

Wpłynęło 26.02.2013 r.  
Zrecenzowano 22.04.2013 r.  
Zaakceptowano 29.04.2013 r.  
A – koncepcja  
B – zestawienie danych  
C – analizy statystyczne  
D – interpretacja wyników  
E – przygotowanie maszynopisu  
F – przegląd literatury

## NIEROLNICZE ŹRÓDŁA EMISJI AMONIAKU DO ATMOSFERY

**Andrzej SAPEK** ABCDEF

Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Zakład Ochrony Jakości Wody

### Streszczenie

Emisja do atmosfery amoniaku jest czynnikiem degradującym środowisko, gdyż po powrocie na Ziemię amoniak przyczynia się do eutrofizacji i zakwaszenia środowiska. Niecałe 80% emitowanego amoniaku pochodzi z rolnictwa, a pozostała ilość ze źródeł nierolniczych, na które składają się ekosystemy naturalne, łańcuch pokarmowy człowieka, spalanie współczesnej i kopalnej biomasy, procesy przemysłowe oraz motoryzacja. Największej emisji można spodziewać się z działalności bytowej człowieka, lecz rozpatruje się tylko amoniak w oddechu, pocie, w pieluszkach niemowląt oraz w dymku z papierosa, pomijając udział czynności związanych z oczyszczaniem ścieków i zagospodarowaniem odpadów. Duży udział w emisji ma motoryzacja, w której stosuje się dodatek amoniaku do paliwa w celu usprawnienia katalizy w trakcie usuwania tlenków azotu. Tylko niektóre opracowania uwzględniają potrzebę ograniczania emisji ze źródeł nierolniczych, co utrudnia podejmowanie działań zaradczych.

**Słowa kluczowe:** amoniak, emisja, źródła nierolnicze, łańcuch pokarmowy człowieka, motoryzacja

### WSTĘP

Od lat 80. ubiegłego wieku wzrosło zainteresowanie obecnością amoniaku w atmosferze, którego źródłem jest emisja z powierzchni Ziemi. Globalną emisję amoniaku ( $\text{NH}_3$ ) z ekosystemów lądowych oceniono na 44 mln t  $\text{N-NH}_3$  rocznie (tab. 1) [FAO, IFA 2001]. Ilość amoniaku wyemitowana do atmosfery odpowiada jego ładunkowi powracającemu na Ziemię z opadem atmosferycznym, z którym w 1993 r. powróciło 38,7 mln t  $\text{N-NH}_3$  [NIEDER, BENBI 2008]. Różnica między ładunkiem wyemitowanym a ilością amoniaku w opadzie wynika nie tyle z błędów

**Tabela 1.** Emisja amoniaku ze źródeł lądowych**Table 1.** Ammonia gas emissions from terrestrial sources

Źródło Source	Emisja Emissions mln N-NH <sub>3</sub> · t r <sup>-1</sup> mln N-NH <sub>3</sub> · t y <sup>-1</sup>	Udział w emisji całkowitej Percent of total emissions %
Chów zwierząt Animal husbandry	21,6	48,6
Nawozy sztuczne Mineral fertilisers	9,0	20,3
Uprawa roślin Agricultural crops	2,6	5,9
Odchody ludzkie Human faeces	2,6	5,9
Gleby naturalne Natural soils	2,4	5,4
Spalanie biomasy i biopaliwa Biomass burning including biofuel	5,9	13,3
Spalanie paliw kopalnych Fossil fuel combustion	0,1	0,2
Procesy przemysłowe Industrial processes	0,2	0,5
Razem Total	44,4	100,0

Źródło: FAO, IFA [2001]. Source: FAO, IFA [2001].

w szacunkach, co ze zwiększenia się emisji między 1993 a 2001 r. Emitowany amoniak powraca z suchym i mokrym opadem atmosferycznym na powierzchnię Ziemi, gdzie przyczynia się do degradacji środowiska przez współdziałanie w zakwaszaniu wody i gleby oraz przyczynia się do eutrofizacji naturalnych ekosystemów lądowych i wodnych, w tym także środowiska Bałtyku [SAPEK 2011]. Najlepiej rozpoznany źródłem emisji amoniaku jest rolnictwo, któremu w skali globalnej przypisuje się 75% emisji ze źródeł lądowych (tab. 1). Dane te nie są jednak często uwzględniane w polskich zestawieniach statystycznych i licznych opracowaniach naukowych, a całą odpowiedzialność za emisję tego gazu obarcza się rolnictwo. Zauważono jednak znaczenie także innych źródeł, jak działalność bytowa człowieka, naturalne ekosystemy oraz przemysł i transport. Największy udział w emisji ze źródeł nierolniczych opisano w Chinach – 19,5% (tylko z konsumpcji energii) [DIANWU, ANPU 1994], również stosunkowo duży w Wielkiej Brytanii – 19% [SUTTON i in. 2000], mniejszy – 10% w Szwajcarii [REIDY i in. 2008] i 9% w Stanach Zjednoczonych [ANEJA i in. 2001] jeszcze mniejszy w Korei – 4% [LEE, PARK 2002] oraz bardzo mały w Polsce – 1,9 [DĘBSKI i in. 2009] i Danii 1% [HUTCHINGS i in. 2001]. Duża rozpiętość w szacunku emisji wynika z odmiennych zasad oceny, a nie ze stanu faktycznego.

Obecnie coraz większą uwagę zwraca się na ulatnianie amoniaku, także z innych źródeł niż rolniczych. Kompleksową i dociekliwą ocenę emisji amoniaku ze źródeł nierolniczych przeprowadzono w Zjednoczonym Królestwie [SUTTON i in. 2000] oraz w Stanach Zjednoczonych, gdzie opracowano szczegółowe współczynniki emisji nawet ze źródeł o niewielkim nasileniu [BATTYE i in. 2003; COE i in. 1996; ROE i in. 2004; SARWARA i in. 2005]. Emisja amoniaku pochodzi ze źródeł

naturalnych – od dzikich zwierząt i z nieuprawianych gleb oraz procesów technicznych związanych z przemysłem i transportem. Bytowej działalności człowieka niesłusznie przypisuje się tylko marginalny udział.

