

Zuzanna Jarosz, Antoni Faber

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

PROJEKCJA REGIONALNEGO ZRÓŻNICOWANIA EMISJI AMONIAKU
ZE ZUŻYCIA MINERALNYCH NAWOZÓW AZOTOWYCH*

Słowa kluczowe: emisja amoniaku, mocznik z inhibitorem ureazy, regiony, projekcja

Wstęp

W grudniu 2019 r. Komisja Europejska przedstawiła strategię Europejskiego Zielonego Ładu (EZŁ, ang. *European Green Deal*) (8), której celem jest przeciwdziałanie zmianom klimatu i ochrona środowiska. Planowane działania są ukierunkowane na efektywne wykorzystywanie zasobów, zapewnienie różnorodności biologicznej i ograniczenie zanieczyszczeń środowiskowych.

Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady Unii Europejskiej 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. (tzw. NEC) w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylecia dyrektywy 2001/81/WE (1) nakłada na państwa członkowskie obowiązek oceny, do jakiego stopnia krajowe źródła emisji mogą wpływać na jakość powietrza na ich terytoriach i w sąsiednich państwach członkowskich. W celu ochrony powietrza państwa członkowskie zobligowane są do ograniczania emisji amoniaku oraz innych zanieczyszczeń atmosferycznych. Zgodnie z wymaganiami Polska powinna ograniczyć emisję amoniaku w każdym roku o 1% w latach 2020–2029 oraz o 17% po roku 2030 w stosunku do 2005 r. Jednocześnie każdy kraj powinien opracować własny plan działań prowadzący do uzyskania wyznaczonego celu. Monitorowanie, inwentaryzacja i raporty na potrzeby dyrektywy NEC wykonuje Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE).

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 8.0 pt. „Identyfikacja i opracowanie nowych krajowych wskaźników jednostkowych oraz zrównoważonych metod produkcji dla celów ochrony środowiska i przeciwdziałania zmianom klimatu w rolnictwie” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2022 r.

W ramach zobowiązań w 2020 r. został opracowany „Kodeks doradczy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczania emisji amoniaku”, w którym zawarto szereg praktyk przyczyniających się do redukcji emisji amoniaku (7). W całym katalogu praktyk wskazano także działania dotyczące ograniczania emisji amoniaku ze stosowania mineralnych nawozów azotowych, zwłaszcza mocznika, którego stosowanie może powodować 5–40% strat azotu w formie amoniaku. Ograniczenie emisji amoniaku do atmosfery dobrze się wpisuje również w strategię Europejskiego Zielonego Ładu.

Jednym ze skutków wdrażania strategii jest wprowadzony od 1 sierpnia 2021 r. zakaz stosowania mocznika w formie granulowanej (11). Od tej daty mocznik granulowany będzie można stosować wyłącznie w formie mocznika zawierającego inhibitor ureazy lub powłokę biodegradowalną. Inhibitor ureazy ma za zadanie spowolnienie procesu hydrolizy mocznika i rozkładu do amoniaku i dwutlenku węgla. Szybka amonifikacja mocznika prowadzi do utleniania się amoniaku, a przemiana mocznika do najbardziej mobilnej w glebie formy azotanowej może stanowić zagrożenie dla środowiska (zanieczyszczenia wód azotanami). Dodanie inhibitora ureazy do mocznika spowalnia proces hydrolizy i zmniejsza straty wywołane ulatnianiem się amoniaku. Wpływa na wydłużenie czasu działania azotu dla roślin (z 6–8 tygodni do 8–16 tygodni), a tym samym przyczynia się do zwiększenia efektywności nawożenia azotem. Badania naukowe wskazują, że zastosowanie mocznika z inhibitorem może ograniczyć emisję amoniaku o około 70%, a w przypadku roztworu saletrano-mocznikowego (RSM) z inhibitorem o około 40%. Marcinkowski i Kierończyk (9), stosując mocznik z inhibitorem NBPT na użytkach zielonych, wykazali ograniczenie strat amoniaku o około 73% w stosunku do tradycyjnego mocznika. Efektywność inhibicji zależy od właściwości fizykochemicznych gleby (skład, temperatura, wilgotność, zawartość substancji organicznych, pH) oraz warunków klimatycznych (temperatura, ilość i intensywność opadów).

