

STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB

ZESZYT 52(6): 9-18

2017

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz, Jerzy Kopiński*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach***ZASTOSOWANIA MODELI DO WERYFIKACJI WSKAŹNIKÓW EMISJI
AMONIAKU Z MINERALNYCH NAWOZÓW AZOTOWYCH*****Słowa kluczowe:** amoniak, emisja amoniaku, wskaźniki emisji**Wstęp**

Realizacja postanowień Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu (17), Protokołu z Kioto do tej Konwencji (16) oraz Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości (9) obliguje nasz kraj do corocznego raportowania i sporządzania bilansów emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych oraz innych zanieczyszczeń powietrza m. in. amoniaku, metanu, tlenków azotu i pyłów.

Rolnictwo jest głównym źródłem emisji amoniaku (NH_3) do atmosfery. Jak wynika z inwentaryzacji przeprowadzonej w Polsce w 2014 r. emisja ogółem tego gazu wynosiła 265 130,2 t r⁻¹ (8). Rolnictwo miało w niej 98% udział, z czego 69% przypadało na produkcję zwierzęcą, zaś 31% związane było ze stosowaniem mineralnych nawozów azotowych. W krajach EU-28 emisja NH_3 osiągnęła w 2013 r. wartość 3,6 miliona ton r⁻¹ i była mniejsza o 30% w stosunku do roku 1990 (5). Rolnictwo miało w tej emisji 93% udział, w tym produkcja zwierzęca około 56%.

Amoniak jest bezbarwnym gazem o cierpkim zapachu, który powstaje w trakcie rozkładu materii organicznej lub emitowany jest z mocznikowych i amonowych mineralnych nawozów azotowych. Jest to gaz w większych stężeniach szkodliwy dla środowiska, ponieważ powoduje jego eutrofizację oraz zakwaszenie, co prowadzić może do powstania szkód w ekosystemach wrażliwych na wzrost zawartości reaktywnego azotu, pogorszenia bioróżnorodności oraz jakości wód (14, 15). Część NH_3 może w atmosferze przekształcać się w podtlenek azotu mający wpływ na zmiany

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

klimatu, część zaś reagować ze związkami kwaśnymi tworząc aerozole drobnych pyłów transportowanych w atmosferze na większe odległości.

Ze względu na oddziaływanie NH_3 na środowisko, emisje tego gazu są corocznie inwentaryzowane przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBIZE), co wynika z uregulowań krajowych oraz z porozumień międzynarodowych. Podstawą analiz KOBIZE są przede wszystkim współczynniki emisji opracowane dla źródeł rolniczych w państwach zachodnioeuropejskich. Inwentaryzacje emisji wykonuje się na podstawie obowiązującej metodyki międzynarodowej zawartej w Poradnikach E M E P/E E A z lat 2009 i 2013 (2, 3). Wytyczne zawierają szereg standardowych wskaźników, które można wykorzystywać w inwentaryzacjach. Ostatnio jednak zalecenia te zostały ponownie znowelizowane (4). W nowelizacji zmieniono niektóre wskaźniki wykorzystywane w inwentaryzacjach emisji związane ze stosowaniem nawozów azotowych oraz wskaźniki dla poszczególnych asortymentów nawozów azotowych. Ze względu na specyfikę rolnictwa, w poszczególnych krajach zaleca się wykorzystywanie w analizach własnych wskaźników emisji, jednak weryfikacja tych wskaźników przy użyciu pomiarów stężeń NH_3 wykonanych w Polsce nie jest obecnie możliwa. Badania dotyczące opracowania i weryfikacji wskaźników emisji są kosztowne i czasochłonne, a więc nadal istnieje ogólny brak lub niewystarczająca ilość danych doświadczalnych. W tej sytuacji wstępna ocena skutków nowelizacji wskaźników emisji jest możliwa jedynie poprzez zastosowanie modeli symulujących emisję NH_3 z nawozów mineralnych.

Celem opracowania jest porównanie wskaźników emisji E M E P / E E A 2016, (4) dla mineralnych nawozów azotowych ze wskaźnikami wyszacowanymi dla Polski według dwóch modeli skalibrowanych dla warunków Europy.

Materiały i metodyka

W opracowaniu wykorzystano dane o wielkości zużycia mineralnych nawozów azotowych w dziesięciolecie 2006-2015 (7). Zużycie poszczególnych asortymentów nawozów azotowych przyjęto z literatury (10); (Tab. 1).