Dane Głównego Urzędu Statystyczny [GUS 1990–2011], publikowane dopiero od 1990 r., wykazują systematyczne zmniejszanie się tej emisji w Polsce, która zmalała ponad dwukrotnie od 1990 r., podczas gdy produkcja rolna się nie zmniejszyła w międzyczasie, a stosowanie azotowych nawozów sztucznych zwiększyło się istotnie [SAPEK 2013c]. W oficjalnych dokumentach emisję amoniaku oraz pozostałych gazowych związków azotu zestawia się w Polsce w przeliczeniu na masę cząsteczki, w której zawarty jest azot, a nie na czysty składnik, co bardzo utrudnia śledzenie obiegu i bilansowanie azotu w środowisku. Emisja amoniaku w Polsce wyniosła 273 Gg NH<sub>3</sub> w 2009 r., co w przeliczeniu na czysty składnik odpowiada 227,5 Gg N [GUS 2011]. W tym samym czasie emisja tlenków azotu wynosiła 820 Gg NO<sub>x</sub>, co równało się emisji 249,3 Gg N. Niewiele większy ładunek reaktywnego azotu jest rozpraszany z tlenkami do środowiska niż w przypadku emisji amoniaku, a różnica mieści się w granicach błędu. Mniej wnikliwi czytelnicy mogą pozostawać przekonani, że emisja reaktywnego azotu z tlenkami azotu stanowi trzykrotnie większe zagrożenie w środowisku niż azotu emitowanego z amoniakiem. Ponadto emisja cząsteczki amoniaku dwukrotnie bardziej przyczynia się do zakwaszania środowiska, gdyż w wyniku utlenienia amoniaku powstają dwa protony, natomiast w reakcji cząsteczki tlenków azotu z wodą tylko jeden.

Celem opracowania jest wykazanie, że oprócz działalności rolniczej są jeszcze inne źródła emisji amoniaku i nie można rolnictwa obarczać całkowitą odpowiedzialnością za amoniak w atmosferze i skupiać w nim wszystkie działania zaradcze.

## ŹRÓDŁA EMISJI AMONIAKU

Oprócz rolnictwa głównym źródłem emisji amoniaku jest bytowa działalność człowieka, ekosystemy naturalne, łącznie z dziką zwierzyną, oraz przemysł i transport. Do oceny emisji amoniaku stosuje się dwa postępowania – analizę chemiczną i bilansowanie azotu w układzie. Za pomocą analizy chemicznej mierzy się emisję tylko z pojedynczego obiektu lub zdarzenia, a wyniki się odpowiednio zwielokrotnia. Bilansowanie azotu opiera się na prawie zachowania masy, które musi być spełniane we wszystkich układach.

**Rolnictwo.** Emisja amoniaku w rolnictwie pochodzi z produkcji zwierzęcej oraz z gleb uprawnych [SAPEK 1995]. Opracowano współczynniki emisji dla każdego gatunku zwierząt. Różnią się one nie tylko w zależności od autorów, którzy rozważali różne czynniki organizacyjne i technologiczne, jak intensywność produkcji, sposób żywienia i postępowania z odchodami i nawozami naturalnymi, a zwłaszcza zawartość azotu w dawce pokarmowej zwierząt. Ta ostatnia ma decydujący wpływ na emisję. Współczynnikami emisji od inwentarza żywego objęto

sumaryczną emisję amoniaku, zaczynając od procesów metabolicznych zwierząt, ulatniania się z odchodów w pomieszczeniach inwentarskich i miejscach ich składowania, aż do ich stosowania w postaci nawozów naturalnych. Emisji amoniaku ulega do 50% azotu zawartego w dawce pokarmowej zwierząt, które z odchodami wydają równoważną ilość azotu skarmionego z paszą. Na takich założeniach oparto współczynniki zestawione w tabeli 2., aczkolwiek mają one już często znaczenie historyczne, bowiem współczesne technologie żywienia preferują dietę bogatą w białko. W rocznej diecie krowy o wydajności mleka 7 tys. kg na rok zawiera się ok. 110 kg azotu (N), a krowy o wydajności 10 tys. mleka aż 180 kg N [SAPPEK, WALCZUK 2009]. Można spodziewać się proporcjonalnie większych współczynników emisji w miarę zwiększania ilości białka w zadawanej paszy.

**Tabela 2.** Azot w odchodach i współczynniki emisji amoniaku w odniesieniu do wybranych kategorii zwierząt gospodarskich, kg N-NH<sub>3</sub>·zwierzę<sup>-1</sup>·r<sup>-1</sup> (dane dla Polski)

**Table 2.** Nitrogen in excreta and ammonia emission factors for selected farm animals, kg N-NH<sub>3</sub>·animal<sup>-1</sup>·y<sup>-1</sup> (records for Poland)

Kategoria zwierząt Animal category	N w odchodach kg N·zwierzę <sup>-1</sup> ·r <sup>-1</sup> N in animal waste kg N·animal <sup>-1</sup> ·y <sup>-1</sup>	Współczynnik emisji N-NH <sub>3</sub> ·zwierzę <sup>-1</sup> ·r <sup>-1</sup> Emission factor kg N-NH <sub>3</sub> ·animal <sup>-1</sup> ·y <sup>-1</sup>	Udział emisji NH <sub>3</sub> z odchodów, % Percent NH <sub>3</sub> emission from waste
Krowy mleczne Dairy cows	75,9	30,0	39
Świnie Pigs	11,1	5,83	53
Owce Sheep	3,6	1,20	33
Kury nioski Laying hens	1,08	0,53	50

Źródło: opracowanie własne na podstawie: KLIMONT, BRANK [2004].

Source: own elaboration based on KLIMONT, BRANK [2004].

Innym źródłem omawianej emisji są gleby uprawne, w których azot pochodzi z nawozów, lecz również z wiązania biologicznego z udziałem bakterii symbiotycznych lub wolno żyjących. Emisję ze stosowanych nawozów naturalnych ujmuje się we współczynnikach odnoszących się do poszczególnych kategorii zwierząt. Ocenione współczynniki emisji z zastosowanych nawozów mineralnych uwzględniają ich postać chemiczną. Większa emisja pochodzi z nawozów zawierających sole amonowe, a mniejsza azotanowe (tab. 2). Największym jednak źródłem jest mocznik lub nawozy kompleksowe wyprodukowane na jego bazie. Ocenia się, że emisja amoniaku z zastosowanego nawozu mocznikowego wynosi ok. 15% zawartego w nim azotu. Produkcja nawozów na bazie mocznika wymaga mniejszego zużycia energii, są więc tańsze i chętniej kupowane. Niewielkie ilości amoniaku ulatniają się z przechowywanych płodów rolnych oraz więdnących roślin.

**Bytowa działalność człowieka.** Bytowa działalność siedmiomiliardowej populacji ludzi jest największym po rolnictwie źródłem emisji amoniaku, co jednak jest uznawane tylko sporadycznie i w niepełnym wymiarze. Obieg azotu w bytowej

działalności człowieka obejmuje łańcuch pokarmowy, począwszy od przemysłu przetwórczego, przez magazynowanie i handel środkami spożywczymi, przygotowanie i konsumpcję pokarmów, utylizację odpadów żywności i odchodów fizjologicznych. W mniejszym zakresie uwzględnia się zawierające azot chemikalia stosowane w higienie osobistej i gospodarstwie domowym. Być może do tej działalności należałoby zaliczyć zwierzęta domowe – psy i koty.

