

УДК 579.64:57.083.223:
581.1:631.461.52:
631.86/87:632.937
© 2025

МІКРООРГАНІЗМИ В ПРОЦЕСАХ ТРАНСФОРМАЦІЇ ОРГАНІЧНОЇ РЕЧОВИНИ ҐРУНТУ

В.В. Волкогон

*доктор сільськогосподарських наук, професор, академік НААН
Інститут сільськогосподарської мікробіології та агропромислового виробництва
Національної академії аграрних наук України
вул. Шевченка, 97, м. Чернігів, 25027, Україна
e-mail: volkogon@ukr.net
ORCID: 0000-0003-0675-1318
Надійшла 17.03.2025*

Мета. Обґрунтувати роль мікроорганізмів у процесах трансформації органічної речовини ґрунту та залежність функціональної спрямованості мікробіоти від чинників впливу на деструкційні й синтетичні процеси в ґрунтах агроценозів. **Методи.** Теоретико-аналітичний підхід: аналіз — для оцінювання й порівняння результатів вітчизняних і зарубіжних досліджень; синтез та узагальнення — для систематизації існуючих точок зору щодо участі мікробіоти у процесах формування родючості ґрунтів. **Результати.** Обґрунтовано провідну роль мікроорганізмів у процесах мінералізації ↔ синтезу органічної речовини та секвестрації вуглецю у ґрунтах. Розглянуто нові погляди на сутність органічної речовини ґрунту (ОРґ), особливості її зберігання і трансформації. Серед чинників впливу на деструкційні й синтетичні процеси виокремлено агрегатний стан ґрунтів, дотримання сівозмін, надходження екзогенної органічної речовини як основи конструктивного й енергетичного метаболізму ґрунтової мікробіоти, формування мікробної біомаси, секвестрації вуглецю, використання мінеральних добрив, насамперед азотних. Системне застосування мінерального азоту в технологіях вирощування сільськогосподарських культур може призводити до мінералізації ОРґ, оскільки рослини використовують мінеральний азот із добрив на рівні 35–50%. Коли у ґрунті доступний для мікроорганізмів вуглець представлений лише кореневими та післязбиральними рештками, виникає стехіометричний дисбаланс між не засвоєним рослинами азотом і легкодоступним вуглецем. Проте забезпечення ґрунту свіжою органічною речовиною з широким співвідношенням C : N у відповідній кількості здатне нівелювати негативний ефект мінерального азоту й переорієнтувати спрямованість процесів перетворення органічної речовини. Теоретично, будь-яку норму мінерального азоту можна трансформувати в органічні сполуки та перевести в безпечну, ненадлишкову форму, якщо у ґрунті є легкодоступний вуглець. Для збільшення секвестрації вуглецю потрібне забезпечення ґрунту не лише свіжою органічною речовиною, а й іншими біогенними елементами, насамперед мінеральним азотом.

Висновки. Трансформація ОРГ — це множинно організовані процеси, ключову роль у яких відіграють мікроорганізми.

Ключові слова: азот, вуглець, мікроорганізми, органічна речовина ґрунту, процеси мінералізації ↔ синтезу.

DOI: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202507-03>

Проблема утворення органічної речовини ґрунту (ОРГ), без сумніву, є однією з ключових на шляху розв'язання проблем не лише щодо стабілізації та відтворення ґрунтової родючості, а й тих, що пов'язані з глобальним потеплінням на планеті [1]. Як регулятор потоків біогеохімічних циклів вуглецю, азоту й інших біогенних елементів ОРГ визнається одним з основних чинників сприятливого впливу на ріст рослин і продуктивну здатність ґрунтів завдяки постачанню поживних речовин, підтриманню рівня рН і структури та оптимізації біологічних властивостей [2–5]. Навіть незначне збільшення органічної ґрунтової речовини може мати непропорційно великий і сприятливий вплив на фізичні й біологічні властивості ґрунту [6]. Отже, підтримка та покращення якості й кількості ОРГ є найважливішими критеріями сталого управління ґрунтами [7, 8].

Численні дослідження свідчать про надзвичайно позитивний вплив ОРГ на врожайність сільськогосподарських культур [9–11]. Проте через господарську діяльність людини відбуваються значні втрати органічної речовини у ґрунті. На основі аналізу сучасного екологічного стану ґрунтових ресурсів в Україні встановлено надто ризикований характер використання орних земель і недопустимі масштаби деградації ґрунтів [12].

Сьогодні також стає зрозумілим, що втрата ОРГ призводить не лише до негативних змін у живленні рослин та перебігу низки ґрунтових процесів, що зумовлюють погіршення фізико-хімічних і біологічних характеристик ґрунтів, а й до значних біосферних дефектів, передусім пов'язаних із надходженням

в атмосферу парникових газів (CO_2 , N_2O та CH_4). Ґрунти є найбільшим і найдинамічнішим земним резервуаром вуглецю, які зберігають його у вигляді органічної речовини в більшому обсягу, ніж атмосферний і рослинний пули разом (2400 проти 800 Гт) [13, 14]. Отже, інтенсивна мінералізація ОРГ у глобальному масштабі, навіть якщо вона незначна, може призвести до істотних змін у планетарному масштабі [15, 16]. Саме тому в багатьох країнах почали розробляти різні технології та методи зменшення викидів парникових газів. Серед кількох розроблених стратегій — зберігання вуглецю у ґрунті, а також у наземній біосфері завдяки належному землекористуванню та ефективній практиці управління [17].

