

СПРЯМОВАНІСТЬ ПРОЦЕСІВ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ-СИНТЕЗУ ОРГАНІЧНОЇ РЕЧОВИНИ В ЧОРНОЗЕМІ ВИЛУЖЕНОМУ ЗА РІЗНОГО УДОБРЕННЯ ЯЧМЕНЮ ЯРОГО

В. В. Волкогон, С. Б. Дімова, К. І. Волкогон

Інститут сільськогосподарської мікробіології та агропромислового виробництва НААН
вул. Шевченка, 97; м. Чернігів, 14030, Україна; e-mail: volkogon@ukr.net

Мета. За використання нових методичних рішень дослідити спрямованість процесів мінералізації-синтезу органічної речовини в ґрунті за вирощування ячменю ярого на різних агрофонах. **Методи.** Польового досліді, газохроматографічні (для визначення емісії закису азоту й вуглекислого газу), статистичні. **Результати.** Дослідження емісії закису азоту й вуглекислого газу та подальші розрахунки питомих втрат $N-N_2O$ (г/кг $C-CO_2$) залежно від систем удобрення і в процесі порівняння з показниками «еталонного» ґрунту (переліг) дають можливість оперативного визначення спрямованості процесів мінералізації-синтезу органічної речовини в ґрунтах агроценозів. В умовах польового стаціонарного досліді на чорноземі вилуженому за вирощування ячменю ярого в сівоzmіні показано, що використання мінеральних систем удобрення призводить до ініціювання мінералізаційних процесів, напруженість яких зростає зі збільшенням норм туків. Застосування мінеральних добрив по фоні першого року післядії органічної речовини (5 т/га соломи + 13 т/га маси проміжного люпинового сидерату) суттєво покращує ситуацію. За використання найменшої ($N_{30}P_{30}K_{30}$) і середньої ($N_{60}P_{60}K_{60}$) в досліді доз мінеральних добрив по фоні післядії органічних добрив ґрунт характеризується домінуванням процесів синтезу органічної речовини. Найвища в досліді норма туків ($N_{90}P_{90}K_{90}$), навіть за її застосування по фоні післядії соломи з біомасою люпинового сидерату, призводить до активізації мінералізаційних процесів. За післядії гною великої рогатої худоби, люпинового сидерату та їх поєднання, зокрема з мінеральними добривами, спостерігається незначне переважання мінералізаційної активності над іммобілізаційною. **Висновки.** Використання газохроматографічного методу визначення спрямованості процесів мінералізації-синтезу органічної речовини дозволяє оперативно визначати екологічну доцільність систем удобрення сільськогосподарських культур. Для оптимізації перебігу процесів доцільно поєднувати застосування мінеральних добрив по фоні органічних.

Ключові слова: ґрунтова органічна речовина, процеси мінералізації-синтезу, ячміль, системи удобрення, емісія N_2O і CO_2 .

Вступ. Сьогодні гостро постають питання відтворення родючості орних ґрунтів, оскільки в них спостерігається дефіцит свіжої органічної речовини, спотворення структури й функцій угруповань мікроорганізмів за однобокого трактування принципів забезпечення культурних рослин поживними речовинами. Унаслідок цього запаси органічної речовини в орних ґрунтах невинно знижуються й сьогодні вони містять органічного

Карбону ($C_{орг.}$) на 25–75 % менше ніж їх аналогії в не порушених або природних екосистемах [17]. Це зумовлює потребу в забезпеченні ґрунтів свіжою органічною речовиною та оптимізації в ній азотно-вуглецевого співвідношення для гармонійного перебігу та збалансованості біологічних процесів.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Якщо в науковому середовищі не викликає сумніву необхідність надходження до

грунту рослинних решток, застосування органічних добрив та вирощування бобових трав для синтезу гумусових сполук, то ставлення до значення мінеральних добрив, особливо азотних, для процесів мінералізації-синтезу не однозначне. Так, низка дослідників вважають, що застосування синтетичного азотного добрива призводить до зменшення запасів органічної речовини ґрунту (ОРГ) унаслідок підсилення її мінералізації [21; 29]. Механізм деструктивного впливу мінерального Нітрогену пояснюється по-різному. Є твердження, що системне застосування туків підкислює ґрунти, що призводить до послаблення зв'язку гумусових кислот із Ca^{2+} і забезпечує збільшення рухомості й мінералізації гумусових сполук [5]. Вважається, що ці процеси ще більше посилюються за внесення до ґрунту підвищених доз азотних добрив, що призводить до інтенсивної деструкції всіх високомолекулярних фракцій гумусових кислот [2; 6]. Стверджується, що кожна одиниця мінерального Нітрогену добрив сприяє вивільненню від 0,1 до 1,2 одиниць ґрунтового Нітрогену за рахунок мінералізації гумусу [4]. Існує також точка зору, яка свідчить про інтенсивний розвиток біологічної дегуміфікації ґрунтів за системного внесення високих норм мінерального Нітрогену, оскільки його надлишок у ґрунті викликає у мікроорганізмів посилену метаболічну потребу в Карбоні, а за дефіциту свіжої органічної речовини окремі їх представники можуть використовувати гумусові сполуки як джерело вуглецю й енергії [1; 7]. Це твердження підсилюється іншими дослідженнями. Так, згідно з теорією стехіометричного розкладу, якщо Нітроген є обмежувальним ресурсом, то надходження неорганічного N буде сприяти збільшенню мікробної біомаси та активності мікроорганізмів, тим самим активізуючи мінералізацію ОРГ [9; 32; 33]. В доповнення до цього існує думка, що збільшення продуктивності агроценозів (включно зі збільшенням об'ємів кореневих ексудатів) за застосування мінеральних азотних добрив також може підвищити мінералізацію ОРГ за рахунок збільшення мікробної маси та ферментативної активності мікроорганізмів [9; 10; 14–16; 28].

Проте, дотримуючись вищезгаданої теорії стехіометричного розкладу, окремі дослідники доходять протилежного висновку [11;

19]. На їхню думку, в умовах низького вмісту неорганічного N у ґрунті мікроорганізми забезпечують прискорення мінералізації ОРГ для отримання Нітрогену, щоб задовольнити свої метаболічні потреби. Тому надходження синтетичного N сприятиме обмеженню мінералізації ОРГ, оскільки у мікроорганізмів зникає потреба в її розкладенні. Дійсно, мінеральний N є енергетично вигіднішим для мікроорганізмів проти Нітрогену органічної речовини, де переважають біомолекули з низькою або нульовою енергією, такі як лігнін [18; 31; 36], тож подібні твердження не безпідставні.

Прихильниками твердження, що мінеральний Нітроген сприяє збільшенню запасів ОРГ, є й інші дослідники. Так, Poffenbarger et al., [26] вважають, що за застосування синтетичних азотних добрив, особливо агрономічно оптимальних їх норм, збільшується чиста продуктивність агроценозів, що сприяє зростанню надходження до ґрунту рослинної мортмаси. Такий ефект може бути особливо важливим за вирощування такої культури, як кукурудза, коли мінеральний N може збільшити продуктивність культури більш ніж на 200 %. Ці висновки є цілком логічними для ситуацій з вирощуванням окремих культур за умови, що вся наземна маса, за винятком основної продукції, залишається в полі.