Podejmowane są próby wyjaśnienia problemu udziału bytowej działalności człowieka w rozpraszaniu składników nawozowych w środowisku, lecz nie skupiają się one na badaniach doświadczalnych, a najwyżej na stosowaniu badań modelowych. Ocenę emisji amoniaku z tego źródła omawiano na konferencji, zorganizowanej ponad dwadzieścia lat temu w Laxemburgu, na której GRAF [1992] twierdził, że współczynnik emisji amoniaku z działalności bytowej człowieka jest duży i wynosi  $3,4 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ , a MÖLLER [1992], że uznawany wówczas współczynnik  $1,3 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$  jest niedoszacowany. Do odmiennych wniosków doszli później LEE i DOLLARD [1994], którzy na podstawie dostępnych wówczas danych wykazali, że emisja ta mieści się w przedziale od 0,25 do 1,08  $\text{kg N-NH}_3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$  i uznali, iż współczynnik  $1,08 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$  byłby zbyt duży, w związku z czym rekomendowali współczynnik stosowany w Agencji Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych [EPA 1990] wynoszący  $0,208 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ . W modelu RAINS [KLIMONT, BRINK 2004], wykorzystywanym między innymi do symulacji emisji amoniaku, stosuje się natomiast znikomy współczynnik –  $0,08 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ . Są to współczynniki niewspółmierne małe w porównaniu ze stosowanymi w odniesieniu do zwierząt inwentarskich (tab. 3) lub dzikich (tab. 4).

Odżegnywanie się od faktu, że fizjologia człowieka jest inna niż ssaka lub ptaka, jest nieporozumieniem. Człowiek, podobnie jak każde zwierzę, żywi się pokarmem roślinnym lub zwierzęcym zawierającym białko, które jest najbogatszym

**Tabela 3.** Współczynniki emisji amoniaku od dzikich zwierząt

**Table 3.** Ammonia emission factors of wild animals

Gatunek zwierząt Animal species	Współczynnik emisji, $\text{kg N-NH}_3 \cdot \text{zwierzę}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ Emissions factors, $\text{kg N-NH}_3 \cdot \text{animal}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$
Sarna Roe deer	0,9 [SUTTON i in. 2000]
Jeleń, niedźwiedź, antylopa Red deer, bear, antelope	4,5 [FEKETE 1992]
Daniel, muflon Fallow-deer, mouflon	9,4 [FEKETE 1992]
Dzik Wild hog	2,8 [FEKETE 1992]
Królik Rabbit	0,017 [SUTTON i in. 2000]
Borsuk, lis Badgers and foxes	0,24 [SUTTON i in. 2000]
Wrony, ptactwo wodne Crows, waterfowl	0,3 [SUTTON i in. 2000]
Bażanty, kuropatwy Pheasants, partridges	0,26 [FEKETE 1992]

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z literatury.

Source: own elaboration based on literature data.

**Tabela 4.** Współczynniki emisji amoniaku ze stosowanych nawozów mineralnych**Table 4.** Ammonia emission factors for applied mineral fertilisers

Nawóz Fertiliser	Współczynnik emisji, kg N-NH <sub>3</sub> ha <sup>-1</sup> ·r <sup>-1</sup> Emission factors, kg N-NH <sub>3</sub> ha <sup>-1</sup> ·y <sup>-1</sup>
Siarczan amonu Ammonium sulfate	8
Azotan amonu Ammonium nitrate	2
Mocznik Urea	15
Nawozy złożone Combined fertilisers	2

Źródło: opracowanie własne na podstawie: KLIMONT, BRINK [2004].

Source: own elaboration based on KLIMONT and BRINK [2004].

w azot składnikiem pożywienia. Losy spożytych pokarmów są podobne, jak paszy skarmianej zwierzętami gospodarskimi. Ulatnianie się amoniaku następuje w całym łańcuchu pokarmowym człowieka. Rolnictwo jest pierwszym jego ogniwem, dostarcza największą masę środków spożywczych, a mniejszą masę stanowią owoce morza, ryby, dziczyzna oraz naturalne owoce i zioła. Przemysł spożywczy i handel są następnym ogniwem, w którym amoniak jest emitowany zarówno z przetwarzanej, składowanej, jak i z rozpraszanej, a zwłaszcza z wyrzucanej na wysypisko śmieci przeterminowanej żywności. Głównym jednak źródłem emisji jest konsumpcja żywności i powstające odchody metaboliczne, a także odpady niespożytej żywności. Zawartość azotu w odchodach fizjologicznych człowieka odpowiada ilości tego składnika spożytej z żywnością, co przedstawiono na przykładzie bilansu żywności w gospodarstwach domowych ze średniej wielkości miasta w Danii [MAGID i in. 2006]. Wykazano w nim, że człowiek w swojej bytowej działalności zaopatruje się rocznie w środki spożywcze zawierające przeciętnie 6 kg azotu (N), z których 77% stanowi spożyta żywność, a pozostała część jest odpadem powstającym w trakcie przygotowywania pożywienia (tab. 5). Powyższe rozliczenie nie obejmuje jednak żywności przeterminowanej lub nabytej, lecz niespożytej i wyrzuconej do odpadów z uwagi na nietrafiony lub nadmierny zakup, a także z uwagi na jej zepsucie się lub utratę smaku. Amoniak ulatnia się z każdego rodzaju odchodów metabolicznych i odpadów żywności kierowanych do kanalizacji,

**Tabela 5.** Bilans azotu w bytowych czynnościach człowieka, kg N·osoba<sup>-1</sup>·r<sup>-1</sup>**Table 5.** Nitrogen budget in human existential activities, kg N·capita<sup>-1</sup>·y<sup>-1</sup>

Ogółem Total	Odchody fizjologiczne Physiological excreta		Odpady żywności Wasted food		Szare ścieki <sup>1)</sup> Grey sewage <sup>1)</sup>
	ciekłe liquid	stałe solid	ciekłe liquid	stałe solid	ciekłe liquid
6,0	4,00	0,63	0,37	0,62	0,37

<sup>1)</sup> Mycie i kąpiel. <sup>1)</sup> Bathing and washing.

Źródło: opracowanie własne na podstawie: MAGID i in. [2006].

Source: own elaboration based on MAGID *et al.* [2006].

wyrzucanych na wysypisko śmieci, a także bezpośrednio rozpraszanych do otoczenia. Brakuje odpowiednich danych pomiarowych każdego wymienionego postępowania, nawet w stosunku do największej ilościowo kategorii odpadów, jakim są ścieki bytowe składające się z odchodów fizjologicznych wzbogacane w odpady żywności. Losy ścieków są podobne do odchodów zwierząt inwentarskich, które są również wzbogacone o nieskarmioną i rozpraszaną paszę.

