

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz

*Institut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

WPLYW SYSTEMU UPRAWY ROLI NA WIELKOŚĆ EMISJI AMONIAKU*

Słowa kluczowe: amoniak, emisja, rola, system uprawy

Wstęp

W gospodarstwach rolnych nieposiadających inwentarza żywego jednym ze sposobów zwiększenia reprodukcji substancji organicznej w glebie jest wnoszenie do niej słomy (11, 12). Zabieg ten połączony z zastąpieniem orki płużnej uprawą uproszczoną (płytkie wżruszenie gleby, bez odwracania skiby) lub bezorkową (siew bezpośredni) przyczynia się do zwiększenia sekwestracji węgla organicznego w glebie i ogranicza uwalnianie CO₂ do atmosfery (9, 10). Poprawia to nie tylko żyzność gleby, ale jest również dość skutecznym sposobem mitygacji zmian klimatu spowodowanych przez rolnictwo (4, 15).

Wnoszenie do gleby dodatkowych ilości węgla zmienia w pewnym zakresie stosunek węgla do azotu, co ma wpływ na przemiany w niej obu tych składników (5). W efekcie może to zmieniać nie tylko przyswajalność azotu dla roślin, ale również jego straty, które zachodzą przez wymywanie azotanów oraz emisje gazowe do atmosfery podtlenku azotu i amoniaku (1).

Emisje amoniaku (NH₃) mają negatywny wpływ na zdrowie ludzi i zwierząt oraz na środowisko, powodując jego eutrofizację i zakwaszenie (6). W części mogą być one przekształcane w podtlenek azotu, który przyczynia się do nasilenia zmian klimatu (8). Rolnictwo, które jest głównym emitentem NH₃, zobowiązane jest do podejmowania działań zmniejszających jego straty gazowe (2). Istniejące w tym zakresie możliwości zostały opisane między innymi w kodeksie doradczym dobrych praktyk ograniczających emisje amoniaku (13).

Wielkości emisji amoniaku zależą głównie od dawek stosowanych nawozów mineralnych, naturalnych i organicznych oraz form tych nawozów. Szacuje się je,

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.6 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

stosując empiryczne wskaźniki emisji specyficzne dla form nawozów (7). Dostępne są one dla mineralnych nawozów azotowych ogółem, form tych nawozów, obornika, osadów ściekowych oraz odpadów organicznych. Brak dotąd oficjalnie przyjętych wskaźników emisji dla resztek poźniwnych i słomy, choć wiadomo, że rozkład zawartych w nich białek prowadzi do emisji NH_3 . Wynika to z ograniczonej liczby pomiarów emisji prowadzonych przez cały okres wegetacji w różnych środowiskach. W literaturze informacje na temat wpływu na emisje NH_3 uprawy roli i dodatku do gleb słomy są skąpe. Emisje tego gazu rosły wraz z dawką mocznika i dodatku słomy w uprawie ryżu (18). Malały wraz ze wzrostem uwilgotnienia gleby i dodatkiem słomy kukurydzianej, natomiast rosły przy przesuszeniu gleby (16). Pozostawienie na polu resztek poźniwnych zwiększało straty gazowe amoniaku (3). Ich wielkość zależała od zawartości azotu, wilgotności i stosunku węgla do azotu w słomie, temperatury, stężenia NH_3 w powietrzu oraz prędkości wiatru. Straty gazowe NH_3 rosły w uprawie bezorkowej, z pozostawieniem na polu słomy, w stosunku do uprawy płuźnej (14). Obie uprawy nawożone były mocznikiem, który charakteryzuje się dużymi stratami amoniaku, stosowanym na powierzchnię pola (7). W systemie uprawy uproszczonej z pozostawieniem słomy na polu emisja NH_3 malała o $0,46 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (17). Wielkości emisji tego gazu zależały od zawartości amoniaku w glebie, jej wilgotności i temperatury.

Celem pracy było oszacowanie emisji amoniaku w województwach dla zmianowania roślin, w którym stosowano uprawę płuźną ze zbiorem słomy oraz uprawę płuźną, uproszczoną i bezorkową z pozostawieniem na polu całej ilości słomy. Ze względu na brak współczynników emisji dla słomy do jej szacowania wykorzystano mechanistyczny model DNDC (*DeNitrification-DeComposition*).

