

УДК 631.461:574.2:504.7

Анатолій Миколайович Польовий,

д. геогр. н., проф., зав. кафедри агрометеорології та агроекології
Одеського державного екологічного університету,
вул. Львівська, 15, м. Одеса, 65016 Україна,
e-mail: apolevoy@te.net.ua, <https://orcid.org/0000-0001-8395-0068>;

Людмила Юхимівна Божко,

к. геогр. н., доцент кафедри агрометеорології та агроекології
Одеського державного екологічного університету,
e-mail: bozko@i.ua, <https://orcid.org/0000-0002-8712-2099>

МОДЕЛЮВАННЯ ДИНАМІКИ ЕМІСІЇ ПАРНИКОВИХ ГАЗІВ (CO₂, N₂O) ІЗ ҐРУНТІВ АГРОЕКОСИСТЕМ

В статті наводяться результати розрахунків на основі розробленої комплексної моделі емісії парникових газів із ґрунтів агроecosистем протягом 2017–2019 рр. Розрахунки показали, що спостерігається міжсезонна та міжрічна зміна потоків CO₂ та N₂O. Вони варіюють в залежності від температури і вологості ґрунту та вмісту гумусу у ґрунті. Разом з тим, характерним є однаково невисокий рівень потоків CO₂ при досить низьких від 1 до 6 °C температурах ґрунту, він складає 0,072–0,401 г C-CO₂ м⁻²·д⁻¹. За деяким винятком емісія CO₂ в весняні місяці була вищою ніж в осінні. Максимальна інтенсивність викидів CO₂ спостерігалась в літні місяці на фоні високих температур ґрунту, що визначило і найбільшу сумарну кількість викидів у літній сезон (0,670 – 0,822 т C-CO₂ га⁻¹ за літо). Встановлено, що найбільш інтенсивна емісія N₂O спостерігалась в період високого рівня зволоження ґрунту, коли створювались анаеробні умови у ґрунті. Особливо інтенсивно процес денітрифікації відбувався в весняний період 2019 року, коли за період березень – травень випало 226 мм опадів, а обсяг порового простору, заповненого водою WFPS, сягав більше 0,8 відн. од. Середня за цей період інтенсивність емісії N₂O складала 15,592 г N-N₂O м⁻², а сумарна кількість емісії була найбільшою (1,134 кг N-N₂O га⁻¹). За рахунок інтенсивного процесу денітрифікації емісія N₂O в цей рік була максимальною. Найменший рівень емісії N₂O спостерігався в умовах досить високих температур і недостатньої зволоженості ґрунту, що було характерним для 2017 року. На основі синтезу підходів з моделювання емісії CO₂, N₂O та продуктивності агроecosистем розроблено комплексну модель емісії парникових газів із ґрунтів агроecosистем (plant-agrosoil-GHG-model). Встановлена міжсезонна та міжрічна зміна потоків CO₂ і N₂O та їхня залежність від погодних умов та вмісту гумусу у ґрунті.

Ключові слова: моделювання, емісія, двоокис вуглецю, закис азоту, ґрунт, продуктивність, агроecosистема, температура повітря, опади, вологість ґрунту.

А. Н. Полевой, Л. Е. Божко. МОДЕЛИРОВАНИЕ ДИНАМИКИ ЭМИССИИ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ (CO₂, N₂O) ИЗ ПОЧВ АГРОЭКОСИСТЕМ. В статье приводятся результаты моделирования эмиссии парниковых газов из почв агроecosистем в течение 2017–2019 гг. С помощью разработанной комплексной модели проведены расчеты, которые показали, что наблюдается межсезонная и межгодовая изменчивость потоков CO₂ и N₂O. Они варьируют в зависимости от температуры и влажности почвы и содержания гумуса в почве. Вместе с тем, характерен одинаково низкий уровень потоков CO₂ при достаточно низких от 1 до 6 °C температурах почвы, он составлял 0,072–0,401 г C-CO₂ м⁻²·д⁻¹. За некоторым исключением эмиссия CO₂ в весенние месяцы была выше, чем в осенние. Максимальная интенсивность выбросов CO₂ наблюдалась в летние месяцы на фоне высоких температур почвы, что определило и наибольшее суммарное количество выбросов в летний сезон (0,670 – 0,822 т C-CO₂ га⁻¹ за лето). Установлено, что наиболее интенсивная эмиссия N₂O наблюдалась в периоды высокого уровня увлажнения почвы, когда создавались анаэробные условия в почве. Особенно интенсивным процессом денитрификации происходил в весенний период 2019 года, когда за период март – май выпало 226 мм осадков, а объем порового пространства, заполненного водой WFPS, достигал более 0,8 отн. ед. Средняя за этот период интенсивность эмиссии N₂O составляла 15,592 г N-N₂O м⁻², а суммарное количество эмиссии было наибольшим (1,134 кг N-N₂O га⁻¹). За счет интенсивного процесса денитрификации эмиссия N₂O в этом году была максимальной. Наименьший уровень эмиссии N₂O наблюдался в условиях достаточно высоких температур и недостаточной увлажненности почвы, что было характерным для 2017 года. На основе синтеза подходов к моделированию эмиссии CO₂, N₂O и продуктивности агроecosистем разработана комплексная модель эмиссии парниковых газов из почв агроecosистем (plant-agrosoil-GHG-model). Установлена межсезонная и межгодовая изменчивость потоков CO₂ и N₂O и их зависимость от погодных условий и содержания гумуса в почве.

Ключевые слова: моделирование, эмиссия, углерод, азот, почва, продуктивность, агроecosистема, температура воздуха, осадки, влажность почвы.

Вступ. Одним із провідних факторів зміни клімату є парниковий ефект, який обумовлено надходженням в атмосферу парникових газів, серед яких найбільш агресивними є CO₂, CH₄ та N₂O. Окрім антропогенної діяльності, джерелом парникових газів є емісія з природних екосистем та агроecosистем.

Двоокис вуглецю CO₂ становить найбільшу долю емісії парникових газів, Закис азоту N₂O є також важливим потенціалом глобального потепління, майже в 300 разів вищим, чим CO₂ в розрахунку на масу [30].

Емісія парникових газів із ґрунтів агроecosистем визначається впливом комплексу екологічних факторів на сукупність біологічних і фізико-хімічних процесів у ґрунтах. Ґрунти екосистеми діють як поглинач, резервуар та джерело викидів парникових газів в залежності від балансу входів та виходів, які обумовлено різноманітними процесами, що впливають на викиди парникових газів, такими як біологічне дихання ґрунтів, інтенсивність процесу нітрифікації та інші окисні процеси.

Досить детально проблема рівноваги між

надходженням і мінералізацією зволоженого вуглецю у ґрунті розглянута в [14, 41, 49]. Обсяг емісії закису азоту із ґрунтів звичайно пов'язано з внесенням органічних та мінеральних добрив, залежністю від особливостей ґрунтів та клімату місцевості, виду сільськогосподарської культури [18, 32, 34].

Сільськогосподарські ґрунти являються однією з основних категорій джерел парникових газів у аграрному секторі. У фундаментальному огляді [33] узагальнено та оцінено методи, які застосовуються при оцінці викидів CO₂ та N₂O у сільськогосподарських ґрунтах. У всебічному, широкому аналізі [37] розглядаються процеси, пов'язані з викидами ґрунтів, та їх параметри впливу. У ньому переглядаються дослідження викидів ґрунтів, що включають найважливіші типи покривів та кліматичних зон, та вводяться важливі системи вимірювання викидів ґрунту. Цей огляд суттєво доповнює інформацію щодо даних Північної півкулі.

Розвиток досліджень трансформації органічної речовини ґрунтів та емісії парникових газів дозволив сформулювати концептуальні підходи до моделювання динаміки процесів трансформації органічної речовини рослинних залишків та ґрунтів, а також емісії парникових газів.

Виділяються три напрямки моделювання емісії парникових газів із мінеральних ґрунтів, які сформувались протягом останніх 20 років.

До першого напрямку слід віднести моделі, в яких моделюється динаміка вуглецю у ґрунті та емісія CO₂ [17, 53].

Другий напрямок складають моделі, в яких розглядаються процеси нітрифікації і денітрифікації азоту в ґрунті та емісія N₂O [25, 28, 29, 38].

Комплексні моделі [24, 39, 45, 50], в яких моделюється динаміка вуглецю у ґрунті, процеси трансформації азоту у ґрунті та емісія CO₂, CH₄, N₂O, можна віднести до третього напрямку.

В зазначених вище моделях, особливо в тих, що відносяться до першого та другого напрямку, тільки інколи розглядається рослина (посів), модель (або як блок більш загальної моделі). Розрахунки за цією моделлю надавали би на виході параметри рослинного покриву (надземної та підземної частини рослин) та значення абіотичних (ґрунтових) змінних агроєкосистеми, які характеризують умови росту. Останні могли б використовуватись в якості вхідних даних в більш загальній моделі, по меншій мірі, в період вегетації рослин.

Метою нашого дослідження являлось створення на основі робіт, присвячених моделюванню емісії двоокису вуглецю з мінеральних ґрунтів [17], кількісному опису викидів закису азоту [29] та моделюванню продуктивності агроєкоси-

стем [6, 7] комплексної моделі емісії парникових газів із агроєкосистем, яка дозволяє враховувати просторові та часові зміни умов навколишнього середовища.

Моделювання продукційного процесу рослин досягло високого рівня, створено загальнознані наукові школи з моделювання росту, розвитку та формування урожаю рослин: голландська ("School of de Wit"), американська (моделі типу CERES WHEAT), англійська (J.H.M. Thornley), естонська (Ю.К. Росс, Х.Г. Тоомінг), російська (Р.О. Полуєтков, О.Д. Сиротенко), українська (В.П. Дмитренко, А.М. Польовий).

Сучасне моделювання продукційного процесу рослин активно розвиває та використовує теоретичні розробки, що стосуються різних аспектів функціонування рослинності. Моделі продукційного процесу мають різну ступінь складності та деталізації описів процесів життєдіяльності рослин, спрямовані на вирішення різнопланових проблем.

Розроблена нами модель продуктивності агроєкосистем [6, 7] спрямована на вирішення прикладних задач.

Методи та матеріали. В основу створення комплексної моделі емісії парникових газів із ґрунтів агроєкосистем покладено модель емісії двоокису вуглецю з мінеральних ґрунтів [17], модель викидів закису азоту [29] та модель продуктивності агроєкосистем [6, 7].

В основі моделей продуктивності агроєкосистем лежить система рівнянь радіаційного, теплового і водного балансів, балансу біомаси (вуглецю та азоту) у рослинному покриві. Моделюється радіаційний, тепловий і водний режими системи «ґрунт – рослина – атмосфера», режим мінерального живлення рослин та вплив цих режимів на процеси фотосинтезу й дихання рослин, поглинання вологи та елементів мінерального живлення кореневою системою рослин, ріст та розвиток рослин, фотосинтетична продуктивність агроєкосистем.

Основною біологічною частиною моделей продуктивності агроєкосистем являється моделювання приросту біомаси рослин. Воно розглядається як баланс вуглеводів (продуктів фотосинтезу та розпаду тканин при старінні, витрат на дихання) та білків (поглинання азоту із ґрунту, продуктів розпаду тканин, витрат на оновлення життєдіяльних структур тканин) на кожному часовому кроці

$$\frac{dm}{dt} = \Phi + C_{hydr} - R + N_{abs} + N_{hydr} - N_{sen}, \quad (1)$$

де $\frac{dm}{dt}$ – приріст біомаси рослин; Φ – сумарний фотосинтез рослин; C_{hydr} – маса вуглеводів, що утворюються при розпаді тканин, які

старіють; R – витрати вуглеводів на дихання рослин; N_{abs} – кількість поглиненого з ґрунту азоту; N_{hydr} – кількість азоту, який утвориться при розпаді білкових структур; N_{sen} – витрати на відновлення білків.