Наскільки інтенсивною може бути мінералізація ОРГ? Відомо, що деякі органічні сполуки швидко мінералізуються після потраплення в ґрунт, тоді як інші зберігаються впродовж довгих періодів [18]. Зазвичай визначають 3 пули ОРГ, враховуючи рівні інтенсивності їх деградації [19, 20]. Трансформація лабільної (активної) ОРГ триває від доби до року, а колообіг її у проміжному (повільному) пулі відбувається в період від кількох років до десятиліть. Ці обидва пули походять переважно з рослинних, тваринних, бактеріальних і грибних залишків. Проміжний же пул формується завдяки продуктам руйнування сполук із нестійкого пулу. Цей пул ОРГ також є відносно активним і з більш-менш швидким обігом, тому на нього впливають особливості практичного використання ґрунту (тип угідь, системи обробітку, системи удобрення сільськогосподарських культур тощо). Зрештою колообіг

стабільного пулу ОРґ відбувається протягом періодів, що тривають від десятиліть до століть. Він формується з лабільних і проміжних пулів та містить більшу частину органічного вуглецю ґрунту [21].

Лабільні фракції ОРґ (наприклад, з періодом тривалості від місяців до років) є важливими з погляду ефективної родючості ґрунтів (їх мінералізація забезпечує рослини поживними речовинами) та їх фізичного стану (сукупна стабільність значною мірою залежить від лабільності вуглецю) [22, 23], а також необхідними для забезпечення біорізноманіття ґрунтів (оскільки лабільна органічна речовина є трофічним ресурсом організмів). Водночас і в науковій, і в освітянській літературі існує помилкове уявлення про важливу роль стабільної ОРґ у процесі живлення рослин [23].

У літературі є різні визначення суті ОРґ. Ще донедавна найпоширеніше трактування асоціювалося з функціональними пулами, відокремленими від ґрунтів за дії хімічного чи фізичного фракціонування [24, 25]. Відповідно до цього вважається, що в більшості ґрунтів основну частину ОРґ становить гумус, що являє собою відносно стабільну комбінацію речовин, яка утворюється під час біохімічної деструкції мортмаси. Гумус прийнято фракціонувати на окремі компоненти, що найчастіше ґрунтуються на їх розділенні в розчині натрію гідроксиду (NaOH), цими фракціями є гумінова кислота, фульвокислота та гуміни.

В останні роки значущість хімічних фракцій, отриманих після розділення гумінових речовин, поставлено під сумнів, оскільки вони, ймовірно, є артефактами, що утворюються під час різкої хімічної екстракційної обробки [18]. Сьогодні більш прийнятним трактуванням вважається таке: органічна речовина ґрунту — це континуум органічних молекул, можливо, пов'язаних із мінералами [13]. По суті, таке визначення ОРґ є уточненим варіантом запропонованого

раніше визначення, що вона є сумішшю частин рослин і тварин та іншого матеріалу, зміненою настільки, що не містить початкових структурних конфігурацій [26]. Щодо гумусових сполук, то в сучасній літературі їх розглядають лише як частину ОРґ, тому не можна ототожнювати ці терміни.

Серед чинників, що впливають на інтенсивність трансформації ОРґ, на першому місці за значущістю, безперечно, — рослинний покрив. Вплив рослин на ОРґ є комплексним. *По-перше*, рослини як автотрофні організми є основним джерелом органічного вуглецю у ґрунті завдяки надходженню мортмаси (пагонів і коріння) та кореневих ексудатів (виділених через пасивні й активні механізми), а також симбіотичним (азотфіксуювальним і мікоризним) взаємозв'язкам. *По-друге*, обмежуючи ерозію, рослини сприяють збереженню органічної речовини ґрунту [15].

За даними [27, 28], підземні надходження вуглецю сприяють формуванню ОРґ значно більше, ніж надземні, а сполуки, отримані з трансформованих коренів, стабілізуються в ґрунтах у середньота довгостроковій перспективі. Рослини також сприяють утворенню стабільних агрегатів у ґрунті завдяки дії дрібного коріння та мікоризному симбіозу [29], що впливає на секвестрацію вуглецю, оскільки агрегати фізично захищають органічну речовину ґрунту, роблячи її недоступною для подальшого розкладання. Визнаним агентом процесів трансформації ОРґ є мікробіота [30, 31]. Серед чинників впливу на її перетворення мікроорганізми — найбільш таксономічно та функціонально диверсифікований компонент [32, 33]. Отже, 1 г ґрунту може містити до 1 млрд бактерій, які належать до 1 млн видів [34], та до 1 млн грибів з майже 10 тис. видів [35].

Слід констатувати, що й нині в багатьох публікаціях, присвячених проблемам ґрунтоутворення, мікроорганізми все ще розглядають як вторинний

чинник, активність якого залежить лише від абіотичних факторів, таких як температура, вологість, рН тощо. Ці традиційні тлумачення можна частково пояснити технічними обмеженнями, які впродовж тривалого часу унеможлилювали характеристику величезної різноманітності мікроорганізмів у ґрунтах. Отже, такий підхід перешкоджав ідентифікації мікробних популяцій, залучених до деградації та синтезу органічної речовини у ґрунті, а також оцінюванню ролі мікробного різноманіття у трансформації ОРГ. Проте нині щодо цього вже досягнуто значного прогресу, особливо з початку ери «оміки» й появи молекулярних інструментів, які здатні характеризувати таксономічне та функціональне різноманіття угруповань *in situ*. Дослідження з використанням цих методів показують, що мікробне різноманіття є важливим параметром, який може модулювати колообіг органічної речовини, а отже, й баланс між накопиченням вуглецю у ґрунті та викидами CO_2 в атмосферу [36, 37].