Material i metodyka badań

W badaniach wykorzystano model DNDC, który został skalibrowany dla warunków Europy i poddany rekaliibracji w IUNG-PIB. Model wymaga wprowadzenia takich danych wejściowych, jak: minimalna i maksymalna temperatura, suma opadów, szerokość geograficzna, zawartość azotu w opadach, stężenie NH_3 w powietrzu, tempo wzrostu zawartości CO_2 w powietrzu, zawartość łu koloidalnego w glebie, ciężar objętościowy i pH gleby, zawartość węgla organicznego, NO_3 i NH_4 w powierzchniowej warstwie gleby, uprawiane rośliny w zmianowaniu, terminy ich siewu i zbioru, ilości słomy pozostającej na polu, uprawy roli i daty ich wykonania, rodzaj nawozu azotowego oraz jego dawki i terminy zastosowania.

Symulacje wykonano dla 136 kwadratów o wymiarach $50 \times 50 \text{ km}$, które pokrywały całe terytorium Polski. Wykorzystano w nich dzienne dane meteorologiczne z okresu 20 lat, które pozyskano z JRC EC. Symulacje wykonano dla typu gleb ilastych żyznych według klasyfikacji WRB. Wymagane przez model charakterystyki gleb pochodziły z baz danych IUNG-PIB. Symulacje wykonano dla zmianowania roślin: rzepak ozimy – pszenica ozima – pszenica ozima – pszenżyto ozime. W badaniach

uwzględniono cztery warianty uprawy roli: pluzną ze zbiorem słomy (U1), pluzną z przyoraniem całej słomy (U2), uproszczoną (bez odwracania skiby) z pozostawieniem słomy (U3) oraz bezorkową (siew bezpośredni) (U4) z pozostawieniem na polu całej ilości słomy. Uprawiane rośliny nawożono azotem w postaci saletry amonowej w dawkach: rzepak – 180; pszenica – 100; pszenica – 120, pszenżyto – 100 kg N·ha⁻¹. Dawki nawozów dzielono na przedsiwne i pogłówne w proporcji 60/40%. Dodatkowo na słomę pozostawianą na polu stosowano 30 kg N·ha⁻¹ w uprawach U2–U4 w celu przyspieszenia jej mineralizacji. W polu rzepaku, w którym występują znaczne ilości azotu następczego, nie stosowano dodatkowego nawożenia tym składnikiem na rozkład słomy. Średnia ilość azotu wniesiona do gleby wraz ze słomą w każdym polu zmianowania wynosiła 40 kg N·ha⁻¹.

Uzyskane z symulacji wielkości emisji NH₃ przedstawiono jako mediany policzone dla województw i dla kraju. Wyrażono je w kg NH₃-N·ha⁻¹ lub w kg NH₃·ha⁻¹ (NH₃-N·ha⁻¹ * 1,21589 = kg NH₃·ha⁻¹). Obliczenia statystyczne wykonano w programach Excel i Stagraphics.

Wyniki badań

Emisje NH₃ w polu rzepaku ozimego były zróżnicowane w poszczególnych województwach i uprawach (tab. 1).