За моделювання ситуацій з різним співвідношенням Карбон/Нітроген у середовищі, мабуть, справедливим міг би бути такий розвиток процесів: для органічної речовини з вузьким співвідношенням у ній C/N фактором, який лімітує ріст мікроорганізмів, є Карбон, водночас надлишок Нітрогену вивільниться. У разі, якщо в ґрунті є органічна речовина з широким співвідношенням C/N, Нітроген стає лімітуючим фактором для мікробіологічних процесів. Проте у ґрунті є ціла низка інших чинників, які можуть впливати на перебіг процесів. Це й ефект ризосфери, це кількість і якість свіжої органічної речовини, це й історія поля (наприклад, удобрення попередніх у сівозміні культур та кількість рослинних решток) та ін. Отже, питання, пов'язані з умістом $\text{C}_{\text{орг}}$ та його трансформацією у ґрунті за впливу окремих технологічних чинників неоднозначні й трактуються дослідниками по-різному. Впливає на ситуацію й те, що наявні методи визначення вмісту ОРГ в ґрунті не дозволяють з необхід-

ною точністю робити висновки. Твердження про зміни показників гумусного стану ґрунту можуть маскуватися порівняно високим вмістом фонові ОРГ. Саме тому достовірні зміни її вмісту в ґрунті можна отримати лише після кількох ротацій сівозмін і системної дії досліджуваного технологічного чинника. В арсеналі дослідників є також визначення фракційного стану гумусу, розрахунок співвідношення гумусових кислот і фульвокислот та ін., проте й за таких умов надійні висновки щодо зміни гумусного стану ґрунтів агроценозів також потребують тривалих досліджень.

На нашу думку, низка суперечливих даних щодо долі ґрунтової органічної речовини пояснюється також і розмежуванням у дослідженнях особливостей трансформації Нітрогену й Карбону. Це не відображає ситуацію об'єктивно, оскільки зазначені процеси в ґрунті є взаємопов'язаними [20; 22]. У зв'язку з цим нами запропоновано метод визначення спрямованості процесів мінералізації-синтезу органічної речовини в ґрунтах агроценозів, який певною мірою враховує особливості трансформації Нітрогену й Карбону залежно від впливу технологічних чинників [34]. Як відомо, кінцевим продуктом мінералізації органічної речовини, поряд із N-NH_4 та N-NO_3 , є діоксид Карбону. CO_2 , за невеликим винятком (засвоєння автотрофними мікроорганізмами та розчинення в ґрунтовому розчині), виділяється з ґрунту в атмосферу. Інша ситуація складається з мінеральним Нітрогеном. Він частково реутилізується (засвоюється рослинами, іммобілізується мікроорганізмами за умови достатньої кількості органічного Карбону), частково вимивається з ґрунту з нижнім стоком води і частково, унаслідок перебігу процесів нітрифікації й денітрифікації, надходить в атмосферу у вигляді N_2O . Дослідивши емісійні втрати N_2O і CO_2 з ґрунту, розрахувавши при цьому співвідношення $\text{N-N}_2\text{O}/\text{C-CO}_2$ (фактично визначивши питомі емісійні втрати Нітрогену на одиницю емісійного Карбону) та порівнявши отримані дані з показниками «еталонного» ґрунту (переліг, цілина тощо), можемо визначити спрямованість процесів мінералізації-синтезу органічної речовини в ґрунті за впливу різних технологічних чинників (наприклад, добрив, систем обробітку ґрунту та ін.). Якщо питомі втрати Нітрогену будуть

меншими за показники «еталонного» ґрунту, це свідчитиме про переважання синтетичних (іммобілізаційних) процесів над мінералізаційними; якщо вони суттєво переважатимуть контрольні значення, це буде ілюстрацією розвитку мінералізаційних процесів; якщо ж результати будуть наближені до контрольних значень, це свідчитиме про врівноваження мінералізаційно-іммобілізаційних процесів у ґрунті.

Метою наших досліджень є визначення спрямованості процесів мінералізації-синтезу органічної речовини в ґрунті під ячменем за використання охарактеризованих вище методичних підходів.

Матеріали та методи. Дослідження проводили в 2017–2019 рр. у польовому стаціонарному досліді Інституту сільськогосподарської мікробіології та агропромислового виробництва Національної академії аграрних наук України, закладеному у 2009 р. на чорноземі вилуженому. Агрохімічна характеристика ґрунту: $\text{pH}_{\text{сол.}}$ — 5,3; вміст гумусу — 3,03 %; легкогідролізованого азоту — 95 мг/кг ґрунту; рухомих сполук фосфору (P_2O_5) — 150 мг/кг ґрунту; обмінного калію (K_2O) — 108 мг/кг ґрунту.

У досліді площею 2 га у короткоротаційній сівозміні вирощуються такі сільськогосподарські культури: картопля – ячмінь ярий – горох – пшениця озима.

Дослідження проводили з ячменем ярим за його вирощування по таких агрофонах:

- 1) без добрив (контроль);
- 2) першого року післядія соломи;
- 3) першого року післядія проміжного люпинового сидерату;
- 4) першого року післядія підстилкового гною великої рогатої худоби (ВРХ);
- 5) першого року післядія соломи в поєднанні з сидератом;
- 6) першого року післядія гною в поєднанні з сидератом;
- 7) $\text{N}_{30}\text{P}_{30}\text{K}_{30}$;
- 8) $\text{N}_{30}\text{P}_{30}\text{K}_{30}$ по фоні першого року післядія соломи з сидератом;
- 9) $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$;
- 10) $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$ по фоні першого року післядія соломи з сидератом;
- 11) $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{90}$;
- 12) $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{90}$ по фоні першого року післядія соломи з сидератом;
- 13) першого року післядія гною +

N₆₀P₆₀K₆₀;

14) першого року післядія гною і сидерату + N₆₀P₆₀K₆₀.

Абсолютним контролем («еталонною» ділянкою) у дослідженнях був переліг (з 2009 року) площею 0,75 га, розміщений поряд зі стаціонарним польовим дослідом.

Органічні добрива застосовували під попередник ячменю — картоплю. У відповідних варіантах досліду подрібнену солому пшениці озимої у кількості 5 т/га відразу після збирання врожаю заробляли у ґрунт шляхом дискування. Для одержання сидеральної маси висівали насіння люпину вузьколистого також відразу після збирання урожаю пшениці й дискування. Отриману масу сидеральної культури (в середньому за роки досліджень $\approx$ 13 т/га) пізно восени (наприкінці листопада) заробляли в ґрунт шляхом дискування й подальшої оранки. Підстилковий гній ВРХ у кількості 40 т/га заорювали в ґрунт у цей же час. Глибина оранки — 15 см. Мінеральні добрива у вигляді нітроамофоски (вміст діючої речовини — N₁₆P₁₆K₁₆) вносили навесні під культивування перед висівом насіння ячменю ярого відповідно до схеми досліду (30, 60 і 90 кг/га діючої речовини).

У нашій попередній публікації [35] описано пряму дію органічних і мінеральних добрив на процеси мінералізації-синтезу у ґрунті під картоплею. За вирощування в цьому ж досліді ячменю ярого (після картоплі), відповідно, спостерігали першого року післядію органічних добрив і прямий вплив мінеральних.

Ділянки в досліді розміщено рендомізованим способом. Площа дослідної ділянки складала 44,6 м². Повторність — чотирикратна.

Для оцінки емісії закису азоту та вуглекислого газу в системі «ґрунт – рослина» застосовували метод закритих камер у власній модифікації. Для цього використовували пластикові відра, об'ємом 10 дм³, у дні робили отвір, вмонтовували гумову мембрану для відбору газів, через яку потім за допомогою шприца об'ємом 50 см³ відбирали проби повітря.