Центральним в моделі являється розрахунок фотосинтезу, який проводиться за формулою [2, 8]. В цій формулі на першому етапі – дифузія молекул CO_2 з повітря до центрів карбоксилювання у клітині описується законами біофізики, а на другому етапі – біохімічний цикл фотосинтезу в хлоропластах описується законами фотобіології та біохімії:

$$\Phi_L = \frac{1}{\frac{1}{\Phi_m} + \frac{1}{\chi_\Phi a_\Phi I_\Phi} + \frac{r_{ac} + r_{sc} + r_m}{C_A}} \quad (2)$$

де Φ_m – потенційний фотосинтез, тобто $\lim_{\Phi \rightarrow \infty} \Phi_L = \Phi_m$, що залежить від температури та $C_A \rightarrow \infty$ віку листка, а $r_m = r_{md} + r_{mx}$; a_Φ – нахил світлової кривої фотосинтезу; I_Φ – інтенсивність ФАР; χ_Φ – коефіцієнт поглинання листком ФАР; r_{mx} – ефективний опір карбоксилювання.

Витрати на дихання росту і дихання підтримки моделюються з використанням концепції [35] із врахуванням зміни інтенсивності дихання в онтогенезі [6] та під впливом температури повітря [19]

$$\frac{dR}{dt} = \alpha_R \left[C_G \frac{dm}{dt} + C_m m \varphi_R \right], \quad (3)$$

де C_G – коефіцієнт витрат на дихання росту; C_m – коефіцієнт витрат на дихання підтримки; α_R – онтогенетична крива дихання; dm/dt – приріст біомаси рослин; m – маса рослин; φ_R – температурна крива дихання.

При стресових умовах і старінні рослин відбуваються процеси розпаду тканин. Ці процеси описуються рівняннями кінетики ферментативного каталізу.

Таким чином моделюється динаміка маси окремих органів рослин, їх старіння, відмирання та опад (рослинних рештків) частин рослини, динаміка вуглецю рослинного покриву, динаміка балансу вологи та мінерального азоту у ґрунті. Ці характеристики стану агроєкосистеми являються вхідними при моделюванні емісії вуглецю та закису азоту.

В основу моделювання викидів парникових газів (CO_2 та N_2O) із степових агроєкосистем, зайнятих різними сільськогосподарськими культурами, покладено концепцію, яка базується на принципах, сформульованих в ROTHС-моделі [17] для трансформації органічної речовини та викидів вуглецю із мінеральних ґрунтів, та ви-

значених в NOE-моделі [29] для моделювання емісії N_2O із сільськогосподарських ґрунтів

Структура розробленої нами комплексної моделі, поєднує основні положення наведених вище моделей з суттєвою модифікацією.

Моделі кругообігу вуглецю у ґрунті [17] описує динаміку чотирьох активних компартментів органічної речовини ґрунту та інертної органічної речовини.

В основі моделі лежить базове рівняння, яке дозволяє вести розрахунки декомпозиції рослинних залишків попереднього та поточного року на стійкий рослинний матеріал RPM , декомпозиційний рослинний матеріал DPM , мікробну біомасу BIO та гуміфіковану органічну масу. Інтенсивність цих процесів обумовлюється кількістю рослинних залишків та факторами навколишнього середовища (температура повітря, вологість повітря і ґрунту).

В алгоритм моделі [7] введено розрахунок рослинних залишків для набору сільськогосподарських культур за допомогою регресійних рівнянь, одержаних в умовах Краснодарського краю Росії [5].

Запропонована на основі робіт [6, 9] система рівнянь, яка дозволяє розділити рослинні залишки попереднього року по теплій порі поточного року:

$$U_{rst}(j) = U_{rs} \left\{ \left(\frac{4,6}{Q_w} \cdot 10^{\left[\left(2 - \frac{2}{Q_w} \right) (j - Q_w^1) + 1 \right]} \right) \right\} : \left\{ \left(1 + 10^{\left[\left(2 - \frac{2}{Q_w} \right) (j - Q_w^1) + 1 \right]} \right) \right\}^2 \quad (4)$$

де U_{rst} – рослинні залишки за окрему декаду; U_{rs} – рослинні залишки за весь теплий період року; Q_w – кількість декад теплого періоду; Q_w^1 – номер першої декади теплого періоду.

Для розрахунку випаровування з відкритої поверхні (випаровуваності) введено розрахунок цієї величини за формулою випаровуваності Іванова [4].

Моделюється послідовний (щодаканий) розклад рослинних залишків (попереднього та поточного років), органічної маси ґрунту та розклад внесених органічних добрив на три компартменти: мікробну біомасу, гуміфіковану біомасу та CO_2 . Виходом моделі є розрахункові підсумкові величини кожного окремого компартменту за рік, їхня сума та баланс вуглецю у ґрунті на полі та викиди CO_2 .

Згідно роботи [17] розраховується розкладання та подальша динаміка мінералізації органічного матеріалу не розкладених рослинних залишків попереднього року, рослинних залиш-

ків поточного року, утворення вуглецю та продукування CO_2 у процесі мінералізації органічного матеріалу.

Для розкладу частки органічної речовини рослинних залишків $DPM(j)$ використовується наступна система рівнянь:

$$\begin{cases} DBIO(j) = DPM(j) \exp[-a_c(j) \cdot a_w(j) \cdot c_c \cdot 0,055]; \\ DHUM(j) = DPM(j) \exp[-a_c(j) \cdot a_w(j) \cdot c_c \cdot 0,002]; \\ DCO_2(j) = x_c \cdot [DBIO(j) + DNUM(j)], \end{cases} (5)$$

де $DBIO$ – мікробна біомаса, що виділилась при розкладі DPM , т га^{-1} ; DPM – декомпозиційний рослинний матеріал; a_c – коефіцієнт, який характеризує вплив температури ґрунту на декомпозицію органічного матеріалу; a_w – коефіцієнт, який характеризує вплив вологості ґрунту на декомпозицію органічного матеріалу; c_c – коефіцієнт, який характеризує вплив рН ґрунту на декомпозицію органічного матеріалу; $DHUM$ – гуміфікована органічна біомаса, що виділилась при розкладі DPM ; DCO_2 – кількість CO_2 , що виділилось при розкладі DPM ; x_c – відношення $\text{CO}_2/(\text{BIO}+\text{HUM})$.

Аналогічним чином моделюється розкладання та подальша динаміка мінералізації органічного матеріалу ґрунту та органічного матеріалу органічних добрив, утворення вуглецю, продукування CO_2 в процесі мінералізації органічного матеріалу.

Продукування закису азоту відбувається головним чином за допомогою двох біологічних процесів: денітрифікації, анаеробного мікробного дихання з використанням нітратів та нітритів як акцепторів електронів та нітрифікації, екзотермічного окиснення амонію до нітритів і нітратів [1].

Алгоритм NOE-моделі [29] враховує, що викиди N_2O обумовлені як денітрифікацією, так і нітрифікацією.

На основі роботи [29] моделюються процеси нітрифікації та денітрифікації форм азоту та емісії N_2O при протіканні цих процесів. Інтенсивність процесів денітрифікації і нітрифікації розглядається в залежності від біологічних параметрів, вмісту вологи у ґрунті (наповненості порового простору вологою), температури та вмісту в ґрунті мінерального азоту.

У рівняння, яке запропоновано [28] в NOE-моделі для опису процесу денітрифікації та емісії азоту протягом процесу денітрифікації, на основі роботи [1] нами введено допоміжну функцію впливу, яка враховує залежність інтенсивності денітрифікації від рН ґрунту [1]:

$$D_A = D_P F_N F_W F_T F_{pH}. \quad (6)$$

де D_A – фактична інтенсивність процесу денітрифікації ($\text{кг N га}^{-1}\text{д}^{-1}$); D_P – потенційна інтен-

сивність процесу денітрифікації ($\text{кг N га}^{-1}\text{д}^{-1}$); F_N, F_W, F_T, F_{pH} – функції впливу вмісту нітратів, вологи, температури та рН ґрунту на процес денітрифікації відповідно, безрозмірні.

Функція впливу вмісту нітратів у ґрунті на інтенсивність процесу денітрифікації розраховується як:

$$F_N = \frac{NO_3}{(K_{m1} + NO_3)} \quad (7)$$

де F_N – функція впливу вмісту нітратів у ґрунті на процес денітрифікації, безрозмірна; NO_3 – вміст нітратів у ґрунті, мг N кг^{-1} ґрунту; K_{m1} – параметр рівняння (7), який згідно роботи [28] дорівнює 22 мг N кг^{-1} ґрунту.

N_2O та NO продукуються у ґрунті в результаті двох контрастних процесів: нітрифікації та денітрифікації. Нітрифікація являється аеробним процесом, який протікає при заповненні водою порового простору ґрунту (WFPS) до 50% [27], який визначається за відношенням

$$WFPS = \frac{Q_v}{TP} \quad (8)$$

де $WFPS$ – поровий простір, заповнений водою, відн. од.; Q_v – загальний вміст води у ґрунті (об'єм води у см^3 на загальний об'єм ґрунту в см^3), %; TP – загальна пористість, %.

Нітрифікація і денітрифікація є процесами, які контролюються специфічним фактором WFPS [20]. Його величина залежить від балансу між кількістю води, яка надійшла у ґрунт з опадами та випарувалась як результат випарування з ґрунту та транспірації. Для всіх типів ґрунту простежується вплив вологовмісту на емісію N_2O . Емісія N_2O залежить від доступності O_2 для мікробіологічних процесів і здатності проникнення в процесі дифузії N_2O через пори у ґрунті.

Вміст вологи контролює обидва процеси. Для емісії N_2O складаються сприятливі умови, коли ґрунт достатньо зволожений і не обмежується доступність до O_2 . Якщо ґрунт стає досить вологим, нітрифікація сповільнюється і припиняється, тоді починається і зростає інтенсивність процесу денітрифікації. Таким чином, вміст вологи у ґрунті буде регулювати процес нітрифікації і денітрифікації, що призведе до максимуму емісії N_2O . Взагалі пік мікробіологічної активності спостерігається при вологості ґрунту біля 30-60 % WFPS. Протягом процесу нітрифікації інтенсивна емісія N_2O відбувається при вологості ґрунту нижче 40 % WFPS, але при швидкому підвищенні вологовмісту у ґрунті пік емісії N_2O спостерігається при вологості ґрунту 55-65 % WFPS [21]. При вологості ґрунту вище 60-70 % WFPS вміст вологи лімітує дифузії O_2 , що призводить до зниження інтенсивності процесу нітрифікації. При таких умовах денітрифікація стає

домінантним потоком емісії N_2O при вологості ґрунту 70–90 % WFPS. При збільшенні вологості ґрунту вище 90 % WFPS емісія N_2O стає невідзначеною.