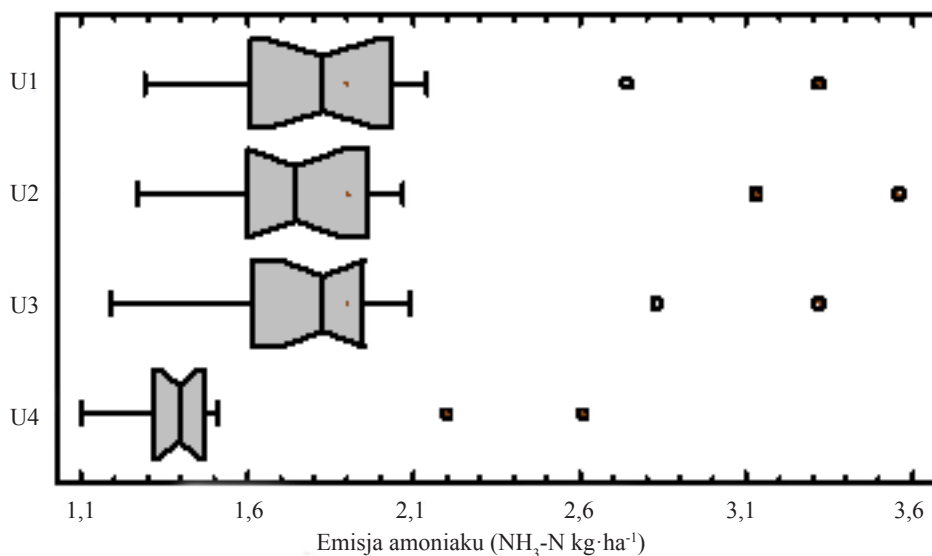
Tabela 1
Mediany emisji amoniaku w polu rzepaku ozimego w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami poźniwymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Emisja amoniaku (NH ₃ -N kg ha ⁻¹)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	2,06	2,07	1,91	1,46
Kujawsko-pomorskie	35	3,32	3,56	3,32	2,61
Lubelskie	45	1,87	1,89	1,95	1,45
Lubuskie	25	1,29	1,34	1,19	1,17
Łódzkie	35	1,41	1,39	1,47	1,13
Małopolskie	35	1,73	1,61	1,76	1,34
Mazowieckie	75	1,53	1,59	1,65	1,29
Opolskie	15	1,71	1,72	1,75	1,35
Podkarpackie	40	1,85	1,76	1,83	1,37
Podlaskie	45	1,33	1,27	1,40	1,10
Pomorskie	45	2,14	2,01	2,09	1,48
Śląskie	35	1,80	1,65	1,58	1,40
Świętokrzyskie	20	1,69	1,73	1,82	1,39
Warmińsko-mazurskie	70	1,86	1,81	1,88	1,42
Wielkopolskie	55	2,74	3,13	2,83	2,20
Zachodniopomorskie	55	2,01	1,92	1,94	1,51

U1 – uprawa pluzna ze zbiorem słomy, U2 – uprawa pluzna z przyoraniem całej słomy, U3 – uprawa uproszczona (bez odwracania skiby) z pozostawieniem całej słomy, U4 – uprawa bezorkowa (siew bezpośredni) z pozostawieniem całej słomy

Źródło: opracowanie własne

Wśród województw największe emisje NH_3 odnotowano w kujawsko-pomorskim, zaś najmniejsze w lubuskim i podlaskim. W przypadku upraw roli, ich wielkości zawierały się w przedziałach: płużnej ze zbiorem słomy – 1,29–3,32; płużnej z przoraniem słomy – 1,27–3,56; uproszczonej z pozostawieniem na polu słomy – 1,19–3,32 oraz bezorkowej z pozostawieniem słomy 1,10–2,61 $\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Wykonane testy wykazały, że mediany emisji dla kraju nie różniły się istotnie dla upraw U1 (1,82), U2 (1,74) i U3 (1,82 $\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$) (rys. 1). Natomiast mediana emisji w uprawie bezorkowej z pozostawieniem całej ilości słomy na polu (U4) wynosiła 1,40 $\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$ i jej zmienność była wyraźnie mniejsza od pozostałych, co może wskazywać, że słoma pozostawiona na powierzchni pola w uprawie bezpłużnej silnie wiązała (uwsteczniała) azot, ograniczając jego straty gazowe.



Rys. 1. Mediany i zmienność szacunków emisji amoniaku w polu rzepaku

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W polu pszenicy ozimej uprawianej po rzepaku ozimym emisje NH_3 wyraźnie wzrosły w porównaniu z polem rzepaku (tab. 2). W województwach największe ich wartości odnotowano w kujawsko-pomorskim, zaś najmniejsze w lubuskim. W badanych uprawach roli wielkości emisji wahały się w zakresach wynoszących: płużnej ze zbiorem słomy – 1,98–4,61; płużnej z przyoraniem słomy – 2,23–5,60; uproszczonej z pozostawieniem na polu słomy – 1,92–5,08 oraz bezorkowej z pozostawieniem słomy – 2,25–4,26 $\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Przeprowadzone testy statystyczne wykazały, że mediany emisji dla kraju, wynoszące odpowiednio: 3,26; 3,44; 3,28; 2,88 $\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$, nie różniły się statystycznie istotnie. Przesądziła o tym stosunkowo duża zmienność szacunków emisji (rys. 2).

