

Wdrażanie dyrektywy NEC oraz konkluzji BAT w zakresie redukcji emisji amoniaku z rolnictwa



Europejski Fundusz Rolny na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich: Europa inwestująca w obszary wiejskie
Instytucja Zarządzająca Programem Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014–2020 – Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi
Operacja współfinansowana ze środków Unii Europejskiej w ramach Schematu II Pomocy Technicznej
„Krajowa Sieć Obszarów Wiejskich” Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014–2020
Podmiot odpowiedzialny za treść publikacji: Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa

Wdrażanie dyrektywy NEC oraz konkluzji BAT w zakresie redukcji emisji amoniaku z rolnictwa

Jacek Walczak (red. nauk.)

Zuzanna Jarosz

J. Lech Jugowar

Wojciech Krawczyk

Paulina Mielcarek

Monika Skowrońska



Wydawnictwo Naukowe SCHOLAR
Warszawa 2019

Zespół autorów

dr hab. Jacek Walczak (red. nauk.), Instytut Zootechniki Państwowego Instytutu Badawczego w Balicach k. Krakowa
dr inż. Zuzanna Jarosz, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowego Instytutu Badawczego w Puławach
prof. dr hab. J. Lech Jugowar, Instytut Technologiczny-Przyrodniczy, Oddział w Poznaniu
dr Wojciech Krawczyk, Instytut Zootechniki Państwowego Instytutu Badawczego w Balicach k. Krakowa
dr inż. Paulina Mielcarek, Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Oddział w Poznaniu
dr hab. Monika Skowrońska, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

Recenzje naukowe

dr hab. inż. Robert Kupczyński, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
prof. dr hab. Roman Niżnikowski, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

Autorzy zdjęć

Adam Dudek, prof. dr hab. J. Lech Jugowar, dr inż. Paulina Mielcarek, dr hab. Jacek Walczak

Autorzy zdjęć na stronach rozkładowych

Rozdz. 1 (s. 6) – Ivan Chernichkin/Shutterstock; Rozdz. 2 (s. 32) – Billion Photos/Shutterstock;
Rozdz. 3 (s. 48) – C. Lotongkum/Shutterstock; Rozdz. 4 (s. 72) – Papa Annur/Shutterstock;
Rozdz. 5 (s. 98) – smereka/Shutterstock; Rozdz. 6 (s. 118) – eleonimages/Adobe Stock

Partnerzy

Instytut Zootechniki Państwowego Instytutu Badawczego w Balicach k. Krakowa
Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowego Instytutu Badawczego w Puławach
Kujawsko-Pomorski Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Minikowie

**Copyright © by Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa (FDPA)
Warszawa 2019**

Wszelkie prawa zastrzeżone. Żadna część tego opracowania nie może być kopiowana, powielana ani rozpowszechniana bez uprzedniej pisemnej zgody FDPA.

Prezentowane w publikacji stanowiska merytoryczne wyrażają poglądy autorów i nie muszą być zbieżne z oficjalnym stanowiskiem FDPA.

ISBN 978-83-65390-71-4



Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa
ul. Gombrowicza 19, 01-682 Warszawa
telefon: +48 22 864 03 90, e-mail: fdpa@fdpa.org.pl www.fdpa.org.pl



Wydawnictwo Naukowe
SCHOLAR

Publikacja wydana na zamówienie FDPA przez
Wydawnictwo Naukowe SCHOLAR
ul. Wiśłana 8, 00-317 Warszawa
www.scholar.com.pl;
e-mail: info@scholar.com.pl



Krajowa Sieć
Obszarów Wiejskich

Publikacja bezpłatna przygotowana w ramach operacji pn. „Wdrażanie Dyrektywy NEC oraz konkluzji BAT w zakresie redukcji emisji amoniaku z rolnictwa” realizowanej w ramach Planu Działania Krajowej Sieci Obszarów Wiejskich na lata 2014-2020. Odwiedź portal KSOW – www.ksow.pl
Zostań Partnerem Krajowej Sieci Obszarów Wiejskich

Spis treści

Przedmowa	5
1. Zarządzanie azotem w gospodarstwie z uwzględnieniem cyklu azotu	7
Cykl azotu	9
Źródła i dawki azotu w gospodarstwie	14
Bilans azotu	22
Ograniczenia w czasie i miejscach nawożenia	26
2. Prawne podstawy redukcji emisji amoniaku i rozpraszania związków azotu	33
3. Żywienie zwierząt jako podstawa ograniczania emisji amoniaku	49
Żywienie świń	53
Żywienie drobiu	60
Żywienie bydła	64
4. Znaczenie systemów utrzymania zwierząt w redukcji emisji amoniaku	73
Systemy utrzymania świń	75
Systemy utrzymania drobiu	82
Systemy utrzymania bydła	89
5. Składowanie, przechowywanie oraz aplikacja nawozów naturalnych	99
Metody ograniczania emisji amoniaku z przechowywania płynnych nawozów naturalnych	100
Metody ograniczania emisji amoniaku podczas aplikacji płynnych nawozów naturalnych	107
Metody ograniczenia emisji amoniaku z przechowywania stałych nawozów naturalnych	111
Ograniczanie emisji amoniaku podczas stosowania stałych nawozów naturalnych	113

6. Ograniczenie emisji amoniaku z nawożenia mineralnego	115
Przemiany azotu w glebie	116
Mocznik	118
Ograniczenie emisji amoniaku z mocznika	119
Nawozy amonowe	128
<hr/>	
Literatura	130

Przedmowa

WSPÓŁCZESNE ROLNICTWO staje przed wieloma nowymi wyzwaniami, i to nie tylko w zakresie bezpieczeństwa żywnościowego, ale również oddziaływań na środowisko naturalne, z którym ściśle powiązane jest przecież od zarania. Zapowiadany na 2050 r. wzrost światowej populacji do 9,6 mld ludzi i wynikająca stąd konieczność powiększenia produkcji zwierzęcej o 50% muszą być przynajmniej na obszarze UE związane z uzyskaniem zerowej emisyjności.

Unijne rolnictwo, którego priorytetami zgodnie z WPR, są zrównoważone gospodarowanie zasobami wody, gleby i powietrza, a także ochrona ich jakości oraz przeciwdziałanie zmianom klimatu – powinno nie tylko charakteryzować się dbałością o stan środowiska, lecz także generować związane z tym, namacalne zyski. Te środowiskowe aspekty produkcji postrzegane są obecnie przez konsumentów jako znamiona jej jakości. Stąd pośród artykułów spożywczych pojawiają się także takie, których wytwarzanie chroni strefę ozonową czy redukuje emisje gazów cieplarnianych. Ale ważniejsze wydaje się przełożenie wspomnianych oczekiwań konsumentów, a zatem i społeczeństwa, na regulacje prawne, funkcjonujące w obszarze

produkcji żywności. Jednym z takich aktów jest Dyrektywa PEiR nr 2016/2284 w sprawie redukcji emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zwana potocznie dyrektywą NEC. Nakłada ona między innymi obowiązek redukcji emisji amoniaku przez krajowe rolnictwo, a zwłaszcza produkcję zwierzęcą, będącą głównym źródłem tego zanieczyszczenia powietrza.

Podjęty przez Fundację na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa, Instytut Zootechniki PIB, Instytut Upraw Nawożenia i Gleboznawstwa oraz Kujawsko-Pomorski Ośrodek Doradztwa Rolniczego, projekt zatytułowany „Wdrażanie Dyrektywy NEC oraz konkluzji BAT w zakresie redukcji emisji amoniaku z rolnictwa”, finansowany ze środków Krajowej Sieci Obszarów Wiejskich, ma na celu przekazanie wszystkim zainteresowanym stronom szerokiej informacji o znaczeniu i praktycznych możliwościach działań ograniczających powstawanie tego gazu w trakcie realizacji zwykłych praktyk rolniczych i hodowlanych. Przekazana wiedza transponowana na dobrowolne praktyki produkcyjne przyczyni się nie tyle do osiągnięcia zadeklarowanych celów emisyjnych, ile do poprawy jakości powietrza, a przede wszystkim do poprawy zdrowia całego społeczeństwa.



1. Zarządzanie azotem w gospodarstwie z uwzględnieniem cyklu azotu

ZARZĄDZANIE AZOTEM (N), nazywane niekiedy czwartym czynnikiem produkcji, po ziemi, robociźnie i kapitale (technikach), definiowane jest w *Guidance document* (UNECE, 2014) jako spójny zestaw działań związanych z obsługą i alokacją N w gospodarstwach, umożliwiające osiągnięcie celów rolniczych i środowiskowych. Cele rolnicze odnoszą się do wysokości i jakości plonów, a także wydajności zwierząt, zaś środowiskowe wiążą się z minimalizacją strat N z rolnictwa. Ze względu na charakter przemian azotu i jego kluczową rolę w plonowaniu roślin, istotne jest przy tym uwzględnienie wszystkich aspektów jego cyklu, związanych nie tylko ze stratami w postaci amoniaku NH_3 , ale także tych odnoszących się do innych niepożądanych emisji i unikania tzw. wymiany zanieczyszczeń. Należy podkreślić,

że pomimo zróżnicowania pod kątem zarządzania azotem i wielkości emisji amoniaku w całym regionie Europejskiej Komisji Gospodarczej Organizacji Narodów Zjednoczonych (UNECE, United Nations Economic Commission for Europe) (UNECE, 2014) straty azotu wykazują tendencję spadkową, gdy:

- a) wszystkie źródła N w gospodarstwie są w pełni uwzględniane w spójnej perspektywie całego gospodarstwa rolnego i cyklu N,
- b) wszystkie źródła N są prawidłowo przechowywane i stosowane,
- c) aplikowane ilości N są zgodne z potrzebami roślin i zwierząt,
- d) źródła N są wykorzystywane we właściwym czasie i przy użyciu odpowiednich technik, w odpowiednich ilościach i we właściwym miejscu (zasada 4R),

e) w spójny sposób uwzględnia się wszystkie możliwe drogi strat azotu, aby uniknąć niezamierzonych negatywnych efektów (UNECE, 2014, 2015).

Zgodnie z *Framework Code* (UNECE, 2015) w optymalizacji zarządzania azotem w gospodarstwie szczególnie pomocne jest obliczanie dawek nawozów oparte na badaniu gleb i roślin, wyznaczanie bilansu azotu porównującego przychody i rozchody tego składnika na podstawie „bilansu na polu” i „bilansu u wrót gospodarstwa” oraz określanie efektywności wykorzystania azotu (NUE, *nitrogen use efficiency*). Nie należy przy tym zapominać o uwzględnianiu strat azotu z gospodarstwa i ich wpływu na środowisko.

Miarą skuteczności zarządzania azotem jest przede wszystkim zmniejszenie jego nadwyżek (*N surplus*) oraz zwiększenie efektywności wykorzystania (NUE) (UNECE, 2014). Można to osiągnąć, stosując trzy strategie:

- a) zwiększając odpływ azotu (*N outputs*) poprzez poprawę plonowania roślin i wydajności zwierząt, przy jednoczesnym utrzymaniu dopływu (*N inputs*) na mniej lub bardziej stałym poziomie,
- b) zmniejszając dopływ N w nawozach czy zakupionej paszy dla zwierząt, przy jednoczesnym utrzymaniu plonowania roślin i wydajności zwierząt na mniej lub bardziej stałym poziomie,
- c) zmniejszając straty N poprzez stosowanie odpowiednich praktyk (technik niskoemisyjnych, międzyplonów, odpowiednich terminów aplikacji N itp.), co pozwala ograniczyć wprowadzane ilości N (*N inputs*),

przy zachowaniu odpływu (*N outputs*) na mniej lub bardziej stałym poziomie.

Należy przy tym podkreślić, że najlepsze wyniki są zazwyczaj osiągnięte, gdy zostają zredukowane straty N, i dzięki temu możliwe jest ograniczenie nakładów, co zmniejsza koszty operacyjne i poprawia rentowność gospodarstwa (UNECE, 2014).

