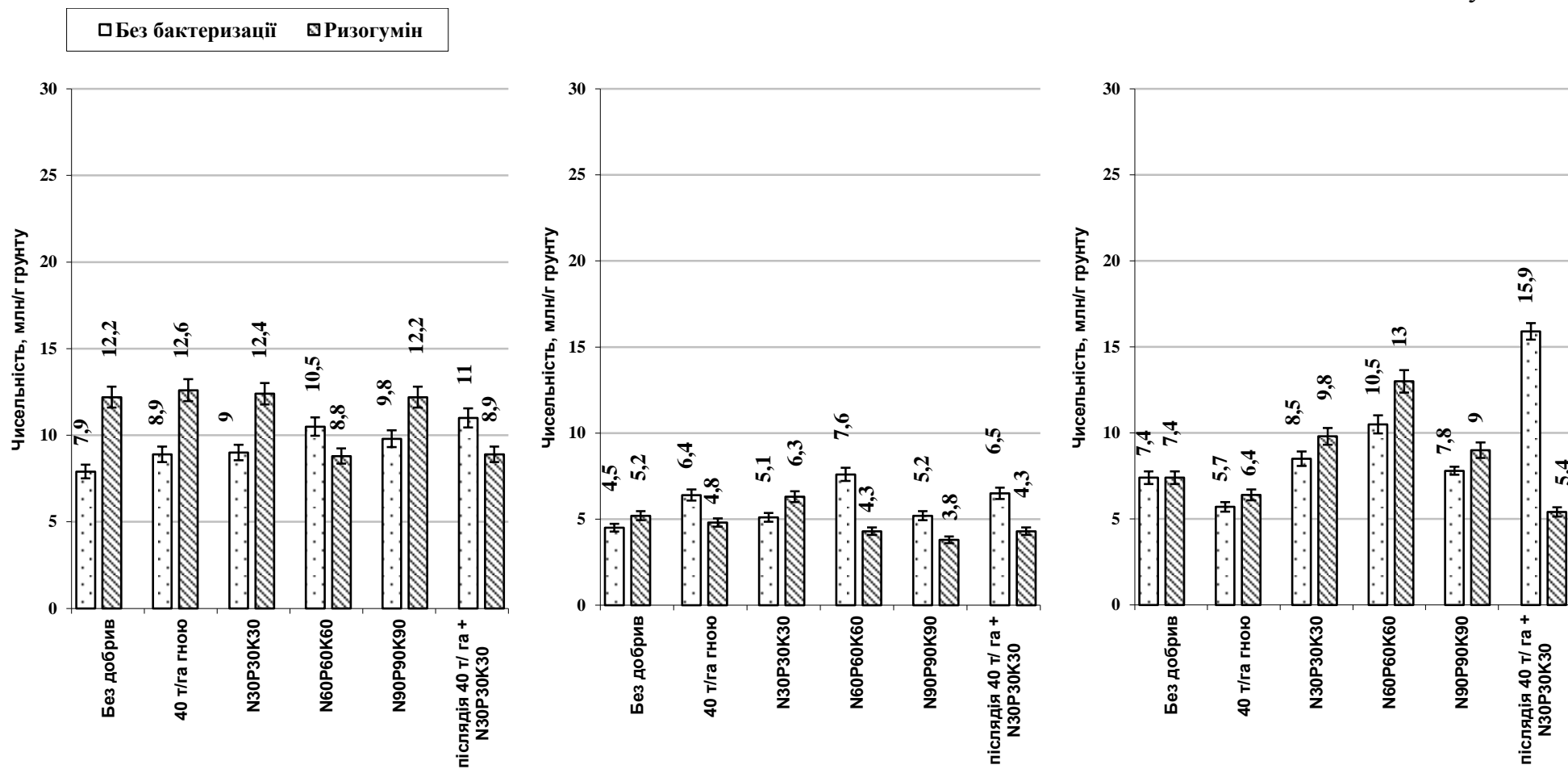
**Вплив бактеризації та добрив на потенційну нітрогеназну активність ризосферного ґрунту
рослин картоплі (2015 р.)**

Вплив добрив та бактеризації на потенційну активність денітрифікації ризосферного ґрунту картоплі, $nMоль N_2O/g$ ґрунту за 24 години (2014 р.)

