

Antoni Faber¹, Zuzanna Jarosz²

Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach

Modelowanie emisji podtlenku azotu i amoniaku w skali regionalnej oraz w Polsce

Modeling of Emission of Nitrous Oxide and Ammonia on a Regional Scale and in Poland

Synopsis. Celem badań była weryfikacja przyjętych w krajowych inwentaryzacjach emisji gazów cieplarnianych współczynników emisji bezpośredniej N₂O i NH₃ oraz oszacowanie emisji bezpośredniej i pośredniej N₂O w systemach uprawy zwiększających sekwestrację węgla. Symulacje wykonywano przy użyciu modelu DNDC dla województw i Polski z użyciem dwudziestoletnich serii danych meteorologicznych. Stwierdzono, że symulowana emisja bezpośrednia podtlenku azotu dla Polski była zgodna z przyjętym współczynnikiem emisji. Symulowana emisja amoniaku była większa od przyjętego współczynnika emisji. Zastosowanie w symulacjach systemów uprawy zwiększających sekwestrację węgla organicznego, takich jak uprawa konserwująca oraz nawożenie obornikiem, zwiększało: wymycie i spływ powierzchniowy azotu oraz emisję bezpośrednią i pośrednią N₂O. Wzrost tych emisji powinien być skompensowany z naddatkiem przyrostem ilości sekwestrowanego węgla organicznego w glebie, jeśli bilans emisji gazów cieplarnianych ma być ujemny.

Słowa kluczowe: azot, bilans, emisja, podtlenek azotu, amoniak

Abstract. The aim of the research was to verify the N₂O direct and NH₃ emission factors adopted in national inventories, and to estimate the direct and indirect N₂O emissions in cultivation systems increasing carbon sequestration. Simulations were performed using the DNDC model for NUTS2 and Poland with the use of twenty-year series of meteorological data. It was found that the simulated direct emission of nitrous oxide for Poland was in line with the adopted emission factor. The simulated ammonia emission was greater than the assumed emission factor. Use in simulations of cultivation systems increasing the sequestration of organic carbon, such as conservation system and conventional system with manure fertilization, increased: surface leaching and runoff of nitrogen as well as direct and indirect N₂O emission. The increase of these emissions must be compensated with an allowance increase in the amount of sequestered organic carbon in the soil if the greenhouse gas emissions balance is to be negative.

Key words: nitrogen, balance, emission, nitrous oxide, ammonia

JEL Classification: Q15, Q54

¹ prof. dr hab., IUNG-PIB, ul. Czarotoryskich 8, 24-100 Puławy, e-mail: faber@iung.pulawy.pl;
<https://orcid.org/0000-0002-3055-1968>

² dr, IUNG-PIB, ul. Czarotoryskich 8, 24-100 Puławy, e-mail: zjarosz@iung.pulawy.pl;
<https://orcid.org/0000-0002-3428-5804>

Wprowadzenie

Zachodzące zmiany klimatu mają charakter globalny i powodowane są przez czynniki naturalne oraz antropogeniczne. Według obecnego stanu wiedzy ocieplenie klimatu w ostatnich 50 latach należy przypisać głównie działalności człowieka związanej ze zwiększaniem emisji gazów cieplarnianych (IPCC, 2013). Dlatego globalne, wielostronne umowy międzynarodowe dążą do ograniczenia emisji gazów cieplarnianych takich jak: dwutlenek węgla (CO_2), metan (CH_4), podtlenek azotu (N_2O), sześćofluorek siarki (SF_6), fluorowęglowodory (HFCs) oraz perfluorowęglowce (PFCs) (UNFCCC, 1992; Dziennik Ustaw, 2005; Dziennik Urzędowy UE, 2016).

Rolnictwo, jako sektor non-ETS do roku 2020 nie miało wyznaczonych celów redukcji emisji gazów cieplarnianych, a jedynie zobowiązane było do raportowania wielkości powodowanych emisji CH_4 i N_2O . W uzgadnianej na lata 2021-2030 polityce klimatycznej UE sektory nie objęte handlem emisjami, w tym rolnictwo, mają ograniczyć emisję gazów cieplarnianych w UE o 30% w stosunku do 2005 r. (EC, 2016a). Wstępnie uzgodniono, że Polska powinna w tych sektorach ograniczyć emisję o 7% w stosunku do 2005 r. (EC, 2016a). Według propozycji emisje (CH_4 , N_2O) oraz pochłanianie gazów cieplarnianych (CO_2) z użytkowania gruntów, zmian użytkowania gruntów oraz leśnictwa (LULUCF) zostaną włączone do ramowej polityki klimatycznej UE do 2030 r. (EC, 2016b). Nakładać to będzie na kraje członkowskie obowiązek wykazywania, że emisje powodowane w LULUCF są kompensowane przez pochłanianie gazów cieplarnianych. Nie będzie to jednak obligować rolników do ograniczania emisji, a jedynie stanowić ma zachętę do stosowania praktyk rolniczych przyjaznych klimatowi. W praktyce przyszłe działania w LULUCF mają więc prowadzić do zwiększenia pochłaniania CO_2 przez zwiększenie sekwestracji węgla organicznego w glebach lub poprzez ograniczenie emisji GHG (United Nations..., 2018).

