

Zuzanna Jarosz, Antoni Faber

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

REGIONALNE ZRÓŻNICOWANIE ORAZ MOŻLIWOŚCI OGRANICZENIA EMISJI AMONIAKU Z PRODUKCJI ROŚLINNEJ*

Słowa kluczowe: emisja amoniaku, produkcja roślinna, regiony

Wstęp

Umowy międzynarodowe i polityka Unii Europejskiej zobowiązują państwa członkowskie do redukcji emisji amoniaku oraz innych zanieczyszczeń powietrza. Kluczowym dokumentem w zakresie ograniczania emisji amoniaku i realizacji polityki UE mającej na celu poprawę jakości powietrza jest *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady Unii Europejskiej 2016/2284 w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylecia dyrektywy 2001/81/WE*, zwana dyrektywą NEC (2). Jednym z pięciu zanieczyszczeń objętych krajowym limitem emisji w ramach dyrektywy NEC na lata 2020 i 2030 jest amoniak, którego głównym źródłem emisji jest sektor rolnictwa.

Zgodnie z wymaganiami zawartymi w dyrektywie Polska powinna ograniczyć emisję amoniaku w każdym roku o 1% (w latach 2020-2029) oraz o 17% po roku 2030 w porównaniu do 2005 r. Dokument wskazuje jak ograniczyć emisję amoniaku z nawozów mineralnych i naturalnych. W przypadku mineralnych nawozów azotowych zaleca między innymi zakaz stosowania nawozów amonowo-węglanowych, zastępowanie w miarę możliwości mocznika nawozami na bazie azotanu amonu oraz dostosowanie dawek nawozów do potrzeb rośliny i zasobności gleby. Dyrektywa NEC zobowiązuje także państwa członkowskie do opracowania krajowych programów ograniczania zanieczyszczenia powietrza oraz monitorowania emisji i skutków zanieczyszczeń. Krajowy kodeks dobrych praktyk rolniczych dotyczący ograniczania emisji amoniaku powinien zawierać zbiór zasad obejmujących efektywne gospodarowanie azotem oraz niskoemisyjnych praktyk rekomendowanych do

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.6 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

stosowania na każdym etapie produkcji rolniczej i umożliwiających realizację celów redukcyjnych.

Zasadniczym źródłem emisji amoniaku w Polsce jest rolnictwo, odpowiadające za ok. 97% emisji tego gazu. W 2016 r. całkowita emisja amoniaku z rolnictwa wyniosła 259,42 Gg NH₃, w tym 83% pochodziło z produkcji zwierzęcej. Jednak pozostałe 17% ulatniającego się amoniaku pochodzi z mineralnych nawozów azotowych (8).

Nawożenie mineralne jest jednym z najważniejszych czynników decydujących o plonowaniu roślin, ale niewłaściwe stosowanie nawozów może powodować niekorzystne zmiany w środowisku. Zużycie nawozów mineralnych wykazuje tendencję wzrostową. Najszybsze tempo wzrostu dotyczy zużycia nawozów azotowych, co jest przyczyną niewłaściwych proporcji składników nawozowych w środowisku. Dominującymi w strukturze zużycia są nawozy saletrzano-amonowe (saletry, saletrzak) i mocznik. Nieumiejętne ich stosowanie niesie za sobą zagrożenia w postaci zakwaszenia gleb, przenawożenia roślin azotem, wymywania składników odżywczych i emisji związków azotu do atmosfery.

Straty azotu w formie amoniaku z mineralnych nawozów azotowych mogą zawierać się w przedziale od 0,5 do 40% zastosowanej dawki azotu ogółem i zależą głównie od rodzaju zastosowanego nawozu oraz techniki aplikacji (4). Ponadto wśród czynników, które mogą mieć wpływ na ulatnianie się amoniaku, wymienia się warunki pogodowe (temperatura, prędkość wiatru, opady) oraz właściwości fizykochemiczne gleby (5). Do nawozów mineralnych charakteryzujących się wysokim potencjałem uwalniania amoniaku zalicza się wodorowęglan amonowy (w krajach Unii Europejskiej wycofywany z nawożenia), mocznik i saletrę amonową. Straty amoniaku z mocznika szacuje się na 20-60%, a największe występują w przypadku powierzchniowej aplikacji nawozów (bez wymieszania z glebą). Natomiast straty amoniaku z saletry amonowej kształtują się w przedziale 2-10% całkowitej ilości zastosowanego azotu (9).