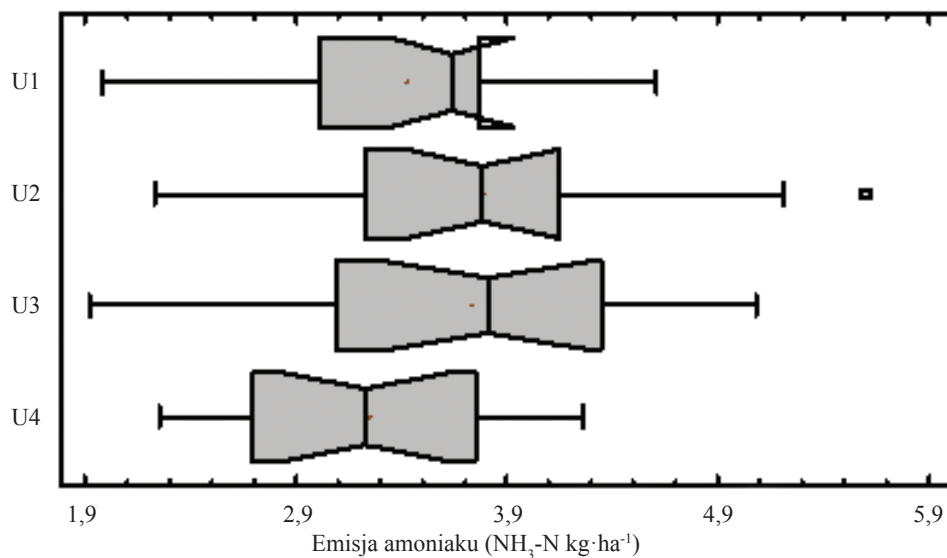
Tabela 2

Mediany emisji amoniaku w polu pszenicy ozimej uprawianej po rzepaku ozimym w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami pożywnymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Emisja amoniaku ($\text{NH}_3\text{-N kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	3,68	3,82	2,92	3,02
Kujawsko-pomorskie	35	4,61	5,60	5,08	4,26
Lubelskie	45	3,65	4,19	3,98	3,51
Lubuskie	25	1,98	2,23	1,92	2,42
Łódzkie	35	2,54	2,87	2,60	2,25
Małopolskie	35	3,99	4,38	4,45	3,85
Mazowieckie	75	2,90	3,27	3,31	2,73
Opolskie	15	3,11	3,18	3,26	2,66
Podkarpackie	40	3,71	3,97	4,66	4,18
Podlaskie	45	2,41	2,65	2,87	2,47
Pomorskie	45	3,63	3,68	3,69	3,27
Śląskie	35	3,77	4,09	4,09	3,68
Świętokrzyskie	20	3,42	3,61	3,68	3,10
Warmińsko-mazurskie	70	3,58	4,11	4,25	3,58
Wielkopolskie	55	4,09	5,21	5,05	3,82
Zachodniopomorskie	55	3,77	3,75	3,93	3,19

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne



Rys. 2. Mediany i zmienność szacunków emisji amoniaku w polu pszenicy ozimej uprawianej po rzepaku ozimym

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W polu pszenicy ozimej uprawianej po pszenicy ozimej emisje NH_3 były nieco mniejsze w stosunku do przedplonu (tab. 3).