Emisja amoniaku ze ścieków bytowych rozpoczyna się w toalecie i przewodach kanalizacyjnych, lecz największym jej źródłem są procesy związane z oczyszczaniem ścieków oraz zagospodarowaniem osadów ściekowych. Nie wykonano dotychczas kompleksowych badań doświadczalnych nad emisją amoniaku w kolejnych etapach oczyszczania ścieków, mimo to dominuje pogląd, że emisja amoniaku ze ścieków bytowych, zwłaszcza z ich oczyszczalni, jest mało prawdopodobna, co COE i in. [1996] uzasadniali dość ogólnie przyjmowanymi twierdzeniami.

- W warunkach aerobowych jest duże zapotrzebowanie na azot amonowy, który jest skutecznie wiązany przez mikroorganizmy.
- W ośrodku o pH w przedziale od 7 do 8 uwalnianie amoniaku osiąga najwyżej 10% jego zawartości w ściekach.

Poglądy te nie pasują do faktów. Owszem, w procesie oczyszczania bakterie wiążą ok. 70% azotu zawartego w ściekach. W trakcie tego procesu gazowe związki azotu emitują do atmosfery, rozpuszczalne ulegają wymyciu, a stałe odkładają się w osadzie ściekowym. Związany przez mikroorganizmy azot nie ulega anihilacji, lecz ulega ciągłym przemianom, będącym zawsze większymi lub mniejszymi źródłami emisji amoniaku. Kierunki przemian i wydajności reakcji zależą od technologii stosowanej w oczyszczalni.

Do śledzenia losów azotu w oczyszczanych ściekach stosuje się metodę bilansowania wykorzystującą różnicę między ładunkiem azotu w surowych ściekach i odciekach oraz osadach ściekowych, co opisano równaniem [COE i in. 1996]:

$$\text{Emisja N} = \text{N całkowity w ściekach} - (\text{N w odcieku} + \text{N w osadzie ściekowym}).$$

Za pomocą tego równania obliczono sumę wyemitowanego azotu amoniakalnego oraz produktów denitryfikacji (azotu cząsteczkowego i tlenku azotu  $\text{-N(I)}$  – podtlenku). Postępowanie to zastosowano w badaniach przeprowadzonych w 850 oczyszczalniach ścieków w Stanach Zjednoczonych. Stwierdzono 75-procentową różnicę między stężeniem amoniaku w ściekach wpływających do oczyszczalni i z niej wypływających. Różnica ta wynosiła  $18,3 \text{ mg N-NH}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ ; przyjęto ją za wskaźnik emisji z oczyszczalni ścieków, wynoszący  $1,13 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{mieszkaniec}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ , z założeniem że jeden mieszkaniec zużywa  $60 \text{ m}^3$  wody rocznie. Dalsza emisja amoniaku pochodzi z osadów ściekowych zrzuconych na wysypisko śmieci, którą oceniono na  $1,33 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$  w przypadku osadów surowych i  $3,03 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$  w przypadku poddanych fermentacji [BATTYE i in. 1994]. Nie

wszystkie odchody bytowe trafiają do oczyszczalni, część jest rozpraszana poza toaletą, a inna przecieka z instalacji kanalizacyjnych. KACHNIARZ [1996] określiła współczynnik emisji amoniaku z niepodłączonych do kanalizacji suchych toalet (latryn) w Polsce jako równy  $2,2 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{mieszkaniec}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ .

Do emisji amoniaku z działalności bytowej człowieka należy zaliczyć odpady żywności wyrzucane na wysypisko śmieci lub do kanalizacji oraz rozpraszane do otoczenia. Odpady te zawierają przeciętnie 0,4% azotu (N) w handlowej masie i stanowią w zależności od kraju od kilkunastu nawet do 40% wyprodukowanej żywności [SAPEK 2013]. Odpady żywności skierowane do oczyszczalni podlegają takim samym przemianom, jak ścieki. Na wysypisku śmieci, łącznie z osadami ściekowymi, stanowią najbogatszą oraz największą masę odpadów organicznych. Są one źródłem emisji metanu, dwutlenku węgla i gazowych związków azotu. Te ostatnie stanowią odpowiednik 7,3% emisji metanu, a ilość amoniaku przekracza w nich 10% zawartości azotu [EGGLESTON 1992]. Ta zaniżona i uznana ocena opiera się na jednej serii badań wykonanych przed 25 laty [MUNDAY 1990] i nie wytrzymuje próby czasu. Stosunek C:N w odpadach żywności waha się od 6 w odpadach mięsa i mleka do 25 w owocach i warzywach. Jest zatem mało prawdopodobne, by emisja amoniaku stanowiła tylko 0,7% emisji metanu. Współczesne badania emisji amoniaku z odpadów żywności wyrzuconych do śmietnika wykazały nieporównywalnie większy udział amoniaku w ulatniających się gazach. KOMILIS i HAM [2006] przeprowadzili doświadczenie z symulowanym kompostowaniem odpadów żywności, na które składało się mleko, gotowany makaron, hamburgery, sałata, surowe ziemniaki oraz marchew. Stwierdzono, że emisji amoniaku uległo 65% azotu zawartego w kompostowanym materiale. W innym doświadczeniu emisji uległo aż 98% początkowej zawartości azotu [BECK-FRIIS i in. 2001].

W ocenie emisji z działalności bytowej człowieka uwzględnia się także emisję bezpośrednią, do której zalicza się pot, oddech, palenie papierosów i pielęgnację niemowląt [SUTTON i in. 2000]. Wraz z potem człowiek wydziela rocznie przeciętnie 94 g N w postaci mocznika, w wyniku jego hydrolizy uwalnia się amoniak, z którego bezpośrednio ulatnia się  $14 \text{ g N-NH}_3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ , a pozostałość po desorpcji z bielizny i pomieszczeń. Z oddechem ulatnia się ok.  $3 \text{ g N-NH}_3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ . Więcej ulatnia się ze spalanego jednego papierosa – aż  $3,4 \text{ mg N-NH}_3$ . Pieluszki stosowane w pielęgnacji niemowląt są źródłem emisji amoniaku ocenionej na 11,7 i  $14,6 \text{ g N-NH}_3$  na rok odpowiednio dla dzieci w wieku poniżej roku i starszych. Zwierzęta domowe – psy i koty – są liczącym się źródłem emisji amoniaku, które należałoby zaliczyć do bytowej działalności człowieka, gdyż często karmione są odpadami żywności, także specjalną karmą handlową. SARWARA i in. [2005] na podstawie pięciu pozycji literatury przypisali tym zwierzętom skrajnie dużą emisję w porównaniu z człowiekiem. Zaproponowali współczynniki emisji wynoszące 0,37, 1,8 i  $0,58 \text{ kg N-NH}_3$  na głowę rocznie, odpowiednio dla człowieka, psa i kota. Jedną z przywołanych pozycji była praca SUTTONA i in. [1995], w której zawartość azotu w odchodach psa i kota oceniono odpowiednio na 2,6 i  $0,91 \text{ kg N}$  na



zwierzę, a emisję amoniaku na 0,93 i 0,16 kg N-NH<sub>3</sub> na zwierzę rocznie. Psem w Wielkiej Brytanii przypisano emitowanie 4,4, a kotom 0,9 tys. t N-NH<sub>3</sub> rocznie. W niektórych pracach do emisji ze źródeł odzwierzęcych pozarolniczych zalicza się także konie wierzchowe.