Варіанти дослідів	Фази розвитку рослин		
	початок бутонізації	цвітіння	початок відмирання бадилля
Без інокуляції			
Без добрив (контроль)	18,21±1,76	9,30±0,27	6,46±0,24
Гній, 40 т/га	33,14±2,25	13,06±0,63	14,44±0,53
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	24,30±1,55	12,59±0,53	7,96±0,34
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	35,11±2,33	14,04±0,79	9,56±0,74
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	39,09±1,06	16,61±1,01	10,53±0,70
Гній, 40 т/га+ N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	32,89±3,11	16,09±1,89	12,92±0,69
Інокуляція Біограном			
Без добрив (контроль)	27,23±1,85	8,82±0,78	5,47±0,24
Гній, 40 т/га	31,67±2,36	14,59±0,70	12,54±0,88
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	28,15±0,83	6,52±0,34	7,48±0,47
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	38,76±2,78	9,04±0,36	7,97±0,47
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	43,05±1,32	12,14±0,89	7,94±0,52
Гній, 40 т/га+ N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	38,12±1,29	12,42±0,44	12,47±0,80

Вплив добрив та бактеризації на потенційну активність денітрифікації ризосферного ґрунту картоплі, $n\text{Моль } N_2O/g$ ґрунту за 24 години (2015 р.)

Варіанти дослідів	Фази розвитку рослин		
	початок бутонізації	цвітіння	початок відмирання бадилля
Без інокуляції			
Без добрив (контроль)	7,08±1,45	8,20±1,62	8,20±2,14
Гній, 40 т/га	34,87±2,19	24,67±1,51	22,20±0,82
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	16,00±1,63	15,63±1,94	14,32±1,78
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	19,19±1,99	17,68±0,68	18,43±1,30
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	22,40±2,92	23,33±0,83	29,07±2,51
Гній, 40 т/га+ N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	33,31±1,54	33,12±2,36	25,24±1,32
Інокуляція Біограном			
Без добрив (контроль)	6,34±1,03	5,42±1,03	5,97±0,98
Гній, 40 т/га	37,21±3,44	28,68±1,72	23,90±1,01
N ₄₀ P ₄₀ K ₄₀	11,35±1,13	12,47±2,19	11,35±0,49
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	15,81±0,67	13,58±1,30	16,19±1,48
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	24,70±3,99	20,12±1,18	18,62±1,99
Гній, 40 т/га+ N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	39,15±2,37	34,86±1,36	27,53±1,66