Вплив вологості ґрунту на інтенсивність процесу денітрифікації в NOE-моделі [29] описується як:

$$F_W = 0, \quad WFPS < 0.62, \\ F_W = \left[\frac{WFPS - 0.62}{0.38} \right]^{1.74}, \quad WFPS \geq 0.62, \quad (9)$$

де F_W – функція впливу вологості ґрунту на інтенсивність процесу нітрифікації, безрозмірна.

Процес денітрифікації залежить від зміни значення рН і температури. Оптимальне значення активної кислотності ґрунтового розчину, при якому протікає процес денітрифікації, за спостереженнями багатьох дослідників, лежить в межах рН ґрунту 7–8,5. Оптимальна температура для розвитку денітрифікованих мікроорганізмів близько 25–30 °С. При зниженні температури з 30 °С до 25 і 20 °С денітрифікація сповільнюється; на кожні 10 °С швидкість окремих її етапів знижується приблизно в два рази. При температурі нижче 10 °С і значенні рН менше 6 денітрифікація проходить дуже повільно. Як продукт відновлення утворюється N_2O , тоді як в оптимальних умовах зазвичай накопичується молекулярний азот.

Вплив температури на інтенсивність процесу денітрифікації описується за допомогою виразу [46]

$$F_T = \frac{47.91}{\exp \left[\frac{125}{(T_{soil} + 18.27)} \right] + 1} \quad (10)$$

де F_T – функція впливу температури на інтенсивність процесу денітрифікації, безрозмірна; T_{soil} – температура ґрунту, °С.

Існує [1] лінійна залежність між значенням рН ґрунту та швидкістю процесу денітрифікації, яка описана нами рівнянням регресії

$$F_{pH} = 0.25(pH_{soil} - 4.0), \quad (11)$$

де F_{pH} – функція впливу рН ґрунту на інтенсивність процесу денітрифікації, безрозмірна; pH_{soil} – кислотність ґрунтового розчину.

Тільки фракція денітрифікованого азоту виділяється у вигляді N_2O . На основі лабораторних експериментів в NOE-моделі [29] встановлено кількісне значення параметра, який характеризує максимальну швидкість виділення N_2O в процесі денітрифікації нітратів при анаеробних умовах. Цей параметр (r_{max}) дозволяє моделювати фракцію N_2O , яка виділяється у вигляді емісії N_2O :

$$N_2O_{denit} = r_{max} D_A, \quad (12)$$

де N_2O_{denit} – емісія N_2O при денітрифікації у ґрунті, $kg N ga^{-1}d^{-1}$; r_{max} – максимальна швидкість виділення N_2O в процесі денітрифікації нітратів.

В роботі [26] проводились при температурі 21 °С вимірювання нітрифікації в аеробних умовах при нелімітованому рівні амонійного забезпечення, при цьому було встановлено, що існує експоненціальна залежність від водного потенціалу ґрунту та лінійна залежність від вмісту вологи у ґрунті в діапазоні від 5 до 35 % вологи. Нітрифікація також інгібується в умовах лімітування умов аерації ($WFPS > 0.8$) [36]. Окрім цього, інтенсивність нітрифікації контролюється також вмістом амонію у ґрунті та температурою [42, 43].

В NOE-моделі [29] швидкість процесу нітрифікації описується як:

$$N_A = 0, \quad WFPS > 0.8; \\ N_A = N_W N_{NH_4} N_T, \quad WFPS \leq 0.8, \quad (13)$$

де N_A – фактична інтенсивність нітрифікації, $kg N ga^{-1}d^{-1}$; N_W , N_{NH_4} , N_T – функції впливу вмісту вологи, вмісту амонію у ґрунті та температури на процес нітрифікації відповідно, безрозмірні.

Функція впливу зволоженості ґрунту на швидкість процесу нітрифікації визначається за виразом:

$$N_W = a WC + b, \quad (14)$$

де N_W – функція впливу вмісту вологи у ґрунті на інтенсивність процесу нітрифікації, $kg N ga^{-1}d^{-1}$; WC – вміст вологи у ґрунті, %; a та b – параметри рівняння регресії, безрозмірні.

Вплив вмісту амонію у ґрунті на процес нітрифікації описується рівнянням:

$$N_{NH_4} = \frac{NH_4}{K_{m2} + NH_4} \quad (15)$$

де N_{NH_4} – функція впливу вмісту амонію у ґрунті на швидкість процесу нітрифікації, безрозмірна; NH_4 – вміст амонію у ґрунті, $mg N kg^{-1}$ ґрунту; K_{m2} – параметр рівняння (15). Згідно роботи [28] він дорівнює 2,6 $mg N kg^{-1}$ ґрунту. Вплив температури на інтенсивність процесу нітрифікації моделюється відповідно роботи [46] за виразом:

$$F_T = \frac{47.91}{\exp \left[\frac{106}{(T_{soil} + 18.27)} \right] + 1} \quad (16)$$

де F_T – функція впливу температури на інтенсивність процесу нітрифікації, безрозмірна.

Кількість N_2O , яка виділяється в процесі нітрифікації, визначається в NOE-моделі [29] за співвідношенням між емісією N_2O та швидкістю процесу нітрифікації, що було встановлено на основі лабораторних експериментів. Ця залеж-

ність лінійна. В NOE-моделі передбачено, що при анаеробних умовах продукування N_2O йде зі швидкістю як продукування через денітрифікацію:

$$N_2O_{nit} = r_{nit}N_A, \quad WFPS < 0.62, \quad (17)$$

$$N_2O_{nit} = r_{max}r_{nit}N_A, \quad WFPS \geq 0.62, \quad (18)$$

де N_2O_{nit} – емісія N_2O при нітрифікації у ґрунті, $kg\ N\ ga^{-1}d^{-1}$; r_{nit} – параметр пропорційності кількості виділення N_2O в процесі нітрифікації амонію ґрунту.

У зв'язку з майже повною відсутністю в Україні досягнутих результатів експериментальних спостережень за емісією парникових газів нами ідентифікація параметрів моделі виконувалась на основі опублікованих в літературних джерелах матеріалах експериментальних спостережень, які були отримані в процесі дослідження емісії парникових газів із сільськогосподарських угідь в умовах Західної Європи [33, 37, 50, 51], Росії [3, 10, 12] та України [11].

Розроблена нами на основі моделей [7, 17, 29] комплексна модель емісії парникових газів (plant-agrosoil-GHG-model) дозволяє вести численні експерименти з кількісної оцінки впливу факторів довкілля на викиди парникових газів та розраховувати щорічні значення емісії CO_2 та N_2O із ґрунтів степових агроєкосистем.

Результати. Умови виконання досліджень. Чисельні експерименти з комплексною моделлю виконувались по матеріалах спостережень гідрометеорологічної станції Біловодськ, яка розташована в Луганській області Східної України (координати: $49^{\circ}13''$ північної широти, $39^{\circ}35''$ східної довготи, висота над рівнем моря 75 м.). Ґрунти: чорнозем звичайний легкоглинистий та важкосуглинковий. Ґрунти характеризуються високим вмістом часток менше 0,01 мм, вмістом вуглецю, гумусу, рН ґрунту, вмістом легкогідролізуемого азоту, об'ємною щільністю ґрунту (табл. 1). Розглядалися три роки (2017 – 2019), посіви озимої пшениці, весняно-літній період вегетації.

Таблиця 1

Основні характеристики ґрунтів у шарі 0-20 см

| № п/п | Рік | Тип ґрунту | Вміст часток < 0,01 мм, % | Вміст вуглецю, т га ⁻¹ | Вміст гумусу, % | Актуальна кислотність, рН | Вміст легкогідролізуемого азоту, мг кг ⁻¹ | Щільність ґрунту, г см ⁻³ |
|-------|------|-------------------------------------|---------------------------|-----------------------------------|-----------------|---------------------------|--|--------------------------------------|
| 1 | 2017 | Чорнозем звичайний легкоглинистий | 64,1 | 69,2 | 4,93 | 7,8 | 137 | 1,21 |
| 2 | 2018 | Чорнозем звичайний легкоглинистий | 61,3 | 52,2 | 3,60 | 8,1 | 122 | 1,25 |
| 3 | 2019 | Чорнозем звичайний важкосуглинковий | 53,3 | 44,5 | 3,0 | 7,2 | 114 | 1,28 |

Три обраних для дослідження роки відрізнялись за температурним режимом та режимом опадів (табл. 2).

У весняні місяці температура повітря мінялась від 8,6 до 9,8 °С. Літній період характеризувався температурами повітря 20,9 – 21,9 °С. В осінній період температура повітря в ці роки була майже однаковою (8,8 – 8,9 °С). Більш мінливі були опади. Кількість опадів за весну 2017 та 2018 років була практично однаковою (152 – 154 мм), в той же час в 2019 році вона в 1,5 рази перевищувала їх і становила 226 мм.

В літні місяці в 2017 році кількість опадів була порівняно малою (їхня сума становила 78

мм), більше їх було в 2019 році (150 мм) і максимальна величина спостерігалась в 2018 році (177 мм). Осінні місяці в 2018 та 2019 роках характеризувались меншою кількістю опадів (79 – 82 мм) порівняно з 2017 роком (115 мм). В цілому за три календарних сезони найбільша кількість опадів спостерігалась в 2019 році (454 мм), менша в 2018 (417 мм) і найменша кількість була в 2017 році (345 мм).

Дані, наведені на рис. 1, надають уявлення про динаміку температури ґрунту на глибині 20 см та розмірів порового простору ґрунту, заповненого водою (WFPS) у ґрунті агроєкосистеми за роки дослідження.

Характеристика погодних умов календарних сезонів року

| № п/п | Рік | Середня за період температура повітря, °С | | | Сума опадів за період, мм | | | Сума за | |
|----------|------|---|---------|-------|---------------------------|---------|-------|---------|--------|
| | | Місяці | | | | | | | |
| | | III-V | VI-VIII | IX-XI | III-V | VI-VIII | IX-XI | | III-XI |
| 1 | 2017 | 9,2 | 21,3 | 8,9 | 152 | 78 | 115 | 345 | |
| 2 | 2018 | 8,6 | 21,3 | 8,8 | 154 | 177 | 82 | 417 | |
| 3 | 2019 | 9,8 | 20,9 | 8,8 | 226 | 150 | 78 | 454 | |

Емісія CO₂. Розраховані значення потоків CO₂ за періоди, коли температура ґрунту на глибині 20 см була позитивною, різняться в різні роки за рівнем емісії (рис. 2). Більш високий рівень потоків CO₂ спостерігався у 2017 році, меншим рівнем емісії CO₂ відрізняється 2018 рік. Ще нижчим був загальний рівень потоків CO₂ в 2019 році. Це було обумовлено різницею у вмісті гумусу та органічного вуглецю на ділянках вирощування озимої пшениці в ці роки (табл.1). Разом з тим, характерним є однаково невисокий рівень потоків CO₂ при досить низьких від 1 до 6 °С температурах ґрунту, Він складав 0,072 – 0,401 г С-CO₂ м⁻²·д⁻¹.