Діяльність мікроорганізмів у ґрунті є основою двох важливих протилежних механізмів: не тільки щодо зменшення запасів ОРГ через мінералізацію до CO_2 , що може різко змінити глобальну кліматичну рівновагу [38], а й збільшення резервів органічної речовини завдяки утворенню мікробної біомаси та стабілізації її залишків у довгостроковій перспективі [39–41]. Роль мікроорганізмів як рушіїв колообігу щодо зберігання та секвестрації вуглецю в ґрунті не є концептуально новою, проте дедалі більше визнається вирішальною [13, 40, 42]. Якщо раніше традиційною була думка, що стабільний пул ОРГ формується як залишок рослинних решток після гуміфікації, то нове розуміння цього процесу зосереджено на мікроорганізмах як учасниках стабілізації органічної речовини, а не лише як причини її мінералізації до CO_2 . Існує думка, що ті форми органічної речовини у ґрунті, які слугують основою для секвестрації вуглецю та родючості, не є класично

визначеними гуміновими речовинами з нехарактерним структурним складом, а натомість містять безліч аналітично визначених структур [43], що зберігаються у ґрунтах головним чином завдяки місцевому середовищу та їх системним властивостям [44]. Всупереч традиційним поглядам, велика частина цього матеріалу може бути не частково розкладеними рослинними сполуками, а скоріше, речовинами, які метаболізуються мікроорганізмами, зберігаються, переробляються у трофічній мережі мікробіоти й залишаються у вигляді некромаси [45]. Більшість цих органічних сполук можуть складатися з мікробних залишків та їх біомолекулярної архітектури, де домінують клітинні оболонки відмерлих грибів і бактерій [46]. За даними [47, 48], мікроорганізми трансформують 85–90% усіх наявних у ґрунті органічних матеріалів, тоді як внесок ґрунтових тварин та хімічного окиснення становить 10–15 і 5% відповідно. Існує думка, що мікробна біомаса внаслідок безперервності її росту й відмирання є транзитно-метаболітним пулом ОРГ. Усі сполуки, які містяться в рослинних рештках, зокрема й лігнін, перебувають у трансформованій мікроорганізмами формі. Отже, ґрунтові мікроорганізми можуть відігравати головну роль у накопиченні вуглецю в ґрунті [39, 49].

За оцінкою [50], уміст мікробної біомаси не перевищує 3–5% загальної кількості органічного вуглецю в ґрунті, можливо, саме тому не приділяли достатньої уваги питанню важливості ґрунтових мікроорганізмів у динаміці органічної речовини. Просте питання про те, що відбувається з мікробною біомасою, коли вона гине, здебільшого ігнорувалося під час розгляду формування ОРГ. Сучасні дослідження демонструють, що після загибелі мікроорганізмів їх клітинні складові переживають своїх продуцентів, залишаються й накопичуються [41]. Аналіз білкових залишків у ґрунті виявив таке співвідношення: 1 жива мікробна клітина припадає на 10 відмерлих [51].

Отже, розглядаючи вміст мікробної біомаси в ґрунті, слід пам'ятати про значно більшу кількість мікробної некромаси.

Мікробна біомаса та некромаса мають також важливе значення у формуванні ефективної родючості ґрунтів. У процесі розкладання мікробна біомаса отримує (імобілізує) й вивільняє (мінералізує) поживні речовини. Без цієї надважливої діяльності детрит накопичувався б та обмежував доступ рослин до поживних речовин. Розкладання мортмаси є ключовим процесом, який підтримує численні функції екосистеми, серед яких, крім забезпечення колообігу вуглецю, — формування та стабілізація структури ґрунту, постачання поживних речовин (особливо азоту, фосфору, калію й сірки), гарантування балансу парникових газів та якості атмосфери, захист від агрохімікатів, придушення хвороб і захист рослин, забезпечення колообігу води (в частині регулювання обсягів дренажу й стоку та якості води) [52].

Важливість мікробної біомаси та її активності для функціонування ґрунту вдало описана Д. Дженкінсоном [53]: вона як вушко голки, через яке має пройти вся органічна речовина, розщеплюючись до простих неорганічних компонентів, які рослини зможуть знову використовувати. Слід зазначити, що мікробна біомаса ґрунту у відповідь на зміни в користуванні ґрунтом (наприклад, за збільшення надходження рослинних решток) зростає чи зменшується набагато швидше, ніж ОРґ загалом, де такі зміни тривають багато років, перш ніж їх можна буде виявити під час класичного хімічного аналізу [54, 55]. Відповідно, ґрунтова біомаса слугує раннім попередженням про такі зміни [56]. Діяльністю ґрунтової мікробіоти пояснюється і так званий ефект праймінгу — зміна швидкості мінералізації ОРґ за умови надходження в ґрунт свіжої лабільної органічної речовини [57], що, на думку дослідників [58, 59], є ключовим механізмом забезпечення вуглецевого балансу екосистеми.

Серед чинників впливу на спрямованість процесів трансформації органічної речовини у ґрунті, безперечно, — й абіотичні, проте їх вплив пов'язаний із діяльністю мікроорганізмів. Типовим прикладом такого взаємозв'язку є залежність функціонування мікробіоти від агрегатного стану ґрунту. Формування агрегатів відбувається за участі мікроорганізмів. Воно зумовлене склеювальною дією бактеріального слизу на дрібні мінеральні компоненти ґрунту. Глинисті частинки адсорбують бактерії, а за високої дисперсності здатні коагулювати бактеріальні клітини з колоїдних розчинів. Агрегати скріплюються й армуються міцелієм мікроміцетів, який обплітає частинки ззовні. Органічні частинки та колоїди органічних сполук взаємодіють із мінеральними компонентами, створюючи органо-мінеральну структуру агрегатів. На думку науковців [60], до 90% органічної речовини взаємодіє з мінералами ґрунту, які характеризуються великою питомою поверхнею та реактивними місцями зв'язування. Ці асоціації органічних сполук з мінералами, особливо з погано кристалізованими (гідр)оксидами заліза (Fe) й алюмінію (Al), у процесі адсорбції чи співосадження утворюють органо-мінеральні наноконплекси розміром від кількох нанометрів до кількох сотень нанометрів, які містять високі концентрації вуглецю і захищають від мікробної чи ферментативної атаки та кількісно демонструють надзвичайно важливий механізм зберігання органічного вуглецю у ґрунтах [61, 62]. Водночас подрібнення агрегатів збільшує мінералізацію органічного вуглецю. На ці процеси активно впливають способи обробітку ґрунту. Інтенсивний обробіток посилює короткострокове виділення CO₂, а також прискорює окиснення мікроорганізмами органічного вуглецю до CO₂ завдяки не лише покращенню аерації ґрунту, а й посиленню контакту між ґрунтом і рослинними рештками та своєрідній підготовці органічних речовин, захищених агрегатами,