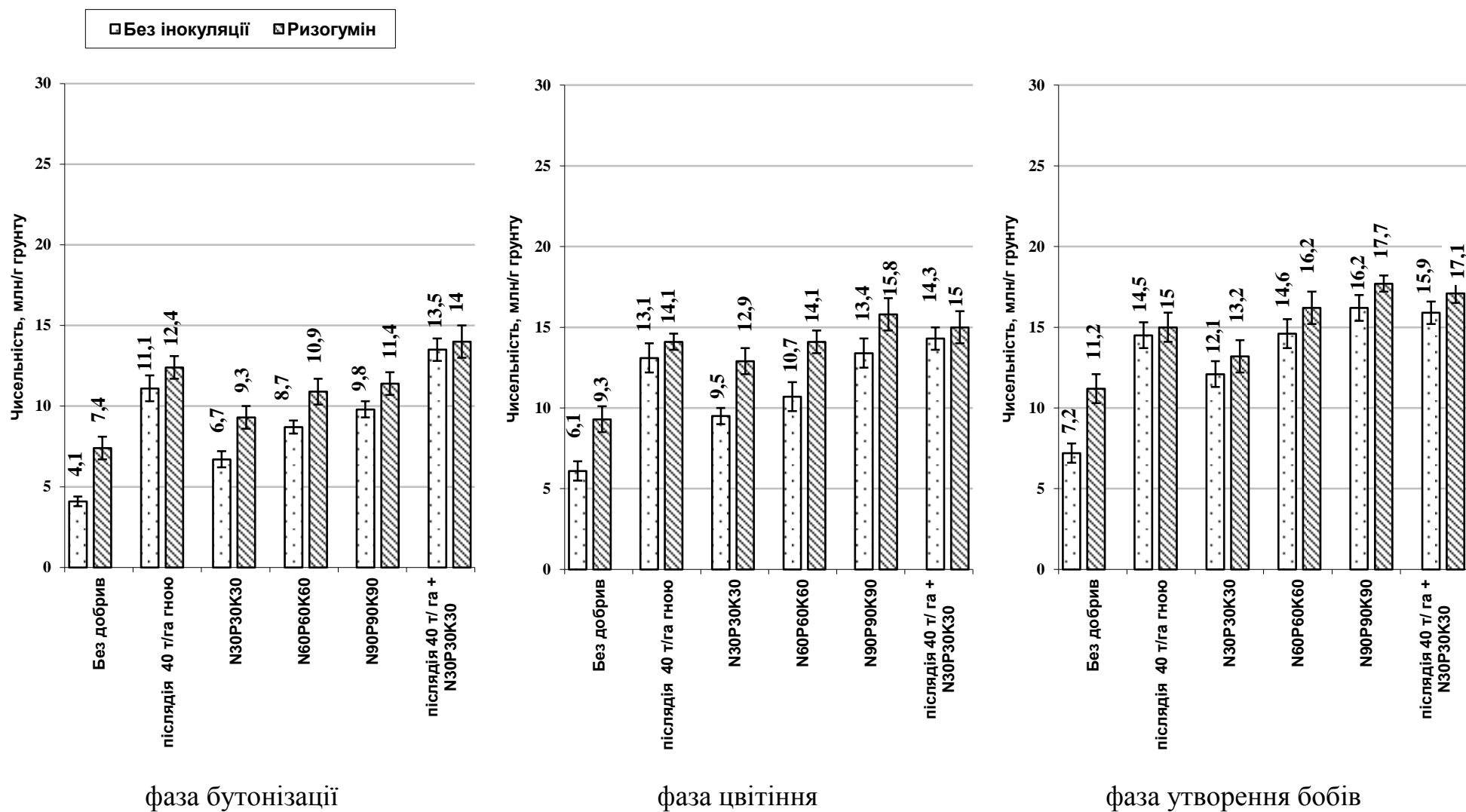


фаза бутонізації

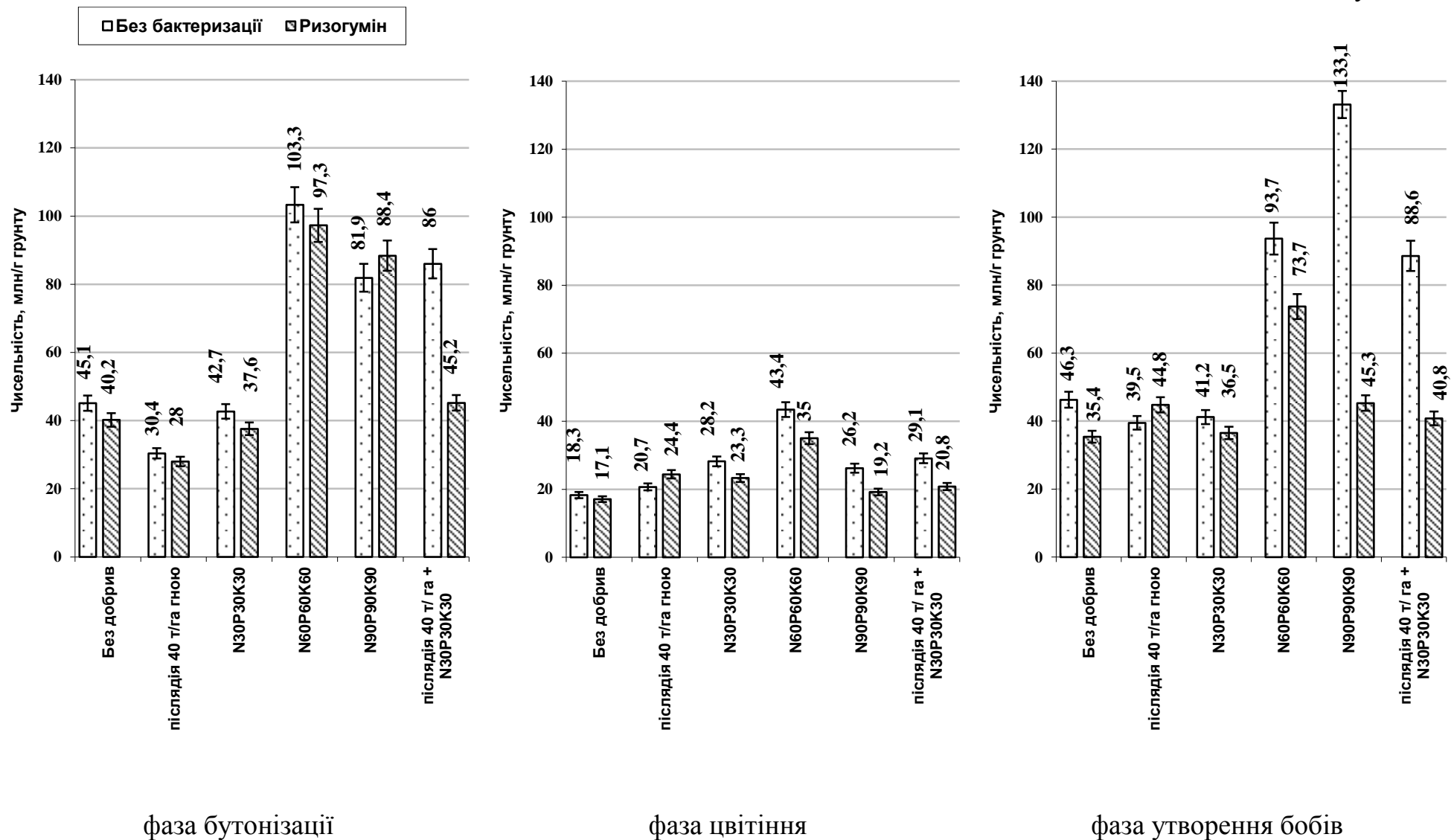
фаза цвітіння

фаза утворення бобів