Найбільш високий рівень емісії CO₂ спостерігався в 2017 році при поєднанні високої температури ґрунту (24 – 27 °С) та достатнього зволоження ґрунту (WFSP рівнялось 0,42 – 0,45 відн. од.) в період друга декада липня – друга декада серпня і складав 1,058 – 1,307 г С-CO₂ м⁻²·д⁻¹. Максимальний рівень емісії CO₂ в 2018 році, який досягав 0,862 – 1,075 г С-CO₂ м⁻²·д⁻¹, спостерігався в період третя декада червня – третя декада серпня на фоні температури ґрунту 23 – 25 °С та досить високої вологості ґрунту (WFSP складало 0,58 – 0,84 відн.од.). В 2019 році спостерігався досить тривалий період (з третьої декади травня по першу декаду вересня) з високою температурою повітря, що в окремі декади сягала 25–27 °С. За цей же період спостерігалось чотири декади з мінімальною кількістю опадів (0 – 3 мм за декаду) при цьому зволоження ґрунту було нерівномірним, WFSP складало 0,28 – 0,54 відн. од. В цей період потоки емісії CO₂ складали 0,658 – 0,780 г С-CO₂ м⁻²·д⁻¹.

Сумарна емісія CO₂ по календарних сезонах року (табл. 3) в 2017 – 2019 рр. складала: в весняні місяці 0,457 – 0,475 т С-CO₂ га⁻¹ в літні місяці 0,670 – 0,822 т С-CO₂ га⁻¹, в осінні місяці 0,366 – 0,498 т С-CO₂ га⁻¹. Сумарно за три календарних сезони найбільша емісія була в 2017 році (1,763 т С-CO₂ га⁻¹ за період), дещо меншою вона була в 2018 році (1,680 т С-CO₂ га⁻¹ за період) і суттєво менше в 2019 р. (1,511 т С-CO₂ га⁻¹ за період).

В 2019 р. посіви озимої пшениці були розмі-

щені на полі, ґрунти якого характеризуються меншим вмістом органічної речовини і гумусу. Цим пояснюється менша сумарна кількість емісії CO₂ за три календарних сезони.

Найбільш високою інтенсивністю емісії CO₂ була в літні місяці, її рівень складав 0,729–0,990 г С-CO₂ м⁻²·д⁻¹. У весняні і осінні місяці середня інтенсивність емісії CO₂ буде суттєво нижча.

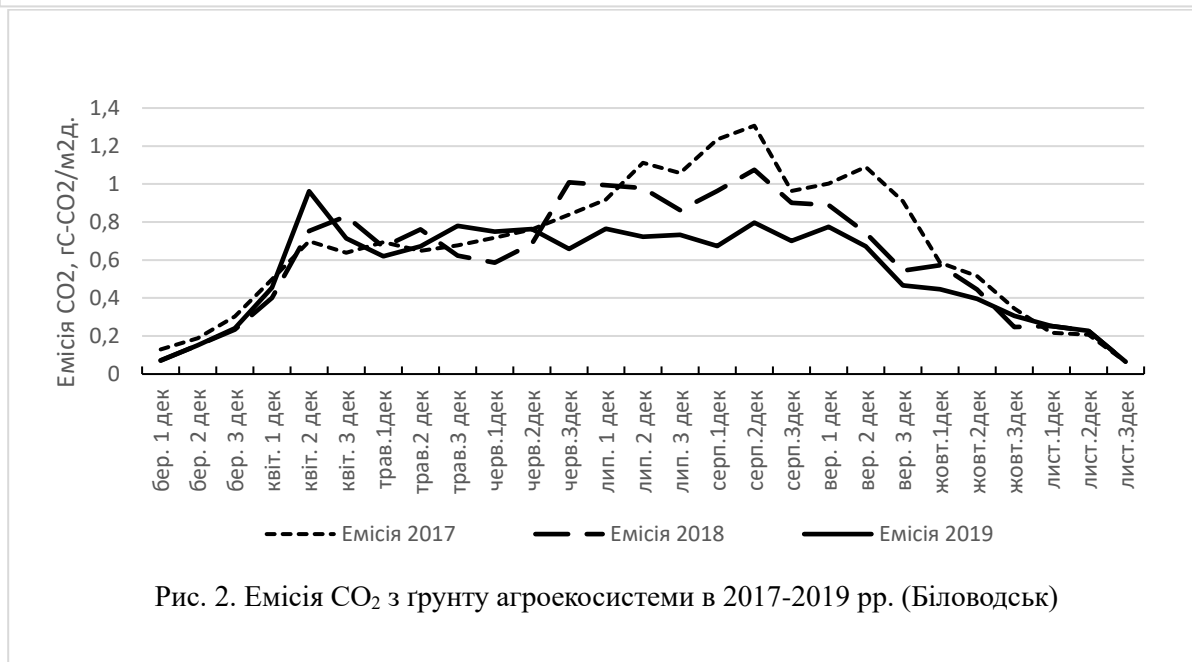
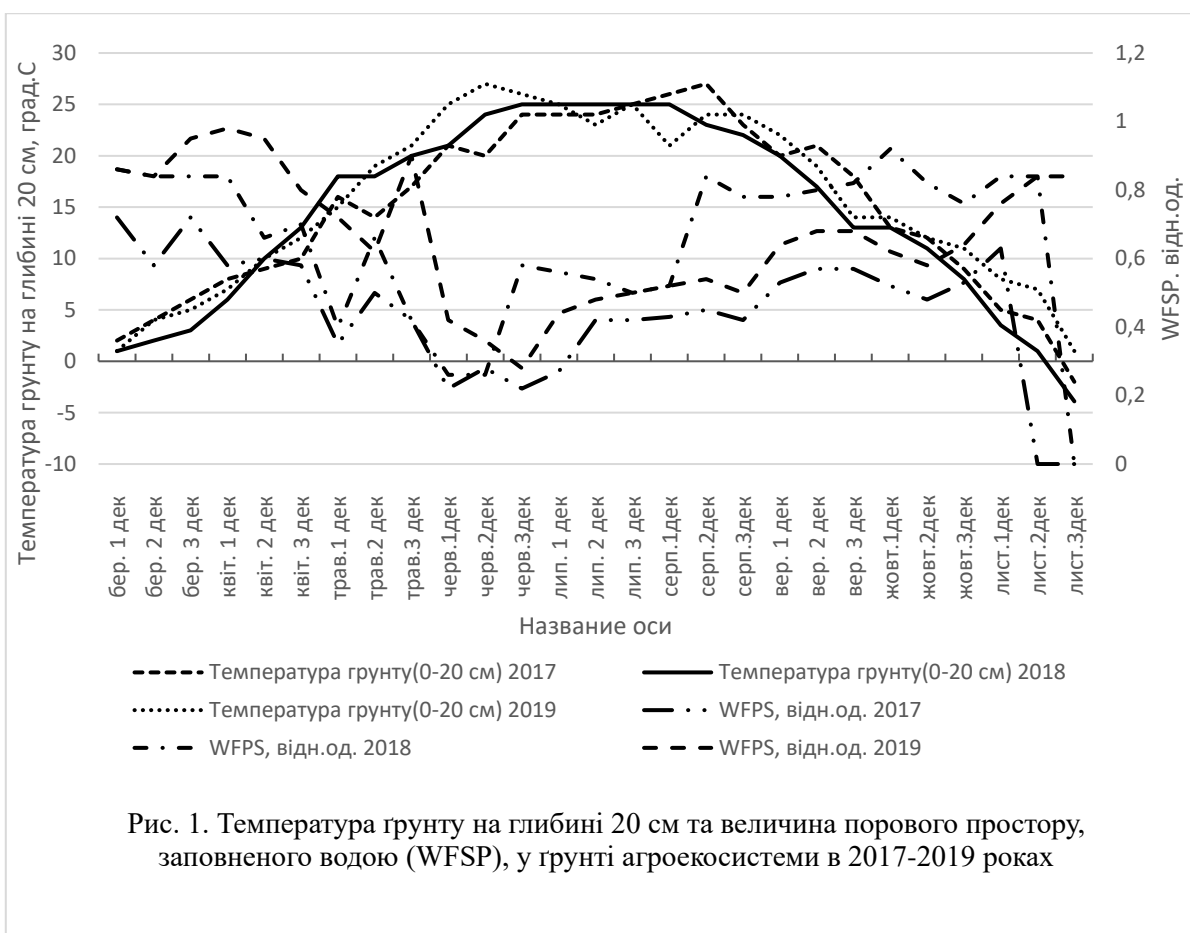
Емісія N₂O. Потоки емісії N₂O є результатами процесів нітрифікації та денітрифікації. У 2017–2019 рр. інтенсивність цих процесів змінювалась від 0 до 23 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹ (рис. 3).

Обидва процеси визначаються, головним чином, аерацією ґрунту. Збільшення вологості ґрунту погіршує умови аерації і призводить до денітрифікації. Вологість і температура ґрунту визначають інтенсивність процесів нітрифікації та денітрифікації. Сумарний потік емісії N₂O залежить від співвідношення потоків N₂O за рахунок нітрифікації та денітрифікації, яке суттєво відрізняється в окремі роки (рис. 3).

В 2017 році в першій та третій декадах березня в результаті підвищеної вологості ґрунту (рівень WFPS) сформувались анаеробні умови аерації ґрунту в шарі 0 – 20 см, що сприяло денітрифікації. Рівень WFPS був вище критичного рівня (WFPS > 0,62 відн. од.) і становив 70 – 0,72 відн. од. (рис. 1).

Такі умови визначили потік N₂O за рахунок денітрифікації на рівні 1,338 – 1,800 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹. В цей же час, спостерігалась незначна емісія N₂O за рахунок нітрифікації (0,132 – 0,178 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹). Решту часу, коли створились аеробні умови аерації у ґрунті, рівень WFPS був нижче критичного рівня (WFPS < 0,62 відн. од.), потік N₂O визначався інтенсивністю процесу нітрифікації. Максимальні значення цього потоку (2,935 – 4,210 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹) спостерігались в період перша декада серпня – третя декада вересня, коли температура ґрунту в окремі декади досягала 26–27 °С. Рівень WFPS в цей час утримувався в межах 0,43–0,53 відн. од. (рис. 1).

Погодні умови 2018 року склались таким чином, що спостерігалось декілька періодів підвищеної вологості орного шару ґрунту, які призводили до формування анаеробних умов і які ви-