Innym rozwiązaniem może być stosowanie mocznika otoczkowanego powłoką biodegradowalną. W tym przypadku na uwalnianie dostępnego dla roślin mocznika wpływa temperatura, zawartość wody w glebie i aktywność mikroorganizmów glebowych, a tempo uwalniania zależy od grubości i jakości otoczek. Stosowanie mocznika otoczkowanego (o kontrolowanym działaniu) może przynieść wiele korzyści agrotechnicznych i środowiskowych, takich jak: wzrost efektywności nawożenia i wzrost wielkości plonów, obniżenie dawek, zmniejszenie nakładów pracy oraz ograniczenie strat azotu (12). Jednak redukcję emisji amoniaku z zastosowania tej praktyki wycenia się tylko na około 30% (7). Ponadto badania naukowe wskazują na trudności wdrażania tej praktyki związane z uszkodzeniami otoczek oraz wzrostem kosztów o około 10–15%.

Celem opracowania było oszacowanie emisji amoniaku z aktualnego zużycia mineralnych nawozów azotowych w skali regionalnej oraz przedstawienie projekcji emisji amoniaku, zastępując w strukturze zużycia mineralnych nawozów azotowych dotychczas stosowany tradycyjny mocznik mocznikiem z inhibitorem ureazy.

Material i metodyka

Szacunki emisji amoniaku wykonano zgodnie z metodyką wykorzystywaną przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE) do inwentaryzacji zanieczyszczeń powietrza w Polsce. Emisja amoniaku szacowana jest według poziomu Tier 2 opracowanego na podstawie obowiązującej metodyki międzynarodowej zawartej w poradniku EMEP/EEA 2019 (2). W badaniach wykorzystano dane o zużyciu nawozów azotowych w Polsce według województw w 2019 r. pochodzące ze statystyki krajowej GUS (tab. 1) oraz stosowane przez KOBiZE krajowe wskaźniki emisji amoniaku dotyczące poszczególnych asortymentów nawozów (tab. 2). W Polsce jedynie 8% gleb użytkowanych rolniczo stanowią gleby zasadowe. Przyjęto zatem, że udział wskaźnika emisji dla gleb o odczynie pH > 7,0 wynosi 8%, a dla gleb z pH do 7,0 udział wskaźnika stanowi 92% (10).

Tabela 1

Zużycie nawozów mineralnych według województw w 2019 roku

Województwo	Zużycie (tys. ton N)
Dolnośląskie	76,0
Kujawsko-pomorskie	95,7
Lubelskie	101,4
Lubuskie	22,2
Łódzkie	65,9
Małopolskie	23,4
Mazowieckie	113,2
Opolskie	52,8
Podkarpackie	21,7
Podlaskie	58,1
Pomorskie	65,7
Śląskie	23,6
Świętokrzyskie	22,3
Warmińsko-mazurskie	54,2
Wielkopolskie	134,2
Zachodniopomorskie	63,8
Polska	994,1

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS, 2005–2019 (3)

Tabela 2

Struktura zużycia nawozów i krajowe wskaźniki emisji NH₃

Typ nawozu	Struktura zużycia nawozów (%)	Wskaźniki (g NH ₃ · kg ⁻¹ N)		Wskaźniki emisji krajowe – (EMEP/EEA 2019) (g NH ₃ · kg ⁻¹ N)
		92%	8%	
		pH < 7,0	pH > 7,0	
Siarczan amonu	1	90	165	96,00
Mocznik	25	155	164	155,72
Saletra amonowa	45	15	32	16,36
Saletra wapniowa	16	8	17	8,72
Fosforan amonowy	1	50	91	53,28
Wieloskładnikowe (NK lub NPK)	8	15	32	16,36
RSM	4	98	95	97,76