Камери «врізали» в ґрунт на глибину 5 см. Для кращої ізоляції системи й попередження втрат газів, що накопичувались у камерах, навколо камери робили водяний затвор. Всередину камери ставили бюкс з во-

дою, до якого перед початком експозиції додавали 20 г кальцій карбід (унаслідок реакції кальцій карбід з водою утворюється ацетилен, який інгібує фермент редуктазу оксиду азоту та призупиняє процес дисиміляції NO₃⁻ і NO₂⁻ на стадії відновлення оксиду азоту) [3]. Час експозиції становив три години. Відібрані газові проби поміщали у попередньо вакуумовані флакони з гумовими корками, доставляли в лабораторію й аналізували газохроматографічно.

Кількість N₂O у пробах визначали на газовому хроматографі «Цвет-500 М» (м. Дзержинськ, Росія) з детектором електронного захвату. Сорбційні колонки зі сталі довжиною 3 м заповнювали сорбентом Poropak Q 60–80 mesh («Water Corporation», USA). Температура колонок — 40 °С, температура випарювача — 120 °С, детектора — 330 °С. Витрати газу-носія (аргон з метаном 95/5) — 35 см³/хв.

Дослідження вмісту CO₂ 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, детектора — 40 °С. Витрати газу-носія (гелію) — 20 см³/хв.

Емісію N₂O розраховували за формулою:

$$E = V/V_2 \cdot S \cdot t,$$

де E — кількість оксиду азоту в пробі, що аналізувалася, нмоль N₂O;

V₁ — об'єм камери, см³;

V₂ — об'єм проби, що вводиться в хроматограф, см³;

S — площа поперечного зрізу камери, м²;

t — час експозиції.

За тією ж формулою визначали емісію CO₂, проте E, відповідно, розраховували як кількість вуглекислого газу в пробі, що аналізувалася, нмоль.

Показники газохроматографічного визначення емісії N₂O і CO₂ використовували для розрахунків втрат Нітрогену і Карбону, беручи до уваги молекулярну масу N₂O і CO₂ та швидкість емісії газів з одного гектара за добу.

Визначали питомі втрати N-N₂O як співвідношення г N-N₂O / кг C-CO₂. Базуючись на отриманих показниках, розраховували ін-

декси мінералізації-синтезу як відношення модуля різниці емісійного співвідношення г N-N₂O / кг C-CO₂ ґрунту «еталонної» ділянки (переліг) і ґрунту агроценозу до показника емісійного співвідношення г N-N₂O / кг C-CO₂ «еталонної» ділянки:

$$I_{м-с} = (E_{е.д.} - E_{агро}) / E_{е.д.},$$

де $I_{м-с}$ — індекс мінералізації-синтезу;
 $E_{е.д.}$ — емісійне співвідношення г N-N₂O / кг C-CO₂ «еталонної» ділянки;
 $E_{агро}$ — емісійне співвідношення г N-N₂O / кг C-CO₂ в агроценозі.

Продуктивність ячменю визначали після повного збирання урожаю з кожної ділянки.

Статистичну обробку експериментальних даних проводили за використання дисперсійного аналізу та програми Microsoft Office Excel 2010.

Результати. Визначення емісії газів з ґрунту під ячменем у фазу сходів демонструє найвищі показники втрат N₂O за післядії

гною, післядії поєднання гною з сидеральною масою, органо-мінерального удобрення (післядія гною + N₆₀P₆₀K₆₀), а також за внесення в ґрунт найбільшої в досліді норми мінеральних добрив (табл. 1).

Найнижчі показники емісії закису азоту спостерігали в умовах природного фітоценозу (переліг), де біологічні процеси, на нашу думку, вже збалансовані. Натомість в агроценозах навіть без внесення добрив (контрольний варіант досліді) відзначаються порівняно високі втрати N₂O з ґрунту.

Емісія CO₂ зростає у варіантах з післядією органічних добрив у вигляді гною, соломи, сидеральної маси та їх поєднань. Це є цілком логічним з огляду на мінералізацію зазначених органічних матеріалів. Проте емісія вуглекислого газу збільшується також й у міру зростання норм мінеральних добрив. За відсутності в ґрунті достатньої кількості свіжої органічної речовини (адже згідно зі схемою досліді вона може бути у цих варіантах лише у вигляді корневих ексудатів, а також

Таблиця 1. Емісія N₂O і CO₂, емісійне співвідношення елементів та індекси мінералізації-синтезу в агроценозах ячменю залежно від удобрення культури (2018 р., фаза сходів)

Варіанти досліді	Емісія N-N ₂ O, г/га за добу	Емісія C-CO ₂ , кг/га за добу	Емісійне співвідношення N-N ₂ O/C-CO ₂	$I_{м-с}$
Без добрив, контроль	76,5	56,7	1,35	-0,13
Солома*	79,1	76,4	1,04	+0,12
Сидерат*	87,1	68,1	1,28	-0,07
Гній*	145,1	102,1	1,42	-0,19
Солома* + сидерат*	115,8	87,0	1,33	-0,12
Гній* + сидерат*	130,8	113,5	1,15	+0,03
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀	103,4	70,3	1,47	-0,23
N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀ + солома* + сидерат*	98,0	108,9	0,91	+0,24
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	134,1	79,4	1,69	-0,42
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀ + солома* + сидерат*	124,6	99,1	1,26	-0,06
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	189,9	84,7	2,24	-0,88
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀ + солома* + сидерат*	162,4	91,5	1,77	-0,49
Гній* + N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	161,0	118,0	1,36	-0,15
Гній* + N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀ + сидерат*	151,3	126,3	1,20	-0,01
Переліг	19,9	16,7	1,19	0
НІР ₀₅	8,3	6,1		

* — тут і в наступних таблицях — першого року післядії органічних добрив.

кореневих та післязбиральних решток попередніх у сівозміні культур, які також системно удобрювалися лише мінеральними добривами) це може також свідчити про мінералізацію консервативних органічних сполук.

Розрахунки емісійного співвідношення $N-N_2O / C-CO_2$, тобто питомих втрат Нітрогену (на одиницю емісійного Карбону), опосередковано свідчать про ступінь використання Нітрогену для синтетичних потреб мікроорганізмів. Так, якщо оцінювати абсолютні втрати N_2O , можемо дійти висновку про екологічні ризики застосування гною. Проте питомі втрати газоподібного азоту в цьому варіанті є одними з найменших у досліді й наближаються до рівня контрольного варіанту.

За першого року післядії 5 т/га соломи питомі втрати закису азоту менші за показники контрольного варіанту і навіть «еталонного» ґрунту (перелогу). Це свідчить про інтенсивну іммобілізацію сполук Нітрогену за цих умов.

На рівні контрольного (без добрив) варіанта спостерігаємо питомі втрати N_2O за післядії сидерального добрива та за післядії соломи в поєднанні з сидератом. Зменшення питомих втрат N_2O спостерігається за поєднання гною з люпиновим сидератом.