W wyznaczaniu emisji amoniaku od inwentarza żywego w rolnictwie uwzględnia się zawartość azotu w rocznej ilości spożytej przez zwierzę paszy. Ilość ta pomniejszona o produkcję mleka w przypadku bydła mlecznego, jaj w przypadku kur niosek oraz przyrost masy ciała zwierząt rzeźnych trafia do odchodów, które są podstawowym źródłem emisji amoniaku. W modelu RAINS [KLIMONT, BRINK 2004] przyjęto, że 35–50% azotu zawartego w odchodach jest emiowane w postaci amoniaku. Takie postępowanie należy stosować do oceny emisji z działalności bytowej człowieka, przyjmując wg MAGIDA i in. [2006], że w pokarmie przeznaczonym dla mieszkańca znajduje się 6 kg N·osoba<sup>-1</sup>·r<sup>-1</sup> łącznie w spożytej żywności i odpadach kuchennych (tab. 5). Do tej ilości należy dodać azot w żywności kupionej i niezjedzonej, lecz wyrzuconej. W przypadku zwierząt inwentarskich i domowych przyjmuje się, że 35–50% azotu zawartego w odchodach ulatnia się w postaci amoniaku. Podobnego proporcjonalnego udziału emisji można oczekiwać z 6 kg azotu z żywności zakupionej, spożytej lub wyrzuconej. W skali kraju przyczyniałoby się to do emisji od 80 do 114 tys. t N-NH<sub>3</sub> rocznie, a całkowitą krajową emisję oceniono w 2009 r. na 227,5 tys. t N-NH<sub>3</sub>, z czego, jak twierdzi się, aż 98% pochodzi z rolnictwa.

**Źródła biologiczne.** Nie tylko obszary rolnicze pokryte są roślinnością i bytują na nich zwierzęta. W naturalnych warunkach przebiegają takie same procesy biologiczne, jak rozważane w emisji amoniaku z rolnictwa, w wyniku których ulatnia się on do atmosfery. Wolno żyjące zwierzęta trawią spożywany pokarm i wydalają odchody zawierające związany azot. Do niezagospodarowanych terenów zielonych wnoszony jest azot wiązany przez symbiotyczne i wolno żyjące bakterie oraz z opadem atmosferycznym. W niektórych lasach stosuje się nawożenie azotem, a we wszystkich obieg azotu jest podobny, jak w innych naturalnych zespołach roślinnych. W trakcie pożarów w przyrodzie uwalnia się amoniak zawarty w spalonym materiale.

**Dzikię zwierzęta.** Można spodziewać się, że emisja amoniaku od dzikich zwierząt, podobnie jak od utrzymywanych w rolnictwie, będzie proporcjonalna do zawartości azotu w spożytej paszy. Można spotkać przeciwstawne opinie i różną wielkość proponowanych współczynników emisji. Twierdzi się, że w warunkach naturalnych odchody zwierząt są rozpraszane na dużym obszarze i ulatniający się amoniak jest sorbowany przez otaczające gleby i roślinność. Odchody zwierząt gospodarskich powstają i są składowane w ograniczonej i zagęszczonej strefie, co umożliwi korzystanie z technologii ograniczających emisję amoniaku, tak w zakresie składowania nawozów naturalnych, jak i ich wprowadzania do gleby. Sumaryczna emisja od wolno żyjących dużych zwierząt jest niewielka z uwagi na ich małą populację. Emisję od saren i jeleni można porównać do emisji od kóz i owiec,

ocenianej w Polsce na  $1,22 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{zwierzę}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$  [DĘBSKI i in. 2009], która jest porównywalna do podawanej w innych pracach (tab. 3). Dane zestawione w tabeli zależą od metody oceniania emisji, pokazują jednak rozmiar zagadnienia. Osobliwie dużą emisję amoniaku obserwuje się z wielkich kolonii ptaków morskich. Ilości amoniaku ulatniającego się z dużych źródeł pozostawianego tam pomiotu mogą osiągać aż 90% zawartego w odchodach azotu [SUTTON i in. 2000]. Kolonie ptactwa tworzą największe w świecie punktowe źródła emisji amoniaku, która osiąga nawet  $6 \text{ tys. t NH}_3 \cdot \text{kolonia}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$  [BLACKALL i in. 2007].

**Naturalne ekosystemy.** W glebach pod naturalną roślinnością występują liczne organizmy uczestniczące w rozkładzie materii organicznej. W produktach jej rozkładu występuje bezpośrednio amoniak bądź też związki azotu łatwo ulegające hydrolizie do amoniaku. Liście rosnących roślin mogą adsorbować bądź emitować amoniak. Emisja ta zależy od różnicy jego stężenia w rosnącej roślinie i otaczającej atmosferze. Emisja następuje, gdy stężenie to jest większe w roślinie, a absorpcja gdy jest odwrotnie [FANGMEIER i in. 1994]. Z rosnących roślin można spodziewać się przeciętnej emisji  $1,5 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ , może ona być większa z roślin wędnących, uszkodzonych lub ściętych przed stanem dojrzałości [WHITEHEAD, LOCKYER 1989].

Z naturalnych, nienawożonych gleb obserwowano emisję amoniaku osiągnącą  $3 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$  [DENMEAD 1990; SUTTON i in. 2000]. Potencjał emisji amoniaku z naturalnych gleb w Europie oceniono na  $750 \text{ 000 t N-NH}_3 \cdot \text{r}^{-1}$  [BUIJSMAN i in. 1987]. BATTYE i in. [1994] przyjęli, że emisja z gleb leśnych wynosi przeciętnie  $1,2 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ . Emisja amoniaku zależy od typu powierzchni gleby i roślinności (tab. 6). Niełatwo jest ocenić, które ekosystemy naturalne są pułapką, a które emitorem amoniaku. Można oczekiwać, że ubogie w azot będą wykorzystywały amoniak z atmosfery, a z bogatych część jego nadmiaru będzie się ulatniać

**Tabela 6.** Współczynniki emisji z gleb ekosystemów nierolniczych

**Table 6.** Emission factors for ecosystems and soils

Typ powierzchni gleby Land surface type	Współczynniki emisji, $\text{kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ Emission factors, $\text{kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$	
	CHINKIN i in. [2003]	BATTYE i in. [2003]
Ugór Barren land	3,7	0,1
Trawnik Lawn surface	3,7	
Powierzchnie miejskie Urban areas	4,0	0,1
Perie Rangeland	0,14	
Las dębowy Oak forest	0,016	
Las iglasty Coniferous forest	0,4	1,2
Tereny leśne Woodland	0,40	0,32
Zarośla Scrubland	1,0	0,4

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z literatury.