Komisja Europejska (European Commission, 2018) wśród najlepszych praktyk zarządzania środowiskowego azotem, oprócz jego bilansu na powierzchni pola, wymienia:

- a) Optymalizację obiegu N poprzez włączenie w cykle płodozmianu roślin strączkowych. Aby w największym stopniu skorzystać z biologicznego wiązania azotu, w cyklu płodozmianu należy zaplanować co najmniej jedną uprawę bobowatą i jeden plon wtóry (np. uprawę trawy z konieczyną) w okresie pięciu lat. Przy określaniu ogólnej ilości azotu dopływającego do gleby należy uwzględnić obecność roślin wiążących azot z atmosfery w płodozmianie.
- b) Precyzyjne stosowanie składników pokarmowych, w tym:
 - zsynchronizowaną aplikację obornika i (w razie konieczności) nawozów mineralnych, aby dostosować je do wymagań pokarmowych uprawianych roślin,
 - w razie konieczności – wprowadzenie dzielonego dawkowania, aby zmaksymalizować wykorzystanie azotu i zapobiegać jego stratom,
 - stosowanie systemów naprowadzania GPS,
 - stosowanie zlokalizowanego nawożenia.

- c) Wybór nawozów sztucznych o korzystniejszym wpływie na środowisko, np. o udokumentowanym mniejszym śladzie węglowym (w przypadku stosowania saletr) lub stosowanie nawozów z inhibitorami nityfikacji.

Cykl azotu

Azot (N) jest jednym z kluczowych pierwiastków zapewniających istnienie życia na Ziemi. Wchodzi w skład najważniejszych związków tworzących żywe komórki, m.in. jest on zasadniczym komponentem białek roślinnych i zwierzęcych, w formie zasad puryny i pirymidyny stanowi element tzw. nukleotydów, które tworzą ATP, ADP i kwasy nukleinowe. Ponadto możemy go znaleźć w chlorofilu, witaminach, alkaloidach, olejkach itp. Jednak w postaci, w której występuje powszechnie na świecie, tj. obojętnego, względnie stabilnego chemicznie gazu N_2 (niereaktywnego azotu), stanowiącego 78% objętości atmosfery, jest w niewielkim stopniu wykorzystywany

przez organizmy żywe. Do rozerwania wiązania w tej cząsteczce potrzeba aż 960 kJ/mol N_2 . Aby podkreślić jego niereaktywność, Lavoisier nadał gazowej formie N_2 nazwę „azot”, co oznacza „bez życia”. Dawniej w ekosystemach naturalnych przemiana N_2 do postaci użytecznej biologicznie zachodziła w wyniku działania wyspecjalizowanych mikroorganizmów, tzw. bakterii brodawkowych, żyjących w symbiozie z roślinami bobowatymi, oraz obecnych w glebie bakterii wolnożyjących, głównie z rodzaju *Azotobacter*, a także podczas wyładowań atmosferycznych.

Rozwój cywilizacji stworzył nowe sposoby wiązania azotu, przede wszystkim w wyniku przemysłowej syntezy związków N, zwiększając pulę azotu reaktywnego w ekosystemach (tab. 1.1). Obecnie blisko połowa ludności na świecie zaopatruje się w żywność wyprodukowaną przy użyciu nawozów sztucznych, a ilość azotu wprowadzana drogą „antropogeniczną” (przemysłowej syntezy związków azotu, zwiększenia powierzchni upraw roślin bobowatych oraz spalania paliw kopalnych) przewyższa jego poziom pochodzący ze źródeł naturalnych.

Tabela 1.1. Globalne wiązanie azotu cząsteczkowego (na podstawie: OECD, 2018)

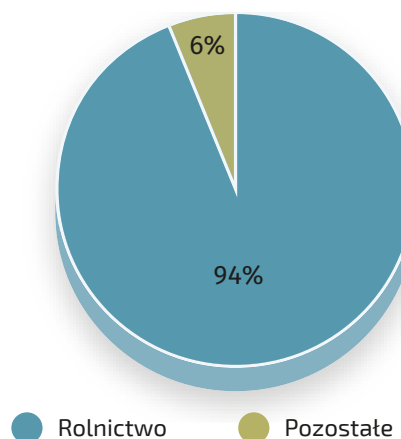
Mechanizm	Ilość (mln t N/rok)
Naturalne wiązanie	
Biologiczne wiązanie w ekosystemach morskich	140
Biologiczne wiązanie w ekosystemach lądowych	58
Wiązanie podczas wyładowań atmosferycznych	5
Suma	203
Antropogeniczne wiązanie	
Przemysłowa synteza związków azotu	120
Biologiczne wiązanie w agroekosystemach	60
Spalanie	30
Suma	210

Związany w sposób antropogeniczny i naturalny azot wzbogaca zasoby tego składnika w glebie, z której zostaje następnie pobrany przez mikroorganizmy, rośliny, a za ich pośrednictwem przez organizmy zwierzęce i człowieka. Zmetabolizowane przez żywe organizmy związki azotu po ich obumarciu są rozkładane, podobnie jak i wydalone przez nie odchody, do jonu amonowego, który jest ponownie wykorzystywany przez rośliny oraz mikroorganizmy, w tym bakterie nitryfikacyjne i wraca do obiegu azotu. Niewykorzystany przez rośliny i mikroorganizmy azot podlega przemianom generującym jego straty na drodze wymywania, sptywów i ulatniania.

Krążenie azotu pomiędzy poszczególnymi elementami środowiska oraz jego przemiany składają się na obieg tego pierwiastka w przyrodzie. Przy czym duży obieg obejmuje atmosferę, litosferę, biosferę i hydrosferę, zaś mały zachodzi w litosferze i biosferze. Przemieszczanie się azotu z dużego do małego obiegu jest możliwe poprzez wiązanie N_2 . Ulatnianie się natomiast gazowych produktów przemian azotu do atmosfery oraz ich wymywanie i sptyw do hydrosfery łączą mały obieg N z dużym, zamykając cykl tego pierwiastka w przyrodzie.

W wyniku działalności człowieka obieg azotu został zaburzony w skali lokalnej i globalnej. W XX w. ilość NH_3 uwalnianego przez człowieka wzrosła od dwóch do pięciu razy w stosunku do okresu przedindustrialnego (Xu i in., 2019, Zhu i in., 2015). Przy czym w głównej mierze przyczyniło się do tego rolnictwo. W Polsce odpowiada ono za 94% emisji amoniaku, tj. 287,91 Gg/rok (rys. 1.1). Z zagospodarowania

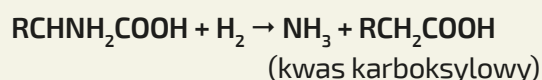
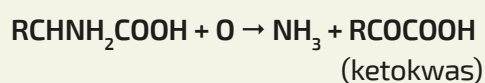
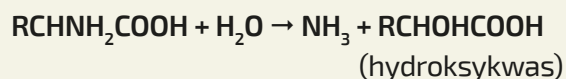
odchodów zwierząt gospodarskich pochodzi 78% emisji rolniczej NH_3 , a ze zużycia nawozów mineralnych 22% (KOBiZE, 2019).



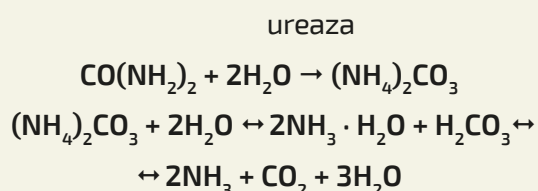
Rysunek 1.1. Udział rolnictwa w emisji amoniaku w Polsce (KOBiZE, 2019)

Amoniak powstaje w budynkach inwentarskich, na pastwiskach i wybiegach dla zwierząt, na pryzmach składowanego obornika, w zbiornikach na gnojówkę i gnojownicę oraz na użytkach rolnych po aplikacji nawozów naturalnych, organicznych, odpadów i mineralnych nawozów azotowych. Kluczowe procesy prowadzące do tworzenia się tego gazu w materiałach nawozowych oraz w glebie są związane z:

- a) dezaminacją (rozkładem) aminokwasów, która może przebiegać w warunkach tlenowych i beztlenowych jako proces hydrolytyczny, oksydacyjny lub redukcyjny podczas przemian organicznych połączeń azotu:

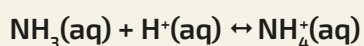


b) hydrolizą mocznika, podczas której dochodzi do powstania amoniaku, ditlenku węgla i wody:



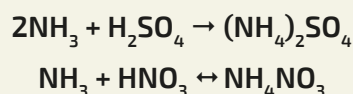
Trzeba przy tym zaznaczyć, że ze względu na dużą stabilność mocznika (okres półtrwania jego cząsteczki wynosi w temperaturze 25°C ok. 40 lat) do hydrolizy niezbędny jest enzym ureaza, dzięki któremu proces ten zostaje skrócony do 20 milisekund (Sigurdarson, 2018).

Pojawienie się w wyniku tych przemian amoniaku nie oznacza, że ulotni się on do atmosfery. Przy pH < 7 znaczna część powstającego NH₃ jest przekształcana do kationu amonowego, który się nie ulatnia i jest sorbowany:



Jony amonowe mogą też być wiązane w reakcji z ditlenkiem węgla i kwasami organicznymi. Poza tym ulatnianie się amoniaku z gleby zależy nie tylko od jego powstawania, ale również od przemieszczania w górę profilu i wtórnego wiązania w środowisku glebowym. Emisję NH₃ nasila zazwyczaj średnia wilgotność oraz podwyższona temperatura, a ogranicza obecność roślin, wysoka pojemność kompleksu sorpcyjnego oraz warunki sprzyjające nityfikacji, dzięki której ulega zmniejszeniu dostępność substratu do reakcji i obniża się pH gleby (Filipek i in., 2015).

Ulatniający się amoniak może być ponownie deponowany w pobliżu miejsca emisji i/lub szybko, szczególnie w ciągu dnia i w niższych warstwach atmosfery, reagować z kwasami (głównie H₂SO₄ i HNO₃, powstającymi w wyniku przemian tlenków siarki i azotu), tworząc w reakcjach wtórnych aerozole o średnicy 0,1–1 mikrometra, między innymi siarczan(VI) amonu i azotan(V) amonu:



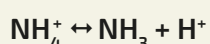
Stwierdzono, że na świecie aerozole te stanowią około jednej trzeciej cząstek o średnicy poniżej 2,5 mikrometra (Zhu i in., 2015). Amoniak może także kondensować na istniejące cząstki atmosferyczne. Pojawiające się pyły są szczególnie niebezpieczne dla zdrowia człowieka, gdy ich średnica jest mniejsza niż 1 μm, gdyż nie są wówczas zatrzymywane w obrębie nosowo-gardłowym, lecz wnikają do obszaru pęcherzykowego płuc i osadzają się w nim. Ekspozycja na te zanieczyszczenia zwiększa ryzyko zachorowania na choroby serca i płuc oraz przedwczesnej śmierci. Pyły są również szkodliwe dla roślin. Osadzając się na nich, ograniczają dostęp światła i gazów oraz utrudniają asymilację ditlenku węgla. Poza tym hydrofilowe cząstki soli amonowych działają w atmosferze jako centra kondensacji, wpływając na zmiany klimatyczne (OECD, 2018). Ze względu na dłuższy okres przebywania aerozoli amonowych w atmosferze (7–14 dni) niż amoniaku (24 godziny) odpowiadają one także za znaczną część transportu dalekiego (setki kilometrów) reaktywnego azotu (Zhu i in., 2015). Wykazano na przykład, że emisje NH₃ w krajach

północnej Europy oddziałują na wzrost stężenia azotu w Morzu Śródziemnym.