Найбільші питомі втрати закису азоту спостерігаються за внесення мінеральних добрив. Це свідчить про те, що за дефіциту в ґрунті органічної речовини з широким співвідношенням $C : N$ застосовані азотні добрива не можуть бути ефективно іммобілізованими мікроорганізмами. Цей висновок підсилюють показники питомих втрат газоподібного азоту за умови застосування мінеральних добрив по фоні післядії соломи з сидеральною масою. Так, за внесення в ґрунт невисокої і середньої норм мінерального азоту по фоні «післядії соломи + післядії сидерату» питомі втрати N_2O різко знижуються проти варіантів застосування лише мінеральних добрив, і є навіть меншими за показники контрольного варіанту. Втрати Нітрогену також зменшуються і за застосування найбільшої в досліді норми мінеральних добрив ($N_{90}P_{90}K_{90}$) по фоні післядії соломи з сидератом, проте вони все ж таки перевищують контрольні показники. Це безперечно свідчить про надлишковість азотного удоб-

рення ячменю в цьому випадку.

Індекси мінералізації-синтезу (I_{M-C}) як інтегральний показник цих процесів проти даних перелогу [34] свідчать про розвиток переважно синтетичних процесів (показники зі знаком «+») у варіантах з внесенням соломи та за використання $N_{30}P_{30}K_{30}$ по фоні післядії соломи й сидеральної маси. Близькі до значень «еталонного» ґрунту також і показники у варіантах «післядії сидерату», «післядії гною і сидерату», « $N_{60}P_{60}K_{60}$ + післядії соломи і сидерату», а також «післядії гною і сидерату + $N_{60}P_{60}K_{60}$ ».

За внесення лише мінеральних добрив індекси мінералізації-синтезу органічної речовини демонструють домінування мінералізаційних процесів. Водночас показники зі знаком «-» зростають зі збільшенням норм туків.

У другий строк проведення спостережень (фаза виходу в трубку) спостерігаємо близький до вищеописаного характер мінералізаційних та синтетичних процесів у ґрунті залежно від удобрення культури (табл. 2).

Варто підкреслити, що в цей період у варіанті « $N_{60}P_{60}K_{60}$ + післядії соломи і сидерату» індекс мінералізації-синтезу органічної речовини практично не відрізняється від показника перелогу, що свідчить про оптимізацію мінералізаційно-синтетичних процесів за цих умов. Водночас застосування $N_{60}P_{60}K_{60}$ у чистому вигляді призводить до суттєвого погіршення ситуації — індекс мінералізації-синтезу органічної речовини зі знаком «-» сягає позначки 0,55.

Негативні показники I_{M-C} спостерігаються у варіанті з внесенням найвищої в досліді норми туків, і навіть застосування добрив по фоні післядії органічної речовини хоча й сприяє зниженню інтенсивності мінералізаційних процесів, проте не в змозі докорінно змінити ситуацію.

Наприкінці вегетаційного періоду ячменю при визначенні емісії N_2O і CO_2 , розрахунків їх емісійного співвідношення та індексів мінералізації-синтезу органічної речовини, загалом відзначаємо подібну до вищеописаних ситуацію (табл. 3).

Подібність отримуваних показників протягом усього вегетаційного періоду свідчить про доволі пролонговану дію систем удобрення культури на процеси мінералізації-синтезу органічної речовини в ґрунті.

Таблиця 2. Емісія N_2O і CO_2 , емісійне співвідношення елементів та індекси мінералізації-синтезу в агроценозах ячменю залежно від удобрення культури (2018 р., фаза виходу в трубку)

Варіанти дослідів	Емісія $N-N_2O$, г/га за добу	Емісія $C-CO_2$, кг/га за добу	Емісійне співвідношення $N-N_2O / C-CO_2$	I_{m-c}
Без добрив, контроль	88,20	33,1	2,66	-0,29
Солома*	91,30	50,8	1,80	+0,13
Сидерат*	104,20	47,7	2,18	-0,06
Гній*	174,80	77,1	2,27	-0,10
Солома* + сидерат*	135,00	58,9	2,29	-0,11
Гній* + сидерат*	157,30	83,3	1,89	+0,08
$N_{30}P_{30}K_{30}$	125,50	45,2	2,78	-0,35
$N_{30}P_{30}K_{30}$ + солома* + сидерат*	120,90	78,6	1,54	+0,25
$N_{60}P_{60}K_{60}$	162,80	50,9	3,20	-0,55
$N_{60}P_{60}K_{60}$ + солома* + сидерат*	142,40	70,6	2,02	+0,02
$N_{90}P_{90}K_{90}$	206,40	56,9	3,63	-0,76
$N_{90}P_{90}K_{90}$ + солома* + сидерат*	184,30	65,4	2,82	-0,37
Гній* + $N_{60}P_{60}K_{60}$	185,90	89,3	2,08	-0,01
Гній* + $N_{60}P_{60}K_{60}$ + сидерат*	178,30	97,1	1,84	+0,11
Переліг	27,80	13,5	2,06	0
$НІР_{05}$	11,20	6,5		

Таблиця 3. Емісія N_2O і CO_2 , емісійне співвідношення елементів та індекси мінералізації-синтезу в агроценозах ячменю залежно від удобрення культури (2018 р., фаза молочно-воскової стиглості)

Варіанти дослідів	Емісія $N-N_2O$, г/га за добу	Емісія $C-CO_2$, кг/га за добу	Емісійне співвідношення $N-N_2O / C-CO_2$	I_{m-c}
Без добрив, контроль	80,87	28,8	2,81	-0,34
Солома*	83,30	47,3	1,76	+0,16
Сидерат*	94,10	42,8	2,20	-0,05
Гній*	158,70	69,5	2,28	-0,09
Солома* + сидерат*	127,30	51,7	2,46	-0,17
Гній* + сидерат*	145,70	72,8	2,00	+0,05
$N_{30}P_{30}K_{30}$	111,80	41,9	2,67	-0,27
$N_{30}P_{30}K_{30}$ + солома* + сидерат*	103,80	70,6	1,47	+0,30
$N_{60}P_{60}K_{60}$	143,40	47,2	3,04	-0,44
$N_{60}P_{60}K_{60}$ + солома* + сидерат*	128,40	61,9	2,07	+0,01
$N_{90}P_{90}K_{90}$	190,30	50,8	3,75	-0,78
$N_{90}P_{90}K_{90}$ + солома* + сидерат*	170,50	59,5	2,87	-0,36
Гній* + $N_{60}P_{60}K_{60}$	172,60	80,1	2,15	-0,02
Гній* + $N_{60}P_{60}K_{60}$ + сидерат*	161,00	84,4	1,91	+0,09
Переліг	26,50	12,6	2,10	0
$НІР_{05}$	12,70	4,9		

Дослідження, проведені в інші роки (2017 р. і 2019 р.), загалом підтверджують вищенаведені залежності спрямованості процесів мінералізації-синтезу органічної речовини залежно від агрофону.

Урожайність ячменю ярого залежала від удобрення культури (табл. 4).

Показники продуктивності за післядії соломи практично не відрізнялися від контрольних. Оскільки повернення рослинних решток з широким співвідношенням C/N, як відомо, може призвести до тимчасового зменшення доступних поживних речовин у ґрунті, ми очікували зниження врожайності культури в цьому варіанті. Проте іммобілізаційні процеси не вплинули на продуктивність ячменю. Можливо, цьому сприяла та обставина, що стаціонарний польовий дослід проводиться з 2009 р., і за цей час відбулася певна стабілізація вмісту в ґрунті сполук Нітрогену.

У варіанті з післядією люпинового сидерату врожайність достовірно зростала у всі роки проведення досліджень. Значний вплив на продуктивність культури мала післядія гною ВРХ. Поєднання його з люпиновим сидератом ще більшою мірою сприяло зростанню урожайності ячменю.

Застосування туків для удобрення культури забезпечувало зростання її урожайності, проте показники продуктивності є достовірно вищими за поєднання прямого впливу мінеральних добрив з післядією органічних (солома + сидерат).