Tabela 3

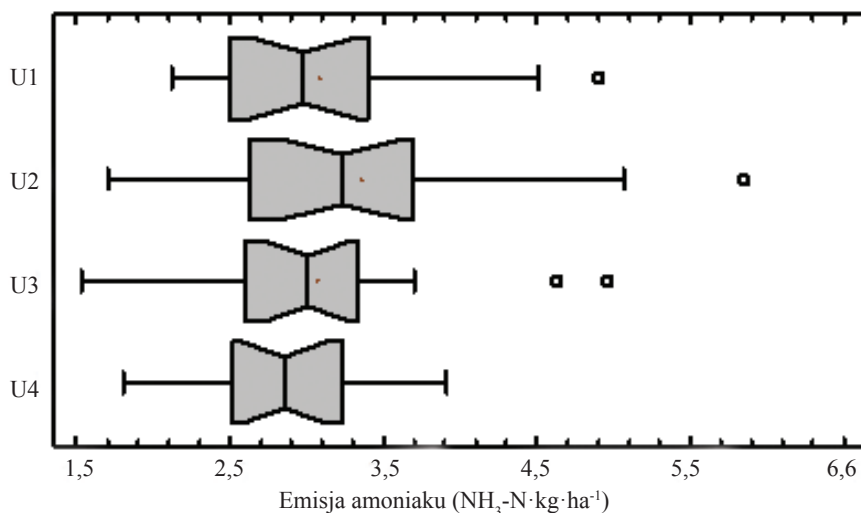
Mediany emisji amoniaku w polu pszenicy ozimej uprawianej po pszenicy ozimej w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami poźniwymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Emisja amoniaku ($\text{NH}_3\text{-N}$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	2,48	2,20	2,04	2,07
Kujawsko-pomorskie	35	4,90	5,85	4,96	3,91
Lubelskie	45	2,74	3,22	2,94	2,77
Lubuskie	25	2,32	1,70	1,53	1,80
Łódzkie	35	2,45	2,28	2,08	2,09
Małopolskie	35	3,04	2,85	2,98	3,16
Mazowieckie	75	2,71	3,06	2,76	2,58
Opolskie	15	3,30	3,21	3,04	2,93
Podkarpackie	40	3,04	3,24	3,26	3,00
Podlaskie	45	2,12	2,42	2,44	2,46
Pomorskie	45	3,50	3,69	3,31	3,20
Śląskie	35	2,92	3,33	3,03	2,68
Świętokrzyskie	20	3,05	3,66	2,97	2,72
Warmińsko-mazurskie	70	2,50	4,17	3,70	3,49
Wielkopolskie	55	4,51	5,07	4,63	3,63
Zachodniopomorskie	55	3,82	3,70	3,36	3,27

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W województwach największe emisje amoniaku odnotowano w kujawsko-pomorskim, zaś najmniejsze w lubuskim. W badanych uprawach roli wielkości emisji wahały się w zakresach wynoszących: płużnej ze zbiorem słomy – 2,12–4,90; płużnej z przoraniem słomy – 1,7–5,85; uproszczonej z pozostawieniem na polu słomy – 1,53–4,96 oraz bezorkowej z pozostawieniem słomy – 1,8–3,91 $\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Testy statystyczne wykazały, że mediany emisji dla kraju, wynoszące odpowiednio: 2,98; 3,23; 3,01; 2,85 $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$, nie różniły się istotnie statystycznie. Również w tym przypadku przypisać to należy stosunkowo dużej zmienności szacunków emisji (rys. 3).



Rys. 3. Mediany i zmienność szacunków emisji amoniaku w polu pszenicy ozimej uprawianej po pszenicy ozimej

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W polu pszenicy ozimego uprawianego po pszenicy stwierdzano emisje NH_3 większe niż w przypadku rzepaku, lecz mniejsze niż w polach pszenicy ozimej (tab. 4).