W krajowych inwentaryzacjach emisji gazów cieplarnianych i pochłaniania CO_2 wykorzystuje się metodyki szacunków emisji opracowane przez IPCC (IPCC, 2006a). Polegają one na stosowaniu w szacunkach empirycznych współczynników emisji przyjętych jako uniwersalne (poziom 1) lub dostosowane do warunków danego kraju (poziom 2). Na przykład wielkość bezpośredniej emisji N_2O z użytkowanych rolniczo gleb szacuje się mnożąc dawkę zastosowanego w nawożeniu azotu przez współczynnik emisji 1% (poziom 1) i otrzymuje się emisję $\text{N}_2\text{O-N}$. Współczynnik ten jest więc mocno zgeneralizowany, wiadomo bowiem, że w różnych warunkach może mieć on wartości leżące w przedziale 0,3-3,0%. Pewną poprawę dokładności szacunków może zapewnić dostosowanie współczynnika do warunków danego kraju (poziom 2) lub zastosowanie modeli (poziom 3), które, jak się przyjmuje, mogą dawać szacunki dokładniejsze (IPCC, 2006a, 2006b, 2006c).

Dane i metody

W badaniach wykorzystano model DNDC (wersja 9.2) (Giltrap i in., 2010) w kalibracji opracowanej w JRC EC dla Europy (Leip, 2007; Leip, 2008). Model ten ma bogate referencje i wykorzystywany był z powodzeniem w wielu miejscach na świecie do symulacji bilansów węgla, azotu i wody, emisji CH_4 i N_2O oraz sekwestracji węgla

organicznego w glebach pod uprawami rolniczymi (poziom pola). Przed zastosowaniem model był rekalkulowany w IUNG-PIB.

Symulacje wykonywano dla kategorii agronomicznych gleb ciężkich, średnich, lekkich oraz bardzo lekkich. Dla tych gleb ustalono metodą ekspercką, na podstawie struktury zasiewów, prawdopodobne zmianowania roślin w 16 województwach. Dawki azotu (N) pod każdą roślinę zmianowania oraz kategorię gleb ustalono dla plonów potencjalnie osiągniętych przy małym zapotrzebowaniu na N i stosowano w dwóch dawkach dzielonych w postaci saletry amonowej (Jadczyński i in., 2003). Symulacje wykonywano dla okresu dwudziestolecia z wykorzystaniem średnich dobowych danych meteorologicznych (temperatura minimalna, maksymalna, opad) udostępnionych przez JRC EC. Dane meteorologiczne były specyficzne dla każdego województwa. Symulacjami objęto trzy systemy uprawy: a) płuźnej z mineralnym nawożeniem N i zbiorem resztek poźniwnych, który był traktowany jako referencyjny dla dwóch kolejnych systemów zwiększających sekwestrację węgla, b) uproszczonej z mineralnym nawożeniem N oraz pozostawieniem resztek poźniwnych na polu oraz c) płuźnej z mineralnym nawożeniem N i obornikiem (170 kg N ha^{-1} raz w zmianowaniu roślin; stała wartość we wszystkich symulacjach) i zbiorem resztek poźniwnych. Badane systemy uprawy imitują: a) uprawę w gospodarstwach bezinwentarzowych zbierających resztki poźniwne b) uprawę w gospodarstwach bezinwentarzowych stosujących uprawę konserwującą z pozostawieniem na polu całej ilości resztek poźniwnych oraz c) uprawę w tradycyjnych gospodarstwach posiadających inwentarz i stosujących obornik. Ogółem wykonano 3840 rocznych symulacji ($20 \text{ lat} \times 4 \text{ kategorie gleb} \times 3 \text{ systemy uprawy} \times 16 \text{ województw}$). Symulowanymi charakterystykami były: dawka zastosowanego N w nawozach mineralnych i naturalnych ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), pobranie N wraz z plonem głównym i ubocznym ($\text{kg ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), wymycie N z nawożonych gleb ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), spływ powierzchniowy N ($\text{kg ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), emisja bezpośrednia N_2O ($\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), emisja pośrednia N_2O w stosunku do dawki (%), emisja amoniaku ($\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), emisja amoniaku w stosunku do dawki (%), emisja pośrednia N_2O ($\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$) oraz emisja bezpośrednia i pośrednia N_2O ($\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$).