Tabela 1

Zużycie ogółem oraz zużycie asortymentów nawozów azotowych w latach 2006-2015 (tys. ton)

Nawozy	Lata									
	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Saletra amonowa	343	364	388	380	384	379	385	405	370	334
Fosforan amonu	24	25	27	25	25	24	20	23	20	18
Siarczan amonu	24	25	34	31	29	30	35	35	34	28
Saletra wapniowa	184	195	208	198	201	200	190	205	190	168
RSM	45	48	53	49	50	49	38	45	46	43
Mocznik	278	296	318	306	316	317	322	356	320	300
Nawozy NPK	98	103	114	105	108	110	105	132	117	113
Ogółem	996	1056	1142	1094	1113	1109	1095	1201	1097	1004

Źródło: Nawozy ogółem – GUS (7); asortymenty nawozów - Kopiński, 2017 (10)

Wielkości emisji NH_3 z nawozów azotowych szacowano dla Polski (NUTS-0) według metodyki E M E P / E E A 2009, 2013, 2016 (2, 3, 4) wykorzystując współczynnik (wskaźnik) emisji amoniaku (EF) dla metody poziomu pierwszego (Tier 1) oraz wskaźniki emisji EF dla asortymentów nawozów według metody poziomu drugiego (Tier 2) (Tab. 2).

Tabela 2

Współczynniki emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych zalecane do stosowania w inwentaryzacjach emisji poziomu 1 i poziomu 2

Metoda poziomu	Współczynniki emisji amoniaku (EF, % zużytego nawozu azotowego)		
	2009*	2013**	2016**
Pierwszego: nawozy azotowe ogółem	8,4	8,1	5,0
Drugiego: Saletra amonowa	0,89	3,7-3,7	1,6-3,3
Fosforan amonu	1,61	11,3-29,3	5,1-9,4
Siarczan amonu	1,61	1,3-27,0	9,2-17,0
Saletra wapniowa	0,89	2,2-2,2	0,8-1,7
RSM	-	12,5-12,5	10,0-9,7
Mocznik	13,82	24,3-24,3	15,9-16,8
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	0,89	3,7-3,7	6,7-9,4

Źródło: EMEP / EEA 2009, 2013, 2016 (2, 3, 4);

*-przyjęta średnia temperatura wiosny (kwiecień) – 9^o C; **-dolna wartość przedziału dla gleb o pH < 7, górna wartość przedziału dla gleb o pH > 7

Metodyka E M E P / E E A 2016 (4) zachęca do stosowania w szacunkach emisji modeli, które traktowane są jako metody poziomu 3 (Tier 3). Wielkości wskaźników emisji dla Polski oszacowano przy użyciu dwóch modeli. Empirycznego modelu opracowanego dla warunków Wielkiej Brytanii (12) w modyfikacji M i s s e l b r o o k i in. 2015 (13) oraz mechanistycznego modelu DNDC (Tab. 3).

Model M i s s e l b r o o k i in. 2015 (13) wybrano dlatego, że został on wymieniony metodyce E M E P / E E A 2016 (4) jako przykład metody szacowania emisji amoniaku poziomu trzeciego (Tier 3). Model zakłada wielkości maksymalnych współczynników emisji NH_3 (EFmax) dla poszczególnych asortymentów mineralnych nawozów azotowych oraz współczynniki modyfikujące wartości EFmax (Tab. 3)

Tabela 3

Maksymalne współczynniki emisji amoniaku (EFmax) z mineralnych nawozów azotowych oraz czynniki modyfikujące ich wielkości

Nawóz azotowy	EFmax (% zużytego nawozu)	Czynnik modyfikujący
Saletra amonowa	1,8	-
Fosforan amonu	45	pH gleby
Siarczan amonu	45	pH gleby
Saletra wapniowa*	1,8	-
RSM	23	dawka N, opady, temperatura
Mocznik	45	dawka N, opady, temperatura
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	1,8	-

Źródło: *- Misselbrook i in., 2004, 2015 (12, 13)

EFmax dla fosforanu amonu i siarczanu amonu wynosi 45% dla gleb o pH >7 oraz 1,8% dla gleb o pH < 7.