Tabela 4

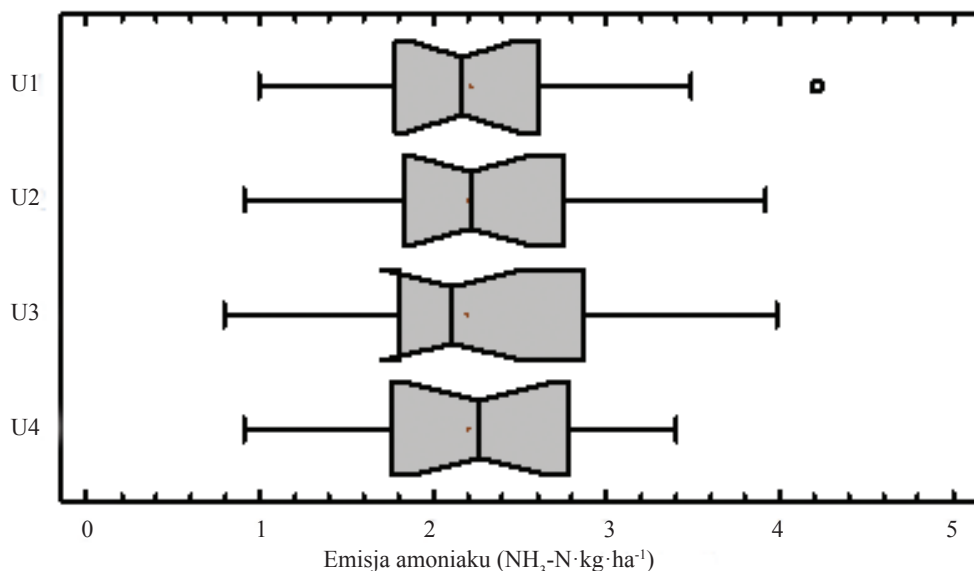
Mediany emisji amoniaku w polu pszenicy ozimego uprawianego po pszenicy ozimej w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami poźniwnymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Emisja amoniaku ($\text{NH}_3\text{-N}$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	1,24	0,91	0,99	1,24
Kujawsko-pomorskie	35	4,22	3,92	3,98	3,40
Lubelskie	45	1,86	1,94	1,94	1,91
Lubuskie	25	0,99	0,92	0,79	0,91
Łódzkie	35	1,21	1,17	1,12	1,32
Małopolskie	35	2,71	3,02	3,02	2,99
Mazowieckie	75	1,70	1,75	1,70	1,67
Opolskie	15	2,15	1,91	2,01	2,30
Podkarpackie	40	2,51	2,76	2,86	2,66
Podlaskie	45	1,86	2,16	2,20	2,08
Pomorskie	45	2,19	2,31	2,21	2,23
Śląskie	35	2,26	2,27	2,02	2,45
Świętokrzyskie	20	1,86	1,94	1,90	1,84
Warmińsko-mazurskie	70	2,72	3,11	3,10	2,91
Wielkopolskie	55	3,49	2,76	2,87	2,93
Zachodniopomorskie	55	2,46	2,31	2,36	2,46

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Największe emisje amoniaku odnotowano w województwie kujawsko-pomorskim, zaś najmniejsze w lubuskim. W badanych uprawach roli wielkości emisji wahały się w zakresach wynoszących: płużnej ze zbiorem słomy – 0,99–4,22; płużnej z przyoraniem słomy – 0,91–3,92; uproszczonej z pozostawieniem na polu słomy – 0,79–3,98 oraz bezorkowej z pozostawieniem słomy – 0,91–3,4 kg $\text{NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Testy statystyczne nie wykazały istotności różnic pomiędzy medianami emisji dla poszczególnych upraw, które dla kraju wynosiły odpowiednio: 2,17; 2,22; 2,11; 2,26 kg $\text{NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Brak istotności różnic również w tym przypadku wynikał ze stosunkowo dużej zmienności szacunków emisji (rys. 4).

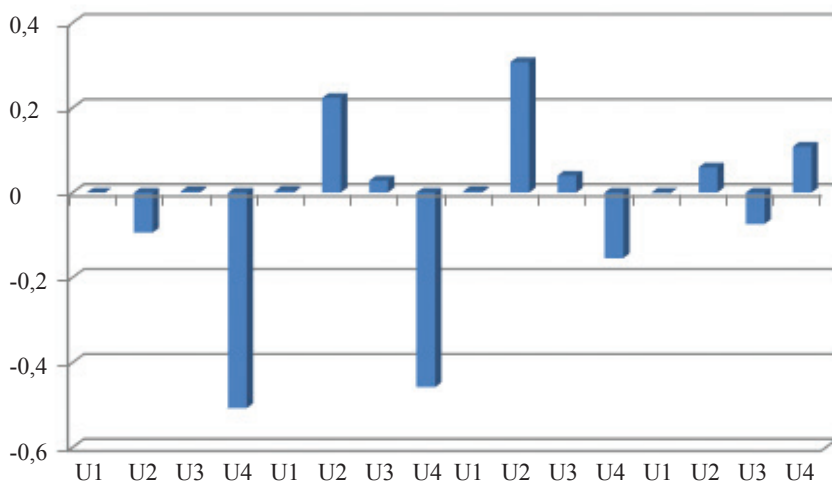


Rys. 4. Mediany i zmienność szacunków emisji amoniaku w polu pszenżyta ozimego uprawianego po pszenicy ozimej