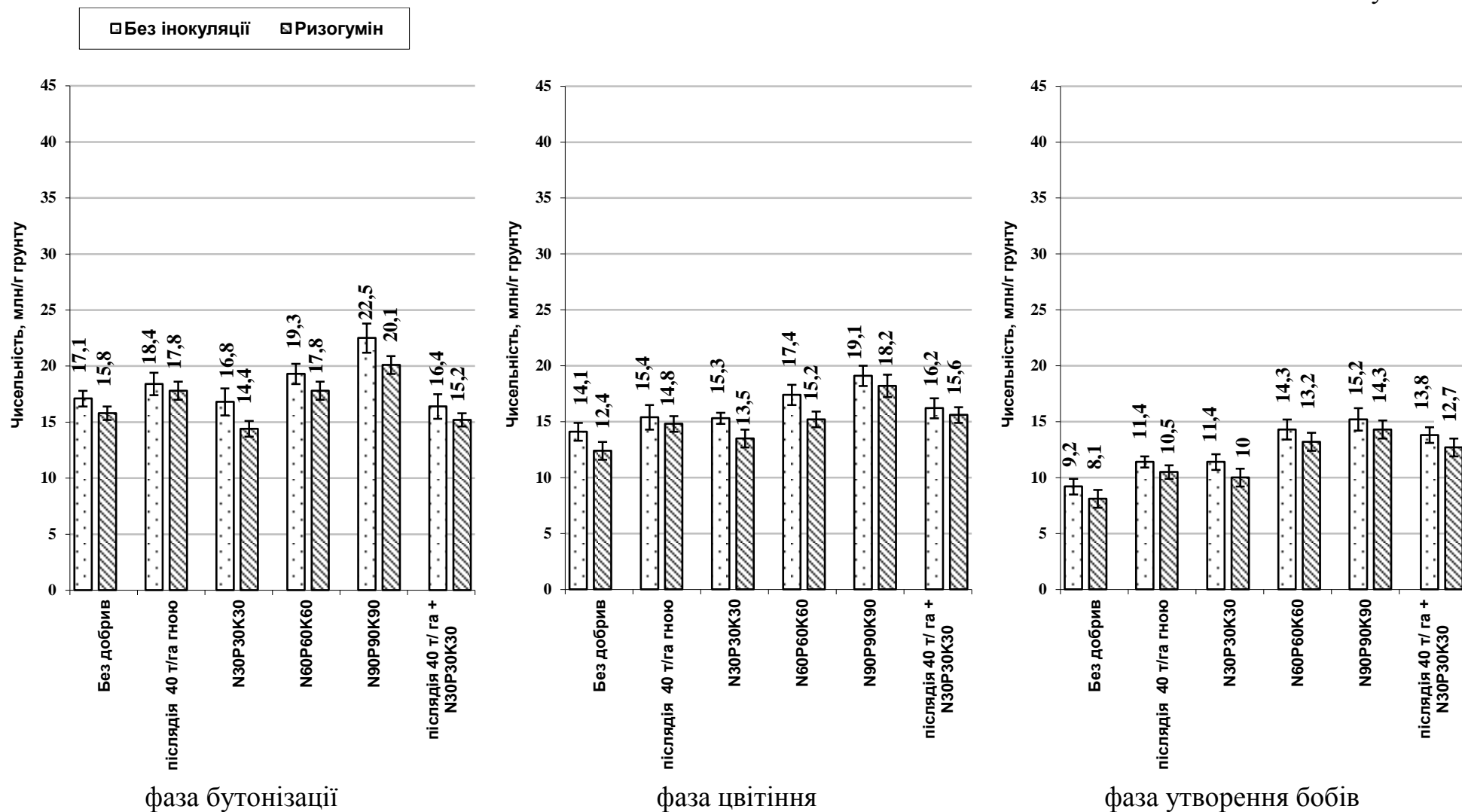
Вплив бактеризації та добрив на чисельність амоніфікувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин гороху (2014 р.)