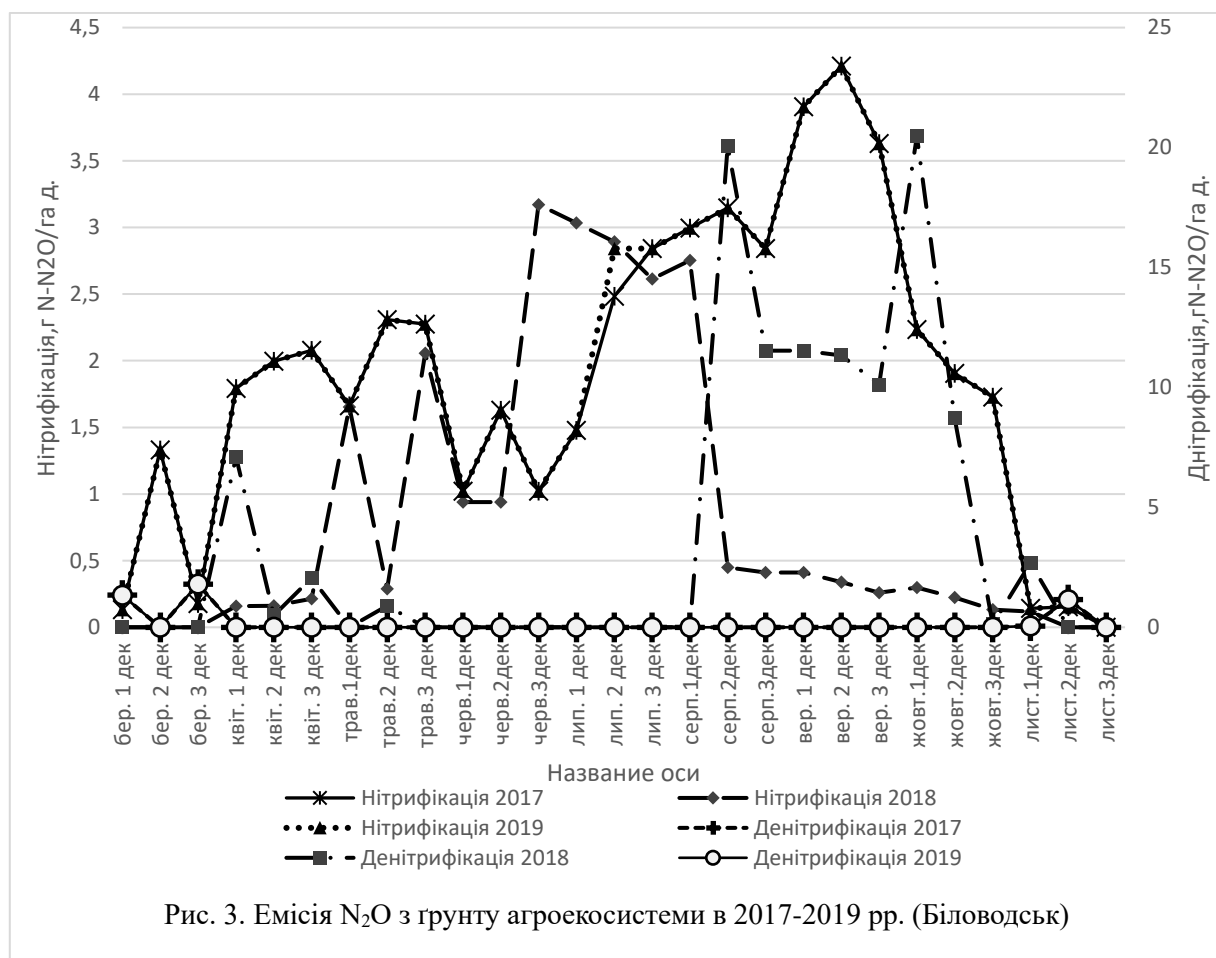
значали рівень потоків N₂O (рис. 3). Як видно з даних рис. 3, перший період спостерігався в квітні на фоні високого рівня WFPS (0,84 – 0,86 відн. од.) та температури ґрунту 6–13 °С на глибині 0–20 см (рис. 1).

Емісія N₂O за рахунок денітрифікації складала 0,492 – 7,100 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹. Одночасно, досить сповільнений, відбувався процес нітрифікації, його інтенсивність складала 0,159 – 0,215 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹. Другий, більш тривалий період

інтенсивного процесу денітрифікації спостерігався з другої декади серпня по першу декаду листопада (рис. 3). Особливо інтенсивним цей процес був в період друга декада серпня – перша декада жовтня, його інтенсивність складала 10,112 – 20,475 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹, нітрифікація в цей час була сповільнена (0,260 – 0,449 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹). Він відбувався на фоні зниження температури ґрунту, що знижувалась за період з 23 до 13 °С. Відповідно в цей період і знижува-

Емісія CO₂ за календарні періоди року

| № п/п | Рік | Емісія CO ₂ за період, т С-CO ₂ га ⁻¹ період ⁻¹ | | | Сума за | Середня інтенсивність емісії CO ₂ за період, г С-CO ₂ м ⁻² ·д ⁻¹ | | |
|-------|------|---|---------|-------|---------|--|-------|---------|
| | | Місяці | | | | | | |
| | | III-V | VI-VIII | IX-XI | | III-XI | III-V | VI-VIII |
| 1 | 2017 | 0,457 | 0,808 | 0,498 | 1,763 | 0,498 | 0,990 | 0,549 |
| 2 | 2018 | 0,458 | 0,822 | 0,400 | 1,680 | 0,500 | 0,895 | 0,443 |
| 3 | 2019 | 0,475 | 0,670 | 0,366 | 1,511 | 0,518 | 0,729 | 0,401 |

Рис. 3. Емісія N₂O з ґрунту агроєкосистеми в 2017-2019 рр. (Біловодськ)

лась інтенсивність процесу нітрифікації від 0,449 до 0,260 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹.

В період з першої декади травня по першу декаду серпня на фоні досить високих температур ґрунту 18 – 25° С і низьких значень WFPS (0,260 – 0,580 відн. од.) процес нітрифікації відбувався досить інтенсивно. Максимальні значення його (2,614 – 3,172 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹) спостерігались з третьої декади червня по першу декаду серпня на фоні температури ґрунту 25 °С та невисоких значень WFPS (0,481 відн. од.).

Умови зволоження 2019 року (рис.1) були ще більш строкатими, чим в 2018 році, з більш частим формуванням анаеробних умов в орному шарі ґрунту. Це обумовило наявність декількох періодів протікання інтенсивного процесу дені-

трифікації: 1) перша декада березня – перша декада травня; 2) третя декада травня; 3) перша декада вересня – третя декада вересня; 4) перша декада жовтня – третя декада листопада.

У виділених першому та другому періодах особливо високим був рівень інтенсивності денітрифікації в третій декаді березня (30,344 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹), другій декаді квітня (38,461 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹) і третій декаді травня (29,450 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹), коли величина WFPS була близька до одиниці. В ці декади температура ґрунту була відповідно 5, 10 і 21°С.

В червні – серпні рівень зволоження був невисоким, величина WFPS складала 0,280 – 0,520 відн. од.), а температура ґрунту утримувалась на рівні 21 – 27 °С. Інтенсивність процесу нітрифі-

кації складала 1,729 – 3,056 г N-N₂O га⁻¹·д⁻¹. Подібна ситуація складалась і в першій – другій декадах жовтня. Температура ґрунту утримувалась на рівні 11 – 13 °С, а величина WFPS дорівнювала 0,580 – 0,620 відн. од.

Характер емісії N₂O за календарні періоди року наведено в табл. 4. В весняні місяці 2017 – 2018 рр. сумарна емісія N₂O складала 0,153 – 0,173 кг N-N₂O га⁻¹. Високий рівень зволоження ґрунту весною 2019 р., при якому інтенсивно

проходив процес денітрифікації, обумовив досить значну сумарну емісію N₂O (1,134 кг N-N₂O га⁻¹) в цей період.

В літній період емісія N₂O складала 0,202 – 0,503 кг N-N₂O га⁻¹, а в осінні місяці 0,192 – 0,660 кг N-N₂O га⁻¹. Сумарно за три календарних сезони найбільша емісія була в 2019 році (1,567 кг N-N₂O га⁻¹ за період). Меншою була величина емісії в 2018 році (1,323 кг N-N₂O га⁻¹) і ще меншою в 2017 р. (0,569 кг N-N₂O га⁻¹ за період).

Таблиця 4

Емісія N₂O за календарні періоди року

| № п/п | Рік | Емісія N ₂ O за період, кг N-N ₂ O га ⁻¹ за період | | | Сума за | Середня швидкість емісії N ₂ O за період, г N-N ₂ O м ⁻² ·д ⁻¹ | | |
|-------|------|---|---------|-------|---------|--|-------|---------|
| | | Місяці | | | | III-XI | III-V | VI-VIII |
| | | III-V | VI-VIII | IX-XI | | | | |
| 1 | 2017 | 0,173 | 0,204 | 0,192 | 0,569 | 1,624 | 2,202 | 2,245 |
| 2 | 2018 | 0,153 | 0,503 | 0,667 | 1,323 | 3,341 | 5,422 | 7,533 |
| 3 | 2019 | 1,134 | 0,202 | 0,231 | 1,567 | 15,592 | 2,384 | 2,568 |

Інтенсивність емісії N₂O змінювалась по календарних порах року, найбільш високою вона була в весняні місяці (2018 і 2019 роках) та в осінні місяці (2017 і 2018 роки), збільшення вологості ґрунту погіршувало умови аерації ґрунту, що призводило до інтенсивного процесу денітрифікації.

Дискусія. Спостереження за емісією парникових газів з сільськогосподарських угідь та природних екосистем проводяться в рамках різноманітних досліджень, а прогнози (розрахунки) емісії виконуються за допомогою моделей різного рівня складності (як емпіричних так і фізичних) з використанням різноманітної базової інформації.

Серед комплексних моделей, які використовуються для отримання прогнозних оцінок емісії парникових газів, слід виділити результати, отримані за допомогою моделі DAYCENT [39]. Достойнство цієї моделі полягає як у високій ступені фізичної обґрунтованості, так і в експліцитному оперуванні екологічно важливими кліматичними факторами, моделюванням щоденної продуктивності рослин, поживних речовин, потоків парникових газів, стану ґрунтових вод та температури.

Модель DAYCENT широко застосовується для моделювання урожаю та емісії парникових газів [13, 22, 23]. В роботі [24] за цією моделлю оцінено потенційний урожай енергокультур та потоки емісії парникових газів в центральній Флориді. Вони становили для різних типів ґрунтів (пасовисько, енергокультури) в середньому емісії CO₂ на рівні 500 – 800 г С м⁻² за рік.

В роботі [51] в умовах Європи потік емісії CO₂ з ґрунту оцінюється з трав'янистої рослинності (пасовища) кількістю 0,52 т CO₂-С га⁻¹ за рік. Для орних земель спостерігається більш високе значення емісії CO₂ (0,84 т CO₂-С га⁻¹ за рік). Виконані в [11] на чорноземах Лівобережної частини України багаторічні вимірювання балансу вуглецю і емісії CO₂ з чорноземного ґрунту під однорічними травами демонструють середні значення потоків CO₂, рівні 0,524 – 0,525 т CO₂-С га⁻¹ за рік. Багаторічні дослідження [12], проведені у Володимирській області показали, що продукування вуглекислого газу однією і тією ж культурою в різні роки варіює залежно від гідротермічних умов, коливання між мінімальним і максимальним виділенням CO₂ становлять для: ячменю 111 – 467 кг С-CO₂ га⁻¹, люпину 429 – 1356 кг С-CO₂ га⁻¹, пару 141 – 1033 кг С-CO₂ га⁻¹, озимої пшениці 792 – 1259 кг С-CO₂ га⁻¹, картоплі 521 – 883 кг С-CO₂ га⁻¹, покладів 521 – 2321 кг С-CO₂ га⁻¹.

У виконаних нами модельних розрахунках сумарних потоків емісії CO₂ річні значення змінюються від року до року залежно від погодних умов і в межах 1,511 – 1,763 т С-CO₂ га⁻¹. Вони співвідносяться з результатами експериментальних вимірювань, наведених вище літературних даних.