Uzyskane z symulacji serie wyników, z dwudziestolecia dla kategorii gleb w województwach, zostały uśrednione do wartości średniorocznych (średnie arytmetyczne). Następnie dla systemów uprawy policzono średnie ważone charakterystyki symulowanych parametrów. Jako wagę przyjęto areale kategorii gleb w każdym województwie. Średnie ważone wartości parametrów w województwach miały rozkłady skośne. Z tego względu symulowane charakterystyki dla Polski przedstawiono jako mediany wartości uzyskanych w województwach, zaś rozrzut wyników wokół mediany jako medianowe odchylenie bezwzględne wyrażone w procentach od mediany. Dla każdego województwa i Polski policzono ponadto średnie ważone wartości analizowanych charakterystyk z systemów uprawy. Jako wagi przyjęto pożądane udziały systemów uprawy a) 10%, b) 40% oraz c) 50%.

Głównymi celami pracy była weryfikacja współczynników emisji N_2O i NH_3 oraz oszacowanie bezpośredniej i pośredniej emisji podtlenku azotu w systemach uprawy zwiększających sekwestrację węgla (b i c w stosunku do a). Dane na ten temat mają istotne znaczenie dla bilansów emisji gazów cieplarnianych, ponieważ N_2O wywołuje 298 razy większy efekt cieplarniany niż CO_2 . Z tego względu dla praktyki rolniczej istotnym jest przed zastosowaniem systemów zwiększających sekwestrację węgla poznanie ich wpływu na emisję N_2O oraz bilans emisji gazów cieplarnianych w systemach uprawy.

Wyniki badań

Podstawowym warunkiem ograniczenia strat N w uprawach rolnych, wymywania, spływu powierzchniowego, emisji gazowych, jest dostosowanie dawek N do potrzeb nawozowych roślin. W przeprowadzonych eksperymentach symulacyjnych oszacowane dawki N były największe w systemie uprawy (b), co wynikało z dodatkowych ilości N wprowadzonych ze słomą oraz dodatku tego składnika w ilości 6 kg N na każdą tonę słomy wprowadzonej do gleby (tab. 1). Dodatek ten jest konieczny dla lepszego mikrobiologicznego rozkładu słomy bez ograniczenia pobierania N przez rośliny wskutek jego uwstecznienia przez mikroorganizmy rozkładające słomę. Mniejsze dawki N stwierdzono dla systemu uprawy z obornikiem (c), a najmniejsze w systemie uprawy (a) (tab. 1). Wsymulowana dawka N dla Polski w systemie (a), w którym stosowano wyłącznie azot w nawozach mineralnych, wynosiła 96 kg N ha⁻¹ i była mniejsza od dawki N stosowanej obecnie na gruntach ornych (105 kg N ha⁻¹) według GUS (GUS, 2018a, b). Pamiętać jednak należy, że w Polsce około 39% gospodarstw w ogóle nie stosuje nawozów mineralnych (GUS, 2017), co oznacza, że rzeczywiste dawki N na gruntach ornych mogą być większe niż wynikałoby to z danych GUS. W UE27 średnia dawka stosowanego N wynosi 110 kg ha⁻¹, a krytyczne dawki tego składnika wynoszą; ze względu na ochronę wód dawka 92 kg ha⁻¹, natomiast ze względu na ochronę atmosfery 88 kg ha⁻¹ (de Vries i Kros, 2016). Dawki stosowane w badaniach własnych były więc większe od dawek krytycznych z punktu widzenia ochrony środowiska.

Tabela 1. Dawki zastosowanego azotu w nawozach naturalnych i mineralnych (kg N ha⁻¹ r⁻¹)

Table 1. Doses of nitrogen used in natural and mineral fertilizers (kg N ha⁻¹ r⁻¹)

Województwo	Systemy uprawy			Średnia ważona
	a	b	c	
Dolnośląskie	97	145	108	122
Kujawsko-pomorskie	97	152	144	142
Lubelskie	89	152	129	134
Lubuskie	102	165	130	141
Łódzkie	102	163	136	143
Małopolskie	88	140	119	124
Mazowieckie	98	160	132	140
Opolskie	83	139	123	125
Podkarpackie	63	144	124	126
Podlaskie	97	148	128	133
Pomorskie	96	151	127	134
Śląskie	91	156	124	133
Świętokrzyskie	96	147	129	133
Warmińsko-mazurskie	99	156	129	137
Wielkopolskie	103	149	139	140
Zachodniopomorskie	98	154	131	137
Polska	96	153	130	136

Źródło: opracowanie własne.

Pożądane pobranie N przez rośliny powinno wynosić, jak się uważa, co najmniej 80 kg N ha⁻¹ (EU Nitrogen Expert Panel, 2015). Tam, gdzie we wszystkich badanych systemach uprawy było ono mniejsze niż 80 kg N ha⁻¹ decydowały o tym małe pobrania N na glebach bardzo lekkich (tab. 2). Pozostawienie na polu resztek poźniwnych w wielu województwach powodowało obniżenie pobierania N (tab. 2), co oznacza, że mimo dodatkowego nawożenia N dostępność tego składnika dla roślin była obniżana wskutek rozkładu słomy. Nawożenie obornikiem z reguły nieznacznie zwiększało pobranie N w stosunku do systemów uprawy (a) i (b). W skali kraju pobrania N były większe od pożądanego i wahały się w granicach 93-101 kg ha⁻¹ (tab. 2).