Emisja amoniaku ze źródeł rolniczych zmniejsza wartość nawozową stosowanych nawozów. Wpływa również na:

a) Zakwaszenie gleby i wód

Już podczas samego ulatniania amoniaku dochodzi do zakwaszenia:



Ponadto, pomimo że amoniak w atmosferze podwyższa pH opadów, to w wyniku jego przemian, opisanych powyżej, pojawia się kation amonowy, który wpływa zakwaszająco na środowisko. Przede wszystkim poprzez reakcję nityfikacji, w trakcie pobierania go przez rośliny i/lub mikroorganizmy (fizjologiczna kwasowość) oraz w wyniku wypierania przez jony NH_4^+ z kompleksu sorpcyjnego jonów kwaśnych i kationów zasadowych, co prowadzi odpowiednio do uruchomienia kwasowości czynnej oraz wymywania jonów Ca^{2+} i Mg^{2+} wraz z anionami towarzyszącymi. Zakwaszenie środowiska skutkuje szeregiem niekorzystnych zmian właściwości fizycznych, fizykochemicznych, chemicznych i biologicznych gleb i obniżeniem ich jakości. W wodach wzrost stężenia jonów wodorowych wykazuje przede wszystkim działanie szkodliwe dla organizmów tam bytujących.

b) Zwiększenie trofii wód i naturalnych ekosystemów lądowych

Przedostawanie się azotu do ekosystemów wodnych, szczególnie morskich, między innymi w postaci amoniaku, powoduje przyspieszony wzrost glonów oraz wyższych form życia

roślinnego, co prowadzi do niepożądanego zakłócenia stosunków w środowisku oraz pogorszenia jakości wód. Po obumarciu glonów, w wyniku ich rozkładu woda zostaje wzbogacona w toksyczne produkty (m.in. amoniak), zmniejsza się w niej zawartość tlenu (hypoksja, anoksja), niekiedy aż do powstania martwych stref, i dochodzi do spadku bioróżnorodności.

Pojawiające się w wodach przeznaczonych do spożycia, na przykład w wyniku przemian NH_3 , jony azotanowe(V) są szkodliwe dla naszego zdrowia, co jest związane przede wszystkim z ich redukcją do azotanów(III) i endogennymi reakcjami nitrozowania, prowadzącymi do powstawania kancerogennych, teratogennych i mutagennych nitrozoamin. Azotany wywołują także methemoglobinemię, skutkującą zakłóceniem zdolności przenoszenia tlenu przez krew, której ryzyko wystąpienia jest szczególnie duże u niemowląt poniżej 6. miesiąca życia i znacznie wzrasta, gdy zawartość NO_3^- w wodach przekroczy 50 mg/L.

c) Spadek bioróżnorodności naturalnych ekosystemów

Zwiększenie dopływu azotu reaktywnego do naturalnych ekosystemów lądowych szczególnie wrażliwych (wrzosowisk, torfowisk, lasów, użytków zielonych), oddziałując na bezpośrednie uszkodzenie tkanek (na amoniak szczególnie wrażliwe są porosty), eutrofizację, zakwaszenie i wtórny stres, wpływa na ograniczenie występującego tam bogactwa gatunkowego. Dopływ tych związków zaburza procesy rozkładu substancji organicznej oraz faworyzuje gatunki przystosowane do szybkiego wykorzystywania składników pokarmowych. Ocenia się, że

w 80% europejskich wód słodkich jest przekroczony próg wysokiego ryzyka dla różnorodności biologicznej (1,5 mg N/l).

Warto pamiętać, że amoniak bardzo łatwo ulega transformacji w inne związki azotu, a w miarę przechodzenia przez kolejne szlaki biogeochemiczne ten sam atom azotu może powodować sekwencję negatywnych skutków w atmosferze, w ekosystemach lądowych, w wodach słodkich i systemach morskich oraz oddziaływać na klimat, co jest określane mianem kaskady azotowej (*nitrogen cascade*). W związku z tym, oprócz wyżej wymienionych procesów, NH_3 po przekształceniu do N_2O i NO_x może brać udział w globalnym ociepleniu, w niszczeniu warstwy ozonowej i w tworzeniu smogu fotochemicznego (OECD, 2018).

Przemiany azotu w glebie istotne ze względu na emisję amoniaku

Pobieranie azotu przez rośliny

Podstawowymi formami azotu pobieranymi przez rośliny są jony amonowe (NH_4^+) i azotanowe(V) (NO_3^-). Zazwyczaj na glebach o odczynie obojętnym rośliny chętniej pobierają N- NH_4 , natomiast odczyn kwaśny stymuluje absorpcję N- NO_3 . Dodatkowym czynnikiem sprzyjającym pobieraniu formy azotanowej jest charakter przemian azotu mineralnego w glebie – nitryfikacja jonów amonowych oraz słabe wiązanie przez kompleks sorpcyjny i wysoka mobilność azotanów(V). Preferencje odnośnie do pobieranego jonu zależą także między innymi od gatunku rośliny i formy azotu zastosowanej w nawozach.

U gatunków wrażliwych na azot amonowy jego nadmierne stężenie może wywoływać negatywne skutki fizjologiczne i spadek plonów. Rośliny są również zdolne do pobierania azotu przez liście, co znajduje zastosowanie przy ich dolistnym dokarmianiu, oraz do korzystania za pośrednictwem bakterii brodawkowych z azotu cząsteczkowego zawartego w powietrzu.

Wykorzystanie azotu z nawozów mineralnych przez rośliny rzadko jednak przekracza 60%. Niewykorzystany azot ulega ulatnianiu do atmosfery w formie amoniaku (NH_3), tlenków azotu (N_2O , NO , NO_2) i inertnego chemicznego azotu cząsteczkowego (N_2) oraz wymywaniu i spływom do wód podziemnych, powierzchniowych i mórz, głównie w formie NO_3^- (Skowrońska, nawozy.eu).

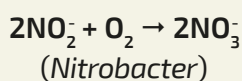
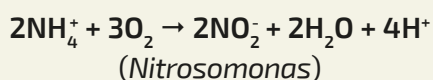
Mineralizacja i immobilizacja związków azotu

Procesy mineralizacji i immobilizacji związków azotu zachodzą równocześnie. W wyniku mineralizacji substancji organicznej związany z nią azot przechodzi w formy mineralne – azot amonowy, a dalej w wyniku procesu nitryfikacji i utleniania – w azot azotanowy. Proces ten jest przeprowadzany głównie przez heterotroficzne organizmy glebowe. Immobilizacja polega na włączaniu azotu mineralnego w biomase mikroorganizmów, a następnie przechodzeniu (częściowo) w aktywne i ustabilizowane związki próchnicowe. Dominującą formą azotu pobieraną przez mikroorganizmy jest N- NH_4 . Kierunek procesów mineralizacja – immobilizacja zależy przede wszystkim od stosunku C:N we wprowadzanej biomacie. Gdy C:N kształtuje się

na poziomie > 30, a zawartość N < 1,2%, dominuje immobilizacja. Przy C:N < 20 i zawartości N > 1,8% – mineralizacja, która może przyczynić się do strat azotu, w tym NH₃, jeżeli uwolniony podczas tego procesu azot mineralny nie zostanie zaabsorbowany.

Nitryfikacja

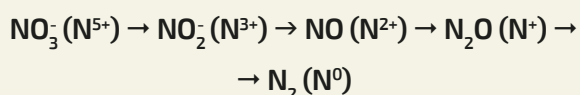
Nitryfikacja jest procesem enzymatycznego utleniania azotu i zachodzi dwuetapowo w warunkach tlenowych głównie przy udziale bakterii z rodzaju *Nitrosomonas* i *Nitrobacter*:



Dla właściwego przebiegu tego procesu najbardziej sprzyjająca jest temperatura 25–30°C, pH gleby 7,4–8, zawartość wody w glebie 40–60% ppw. Procesy nitryfikacji zachodzące podczas wegetacji roślin zwiększają zazwyczaj tempo pobierania azotu przez rośliny, co jest związane z większą ruchliwością w glebie jonów azotanowych. Przyczyniają się również do zmniejszenia strat azotu w postaci amoniaku.

Denitryfikacja

Denitryfikacja jest procesem redukcji azotanów przy udziale enzymów nitroreduktaz:



Stanowi jeden z ważniejszych procesów w cyklu krążenia azotu, pozwalający na powrót azotu do atmosfery. Zwiększa jednocześnie ryzyko jej zanieczyszczenia reaktywnymi formami N. Warunkiem koniecznym do jej przebiegu jest całkowity brak lub bardzo niskie stężenie tlenu w środowisku oraz dostępność związków organicznych i azotanów(V) w glebie. Wysoka zawartość węgla organicznego i stosunkowo niska zawartości azotanów(V) wpływają stymulująco na rozwój bakterii odpowiedzialnych za redukcję azotanów(V) do amoniaku, czyli tzw. dysymilacyjną redukcję azotanów(III). Pojawiający się amoniak może ulotnić się bądź w inny sposób włączyć się do obiegu azotu.

Adsorpcja jonów amonowych w glebie

Pierwotne i wtórne minerały o budowie warstwowej mogą sorbować niewymiennie jony NH₄⁺. Sorpcja ta ma szczególne znaczenie w przypadku gleb zasobnych w minerały ilaste typu 2:1. Do zatrzymywania jonów amonowych dochodzi również podczas sorpcji wymiennej, podczas której kation amonowy jest zatrzymywany przez koloidy mineralne i organiczne. W tym stanie jest on w dużym stopniu chroniony przed stratami, pozostaje jednak dostępny dla roślin.

Źródła i dawki azotu w gospodarstwie

Optymalizacja zarządzania azotem pochodzącym ze wszystkich źródeł antropogenicznych

i naturalnych umożliwia ograniczanie emisji amoniaku w agroekosystemach. Podstawowym narzędziem zapewniającym właściwy przebieg tego procesu zarówno w przypadku podmiotów zobowiązanych, jak i niezobowiązanych do przygotowywania planu nawożenia azotem jest ustalenie dawek azotu na podstawie uproszczonego bilansu tego składnika (rys. 1.2).

Źródła azotu w agroekosystemach

I. Antropogeniczne źródła azotu

1. Nawozy mineralne zawierające w swoim składzie azot (nawozy proste i wieloskładnikowe) – nawozy produkowane na drodze przemian chemicznych, fizycznych lub przerobu surowców mineralnych, których jednym ze składników jest azot:

- a) nawozy azotowe amonowe (zawierające azot w formie NH_4^+),
- b) nawozy azotowe saletrzane (zawierające azot w formie NO_3^-),
- c) nawozy azotowe saletrano-amonowe (zawierające azot w formie NH_4^+ i NO_3^-),
- d) nawozy azotowe amidowe (zawierające azot w formie $-\text{NH}_2$),
- e) nawozy wieloskładnikowe (zawierające więcej niż jeden podstawowy składnik pokarmowy: NP, NK, PK, NPK):
 - mieszane – otrzymywane w wyniku fizycznego zmieszania nawozów pojedynczych,
 - kompleksowe – otrzymywane w wyniku reakcji chemicznych.

2. Nawozy naturalne – nawozy pochodzące od zwierząt gospodarskich, przeznaczone do rolniczego wykorzystania, w tym również w formie przetworzonej:

- a) nawozy naturalne płynne:
 - gnojowica – mieszanina kału i moczu zwierząt z domieszką wody,
 - gnojówka – odciek z obornika (przefermentowany mocz zwierząt);
- b) nawozy naturalne stałe:
 - obornik – mieszanina kału i moczu zwierząt wraz ze ściótką, w szczególności słomą, trocinami lub korą,
 - pomiot ptasi – odchody drobiu z bezściótkowego systemu utrzymywania zwierząt gospodarskich.

3. Nawozy organiczne – nawozy wyprodukowane z substancji organicznej lub z mieszanin substancji organicznych, w tym komposty.

4. Nawozy organiczno-mineralne – mieszaniny nawozów mineralnych i organicznych.

5. Środki poprawiające właściwości gleby – substancje dodawane do gleby w celu poprawy jej właściwości lub parametrów chemicznych, fizycznych, fizykochemicznych albo biologicznych.

6. Odpady i ścieki spełniające warunki rolniczego wykorzystania.

7. Resztki poźniwne oraz depozycje korzeniowe.

8. Depozycja gazowych związków azotowych zanieczyszczających atmosferę.

9. Biologiczne wiązanie azotu atmosferycznego przez bakterie symbiotyczne w agroekosystemach.

II. Naturalne źródła azotu

1. Biologiczne wiązanie azotu atmosferycznego przez bakterie wolnożyjące i symbiotyczne w ekosystemach naturalnych.
2. Mineralizacja glebowej substancji organicznej.
3. Chemiczne wiązanie azotu atmosferycznego podczas wyładowań atmosferycznych.