Źródło: KOBiZE, 2021 (6)

Wykorzystując krajowe wskaźniki emisji amoniaku dla poszczególnych asortymentów nawozów, oszacowano w ujęciu regionalnym wielkość emisji amoniaku z uwzględnieniem w strukturze zużycia mineralnych nawozów azotowych typowego mocznika. W dalszych szacunkach, przyjmując założenie, że 100% stosowanego mocznika zostanie zastąpione mocznikiem z inhibitorem ureazy, zastosowano skorygowany wskaźnik emisji (pomniejszony o 70%). Oszacowane wielkości emisji amoniaku z uwzględnieniem typowego mocznika oraz mocznika z inhibitorem odnieszono do roku 2005.

Biorąc pod uwagę wytyczne dyrektywy NEC, a zwłaszcza wielkość redukcji emisji amoniaku po 2030 r., wykonano także projekcje wdrożenia tego działania w perspektywie 2025, 2030, 2035 i 2040 r. W szacunkach wykorzystano krajowe prognozy zmian aktywności w rolnictwie opracowywane przez instytuty naukowe i przekazywane do MRiRW, a następnie stosowane w obliczeniach KOBiZE (tab. 3).

Tabela 3

Aktywności w rolnictwie dla lat prognozy

Wielkość charakterystyczna	j.m.	2020	2025	2030	2035	2040
Zużycie nawozów azotowych	tys. ton N	1153	1198	1230	1258	1286
Powierzchnia użytków rolnych	tys. ha	14254	13690	13725	13550	13375

Źródło: KOBiZE, 2021 (5), zmodyfikowane

Wyniki badań i dyskusja

Głównym źródłem emisji amoniaku w Polsce jest rolnictwo. Według KOBiZE całkowita emisja amoniaku z sektora rolnictwa w 2019 r. wyniosła 300,58 Gg NH_3 (co stanowiło 95,0% emisji krajowej) i zmniejszyła się o 38,0% w stosunku do 1990 r. oraz o 5,7% w stosunku do 2005 r. (tab. 4). Należy także zwrócić uwagę na wzrost zużycia nawozów mineralnych w latach 2015–2018, co wpłynęło na stopniowy wzrost całkowitej emisji amoniaku z rolnictwa. Natomiast w porównaniu z rokiem poprzednim w 2019 roku zanotowano spadek wielkości emisji amoniaku o 3,8%. Największy wpływ na tę zmianę miało mniejsze o 15,7% zużycie nawozów mineralnych (tab. 5).

Tabela 4

Emisja amoniaku z rolnictwa w Polsce (Gg)

Emisja NH_3	1990	2005	2010	2018	2019
Rolnictwo	484,49	318,60	297,46	312,48	300,58
Nawozy naturalne	238,31	155,68	130,37	137,33	137,26
Gleby rolne	246,09	162,85	167,08	175,13	163,29
Spalanie resztek roślinnych	0,08	0,07	0,02	0,02	0,04

Źródło: KOBiZE, 2021 (4)

Tabela 5

Zużycie nawozów mineralnych w latach 2005–2019 w Polsce (kt N)

Rok	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Zużycie	895	996	1056	1142	1095	1028	1091	1095	1179	1098	1004	1043	1151	1179	994

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS, 2005–2019 (3)