Source: own elaboration based on literature data.

do atmosfery. Wszystkie ekosystemy są wzbogacane w związany azot pochodzący z opadu atmosferycznego; wprowadzany tą drogą ładunek azotu oceniono w Europie na  $40 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$  [SAPEK 2011]. Część związanego azotu z opadu może ulegać wtórnej emisji w postaci amoniaku. Tylko sporadycznie wykonuje się pomiary emisji i reemisji amoniaku z gleb niewykorzystywanych rolniczo i na ogół ograniczają się one tylko do gleb leśnych.

**Spalanie biomasy i paliw kopalnych.** Każda biomasa zawiera związany azot, występujący w stanie zredukowanym, głównie w postaci amidów ( $\text{R}(\text{C}=\text{O})\text{NH}\text{R}'$ ) lub amin ( $\text{R}\text{NH}_2$ ). Spalanie biomasy odbywa się w początkowo redukujących warunkach, często z niedostateczną wymianą powietrza, co powoduje, że część azotu może uwalniać się w postaci amoniaku. Spalanie biomasy w przyrodzie może być przypadkowe i na ogół niechciane, jak pożary lasów, sawann, prerii czy torfowisk, lub celowe i zorganizowane w celu pozyskania energii z wykorzystaniem paliwa pochodzenia biologicznego (biopaliwa) bądź paliw kopalnych, które są również zachowaną biomasą. Udział emisji amoniaku ze spalania współczesnej biomasy stanowi 13% jego globalnej emisji ze źródeł lądowych i jest mniejszy tylko od udziału źródeł rolniczych (tab. 1). W Wielkiej Brytanii w 1981 r. 5% emisji amoniaku pochodziło z odpadów spalanych w rolnictwie [LEE, ATKINS 1994]. W nowszym opracowaniu SAMUELSSON [2006] oceniła, że spalanie biomasy odpowiada za 12% światowej emisji amoniaku. Udział ten będzie się zwiększał w wyniku zachęcania do traktowania biomasy z upraw rolniczych lub leśnych jako źródła odnawialnej energii w celu zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych.

Biomasa pochodzenia roślinnego zawiera w suchej masie przeciętnie 2% związanego azotu, niewiele mniejsza jest jego zawartość w węglu kamiennym lub brunatnym, ropie naftowej i gazie ziemnym. W pierwszej fazie procesu spalania tych materiałów do fazy gazowej uwalniane są:  $\text{HCN}$ ,  $\text{NH}_3$  i  $\text{HNCO}$ , które w dalszych fazach spalania ulegają pełnemu utlenieniu. Związki utlenionego azotu powstają w wysokiej temperaturze procesu spalania, a zredukowanego azotu powstają w niższej temperaturze spalania i z mniejszym dostępem tlenu. W trakcie spalania węgla powstaje przeciętnie  $0,40 \text{ g N-NH}_3 \cdot \text{GJ}^{-1}$  [ALLEMAND 1992], według innych opracowań  $11 \text{ mg NH}_3 \cdot \text{l}^{-1}$  [fabry] petrol Diesel –  $20 \text{ mm} \cdot \text{l}^{-1}$  OETTING i in. [1984],  $10 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{t}^{-1}$ . HEGG i in. [1990] stwierdzili, że podczas spalania biomasy powstaje  $1,51 \text{ g N-NH}_3$  na  $\text{kg}$  węgla zawartego w masie. Spalanie drewna, węgla drzewnego i nie-drewnych biopaliw jest praktykowane przez około połowę ludności świata. Już w 1993 r. było to 1485 mln t suchej masy i ilość ta zwiększa się wobec uznania jej za „ekologiczne” paliwo odnawialne.

**Przemysł i transport.** Postęp technologiczny w przemyśle chemicznym ograniczył emisję gazów odpadowych, w tym także amoniaku. Istotna pozostaje emisja amoniaku z transportu korzystającego z silników napędzanych paliwem ropopochodnym. Emisja amoniaku z gazów spalinowych samochodów napędzanych benzyną była uważana za małą, ocenianą na ok.  $2,2 \text{ mg NH}_3 \cdot \text{km}^{-1}$  ( $0,73 \text{ mg NH}_3 \cdot \text{MJ}^{-1}$ ), zwiększyła się jednak po wprowadzeniu katalizatorów do ok.  $138 \text{ mg NH}_3 \cdot \text{km}^{-1}$

w Stanach Zjednoczonych [FRASER, CASS 1998] i  $85 \text{ mg NH}_3 \cdot \text{km}^{-1}$  w krajach europejskich [SUTTON i in. 2000]. Do selektywnej redukcji tlenków azotu ( $\text{NO}_x$ ) wprowadza się do paliwa dodatek amoniaku lub mocznika. Część amoniaku nie jest wykorzystana w procesie redukcji i ulatnia się z gazami spalinowymi [FRASER, CASS 1998]. Zawartość amoniaku w gazach spalinowych zwiększa się, gdy stosuje się bogatą mieszankę paliwowo-powietrzną (współczynnik nadmiaru powietrza  $\lambda < 1$ ), co sprzyja powstawaniu wodoru i utrudnia kompletne spalanie mieszanki [SUTTON i in. 2000]. Z gazami spalinowym z silników Diesla ulatnia się mniej amoniaku, przeciętnie  $2,9 \text{ mg NH}_3 \cdot \text{km}^{-1}$  [SUTTON i in. 2000]. FRASER i CASS [1998] do określania ilości amoniaku w gazach z silników spalinowych proponują stosowanie następujących współczynników: 2,0, 3,3, 3,6, 9,4 16,1  $\text{mg NH}_3 \cdot \text{km}^{-1}$ , odpowiednio dla silników Diesla oraz benzynowych bez katalizatora, z katalizatorem podwójnym i potrójnym. BAUM [2000] na Konferencji Amerykańskiego Towarzystwa Chemicznego przedstawili pogląd, że to samochody, a nie chów zwierząt w rolnictwie będą w niedalekiej przyszłości głównymi emitarami amoniaku. W trakcie niektórych procesów produkcyjnych lub technicznych następuje rozpraszanie amoniaku do atmosfery, największe z produkcji amoniaku i jego stosowania w urządzeniach chłodniczych. Zaproponowano odpowiednie współczynniki emisji [CHINKIN i in. 2003; COE i in. 1996].

Nie cała ilość syntetycznie wiązanego azotu trafia do rolnictwa w postaci nawozów mineralnych, ok. 20% jest przeznaczane do wytwarzania półproduktów i produktów zawierających azot. Są to głównie środki wybuchowe, paliwo do rakiet, tworzywa i włókna sztuczne, farby lakiery, kosmetyki i lekarstwa itp. Część związków azotu powstających podczas ich gwałtownego lub powolnego rozkładu stanowi amoniak, który również przenika do atmosfery. Dotychczas jednak nie rozpoznano dokładniej emisji amoniaku z tych źródeł.