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Analizując różnice między emisjami NH_3 w poszczególnych uprawach: z przyoraniem słomy (U2) oraz pozostawianiem słomy na polu (U3 i U4) w stosunku do emisji w uprawie płużnej ze zbiorem słomy (U1), można stwierdzić dwie wyraźniejsze tendencje (rys. 5). W polach z uprawą pszenicy i pszenżyta emisje amoniaku rosły, kiedy słomę przyorywano, co wiązało się zapewne ze zwiększoną jej mineralizacją i uwalnianiem dodatkowego azotu. W polach rzepaku i pszenic uprawianych bezorkowo emisje malały, co mogło wiązać się uwstecznieniem azotu przez słomę zalegającą na powierzchni pola. W uprawie uproszczonej z pozostawieniem słomy na polu (U3) emisje nieznacznie różniły się od stwierdzonych w uprawie płużnej ze zbiorem słomy (U1).



Rys. 5. Różnice w emisjach ($\text{kg NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) pomiędzy poszczególnymi uprawami (U2–U4), a uprawą płużną ze zbiorem słomy (U1 = 0)

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Symulowane przy użyciu modelu DNDC emisje amoniaku były, z wyjątkiem pola rzepaku, większe od emisji oszacowanych w zależności od wielkości dawki azotu według wskaźników emisji zalecanych przez EMEP/EEA (7); (tab. 5).

Tabela 5

Mediany symulowanych emisji amoniaku dla Polski według modelu DNDC oraz EMEP/EEA

Roślina	Uprawa	Dawka N	Emisja amoniaku (NH_3 , $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)		Różnica DNDC-EMEP/EEA
			DNDC	EMEP/EEA*	
Rzepak	1	180	2,21	2,88	-0,67
	2	180	2,12	2,88	-0,76
	3	180	2,21	2,88	-0,67
	4	180	1,70	2,88	-1,18
Pszenica	1	100	3,96	1,60	2,36
	2	130	4,18	2,08	2,10
	3	130	3,99	2,08	1,91
	4	130	3,50	2,08	1,42
Pszenica	1	120	3,62	1,92	1,70
	2	150	3,93	2,40	1,53
	3	150	3,66	2,40	1,26
	4	150	3,47	2,40	1,07
Pszenżyto	1	100	2,64	1,60	1,04
	2	130	2,70	2,08	0,62
	3	130	2,57	2,08	0,49
	4	130	2,75	2,08	0,67
Mediana	-	-	3,11	2,08	1,05

*współczynnik emisji NH_3 dla gleb o $\text{pH} < 7$ wynosi 1,6% zastosowanej dawki N

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W polach pszenic i pszenżyta największe różnice emisji występowały w uprawie płużnej ze zbiorem słomy. Zmniejszenie intensywności uprawy roli i pozostawienie słomy na polu obniżało wielkość różnic emisji. Mediana symulowanych emisji dla wszystkich systemów uprawy roli rozpatrywanych łącznie była większa o $1,05 \text{ kg NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$, czyli o 50,5% w stosunku do oszacowanej według zużycia nawozów azotowych na podstawie wskaźnika emisji EMEP/EEA (7).

Podsumowanie

Emisja amoniaku symulowana przy użyciu modelu DNDC zależała w sposób znaczący od zmianowania roślin. Mediany emisji dla poszczególnych pól zmianowania, policzone dla upraw łącznie, różniły się w sposób znaczący i wynosiły: rzepak – 1,71; pszenica po pszenicy – 3,67; pszenica po rzepaku – 3,04 oraz pszenżyto – $2,20 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$. Tylko w polu rzepaku stwierdzono istotny statystycznie wpływ uprawy bezorkowej z pozostawieniem słomy na polu na obniżenie emisji tego gazu. W stosunku do uprawy płużnej ze zbiorem słomy stwierdzono tendencję do wzrostu emisji NH_3 w polach pszenic i pszenżyta w uprawie płużnej, w której słomę przyorywano. Natomiast tendencję do obniżania się emisji stwierdzano w polach rzepaku i pszenic uprawianych bezorkowo z pozostawieniem słomy na polu. W uprawie uproszczonej z przyorywaniem słomy emisje nieznacznie różniły się od stwierdzonych w uprawie płużnej ze zbiorem słomy.