до мікробної атаки [63]. Обробіток ґрунту також піддає швидкому окисненню органічний вуглець усередині агрегатних зон і між ними, а також вуглець, іммобілізований у клітинах мікроорганізмів [64]. Це пов'язано з покращеною доступністю O_2 та відкритістю більшої кількості поверхонь розкладання, що стимулює підвищену мікробну активність [63, 65].

Твердження про незахищеність органічної речовини у разі порушення агрегатного стану ґрунтів доведено результатами сучасних досліджень, які свідчать, що ОРґ фізично захищена від мінералізації за взаємодії з мінеральною фракцією ґрунту. Водночас руйнування ґрунтових агрегатів робить ОРґ придатною до мікробного руйнування, тому існує думка, що механічний обробіток ґрунту майже за всіх обставин збільшує швидкість розкладання органічної речовини [2]. Підтвердження збільшення інтенсивності розкладання рослинних решток за інтенсивного механічного обробітку ґрунту є і в інших дослідженнях [66–68].

Серед активних чинників позитивного впливу на процеси трансформації ОРґ та секвестрацію вуглецю у ґрунті слід назвати сівозміни. Їх дотримання сприяє як зростанню надходження вуглецю у ґрунт, так і оптимізації діяльності мікробіоти. Одним із дієвих рішень щодо підвищення рівнів секвестрації вуглецю у ґрунтах агроценозів є екзогенне надходження в них свіжої органічної речовини [69, 70]. Внесення гною в ґрунт — мабуть, найдавніший і найбільш ретельно досліджений спосіб додавання поживних речовин та водночас збільшення запасів ОРґ [69, 71, 72]. Одним із можливих джерел вуглецю для його секвестрації у ґрунті можуть бути також солома й інші відходи рослинництва. Значну ґрунтоутворювальну та ґрунтозахисну роль соломи довів М.К. Шикуча зі співавторами [73].

Недорогим прийомом забезпечення ґрунтів органічною речовиною є

застосування сидератів. У контексті впливу сидеральних культур на підвищення у ґрунті вмісту ОРґ слід особливо підкреслити активне накопичення ними вуглецю з атмосфери у процесі фотосинтезу. Серед сидеральних культур особливо вирізняються бобові. Так, за даними Бодді зі співавторами [74], використання бобових культур як покривних є ефективним для збільшення вмісту ОРґ, особливо за зменшення обробітку ґрунту. За нашими багаторічними спостереженнями, вирощування люпину вузьколистого як проміжної сидеральної культури після пшениці озимої на чорноземі опідзоленому забезпечувало отримання близько 2,6 т/га сухої надземної біомаси та стільки ж (іноді дещо більше) кореневих решток. За підрахунками, це дає змогу поповнити ґрунт вуглецем у кількості майже 2 т/га. Це практично безплатний вуглець (якщо не враховувати витрат на придбання насіння, посівну й заробляння біомаси у ґрунт).

Серед чинників впливу на трансформацію ОРґ у ґрунтах агроценозів чи не найбільш дискусійним є такий агроприйом, як застосування мінеральних добрив, особливо азотних. Оскільки використання рослинами азоту з добрив не перевищує 35–50% [75, 76], незасвоєна частка добрив здатна провокувати екологічні негаразди в агроecosистемі. Коли доступний у ґрунті вуглець представлений лише кореневими й післязбиральними рештками, яких недостатньо для зв'язування азоту, виникає стехіометричний дисбаланс між не засвоєним рослинами азотом і доступним для мікроорганізмів вуглецем [77, 78]. Щоб ліквідувати цей дисбаланс, мікроорганізми залучають певну кількість вуглецю з відносно стійких джерел, зокрема з гумусових сполук. У низці досліджень показано, що внесення підвищених доз азотних добрив призводить до інтенсивної деструкції високомолекулярних органічних сполук

у ґрунті [10, 69, 79, 80–82]. Водночас багато дослідників вважають, що синтетичне азотне добриво може зменшувати мінералізацію ОРґ [83–86], здебільшого завдяки позитивному впливу добрив на формування рослинної біомаси.

Проведені нами багаторічні дослідження в умовах польового стаціонарного досліді на чорноземі опідзоленому за вирощування сільськогосподарських культур у сівозміні в разі різних систем удобрення (різної інтенсивності органічних та мінеральних, органо-мінеральних) [87–90] дають змогу зробити висновок, що поняття «надмірні дози мінерального азоту» є некоректним. У теорії будь-яку дозу мінерального азоту можна трансформувати в органічні сполуки й перевести в безпечну, ненадлишкову форму, якщо у ґрунті є доступний вуглець. Навіть малі дози мінерального азоту можуть бути надлишковими за дефіциту доступного вуглецю. І навпаки, великі дози інколи стають екологічно доцільними за умови

забезпечення ґрунту доступним для мікроорганізмів вуглецем.

Варто також зазначити, що для активної секвестрації вуглецю недостатньо забезпечити лише надходження у ґрунт свіжої органічної речовини з високим умістом вуглецю. Важливими також є й інші біогенні елементи, необхідні для розвитку мікроорганізмів; передусім це мінеральні сполуки азоту. Підтвердження цього висновку знаходимо у глобальних моделях оптимізації процесів секвестрації вуглецю [91, 92].