W przypadku mocznika i RSM współczynnik modyfikujący EFmax zależy od dawki w następujący sposób:

- jeśli dawka jest $\leq 30 \text{ kg N ha}^{-1}$ współczynnik modyfikujący wynosi $0.62 * \text{EFmax}$ (taki współczynnik przyjęto w obliczeniach własnych),
- jeśli dawka jest $\geq 150 \text{ kg N ha}^{-1}$ współczynnik modyfikujący wynosi $1 * \text{EFmax}$,
- dla dawek w zakresie $30\text{--}150 \text{ kg N ha}^{-1}$ współczynnik modyfikujący obliczany jest ze wzoru $((0,0032 * \text{dawka}) + 0,5238)$.

Modyfikacja EFmax dla mocznika i RSM w zależności od opadów dokonywana jest na podstawie prawdopodobieństwa wystąpienia opadów > 5mm w 1, 2, 3, 4 i 5 dobie po zastosowaniu nawozu. Współczynniki redukcji EFmax dla tych okresów czasu wynoszą odpowiednio: 0,3, 0,5, 0,7, 0,8 oraz 0,9 EFmax.

Współczynniki redukcji EFmax dla mocznika i RSM w zależności od temperatury liczy się ze wzoru *M i s s e l b r o o k i in.* (12):

$$\text{RFtemp} = e^{(0,1386 * (T \text{ miesiąca} - T \text{ roku})/3)}$$

W obliczeniach przyjmowano średnią miesięczną temperaturę kwietnia (T miesiąca) i średnią miesięczną temperaturę roku (T roku). Średnią temperaturę przyjmowano dla kwietnia, ponieważ zakładano, że mocznik i RSM stosowane będą w pierwszej dawce. Wielkość tej dawki w przeliczeniu na 1 ha użytków rolnych przyjęto jako mniejszą od 30 kg N ha^{-1} .

Jeśli dla nawozów nie ustanowiono czynników modyfikujących, to przyjmuje się, że współczynnik redukujący EFmax ma wartość równą 1.

Współczynniki emisji dla każdego mineralnego nawozu azotowego obliczane są ze wzoru *M i s s e l b r o o k i in.* (12):

$$\text{EF} = \text{EFmax} * \text{RF pH gleby} * \text{RF dawka N} * \text{RF opad} * \text{RF temperatura}$$

Określona na podstawie pomiarów polowych niepewność EFmax wynosiła 30% ($\pm 0,3 * \text{EFmax}$).

W badaniach wykorzystano również mechanistyczny model DNDC (6, 11). Pozwala on symulować między innymi wielkości emisji amoniaku. Danymi wejściowymi w tym modelu były: minimalne i maksymalne temperatury dobowe, dobowe sumy opadów, właściwości gleby (zawartość iłu koloidalnego, ciężar objętościowy, odczyn, zawartość glebowej materii organicznej, zawartości jonów NH_4^+ i NO_3^-) oraz dane agrotechniczne (zmianowanie roślin, głębokość orki i dawki nawozów mineralnych). Symulacje wykonano dla gleb średnich, o pH mniejszym od 7, uprawianych i użytkowanych zgodnie z zaleceniami IUNG-PIB. Uwzględniono w nich okres dwudziestolecia dla zmianowania: rzepak ozimy, pszenica ozima, pszenica ozima, pszenżyto. W uprawach stosowano nawożenie azotem w dawkach odpowiednio: 180, 100, 120, 100 kg N/ha . Nawozy azotowe stosowano w dwóch dawkach w postaci jednego z asortymentów: mocznik, saletra amonowa, siarczan amonu, fosforan amonu, saletra wapniowa. Symulacje wykonywano dla klimatu chłodnego umiarkowanego

i suchego (województwa: Kujawsko-pomorskie, Mazowieckie) oraz klimatu chłodnego umiarkowanego i wilgotnego (województwa: Pomorskie i Małopolskie). Współczynniki emisji amoniaku (EF) dla każdej lokalizacji i roku obliczono ze wzoru:

$$EF = (E/N) * 100$$

gdzie: EF – współczynnik emisji (% zużytego nawozu), E – emisja N-NH₃ (kg ha⁻¹ r⁻¹), N – dawka azotu (kg·ha⁻¹ r⁻¹). Otrzymane EF dla lokalizacji i lat miały rozkłady normalne, co umożliwiło oszacowania dla każdej lokalizacji średnich EF, odchyłeń standardowych, 95% przedziału ufności (test t-Studenta), niepewności dla przedziału ufności oraz niepewności w procentach.