Tabela 2. Pobranie azotu wraz z plonem głównym i ubocznym (kg N ha⁻¹ r⁻¹)Table 2. Nitrogen uptake along with main and side yield (kg N ha⁻¹ r⁻¹)

Województwo	System uprawy			Średnia ważona
	a	b	c	
Dolnośląskie	66	61	69	65
Kujawsko-pomorskie	96	73	99	88
Lubelskie	72	65	83	74
Lubuskie	110	101	112	108
Łódzkie	108	108	116	112
Małopolskie	52	49	63	57
Mazowieckie	106	106	111	108
Opolskie	69	62	76	70
Podkarpackie	75	71	98	85
Podlaskie	100	104	108	106
Pomorskie	101	73	104	91
Śląskie	58	81	92	84
Świętokrzyskie	95	95	104	100
Warmińsko-mazurskie	96	98	100	98
Wielkopolskie	113	107	120	114
Zachodniopomorskie	80	113	107	107
Polska	96	93	101	98

Źródło: opracowanie własne.

Azot nie pobrany przez rośliny w 80-100% podlega stratom poprzez wymycie i emisje gazowe (Billen i in., 2014). Na wielkości wymycia N znaczący wpływ miały wymycia z gleb bardzo lekkich (dane nie prezentowane). W systemach uprawy (b) i (c), w których podaż węgla organicznego była zwiększona i większe było nawożenie N wymycie azotu znacząco rosło. W skali kraju ten wzrost był około 2-krotny (tab. 3). Średnie wymycie i spływ powierzchniowy N w UE27 szacowany jest na 13,9 kg ha⁻¹, zaś krytyczne dla zanieczyszczenia wód wymycie wynosi 5,8 kg ha⁻¹, natomiast krytyczna ilość wymycia N dla zanieczyszczenia atmosfery wynosi 10,3 kg ha⁻¹ (de Vries i Kros, 2016). Stwierdzone w badaniach własnych wymycia w systemach uprawy (b) i (c) były znacznie większe od wielkości krytycznych. Oznacza to, że badane systemy mogą potencjalnie zwiększać ryzyko strat N na obszarach ochrony wód przed zanieczyszczeniem azotem.

Tabela 3. Wymycie azotu z nawożonych gleb (kg N ha⁻¹ r⁻¹)

Table 3. Leaching of nitrogen from fertilized soils (kg N ha⁻¹ r⁻¹)

Województwo	System uprawy			Średnia ważona
	a	b	c	
Dolnośląskie	32	66	63	61
Kujawsko-pomorskie	15	32	37	33
Lubelskie	27	57	56	53
Lubuskie	10	23	19	20
Łódzkie	8	19	15	16
Małopolskie	32	45	53	47
Mazowieckie	7	14	16	15
Opolskie	24	51	48	47
Podkarpackie	25	52	49	48
Podlaskie	15	24	20	21
Pomorskie	16	27	30	27
Śląskie	20	44	25	32
Świętokrzyskie	17	20	20	20
Warmińsko-mazurskie	17	31	27	27
Wielkopolskie	7	15	15	14
Zachodniopomorskie	11	34	20	25
Polska	15	31	28	28

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 4. Spływ powierzchniowy azotu (kg N ha⁻¹ r⁻¹)

Table 4. Surface runoff of nitrogen (kg N ha⁻¹ r⁻¹)

Województwo	System uprawy			Średnia ważona
	a	b	c	
Dolnośląskie	0,90	2,46	3,14	2,64
Kujawsko-pomorskie	0,67	1,42	1,72	1,49
Lubelskie	0,78	2,01	2,58	2,17
Lubuskie	0,42	1,48	1,25	1,26
Łódzkie	0,31	0,87	1,12	0,94
Małopolskie	0,32	1,68	2,37	1,89
Mazowieckie	0,24	0,88	0,94	0,85
Opolskie	0,65	1,66	2,24	1,85
Podkarpackie	0,28	0,88	1,30	1,03
Podlaskie	1,15	2,45	1,62	1,91
Pomorskie	0,43	1,03	2,66	1,78
Śląskie	0,55	1,44	0,94	1,10
Świętokrzyskie	0,42	1,07	1,03	0,99
Warmińsko-mazurskie	0,78	1,54	1,55	1,47
Wielkopolskie	0,34	1,35	1,26	1,20
Zachodniopomorskie	0,50	2,60	1,20	1,69
Polska	0,46	1,25	1,50	1,30

Źródło: opracowanie własne.