Celem opracowania było oszacowanie emisji amoniaku z produkcji roślinnej w skali regionalnej oraz wskazanie możliwości jej ograniczenia .

Material i metodyka badań

Do oszacowania emisji amoniaku przyjęto metodykę wykorzystywaną przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE), wykonujący w Polsce inwentaryzację emisji gazów cieplarnianych oraz innych zanieczyszczeń powietrza. Emisja amoniaku szacowana jest według poziomu Tier 2, opracowanego na podstawie aktualnie obowiązującej metodyki międzynarodowej zawartej w poradniku EMEP/EEA 2016 (3).

Podstawę do oszacowania emisji amoniaku z produkcji roślinnej stanowi całkowita wielkość zużycia mineralnych nawozów azotowych w kraju w danym roku. W badaniach wykorzystano dane o zużyciu nawozów mineralnych według województw w 2016 r., pochodzące ze statystyki krajowej GUS (tab. 1). Z powodu braku danych

o strukturze zużycia nawozów w skali regionalnej, przyjęto stosowane przez KOBiZE krajowe wskaźniki dotyczące udziału poszczególnych asortymentów nawozów w całkowitym zużyciu mineralnych nawozów azotowych (tab. 2).

W czerwcu 2018 r. krajowa inwentaryzacja emisji zanieczyszczeń powietrza została poddana międzynarodowemu przeglądowi w ramach dyrektywy NEC, podczas którego zalecono zaktualizowanie wskaźników emisji NH_3 , charakterystycznych dla poszczególnych typów nawozów mineralnych, zgodnie z tymi opublikowanymi w wytycznych EMEP/EEA z 2016 r. (dotychczas stosowane były wskaźniki z wytycznych z 2009 r.). W wytycznych EMEP/EEA 2016 wyróżniono wskaźniki emisji NH_3 dla gleb o odczynie pH do 7.0 oraz powyżej. W przypadku Polski ok. 50% gleb użytkowanych rolniczo stanowią gleby kwaśne lub bardzo kwaśne, ok. 42% to gleby lekko kwaśne i obojętne, a jedynie 8% gleb stanowią gleby zasadowe. Przyjęto zatem, że udział wskaźnika emisji dla gleb o odczynie $\text{pH} > 7.0$ wynosi 8%, a dla gleb z pH do 7.0 udział wskaźnika stanowi 92% (11). Spowodowało to wzrost średniego wskaźnika krajowego wynikającego ze stosowania nawozów mineralnych do poziomu $0,057 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ N}$ (tab. 2). Na podstawie tych zweryfikowanych wskaźników dokonano szacunków emisji NH_3 z produkcji roślinnej w ujęciu regionalnym oraz wskazano możliwość redukcji emisji amoniaku związaną z wdrożeniem nowych działań redukcyjnych.

Tabela 1

Zużycie nawozów mineralnych według województw w 2016 roku

Województwa	Zużycie (tys. ton N)
Dolnośląskie	83,1
Kujawsko-pomorskie	104,6
Lubelskie	94,1
Lubuskie	25,4
Łódzkie	72,4
Małopolskie	21,4
Mazowieckie	116,8
Opolskie	58,7
Podkarpackie	20,4
Podlaskie	55,4
Pomorskie	60,7
Śląskie	24,6
Świętokrzyskie	23,9
Warmińsko-mazurskie	67,0
Wielkopolskie	148,1
Zachodniopomorskie	66,2
Polska	1043,0

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS, 2017 (6)