Отже, стратегії, спрямовані на збільшення вмісту органічної речовини у ґрунтах агроценозів, мають передбачати, крім розумного обмеження механічного обробітку ґрунту та дотримання сівозмін, і надходження екзогенної органічної речовини (соломи, сидеральної біомаси тощо) в разі створення стехіометричного балансу між вуглецем та азотом, що сприятиме активному накопиченню мікробної біомаси й домінуванню синтетичних процесів.

Висновки

Трансформація органічної ґрунтової речовини — це комплекс процесів, ключову роль у яких відіграють мікроорганізми. Активне формування мікробної біомаси та некромаси є передумовою секвестрації вуглецю у ґрунті.

Для забезпечення оптимального функціонування мікробіоти у процесах

мінералізації ↔ синтезу ОРґ потрібне обмеження обробітку ґрунту та забезпечення стехіометричного балансу між не засвоєною культурними рослинами часткою азоту та доступним для мікроорганізмів вуглецем за системного надходження свіжої органічної речовини.

Volkohon V.

Institute of Agricultural Microbiology and Agricultural Production of NAAS, 97 Shevchenko Str., Chernihiv, 25027, Ukraine; e-mail: volkogon@ukr.net; ORCID: 0000-0003-0675-1318

Microorganisms in the processes of transformation of soil organic matter

Goal. To substantiate the role of microorganisms in the processes of transformation of soil organic matter, and the dependence of the functional orientation of the microbiota

on the factors of influence on destructive and synthetic processes in soils of agrocenoses.

Methods. Theoretical and analytical approach: analysis — to evaluate and compare the results of domestic and foreign studies; synthesis and generalization — to systematize existing points of view on the participation of microbiota in the processes of soil fertility formation. **Results.** The leading role of microorganisms in the processes of mineralization — synthesis of organic matter and sequestration of carbon in soils was substantiated. New views on the essence of

organic matter of soil (OMS), features of its storage, and transformation were considered. Among the factors of influence on destructive and synthetic processes, the aggregate condition of soils, observance of crop rotation, receipt of exogenous organic matter as the basis of constructive and energy metabolism of soil microbiota, formation of microbial biomass, sequestration of carbon, use of mineral fertilizers, first of all nitrogen, were allocated. The systemic use of mineral nitrogen in crop cultivation technologies can lead to the mineralization of OMS, since plants use mineral nitrogen from fertilizers at the level of 35–50%. When the carbon available for microorganisms in the soil is represented only by root and post-harvest residues, a stoichiometric imbalance occurs between nitrogen not assimilated by plants and readily available carbon. However, providing

the soil with fresh organic matter with a wide C:N ratio in the appropriate amount can neutralize the negative effect of mineral nitrogen and reorient the direction of the processes of transformation of organic matter. Theoretically, any rate of mineral nitrogen can be transformed into organic compounds and converted to a safe, non-superfluous form if there is readily available carbon in the soil. To increase carbon sequestration, it is necessary to provide the soil not only with fresh organic matter, but also with other biogenic elements, primarily mineral nitrogen. **Conclusions.** Transformation of OMS is a multi-organized process in which microorganisms play a key role.

Key words: nitrogen, carbon, microorganisms, organic matter of soil, processes of mineralization-synthesis.

DOI: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202507-03>

Бібліографія

1. Eglin T., Ciais P., Piao S.L. et al. Historical and future perspectives of global soil carbon response to climate and land-use changes. *Tellus-B: Chemical and Physical Meteorology*. 2010. 62(5). P. 700–718. doi: 10.1111/j.1600-0889.2010.00499.x.
2. Blanco-Canqui H., Lal R. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2004. 23(6). P. 481–504. doi: 10.1080/07352680490886842
3. Haynes R.J. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances In Agronomy*. 2005. 85. P. 221–268. doi: 10.1016/S0065-2113(04)85005-3
4. Verma B.C., Datta S.P., Rattan R.K. et al. Labile and stabilised fractions of soil organic carbon in some intensively cultivated alluvial soils. *Journal of Environmental Biology*. 2013. 34(6): P. 1069–1075. PMID: 24555339
5. Wang X., Butterly C.R., Baldock J.A. et al. Long-term stabilization of crop residues and soil organic carbon affected by residue quality and initial soil pH. *The Science of the Total Environment*. 2017. 587. P. 502–509. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.199
6. Thierfelder C., Wall P.C. Effects of conservation agriculture on soil quality and productivity in contrasting agro-ecological environments of Zimbabwe. *Soil Use and Management*. 2012. 28(2). P. 209–220. doi: 10.1111/j.1475-2743.2012.00406.x
7. Qin S., Hu C., He X. et al. Soil organic carbon, nutrients and relevant enzyme activities in particle-size fractions under conservation versus traditional agricultural management. *Applied Soil Ecology*. 2010. 45(3). P. 152–159. doi: 10.1016/j.apsoil.2010.03.007
8. Campbell E.E., Paustian K. Current developments in soil organic matter modeling and the expansion of model applications: a review. *Environmental Research Letters*. 2015. 10(12): 123004. doi: 10.1088/1748-9326/10/12/123004
9. Görlitz H., Asmus F. Einfluß des Humusgehaltes und Nachwirkung der organischen Düngung auf das Niveau des Getreideertrages auf sandigen Böden. *Tagungs-Bericht der Akademie der Landwirtschafts-Wissenschaften DDR*. 1984. 219. P. 179–186.
10. Schneide M.P.W., Scheel T., Mikutta R. et al. Sorptive stabilization of organic matter by amorphous Al hydroxide. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2010. 74(5). P. 1606–1619. doi: 10.1016/j.gca.2009.12.017
11. Дегтярьов В.В. Гумус чорноземів Лівобережного Лісостепу і Степу України: моногр.; за ред. Д.Г. Тихоненка. Харків: Майдан, 2011. 360 с.