Вплив бактеризації та добрив на чисельність амоніфікувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин гороху (2015 р.)



Вплив бактеризації та добрив на чисельність бактерій, які засвоюють мінеральний азот, у ризосферному ґрунті рослин гороху (2014 р.)



Вплив бактеризації та добрив на чисельність бактерій, які засвоюють мінеральний азот, у ризосферному ґрунті рослин гороху (2015 р.)

**Вплив бактеризації та систем удобрення на нодуляційну активність рослин
гороху, од. бульбочок/рослину (2014 р.)**

Варіанти удобрення	Фаза стеблуння	Фаза - початок бутонізації	Фаза цвітіння	Фаза утворення бобів
<i>Без інокуляції</i>				
Без добрив, контроль,	12,67±0,41	23,67±0,82	30,00±1,63	30,67±2,86
40т/га гною (післядія)	8,67±0,41	18,33±1,22	34,00±2,86	40,67±3,67
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	13,00±0,82	30,00±2,04	41,33±3,27	42,33±1,63
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	15,33±0,82	28,33±1,22	36,67±1,63	44,67±2,86
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	10,67±0,41	25,00±1,63	24,00±2,04	45,00±1,63
Післядія 40 т/га гною + пряма діяN ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	12,00±0,82	17,00±1,22	29,00±2,86	47,00±3,67
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>				
Без добрив	16,33±1,22	32,00±2,45	41,67±1,22	44,00±1,22
40т/га гною (післядія)	13,00±0,41	21,67±0,41	30,67±2,86	47,67±4,08
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	20,67±1,22	35,33±2,45	47,00±2,86	44,67±1,63
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	15,33±1,22	33,00±1,63	38,00±1,63	48,33±4,49
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	10,00±0,82	27,67±2,45	26,67±2,45	51,00±1,22
Післядія 40 т/га гною + пряма діяN ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	11,67±0,41	19,67±0,82	27,00±1,22	43,00±2,45