Tabela 2

Struktura zużycia nawozów i krajowe wskaźniki emisji NH₃

Typ nawozu	Struktura zużycia nawozów (%)	Wskaźniki emisji krajowe – (EMEP/EEA 2009) (g NH ₃ ·kg ⁻¹ N)	Wskaźniki emisji krajowe – (EMEP/EEA 2016) (g NH ₃ ·kg ⁻¹ N)
Siarczan amonu	0,01	0,303	0,960
Mocznik	0,25	33,150	38,930
Saletra amonowa	0,45	3,933	7,362
Saletra wapniowa	0,16	1,398	1,395
RSM	0,04	2,664	3,910
Fosforan amonowy	0,01	0,303	0,533
Wieloskładnikowe (NK lub NPK)	0,08	0,699	4,262
Obliczona średnia ważona wartość wskaźnika emisji		0,042	0,057

Źródło: KOBiZE, 2018 (7)

W celu określenia możliwości ograniczenia emisji amoniaku w wyniku wdrożenia wybranej praktyki, oszacowano według wskazanej metodyki, emisje bez wprowadzania dodatkowych działań redukcyjnych oraz z wdrożeniem danej praktyki, a wielkość redukcji amoniaku odnoszono w stosunku do roku 2005.

Wyniki badań

Jak wspomniano, całkowita emisja amoniaku z sektora rolnictwa w Polsce w 2016 r., zgodnie ze zgłoszeniem do UE w marcu 2018 r., wyniosła 259,4 Gg NH₃ (co stanowiło 97,1% emisji krajowej) i zmniejszyła się o 39,4% w stosunku do 1990 r. oraz o 9,6% w stosunku do 2005 r. (tab. 3). Jednak przeprowadzona inwentaryzacja i konieczność zaktualizowania wskaźników emisji NH₃ dotyczących poszczególnych typów nawozów mineralnych spowodowała wzrost emisji amoniaku z produkcji roślinnej o 33%, a tym samym wzrost całkowitej emisji z rolnictwa do poziomu 274,40 Gg NH₃ (tab. 3).

Tabela 3

Krajowa emisja NH₃ z rolnictwa w wybranych latach zgłoszona w marcu 2018 r. i skorygowana o nowy wskaźnik emisji NH₃ z nawozów mineralnych w czerwcu 2018 r. (Gg NH₃)

Emisja NH ₃ z rolnictwa	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2016
Zgłoszona w 2018 r.	427,77	341,44	306,34	287,13	273,79	259,80	259,42
Skorygowana podczas przeglądu w 2018 r.	446,76	353,90	319,18	300,03	289,11	274,75	274,40

Źródło: KOBiZE, 2018 (7)

Obliczona emisja amoniaku z produkcji roślinnej w 2016 roku była o 8,49 Gg, tj. 16,5% mniejsza w porównaniu do emisji NH_3 wynoszącej 51,33 Gg w 2005 roku (tab. 4).

Tabela 4

Redukcja emisji amoniaku z nawozów mineralnych w latach 2005-2016 – wybrane warianty

Działania redukcyjne	Zmiana emisji amoniaku w latach 2005-2016	
	(Gg)	(%)
Bez dodatkowych działań redukcyjnych	8,49	16,5
Mocznik zastąpiony saletrą amonową	-27,85	-54,3
Aplikacja dogłębowa nawozów (iniekcja)	-23,99	-46,7
Aplikacja dogłębowa nawozów (redlice)	-11,81	-23,0
Mocznik stosowany z inhibitorem ureazy	-19,93	-38,8