Звертає на себе увагу те, що використання найменшої норми мінеральних добрив по фоні післядії поєднаного застосування соломи й люпинового сидерату забезпечує такий же вплив на урожайність ячменю, як і внесення $N_{60}P_{60}K_{60}$. Зі свого боку середня в досліді доза туків за післядії органічних добрив впливає на продуктивність культури на рівні дії $N_{90}P_{90}K_{90}$. Отже, отримані результати демонструють не лише суттєве покращення перебігу біологічних процесів у ґрунті за орґано-мінерального удобрення, але й свідчать про агрономічну цінність таких заходів.

Успішним як в екологічному, так і в економічному розумінні є вирощування ячменю по фоні післядії гною, а також за післядії гною в поєднанні з люпиновим сидератом. Водночас собівартість виробництва невисока, оскільки повністю виключається стаття витрат на удобрення культури.

Таблиця 4. Урожайність ячменю ярого за прямої дії мінеральних та післядії органічних добрив

Варіанти дослідів	Урожайність, т/га				Приріст до контролю, %
	2017 р.	2018 р.	2019 р.	середнє	
Без добрив, контроль	2,38	1,76	2,55	2,23	—
Солома*	2,59	1,83	2,64	2,35	5,4
Сидерат*	2,85	1,98	2,86	2,56	14,8
Гній*	4,07	2,73	3,10	3,30	47,9
Солома* + сидерат*	3,28	2,07	3,02	2,78	24,7
Гній* + сидерат*	4,24	3,04	3,30	3,53	58,3
$N_{30}P_{30}K_{30}$	2,98	2,15	2,94	2,74	22,9
$N_{30}P_{30}K_{30}$ + солома* + сидерат*	3,93	2,60	3,10	3,21	43,9
$N_{60}P_{60}K_{60}$	3,40	2,48	3,07	2,98	33,6
$N_{60}P_{60}K_{60}$ + солома* + сидерат*	4,19	2,93	3,33	3,48	56,1
$N_{90}P_{90}K_{90}$	4,08	3,05	3,27	3,47	55,6
$N_{90}P_{90}K_{90}$ + солома* + сидерат*	4,57	3,22	3,45	3,75	68,2
Гній + $N_{60}P_{60}K_{60}$	4,67	3,38	3,49	3,85	72,6
Гній + $N_{60}P_{60}K_{60}$ + сидерат*	4,91	3,44	3,60	3,98	78,5
НІР ₀₅	0,21	0,18	0,25		

Обговорення. Відомо, що вимірювання відмінностей у вмісті ОРГ з достатньою точністю для визначення статистичної значущості впливу того чи іншого чинника є доволі складним завданням як через просторову відмінність, так і (особливо) через порівняно високий фон ОРГ, на тлі якого відбуваються зміни [27], тож у більшості ситуацій можна досягти лише наближення до реальних сценаріїв. Крім того, суттєвим недоліком більшості з наявних методів досліджень є те, що вони відображають поступовий або довгостроковий вплив антропогенних змін, а не швидкі реакції ґрунтової системи [12].

Найчастіше для встановлення змін у спрямованості процесів мінералізації-синтезу органічної речовини в ґрунті використовують класичні методи розрахунків балансу гумусу, визначення вмісту тотального й лабільного Карбону, співвідношення гумінових кислот до фульвокислот. Проте для надійних висновків інколи потрібно здійснити дослідження протягом кількох ротацій сівозмін. Точність розрахунків балансу гумусу також є недосконалою, оскільки доволі складно визначити обсяг та якість надходження Карбону з кореневими рештками. Наприклад, практично повністю виключається врахування такого джерела Карбону, як кореневі виділення та кореневий опад, а ця стаття вуглецевого балансу є доволі потужною [24] і повинна враховуватись у розрахунках.

Сьогодні є пропозиції ув'язати показники змін ОРГ з її термостабільністю. Так, зокрема, встановлено, що з термічною стабільністю корелює біогеохімічна стабільність Карбону [8; 25; 30]. Цілком можливо, що розвиток досліджень у цьому напрямі зможе забезпечити отримання надійної оцінки змін ОРГ.

Найбільш обговорюваним сьогодні показником є, мабуть, т. зв. «дефіцит насичення С». Так, Хассінк [13] припустив, що частка дрібної фракції (< 20 мкм) ґрунту відображає верхню межу його здатності зберігати стабільний С. Цю теоретичну межу можна обчислити шляхом вимірювання розміру частинок. Проте цей показник потенційних змін у вмісті ОРГ досі широко не перевірено, і його актуальність для прогнозування структури запасів С відповідно до зміни землекористування чи практики землеробства, на думку окремих дослідників [23], ще потрібно оці-

нити.

Пропонована нами методика газохроматографічного визначення спрямованості процесів мінералізації-синтезу органічної речовини в ґрунтах агроценозів, безперечно, не зможе вирішити всіх питань, пов'язаних із трансформацією органічних сполук, проте її цінність, на нашу думку, в оперативному визначенні ситуації. Це може дозволити прийняти швидкі рішення щодо корегувальних дій для забезпечення оптимізації стану ґрунту в конкретному агроценозі.

Як свідчать отримані результати, інтенсивність емісії N_2O з ґрунтів сільськогосподарського використання доцільно визначати паралельно з емісією CO_2 , співвідносячи показники, оскільки обидва досліджувані процеси є взаємозалежними.

За порівняння емісійного співвідношення $N-N_2O / C-CO_2$ з показниками «еталонного» ґрунту чітко прослідковується як ступінь іммобілізації Нітрогену за дії окремих систем удобрення, так і інтенсивність протилежного процесу — мінералізації. Так, за застосування соломи іммобілізація набуває найбільшого розміру, про що свідчать найменші показники питомих втрат N_2O . І навіть за післядії 40 т/га гною ВРХ питомі емісійні втрати N_2O є меншими за ті, що відзначаємо у контрольному (без добрив) варіанті.

Втрати газоподібного Нітрогену є найбільшими за використання мінеральних добрив, причому вони зростають зі збільшенням норм туків. Це могло б не викликати жодних застережень, якщо виходити з логіки: чим більша норма мінерального N, тим більші його газоподібні втрати. Але оскільки це супроводжується також і зростанням емісії CO_2 , що в умовах дефіциту в ґрунті рослинної мортмаси може свідчити про мінералізацію ОРГ, цілком правомірно розглядати це як свідчення розвитку мінералізаційних процесів.

Застосування туків по фоні післядії органічної речовини у вигляді соломи та сидеральної маси суттєво покращує ситуацію. Найменша ($N_{30}P_{30}K_{30}$) і середня ($N_{60}P_{60}K_{60}$) в досліді норми мінеральних добрив характеризуються оптимальними показниками збалансованості процесів мінералізації-синтезу органічної речовини. Найвища в досліді норма туків ($N_{90}P_{90}K_{90}$), навіть за її застосування по фоні післядії 5 т/га соломи і 13 т/га

сидеральної маси, призводить до активізації мінералізаційних процесів.

Використання методики визначення спрямованості процесів мінералізації-синтезу органічної речовини, безперечно, не може замінити прямих досліджень вмісту $C_{орг}$ у ґрунті, а є лише доповненням до наявних агрохімічних методів. Вона дозволяє оперативно визначити реальний стан біологічних процесів і вчасно застосувати корегувальні заходи.