Wyniki i dyskusja

Emisje amoniaku szacowane według metody poziomu pierwszego E M E P / E E A

Oszacowane emisje amoniaku według metody poziomu pierwszego E M E P / E E A z uwzględnieniem wskaźników dla lat 2009 i 2013 mieściły się w przedziałach odpowiednio od 83706 do 99044 ton r⁻¹ oraz od 80717 do 95507 t r⁻¹. E M E P / E E A obniżyła w 2016 r. wskaźnik emisji amoniaku dla nawozów azotowych ogółem do wartości 5% (Tab. 2). Oszacowane emisje NH₃ przy użyciu tego wskaźnika wahałyby się dla Polski w granicach od 49825 do 58955 ton·r⁻¹ (Tab. 4). Emisje te średnio byłyby mniejsze niż szacowane według EF dla 2009 i 2013 r. odpowiednio o 40 i 38%, ponieważ o tyle mniejszy jest wskaźnik emisji amoniaku w 2016 w stosunku do lat 2009 i 2013 (Tab. 2). Trendy wzrostu zużycia nawozów oraz emisji NH₃ w latach 2006-2015 były nieistotne statystycznie.

Tabela 4

Emisje amoniaku powodowane zużyciem mineralnych nawozów azotowych oszacowane według metody poziomu pierwszego E M E P / E E A 2009, 2013, 2016 (2, 3, 4)

Rok	Emisje amoniaku (ton r ⁻¹)		
	2009	2013	2016
2006	83706	80717	49825
2007	88721	85552	52810
2008	95953	92526	57115
2009	92014	88727	54770
2010	85991	82920	51185
2011	91652	88379	54555
2012	91955	88671	54735
2013	99044	95507	58955
2014	92266	88970	54920
2015	84302	81292	50180
Średnia	90560	87326	53905

Źródło: opracowanie własne

Wskaźniki emisji amoniaku według metody poziomu drugiego E M E P / E E A 2016 oraz modelu poziomu trzeciego według M i s s e l b r o o k i n. (13) w latach 2006-2015

Wskaźniki emisji NH_3 dla asortymentów nawozów azotowych oszacowane metodą poziomu drugiego (4) i trzeciego (12, 13) różniły się dość znacznie (Tab. 5). Średni ważony wskaźnik emisji dla asortymentów nawozów oszacowany metodą poziomu drugiego wynosił 6,8% i był większy od współczynnika EF przyjętego w metodzie poziomu pierwszego (5%) (4). Model poziomu trzeciego wykazywał mniejsze wartości wskaźników emisji amoniaku dla wszystkich asortymentów nawozów, z wyjątkiem saletry amonowej i wapniowej, w porównaniu z EF według E M E P / E E A 2016 (4). W konsekwencji średni ważony EF = 4,2% był również mniejszy niż dla metody poziomu pierwszego (5%). Jak wykazały dalsze analizy wystąpienie opadu > 5 mm w pierwszej dobie po zastosowaniu mocznika i RSM obniżyłoby ich wskaźniki emisji odpowiednio do $2,9 \pm 0,35\%$ oraz $1,5 \pm 0,18\%$ zastosowanej dawki azotu.

Tabela 5

Współczynniki emisji amoniaku dla poszczególnych asortymentów nawozów azotowych według E M E P / E E A 2016 (4) oraz średnie wyszacowane współczynniki emisji dla mocznika i RSM według modelu Misselbrook i in.

Nawóz azotowy	Wskaźniki emisji amoniaku (EF, % zużytego nawozu N)*	
	EMEP/EEA 2016, (4)	Misselbrook i in. 2015, (13)
Saletra amonowa	1,6	1,8
Fosforan amonu	5,1	1,8
Siarczan amonu	9,2	1,8
Saletra wapniowa	0,8	1,8
RSM	10,0	$5,0 \pm 0,59$
Mocznik	15,9	$9,7 \pm 1,16$
Nawozy NPK	6,7	1,8
Średnia ważona	6,8	4,2

Źródło: Misselbrook i in., 2015 (13)

*-wartości dla gleb o $\text{pH} < 7$, które stanowią ponad 90% ogółu gleb w Polsce; średnie dla lat 2006-2015; $\pm$ niepewność dla 95% przedziału ufności

Oszacowane dla mocznika średni współczynnik emisji NH_3 według modelu Misselbrook i in. (13) był większy od zmierzonego doświadczalnie w warunkach Niemiec (kwiecień) $\text{EF} < 5\%$ (1).