## PODSUMOWANIE

Rolnictwo jest i pozostanie głównym i zwiększającym swoją wydajność źródłem amoniaku, nie tylko z racji zwiększającej się populacji mieszkańców świata, a może bardziej z uwagi na zmiany w gustach spożycia ku żywności bogatszej w białko zwierzęce, co zwiększa masę odchodów zwierzęcych i wymaga większego zużycia syntetycznych nawozów azotowych, obydwoch bodźców pobudzających omawianą emisję. Emisja nasila się nie tylko ze źródeł rolniczych, pochodząca z nierolniczych także ulega proporcjonalnemu wzmożeniu, a równocześnie jest coraz lepiej rozpoznawana i dokumentowana.

Emisja z ekosystemów naturalnych również się zwiększa. Ekosystemy są ciągle wzbogacane w azot, pochodzący głównie z opadu atmosferycznego lub wiązania biologicznego. Ilości wnoszone są zazwyczaj większe niż wynoszone, co sprawia, że są one coraz silniejszym emitentem amoniaku, a nie jego pułapką. Emisje

amoniaku z działalności bytowej człowieka uznaje się za stanowiącą niewielki udział w emisji globalnej. Łańcuch pokarmowy, w skład którego wchodzi przetwórstwo i handel żywnością oraz jej konsumpcja, jest na ogół pomijany w inwentaryzacji emisji tego gazu. Obliczono ulatnianie się amoniaku z oddechem, potem, dymkiem z papierosa oraz z pieluszek niemowląt, a pominięto emisję z metabolicznych odchodów i z odpadów niezjedzonej żywności. Nie bierze się na ogół pod uwagę emisji amoniaku z oczyszczanych ścieków i osadów, mimo że w rozwiniętych krajach jeden mieszkaniec wprowadza rocznie ok. 5 kg azotu (N). Podobnie brakuje oceny emisji amoniaku z odpadów żywności, niezjedzonej i wyrzucanej do śmietnika lub kanalizacji. Ocenia się, że w rozwiniętych krajach los taki spotyka do 40% żywności [SAPEK 2013b].

W literaturze spotyka się różne propozycje sposobów ograniczania emisji amoniaku z poszczególnych czynności agrotechnicznych. Propozycje ograniczania emisji ze źródeł nierolniczych są nieliczne. Potrzeba ograniczenia emisji ze wszystkich źródeł jest niezbędna z uwagi na postępującą eutrofizację i zakwaszenie środowiska.

## LITERATURA

- ALLEMAND N. 1992. Tentative emission inventory of NH<sub>3</sub> in France in 1985. W: Ammonia emissions in Europa: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992. Laxenburg. IIASA s. 127–134.
- ANEJA V.P., ROELLE P.A., MURRAY G.C., SOUTHERLAND J., ERISMAN J.W., FOWLER D., WILLEM A.H. ASMAN W.A.H., PATNI N. 2001. Atmospheric nitrogen compounds II: emissions, transport, transformation, deposition and assessment. *Atmospheric Environment*. Vol. 35. Iss. 11 s. 1903–1911.
- BATTYE W., ANEJA V.P., ROELLE P.A. 2003. Evaluation and improvement of ammonia emissions inventories. *Atmospheric Environment*. Vol. 37 s. 3873–3884.
- BATTYE R., BATTYE W., OVERCASH C., FUDGE S. 1994. Development and selection of ammonia emission factors. Final Report prepared for: U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington, D.C. 20460. EPA Contract Number 68-D3-0034 ss. 104.
- BAUM M. 2000. The introduction of catalyst have much increased ammonia emissions, approximately up to 138 in USA [online]. *Science Blog*. [Dostęp 20.02.2013]. Dostępny w Internecie: <http://www.scienceblog.com/community>
- BECK-FRIIS B., SMARS S., JÖNSSON H., KIRCHMANN H. 2001. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal Agricultural Engineering Research*. Vol. 78. Iss. 4 s. 423–430.
- BLACKALL T.D., WILSON L.J., THEOBALD M.R., MILFORD C., NEMITZ E., BULL J., BACON P.J., HAMER K.C., WANLESS S., SUTTON M.A. 2007. Ammonia emissions from seabird colonies. *Geophysical Research Letters* Vol. 34. Iss. 4a L10801.
- BUIJSMAN E., MASS H.F.M., ASMAN W.A.H. 1987. Anthropogenic NH<sub>3</sub> emissions in Europe. *Atmospheric Environment*. Vol. 21. No. 5 s. 1009–1022.
- CHINKIN L.R., RYAN P.A., COE D.L. 2003. Recommended improvements to the CMU ammonia emission inventory model for use by LADCO. Revised final report 902350-2249-FR2, March 26 Petaluma. Sonoma Technology Inc. ss. 51.