Symulowane przez model emisje były przeciętnie o 50% większe w stosunku do szacowanych według zużycia nawozów azotowych na podstawie wskaźników emisji zalecanych przez Europejską Agencję Środowiska. Jednak metodyka ta nie uwzględnia emisji NH_3 z pozostawionej na polu słomy czy resztek poźniwnych.

Literatura

1. Ambus P., Jensen E. S.: Crop residue management strategies to reduce N-losses—interaction with crop N supply. *J. Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 2001, **32(7-8)**: 981-996.
2. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylecia dyrektywy 2001/81/WE.
3. DeRuiter F. J., Huijsmans J. F. M.: Ammonia emission from crop residues. Quantification of ammonia volatilization based on crop residue properties. Wageningen UR, 2012, Report 470, pp. 29.
4. Faber A., Jarosz Z.: Modelowanie bilansu węgla organicznego w glebie oraz emisji gazów cieplarnianych w skali regionalnej w Polsce. *Problemy Rolnictwa Światowego*, 2018, **18 (XXXIII)**, **3**: 102-112.
5. Garnier P., Néel C., Aita C., Recous S., Lafolie F. Mary B.: Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. *European J. Soil Sci.*, 2003, **54(3)**: 555-568.
6. Giannakis E., Kushta J., Bruggeman A., Lelieveld J.: Costs and benefits of agricultural ammonia emission abatement options for compliance with European air quality regulations. *Environmental Sciences Europe*, 2019, **31**: 93.

7. Hutchings N., Webb J., Amon B.: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019.
8. IPCC, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan, 2006. See Chapter 11 on N₂O emissions from managed soils.
9. Jacobs A., Rauber R., Ludwig B.: Impact of reduced tillage on carbon and nitrogen storage of two haplic luvisols after 40 years. Soil and Tillage Research, 2009, **102(1)**: 158-164.
10. Krasuska E., Faber A., Jarosz Z., Kaczyński R.: Modelling soil organic carbon sequestration under crops for biofuels in Poland. Polish Journal of Agronomy, 2016, **27**: 126-136.
11. Kopyński J., Kuś J.: Wpływ zmian organizacyjnych w rolnictwie na gospodarkę glebową materia organiczną. Problemy Inżynierii Rolniczej, 2011, **2**: 47-53.
12. Kuś J., Madej A.: Zagospodarowanie słomy a bilans glebowej materii organicznej. Zagadnienia Doradztwa Rolniczego, 2017, **4 (90)**: 40-57.
13. MRiRW: Kodeks doradcy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczenia emisji amoniaku. Warszawa, 2019.
14. Rochette P., Angers D. A., Chantigny M. H., MacDonald J. D., Bissonnette N., Bertrand N.: Ammonia volatilization following surface application of urea to tilled and no-till soils: A laboratory comparison. Soil & Tillage Research, 2009, **103**: 310-315.
15. Rutkowska B., Szulc W., Szara E., Skowrońska M., Jadczyzyn T.: Soil N₂O emission under conventional and reduced tillage methods and maize cultivation. Plant Soil Environmental, 2017, **63(8)**: 342-347.
16. Yan L., Zhang Z., Chen Y., Gao Q., Lu W., Abdelrahman A. M.: Effect of water and temperature on ammonia volatilization of maize straw returning. Monitoring of Contaminated Sites and Remediation. 2016, **98**: 5-6
17. Yang Y., Zhou C., Li N., Han K., Meng Y., Tian X., Wang L.: Effects of conservation tillage practices on ammonia emissions from Loess Plateau rain-fed winter wheat fields. Atmospheric Environment, 2015, **104**: 59-68.
18. Wang J., Wang D., Zhang G., Wang C.: Effect of wheat straw application on ammonia volatilization from urea applied to a paddy field. 2012, **94**: 73-84.

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Antoni Faber, dr Zuzanna Jarosz
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 767, 81 47 86 766
e-mail: faber@iung.pulawy.pl, zjarosz@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Antoni Faber	0000-0002-3055-1968
Zuzanna Jarosz	0000-0002-3428-5804