Spływ powierzchniowy N w systemach uprawy (b) i (c) wzrastał 2-3-krotnie w porównaniu z systemem uprawy (a) (tab. 4). Sumując wymycie i spływ powierzchniowy N otrzymano straty azotu do wód wynoszące dla (a), (b) i (c) odpowiednio: 15,5; 32,2 oraz 29,5 kg N ha⁻¹. Stanowiły one odpowiednio: 16, 21 i 23% zastosowanego N w nawozach. Straty te były mniejsze od domyślnego współczynnika, którego wartość wynosi 30% (IPCC, 2006c). Wartości uzyskane są bliższe wskaźnikowi stosowanemu w Norwegii, który ustalono na 22% stosowanej dawki N (Bechmann i in., 2012).

Emisje bezpośrednie N₂O były najmniejsze w systemie uprawy (a) i rosły wielokrotnie w systemach (b) i (c) (tab. 5). W skali kraju wzrosty emisji tego gazu w systemach sekwestrujących węgiel, w stosunku do (a), były odpowiednio 4,0 i 2,6-krotne. Oszacowane emisje mieściły się w przedziałach od <1 do 3 kg N₂O-N ha⁻¹ r⁻¹ uzyskanych według innych symulacji (Lesschen i in., 2011).

Tabela 5. Emisja bezpośrednia podtlenku azotu (kg N₂O-N ha⁻¹ r⁻¹)

Table 5. Direct emission of nitrous oxide (kg N₂O-N ha⁻¹ r⁻¹)

Województwo	System uprawy			Średnia ważona
	a	b	c	
Dolnośląskie	0,94	3,19	2,66	2,70
Kujawsko-pomorskie	0,43	1,80	1,76	1,64
Lubelskie	0,56	2,58	2,06	2,12
Lubuskie	0,39	1,89	1,14	1,37
Łódzkie	0,35	1,63	0,88	1,13
Małopolskie	0,61	2,25	1,80	1,86
Mazowieckie	0,24	1,10	0,80	0,86
Opolskie	0,54	2,29	1,68	1,81
Podkarpackie	0,43	1,69	1,34	1,39
Podlaskie	0,77	2,13	1,25	1,55
Pomorskie	0,35	1,29	0,95	1,02
Śląskie	0,61	2,02	1,05	1,39
Świętokrzyskie	0,48	1,44	1,11	1,18
Warmińsko-mazurskie	0,49	1,55	1,03	1,19
Wielkopolskie	0,35	1,54	1,19	1,25
Zachodniopomorskie	0,39	2,17	1,00	1,40
Polska	0,46	1,85	1,22	1,40

Źródło: opracowanie własne.

Emisje N₂O wyrażone w % dawki pozwalają odnieść uzyskane wyniki do domyślnego współczynnika emisji, który według IPCC (2006c) wynosi 1% zastosowanej dawki N w nawozach (tab. 6). W systemie (a) emisje były mniejsze niż 1% i rosły w systemach (b) i (c). W Polsce jednak średni ważony współczynnik emisji dla trzech badanych systemów uprawy był bliski wartości podanej przez IPCC i wynosił 1,03% zastosowanej dawki N.

Tabela 6. Emisja bezpośrednia podtlenku azotu w stosunku do dawki (%)

Table 6. Direct emission of nitrous oxide in relation to the dose (%)

Województwo	System uprawy			Średnia ważona
	a	b	c	
Dolnośląskie	0,96	3,29	2,74	2,78
Kujawsko-pomorskie	0,44	1,18	1,23	1,13
Lubelskie	0,63	1,70	1,60	1,55
Lubuskie	0,38	1,15	0,88	0,94
Łódzkie	0,35	1,00	0,64	0,76
Małopolskie	0,69	1,61	1,51	1,47
Mazowieckie	0,25	0,68	0,61	0,60
Opolskie	0,65	1,65	1,37	1,41
Podkarpackie	0,69	1,17	1,08	1,08
Podlaskie	0,79	1,44	0,98	1,14
Pomorskie	0,36	0,85	0,75	0,75
Śląskie	0,68	1,30	0,84	1,01
Świętokrzyskie	0,50	0,98	0,87	0,87
Warmińsko-mazurskie	0,49	1,00	0,80	0,85
Wielkopolskie	0,34	1,03	0,86	0,87
Zachodniopomorskie	0,39	1,41	0,76	0,98
Polska	0,48	1,21	0,94	1,03

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 7. Emisja amoniaku ($\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$)

Table 7. Ammonia emission ($\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$)

Województwo	System uprawy			Średnia ważona
	a	b	c	
Dolnośląskie	0,88	1,16	3,37	2,24
Kujawsko-pomorskie	2,66	3,23	4,83	3,97
Lubelskie	1,39	1,57	3,70	2,61
Lubuskie	3,08	3,20	4,69	3,93
Łódzkie	3,40	3,28	5,05	4,18
Małopolskie	1,23	1,30	3,52	2,40
Mazowieckie	3,20	3,24	4,53	3,88
Opolskie	1,51	2,04	3,81	2,87
Podkarpackie	1,66	1,69	4,26	2,97
Podlaskie	2,80	3,85	4,39	4,02
Pomorskie	2,78	2,88	4,42	3,64
Śląskie	2,28	2,57	3,53	3,02
Świętokrzyskie	2,45	2,23	4,18	3,23
Warmińsko-mazurskie	2,34	2,17	3,58	2,89
Wielkopolskie	2,96	3,30	4,39	3,81
Zachodniopomorskie	2,66	2,25	3,94	3,14
Polska	2,53	2,60	4,21	3,40

Źródło: opracowanie własne.