- COE D.L., MAIN H.H., CHINKIN L. R., LOOMIS C., WILKINSON J. 1996. Review of current methodologies for estimating ammonia emissions. Draft Final Report. STI-95310-1580-DFR. Prepared for: California Air Resources Board, Sacramento, CA. s. 1.1–11.1.
- DEŃBSKI B., OLENDRZYŃSKI K., CIEŚLIŃSKA J., KARGULEWICZ I., SKOŚKIEWICZ S., OLECKA A., KANIA K. 2009. Inwentaryzacja emisji do powietrza SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, NH<sub>3</sub>, pyłów, metali ciężkich, NMLZO i TZO w Polsce za rok 2008. Warszawa. IOŚ, KASHUE-KOBIZE ss. 80.
- DENMEAD O.T. 1990. An ammonia budget for Australia. Australian Journal of Soil Research. Vol. 28. Iss. 6 s. 887–900.
- EGGLESTON H.S. 1992. An improved UK ammonia emission inventory. W: Ammonia emissions in Europe: Emission coefficients and abatement costs. Laxemburg. International Institute for Applied Systems Analysis s. 95–107.
- FANGMEIER A., HADWIGER-FANGMEIER A., VAN DER EERDEN L., JÄGER H.-J. 1994. Effects of atmospheric ammonia on vegetation – a review. Environmental Pollution. Vol. 86. Iss. 1 s. 43–82.
- FAO, IFA. 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH<sub>3</sub>, NO and N<sub>2</sub>O from agricultural land. Rome. ISBN 92-5-104689-1 ss. 106.
- FRASER M., CASS G. 1998. Detection of excess ammonia emissions from in-use vehicles and the implications for fine particle control. Environmental Science and Technology. Vol. 32. Iss. 8 1053–1057.
- GRAF M. 1992. The ammonia emission register for the five new „Länder” in Germany. W: IIASA. s. 71–78.
- FEKETE K.E. 1992. Regional scale ammonia emission inventory for Hungary. W: Ammonia emissions in Europe: Emission coefficients and abatement costs. Pr. zbior. Red. G. Klaassen. IIASA s. 49–54.
- HEGG D.A., RADKE L.F., HOBBS P.V., RASMUSSEN R.A., RIGGAN P.J. 1990. Emissions of some trace gases from biomass fires. Journal of Geophysical Research. Vol. 95. No. D5 s. 5669–5675.
- HUTCHINGS N.J., SOMMER S.G., ANDERSEN J.M., ASMAN W.A.H. 2001. A detailed ammonia emission inventory for Denmark. Atmospheric Environment. Vol. 35. Iss. 11 s. 1959–1968.
- KACHNIARZ M. 1996. Latrines, SNAP code 091007. W: Joint EMEP/CORINAIR atmospheric emission inventory guidebook EEA. Pr. zbior. Red. G. McInnes. Copenhagen. EEA.
- KLIMONT Z., BRINK C. 2004. Modelling of emissions of air pollutants and greenhouse gases from agricultural sources in Europe. Interim Report IR-04-048. Laxenburg. IIASA ss. 61.
- KOMILIS D. P., HAM R.K. 2006. Carbon dioxide and ammonia emissions during composting of mixed paper, yard waste and food waste. Waste Management. Vol. 26. Iss. 1 s. 62–70.
- LEE D.S., ATKINS D.H.F. 1994. Atmospheric ammonia emissions from agricultural waste combustion. Geophysical Research Letters. Vol. 21. Iss. 4 s. 281–284.
- LEE D.S., DOLLARD G.J. 1994. Uncertainties in current estimates of emissions of ammonia in the United Kingdom. Environmental Pollution. Vol. 86. Iss. 3 s. 267–277.
- MÖLLER D. 1992. Ammonia budget for the former GDR. W: Ammonia emissions in Europe: Emission coefficients and abatement costs. Pr. zbior. Red. G. Klaassen. Laxemburg. IIASA s. 65–70.
- MAGID J., EILERSSEN A.M., WRISBERG S., HENZE M. 2006. Possibilities and barriers for recirculation of nutrients and organic matter from urban to rural areas: A technical theoretical framework applied to the medium-sized town Hillerød. Denmark Ecological Engineering. Vol. 28. Iss. 1 s. 44–54.
- MUNDAY P.K. 1990. UK emissions of air pollutants 1970–1988. Report LR 764 (AP) M. Stevenage. Warren Spring Laboratory.
- NIEDER R., BENBI D.K. 2008. Carbon and nitrogen in the terrestrial environment. Springer Verl. ISBN 978-1-4020-8432-4 ss. 430.
- REIDY B., RHIM B., MENZI H. 2008. A new Swiss inventory of ammonia emissions from agriculture based on a survey on farm and manure management and farm-specific model calculations. Atmospheric Environment. Vol. 42. Iss. 14 s. 3266–3276.

- ROE S.M., LINDQUIST H., HOLLY C., THESING K.B., SPIVEY M.D., RANDY P. STRAIT R.P. 2004. Emissions inventory guidance for anthropogenic non-agricultural ammonia sources. Raport. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Emission Modeling and Analysis Division, Emission Factor and Inventory Group, Research Triangle Park, NC 27711 ss. 10.
- SAMUELSSON J.I. 2006. Conversion of nitrogen in a fixed burning biofuel bed. Thesis for the degree of licentiate of engineering. Göteborg, Sweden. Department of Energy and Environment Chalmers University of Technology ss. 12.
- SAPEK A. 1995. Emisja amoniaku z produkcji rolnej. Postępy Nauk Rolniczych. Nr 2 s. 3–23.
- SAPEK A. 2011. Azot w opadzie atmosferycznym. Obecny stan wiedzy. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. Rozprawy naukowe i monografie. Nr 29. ISBN 978-83-62416-24-0 ss. 105.
- SAPEK A. 2013a. Ammonia emissions from non-agricultural sources. Polish Journal of Environmental Studies. Vol. 22 (1) s. 63–70.
- SAPEK A. 2013b. Rozpraszanie składników nawozowych z żywności traktowanej jako odpad. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 13. Z. 1 s. 129–142.
- SAPEK A. 2013c. Uwagi do danych o emisji amoniaku z rolnictwa w Polsce (w druku).
- SAPEK A., WALCZUK T. 2009. Bilans składników nawozowych w diecie krowy mlecznej. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 9. Z. 1(25) s. 99–109.
- SARWARA G., CORSIA R.L., KINNEYA K.A., BANKSA J.A., TORRESA V.M., CHUCK SCHMIDT CH. 2005. Measurements of ammonia emissions from oak and pine forests and development of a non-industrial ammonia emissions inventory in Texas. Atmospheric Environment. Vol. 39 s. 7137–7153.
- SUTTON M.A., DRAGOSITS U., TANG Y.S., FOWLER D. 2000. Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK. Atmospheric Environment. Vol. 34 s. 855–869.
- WHITEHEAD D.C., LOCKYER D.R. 1989. Decomposing grass herbage as a source of ammonia in the atmosphere. Atmospheric Environment. Vol. 23. Iss. 8 s. 1867–1869.
- YOUNG-HEE LEE, SOON-UNG PARK 2002. Estimation of ammonia emission in South Korea. Water, Air, and Soil Pollution. Vol. 135 s. 23–27.
- ZELMANNAOVITZ S., SEAGER M. 1990. Development and selection of ammonia emissions factors for the 1985. NAPAP emissions inventory. Final report prepared for Office and Development U.S. Environmental Protection Agency. PB90-23094. EPA 600/7 ss. 57.
- ZHAO DIAWU, WANG ANPU 1994. Estimation of anthropogenic ammonia emissions in Asia. Atmospheric Environment. Vol. 28. Iss. 4 s. 689–694.

*Andrzej SAPEK*

## NON-AGRICULTURAL SOURCES OF AMMONIA EMISSIONS

**Key words:** ammonia, emissions, human food chain, motorization, non-agricultural sources

### Summary

Ammonia emissions to the atmosphere are a factor of environment disintegration, since after their return on earth they contribute to eutrophication and acidification. Less than 80% of emitted ammonia originates from agriculture. The remainder part is from non-agricultural sources that include natural ecosystems, human food chain, combustion of biomass or fossil fuels, industrial processes and automotive activities. Large emissions could be expected from human activity, though only the presence of ammonia in human sweat and breath, baby nappies and from cigarette smoking is considered while the emissions from wastewater and sewage sludge treatment are usually neglected. Noteworthy,

emissions are observed from transport after the introduction of ammonia additives to fuel in order to improve the catalyst activity in reducing nitric oxide in exhaust gases. Nevertheless, proposals to reduce ammonia emissions from non-agricultural sources are scarce.

**Adres do korespondencji:** prof. dr hab. A. Sapek, Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Zakład Ochrony Jakości Wody, al. Hrabstwa 3, 05-090 Raszyn; tel. + 48 22 735-75-65, e-mail: A.Sapek@itep.edu.pl