**Вплив бактеризації та систем удобрення на масу бульбочок рослин гороху,
мг/рослину (2014 р.)**

Варіанти удобрення	Фаза стеблуння	Фаза - початок бутонізації	Фаза цвітіння	Фаза утворення бобів
<i>Без інокуляції</i>				
Без добрив, контроль,	92,00±4,90	162,67±6,53	202,33±16,33	201,67±15,92
40т/га гною (післядія)	74,00±2,04	120,67±8,98	211,33±8,98	336,00±22,05
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	95,33±2,45	193,00±8,57	281,00±11,02	344,67±6,53
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	109,67±8,57	185,00±10,21	226,33±15,51	352,67±5,72
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	77,00±2,45	135,00±9,80	162,00±10,61	357,67±24,09
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	67,33±3,27	125,33±5,31	189,67±16,74	366,00±4,49
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>				
Без добрив	140,33±9,39	234,33±14,70	305,00±15,92	336,00±8,16
40т/га гною (післядія)	112,00±5,31	130,33±7,76	174,67±14,70	360,00±13,47
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	131,00±9,80	280,00±12,66	351,67±10,21	355,67±15,92
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	161,00±10,21	231,33±9,39	295,67±8,98	362,00±6,94
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	82,00±4,08	190,67±13,88	177,67±15,11	385,33±11,02
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	74,67±2,04	111,00±9,39	147,67±10,61	343,33±17,55

**Вплив бактеризації та добрив на нодуляційну активність рослин гороху,
од. бульбочок/рослину (2015 р.)**

Варіанти удобрення	Фаза стеблування	Фаза - початок бутонізації	Фаза цвітіння	Фаза утворення бобів
<i>Без інокуляції</i>				
Без добрив, контроль,	11,67±0,82	22,00±1,63	27,67±2,04	33,33±1,63
40т/га гною (післядія)	10,00±0,41	24,00±1,22	24,00±1,63	36,33±2,86
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	12,67±1,63	28,33±0,82	35,00±2,45	43,33±2,45
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	17,33±2,04	26,67±1,22	31,00±2,45	42,67±2,04
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	11,33±2,86	23,00±1,63	26,00±1,63	42,00±1,22
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	11,00±0,82	25,33±1,22	30,67±2,86	37,67±1,22
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>				
Без добрив	18,67±1,63	34,33±2,04	39,00±1,63	40,67±1,63
40т/га гною (післядія)	14,67±1,22	26,00±1,22	32,00±2,04	42,00±2,04
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	18,00±1,63	36,67±1,63	42,33±2,86	45,33±1,22
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	18,33±0,82	34,67±2,04	39,00±2,86	44,33±1,22
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	9,00±0,82	31,67±2,45	28,00±1,22	46,67±2,04
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	12,67±1,63	31,67±1,63	33,67±1,22	41,67±2,86

**Вплив бактеризації та добрив на масу бульбочок рослин гороху, мг/рослину,
(2015 р.)**

Варіанти удобрення	Фаза стеблуння	Фаза - початок бутонізації	Фаза цвітіння	Фаза утворення бобів
<i>Без інокуляції</i>				
Без добрив, контроль,	89,00±7,76	153,00±11,43	196,33±17,15	217,33±11,02
40т/га гною (післядія)	71,00±6,94	148,33±11,02	161,00±11,02	251,67±16,74
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	78,00±2,45	183,33±6,53	264,67±11,84	335,00±12,66
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	113,67±10,61	166,33±11,84	214,33±14,29	332,33±16,33
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	73,33±3,27	145,67±9,39	179,00±11,84	322,00±11,43
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	60,33±5,31	153,33±7,76	196,33±17,15	286,67±12,66
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>				
Без добрив	137,33±7,35	217,00±10,61	296,00±14,70	324,33±17,15
40т/га гною (післядія)	112,00±8,98	157,67±9,39	211,00±14,29	327,67±12,66
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	132,67±11,43	271,33±15,11	343,67±17,96	369,67±14,29
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	169,00±10,61	223,67±17,15	303,33±18,78	360,00±18,37
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	85,33±8,16	183,33±10,61	187,00±13,88	375,00±10,21
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	73,00±6,12	191,00±10,21	241,00±12,25	321,33±14,70

Вплив бактеризації та добрив на чисельність денітрифікувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин гороху, млн. / г сухого ґрунту (2014 р.)