Amoniak nie jest gazem cieplarnianym, jednakże 1% jego ilości, wyrażonej w N, ulega przekształceniu w N₂O (IPCC, 2006c). Stwierdzone w eksperymencie symulacyjnym emisje NH₃ można pod względem wielkości przedstawić jako szereg rosnący (a)<(b)<(c) (tab. 8). Nawożenie obornikiem w sposób znaczący zwiększało emisje amoniaku w Polsce. Według innych danych całkowite emisje NH₃-N na przeważającym obszarze Polski mieszczą się w granicach 1 – 10 kg ha⁻¹ r⁻¹ (Bieńkowski J., 2010; Leip i in., 2011).

Tabela 8. Emisja amoniaku w stosunku do dawki (%)
Table 8. Ammonia emission in relation to the dose (%)

Województwo	System uprawy			Średnia ważona
	a	b	c	
Dolnośląskie	0,90	0,80	3,11	1,97
Kujawsko-pomorskie	2,74	2,12	3,36	2,80
Lubelskie	1,57	1,03	2,88	2,01
Lubuskie	3,01	1,94	3,60	2,88
Łódzkie	3,35	2,01	3,71	3,00
Małopolskie	1,39	0,93	2,95	1,98
Mazowieckie	3,28	2,02	3,45	2,86
Opolskie	1,82	1,47	3,09	2,32
Podkarpackie	2,64	1,17	3,44	2,45
Podlaskie	2,88	2,60	3,43	3,05
Pomorskie	2,91	1,91	3,47	2,79
Śląskie	2,52	1,65	2,85	2,34
Świętokrzyskie	2,56	1,52	3,25	2,49
Warmińsko-mazurskie	2,35	1,39	2,78	2,18
Wielkopolskie	2,88	2,21	3,15	2,75
Zachodniopomorskie	2,71	1,46	3,01	2,36
Polska	2,63	1,71	3,24	2,50

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 9. Emisja pośrednia podtlenku azotu (kg N₂O-N ha⁻¹ r⁻¹)
Table 9. Indirect emission of nitrous oxide (kg N₂O-N ha⁻¹ r⁻¹)

Województwo	System uprawy			Średnia ważona
	a	b	c	
Dolnośląskie	0,26	0,52	0,53	0,50
Kujawsko-pomorskie	0,14	0,28	0,34	0,29
Lubelskie	0,22	0,46	0,47	0,44
Lubuskie	0,11	0,21	0,20	0,20
Łódzkie	0,10	0,18	0,17	0,17
Małopolskie	0,21	0,48	0,49	0,46
Mazowieckie	0,09	0,15	0,17	0,16
Opolskie	0,20	0,41	0,42	0,39
Podkarpackie	0,19	0,39	0,38	0,37
Podlaskie	0,15	0,24	0,21	0,21
Pomorskie	0,15	0,24	0,29	0,25
Śląskie	0,18	0,37	0,23	0,28
Świętokrzyskie	0,15	0,25	0,24	0,24
Warmińsko-mazurskie	0,13	0,25	0,22	0,22
Wielkopolskie	0,09	0,15	0,17	0,15
Zachodniopomorskie	0,11	0,30	0,20	0,23
Polska	0,14	0,26	0,26	0,25

Źródło: opracowanie własne.

Emisje NH_3 w procentach dawki (tab. 8) były w systemie (a) większe od współczynnika emisji dla saletry amonowej, który wynosi 1,6% zastosowanej dawki N (EMEP/EEA, 2016). Pozostawienie na polu resztek poźniwnych generalnie w niewielkim stopniu wpływało na emisję NH_3 , a nawożenie obornikiem zwiększało jego emisję (tab. 8).

Emisje pośrednie N_2O szacuje się stosując współczynnik emisji 1% dla $\text{NH}_3\text{-N}$ oraz 0,75% dla wymywanego N (wymycie i spływ powierzchniowy). Można je przedstawić jako szereg rosnący dla systemów uprawy: (a)<(b)=(c) (tab. 9). W kraju wahały się one w granicach 0,14-0,26 $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$, co stanowiło 14-30% emisji bezpośredniej tego gazu.