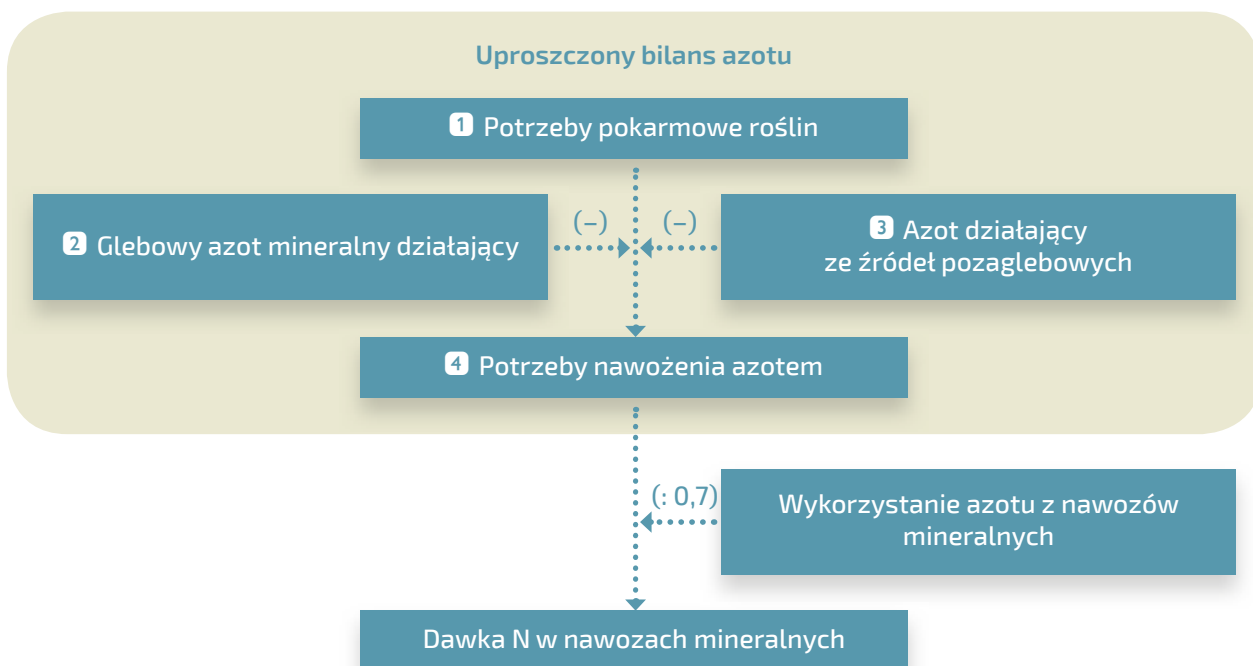
Obliczanie dawki mineralnych nawozów azotowych na podstawie uproszczonego bilansu tego składnika

Przy ustalaniu dawek nawozów azotowych bierze się pod uwagę z jednej strony potrzeby pokarmowe roślin, tj. ilość składników, jaką rośliny muszą pobrać w czasie swojego

rozwoju, aby wydać określone plony, a z drugiej uwzględnia się azot mineralny obecny w glebie wczesną wiosną (glebowy azot mineralny działający) oraz źródła tego makroelementu pochodzące z nawozów naturalnych, organicznych i odpadów, symbiotycznego wiązania azotu przez rośliny bobowate i przyorania liści roślin korzeniowych (azot działający ze źródeł pozaglebowych) (rys. 1.2).

1) Wyznaczanie dawki nawozu należy rozpocząć od oszacowania potrzeb pokarmowych roślin na podstawie średnich plonów uzyskiwanych w gospodarstwie oraz pobrania jednostkowego azotu przez plon główny z odpowiednią ilością plonu ubocznego N (kg N/t plonu), zgodnie ze wzorem:

$$\text{Potrzeby pokarmowe} = \text{przewidywany plon (t/ha)} \times \text{pobranie jednostkowe azotu (kg N/t)} \\ (\text{wg tab. 1.2}).$$



$$\text{dawka N} = (\text{potrzeby pokarmowe} - \text{glebowy N mineralny działający} - \text{N ze źródeł pozaglebowych})/0,7 \\ (\text{współczynnik wykorzystania N z nawozów azotowych mineralnych})$$

Rysunek 1.2. Obliczanie dawki mineralnych nawozów azotowych na podstawie uproszczonego bilansu azotu

Tabela 1.2. Pobranie jednostkowe azotu przez wybrane rośliny uprawne (Dz.U. z 2018 r., poz. 1339)

Rodzaj uprawy	Pobranie składnika (kg N na 1 t produktu)
Zboża	
Gryka	41,7
Kukurydza na ziarno	26
Pszenica jara i ozima, pszenżyto, mieszanki zbożowe na	27
Jęczmień jary pastewny i ozimy, żyto	24
Owies	22,2
Jęczmień jary browarny	21
Bobowate	
Soja, nasiona	15
Bobik, groch, lędźwian, seradela, soczewica, wyka	8
Oleiste	
Gorczyca, nasiona	60,5
Rzepak, rzepik	50
Okopowe	
Ziemniak późny	4,2
Ziemniak wczesny	3,3
Burak cukrowy	3,5
Burak pastewny	2,5
Pastewne	
Trawy w uprawie polowej, zielona masa	5,1
Żyto, zielona masa	4,1
Owies, zielona masa	4
Kukurydza, zielona masa	2,4
Mieszanki zbożowo-strączkowe, zielona masa	1,5

2) W następnej kolejności od potrzeb pokarmowych należy odjąć zasoby azotu mineralnego obecne wiosną w warstwie gleby 0–60 cm, które określa się na podstawie danych tabelarycznych (tab. 1.3) lub rzeczywistej zawartości N_{\min} w okresie wiosennym (tab. 1.4).

W ten sposób wyznaczone ilości azotu mineralnego w glebie przelicza się, dzięki zastosowaniu równoważników nawozowych (tab. 1.6), na tzw. azot działający, tj. wykazujący takie samo działanie nawozowe jak azot nawozów mineralnych, zgodnie ze wzorem:

$$N_{\min} \text{ działający} = \text{zasoby } N_{\min} \text{ wiosną w warstwie gleby 0–60 cm (kg N/ha)} \times \\ \times \text{równoważnik nawozowy azotu} \\ \text{(wg tab. 1.6)}$$

Tabela 1.3. Zasoby azotu mineralnego (N_{min}) wiosną w warstwie gleby 0–60 cm (kg N/ha)
(Dz.U. z 2018 r., poz. 1339)

Rodzaj uprawy	kg N/ha
Bardzo lekka	49
Lekka	59
Średnia	62
Ciężka	66

Obliczanie ilości azotu mineralnego w glebie na podstawie rzeczywistej zawartości N_{min} w okresie wiosennym
(Skowrońska, nawozy.eu)

Po uzyskaniu wyników analiz zawartości azotu azotanowego i amonowego w warstwach gleby: 0–30 cm, 30–60 cm i ewentualnie 60–90 cm, które można wykonać w stacjach chemiczno-rolniczych, należy:

- zsumować oznaczone zawartości N-NO₃ i N-NH₄ ze wszystkich warstw, otrzymując zawartość azotu mineralnego (N_{min}) w mg/kg,
- następnie obliczoną w powyższy sposób zawartość N_{min} pomnożyć przez podany w tab. 1.4 współczynnik, zależny

od kategorii agronomicznej gleby, uzyskując zawartość N_{min} w kg/ha.

Uzyskany wynik pozwala ocenić zawartość N_{min} (tab. 1.5) i skorygować dawkę wiosennego nawożenia azotem. Przykłady takich obliczeń można znaleźć między innymi w *Zaleceniach nawozowych dla roślin uprawy polowej i trwałych użytków zielonych* (Jadczyszyn i in., 2010). Należy pamiętać, że dla celów doradztwa nawozowego próbki gleby do oznaczeń N_{min} pobiera się wczesną wiosną przed aplikacją nawozów azotowych – z pól roślin ozimych przed rozpoczęciem lub tuż po rozpoczęciu wiosennej wegetacji, z gruntów przeznaczonych pod uprawę roślin jarych przed ich siewem.

Tabela 1.4. Współczynniki do przeliczania zawartości N_{min} w mg/kg gleby na zawartość N_{min} w kg/ha
(Skowrońska, nawozy.eu)

Kategoria agronomiczna gleby	Oznaczona zawartość N_{min} w mg/kg		Współczynnik		Obliczona zawartość N_{min} w kg/ha
Bardzo lekka	a	x	4,6	=	e
Lekka	b	x	4,5	=	f
Średnia	c	x	4,3	=	g
Ciężka	d	x	3,9	=	h

a, b, c, d – zawartość N_{min} w mg/kg.
e, f, g, h – zawartość N_{min} w kg/ha.

Tabela 1.5. Ocena zawartości N_{\min} (kg/ha) w glebie do głębokości 60 cm wczesną wiosną
(Skowrońska, nawozy.eu)

Kategoria agronomiczna gleby	Zawartość N_{\min}				
	bardzo niska	niska	średnia	wysoka	bardzo wysoka
Bardzo lekka	< 30	31–50	51–70	71–90	> 90
Lekka	< 40	41–60	61–80	81–100	> 100
Średnia, ciężka	< 50	51–70	71–90	91–100	> 100

Tabela 1.6. Równoważniki nawozowe azotu z różnych źródeł w zależności od terminu stosowania
(Dz. U. z 2018 r. poz. 1339)

Źródło azotu	Termin stosowania	
	jesień	wiosna
Obornik		
Bydło	0,35	0,40
Świnie	0,40	0,45
Drób nieśny	0,40	0,45
Drób rzeźny	0,45	0,50
Pozostałe przeżuwacze, konie, zwierzęta futerkowe	0,30	0,35
Dowolny obornik zastosowany pod przedplon	0,15	
Gnojowica/pomiot/odchody		
Bydło	0,50	0,60
Świnie	0,60	0,70
Drób nieśny – pomiot podsuszany/nie	0,45/0,65	0,50/0,75
Zwierzęta futerkowe mięsożerne	0,65	0,75
Pozostałe przeżuwacze, zwierzęta futerkowe roślinożerne	0,45	0,55
Gnojówka		
Bydło	0,55	0,75
Świnie	0,65	0,80
Drób nieśny	0,65	0,80
Drób rzeźny	0,65	0,80
Pozostałe przeżuwacze, konie, zwierzęta futerkowe	0,45	0,55
Fracja stała po separacji gnojowicy		
Bydło	0,20	0,25
Świnie	0,25	0,30
Fracja ciekła po separacji gnojowicy		
Bydło	0,70	0,80
Świnie	0,75	0,85
Inne		
Produkt pofermentacyjny (frakcja płynna)	0,60	0,7
Produkt pofermentacyjny (frakcja stała)	0,3	0,4
Kompost i inne organiczne środki nawozowe	0,30	
Azot mineralny z zasobów glebowych	0,9 ¹⁾	0,6 ²⁾

¹⁾ W uprawach roślin ozimych dla nawożenia wiosną. ²⁾ W uprawach roślin jarych.

Znajomość zawartości azotu mineralnego w glebie pozwala na dokładniejsze zaplanowanie nawożenia tym składnikiem, dlatego zaleca się przeprowadzenie analizy gleby w tym zakresie przynajmniej raz na 4 lata.

3) Od potrzeb pokarmowych, oprócz N_{\min} zasobów glebowych, odejmowane są ilości azotu działającego z nawozów naturalnych i organicznych oraz odpadów.

Należy przy tym pamiętać, że w ciągu roku dawka azotu wniesiona w nawozach naturalnych na jeden hektar użytku rolnego nie może być większa niż 170 kg N w czystym składniku. W związku z czym dopuszczalną dawkę nawozu naturalnego oblicza się, uwzględniając tę wartość oraz zawartość azotu w nawozie naturalnym według wzoru:

Dopuszczalna dawka nawozu naturalnego = $170 \text{ kg N/ha} : \text{zawartość N kg/t lub kg/m}^3$ (na podstawie tabel zamieszczonych w Programie Azotanowym lub udokumentowanego badania składu nawozu naturalnego)

Określenie wielkości dopuszczalnej dawki azotu w przypadku nawozu organicznego, organiczno-mineralnego lub środka poprawiającego właściwości gleby pochodzącego

z zakupu odbywa się na podstawie instrukcji stosowania i etykiety, natomiast w odniesieniu do odpadu lub produktu ubocznego na podstawie zaleceń oraz wyników analizy składu chemicznego udostępnionych przez ich wytwórcę (Zbiór zaleceń, 2019).