Emisja amoniaku ze zużycia mineralnych nawozów azotowych w 2019 roku wyniosła 59,46 Gg, co w przeliczeniu na 1 ha UR w dobrej kulturze stanowiło 4,1 kg NH_3 . Intensywność gospodarowania mineralnymi nawozami azotowymi jest zróżnicowana regionalnie i waha się w zakresie 21,7 tys. t w województwie podkarpackim do 134,2 tys. t w regionie wielkopolskim (tab. 1). Wynika to ze zróżnicowanego poziomu organizacyjno-ekonomicznego i struktury obszarowej gospodarstw rolnych. Znaczące regionalne różnice w poziomie zużycia mineralnych nawozów azotowych wywierają istotny wpływ na zróżnicowanie wielkości emisji amoniaku w poszczególnych województwach. Największą emisją amoniaku w przeliczeniu na 1 ha UR w dobrej kulturze charakteryzowały się województwa: opolskie, kujawsko-pomorskie i pomorskie (rys. 1). Emisje amoniaku, oszacowane z uwzględnieniem mocznika w strukturze zużycia mineralnych nawozów azotowych, wyniosły odpowiednio: 6,1; 5,6 i 5,2 kg $\text{NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ UR. Nieco mniejszą intensywnością emisji amoniaku charakteryzowały się województwa: dolnośląskie (4,9 kg $\text{NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$), wielkopolskie (4,6 kg $\text{NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$), zachodniopomorskie (4,5 kg $\text{NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) i lubelskie (4,2 kg $\text{NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$).



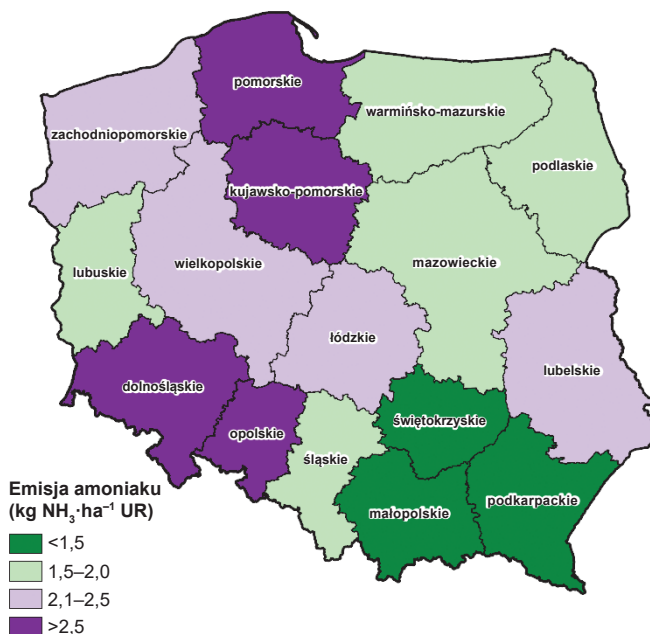
Rys. 1. Regionalne zróżnicowanie emisji amoniaku ze stosowania mineralnych nawozów azotowych (mocznik w strukturze zużycia)

Źródło: opracowanie własne

Emisje w zakresie 3,1–4,0 kg NH₃·ha⁻¹ UR w dobrej kulturze stwierdzono w województwach: warmińsko-mazurskim, śląskim, lubelskim, lubuskim i mazowieckim. W pozostałych województwach emisja amoniaku wynosiła poniżej 3,0 kg NH₃·ha⁻¹ UR w dobrej kulturze.

Wdrożenie działania polegającego na zastąpieniu w strukturze zużycia mineralnych nawozów azotowych typowego mocznika mocznikiem z inhibitorem znacznie obniżyło wielkość emisji amoniaku zarówno w skali kraju, jak i w poszczególnych regionach. Całkowita emisja amoniaku ze stosowania mineralnych nawozów azotowych wyniosła 29,92 Gg. W przeliczeniu na 1 ha UR w dobrej kulturze stanowiło to 2,1 kg NH₃. Największą emisją amoniaku w przeliczeniu na 1 ha UR w dobrej kulturze wyróżniały się województwa: opolskie, kujawsko-pomorskie, pomorskie i dolnośląskie (rys. 2). Emisje amoniaku, oszacowane z uwzględnieniem mocznika z inhibitorem ureazy w strukturze zużycia mineralnych nawozów azotowych, wyniosły odpowiednio 3,1; 2,8; 2,6 i 2,6 kg NH₃·ha⁻¹ UR. Stwierdzono więc redukcję emisji amoniaku w zakresie 2,2–2,8 kg NH₃·ha⁻¹ UR. Emisją amoniaku w zakresie 2,1–2,5 kg NH₃·ha⁻¹ UR charakteryzowały się województwa: lubelskie, łódzkie, wielkopolskie i zachodniopomorskie. Nieco mniejszą intensywność emisji zaobserwowano w województwach: warmińsko-mazurskim (1,8 kg NH₃·ha⁻¹), lubuskim i mazowieckim (1,7 kg NH₃·ha⁻¹) oraz podlaskim i śląskim (1,6 kg NH₃·ha⁻¹).