Tabela 10. Medianowe odchylenia bezwzględne (MAD) w stosunku do median zmiennych charakteryzujących gospodarkę azotem w systemach uprawy w Polsce (%)

Table 10. Median absolute deviations (MAD) in relation to median of variables characterizing the nitrogen economy in cultivation systems in Poland (%)

Zmienna	Uprawa		
	a	b	c
Emisja N_2O	76	69	69
Emisja NH_3	74	54	80

Źródło: opracowanie własne.

Miarą zmienności przedstawionych oszacowań dla emisji N_2O i NH_3 dla Polski mogą być medianowe odchylenia bezwzględne (tab. 10). Wahają się one w granicach 54-80%. Niepewność współczynnika emisji według IPCC (2006c) wynosi dla N_2O 0,3-3,0% (wartość domyślna 1%), co odpowiada zmienności N_2O od -30 do 300%. Na wielkość emisji N_2O oraz niepewności ich pomiarów i szacunków mogą mieć wpływ czynniki środowiskowe (klimat, właściwości gleb) oraz stosowane praktyki rolnicze (dawki N, rodzaje nawozów, gatunki roślin) (Bouwman i in., 2002). Niepewność współczynnika dla amoniaku wynosi $\pm 50\%$ (EMEP/EEA, 2016). Porównanie podanych wartości wskazuje, że zmienności symulowanych wartości badanych zmiennych leżą dla N_2O bliżej minimalnych przedziałów wartości IPCC, zaś dla NH_3 są nieco większe niż niepewności według EMEP/EEA (2016).

Podsumowanie

Przedmiotem badań była weryfikacja przyjętych w krajowych inwentaryzacjach emisji gazów cieplarnianych współczynników emisji bezpośredniej N_2O i NH_3 oraz oszacowanie emisji bezpośredniej i pośredniej N_2O w systemach uprawy sprzyjających sekwestracji węgla.

Stwierdzono, że średnia ważona symulowana emisja bezpośrednia N_2O dla Polski wynosiła 1,03% zastosowanej dawki N i była bardzo bliska współczynnikowi emisji zalecanemu przez IPCC (1%). Symulowana emisja amoniaku dla Polski wynosiła 2,5% zastosowanej dawki N w saletrze amonowej i była 1,5-krotnie większa od współczynnika emisji dla saletry amonowej według EMEP/EEA (1,6%). Zastosowanie modelowania (metoda poziomu 3) nie prowadziło do obniżenia szacunków emisji, choć zmienność szacunków emisji była umiarkowana.

Zastosowanie w symulacjach systemów uprawy zwiększających sekwestrację węgla organicznego, takich jak uprawa konserwująca oraz nawożenie obornikiem, zwiększało wymyście i spływ powierzchniowy N oraz emisję bezpośrednią i pośrednią N₂O. Wzrost tych emisji powinien być kompensowany z naddatkiem przyrostem ilości sekwestrowanego węgla organicznego w glebie, jeśli bilans emisji gazów cieplarnianych ma być ujemny.

Literatura

- Bechmann, M., Greipsland, I., Riley, H., Eggestad, H.O. (2012). Nitrogen losses from agricultural areas. A fraction of applied fertilizer and manure (FracLEACH). *Bioforsk*. Pobrane 29 marca 2018 z: <http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/99316/Rapport120901FracLEACH.pdf>.
- Bieñkowski, J. (2010). Regionalne zróżnicowanie emisji amoniaku w polskim rolnictwie w latach 2005-2007 (Regional differentiation of ammonia emission in Polish agriculture in the years 2005-2007). *Fragmenta Agronomica* 27(1), 21-31.
- Billen, G., Lassaletta, L., Garnier, J. (2014). Some conceptual and methodological aspects of NUE of agro-food systems. The note at the attention of the EU N-expert panel. Winsor, Sept. 15-16, 2014 (manuscript).
- Bouwmann, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H. (2002). Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (4), 1080.
- DNDC. Global DNDC Network. Pobrane 29 marca 2018 z: <http://www.globaldnnc.net/information/publications-i-3.html>.
- Dziennik Ustaw (2005). Protokół z Kioto do ramowej konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu (Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change). Dz.U.05.203.1684. Pobrane 29 marca 2018 z: https://www.mos.gov.pl/fileadmin/user_upload/srodowisko/Protokol_z_Kioto_do_Ramowej_Konwencji_Narodow_Zjednoczonych_w_sprawie_zmian_klimatu.pdf.
- Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej (2016). Umowy Międzynarodowe. DECYZJA RADY (UE) 2016/1841 z dnia 5 października 2016 r. w sprawie zawarcia, w imieniu Unii Europejskiej, porozumienia paryskiego przyjętego na mocy Ramowej konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu (COUNCIL DECISION (EU) 2016/1841 of 5 October 2016 on the conclusion, on behalf of the European Union, of the Paris Agreement adopted under the United Nations Framework Convention on Climate Change). 19.10.2016, L 282/1. Pobrane 29 marca 2018 z: <https://eur-lex.europa.eu/legalcontent/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016D1841&from=PL>.
- EMEP/EEA: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook (2016). European Environment Agency, Copenhagen.
- European Commission (2016a). Proposal for an Effort Sharing Regulation 2021-2030. Pobrane 29 marca 2018 z: https://ec.europa.eu/clima/policies/effort/proposal_en.
- European Commission (2016b). Land use and forestry proposal for 2021-2030. Pobrane 29 marca 2018 z: https://ec.europa.eu/clima/lulucf_en.
- EU Nitrogen Expert Panel (2015). Nitrogen Use Efficiency (NUE) - an indicator for the utilization of nitrogen in agriculture and food systems. Wageningen University, Alterra, PO Box 47, NL-6700 Wageningen, Netherlands.
- Giltrap, D.L., Li, C., Saggari, S. (2010). DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136, 292-300.
- GUS (2018a). Środki produkcji w rolnictwie w roku 2016/2017 (Means of production in agriculture in the 2016/2017 farming year). Warszawa.
- GUS (2018b). Użytkowanie gruntów i powierzchnia zasiewów w 2017 roku (Land use and sown area in 2017). Warszawa.
- GUS (2017). Charakterystyka gospodarstw rolnych w 2016 (Characteristics of agricultural holdings in 2016). Warszawa.
- IPCC (2013). Zmiana klimatu 2013. Fizyczne podstawy naukowe. Podsumowanie dla decydentów (Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Summary for decision-makers). WMO, UNEP. Pobrane 29 marca 2018 z: <https://www.ipcc.ch/pdf/reports-nonUN-translations/polish/ar5-wg1-spm.pdf>.
- IPCC (2006a). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 5: Cropland. Pobrane 29 marca 2018 z: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_05_Ch5_Cropland.pdf.