12. Трускавецький П.С., Цапко Ю.Л. Основи управління родючістю ґрунтів. Харків: ФОП «Бровін О.В.», 2016. 388 с.
13. Lehmann J., Kleber M. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*. 2015. 528(7580). P. 60–68. doi: 10.1038/nature16069
14. Friedlingstein P., Jones M.W., O'Sullivan M. et al. Global carbon budget. *The Earth System Science Data*. 2019. 11. P. 1783–1838. doi: 10.5194/essd-11-1783-2019
15. Dignac M.F., Derrien D., Barré P. et al. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A Review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2017. 37:14(2). doi: 10.1007/s13593-017-0421-2
16. Minasny B., Malone B.P., McBratney A.B. et al. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*. 2017. 292. P. 59–86. doi: 10.1016/j.geoderma.2017.01.002
17. Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*. 2004. 304(5677). P. 1623–1627. doi: 10.1126/science.1097396
18. Schmidt M.W.I., Torn M.S., Abiven S. et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*. 2011. 478(7367). P. 49–56. doi: 10.1038/nature10386
19. Tan Z., Lal R., Owens L. et al. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. *Soil and Tillage Research*. 2007. 92(1-2). P. 53–59. doi: 10.1016/j.still.2006.01.003
20. von Lütow M., Kögel-Knabner I., Ludwig B. et al. Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 2008. 171(1). P. 111–124. doi: 10.1002/jpln.200700047
21. Torn M.S., Swanston C.W., Castanha C. et al. Storage and turnover of organic matter in soil. *Biophysico-chemical processes involving natural nonliving organic matter in environmental systems*. 2009. Chapter 6. P. 219–272, doi: 10.1002/9780470494950.ch6
22. Cosentino D., Le Bissonnais Y., Chenu C. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 2006. 38(8). P. 2053–2062. doi: 10.1016/j.soilbio.2005.12.022
23. Бедернічек Т.Ю., Гамкало З.Г. Лабільна органічна речовина ґрунту: теорія, методологія, індикаторна роль. Київ: Кондор, 2014. 180 с.
24. Balesdent J. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science*. 1996. 47(4). P. 485–493. doi: 10.1111/j.1365-2389.1996.tb01848.x
25. Zimmermann M., Leifeld J., Schmidt M.W.I. et al. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science*. 2007. 58(3). 658–667. doi: 10.1111/j.1365-2389.2006.00855.x
26. Oades J.M. An introduction to organic matter in mineral soils: book chapter. Dixon J.B. and Weed S.B. ed. *Minerals in Soil Environments*. 1989. P. 89–160. doi: 10.2136/sssabookser1.2ed.c3
27. Mendez-Millan M., Dignac M-F., Rumpel C. et al. Molecular dynamics of shoot vs. root biomarkers in an agricultural soil estimated by natural abundance (¹³C) labelling. *Soil Biology and Biochemistry*. 2010. 42. P. 169–177. doi: 10.1016/j.soilbio.2009.10.010
28. Clemmensen K.E., Finlay R.D., Dahlberg A. et al. Carbon sequestration is related to mycorrhizal fungal community shifts during long-term succession in boreal forests. *New Phytologist*. 2015. 205(4). P. 1525–1536. doi: 10.1111/nph.13208
29. Tisdall J.M., Oades J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *European Journal of Soil Science*. 1982. 33(2). P. 141–163. doi: 10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x
30. Powlson D.S., Hirsch P.R., Brookes P. The role of soil microorganisms in soil organic matter conservation in the tropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 2001. 61(1). P. 41–51. doi: 10.1023/A:1013338028454
31. Zhang Q., Zak J.C. Potential physiological activities of fungi and bacteria in relation to plant litter decomposition along a gap size gradient in a natural subtropical forest. *Microbial Ecology*. 1998. 35(2). P. 172–179. doi: 10.1007/s002489900071
32. Torsvik V., Ovreås L. Microbial diversity and function in soil: from genes to