Під час відпрацювання методики ми припускали, що таке явище як іммобілізація Нітрогену може мати короткочасний характер і не зможе надійно характеризувати перебіг досліджуваних процесів (тим більше, за використання високочутливих газохроматографічних методів). Проте проведення досліджень у динаміці, до того ж протягом трьох вегетаційних періодів, переконує в стабільності результатів і точному відображенні реальної ситуації в агроценозах.

Висновки. Застосування методики газохроматографічного дослідження спрямованості процесів мінералізації-синтезу органічної речовини в орних ґрунтах свідчить про доцільність її використання для оперативного визначення впливу технологічних чинників на перебіг досліджуваних процесів.

Системне використання лише мінеральних добрив у вирощуванні ячменю на чорноземі вилуженому недоцільне з екологічних міркувань. Застосування туків по фоні післядії соломи й сидерату забезпечує оптимізацію перебігу процесів мінералізації-синтезу органічної речовини, проте за вирощування ячменю ярого на чорноземі вилуженому перевищення їх норми понад $N_{60}P_{60}K_{60}$ є небажаним. Оптимізація біологічних процесів у ґрунті досягається за післядії гною та його поєднання з сидератом, зокрема з невисокою нормою мінеральних добрив.

ЦИТОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Волкогон В. В., Британ Т. Ю., Пиріг О. В. Розвиток мікроорганізмів та спрямованість біологічних процесів у чорноземі вилуженому за моделювання дефіциту свіжої органічної речовини та впливу мінерального азоту. *Сільськогосподарська мікробіологія*. 2018. № 28. С. 3–16. <https://doi.org/10.35868/1997-3004.28.3-16>

2. Гомонова Н. Ф., Овчинникова М. Ф. Влияние длительного применения минерального удобрения и известкования на химические свой-

ства, групповой и фракционный состав гумуса. *Агрохимия*. 1986. № 1. С. 85–90.

3. Звягинцев Д. Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии. М. : МГУ, 1991. 304 с.

4. Кудеяров В. Н., Благодатский С. А., Ларионова А. А. Изменение внутрипочвенных потоков азота при внесении азотных удобрений. *Агрохимия*. 1990. № 11. С. 47–53.

5. Мазур Г. А. Відтворення і регулювання родючості легких ґрунтів. К. : Аграрна наука. 2008. 308 с.

6. Мазур Г. А., Григора Т. І. Групо-фракційний склад і запаси гумусу в сірому лісовому ґрунті у зв'язку з інтенсивністю його використання. *Вісник Харківського національного аграрного університету ім. В. В. Докучаєва*. 2011. № 1. С. 178–181.

7. Туев Н. А. Микробиологические процессы образования гумуса. М. : Колос. 1989.

8. Barré P., Plante A. F., Cécillon L., Lutfalla S., Baudin F., Bernard S., Christensen B. T., Eglin T., Fernandez J. M., Houot S., Kätterer T., Le Guillou C., Macdonald A., van Oort F., Chenu C. The energetic and chemical signatures of persistent soil organic matter. *Biogeochemistry*. 2016. № 130. P. 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0246-0>

9. Chen R., Senbayram M., Blagodatsky S., Myachina O., Dittert K., Lin X., Blagodatskaya E., Kuzyakov Y. Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. *Glob. Chang. Biol.* 2014. № 20. P. 2356–2367. <https://doi.org/10.1111/gcb.12475>

10. Cheng W. Rhizosphere priming effect: its functional relationships with microbial turnover, evapotranspiration and C–N budgets. *Soil Biol. Biochem.* 2009. № 41. P. 1795–1801. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.04.018>

11. Craine J. M., Morrow C., Fierer N. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology*. 2007. № 88: P. 2105–2113. <https://doi.org/10.1890/06-1847.1>

12. Dunne J. A., Saleska S. R., Fischer M. L., Harte J. Integrating experimental and gradient methods in ecological climate change research. *Ecology*. 2004. № 85. P. 904–916. <https://doi.org/10.1890/03-8003>

13. Hassink J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil*. 1997. № 191. P. 77–87. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>

14. Fontaine S., Mariotti A., Abbadié L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biol. Biochem.* 2003. № 35. P. 837–843. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00123-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00123-8)

15. Khan S. A., Mulvaney R. L., Ellsworth T., Boast C. W. The myth of nitrogen fertilization for

- soil carbon sequestration *J. Environ. Qual.* 2007. № 36. P. 1821–1832. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0099>
16. Kuzyakov Y. Priming effects: interactions between living and dead organic matter. *Soil. Biol. Biochem.* 2010. № 42. P. 1363–1371. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.04.003>
 17. Lal R. Enhancing Eco-efficiency in Agroecosystems through Soil Carbon Sequestration. *Crop Sci.* 2010. № 50. P. 120–131. <https://doi.org/10.2135/cropsci2010.01.0012>
 18. Li X. G., Jia B., Lv J., Ma Q., Kuzyakov Y., Feng-min L. Nitrogen fertilization decreases the decomposition of soil organic matter and plant residues in planted soils. *Soil. Biol. Biochem.* 2017. № 112. P. 47–55. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.04.018>
 19. Mahal N. K., Osterholz R., Miguez F. E., Poffenbarger H. J., Sawyer J. E., Olk D. C., Archontoulis S. V., Castellano M. J. Nitrogen Fertilizer Suppresses Mineralization of Soil Organic Matter in Maize Agroecosystems. *Front. Ecol. Evol.* 2019. P. 7–59. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00059>
 20. McGill W. G., Hunt H. W., Woodmansee R. G., Reuss J. O. Phoenix — A model of the dynamics of carbon and nitrogen in grassland soils. *Ecol. Bull. (Stockholm)*. 1981. № 33. P. 237–247.
 21. Mulvaney R. L., Khan S. A., Ellsworth T. R. Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: a global dilemma for sustainable cereal production. *J. Environ. Qual.* 2009. № 38. P. 2295–2314. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0527>
 22. Omay A. B., Rice C. W., Maddux L. D., Gordon W. B. Changes in Soil Microbial and Chemical Properties under Long-term Crop Rotation and Fertilization. *Soil. Sci. Soc. Am. J. Division S-3 — Soil Biology & Biochemistry*. 1997. № 61. P. 1672–1678.
 23. O'Rourke S. M., Angers D. A., Holden N. M., McBratney A. B. Soil organic carbon across scales. *Glob. Chang. Biol.* 2015. № 21. P. 3561–3574. <https://doi.org/10.1111/gcb.12959>
 24. Pausch J., Kuzyakov Y. Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale. *Glob. Change. Biol.* 2017. № 24 (1). P. 1–12. <https://doi.org/10.1111/gcb.13850>
 25. Plante A. F., Fernández J. M., Haddix M. L., Steinweg J. M., Conant R. T. Biological, chemical and thermal indices of soil organic matter stability in four grassland soils. *Soil. Biol. Biochem.* 2011. № 43. P. 1051–1058. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.024>
 26. Poffenbarger H. J., Barker D. W., Helmers M. J., Miguez F. E., Olk D. C., Sawyer J. E., Six J., Castellano M. J. Maximum soil organic carbon storage in Midwest US cropping systems when crops are optimally nitrogen-fertilized. *PLoS ONE* 12:e0172293. 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172293>
 27. Poulton P., Johnston J., Macdonald A., White R., Powlson D. Major limitations to achieving “4 per 1000” increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. *Glob. Change. Biol.* 2018. № 24. P. 2563–2584. <https://doi.org/10.1111/gcb.14066>
 28. Robertson G. P., Bruulsema T. W., Gehl R., Kanter D., Mauzerall D. L., Rotz C. A., Williams C. O. Nitrogen-climate interactions in US agriculture. *Biogeochemistry*. 2013. Vol. 114. P. 41–70. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9802-4>
 29. Russell A. E., Cambardella C. A., Laird D. A., Jaynes D. B., Meek D. W. Nitrogen fertilizer effects on soil carbon balances in Midwestern US agricultural systems. *Ecol. Appl.* 2009. № 19. P. 1102–1113. <https://doi.org/10.1890/07-1919.1>
 30. Saenger A., Cécillon L., Sebağ D., Brun J. J. Soil organic carbon quantity, chemistry and thermal stability in a mountainous landscape: a rock-Eval pyrolysis survey. *Org. Geochem.* 2013. № 54. P. 101–114. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.10.008>
 31. Spohn M., Pötsch E. M., Eichorst S. A., Woebkend D., Waneka W., Richtera A. Soil microbial carbon use efficiency and biomass turnover in a longterm fertilization experiment in a temperate grassland. *Soil. Biol. Biochem.* 2016. № 97. P. 168–175. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.03.008>
 32. Sterner R. W., Elser J. J. Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements From Molecules to the Biosphere Princeton, NJ: Princeton University Press. 2002.
 33. Stevens W. B., Hoeft R. G., Mulvaney R. L. Fate of nitrogen-15 in a long-term nitrogen rate study. *Agron. J.* 2005. № 97. P. 1046–1053. <https://doi.org/10.2134/agronj2003.0313>
 34. Volkogon V. V., Pyrig O. V., Volkogon K. I., Dimova S. B. Methodological aspects of determining the processes of organic matter mineralization-synthesis in croplands. *Agr. Sci. Pract.* 2019. № 1. P. 3–9. <https://doi.org/10.15407/agrisp6.01.003>
 35. Volkogon V. V., Pyrig O. V., Dimova S. B., Volkogon K. I. Focus of mineralization-synthesis processes of the organic matter in the leached chernozem while cultivating potatoes on different fertilization backgrounds. *Agr. Sci. Pract.* 2020. № 7(1). P. 40–48. <https://doi.org/10.15407/agrisp7.01>
 36. Zang H., Wang J., Kuzyakov Y. N fertilization decreases soil organic matter decomposition in the rhizosphere. *Appl. Soil. Ecol.* 2016. № 108. P. 47–53. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.07.021>