Po wyznaczeniu dopuszczalnej dawki oblicza się ilość azotu działającego z tego źródła, zgodnie ze wzorem:

$N \text{ działający z nawozów naturalnych, organicznych i odpadów} = \text{dawka nawozu naturalnego, organicznego, odpadu} \times \text{równoważnik nawozowy azotu}$ (według tab. 1.6)

Na tym etapie wyznaczania dawki azotu odliczeniu podlega także azot działający pozostający po uprawie roślin bobowatych (tab. 1.7) i przyoraniu liści roślin korzeniowych (25 kg N/ha) (Dz.U. z 2018 r., poz. 1339).

W końcowej fazie obliczania dawki azotu do zastosowania w nawozach mineralnych na podstawie uproszczonego bilansu N (po odjęciu od potrzeb pokarmowych azotu działającego z zasobów glebowych, nawozów naturalnych, organicznych i odpadów oraz pozostającego po uprawie roślin bobowatych i przyoraniu liści roślin korzeniowych) uzyskuje się tzw. potrzeby

Tabela 1.7. Ilość azotu działającego, pozostającego po uprawie roślin bobowatych (kg/ha)
(Dz.U. z 2018 r., poz. 1339)

Rodzaj przedplonu	Bobowate w czystym siewie		Bobowate w mieszankach z trawami lub zbożami	
	plon główny	międzyplon	plon główny	międzyplon
Przyorane resztki poźniwne	30	15	20	10
Przyorane całe rośliny na zielony nawóz	łubin żółty – 74 groch – 77 seradela – 65 pozostałe – 60	koniczyna czerwona – 30 koniczyna biała – 27 seradela – 33 pozostałe – 30	50	20

nawozowe (4) (ilość azotu, jaką należy dostarczyć w formie nawozów, aby rośliny mogły pokryć swoje potrzeby pokarmowe w tym zakresie), które koryguje się wskaźnikiem wykorzystania azotu z nawozów mineralnych (70%) – 0,7, tj. zwiększając potrzeby nawozowe o 42,86%.

Należy jednocześnie zaznaczyć, że podmioty zobowiązane do opracowywania planu nawożenia azotem nie powinny stosować wyższych dawek nawozów niż wynikające z tego dokumentu. W gospodarstwach, które nie mają obowiązku opracowywania i posiadania planu nawożenia azotem, dawki nawozów nie mogą przekraczać maksymalnych ilości azotu działającego ze wszystkich źródeł (Dz.U. z 2018 r., poz. 1339). Warto jednak pamiętać, że ze względu na korzyści produkcyjne i środowiskowe zalecane jest przygotowywanie planów nawożenia azotem przez wszystkich rolników. Ich opracowanie, zgodne z wymogami Programu azotanowego (Dz.U. z 2018 r., poz. 1339), ułatwiają programy komputerowe i/lub aplikacje dostępne on-line na stronie Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie (<https://www.cdr.gov.pl/produkcja-rolna/program-azotanowy>).

Kluczowym elementem w zarządzaniu azotem w gospodarstwie, pozwalającym na ograniczenie jego strat, jest nie tylko odpowiednio wyznaczona dawka N w nawozie, ale także zadbanie o efektywne wykorzystanie. Brak synchronizacji uwalniania dostępnych form azotu z dynamiką jego pobierania przez rośliny według niektórych autorów w największym stopniu przyczynia się do strat tego składnika z agroekosystemów. W niektórych doświadczeniach zauważono, że dzielenie dawki azotu

zwiększa pobranie N o ponad 30%, ograniczając tym samym jego pulę podatną na rozpraszanie w środowisku (Skowrońska i Filipek, 2017). Dlatego rekomenduje się podział wyliczonej dawki N w azotowych nawozach mineralnych na 2–3 części i stosowanie ich zgodnie z zaleceniami agrotechnicznymi dla poszczególnych gatunków roślin uprawnych. Przy czym aplikacja dzielonych dawek nawozów jest uzasadniona, gdy wielkość pojedynczej dawki przekracza 30 kg N/ha (tab. 1.8) (Zbiór zaleceń, 2019).

Należy przy tym pamiętać, że właściwe sporządzenie bilansu azotu i wyznaczenie na jego podstawie dawek nawozów mineralnych stanowi efektywne narzędzie zarządzania azotem w gospodarstwie, pod warunkiem regulacji odczynu i zasobności gleby w fosfor i potas, a czasem i drugoplanowe składniki pokarmowe oraz mikroelementy. Obniżenie wartości pH gleby poniżej poziomu optymalnego dla azotu (rys. 1.3) oraz niezbilansowane nawożenie innymi makro- i mikroelementami prowadzi do szybkiego spadku efektywności plonotwórczej N, co niektórzy próbują równoważyć poprzez podwyższanie dawek nawozów, zwiększając jedynie ryzyko strat tego składnika, w tym w formie amoniaku. W efektywnym systemie nawożenia roślin uprawnych azotem należy także uwzględnić prawidłową agrotechnikę zapewniającą właściwy rozwój systemu korzeniowego i minimalizację strat oraz korektę dawki N ze względu na stan odżywienia nim roślin, uzależniony między innymi od kondycji ładu poziomego, warunków pogodowych podczas faz krytycznych czy występowania zachwaszczenia, chorób i szkodników (Grzebisz, 2009).

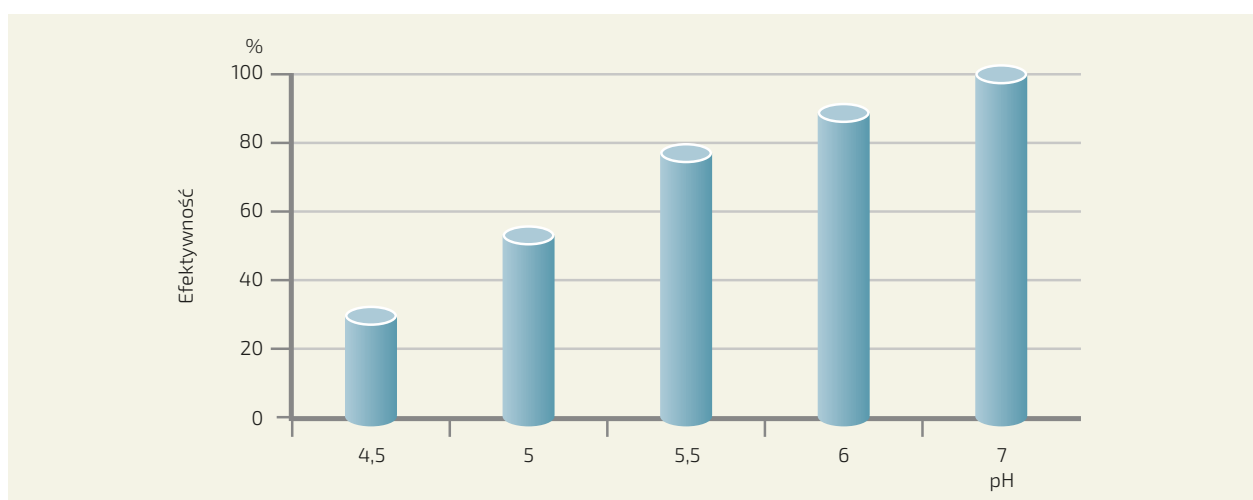
Tabela 1.8. Podział dawek nawozów azotowych w zależności od uprawianej rośliny
(Zbiór zaleceń, 2019)

Rośliny	I dawka	II dawka	III dawka
Zboża ozime	przed ruszeniem wegetacji wiosną	faza strzelania w źdźbło	początek kłoszenia
Zboża jare	przedsiewnie	faza strzelania w źdźbło	początek kłoszenia
Kukurydza	przedsiewnie	6–7 liści (do wysokości roślin ok. 30 cm)	–
Ziemniaki średnio późne i późne	przed sadzeniem	początek wschodów	–
Buraki	przedsiewnie	po przerywce lub w fazie 4–6 liści	–
Rzepak	przed ruszeniem wegetacji wiosną	faza rozety	początek pąkowania
Trawy, bobowate i ich mieszanki w roku siewu	przedsiewnie	po I pokosie	–
Trawy, bobowate i ich mieszanki w latach pełnego użytkowania	przed ruszeniem wegetacji wiosną	po I pokosie	po II pokosie

Bilans azotu

Działalność rolnicza w znacznym stopniu ingeruje w naturalny obieg azotu, przede wszystkim poprzez intensyfikację produkcji, stwarzając tym samym zagrożenie dla równowagi ekosystemów. W zrównoważonym rolnictwie

dąży się do zachowania możliwie zamkniętego cyklu azotu w układzie: nawozy-gleba-rośliny, gdyż nadmierne stosowanie nawozów skutkuje obniżeniem jakości i wielkości plonów uprawianych roślin, zanieczyszczeniem środowiska oraz stratami ekonomicznymi w związku z wyższymi kosztami ponoszonymi na zakup środków produkcji.



Rysunek 1.3. Względna efektywność plonotwórcza azotu w zależności od pH gleby
(Filipek i in. 2015)

Powszechnie uznanym narzędziem zarządzania i kontrolowania przepływów azotu, oceny stopnia obciążenia środowiska tym składnikiem i ryzyka jego strat, wyznaczania dawek nawozów i waloryzacji przestrzeni wiejskiej na potrzeby inwestycji środowiskowych jest sporządzanie bilansów, które różnią się między sobą granicami systemu i uwzględnianymi elementami bilansowymi.

Warto przy tym podkreślić, że istnieje wiele metod bilansowania, co niejednokrotnie utrudnia możliwość ich porównania. W produkcji rolniczej stosuje się przede wszystkim bilanse:

- u wrót gospodarstwa (*Farm Gate Balance*),
- na powierzchni pola (*Soil Surface Balance*).

Sporządzenie bilansu azotu metodą „u wrót gospodarstwa” polega na określeniu strumienia jego przychodu i rozchodu w gospodarstwie rolnym.

Do przychodu zalicza się azot wnoszony do gospodarstwa w wyniku:

- a) zakupu: nawozów mineralnych, pasz przemysłowych, zwierząt do chowu/hodowli, innych środków do produkcji rolnej, np. nawozów naturalnych czy materiału siewnego,
- b) wiązania biologicznego przez rośliny bobowate w uprawach polowych i na trwałych użytkach zielonych oraz przez mikroorganizmy wolnożyjące,
- c) opadu atmosferycznego.

Rozchód stanowi natomiast azot wynoszony z gospodarstwa podczas:

- a) sprzedaży produktów roślinnych i zwierzęcych,

- b) zdarzeń losowych, takich jak upadki zwierząt, zniszczenie plonu.

Bilans ten ma bardzo ogólny charakter i nie uwzględnia źródeł naturalnych oraz obiegu wewnętrznego azotu w gospodarstwie. Wartość uzyskanego salda bilansowego wskazuje na trend akumulacji składników w gospodarstwie, a współczynnik efektywności na stopień przetworzenia importowanych środków bezpośrednio na produkt rynkowy (Grzebisz, 2009).

W praktyce rolniczej podstawową jednostką bilansu jest pole, stąd powszechnie stosowany jest tzw. bilans brutto (*Gross Nutrient Balance*). Sporządzany jest on od 1996 r., obowiązkowo w Polsce, metodą zaproponowaną przez OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development, Organizację Współpracy Gospodarczej i Rozwoju). Warto przy tym pamiętać, że w większości krajów należących do OECD stanowi on podstawowy wskaźnik agrośrodowiskowy i w Decyzji Komisji (European Commission, 2018) jest zalecany jako jedna z najlepszych praktyk zarządzania środowiskowego.