- ecosystems. *Current Opinion Microbiology*. 2002. 5(3). P. 240–245. doi: 10.1016/s1369-5274(02)00324-7
33. Curtis T.P., Sloan W.T. Exploring microbial diversity — a vast below. *Science*. 2005. 309(5739). P. 1331–1333. doi: 10.1126/science.1118176
34. Gans J., Wolinsky M., Dunbar J. Computational improvements reveal great bacterial diversity and high metal toxicity in soil. *Science*. 2005. 309(5739). P. 1387–1390. doi: 10.1126/science.1112665
35. Hawksworth D. The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance, and conservation. *Mycological Research*. 1991. 95(6). P. 641–655. doi: 10.1016/S0953-7562(09)80810-1
36. Baumann K., Dignac M-F., Rumpel C. et al. Soil microbial diversity affects soil organic matter decomposition in a silty grassland soil. *Biogeochemistry*. 2012. 114(1–3). P. 201–212. doi: 10.1007/s10533-012-9800-6
37. Tardy V., Spor A., Mathieu O. et al. Shifts in microbial diversity through land use intensity as drivers of carbon mineralization in soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 2015. 90. P. 204–213. doi: 10.1016/j.soilbio.2015.08.010
38. Van der Heijden M.G.A., Bardgett R.D., Van Straalen N.M. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*. 2008. 11(3). P. 296–310. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01139.x
39. Simpson A.J., Simpson M.J., Smith E. et al. Microbially derived inputs to soil organic matter: are current estimates too low? *Environmental Science and Technology*. 2007. 41(23). P. 8070–8076. doi: 10.1021/es071217x
40. Schimel J.P., Schaeffer S.M. Microbial control over carbon cycling in soil. *Front. Microbiol.* 2012. 3:348. P. 1–11. doi: 10.3389/fmicb.2012.00348
41. Liang C., Amelung W., Lehmann J. et al. Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter. *Global Change Biology*. 2019. 25(11). P. 3578–3590. doi: 10.1111/gcb.14781
42. Dungait J.A.J., Hopkins D.W., Gregory A.S. et al. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*. 2012. 18(6). P. 1781–1796. doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x.
43. Lehmann J., Solomon D., Kinyangi J. et al. Spatial complexity of soil organic matter forms at nanometre scales. *Nature Geoscience*. 2008. 1(4). P. 238–242. doi: 10.1038/ngeo155
44. Kögel-Knabner I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter: Fourteen years on. *Soil Biology and Biochemistry*. 2017. 105. P. A3–A8. doi: 10.1016/j.soilbio.2016.08.011
45. Liang C., Schimel J.P., Jastrow J.D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nature Microbiology*. 2017. 2:17105. doi: 10.1038/nmicrobiol.2017.105
46. Miltner A., Bombach P., Schmidt-Brücken B. et al. SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry*. 2012. 111. P. 41–55. doi: 10.1007/s10533-011-9658-z
47. Wolters V. Invertebrate control of soil organic matter stability. *Biology and Fertility of Soils*. 2000. 31(1). P. 1–19. doi: 10.1007/s003740050618
48. Ekschmitt K., Kandeler E., Poll C. et al. Soil-carbon preservation through habitat constraints and biological limitations on decomposer activity. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 2008. 171(1). P. 27–35. doi: 10.1002/jpln.200700051
49. Kindler R., Miltner A., Thullner M. et al. Fate of bacterial biomass derived fatty acids in soil and their contribution to soil organic matter. *Organic Geochemistry*. 2009. 40(1). P. 29–37. doi: 10.1016/j.orggeochem.2008.09.005
50. Smith J.L., Paul E.A. The significance of soil microbial biomass estimations. *Soil Biochemistry*. (ed. J.M. Bollag and G. Stotzky). Chapter 7. New York: Marcel Dekker, 1990. P. 357–396.
51. Nowak K.M., Miltner A., Gehre M. et al. Formation and fate of bound residues from microbial biomass during 2,4-D degradation in soil. *Environmental Science and Technology*. 2011. 45. P. 999–1006. doi: 10.1021/es103097f
52. Stockdale E.A., Murphy D.V. Managing soil microbial biomass for sustainable agro-ecosystems: A paradigm shift in terrestrial biogeochemistry. *Microbial biomass*. (ed. K.R. Tate). 2017. P. 67–101. doi: 10.1142/9781786341310_0003

53. Jenkinson D.S. The soil microbial biomass. *New Zealand Soil News*. 1977. 25. P. 213–218.

54. Jenkinson D.S., Ladd J.N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. (ed. E.A. Paul and J.N. Ladd). *Soil Biochemistry*. 5. New York: Marcel Dekker, 1981. P. 415–471.

55. Adams T.McM., Laughlin R.J. The effects of agronomy on the carbon and nitrogen contained in the soil biomass. *The Journal of Agricultural Science*. 1981. 97(2). P. 319–327. doi: 10.1017/S0021859600040740

56. Brookes P. The soil microbial biomass: concept, measurement and applications in soil ecosystem research. *Microbes and Environments*. 2001. 16(3). P. 131–140. doi: 10.1264/j sme2.2001.131.

57. Kuzyakov Y. Review: Factors affecting rhizosphere priming effects. *Journal Plant Nutrition and Soil Science*. 2002. 165(4). P. 382–396. doi: 10.1002/1522-2624(200208)165:4<382::AID-JPLN382>3.0.CO;2-%23

58. Fontaine S., Barot S., Barré P. et al. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*. 2007. 450(7167). P. 277–280. doi: 10.1038/nature06275

59. Guenet B., Camino-Serrano M., Ciais P. et al. Impact of priming on global soil carbon stocks. *Global Change Biology*. 2018. 24(5). P. 1873–1883. doi: 10.1111/gcb.14069

60. Wagai R., Mayer L.M. Sorptive stabilization of organic matter in soils by hydrous iron oxides. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2007. 71(1). P. 25–35. doi: 10.1016/j.gca.2006.08.047

61. Kleber M., Eusterhues K., Keilueweit M. et al. Mineral-organic associations: Formation, properties, and relevance in soil environments. *Advances in Agronomy*. 2015. 130. Chapter 1. P. 1–140. doi: 10.1016/bs.agron.2014.10.005

62. Torn M.S., Trumbore S.E., Chadwick O.A. et al. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature*. 1997. 389(5547). P. 170–173. doi: 10.1038/38260

63. Beare M.H., Cabrera M.L., Hendrix P.F. et al. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional-tillage and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal*. 1994. 58(3). P. 787–795. doi: 10.2136/sssaj1994.03615995005800030021x

64. Roscoe R., Buurman P. Tillage effects on soil organic matter in the density fractions of a Cerrado Oxisol. *Soil and Tillage Research*. 2003. 70(2). P. 107–119. doi: 10.1016/S0167-1987(02)00160-5

65. Jastrow J.D., Miller R.M., Boutton T.W. Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by Carbon-13 natural abundance. *Soil Science Society of America Journal*. 1996. 60(3). P. 801–807. doi: 10.2136/sssaj1996.03615995006000030017x

66. Балаєв А.Д., Тонха О.Л. Ґрунтозахисна біологічна система землеробства і відтворення родючості ґрунтів. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Сер.: Сільськогосподарські науки*. 2013. 3. С. 3–14. http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vnuvgr_sg_2013_3_3

67. Булигін С.Ю., Величко В.А., Демиденко О.В. Агрогенез чорнозему.: моногр. К.: Аграрна наука, 2016. 356 с.