Źródło: opracowanie własne

Emisja amoniaku związana ze sposobem aplikacji nawozów mineralnych zależy od rodzaju nawozu, warunków pogodowych i glebowych. Emisje z nawozów na bazie mocznika są znacznie większe niż w przypadku innych typów nawozów (12). Zgodnie ze wskazaniami zawartymi w dyrektywie NEC, w celu ograniczenia emisji amoniaku zaleca się zastępowanie mocznika nawozami na bazie azotanu amonu. Skuteczność tej metody wycenia się na 90% (1). Przeprowadzona projekcja wykazała, że ewentualne wdrożenie tej praktyki skutkuje redukcją emisji o -27,9 Gg, co stanowi -54,3% w stosunku do 2005 roku (tab. 4). Biorąc pod uwagę wymogi zawarte w dyrektywie NEC jest to bardzo duże ograniczenie emisji NH_3 . Jednak możliwym negatywnym skutkiem ubocznym jest potencjalny wzrost N_2O , zwłaszcza, gdy nawozy na bazie azotanu amonu są aplikowane na wilgotne lub mokre gleby. Ponadto całkowite lub znaczące zastąpienie nawozów opartych na moczniku nawozami saletrzanymi będzie oznaczać dla jego polskich producentów (w tym przypadku dotyczy to wyłącznie spółek Grupy Azoty S.A.) konieczność plasowania produktów, tj. mocznika i roztworu saletrzano-mocznikowego, na rynku globalnym, gdzie – ze względu na wyższe koszty wytworzenia, związane zarówno z wysoką ceną gazu ziemnego (głównego surowca do produkcji mocznika), jak i opłatami z tytułu emisji gazów cieplarnianych (dwutlenek węgla) – nie będą mieć realnych szans na zbudowanie i osiągnięcie przewagi konkurencyjnej. Istnieje więc wysokie ryzyko, że przyjęcie do realizacji scenariusza redukcji emisji opartego na zastąpieniu nawozów mocznikowych nawozami saletrzanymi doprowadzi do konieczności ograniczenia krajowej produkcji mocznika. Może to oznaczać wyłączenie z eksploatacji części jego obecnych zdolności produkcyjnych oraz całkowite (jeżeli inne kraje członkowskie UE wybiorą podobne instrumenty ograniczenia emisji amoniaku) zaprzestanie wytwarzania roztworu saletrzano-mocznikowego i nawozów na nim bazujących, jak

również nawozów specjalistycznych, opartych na roztworach mocznika (fertygacja, nawożenie dolistne). Wycofanie z rynku roztworu saletrano-mocznikowego będzie oznaczać dla przedsiębiorców rolnych korzystających z tego nawozu płynnego, konieczność przebrojenia gospodarstw na nawożenie alternatywnymi nawozami azotowymi.

Obserwacja zmian na rynkach innych krajów UE stosujących, podobnie jak Polska, saletrę amonową, tj. Francji i Hiszpanii, pokazuje, że ze względu na kwestie bezpieczeństwa procesów logistycznych związanych z nawożeniem, podejmowane działania zmierzają do całkowitego zastąpienia saletry mocznikiem z inhibitorem ureazy.

Mocznik jest higroskopijny i niewielkie ilości wody powodują „mazanie się” lub zbrylanie, co niekorzystnie wpływa na równomierność jego wysiewu. Równomierne rozsianie nawozu rozsiewaczem talerzowym na danej powierzchni jest tym trudniejsze, im wyższa jest w nim procentowa zawartość czystego składnika. Mocznik jest jednym z bardziej skoncentrowanych nawozów, gdyż zawiera 46% N. Ponadto niewielka masa i mała średnica ziaren (granul) mocznika dodatkowo skracają odległość, na jaką może być rozsiewany nawóz. Należy o tym pamiętać, regulując maszynę, gdyż na polach, na których był stosowany mocznik, często występują pasowe przebarwienia roślin, co świadczy o ich miejscowym niedożywieniu azotem. Mocznik musi być zaaplikowany w odpowiedniej odległości od nasion w celu uniknięcia hamowania kiełkowania nasion i rozwoju roślin w początkowych fazach wzrostu. Stosowany pasmowo może powodować zwiększone emisje, ponieważ powoduje lokalnie wzrost pH. Można tego uniknąć stosując siewniki wyposażone dodatkowo w redlice do aplikacji nawozów stałych lub wtrysk nawozów płynnych, które wprowadzają nawóz w głąb gleby, bądź też aplikować mocznik przy użyciu iniekcji. Na efektywność redukcji emisji wpływa głębokość wtrysku i struktura gleby. Szacuje się, że wprowadzenie nawozu do gleby przez bezpośredni wtrysk z zamkniętą szczeliną lub przez uprawę pozwala na ograniczenie emisji NH_3 w zakresie 50-80%, w zależności od zastosowanej techniki aplikacji.