Отримано 05.04.2022

DIRECTION OF MINERALIZATION-SYNTHESIS PROCESSES OF ORGANIC MATTER IN LEACHED CHORNOZEM UNDER VARIOUS FERTILIZATION OF SPRING BARLEY

V. V. Volkohon, S. B. Dimova, K. I. Volkohon

Institute of Agricultural Microbiology and Agroindustrial Manufacture, NAAS, Chernihiv
e-mail: volkohon@ukr.net

Objective. To investigate the direction of mineralization-synthesis processes of organic matter in the soil during the cultivation of spring barley in different agrob backgrounds using new methodical solutions. **Methods.** Field experiment, gas chromatography (to determine the emission of nitrous oxide and carbon dioxide), statistical. **Results.** The study of the emission of nitrous oxide and carbon dioxide and subsequent calculations of the specific losses of $N-N_2O$ (g/kg C- CO_2) depending on the fertilization systems and in comparison with the parameters in the “reference” soil (fallow) provide an opportunity to quickly determine the direction of mineralization-synthesis processes of organic matter in the soils of agrocenoses. Under the conditions of a stationary field experiment on leached chernozem during the cultivation of spring barley in crop rotation, it was shown that the use of mineral fertilization systems leads to the initiation of mineralization processes, the intensity of which increases with an increase in the rates of fertilizers. The application of mineral fertilizers against the background of the first year aftereffect of organic matter (5 t/ha of straw + 13 t/ha of the mass of intermediate lupine green manure) significantly improves the situation. At the same time, when using the lowest ($N_{30}P_{30}K_{30}$) and medium ($N_{60}P_{60}K_{60}$) doses of mineral fertilizers in the experiment against the background of the aftereffect of organic fertilizers, the soil is characterized by the dominance of organic matter synthesis processes. The highest rate of fertilizers in the experiment ($N_{90}P_{90}K_{90}$), even if it is used against the background of the aftereffect of straw with lupine green manure biomass, leads to the activation of mineralization processes. Under the aftereffects of cattle manure, lupine green manure and their combination, including with mineral fertilizers, there is a slight predominance of mineralization activity over immobilization activity. **Conclusion.** The use of the gas chromatography in finding out the direction of mineralization-synthesis processes of organic matter makes it possible to quickly determine the ecological expediency of crop fertilization systems. To optimize the course of processes, it is advisable to combine the use of mineral fertilizers against the background of organic ones.

Key words: soil organic matter, mineralization-synthesis processes, barley, fertilization system, N_2O and CO_2 emission.

REFERENCES

1. Volkohon, V. V., Britan, T. Yu., Purig, O. V. (2018). Rozvytok mikroorhanizmv ta spriamovanist biolohichnykh protsesiv u chornozemi vyluzhenomu za modeliuвання defitsytu svizhoi orhanichnoi rehovyny ta vplyvu mineralnoho azotu [Development of microorganisms and direction of biological processes in chernozem leached by modeling the deficit of fresh organic matter and the influence of mineral nitrogen]. *Silskohospodarska mikrobiologhiia — Agricultural microbiology*, 28, 3–16. <https://doi.org/10.35868/1997-3004.28.3-16> [in Ukrainian].
2. Gomonova, N. F., Ovchinnicova, M. F. (1986). Vliyanie dlitel'nogo primeneniya mineral'nogo udobreniya i izvestkovaniya na khimicheskie svoystva, gruppovoy i fraktsionnyy sostav gumusa [Influence of long-term application of mineral fertilizer and liming on chemical properties, group and fractional composition of humus]. *Agrokimiya — Agrochemistry*, 1, 85–90 [in Russian].
3. Zvyagintsev, D. G. (1991). *Metody pochvennoy mikrobiologii i biokhimii* [Methods of soil microbiology and biochemistry]. Moskva: MGU [in Russian].
4. Kudryarov, V. N., Blagodatsky, S. A., Larionova, A. A. (1990). Izmenenie vnutripochvennykh potokov azota pri vnesenii azotnykh udobreniy [Change in subsurface nitrogen fluxes when applying nitrogen fertilizers]. *Agrokimiya — Agrochemistry*, 11, 47–53 [in Russian].