Варіанти удобрення	фаза початок бутонізації	фаза цвітіння	фаза утворення бобів
<i>Без інокуляції</i>			
Контроль, без добрив	2,10	3,02	1,85
40т/га гною (післядія)	11,42	13,33	12,88
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	4,67	5,91	4,03
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	7,29	9,79	7,86
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	9,31	11,30	8,81
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	13,22	14,51	10,14
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>			
Контроль, без добрив	1,68	2,71	1,54
40т/га гною (післядія)	10,62	12,6	11,5
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	3,91	5,45	3,22
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	5,91	8,66	6,83
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	8,97	9,91	7,55
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	12,30	14,0	9,63

Вплив бактеризації та добрив на чисельність денітрифікувальних бактерій у ризосферному ґрунті рослин гороху, млн. / г сухого ґрунту (2015 р.)

Варіанти удобрення	фаза початок бутонізації	фаза цвітіння	фаза утворення бобів
<i>Без інокуляції</i>			
Контроль, без добрив	3,26	2,45	1,74
40т/га гною (післядія)	14,31	12,15	10,26
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	5,48	4,78	3,59
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	6,75	6,20	4,76
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	10,13	9,85	6,54
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	15,87	13,48	11,38
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>			
Контроль, без добрив	2,51	1,55	1,14
40т/га гною (післядія)	15,46	11,28	11,49
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	4,35	3,21	2,94
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	5,22	5,25	4,10
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	9,44	9,12	5,23
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	16,24	14,34	10,92

Вплив бактеризації та добрив на потенційну активність денітрифікації ризосферного ґрунту гороху, $n\text{Моль } N_2O/g$ ґрунту за 24 години (2014 р.)

Варіанти удобрення	Фаза початок бутонізації	Фаза цвітіння	Фаза утворення бобів
<i>Без інокуляції</i>			
Без добрив, контроль,	15,21±1,23	10,15±0,98	7,27±0,45
40 т/га гною (післядія)	29,26±2,49	20,64±2,19	14,16±1,23
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	22,07±1,85	16,25±1,36	11,64±0,97
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	28,51±2,27	18,16±1,24	13,31±0,65
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	32,17±2,55	20,09±1,38	18,21±1,09
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	34,76±3,02	25,17±1,94	16,21±1,02
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>			
Без добрив	14,09±1,04	9,75±0,74	6,32±0,52
40 т/га гною (післядія)	34,53±2,15	19,64±1,15	19,21±1,34
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	18,34±1,37	14,26±1,11	9,34±0,72
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	20,42±1,37	16,36±1,15	11,47±1,46
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	30,36±2,52	18,42±1,13	16,31±1,24
Післядія 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	31,19±2,28	27,37±2,48	17,45±1,05

**Вплив бактеризації та систем удобрення на потенційну активність
денітрифікації ризосферного ґрунту гороху, $n\text{Моль } N_2O/g \text{ ґрунту}$
за 24 години (2015 р.)**

Варіанти удобрення	Фаза - початок бутонізації	Фаза цвітіння	Фаза утворення бобів
<i>Без інокуляції</i>			
Без добрив, контроль	10,97±1,41	5,23±0,67	4,49±0,31
40т/га гною (післядія другого року)	17,15±1,16	19,76±2,47	9,87±0,81
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	17,75±1,55	10,98±1,45	7,94±0,98
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	20,64±2,09	13,39±1,16	9,96±0,47
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	17,75±1,49	16,56±0,37	11,40±0,33
Післядія другого року 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	20,21±0,70	21,45±2,32	9,87±0,41
<i>Інокуляція Ризогуміном</i>			
Без добрив	6,98±0,79	5,60±0,32	3,98±0,23
40т/га гною (післядія другого року)	13,52±0,68	18,81±1,96	8,98±0,54
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	13,89±0,65	10,60±0,64	5,34±0,31
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	15,31±0,74	11,72±1,16	7,75±0,30
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	19,21±0,75	12,46±1,34	8,72±0,63
Післядія другого року 40 т/га гною + пряма дія N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	11,40±0,50	18,62±1,47	9,24±0,23

Затверджую:

Директор

ТОВ «Агрофірма
КОЛОС»

Центилю Л.В.