Siewnik, mający redlice nasienne w normalnej rozstawie, jest dodatkowo wyposażony w redlice do aplikacji nawozów mineralnych, umieszczone między rzędami redlic nasiennych. Redlice nawozowe wprowadzają nawozy o kilka centymetrów głębiej niż nasiona. Wprowadzanie nawozów mineralnych na większą głębokość niż nasiona zapewnia dobre warunki kiełkującym siewkom roślin poprzez dostarczenie składników nawozowych. Oprócz oszczędności czasu i lepszej efektywności wykorzystania składników nawozowych, jednoczesny siew i nawożenie zmniejsza konkurencję chwastów o składniki pokarmowe i zmniejsza ryzyko spływu powierzchniowego tych składników. W przypadku jednoczesnego wysiewu nasion i nawozów zalecana dawka azotu w warunkach danego poziomu plonowania może być zmniejszona o 10 kg N na hektar.

Szacunki wykonane dla kraju wykazały, że wdrożenie praktyki polegającej na aplikacji mocznika z wykorzystaniem dodatkowych redlic pozwala na ograniczenie

emisji amoniaku o -11,81 Gg, tj. o -23% w porównaniu do roku 2005. Natomiast iniekcja mocznika w głąb gleby skutkuje ograniczeniem emisji o -24,0 Gg, co stanowi redukcję o -46,7% (tab. 4).

Skutecznym sposobem ograniczania emisji amoniaku jest stosowanie mocznika z inhibitorem ureazy. Rozpad mocznika jest pożądany dopiero po przeniknięciu mocznika do profilu glebowego. Inhibitory ureazy zapobiegają lub hamują na pewien okres przemianę azotu amidowego w moczniku do wodorotlenku amonowego i amoniaku poprzez hydrolityczne działanie enzymu ureazy. Powodują one wydłużenie dostępności azotu dla roślin z 6-8 tygodni do 8-16 tygodni. Przez spowolnienie stopnia hydrolizy mocznika w glebie, straty ulatniania się amoniaku są zredukowane. Ograniczony jest także wzrost pH, zwłaszcza przy stosowaniu pasmowym. Stąd efektywność mocznika z inhibitorem oraz nawozów azotowych zawierających mocznik jest podwyższona, a wszelki negatywny wpływ na środowisko, związany z ich stosowaniem, jest zmniejszony.

Na rynku UE są dostępne różne inhibitory ureazy, jednak zdaniem wielu autorów spośród inhibitorów spowalniających rozkład mikrobiologiczny mocznika, najbardziej efektywny jest NBPT – N-(n-butylo)trójamid tiofosforowy. NBPT jest jedynym obecnie inhibitorem ureazy, liczącym się ze względu na dostępność na rynku i praktyczną wartość dla rolnictwa. Inhibitor NBPT jest dodatkiem do mocznika nawozowego, który czasowo spowalnia jego enzymatyczną przemianę dzięki hamowaniu aktywności ureazy. Według amerykańskich badań redukcja emisji gazowego amoniaku pod wpływem niewielkiego dodatku NBPT kształtuje się nawet na poziomie około 40% w przypadku roztworu saletrzano-mocznikowego (RSM) oraz około 70% w przypadku mocznika w postaci stałej.

W Polsce do niedawna w praktyce rolniczej w zasadzie nie wykorzystywano inhibitorów ureazy do celów nawozowych. Jednak ostatnio coraz częściej stosowany jest mocznik o zawartości 46% azotu, zaopatrzony w dodatek wzmiankowanego inhibitora zwany moNolith46. Stosowanie go pozwala uprawianym roślinom otrzymać tyle azotu, ile potrzebują. Również ogranicza jego straty w trakcie pierwszych tygodni po zastosowaniu. Rezultatem jest otrzymanie wyższego plonu, wskutek lepszego wykorzystania azotu zawartego w nawozie. W badaniach emisji amoniaku do atmosfery z powierzchniowo stosowanych nawozów na użytkach zielonych: saletry amonowej, mocznika oraz mocznika stabilizowanego inhibitorem NBPT wykazano redukcję strat amoniaku w porównaniu z czystym mocznikiem o ok. 73%, a także od 39% do 50% w stosunku saletry amonowej (10).

Potencjalna redukcja emisji amoniaku w wyniku wdrożenia tej praktyki oszacowana została na -19,93 Gg, co stanowi -38,8% w porównaniu do roku 2005 (tab. 4).