5. Mazur, G. A. (2008). *Vidtvorennia i rehulivannia rodiuchosti lehkykh gruntiv* [Reproduction and regulation of light soil fertility]. Kyiv: Agrarian science publishing house [in Ukrainian].
6. Mazur, G. A., Grigora, T. I. (2011). Hrupovo-fraktsiynyi sklad i zapasy humusu v siromu lisovomu gruntі u zviazku z intensyvniestiu yoho vykorystannia [Group-fractional composition and stocks of humus in gray forest soil due to the intensity of its use]. *Visnyk Kharkivskoho natsionalnoho ahrarnoho universytetu im. V. V. Dokuchaieva — Bull. of Kharkiv National Agrarian University V. V. Dokuchaeva*, 1, 178–181 [in Ukrainian].
7. Tuv, N. A. (1989). *Mikrobiologicheskie protsessy obrazovaniya gumusa* [Microbiological processes of humus formation]. Moskva: Kolos [in Russian].
8. Barré, P., Plante, A. F., Cécillon, L., Lutfalla, S., Baudin, F., Bernard, S., Christensen, B. T., Eglin, T., Fernandez, J. M., Houot, S., Kätterer, T., Le Guillou, C., Macdonald, A., van Oort, F., & Chenu, C. (2016). The energetic and chemical signatures of persistent soil organic matter. *Biogeochemistry*, 130, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0246-0>.
9. Chen, R., Senbayram, M., Blagodatsky, S., Myachina, O., Dittert, K., Lin, X., Blagodatskaya, E., & Kuzyakov, Y. (2014). Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. *Glob. Chang. Biol.*, 20, 2356–2367. <https://doi.org/10.1111/gcb.12475>
10. Cheng, W. (2009). Rhizosphere priming effect: its functional relationships with microbial turnover, evapotranspiration and C–N budgets. *Soil Biol. Biochem.*, 41, 1795–1801. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.04.018>
11. Craine, J. M., Morrow, C., & Fierer, N. (2007). Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology*, 88, 2105–2113. <https://doi.org/10.1890/06-1847.1>
12. Dunne, J. A., Saleska, S. R., Fischer, M. L., & Harte, J. (2004). Integrating experimental and gradient methods in ecological climate change research. *Ecology*, 85, 904–916. <https://doi.org/10.1890/03-8003>
13. Hassink, J. (1997). The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil*, 191, 77–87. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>
14. Fontaine, S., Mariotti, A., & Abbadie, L. (2003). The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biol. Biochem.*, 35, 837–843. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00123-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00123-8)
15. Khan, S. A., Mulvaney, R. L., Ellsworth, T., & Boast, C. W. (2007). The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *J. Environ. Qual.*, 36, 1821–1832. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0099>
16. Kuzyakov, Y. (2010). Priming effects: interactions between living and dead organic matter. *Soil. Biol. Biochem.*, 42, 1363–1371. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.04.003>
17. Lal, R. (2010). Enhancing Eco-efficiency in Agro-ecosystems through Soil Carbon Sequestration. *Crop Sci.*, 50, 120–131. <https://doi.org/10.2135/cropsci2010.01.0012>
18. Li, X. G., Jia, B., Lv, J., Ma, Q., Kuzyakov, Y., & Feng-min, L. (2017). Nitrogen fertilization decreases the decomposition of soil organic matter and plant residues in planted soils. *Soil. Biol. Biochem.*, 112, 47–55. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.04.018>
19. Mahal, N. K., Osterholz, R., Miguez, F. E., Poffenbarger, H. J., Sawyer, J. E., Olk, D. C., Archontoulis, S. V., & Castellano, M. J. (2019). Nitrogen Fertilizer Suppresses Mineralization of Soil Organic Matter in Maize Agroecosystems. *Front. Ecol. Evol.*, 7, 59. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00059>
20. McGill, W. G., Hunt, H. W., Woodmansee, R. G., & Reuss, J. O. (1981). Phoenix — A model of the dynamics of carbon and nitrogen in grassland soils. *Ecol. Bull.*, 33, 237–247.
21. Mulvaney, R. L., Khan, S. A., & Ellsworth, T. R. (2009). Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: a global dilemma for sustainable cereal production. *J. Environ. Qual.*, 38, 2295–2314. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0527>
22. Omay, A. B., Rice, C. W., Maddux, L. D., & Gordon, W. B. (1997). Changes in Soil Microbial and Chemical Properties under Long-term Crop Rotation and Fertilization Soil. *Sci. Soc. Am. J. Division S-3 — Soil Biology & Biochemistry*, 61, 1672–1678.
23. O'Rourke, S. M., Angers, D. A., Holden, N. M., & McBratney, A. B. (2015). Soil organic carbon across scales. *Glob. Chang. Biol.*, 21, 3561–3574. <https://doi.org/10.1111/gcb.12959>
24. Pausch, J., Kuzyakov, Y. (2017). Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale. *Glob. Change. Biol.*, 24 (1), 1–12. <https://doi.org/10.1111/gcb.13850>
25. Plante, A. F., Fernández, J. M., Hadix, M. L., Steinweg, J. M., & Conant, R. T. (2011). Biological, chemical and thermal indices of soil organic matter stability in four grassland soils. *Soil. Biol. Biochem.*, 43, 1051–1058. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.024>
26. Poffenbarger, H. J., Barker, D. W., Helmers, M. J., Miguez, F. E., Olk, D. C., Sawyer, J. E., Six, J., & Castellano, M. J. (2017). Maximum soil organic carbon storage in Midwest US cropping systems when crops are optimally nitrogen-fertilized. *PLoS ONE* 12:e0172293. <https://doi.org/10.1371/>

27. Poulton, P., Johnston, J., Macdonald, A., White, R., & Powlson, D. (2018). Major limitations to achieving “4 per 1000” increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom *Glob. Change. Biol.*, *24*, 2563–2584. <https://doi.org/10.1111/gcb.14066>
28. Robertson, G. P., Bruulsema, T. W., Gehl, R., Kanter, D., Mauzerall, D. L., Rotz, C. A., & Williams, C. O. (2013). Nitrogen-climate interactions in US agriculture. *Biogeochemistry*, *114*, 41–70. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9802-4>
29. Russell, A. E., Cambardella, C. A., Laird, D. A., Jaynes, D. B., & Meek, D. W. (2009). Nitrogen fertilizer effects on soil carbon balances in Midwestern US agricultural systems. *Ecol. Appl.*, *19*, 1102–1113. <https://doi.org/10.1890/07-1919.1>
30. Saenger, A., Cécillon, L., Sebag, D., & Brun, J. J. (2013). Soil organic carbon quantity, chemistry and thermal stability in a mountainous landscape: a rock-Eval pyrolysis survey. *Org. Geochem.*, *54*, 101–114. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.10.008>
31. Spohn, M., Pötsch, E. M., Eichorst, S. A., Woebkend, D., Waneka, W., & Richter, A. (2016). Soil microbial carbon use efficiency and biomass turnover in a longterm fertilization experiment in a temperate grassland. *Soil. Biol. Biochem.*, *97*, 168–175. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.03.008>
32. Sterner, R. W., Elser, J. J. (2002). Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements From Molecules to the Biosphere Princeton, NJ: Princeton University Press.
33. Stevens, W. B., Hoefft, R. G., & Mulvaney, R. L. (2005). Fate of nitrogen-15 in a long-term nitrogen rate study. *Agron. J.*, *97*, 1046–1053. <https://doi.org/10.2134/agronj2003.0313>
34. Volkogon, V. V., Pyrig, O. V., Volkogon, K. I., & Dimova, S. B. (2019). Methodological aspects of determining the processes of organic matter mineralization-synthesis in croplands. *Agr. Sci. Pract.*, *1*, 3–9. <https://doi.org/10.15407/agrisp6.01.003>
35. Volkogon, V. V., Pyrig, O. V., Dimova, S. B., & Volkogon, K. I. (2020). Focus of mineralization-synthesis processes of the organic matter in the leached chernozem while cultivating potatoes on different fertilization backgrounds. *Agr. Sci. Pract.*, *7*(1), 40–48. <https://doi.org/10.15407/agrisp7.01>
36. Zang, H., Wang, J., & Kuzyakov, Y. (2016). N fertilization decreases soil organic matter decomposition in the rhizosphere. *Appl. Soil. Ecol.*, *108*, 47–53. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.07.021>

Received 05.04.2022