За допомогою моделі DAYCENT в роботі [24] оцінено емісію N₂O в умовах Флориди, вона становила від 0,05 до 1,0 г N м⁻² за рік. За допомогою моделі SWAT N₂O [54], алгоритм якої засновано на роботі [40], виконана оцінка емісії N₂O в умовах Голландії. Річна емісія N₂O на полі

з кукурудзою становила за період 2009 – 2014 рр. 8,48 кг N га⁻¹. В роботі [52] з удобрених полів озимої пшениці отримано значення емісії N₂O для двох років спостережень (2006 – 2007 та 2007 – 2008) відповідно 2,1 – 3,4 та 3,2 – 7,5 кг N га⁻¹. В умовах південного сходу Шотландії [47] на полях картоплі і пасовищ спостерігались більш високі річні викиди N₂O на гектар (1,0 – 3,2 кг N₂O-N га⁻¹), ніж з поля ярого ячменю або озимої пшениці (0,3 – 0,8 кг N₂O-N га⁻¹). На орних землях, особливо на картопляних полях, значна частина викидів сталася після збору врожаю. В роботі [31] наводяться дані емісії N₂O для дев'яти сільськогосподарських ґрунтів Європи, яка складає 0,2 – 6,6 кг N-N₂O га⁻¹ за рік. Для території Саксонії в роботі [16] за допомогою моделі DNDC була оцінена щорічна емісія N₂O з сільськогосподарських та лісових ґрунтів, яка становила відповідно 0,5 – 26,0 та 0,04–19,7 кг N-N₂O га⁻¹. Для умов Італії в роботі [15] визначили емісію N₂O з овочевих культур, яка складала 0,3 – 5,5 кг N-N₂O га⁻¹ за сезон. Щорічні викиди N₂O із мінеральних ґрунтів за даними [48] становлять 0,3 – 10,7 кг N-N₂O га⁻¹. В роботі [44] встановлено, що для пшениці емісія N₂O становила 0,5 – 3,7 кг N-N₂O га⁻¹. В роботі [3] виконана оцінка емісії N₂O із супіщаних дерново-підзолистих ґрунтів за допомогою моделі DNDC, за якою вона становила 0,3 – 0,7 кг N-N₂O га⁻¹ за сезон.

Наші модельні розрахунки оцінюють емісію N₂O за період, коли температура ґрунту на глибині 20 см була позитивною, для трьох досліджуваних років в розмірі 0,569 – 1,537 кг N-N₂O га⁻¹. Вони досить задовільно узгоджуються з наведеними вище літературними даними.

Висновки. На основі синтезу підходів з моделювання емісії CO₂, N₂O та продуктивності агроєкосистем розроблено комплексну модель емісії парникових газів із ґрунтів агроєкосистем (plant-agrosoil-GHG-model).

Результати моделювання емісії CO₂ за допомогою розробленої комплексної моделі емісії парникових газів із ґрунтів агроєкосистем показали, що спостерігається міжсезонна та міжрічна зміна потоків CO₂. Вони варіюють в залежності від температури ґрунту, вологості ґрунту та вміс-

ту гумусу у ґрунті. За деяким винятком емісія CO₂ в весняні місяці була вищою ніж в осінні. Максимальна інтенсивність викидів CO₂ спостерігалась в літні місяці на фоні високих температур ґрунту, що визначило і найбільшу сумарну кількість викидів у літній сезон (0,670 – 0,822 т C-CO₂ га⁻¹ за літо). Сумарна кількість викидів CO₂ за літо складає майже половину всієї кількості емісії CO₂ за період, коли температура ґрунту на глибині 20 см була позитивною.

Спостерігається коливання річних (за три календарних сезони) сум емісії CO₂, найменша емісія була на полі, яке відзначалося меншим вмістом органічної речовини і гумусу у ґрунті.

Кількісна оцінка емісії N₂O за допомогою моделі показала істотні відмінності як інтенсивності потоків, так і їхньої сумарної кількості в залежності від погодних умов. Встановлено, що найбільш інтенсивна емісія N₂O спостерігалась в періоди високого рівня зволоження ґрунту, коли створювались анаеробні умови у ґрунті. Особливо інтенсивним процес денітрифікації відбувався в весняний період 2019 року, коли за період березень – травень випало 226 мм опадів, а обсяг порового простору, заповненого водою WFPS, сягав більше 0,8 відн.од. Середня за цей період інтенсивність емісії N₂O складала 15,592 г N-N₂O м⁻², а сумарна кількість емісії була найбільшою (1,134 кг N-N₂O га⁻¹). За рахунок інтенсивного процесу денітрифікації емісія N₂O в цей рік була максимальною. Найменший рівень емісії N₂O спостерігався в умовах досить високих температур і недостатньої зволоженості ґрунту, що було характерним для 2017 року.

Моделювання емісії парникових газів із ґрунтів агроєкосистем є важливою складовою моніторингу викидів CO₂ та N₂O. Представлена комплексна модель емісії парникових газів дозволяє кількісно оцінити щодакдану динаміку емісії CO₂ та N₂O, розширити уявлення про динаміку міжмісячної та міжсезонної зміни потоків емісії, оцінити просторово-часову мінливість їх на теренах України. Розвиток моделі в майбутньому буде спиратись на поглиблення дослідження процесів та їх взаємодії, розширення експериментальних короткоперіодних та тривалих досліджень емісії парникових газів з природних та антропогенних екосистем.

Література

1. Барбер С. А. Биологическая доступность питательных веществ в почве [Текст] / С. А. Барбер. – М.: ВО «Агропромиздат», 1988. – 376 с.
2. Бихеле З. Н. Математическое моделирование транспирации и фотосинтеза растений при недостатке почвенной влаги [Текст] / З. Н. Бихеле, Х. А. Молдау, Ю. К. Росс. – Л.: Гидрометеоиздат, 1980. – 223 с.
3. Бучкина Н.П. Эмиссия N₂O из супесчаных дерновоподзолистых почв и её прогнозирование с помощью модели DNDC [Текст] / Н. П. Бучкина, Е. В. Балашов, У. Я. Рижия, С. В. Павлик. // в материалах Международной конференции «Современная агрофизика – высоким технологиям», 25-27 сентября 2007 года. – С.-Пб.: 2007. – С. 272-273.

4. Иванов Н. Н. Об определении величин испаряемости [Текст] / Н. Н. Иванов – М.: Известия ВГО. – 1954. – Том 86. – № 2.
5. Новиков А. А. Обоснование роли корневых и пожнивных остатков в агроценозе [Текст] / А. А. Новиков // Научный журнал Куб. ГАУ. – 2012. – № 78 (04). – С. 1-10.
6. Полевой А. Н. Теория и расчет продуктивности сельскохозяйственных культур [Текст] / А. Н. Полевой – Л.: Гидрометеоиздат, 1983. – 175 с.
7. Польовий А.М. Моделювання продуктивності агроєкосистем [Текст] / А. М. Польовий // Вісник Одеського державного Екологічного Університету. – 2005. – Вип. 1. – С. 79-86.
8. Полевой А. Н. Моделирование фотосинтеза зеленого листа у растений типа С3 и С4 при изменении концентрации CO₂ в атмосфере [Текст] / А. Н. Полевой // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – М.: 2010. – Том XXIII. – С. 297-316.
9. Полевой А. Н. Оценка динамики органического углерода чернозема оподзоленного в полевом севообороте при изменении климата [Текст] / А. Н. Полевой, Л. Е. Божко // Журнал Белорусского государственного университета. География. Геология. – 2019. – № 2. – С. 65-78. DOI: <https://doi.org/10.33581/2521-6740-2019-2-65-78>
10. Пуртова Л. Н. и др. Эмиссия углекислого газа из почв природных и антропогенных ландшафтов юга Приморья [Текст] / Л. Н. Пуртова, Н. М. Костенков, В. А. Семаль, И. В. Комачкова // Журнал Фундаментальные исследования. – 2013. – № 1. – С. 555-558.
11. Сябрук О. П. Оцінка втрат вуглецю з чорнозему типового за різних способів обробітку та систем удобрення [Текст] / О. П. Сябрук // Агрохімія і ґрунтознавство. – 2013. – Вип. 80. – С. 140-146.
12. Шилова Н. А. Динамика выделения CO₂ в посевах полевых культур на дерново-подзолистых и торфяных почвах [Текст] / Н. А. Шилова // Почвоведение и агрохимия. – 2014. – № 1(52). – С. 104-113.
13. Adler P. R. Life-Cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems [Text] / P.R. Adler, S.J. Grosso, W.J. Parton // Ecol Appl. – 2007. – Vol. 17. – P. 675-691. <https://doi.org/10.1890/05-2018>
14. Autret B. Alternative arable cropping systems: a key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment [Text] /B. Autret, B. Mary, C. Chenu, M. Balabane et al. // Agric. Ecosyst. Environ. – 2016. – Vol. 232. – P. 150-164. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.008>
15. Bosko S. Greenhouse Gas Emissions from Soil Cultivated with Vegetables in Crop Rotation under Integrated, Organic and Organic Conservation Management in a Mediterranean Environment [Text] / S. Bosko, I. Volpi., D. Antichi, G. Ragaaglini et al. // Agronomy. 2019. – Vol. 9. – 446 p. <https://doi.org/10.3390/agronomy9080446>
16. Butterbach-Bahl K. Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models [Text] / K. Butterbach-Bahl, M. Kesik, P. Miehle, H. Papen et al. // Plant and Soil. – 2004. – Vol. 260. – P. 311-329. <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000030186.81212.fb>
17. Coleman K. A model for the turnover of carbon in soil. Model description and windows users guide [Text] / K. Coleman, D.S. Jenkinson // Rothamsted Research Harpenden Herts. – 2008. – ROTHC-26.3. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_17
18. Corre M. D. Am-bient nitrous oxide emissions from different landform com-plexes as affected by simulated rainfall [Text] / M.D. Corre, C. van Kessel, D.J. Pennock, M.P. Solohub // Commun Soil SciPlant Anal. – 1995. – Vol. 26(13/14). – P. 2279-2293. <https://doi.org/10.1080/00103629509369446>
19. Curry R. B. Dynamic simulation of plant growth / 1. Development of a model [Text] / R.B. Curry // Trans. ASAE, – 1971. – Vol. 14. – P. 946-959.
20. Davidson E.A. Fluxes of nitrous oxide and nitric acid from terrestrial ecosystem. In: Rogers J.E., Whitman W.B. (eds.). Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, Nitrous oxide and Halomethane [Text] / E.A. Davidson // American Society of microbiology. Washington. – 1991. – P. 219-236.
21. Davidson E.A. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides [Text] / E.A. Davidson, M. Keller, H.E. Erickson, V. Louis et al. // Bioscience. – 2000. – Vol. 50(8). – P. 667-680. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0667:TACMOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0667:TACMOS]2.0.CO;2)
22. Del Grosso S.J. DayCent model analysis of past and contemporary soil N₂O and net greenhouse gas flux for major crops in the USA [Text] / S.J. Del Grosso, A.R. Mosier, W.J. Parton, D.S. Ojima // Soil Tillage Res. – 2005. – Vol. 83. – P. 9-24. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.007>
23. Del Grosso S.J. Modeling soil CO₂ emissions from ecosystems [Text] / S.J. Grosso, A.R. Mosier, W.J. Parton, E.A. Holland et al. // Biogeochemistry. – 2005. – Vol. 73. – P. 71-91. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0898-z>
24. Duval B.D. Predicting Greenhouse Gas Emissions and Soil Carbon from Changing Pasture to an Energy Crop [Text] / B.D. Duval, K.J. Anderson-Teixeira, S.C. Davis, C. Keogh et al. // PLoS ONE. – 2013. – Vol. 8(8). – 12 p. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072019>
25. Frohking S.E. Comparison of N₂O emissions from soils at three temperate agricultural sites: simulations of year round measurements by four models Nutr. Cycl. [Text] / S.E. Frohking, A.R. Mosier, D.S. Ojima, C.Li et al. // Agroecosys. – 1998. – Vol. 52. – P. 77-105.
26. Garrido F. N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydric potentials [Text] / F. Corrido, C. Henualt, H. Gaillard, S. Perez et al // Soil Biology and Biochemistry. – 2002. – Vol. 34. – P. 559-575. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00172-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00172-9)
27. Granli T. Nitrous oxide from agriculture [Text] / T. Granli, O.C. Bøckman // Norw J Agric Sci [Suppl]. – 1994. – Vol. 12. – P. 1-128.
28. Henualt C. NEMIS: a predictive model of denitrification on the field scale [Text] / C. Henualt, J.C. Germon // European Journal of Soil Science. – 2000. – Vol. 51. – P. 257-270. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00314.x>
29. Henualt C. Predicting in situ emission using NOE algorithm and soil database [Text] / C. Henualt, F. Bizouard, P. Laville, B. Gabrielle et al. // Global Change Biology. – 2005. – Vol. 11. – P. 115-127.