W metodzie tej ocenia się stopień obciążenia azotem gleby, traktowanej jako „czarna skrzynka”, w której zachodzą procesy generujące potencjalne straty N. W bilansie azotu brutto po stronie przychodów uwzględnia się ilość azotu doptywającego w formie:

- a) nawozów mineralnych i naturalnych,
- b) opadu z atmosfery,
- c) azotu biologicznie związanego przez bakterie symbiotyczne i wolnożyjące,

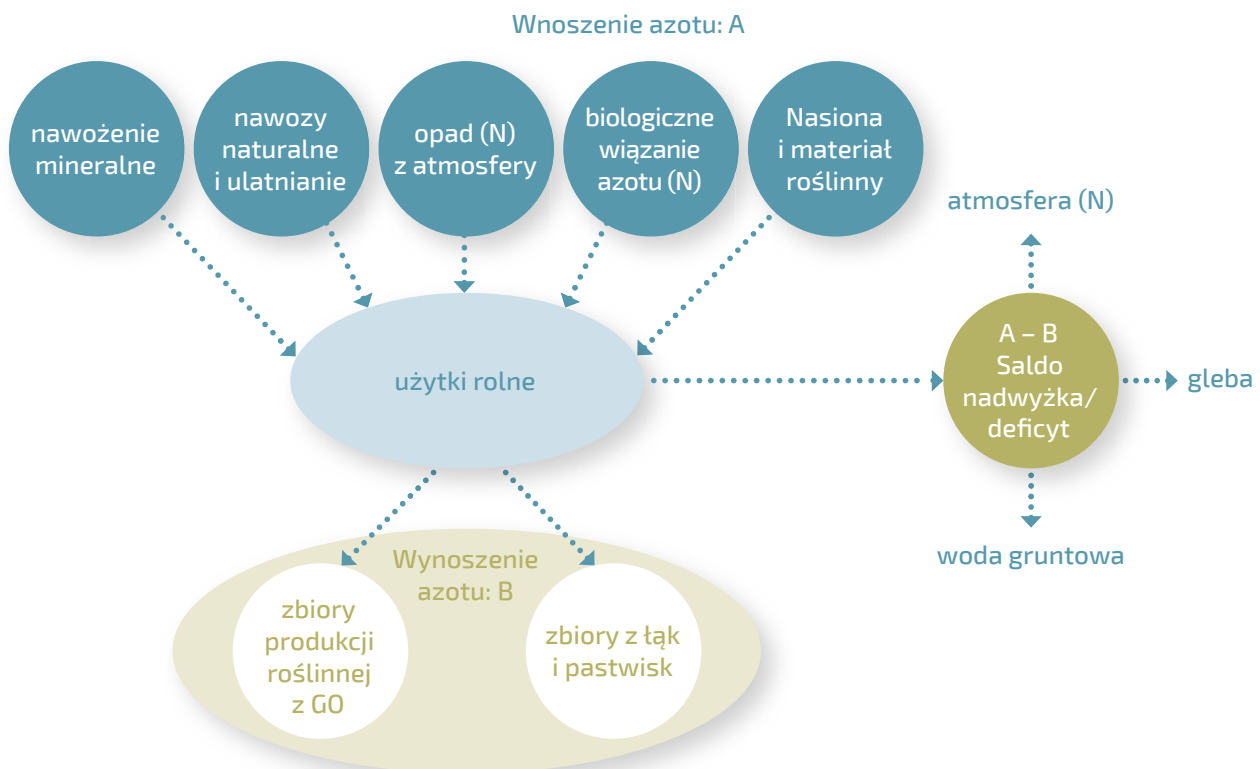
d) a także azotu dostarczanego do gleby w materiale siewnym i innych częściach roślin (rys. 1.4).

Natomiast po stronie rozchodowej tego bilansu brane są pod uwagę ilości azotu w plonach głównych roślin zbieranych z gruntów ornych i użytków zielonych oraz w dających się określić zbieranych plonach ubocznych (rys. 1.4). Stąd też saldo bilansu azotu brutto zawiera oprócz emisji azotu do wód także jego straty gazowe w postaci amoniaku i tlenu diazotu powstające podczas produkcji zwierzęcej, przechowywania i stosowania nawozów naturalnych.

W systemie zbilansowanego nawożenia odpływ azotu powinien być rekompensowany jego dopływem, czyli bilans powinien być równy lub bliski zeru. Ze względu na

nieuniknione rozpraszanie azotu w wyniku wymywania i sptywów do wód lub ulatniania z gleby, jak również jego immobilizację przez mikroorganizmy glebowe, całkowite zbilansowanie tego składnika nie jest możliwe. Za bezpieczne dla środowiska przyjmuje się zatem dodatnie saldo bilansu azotu brutto znajdujące się w przedziale 30–70 kg na 1 ha użytków rolnych.

Utrzymujące się zaniżone saldo azotu (deficyt), powstające, gdy dostarczana ilość azotu jest zbyt mała w stosunku do potrzeb pokarmowych roślin, skutkuje spadkiem żyzności gleby i jej degradacją. Należy przy tym podkreślić, że nawet wtedy nie unika się rozpraszania tego składnika w środowisku. Utrzymująca się nadwyżka azotu brutto określa potencjalne ryzyko nagromadzenia się N w glebie oraz jego



Rysunek 1.4. Główne elementy bilansu azotu w agroekosystemach, obliczanego metodą OECD

przemieszczania się do wód i/lub do atmosfery. Przy czym wartość salda bilansu wskazuje tylko na potencjał strat. Faktyczny zakres tego procesu zależy od wielu czynników, takich jak: warunki meteorologiczne, właściwości gleby czy zabiegi agrotechniczne.

W Programie azotanowym (Dz.U. z 2018 r., poz. 1339) do wyznaczania dawki azotu w nawozach mineralnych wykorzystuje się uproszczony bilans azotu. Po stronie przychodów uwzględnia się w nim azot działający, pochodzący z zasobów glebowych, nawozów naturalnych, organicznych, odpadów oraz uprawy roślin bobowatych i przyorania liści roślin korzeniowych, natomiast do rozchodu zaliczane są ilości azotu w plonach głównych i ubocznych. Powstałe saldo bilansowe (potrzeby nawożenia azotem) służy do wyznaczenia dawki nawozów azotowych.

Bilansowanie azotu jest kluczowym narzędziem pozwalającym na ograniczenie strat amoniaku, gdyż opiera się na założeniu, że zmniejszenie nadwyżki azotu (*N surplus*) i zwiększenie efektywności wykorzystania N (NUE) przyczyniają się do redukcji emisji NH_3 . Znalazło to również potwierdzenie w badaniach nad zróżnicowaniem geograficznym powstawania nadwyżek azotu i wolatylizacji amoniaku. Stwierdzono ponadto, że potencjał strat amoniaku z części nadziemnych roślin rośnie wraz ze zwiększaniem się w nich stężenia azotu. Dlatego unikanie nadmiernego nawożenia N zmniejsza wielkość tych strat.

Dodatkowo bilansowanie azotu, redukujące nadwyżki N w środowisku glebowym, przyczynia się do niwelowania tzw. „wymiany

zanieczyszczeń” (*swapping effect*), gdyż ogranicza ilość substratu niezbędnego do powstawania nie tylko amoniaku, ale także innych związków azotu zanieczyszczających środowisko.

Bilans azotu niestety nie jest narzędziem doskonałym, przede wszystkim ze względu na specyfikę jego przemian w środowisku i interakcje z innymi składnikami.

Jednym z większych wyzwań przy sporządzaniu bilansu azotu jest prawidłowe oszacowanie jego ilości uwalnianej z zasobów glebowych. Należy pamiętać, że w uproszczonym bilansie azotu w Programie azotanowym (Dz.U. z 2018 r., poz. 1339) uwzględnia się tylko N_{\min} obecny w glebie wczesną wiosną, a azot mineralny uwalnia się praktycznie w Polsce od kwietnia do października, tj. gdy temperatura wynosi powyżej 10–12°C. Biorąc pod uwagę średnią zawartość N w glebach Polski 0,1% i przeciętne tempo mineralizacji Norg w warstwie 0–20 cm (1,5%), to z tego źródła może pochodzić średnio 45 kg N. Jednak w sprzyjających okolicznościach, tj. przy wyższej zawartości N, szybszym tempie mineralizacji, wartość ta może ulec zwiększeniu nawet powyżej 100 kg N/ha. Podczas gdy w niesprzyjających warunkach (suszy, nadmiernego uwilgotnienia), ograniczających aktywność mikroorganizmów, drastycznie spada.

To źródło N jest problematyczne, gdyż stanowi trudno przewidywalną jego rezerwę, jaka się może pojawić, a ponadto maksymalna ilość azotu z zasobów glebowych uwalnia się w miesiącach letnich i tylko rośliny rosnące w okresie lata w pełni i efektywnie z niego korzystają (Grzebisz, 2009).

Warto przy tym podkreślić, że azot w formie organicznej pojawiający się w wyniku przemian mineralnych nawozów azotowych wpływa w dużym stopniu na jego straty. Badacze zajmujący się dyspersją azotu w środowisku uważają, że jednym z ważniejszych odkryć ostatnich lat, dotyczących tego zagadnienia, jest to, że w przypadku, gdy azot jest stosowany w dawkach dostosowanych do potrzeb pokarmowych roślin zbożowych, po ich zbiorach praktycznie nie pozostaje tzw. „resztkowy” azot mineralny.

Barierami w zarządzaniu azotem na podstawie jego bilansu są także:

- trudności w prawidłowym oszacowaniu przewidywanych plonów, decydujących o potrzebach pokarmowych roślin i wynosie N z agroekosystemów, a zależnych między innymi od trudnych do przewidzenia warunków pogodowych,
- błędy w agrotechnice prowadzące do strat azotu,
- nieefektywne działanie azotu nawozowego na skutek niekorzystnych warunków i pojawianie się dodatkowych rezerw N podatnych na straty (Fageria, 2014).

Ograniczenia w czasie i miejscach nawożenia

Aplikacja nawozów azotowych powinna być dostosowana do dynamiki pobierania tego składnika przez rośliny. Należy unikać stosowania nawozów azotowych przy braku okrywy roślinnej oraz pod koniec okresu wegetacji, gdy pobieranie składników pokarmowych ulega spowolnieniu, gdyż niewykorzystany przez rośliny azot jest wówczas narażony na wzmożone rozpraszanie w środowisku. Terminy, w których można stosować nawozy, wyznacza Program azotanowy (Dz.U. z 2018 r., poz. 1339) (tab. 1.9). Ograniczenia w stosowaniu nawozów zawarte w Programie azotanowym wynikają także z narażenia na oddziaływanie związków azotu ulegających stratom z agroekosystemów blisko położonych wód powierzchniowych i/lub z intensyfikacji dyspersji N na terenach podatnych na erozję (tab. 1.10).

Terminy określone w tabeli dla gruntów ornych na terenie gmin objętych wykazem stanowiącym załącznik nr 2 do Programu

Tabela 1.9. Terminy stosowania nawozów na gruntach rolnych (Dz.U. z 2018 r., poz. 1339)

Rodzaj gruntów	Rodzaj nawozów	Nawozy azotowe mineralne i nawozy naturalne płynne	Nawozy naturalne stałe
	Grunty orne	1 marca – 20 października	
	Grunty orne na terenie gmin objętych wykazem stanowiącym załącznik nr 2 do Programu azotanowego	1 marca – 15 października	1 marca – 31 października
	Grunty orne na terenie gmin objętych wykazem stanowiącym załącznik nr 3 do Programu azotanowego	1 marca – 25 października	
	Uprawy trwałe		
	Uprawy wieloletnie	1 marca – 31 października	1 marca – 30 listopada
	Trwałe użytki zielone		

Tabela 1.10. Odległości, w jakich nie stosuje się nawozów w pobliżu wód powierzchniowych
(Dz.U. z 2018 r., poz. 1339)

Rodzaj nawozu	Na gruntach rolnych od brzegu:			
	jezior i zbiorników wodnych o powierzchni do 50 ha	cieków naturalnych	Rowów z wyłączeniem rowów o szerokości do 5 m, liczonej na górnej krawędzi brzegu rowu	kanatów
Nawozy z wyłączeniem gnojowicy	5 m	5 m	5 m	5 m
Gnojowica	10 m	10 m	10 m	10 m
Rodzaj nawozu	Na gruntach rolnych od:			obszarów morskiego pasa nadbrzeżnego
	brzegu jezior i zbiorników wodnych o powierzchni powyżej 50 ha	ujęć wody, jeżeli nie ustanowiono strefy ochronnej na podstawie przepisów Ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (Dz.U. z 2017 r. poz., 1566, z późn. zm.)		
Wszystkie rodzaje nawozów	20 m	20 m		20 m

azotanowego oraz gruntów ornych na terenie gmin objętych wykazem stanowiącym załącznik nr 3 do Programu azotanowego nie dotyczą podmiotów, które będą zakładać uprawy jesienią, po późno zbieranych przedplonach, buraku cukrowym, kukurydzy lub późnych warzywach. Dopuszczalna dawka azotu w wieloskładnikowych nawozach dla zakładanych upraw nie może przekroczyć dawki 30 kg N/ha. Należy szczegółowo udokumentować termin zbioru, datę stosowania nawozu, zastosowane nawozy i ich dawkę oraz termin siewu jesiennej uprawy.