Powyższe przykłady działań nie wyczerpują wszystkich możliwych sposobów ograniczenia emisji amoniaku w działalności rolniczej; wskazują jednak, jak szeroki jest zakres możliwych działań w tym sektorze oraz jak ich wdrożenie może przyczynić się do skutecznego ograniczenia strat azotu i chronić środowisko przed zanieczyszczeniem.

Podsumowanie

Celem pracy było przedstawienie regionalnego zróżnicowania emisji amoniaku z produkcji roślinnej oraz wskazanie możliwości ograniczenia emisji NH_3 w wyniku wdrożenia wybranych praktyk redukcyjnych. Przeprowadzona analiza wykazała, że największą emisją amoniaku z mineralnych nawozów azotowych w przeliczeniu na 1 ha UR w dobrej kulturze, charakteryzowały się województwa: opolskie, kujawsko-pomorskie, dolnośląskie i wielkopolskie. Skutecznym sposobem ograniczania emisji amoniaku jest, między innymi, wdrażanie praktyk rolniczych w zakresie stosowania mineralnych nawozów azotowych.

Działania ukierunkowane na demonstrację dobrych praktyk rolniczych i edukację ludności wiejskiej w zakresie ograniczania ujemnego wpływu rolnictwa na środowisko przyrodnicze stały się jednym z priorytetowych zadań w ochronie środowiska. Szersze upowszechnienie dobrych praktyk może wydatnie wpłynąć na ograniczenie emisji amoniaku w gospodarstwach rolnych, przyczyniając się jednocześnie do zwiększenia efektywności wykorzystywania azotu.

Literatura

1. Bittman S., Dedina M., Howard C. M., Oenema O., Sutton M. A.: Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen, Centre for Ecology and Hydrology, Edynburg, UK. 2014.
2. Directive (EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC. Official Journal of the European Union, L 344/1, 17.12.2016.
3. E M E P / E E A: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. Copenhagen: European Environment Agency. 2016.
4. F a b e r A., J a r o s z Z.: Praktyki rolnicze umożliwiające ograniczenie emisji amoniaku. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2018, **56(10)**: 35-44.
5. F a b e r A., J a r o s z Z.: Wpływ zmian klimatu na efektywność wykorzystywania azotu oraz jego straty. Zeszyty Naukowe SGGW w Warszawie Problemy Rolnictwa Światowego, 2019, **19 (XXXIV)**, **1**: 37-46.
6. G U S. Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2015/2016. Warszawa: GUS. 2017.
7. K O B i Z E: Oszacowanie wielkości redukcji emisji amoniaku wynikającej z wybranych praktyk rolniczych na potrzeby dyrektywy NEC. Ekspertyza zrealizowana na zlecenie IUNG-PIB na podstawie umowy nr I-81/NBA/PIB-2.6/2018.
8. K O B i Z E: Krajowy bilans emisji SO_2 , NO_x , CO , NH_3 , NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2015-2016. Warszawa: IOŚ-PIB, Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Energiami. 2018.
9. M a r c i n k o w s k i T., K i e r o ņ c z y k M., M a r t y n a A.: Szacowanie emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych w świetle wyników doświadczenia polowego. Rozprawy Naukowe i Zawodowe PWSZ w Elblągu, 2012, **15**: 33-40.
10. M a r c i n k o w s k i T., K i e r o ņ c z y k M.: Efektywność inhibitora ureazy NBPT w ograniczaniu emisji amoniaku z mocznika i roztworów saletrzano – moczniakowych (RSM) stosowanych w mineralnym żywieniu roślin. Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury, 2015, t. XXXII, **62(3/1/15)**: 271-279.
11. M o c e k A. (red.): Gleboznawstwo. Wyd. I. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN, 2014: 201-205.

12. U N E C E: Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. European Commission, United Nations Economic Commission for Europe: Directorate-General Environment on behalf of the Task Force on Reactive Nitrogen of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. 2015.
-

Adres do korespondencji:

*dr Zuzanna Jarosz
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 766
e-mail: zjarosz@iung.pulawy.pl*

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