30. IPCC. *Climate Changes (2001): The Scientific Basis Contribution [Text]*. Cambridge University Press. Cambridge. 2001. – 881 p.
31. Kaiser E.-A. *What predicts nitrous oxide emissions and denitrification N-loss from European soils? [Text]* / E.-A. Kaiser, F. Eiland, J.C. Germon, M.A. Gispert et al. // *Z Pflanzenernaehr Bodenkd.* – 1996. – Vol. 159. – P. 541-547.
32. Kaiser E.-A. *Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation [Text]* / E.-A. Kaiser, K. Kohrs, M. Kücke, E. Schnug et al. // *Soil Biol Bio-chem.* – 1998. – Vol. 30. – P. 1553-1563.
33. Lokupitya F. *Agricultural soil greenhouse gas emissions: A review of national inventory methods [Text]* / F. Lokupitya, K. Paustian // *Article Literature Review (PDF Available) in Journal of Environmental Quality.* – 2006. – Vol. 35(4). – P. 1413-1427. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0157>
34. Mac Kenzie A.F. *Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations and nitrogen fertilization [Text]* / A.F. Mac Kenzie, M.X. Fan, F. Cadrin // *J Environ Qual.* – 1998. – Vol. 27. – P. 698-703. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700030029x>
35. McCree K.J. *An equation for the rate of respiration of white clover plants growth under controlled condition [Text]* / K.J. McCree // In: *Prediction and measurement of photosynthetic productivity.* – Wageningen: Pudoc. – 1970. – P. 221-229.
36. Mosier A.R. *Managing soil denitrification [Text]* / A.R. Mosier, J.W. Doran, J.R. Freney // *Journal of Soil and Water Conservation.* – 2002. – Vol. 57. – P. 505-512.
37. Oertel C. *Greenhouse gas emissions from soils-A review [Text]* / C. Oertel, J. Matschullat, K. Zurba, F. Zimmermann et al. // *Geochemistry.* – 2016. – Vol. 76. – No 3. – P. 327-352. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002>
38. Parton W.J. *A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. in Quantitative Modeling of Soil Forming Processes (Special Pub) [Text]* / W.J. Parton, D.S. Ojima, C.V. Cole, D.S. Shimel // *Soil Science Society of America, Madison, W* – 1994. – P. 147-167. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub39.c9>
39. Parton W.J. *DAYCENT and its land surface submodel: description and testing [Text]* / W.J. Parton, M.D. Hartman, D.S. Ojima, D.S. Schimel // *Glob Planet Change.* – 1998. – Vol. 19. – P. 35-48.
40. Parton W.J. *Generalized model for NO_x and N₂O emissions from soils [Text]* / W.J. Parton, E.A. Holland, S.J. Grosso, S.J. Hartman et al. // *Journal of Geophysical research.* – 2001. – Vol. 106(15). – P. 17403-17420. <http://hdl.handle.net/11858/00-001M-0000-000E-CE2B-9>
41. Poulton P. *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 [Text]* / P. Poulton, J. Johnston., A. Macdonald, R. White et al. // *Glob. Change Biol.* – 2018. – Vol. 24. – P. 2563-2584. <https://doi.org/10.1111/gcb.14066>
42. Robertson G.P. *Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: potential control on nitrogen retention in mineral nutrient [Text]* / G.P. Robertson // In: *Tropical Forest and Savanna Ecosystems (ed. Procter J.).* Blackwell Scientific, Boston: 1989. – P. 55-69.
43. Robertson G.P. *Denitrification in a lowland tropical rain forest [Text]* / G.P. Robertson, J.M. Tiedje // *Nature.* – 1988. – Vol. 336. – P. 756-759.
44. Roelandt C. *Estimating annual N₂O emissions from agricultural soils in temperate climates [Text]* / C. Roelandt, B. van Wesemael, M. Rounsevell // *Global Change Biol.* – 2015. – Vol. 11. – P. 1701-1711. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01025.x>
45. Sándor R. *The use of biogeochemical models to evaluate mitigation of greenhouse gas emissions from managed grasslands [Text]* / R. Sándor, F. Ehrhardt, L. Brilli, M. Carozzi et al. // *Science of The Total Environment.* – 2018. – Vol. 642. – P. 292-306. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01976249>
46. Smith J. *Model to Estimate Carbon in Organic Soils – Sequestration and Emissions (ECOSSE) [Text]* / J. Smith., P. Gottschalk, J. Bellarby // *Institute of Biological and Environmental Sciences.* – Aberden. Scotland. – 2010. – 73 p.
47. Smith K.A. *Emissions of N₂O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N [Text]* / K.A. Smith, I.P. McTaggart, F. Conen // *Nutrient Cycling in Agroecosystems.* – 1998 – Vol. 52. – P. 123-130.
48. Stehfest E. *N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions [Text]* / E. Stehfest, L. Bouwman // *Nutr. Cycl. Agroecosys.* – 2006. – Vol. 74. – P. 207-228. <https://doi.org/10.1007/s10705-006-9000-7>
49. Stockmann U. *The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon [Text]* / U. Stockmann, M.A. Adams, J.W. Crawford, D.J. Field et al. // *Agric. Ecosyst. Environ.* – 2013. – Vol. 164. – P. 80-99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
50. Syp A. *Modeling Impact of Climate Change and Management Practices on Greenhouse Gas Emissions from Arable Soils [Text]* / A. Syp, A. Faber, J. Kozyra, R. Borek et al. // *Pol. J. Environ. Stud.* – 2011. – Vol. 20(6). – P. 593-1602.
51. Vleeshouwers L.M. *Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe [Text]* / L.M. Vleeshouwers, A. Verhagen // *Global Change Biology.* – 2002. – Vol. 8. – P. 519-530. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00485.x>
52. Wei R. *Biogeosciences Nitrous oxide emission from highland winter wheat field after long-term fertilization [Text]* / R. Wei, M.D. Hao, X.H. Xue, P. Shi et al. // *Biogeosciences.* – 2010. – Vol. 7. – P. 3301-3310. <https://doi.org/10.5194/bg-7-3301-2010>
53. Yadav D. *Modelling carbon dioxide emissions from agricultural soils in Canada [Text]* / D. Yadav, J Wang // *Environ Pollut.* – 2017. – Vol. 230. – P. 1040-1049. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.066>
54. Yang Q. *Enhancing the soil and water assessment tool model for simulating N₂O emissions of three agricultural systems [Text]* / Q. Yang, X. Zhang, M. Abraha, S. Del Grosso et al. // *Ecosystem Health and Sustainability.* – 2017. – Vol. 3. – No. 2. – P. 1-12. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1259>

Надійшла до редакції 31 травня 2020 р.

Прийнята 15 червня 2020 р.

Внесок авторів: всі автори зробили рівний внесок у цю роботу.

UDC 631.461:574.2:504.7

Anatoly Polevoy,

DSc (Geography), Professor, Head of Department of Agrometeorology and Agroecology,
Odessa State Environmental University, 15 Lvivska St., Odessa, 65016, Ukraine,
e-mail: apolevoy@te.net.ua, <https://orcid.org/0000-0001-8395-0068>;

Lyudmila Bozhko,

PhD (Geography), Associate Professor, Department of Agrometeorology and Agroecology,
Odessa State Environmental University,
e-mail: bozhko@i.ua, <https://orcid.org/0000-0002-8712-2099>

MODELLING DYNAMICS OF EMISSION OF GREENHOUSE GASES (CO₂, N₂O) FROM SOILS IN AGROECOSYSTEMS

Problem formulation. One of the main factors affecting climate change is the greenhouse effect conditioned by adding greenhouse gases to the atmosphere, among which CO₂, CH₄ and N₂O are the most dangerous heat-trapping gases. In addition to anthropogenic activities, the source of greenhouse gases is emissions from natural ecosystems and agroecosystems. Carbon dioxide (CO₂) accounts for the largest share of greenhouse gas emissions, nitrous oxide (N₂O) also has large global warming potential, being nearly 300 times higher than CO₂ on a weight basis.

The purpose of the study is to create the integrated model of greenhouse gas emissions from soils in the agroecosystems on the basis of studies concerning modelling carbon dioxide emissions from mineral soils, quantitatively describing nitrous oxide emissions and modelling agroecosystem productivity.

Methods. Mathematical modelling of environmental processes, the synthesis of quantitative approaches to their description.

Results. The results of modelling greenhouse gas emissions from soils in agro-ecosystems during 2017-2019 obtained by means of the integrated model developed showed that there is an interseasonal and interannual variability of CO₂ and N₂O fluxes. The higher CO₂ flow rate was observed in 2017, in 2018 the lower CO₂ emission intensity was discovered and in 2019 the CO₂ flow rate was even lower. The emission of greenhouse gases varies depending on soil temperature, moisture and humus level of the soil. The equally low level of CO₂ fluxes was observed at sufficiently low (from 1 to 6°C) soil temperatures. It was 0.072 – 0.401 g C-CO₂/m²/day. The highest level of CO₂ emission was observed in 2017 with a combination of high soil temperature (24-27°C) and sufficient soil moisture, and varies between 1,058 to 1,307 g C- CO₂/m²/day.

It was revealed that the most intense emission of N₂O was observed during periods of high soil moisture when anaerobic conditions were established in the soil. The denitrification process was particularly intense in the spring of 2019, when the seasonal precipitation sum was 226 mm, and water-filled pore space (WFPS) reached more than 0.8 relative units. The average emission level of N₂O was 15.592 g N-N₂O/m²/day over this period, and the total N₂O emission was the highest (1.134 kg of N-N₂O/ha).

The N₂O emission intensity varied depending on the meteorological seasons. In the spring of 2017 and spring of 2018, the total N₂O emission was 0.153–0.173 kg N-N₂O/ha. The N₂O emissions reached to 0.202–0.503 kg N-N₂O/ha in the summer season and 0.192–0.660 kg N-N₂O/ha in the autumn. The highest emission levels were observed in the spring seasons (2018 and 2019) and in the autumn months (2017 and 2018), an increase in soil moisture worsened soil aeration, which led to an intensive denitrification process. In total, for the three meteorological seasons the highest emission was in 2019 (1.567 kg N- N₂O/ha). The emission level was lower in 2018 (1.323 kg N-N₂O/ha) and even lower in 2017 (0.569 kg N-N₂O/ha).

Conclusions. Based on the synthesis of approaches to modelling CO₂, N₂O emissions and agroecosystem productivity, an integrated model of greenhouse gas emissions from soils in agro-ecosystems has been developed (plant-agrosoil-GHG-model). The interseasonal and interannual variability of CO₂ and N₂O fluxes and their dependence on weather conditions and humus level of the soil have been obtained.