W pozostałych rejonach oszacowane emisje osiągały wartości poniżej $1,5 \text{ kg NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ UR w dobrej kulturze.



Rys. 2. Regionalne zróżnicowanie emisji amoniaku ze stosowania mineralnych nawozów azotowych (mocznik z inhibitorem w strukturze zużycia)

Źródło: opracowanie własne

Wprowadzony od sierpnia 2021 r. zakaz stosowania tradycyjnego mocznika i zastąpienie go mocznikiem z inhibitorem ureazy może skutkować znacznym ograniczeniem emisji amoniaku. Przeprowadzona projekcja wdrożenia takiego rozwiązania dla 2019 r. wykazała redukcję emisji amoniaku o 29,5 Gg, tj. ponad 49%. Oszacowane wielkości emisji amoniaku odniesiono także do roku 2005, dla którego całkowita wielkość emisji NH₃ ze zużycia mineralnych nawozów azotowych wynosiła 53,57 Gg. Obliczona emisja amoniaku w 2019 r. była o 5,89 Gg, tj. 11,0% wyższa w porównaniu z emisją NH₃ w 2005 r. (tab. 6). Natomiast stosowanie mocznika z inhibitorem ureazy mogłoby zredukować emisję amoniaku w stosunku do 2005 r. ponad 44%.

Tabela 6

Zmiana emisji amoniaku z nawozów mineralnych w latach 2005–2019

Działanie	(Gg)	(%)
Bez działań redukcyjnych	5,89	11,0
Mocznik stosowany z inhibitorem ureazy	-23,65	-44,1

Źródło: opracowanie własne

Zgodnie ze wskazaniami zawartymi w dyrektywie NEC od 2030 r. ograniczenie emisji amoniaku w kraju powinno wynosić 17% dla każdego roku w stosunku do roku 2005. Przeprowadzona projekcja wykazała, że zakaz stosowania typowego mocznika i propozycja zastąpienia go mocznikiem z inhibitorem ureazy może skutkować istotnym ograniczeniem emisji NH_3 . Nie oznacza to jednak, że wymagania dotyczące poziomu redukcji 17% emisji amoniaku z sektora rolnego dla każdego roku od 2030 r. w porównaniu z 2005 r. zostaną spełnione. Duży wpływ na wielkość emisji amoniaku ma także produkcja zwierzęca.