Terminy określone w tabeli dla gruntów ornych, gruntów ornych na terenie gmin objętych wykazem stanowiącym załącznik nr 2 do Programu azotanowego oraz gruntów ornych na terenie gmin objętych wykazem stanowiącym załącznik nr 3 do Programu azotanowego nie dotyczą podmiotów, które nie mogły dokonać

zbiorów lub nawożenia z uwagi na niekorzystne warunki pogodowe, w szczególności nadmierne uwilgotnienie gleby. Dla tych podmiotów termin graniczny stosowania nawozów to dzień 30 listopada.

Terminy określone w tab. 1.9 nie dotyczą nawożenia upraw pod osłonami oraz upraw kontenerowych.

Nie stosuje się nawożenia na glebach odłogowanych (gruntach odłogowanych). Przed planowanym zakończeniem odłogowania dopuszcza się zastosowanie nawozów jesienią.

Ograniczenia odnośnie do miejsc stosowania nawozów

- 1) Ograniczenia w wykorzystaniu nawozów na glebach zamrzniętych, zalanych wodą, nasyconych wodą lub przykrytych śniegiem

- a) Zabronione jest stosowanie nawozów na gruntach zalanych, nasyconych wodą, zamrzniętych lub przykrytych śniegiem (nie dotyczy to nawożenia stawów wykorzystywanych do chowu lub hodowli ryb).
- 2) Ograniczenia rolniczego wykorzystania nawozów w pobliżu wód powierzchniowych
- a) Nie stosuje się nawozów na gruntach rolnych w pobliżu wód powierzchniowych (tab. 1.10).
- b) Jeżeli na gruntach rolnych występuje uprawa roślin, odległości określone w tab. 1.10 mogą zostać zmniejszone o połowę w przypadku stosowania nawozów za pomocą urządzeń aplikujących je bezpośrednio do gleby.
- c) Jeżeli na gruntach rolnych występuje uprawa roślin, odległości określone w tab. 1.10 mogą zostać zmniejszone o połowę w przypadku podzielenia pełnej dawki nawozów co najmniej na 3 równe dawki, przy czym odstęp między zastosowaniem tych dawek nawozu nie może być krótszy niż 14 dni.
- d) Nie myje się rozsiewaczy nawozów i sprzętu do aplikacji nawozów oraz nie rozlewa się wody z ich mycia w odległości mniejszej niż 25 m od brzegu zbiorników wodnych, jezior, cieków naturalnych, rowów, kanałów, ujęć wody, jeżeli nie ustanowiono strefy ochronnej na podstawie przepisów Ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne, oraz obszarów morskiego pasa nadbrzeżnego.

Ograniczenia wykorzystania nawozów na terenach o dużym nachyleniu

- 1) Nawozów nie stosuje się na terenach o dużym nachyleniu w kierunku wód powierzchniowych w odległościach określonych w tabeli 1.10, zwiększonych o 5 m.
- 2) Jeżeli na terenach o dużym nachyleniu występuje uprawa roślin, odległości określone w ust. 1 mogą zostać zmniejszone o połowę w przypadku stosowania nawozów za pomocą urządzeń aplikujących je bezpośrednio do gleby.
- 3) Jeżeli na terenach o dużym nachyleniu występuje uprawa roślin, odległości określone w ust. 1 mogą zostać zmniejszone o połowę w przypadku podzielenia pełnej dawki nawozów co najmniej na 3 równe dawki, przy czym odstęp między zastosowaniem tych dawek nawozu nie może być krótszy niż 14 dni.
- W pozostałej części terenu o dużym nachyleniu należy:
- a) Rozdzielić dawki nawozów azotowych mineralnych tak, aby poszczególne dawki nie przekraczały 100 kg N/ha.
- b) Stosując nawozy na gruntach ornych, dokonać ich bezpośredniej aplikacji do gleby lub przyorać, lub wymieszać z glebą, a w okresie wegetacyjnym roślin uprawnych stosować je przy największym zapotrzebowaniu roślin na azot; przyorania lub wymieszania z glebą dokonuje się w ciągu 4 godzin od zastosowania nawozu naturalnego, jednak nie później niż następnego dnia po jego zastosowaniu.

c) Uprawiać działkę rolną w kierunku poprzecznym do nachylenia stoku, stosując odkładanie skiby w górę stoku, o ile pozwala na to wielkość i usytuowanie tej działki rolnej, lub przy zastosowaniu konserwujących systemów uprawy zapobiegających wymywaniu, takich jak uprawa uproszczona, uprawa uproszczona pasowa lub uprawa zerowa, z tym że nie dotyczy to działki rolnej mniejszej niż 1 ha, na której stosuje się uproszczony system uprawy.

Nie przechowuje się nawozów na terenie o dużym nachyleniu w odległości 25 m od linii brzegu wód powierzchniowych, pasa morskiego i ujęć wód, jeżeli nie ustanowiono strefy ochronnej na podstawie przepisów Ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne.

Oprócz wyżej wymienionych ograniczeń należy pamiętać o odpowiednim doborze nawozów – do czasu (okresu stosowania) i miejsca aplikacji (tj. właściwości gleb, gatunku uprawianej rośliny, zmianowania), tak aby z jednej strony zwiększyć efektywność azotu nawozowego, a z drugiej zminimalizować pulę niewykorzystanego składnika, stanowiącą potencjalne źródło amoniaku i innych zanieczyszczeń.

Nawozy azotowe amonowe są przeznaczone przede wszystkim do stosowania przed-siewnego. Jon amonowy, podlegający w glebie zatrzymywaniu, dzięki sorpcji wymiennej i niewymiennej jest z reguły wolniej pobierany przez rośliny i dobrze działa w niskich temperaturach. Wymaga jednak szybkiego wymieszania z glebą w celu uniknięcia strat N w postaci NH_3 . Ponadto należy mieć na względzie

fakt, że w wyniku przemian generuje jony H^+ i zakwasza środowisko glebowe. Stąd nie powinien być on stosowany na glebach bardzo kwaśnych, szczególnie lekkich oraz pod rośliny wrażliwe na niskie pH.

Nawozy azotowe saletrane są natomiast nawozami typowo pogłównymi. Jon azotanowy w nich występujący jest zatrzymywany w agroekosystemach tylko dzięki absorpcji przez rośliny i mikroorganizmy (nie ulega w glebie sorpcji wymiennej) i może być łatwo wymywany w głąb profilu glebowego. Z tego też względu saletry stosujemy w niewielkich jednorazowych dawkach pod rośliny o wykształconym systemie korzeniowym. Nawozy te nieznacznie odkwaszają glebę.

Nawozy azotowe saletrano-amonowe łączą w sobie cechy formy saletrzanej (pogłownej) i amonowej (przedsiewnej), czyli są nawozami uniwersalnymi. Jednak ze względu na możliwość pojawienia się strat nie powinny być stosowane na długo przed siewem, a z uwagi na prawdopodobieństwo ulatniania się NH_3 nie należy ich aplikować bez przykrycia na glebach o odczynach obojętnym i zasadowym. Nawozy te zakwaszają glebę w mniejszym stopniu niż nawozy amonowe.

Nawozy azotowe amidowe (mocznik) są nawozami uniwersalnymi. Mocznik może być stosowany pod wszystkie uprawy, zarówno przedsiewnie, jak i pogłownie. Wykorzystuje się go także w dolistnym dokarmianiu roślin. Z uwagi na charakter przemian (głównym procesem pozwalającym na udostępnianie roślinom azotu z tego nawozu jest hydroliza przy udziale enzymu ureazy) szczególnie nadaje

się pod rośliny o dłuższym okresie wegetacji. Jednocześnie charakteryzuje się on wysokim, ale przy tym bardzo zmiennym potencjałem ulatniania się amoniaku. Ocenia się, że od 6 do 47% azotu zastosowanego w moczniku może być tracone na drodze wolatylizacji. Poziom tych strat zależy głównie od właściwości gleby (struktury, zawartości substancji organicznej, kationowej pojemności wymiennej, zawartości wody, pH), dawki nawozu, warunków klimatycznych (temperatury, szybkości wiatru, opadów) oraz od obecności roślin. Jest on najbardziej efektywny w korzystnych warunkach termicznych i wilgotnościowych, na glebach o uregulowanym odczynie, gdy zostanie szybko wymieszany z glebą. Nie jest zalecane stosowanie tego nawozu podczas wysokich temperatur oraz na suchą glebę (Filipek i in., 2015).

Nawozy naturalne, organiczne i odpady należy stosować pod rośliny o długim okresie wegetacji, najlepiej wykorzystujące zawarte w nich składniki pokarmowe. Zaleca się je aplikować przed siewem lub sadzeniem roślin, gdy możliwe jest ich wymieszanie z glebą, a więc po żniwach późnym latem i jesienią lub wiosną pod uprawy jare. Nie należy ich stosować, gdy stan gleby uniemożliwia prowadzenie zabiegów uprawy roli (gleba zamrznięta, nadmiernie uwilgotniona, zbyt przesuszona). Środki w postaci płynnej lub takie, których wymieszanie z glebą nie jest konieczne, mogą być stosowane także pogłównie, w międzyrzędzia. Pochodzące z zakupu organiczne środki nawozowe stosuje się w dawkach i terminach wynikających z instrukcji stosowania produktu. Aplikując odpady lub produkty uboczne,

należy kierować się zaleceniami uzyskanymi od ich wytwórcy (Zbiór zaleceń, 2019). Szczegółowe zasady ich stosowania zostały opisane w rozdziale 6.

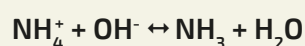
Spośród wyżej wymienionych nawozów największe bezpośrednie straty azotu w postaci amoniaku powstają w przypadku aplikacji:

- nawozów zawierających N-NH₄,
- z mocznika – w skład którego wchodzi forma N-NH₂ szybko ulegająca przemianie do N-NH₄,
- z materiałów organicznych (nawozów i odpadów).

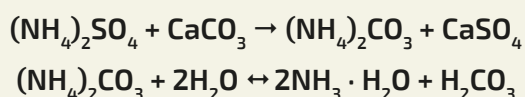
W okresie 7–10 dni od zastosowania nawozów mogą się także pojawić emisje amoniaku z nadziemnych części roślin, a po ich zbiorze z resztek poźniowych. Warto przy tym podkreślić, że nawozy saletrzone co prawda nie stanowią bezpośredniego źródła amoniaku, ale w ten pośredni sposób także uczestniczą w jego powstawaniu.