Wskaźniki emisji amoniaku według metody poziomu trzeciego DNDC

Symulacje wykonane przy użyciu modelu DNDC wykazały dla wszystkich asortymentów nawozów azotowych, z wyjątkiem saletry amonowej i wapniowej, współczynniki emisji NH_3 mniejsze od ustalonych przez E M E P / E E A 2016 (4) oraz od oszacowanych dla mocznika przez model M i s s e l b r o o k i n. 2015 (13) (Tab. 6). Współczynniki emisji amoniaku dla saletry amonowej, fosforanu amonu,

siarczaniu amonu oraz saletry wapniowej były według symulacji większe niż przyjęte przez M i s s e l b r o o k i in. 2015 (13). Znacznie mniejsze współczynniki EF dla mocznika mieszczą się w zakresie pomiarów wykonanych w Niemczech (<2,0 do <3,5 %) przez K h a l i l i in. (2006, 2009) oraz W e b e r i in. (2004) (za D ö h l e r, 2015).

Tabela 6
Współczynniki emisji amoniaku według symulacji modelu DNDC (symulacje za okres 20-lecia)

Klimat	Woj..	Nawóz azotowy	Wskaźniki emisji amoniaku (EF, % zużytego nawozu N)*		
			Średnia*	Odch. std.*	U**
ChUS	kujawsko-pomorskie	Saletra amonowa	2,9	2,5	40,3
		Fosforan amonu	3,2	2,5	35,9
		Siarczan amonu	3,2	2,5	35,9
		Saletra wapniowa	2,6	2,5	45,7
		Mocznik	3,3	2,4	33,6
ChUS	mazowieckie	Saletra amonowa	2,5	2,0	37,4
		Fosforan amonu	2,8	2,0	33,2
		Siarczan amonu	2,8	2,0	33,2
		Saletra wapniowa	2,2	2,0	37,4
		Mocznik	3,0	2,1	31,6
ChUW	pomorskie	Saletra amonowa	2,2	1,1	22,1
		Fosforan amonu	2,4	1,0	19,4
		Siarczan amonu	2,4	1,0	19,4
		Saletra wapniowa	2,4	1,3	22,1
		Mocznik	2,6	1,0	17,6
ChUW	małopolskie	Saletra amonowa	2,6	1,3	23,1
		Fosforan amonu	2,6	1,2	21,5
		Siarczan amonu	2,6	1,2	21,5
		Saletra wapniowa	2,7	1,3	22,3
		Mocznik	2,8	1,2	19,8
Średnia		Saletra amonowa	2,2	1,7	17,4
		Fosforan amonu	2,4	1,7	15,5
		Siarczan amonu	2,4	1,7	15,5
		Saletra wapniowa	1,9	1,7	19,5
		RSM***	2,4	-	-
		Mocznik	2,5	1,6	14,6
		Nawozy NPK****	2,2	-	-
Średnia ważona			2,3	-	-

Źródło: opracowanie własne

** - % średniej; ***- średnia dla saletry amonowej i mocznika; ****- wartość jak dla saletry amonowej

Wielkości emisji amoniaku w latach 2006-2015 dla porównywanych metod

Różnice w wielkościach współczynników emisji sprawiały, że wielkości emisji amoniaku w latach 2006-2015 różniły się znacznie (Tab. 7). Biorąc za podstawę średnie emisje w badanym okresie największe szacunki uzyskano dla metody E M E P / E E A 2016 poziomu drugiego. Wielkości emisji amoniaku wahały się w przedziale od 67046 do 84178 t r⁻¹, a średnia wielkość wyniosła 74862 t r⁻¹. W stosunku do niej emisje dla metody E M E P / E E A 2016 poziomu 1, M i s s e l b r o o k oraz DNDC były mniejsze odpowiednio o 28, 39 i 67%.

Metody poziomu trzeciego z definicji uznawane są za dokładniejsze w porównaniu do poziomu pierwszego i drugiego. Jednakże ich wykorzystanie w inwentaryzacjach emisji wymaga walidacji modeli w stosunku do pomiarów emisji amoniaku z nawozów.