Przegląd krajowych danych statystycznych wskazuje, że ciągle występują zmiany w poziomie zużycia mineralnych nawozów azotowych. Od przystąpienia Polski do UE, czyli od 2004 r. obserwujemy (z nielicznymi wyjątkami) stopniowy wzrost zużycia nawozów mineralnych. Według prognozy na lata 2020–2040 zużycie mineralnych nawozów azotowych będzie rosło przy jednoczesnym spadku areału użytków rolnych (tab. 3). Skutkiem tych przemian będą zmiany w wielkości emisji amoniaku. Według prognozy KOBiZE całkowita emisja NH_3 z sektora rolnego w latach 2025, 2030, 2035 i 2040 wyniesie odpowiednio: 304,64; 310,34; 314,84 i 320,11 Gg (5). Szacunki te obejmują emisje amoniaku z nawozów naturalnych, gleb rolnych oraz spalania resztek poźniwnych. Pomimo iż w szacunkach tych uwzględniono jedną z praktyk wpływających na ograniczenie emisji, a mianowicie przykrycie wszystkich zbiorników z gnojowicą i gnojówką, to wskazane prognozy szacunków nie są wystarczające do osiągnięcia celu redukcyjnego –17% w stosunku do roku 2005. Jednocześnie w wyżej wymienionych szacunkach nie uwzględniono żadnych działań ograniczających emisję amoniaku ze zużycia mineralnych nawozów azotowych. Jedną z takich praktyk jest wprowadzony od 1 sierpnia 2021 r. zakaz stosowania typowego mocznika, który charakteryzuje się najwyższym współczynnikiem emisji amoniaku. Dlatego też wykonano prognozy emisji NH_3 dla lat 2025, 2030, 2035 i 2040 ze stosowania mineralnych nawozów azotowych. Oszacowano dwa scenariusze emisji amoniaku, z uwzględnieniem mocznika w strukturze zużycia oraz zastąpienie go mocznikiem z inhibitorem ureazy. Wprawdzie udział emisji ze zużycia nawozów mineralnych w całkowitej emisji z rolnictwa wynosi tylko około 20% (2019 r.), to jednak istotna redukcja ze stosowania nawozów mineralnych może znacząco obniżyć całkowitą wielkość emisji NH_3 .

Przeprowadzona dla wybranych lat projekcja emisji amoniaku ze zużycia mineralnych nawozów azotowych wykazała stopniowy wzrost emisji NH_3 (tab. 7). Oszacowana emisja amoniaku z mineralnych nawozów azotowych z uwzględnieniem tradycyjnego mocznika w strukturze zużycia mieściła się w zakresie od 71,66 Gg w 2025 r. do 76,93 Gg w 2040 r. Natomiast wdrożenie działania polegającego na zastąpieniu typowego mocznika mocznikiem z inhibitorem ureazy wpłynęło na redukcję emisji amoniaku o 49,8%. Oszacowana emisja NH_3 wyniosła 35,95 Gg w 2025 r. i wzrosła do 38,59 Gg w 2040 r. (tab. 7). Całkowita oszacowana emisja amoniaku z sektora rolnego dla prognozowanych lat mieściła się w przedziale 268,93–281,77 Gg i uległa redukcji o około 12%. Uwzględnienie działania redukcyj-

nego (mocznik z inhibitorem ureazy) pozwoliło uzyskać ograniczenie całkowitej emisji amoniaku o 14,1% w latach 2005–2030. Należy jednak zwrócić uwagę na stopniowy dalszy wzrost emisji w następnych latach i w perspektywie 2040 r. wielkość redukcji emisji NH_3 w porównaniu z 2005 r. zmaleje i wyniesie 11,6%.

Tabela 7

Projekcja emisji amoniaku na lata 2025–2040

Działanie	2025	2030	2035	2040
Zużycie nawozów mineralnych	1198	1230	1258	1286
Całkowita emisja NH_3 z rolnictwa (Gg)	304,64	310,34	314,84	320,11
Emisja NH_3 z nawozów mineralnych (w strukturze zużycia – mocznik) (Gg)	71,66	73,58	75,25	76,93
Emisja NH_3 z nawozów mineralnych (w strukturze zużycia – mocznik z inhibitorem urazy) (Gg)	35,95	36,91	37,75	38,59
Różnica emisji NH_3 z nawozów mineralnych (Gg)	35,71	36,67	37,50	38,34
Całkowita emisja NH_3 z wdrożonym działaniem (Gg)	268,93	273,67	277,34	281,77

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

Spełnienie wymogów określonych w dyrektywie NEC w zakresie emisji amoniaku z sektora rolnego i osiągnięcie wskazanego celu redukcyjnego –17% w 2030 r. w stosunku do roku 2005 nie jest łatwe. Wprowadzony od 1 sierpnia 2021 r. zakaz stosowania tradycyjnego mocznika i obowiązek zastąpienia go mocznikiem z inhibitorem ureazy lub otoczkowanego powłoką biodegradowalną może znacząco zredukować emisję NH_3 ze stosowania mineralnych nawozów azotowych. Wdrożenie zaproponowanego rozwiązania będzie miało duży wpływ na budżet gospodarstw rolniczych. Mocznik z inhibitorem ureazy jest droższy od typowego mocznika granulowanego. Uważa się jednak, że znacznie większe będą korzyści z ograniczenia strat azotu i emisji amoniaku niż zaniechanie działania ze względu na koszty środków produkcji.