Keywords: modelling, emission, carbon, nitrogen, soil, productivity, agroecosystem, air temperature, precipitation, soil moisture.

References

1. Barber S.A. (1988). *Bioavailability of nutrients in the soil*. M.: VO Agropromizdat. 376. [in Russian].
2. Bihele Z.N, Moldau Kh.A., Ross Yu.K. (1980). *Mathematical modeling of transpiration and photosynthesis of plants with a lack of soil moisture*. L.: Hydrometeoizdat. 223. [in Russian].
3. Buchkina N.P., Balashov E.V., Riga U.Ya., Pavlik S.V.(2007). *Emission of N₂O from sandy loamy sod-podzolic soils and its prediction using the DNDC model*. International conference "Modern agrophysics - high technologies", September 25-27 2007. St.-Petersburg: 272-273. [In Russian].

4. Ivanov N.N. (1954). On the determination of the values of evaporation. *Izvestiya VGO*. 86, 2. [in Russian].
5. Novikov A.A. (2012). Substantiation of the role of root and crop residues in the agrocenosis. *Scientific journal Cube. GAU*, 78 (04), 1-10. [in Russian].
6. Polevoy A.N. (1983). *Theory and calculation of the productivity of agricultural crops*. L.: Gidrometeoizdat, 175. [in Russian].
7. Poloviy A.M. (2005). Model of productivity of agroecosystems. *Bulletin of the Odessa State Ecological University*. 1, 79-86. [in Ukrainian].
8. Polevoy A.N. (2010). Modeling of photosynthesis of green leaves in C3 and C4 plants with changes in the concentration of CO2 in the atmosphere. *Problems of ecological monitoring and modeling of ecosystems*. M.: XXIII, 97-316. [in Russian].
9. Polevoy A.N., Bozhko L.E. (2019). Assessment of the dynamics of organic carbon in podzolized chernozem in field crop rotation under climate change. *Journal of the Belarusian State University. Geography. Geology*. 2, 65-78. [in Russian] DOI: <https://doi.org/10.33581/2521-6740-2019-2-65-78>
10. Purtova L.N. et al. (2013). Carbon dioxide emission from soils of natural and anthropogenic landscapes in the south of Primorye. *Fundamental research*. 1, 555-558. [in Russian].
11. Syabruk O.P. (2013). Evaluation of the consumption of carbon from black soil typical for the development of fertilization systems. *Agrochemistry and runtoznavstvo*. 80, 140-146. [In Ukrainian].
12. Shilova N.A. (2014). Dynamics of CO2 emission in field crops on sod-podzolic and peat soils. *Soil Science and Agrochemistry*. 1 (52), 104-113. [in Russian].
13. Adler, P.R., Del Grosso, S.J., Parton W.J. (2007). Life-Cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems. *Ecol Appl*. 17, 675-691. [in English]. <https://doi.org/10.1890/05-2018>
14. Autret, B., Mary, B., Chenu, C. et al. (2016). Alternative arable cropping systems: a key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agric. Ecosyst. Environ*. 232, 150-164. [in English]. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.008>
15. Bosko, S., Volpi, I. Antichi, D. et al. (2019). Greenhouse Gas Emissions from Soil Cultivated with Vegetables in Crop Rotation under Integrated, Organic and Organic Conservation Management in a Mediterranean Environment. *Agronomy*. 9, 446. [in English]. <https://doi.org/10.3390/agronomy9080446>
16. Butterbach-Bahl, K., Kesik, M., Miehle, P. et al (2004). Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models. *Plant and Soil*. 260, 311-329. [in English]. <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000030186.81212.fb>
17. Coleman, K., Jenkinson, D.S. (2008). A model for the turnover of carbon in soil. Model description and windows users guide. Rothamsted Research Harpenden Herts. ROTHC-26.3. [in English]. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_17
18. Corre M.D., van Kessel, C., Pennock, D.J. et al. (1995). Am-bient nitrous oxide emissions from different landform complexes as affected by simulated rainfall. *Commun Soil Sci. Plant Anal*. 26(13/14), 2279-2293. [in English]. <https://doi.org/10.1080/00103629509369446>
19. Curry, R.B. (1971). Dynamic simulation of plant growth. 1. Development of a model. *Trans. ASAE*, 14, 946-959. [in English].
20. Davidson, E.A. (1991). Fluxes of nitrous oxide and nitric acid from terrestrial ecosystem. In: Rogers J.E., Whitman W.B. (eds.). *Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, Nitrous oxide and Halomethane*. American Society of microbiology. Washington: 219-236. [in English].
21. Davidson, E.A., Keller, M., Erickson, H.E. et al. (2000). Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *Bioscience*. 50(8), 667-680. [in English]. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0667:TACMOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0667:TACMOS]2.0.CO;2)
22. Del Grosso, S.J., Mosier, A.R., Parton, W.J. et al. (2005). DayCent model analysis of past and contemporary soil N2O and net greenhouse gas flux for major crops in the USA. *Soil Tillage Res*. 83, 9-24. [in English]. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.007>
23. Del Grosso, S.J., Parton, W.J., Moiser, A.R. et al. (2005). Modeling soil CO2 emissions from ecosystems. *Biogeochemistry*. 73, 71-91. [in English]. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0898-z>
24. Duval, B.D., Anderson-Teixeira, K.J., Davis, S.C. et al. (2013). Predicting Greenhouse Gas Emissions and Soil Carbon from Changing Pasture to an Energy Crop. *PLoS ONE*. 8(8), 12. [in English]. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072019>
25. Frohling, S.E., Mosier, A.R., Ojima, D.S. et al. (1998). Comparison of N2O emissions from soils at three temperate agricultural sites: simulations of year round measurements by four models *Nutr. Cycl. Agroecosys*. 52, 77-105. [in English].
26. Garrido, F. et al. (2002). N2O and NO emissions by agricultural soils with low hydric potentials. *Soil Biology and Biochemistry*. 34, 559-575. [in English]. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00172-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00172-9)
27. Granli, T., Bockman, O.C. (1994). Nitrous oxide from agriculture. *Norw J Agric Sci [Suppl]*. 12, 1-128. [in English].
28. Henault, C., Germon, J.C. (2000). NEMIS: a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science*. 51, 257-270. [in English]. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00314.x>
29. Henault, C., Bizouard, F., Laville, P. et al. (2005). Predicting in situ emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology*. 11, 115-127. [in English].

30. IPCC (2001). *Climate Changes (2001). The Scientific Basis Contribution*. Cambridge University Press. Cambridge. 881. [in English].
31. Kaiser, E.-A., Eiland, F., Germon, J.C. et al. (1996). *What predicts nitrous oxide emissions and denitrification N-loss from European soils?* *Z Pflanzenernaehr Bodenkd.* 159, 541-547. [in English].
32. Kaiser, E.-A., Kohrs, K., Kücke, M. et al. (1998). *Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation*. *Soil Biol Bio-chem.* 30, 1553-1563. [in English].
33. Lokupitya, F., Paustian, K. (2006). *Agricultural soil greenhouse gas emissions: A review of national inventory methods*. *Article Literature Review (PDF Available) in Journal of Environmental Quality.* 35(4), 1413-1427. [in English]. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0157>
34. Mac Kenzie, A.F., Fan, M.X., Cadrin, F. (1998). *Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations and nitrogen fertilization*. *J Environ Qual.* 27, 698-703. [in English]. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700030029x>
35. McCree, K.J. (1970). *An equation for the rate of respiration of white clover plants growth under controlled condition*. In: *Prediction and measurement of photosynthetic productivity*. Wageningen: Pudoc. 221-229. [In English].
36. Mosier, A.R., Doran, J.W., Frenay, J.R. (2002). *Managing soil denitrification*. *Journal of Soil and Water Conservation.* 57, 505-512. [in English].
37. Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K. et al. (2016). *Greenhouse gas emissions from soils. A review*. *Geochemistry.* 76, 3, 327-352. [in English]. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002>
38. Parton W.J., Ojima D.S., Cole C.V. et al. (1994). *A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management*. In *Quantitative Modeling of Soil Forming Processes (Special Pub. Soil Science Society of America, Madison, W.* 147-167. [in English]. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub39.c9>
39. Parton, W.J., Hartman, M.D., Ojima, D.S., Schimel, D.S. (1998). *DAYCENT and its land surface submodel: description and testing*. *Glob Planet Change.* 19, 35-48. [in English].
40. Parton, W.J., Holland, E.A., Del Grosso, S.J. et al. (2001). *Generalized model for NO_x and N₂O emissions from soils*. *Journal of Geophysical research.* 106 (15), 17403-17420. [in English]. <http://hdl.handle.net/11858/00-001M-0000-000E-CE2B-9>
41. Poulton, P., Johnston, J., Macdonald, A. et al. (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. [in English]. <https://doi.org/10.1111/gcb.14066>
42. Robertson, G.P. (1989). *Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: potential control on nitrogen retention in mineral nutrient*. In: *Tropical Forest and Savanna Ecosystems (ed. Procter J.)*. Blackwell Scientific, Boston: 55-69. [in English].
43. Robertson, G.P. & Tiedje, J.M. (1988). *Denitrification in a lowland tropical rain forest*. *Nature.* 336, 756-759. [in English].
44. Roelandt, C., van Wesemael, B., and Rounsevell, M. (2015). *Estimating annual N₂O emissions from agricultural soils in temperate climates*. *Global Change Biol.* 11, 1701-1711. [in English]. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01025.x>
45. Sándor, R., Ehrhardt, F., Brilli, L. et al. (2018). *The use of biogeochemical models to evaluate mitigation of greenhouse gas emissions from managed grasslands*. *Science of The Total Environment.* 642, 292-306. [in English]. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01976249>
46. Smith, J., Gottschalk, P., Bellarby, J. (2010). *Model to Estimate Carbon in Organic Soils – Sequestration and Emissions (ECOSSE)*. Institute of Biological and Environmental Sciences. Aberdeen. Scotland. 73. [in English].
47. Smith, K.A., Mctaggart, I.P., Conen, F. (1988). *Emissions of N₂O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems.* 52, 123-130. [in English].
48. Stehfest, E. and Bouwman, L. (2006). *N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions*. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 74, 207-228. [in English]. <https://doi.org/10.1007/s10705-006-9000-7>
49. Stockmann, U., Adams, M.A., Crawford, J.W. et al. (2013). *The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 164, 80-99. [in English]. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
50. Syp, A., Faber, A., Kozyra, J. et al. (2011) *Modeling Impact of Climate Change and Management Practices on Greenhouse Gas Emissions from Arable Soils*. *Pol. J. Environ. Stud.* 20(6), 593-1602. [in English].
51. Vleeshouwers, L.M., Verhagen, A. (2002). *Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe*. *Global Change Biology.* 8, 519-530. [in English]. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00485.x>
52. Wei, R., Hao, M.D., Xue, X.H. et al. (2010). *Biogeosciences Nitrous oxide emission from highland winter wheat field after long-term fertilization*. *Biogeosciences.* 7, 3301-3310. [in English]. <https://doi.org/10.5194/bg-7-3301-2010>
53. Yadav, D., Wang, J. (2017). *Modelling carbon dioxide emissions from agricultural soils in Canada*. *Environ Pollut.* 230, 1040-1049. [in English]. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.066>
54. Yang, Q., Zhang, X., Abrahama, M. et al. (2017). *Enhancing the soil and water assessment tool model for simulating N₂O emissions of three agricultural systems*. *Ecosystem Health and Sustainability.* 3, 2, 1-12. [in English]. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1259>