Tabela 7

Wielkości emisji amoniaku oszacowane dla porównywanych metod

Rok	Emisja amoniaku (t r ⁻¹)			
	EMEP/EEA 2016 (4)		Misselbrook i in., 2015 (13)	DNDC
	Poziom 1	Poziom 2	Poziom 3	Poziom 3
2006	49825	67046	39342	22380
2007	52810	71188	42626	23731
2008	57115	77503	42603	25682
2009	54770	73926	56838	24602
2010	51185	75731	49431	25039
2011	54555	75877	51462	24955
2012	54735	75525	46330	24672
2013	58955	84178	46388	27081
2014	54920	76474	46461	24724
2015	50180	71172	35886	22662
Średnia	53905	74862	45737	24553

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

1. Zastosowanie w inwentaryzacjach emisji amoniaku wskaźnika emisji EF = 5% zastosowanego azotu ogółem (E M E P / E E A, 2016; metoda poziomu 1) obniża emisję o 38-40% w stosunku do wskaźników wcześniej przyjmowanych (E M E P / E E A, 2009, 2013; metody poziomu 1).
2. Średni ważony wskaźnik emisji amoniaku dla asortymentów nawozów oszacowany metodą poziomu 2 (E M E P / E E A, 2016) wynosił 6,8% i był większy od wskaźnika EF dla poziomu pierwszego (5%).
3. Model empiryczny Misselbrook i in. 2015 wyszacował dla asortymentów nawozów średni ważony wskaźnik emisji amoniaku EF = 4,2%.

4. Model DNDC wyzaczał dla asortymentów nawozów średni ważony wskaźnik emisji amoniaku $EF = 2,3\%$.
5. Zastosowanie modeli (metody poziomu 3), po ich walidacji w stosunku do pomiarów emisji amoniaku, może przyczynić się do obniżenia inwentaryzowanych emisji tego gazu.

Literatura

1. D ö h l e r H.: Statement on the EMEP Emission Factors for Mineral Fertilizers from the Applied Research Perspective in Germany. TFEIP A & N Panel Meeting Milan, 11-12 May 2015.
2. E M E P / E E A: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. European Environment Agency, Copenhagen, 2009.
3. E M E P / E E A: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. European Environment Agency, Copenhagen, 2013.
4. E M E P / E E A: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. European Environment Agency, Copenhagen, 2016.
5. E U R O S T A T: Agriculture – ammonia emission statistics. June, 2015.
6. Gilhespy S. L., Anthony S., Cardenas L., Chadwick D., Prado A., Li Ch., Misselbrook T. H., Rees R., Salas W., Sanz-Cobena A.: First 20 years of DNDC (DeNitrification DeComposition): Model evolution. Ecological Modeling, 2014, **292**: 51-62.
7. G U S: Rocznik Statystyczny Rolnictwa. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 2006-2016.
8. K O B i Z E (Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami): Krajowy Bilans Emisji SO_2 , NO_x , CO , NH_3 , NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2013-2014. W układzie klasyfikacji SNAP i NFR. Raport podstawowy. 2016, ss. 42.
9. Konwencja w sprawie transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości sporządzona w Genewie dnia 13 listopada 1979 r. (Dz. U. z dnia 28 grudnia 1985 r.). Dz.U.85.60.311.
10. K o p i ń s k i J.: Bilans azotu brutto jako agrośrodowiskowy wskaźnik zmian oddziaływania produkcji rolniczej na środowisko. Metodologia, wyniki bilansu na poziomie NUTS-0, NUTS-2. Monografie i rozprawy naukowe IUNG-PIB (w druku)
11. L i C. S., 2000. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2017, **58**: 259-276.
12. Misselbrook T. H., Sutton M. A., Scholefield D.: A simple process-based model for estimating ammonia emissions from agricultural land after fertilizer applications. Soil Use and Management, 2004, **20**: 365–372.
13. Misselbrook T. H., Gilhespy S. L., Cardenas L. M., Williams J., Dragostis U.: Inventory of Ammonia Emissions from UK Agriculture 2014. DEFRA Contract SCF0102. Inventory Submission Report November 2015.
14. P i e t r z a k S.: Dobre praktyki w zakresie ograniczania emisji amoniaku z nawozów. Materiały instruktażowe, Wydawnictwo IMUZ, Falenty, 2009, 133/17.
15. P i n d e r R. W., A d a m s P. J., P a n d i s S. N., G i l l i l a n d A. B.: Temporally resolved ammonia emission inventories: Current estimates, evaluation tools, and measurement needs. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2006, **111**: 1-14.
16. Protokół z Kioto do Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu Sporządzony w Kioto dnia 11 grudnia 1997 r. (Dz. U. z dnia 17 października 2005 r.). Dz.U.05.203.1684.

17. Ramowa Konwencja Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu sporządzona w Nowym Jorku dnia 9 maja 1992 r. (Dz. U. z dnia 10 maja 1996 r.). Dz.U.1996.53.238.
-

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: bloch@iung.pulawy.pl*