11.09.2016



Затверджую:

директор Інституту
сільськогосподарської
мікробіології та
агропромислового
виробництва

НААН

Волкогон В.В.

11.09.2016



АКТ

виробничої перевірки ефективності поєднання біологічного препарату
Біограну з мінеральними добривами при вирощуванні картоплі.

У 2016 р. на чорноземі типовому ТОВ «Агрофірма КОЛОС» проведено виробничий дослід з картоплею сорту Белароза за вирощуванні культури на різних агрофонах, у т. ч. за використання біологічного препарату Біограну. Результати випробування ефективності поєднання мінерального і біологічного чинників удобрення картоплі наведено в таблиці.

Варіанти дослідів	Площа, га	Урожайність, т/га	Приріст від добрив (у т.ч. при взаємодії з Біограном)		Приріст від біопрепарату	
			т/га	%	т/га	%
Без добрив, контроль	1,0	13,5	-	-	-	-
Без добрив + Біогран	1,0	15,0	1,5	11,1	1,5	11,1
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	2,0	25,2	11,7	86,7	-	-
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀ + Біогран	2,0	29,4	15,9	117,8	4,2	16,7
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀	2,0	30,5	17,0	125,9	-	-
N ₁₂₀ P ₁₂₀ K ₁₂₀ + Біогран	2,0	33,0	19,5	144,4	2,5	8,2

Одержані результати свідчать, що оптимальним є поєднання добрив у нормі N₈₀P₈₀K₈₀ і біологічного препарату. За цих умов приріст від застосування Біограну склав 4,2 т/га і був найбільшим у досліді. Урожайність у зазначеному варіанті наближалась до показників урожайності у варіанті з внесенням N₁₂₀P₁₂₀K₁₂₀ без бактеризації. (29,4 і 30,5 відповідно). Застосування Біограну по найвищому в досліді агрофону сприяло зростанню урожайності, проте значно меншою мірою (приріст склав 2,5 т/га).

Агроном ТОВ «Агрофірма КОЛОС»
Молодший наук. співр. ІСМАВ

Паламарчук О.М.
Журба М.А.

Затверджую:
директор ТОВ «Агрофірма
КОЛОС»



Центилю Л.В.

11.09.2016

Затверджую:
директор Інституту
сільськогосподарської
мікробіології та
агропромислового виробництва
НААН



Волкогон В.В.

11.09.2016

АКТ

виробничої перевірки ефективності поєднання біологічного препарату
Ризогуміну з мінеральними добривами при вирощуванні гороху.

У 2016 р. на чорноземі типовому ТОВ «Агрофірма КОЛОС» проведено виробничий дослід з горохом сорту Сталкер за вирощування культури на різних агрофонах, у т. ч. за використання біологічного препарату Ризогуміну. Результати випробування ефективності поєднання мінерального і біологічного чинників удобрення культури наведено в таблиці.

Варіанти дослідів	Площа, га	Урожайність, т/га	Приріст від добрив (у т. ч. при взаємодії з Ризогуміном)		Приріст від біопрепарату	
			т/га	%	т/га	%
Без добрив, контроль	5,0	2,9	-	-	-	-
Без добрив + Ризогумін	5,0	3,2	0,2	6,9	0,2	6,9
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	5,0	3,3	0,3	10,3	-	-
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀ + Ризогумін	5,0	4,0	1,1	37,9	0,7	21,2
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	5,0	3,8	0,9	31,0	-	-
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀ + Ризогумін	5,0	4,2	1,3	44,8	0,4	10,5

Одержані результати свідчать, що оптимальним є поєднанням добрив у невисокій нормі (N₃₀P₃₀K₃₀) і Ризогуміну. За цих умов приріст від застосування біопрепарату склав 0,7 т/га (21,2%). Урожайність у зазначеному варіанті була дещо вищою, ніж у варіанті з внесенням N₆₀P₆₀K₆₀ без бактеризації. Застосування Ризогуміну по фоні N₆₀P₆₀K₆₀ також сприяло збільшенню урожайності, проте приріст був меншим - 0,4 т/га (10,5%).

Агроном ТОВ «Агрофірма КОЛОС» Паламарчук О.М.
Молодший наук. співр. ІСМАВ Журба М.А.