Szacunki wykonane dla 2019 r. z uwzględnieniem zaproponowanej zamiany mocznika wykazały redukcję emisji amoniaku o ponad 49% w porównaniu z szacunkami wykonanymi dla typowego mocznika. Pomimo tak znaczącej redukcji emisji z nawozów mineralnych oszacowana całkowita emisja NH_3 z rolnictwa została zredukowana o 14,9% w porównaniu z 2005 r.

Przeprowadzona analiza wykazała także znaczne regionalne zróżnicowanie emisji amoniaku ze stosowania mineralnych nawozów azotowych. Największymi emisjami NH_3 w przeliczeniu na ha UR w dobrej kulturze charakteryzowały się województwa: opolskie, kujawsko-pomorskie, pomorskie i dolnośląskie. Tak więc, w tych regionach należy zwrócić szczególną uwagę na racjonalne stosowanie nawozów azotowych.

Również projekcja wykonana do 2040 r. wskazuje na istotne ograniczenie emisji amoniaku, jednak niewystarczające do osiągnięcia celu redukcyjnego. Dlatego też

rekomenduje się wdrażanie praktyk rolniczych wpisujących się we Wspólną Politykę Rolną i przyczyniających się do ograniczenia emisji amoniaku.

Literatura

1. 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.
2. EMEP/EEA: EMEP/EEA emission inventory guidebook 2019. Copenhagen: European Environment Agency, 2019.
3. GUS: Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2005.... 2018/2019. GUS, Warszawa 2005–2019.
4. KOBiZE: Krajowy bilans emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 1990–2019. Warszawa: IOŚ-PIB, Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, 2021.
5. KOBiZE: Projekcje emisji wybranych zanieczyszczeń do powietrza do roku 2040. Warszawa: IOŚ-PIB, Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, 2021.
6. KOBiZE: Poland's Informative Inventory Report 2021. Warszawa: IOŚ-PIB, Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, 2021.
7. Kodeks doradczy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczania emisji amoniaku. MRiRW, Warszawa, 2020.
8. Komisja Europejska: Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady Europejskiej, Rady, Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Europejski Zielony Ład. COM(2019) 640 final, 2019.
9. Marcinkowski T., Kierończyk M.: Efektywność inhibitora ureazy NBPT w ograniczaniu emisji amoniaku z mocznika i roztworów saletrzano-mocznikowych (RSM) stosowanych w mineralnym żywieniu roślin. Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury, 2015, t. XXXII, 62(3/1/15): 271-279.
10. M o c e k A. (red.): Gleboznawstwo. Wyd. I. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN, 2014, s. 201-205.
11. Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 2 grudnia 2020 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o nawozach i nawożeniu. Dz.U. 2021 poz.76.
12. Wałczak J., Jarosz Z., Jugowar J.L., Krawczyk W., Mielcarek P., Skowrońska M.: Wdrażanie dyrektywy NEC oraz konkluzji BAT w zakresie redukcji emisji amoniaku z rolnictwa. FDPA, Wydawnictwo Naukowe SCHOLAR, Warszawa, 2019.

Adres do korespondencji:

dr Zuzanna Jarosz; prof. dr hab. Antoni Faber
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel.: 81 4786 766; 81 4786 767
e-mail: zjarosz@iung.pulawy.pl; faber@iung.pulawy.pl

AUTOR

Zuzanna Jarosz

Antoni Faber

ORCID

0000-0002-3428-5804

0000-0002-3055-1968