68. Балаєв А.Д., Тонха О.Л., Піковська О.В. та ін. Гумусованість і фізико-хімічні властивості чорноземів Лісостепу за мінімізації обробітків і біологізації системи удобрення. *Вісник аграрної науки*. 2020. 11. С. 24–31. http://nbuv.gov.ua/UJRN/vaan_2020_11_5.

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

70. Chenu C., Klumpp K., Bispo A. et al. Stocker du carbone dans les sols agricoles: évaluation de leviers d'action pour la France. *Innovations Agronomiques*. 2014. 37(3). P. 23–37. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01173319>

71. Бацула О.О., Головачов Є.А., Дерев'янка Р.Г. та ін. Забезпечення бездефіцитного балансу гумусу в ґрунті. К.: Урожай, 1987. 128 с.

72. Балюк С.А., Греков В.О., Лісовий М.В. та ін. Розрахунок балансу гумусу і поживних речовин у землеробстві України на різних рівнях управління. Харків: ННЦ «Ін-т ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського», 2011. 30 с.

73. Шикуча М.К., Балаєв А.Д., Демиденко О.В. Ґрунтоутворювальна і ґрунтозахисна роль соломи та інших післязливних решток в агроценозах. *Вісник аграрної науки*. 2003. 4. С. 27–32.

74. Boddey R.M., Jantalia C.P., Conceição P.C. et al. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*. 2010. 16(2). P. 784–795. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02020.x
75. Vitousek P.M., Aber J.D., Howarth R.W. et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*. 1997. 7(3). P. 737–750.
76. Zhang Y.-M., Chen D.-L., Zhang J.-B. et al. Ammonia volatilization and denitrification losses from an irrigated maize-wheat rotation field in the North China Plain. *Pedosphere*. 2004. 14(4). P. 533–540.
77. Hall E.K., Maixner F., Franklin O. et al. Linking microbial and ecosystem ecology using ecological stoichiometry: A synthesis of conceptual and empirical approaches. *Ecosystems*. 2011. 14. P. 261–273. doi: 10.1007/s10021-010-9408-4
78. Mooshammer M., Wanek W., Zechmeister-Boltenstern S. et al. Stoichiometric imbalances between terrestrial decomposer communities and their resources: mechanisms and implications of microbial adaptations to their resources. *Frontiers in Microbiology*. 2014. 5:22. doi: 10.3389/fmicb.2014.00022
79. Šimanský V., Juriga M., Jonczak J. et al. How relationships between soil organic matter parameters and soil structure characteristics are affected by the long-term fertilization of a sandy soil. *Geoderma*. 2019. 342. P. 75–84. doi: 10.1016/j.geoderma.2019.02.020
80. Recous S., Robin D., Darwis D. et al. Soil inorganic N availability: Effect on maize residue decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*. 1995. 27(12). P. 1529–1538.
81. Khan S.A., Mulvaney R.L., Ellsworth T.R. et al. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality*. 2007. 36(6). P. 1821–1832. doi: 10.2134/jeq2007.0099
82. Robertson G.P., Bruulsema T.W., Gehl R.J. et al. Nitrogen-climate interactions in US agriculture. *Biogeochemistry*. 2013. 114(1–3). P. 41–70. doi: 10.1007/s10533-012-9802-4
83. Poffenbarger H.J., Barker D.W., Helmers M.J. et al. Maximum soil organic carbon storage in Midwest US cropping systems when crops are optimally nitrogen-fertilized. *PLoS ONE*. 2017. 12(3):e0172293. doi: 10.1371/journal.pone.0172293
84. Ladha J.K., Reddy C.K., Padre A.T. et al. Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils. *Journal Environmental Quality*. 2011. 40(6). P. 1756–1766. doi: 10.2134/jeq2011.0064
85. Han P., Zhang W., Wang G. et al. Changes in soil organic carbon in croplands subjected to fertilizer management: A global meta-analysis. *Scientific Reports*. 2016. 6(1):27199. doi: 10.1038/srep27199
86. Moorhead D.L., Sinsabaugh R.L. A theoretical model of litter decay and microbial interaction. *Ecological Monographs*. 2006. 76(2). P. 151–174. doi: 10.1890/0012-9615(2006)076[0151:ATMOLD]2.0.CO;2
87. Volkohon V.V., Pyrig O.V., Volkohon K.I. et al. Methodological aspects of determining the processes of organic matter mineralization→synthesis in croplands. *Agricultural Science and Practice*. 2019. 6(1). P. 3–9. doi: 10.15407/agrisp6.01.003
88. Volkogon V.V., Pyrig O.V., Dimova S.B. et al. Focus of mineralization-synthesis processes of the organic matter in the leached chernozem while cultivating potatoes on different fertilization backgrounds. *Agricultural Science and Practice*. 2020. 7(1). P. 40–48. doi: 10.15407/agrisp7.01.040
89. Волкогон В.В., Дімова С.Б. Волкогон К.І. Спрямованість процесів мінералізації-синтезу органічної речовини в чорноземі вилуженому за різного удобрення ячменю ярого. Сільсько-господарська мікробіологія. 2022. 35. С. 3–16. doi: 10.35868/1997-3004.35.3-16
90. Volkogon V.V., Moskalenko A.M., Dimova S.B. et al. Optimization of nitrogen fertilization for agricultural crops upon additional application of fresh organic matter to the soil. *Agricultural microbiology*. 2023. 38. P. 3–15. doi: 10.35868/1997-3004.38.3-15
91. Townsend A.R., Braswell B.H., Holland E.A. et al. Spatial and temporal patterns in terrestrial carbon storage due to deposition of fossil fuel nitrogen. *Ecological Applications*. 1996. 6(3). P. 806–814. doi: 10.2307/2269486
92. Nadelhoffer K.J., Emmett B.A., Gundersen P. et al. Nitrogen deposition and carbon sequestration. *Nature*. 1999. 400(6745). P. 630. doi: 10.1038/23178