- IPCC (2006b). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 2: Generic Methodologies Applicable to Multiple Land-Use Categories. Pobrane 29 marca 2018 z: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_02_Ch2_Generic.pdf.
- IPCC (2006c) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. Pobrane 29 marca 2018 z: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf.
- Jadczyzyn, T., Kowalczyk, J., Sroczynski, W. (2003). Zalecenia nawozowe dla gospodarstw korzystających z wyników badań zasobności gleb (Recommendations fertilizer for farms benefiting from the results of surveys of the soil). PWRiL.
- Leip, A., Marchi, G., Koehler, R., Kempen, M., Britz, W., Li, C. (2007). Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen losses from cropland soil in Europe. *Biogeosciences Discussions*, 4, 2215–2278.
- Leip, A., Marchi, G., Koehler, R., Kempen, M., Britz, W., Li, C. (2008). Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe. *Biogeoscience*, 5, 73-94.
- Leip, A., Achermann, B., Billen, G., Bleeker, A., Bouwman, A.F., de Vries, W., Dragosits, U., Döring, U., Fernald, D., Geupel, M., Heldstab, J., Johnes, P., Le Gall, A.C., Monni, S., Nevečeřal, R., Orlandini, L., Prud'homme, M., Reuter, H.I., Simpson, D., Seufert, G., Spranger, T., Sutton, M.A., van Aardenne, J., Voß, M., Winiwarter, W. (2011). Integrating nitrogen fluxes at the European scale. Chapter 16. W: Sutton et al. The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge University Press, 345-376.
- Lesschen, J.P., Velthof, G.L., de Vries, W., Kros, J. (2011). Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. *Environmental Pollution*, 159, 3215-3222.
- UNFCCC, (1992). Ramowa Konwencja Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu. Pobrane 29 marca 2018 z: https://www.mos.gov.pl/fileadmin/user_upload/srodowisko/Ramowa_Konwencja_Narodow_Zjednoczonych_w_sprawie_zmian_klimatu.pdf.
- United Nation Climate Change. Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF). (2018). Pobrane 29 marca 2018 z: http://unfccc.int/land_use_and_climate_change/lulucf/items/1084.php.
- de Vries, W., Kros, J. (2016). Proceedings of the 2016. Assessment of current and critical nitrogen inputs on European agricultural Soils. International Nitrogen Initiative Conference, "Solutions to improve nitrogen use efficiency for the world", 4 – 8 December 2016, Melbourne, Australia.

Do cytowania / For citation:

- Faber A., Jarosz Z. (2018). Modelowanie emisji podtlenku azotu i amoniaku w skali regionalnej oraz w Polsce. *Problemy Rolnictwa Światowego*, 18(2), 70–81; DOI: 10.22630/PRS.2018.18.2.35
- Faber A., Jarosz Z. (2018). Modeling of Emission of Nitrous Oxide and Ammonia on a Regional Scale and in Poland (in Polish). *Problems of World Agriculture*, 18(2), 70–81; DOI: 10.22630/PRS.2018.18.2.35