Ulatnianiu się amoniaku z nawozów sprzyja wysokie pH (rys. 1.5). Aplikacja wapna nawozowego lub właściwości gleb alkalicznych oddziałują na procesy, które kontrolują wytwarzanie amoniaku, tj. na:

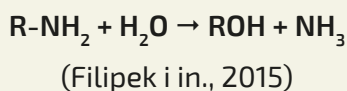
- reakcję zobojętnienia (wiążanie jonów wodorowych przez aniony hydroksylowe w środowisku alkalicznym):



- reakcję wymiany między solą amonową (np. (NH₄)₂SO₄) a węglanem wapnia, co prowadzi do powstania łatwo hydrolizującego węglanu amonu:



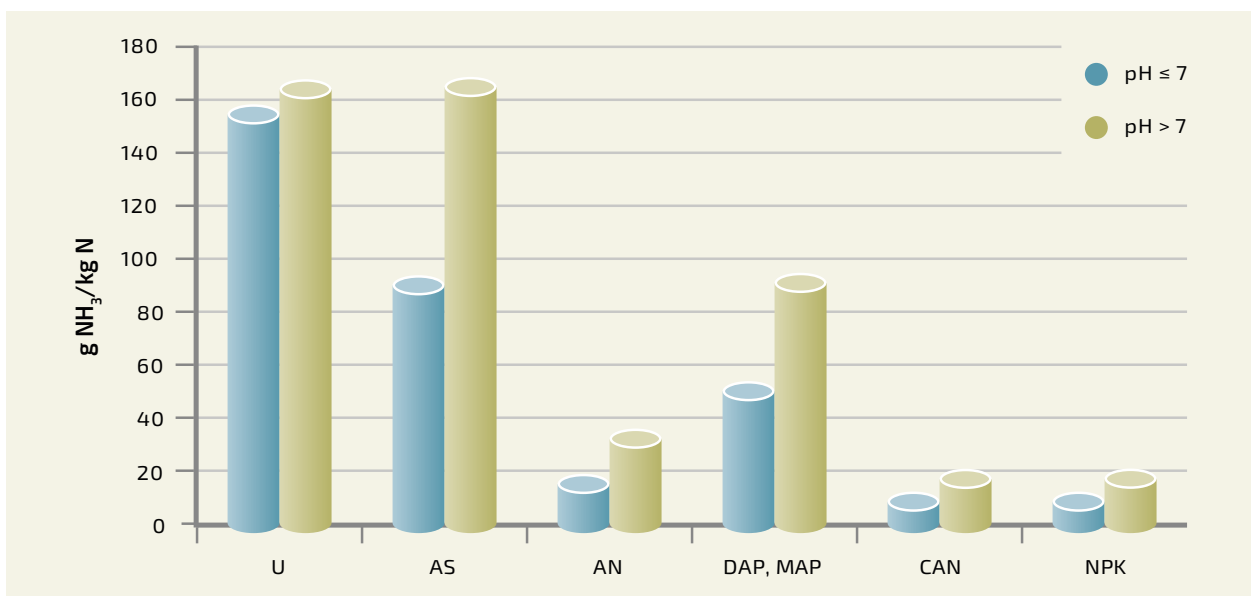
- mineralizację substancji organicznej, podczas której dochodzi do amonifikacji i/lub powstawania słabych kwasów organicznych, tworzących z jonami amonowymi sole ulegające hydrolizie według podobnej reakcji jak węglan amonu:



Dlatego należy pamiętać, że bezpośrednio przed wapnowaniem ani tuż po nim nie należy stosować obornika i gnojowicy. Zalecany okres przerwy pomiędzy zabiegami powinien wynosić 8–10 tygodni. Terminy aplikacji wapna nawozowego i obornika są uzależnione

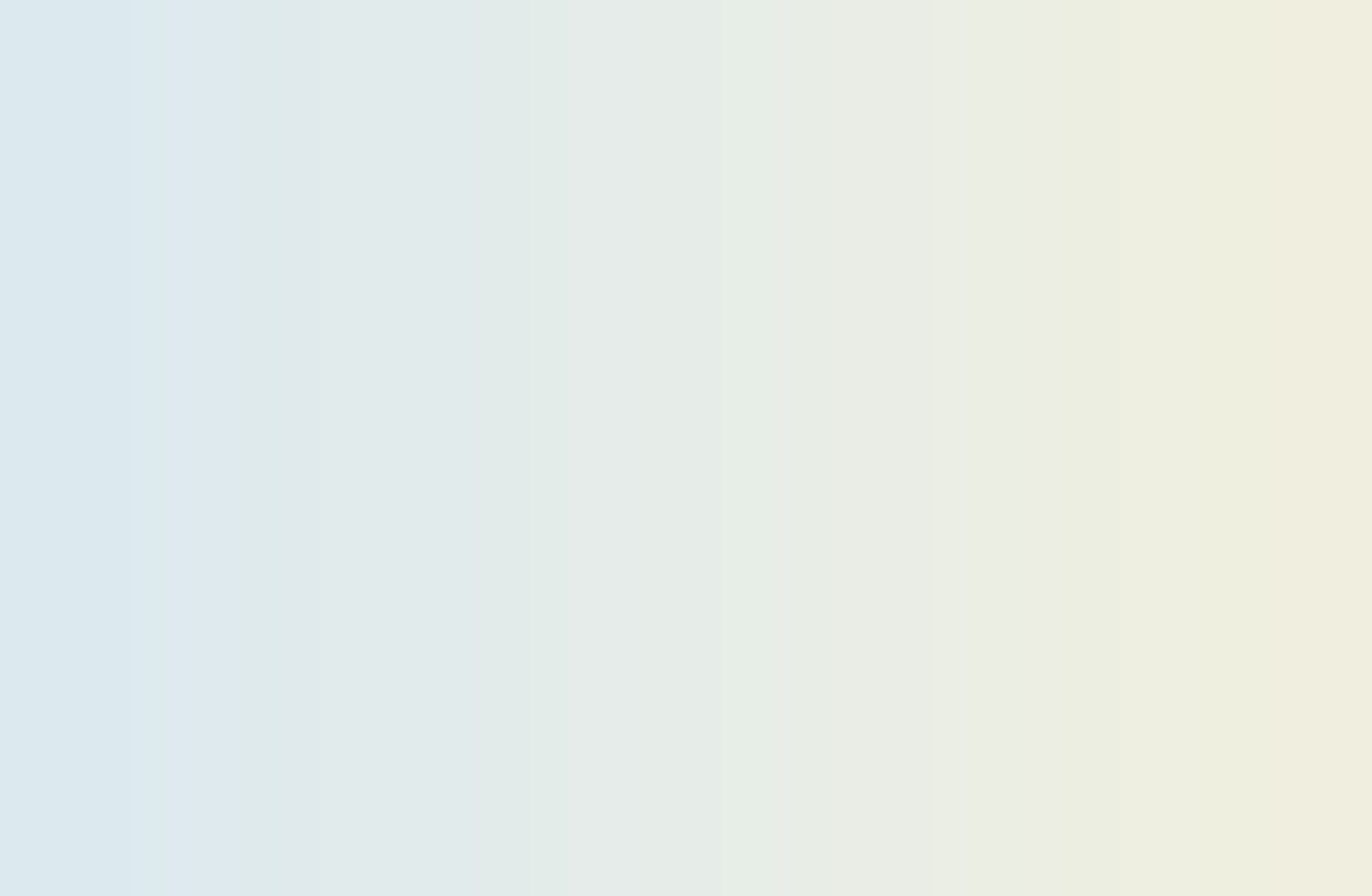
od przyjętego zmianowania roślin. Jeśli stosowanie obu nawozów w tym samym czasie jest nieuniknione, należy najpierw rozsiać wapno i wymieszać je z glebą, a dopiero później rozrzucić obornik. Niekorzystne interakcje pomiędzy nawożeniem N-NH₄ i N-NH₂ a wapnowaniem można natomiast zminimalizować poprzez zachowanie przerwy pomiędzy zabiegami (4–6 tygodni), dobre wymieszanie nawozu azotowego z glebą natychmiast po rozsianiu i/lub stosowanie kombinacji inhibitorów ureazy i nityfikacji.

W przypadku mocznika zmiana wartości pH gleby, na której jest on stosowany, nie odgrywa już tak istotnej roli w emisji amoniaku, jak w przypadku innych nawozów. Jest to spowodowane tym, że już sama hydroliza mocznika i wydzielający się amoniak zwiększają pH gleby bezpośrednio wokół granул nawozu do ok. 9,2 (Sigurdarson i in., 2018).



U – mocznik; AS – siarczan amonu; AN – saletra amonowa; DAP, MAP – fosforan amonu; CN – saletra wapniowa; CAN – saletrzak; NPK – pozostałe nawozy NPK mineralne.

Rysunek 1.5. Współczynniki emisji NH₃ w zależności od zastosowanych nawozów mineralnych i pH gleby (na podstawie: KOBiZE, 2019)



2. Prawne podstawy redukcji emisji amoniaku i rozpraszania związków azotu

WSPÓŁCZESNE ROLNICTWO jest jednym z najważniejszych sektorów gospodarki zapewniającym wyżywienie znacznej części społeczeństwa, ale także silnie oddziałującym na środowisko, co ma obecnie ogromne znaczenie w obliczu kryzysu klimatycznego i konieczności ograniczenia emisji gazów cieplarnianych, a także amoniaku. Priorytetowy wymiar, poprzez swoją skalę oraz intensywne obsady zwierząt na fermach i w budynkach gospodarskich, ma tutaj produkcja zwierzęca. Powstające w trakcie utrzymania drobiu, trzody chlewnej czy bydła: pomiot, gnojowica i obornik, oraz towarzyszące im emisje amoniaku i innych gazów w znacznym stopniu obciążają środowisko naturalne. Uciążliwość nawozów naturalnych zależy od ich formy, gatunku i grupy technologicznej

zwierząt, technologii przechowywania nawozów, rodzaju paszy i sposobu żywienia, a także od temperatury i pH. Wpływają one niekorzystnie nie tylko na powietrze, glebę i wodę, biorąc udział w szeregu niekorzystnych zjawisk zachodzących w biosferze, ale również mają niepożądany wpływ na fizjologię, zachowanie i zdrowotność zwierząt. Szacuje się, że w UE rolnictwo jest odpowiedzialne za emisję ponad 92% amoniaku, natomiast w Polsce wartość ta sięga 94% (Raport Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami – KOBiZE, 2018), przy czym 83% pochodzi z nawozów naturalnych, a pozostałe 17% jest związane z wykorzystaniem nawozów azotowych. Niekorzystne oddziaływanie sektorów gospodarki, w tym rolnictwa, na środowisko znajduje swoje odzwierciedlenie w preferencjach konsumentów. Świadomi

zagrożeń mają oni możliwość nie tylko samodzielnego wyboru produktów wytworzonych z uwzględnieniem dbałości o ochronę środowiska, ale także reprezentacji swoich preferencji w europarlamencie z ramienia polityków przedstawiających ich postulaty. Nową generacją praw człowieka – wpisaną w realizację zasady zrównoważonego rozwoju – jest prawo do czystego środowiska. Konwencja z Aarhus (Dz.U. z 2003 r., nr 78, poz. 706), która weszła w życie w 2001 r. i została ratyfikowana przez Polskę w 2003 r., otwiera społeczeństwu m.in. dostęp do informacji o środowisku. Promuje także udział w procesach decyzyjnych dotyczących jego ochrony, włącznie z możliwością odwołania się do wymiaru sprawiedliwości. Z badań Eurobarometru, przeprowadzonych i opublikowanych w pierwszej połowie 2017 r., wynika, że trzy czwarte mieszkańców państw członkowskich chce, aby UE podejmowała więcej działań na rzecz walki ze zmianą klimatu i ochrony środowiska. Świadomość potrzeby realizacji tego rodzaju działań wśród społeczeństwa jest z roku na rok wyższa. Dlatego też Parlament Europejski podejmował i cały czas opracowuje szereg regulacji związanych z ochroną środowiska i zmianami klimatu. Dotyczą one m.in. reformy europejskiego systemu handlu emisjami EU ETS (ang. *European Union Emissions Trading System*), limitami emisji gazów cieplarnianych dla poszczególnych państw członkowskich w sektorach nieobjętych EU ETS oraz ograniczeniem emisji pochodzących z użytkowania gruntów, zmiany użytkowania gruntów

i leśnictwa LULUCF (ang. *Land Use, Land Use Change and Forestry*). W 2016 r. PE przyjął przepisy mające ograniczyć emisje najważniejszych szkodliwych substancji, m.in. tlenków azotu i amoniaku. Tym samym w ostatnich latach – także w związku ze skandalem dotyczącym emisji spalin – problem jakości powietrza znalazł się w centrum debaty publicznej. Zgodnie z danymi Europejskiej Agencji Środowiska ograniczenie emisji zanieczyszczenia powietrza pochodzącego z różnych źródeł zredukowałoby negatywny wpływ na zdrowie ludzi o około 50% do 2030 r. Nieprzestrzeganie istniejących norm jakości powietrza i nowych międzynarodowych zobowiązań UE wynikających z protokołu z Göteborga stanowi barierę w zapewnieniu lepszej ochrony ludzi i ich środowiska. Obecnie na obszarze około 30% powierzchni państw członkowskich normy zanieczyszczeń NO₂ są nieprzestrzegane. Wynikiem tych zaniedbań według danych KE z 2017 r. jest ponad 400 tysięcy przedwczesnych zgonów i eutrofizacja 62% terytorium UE, w tym 71% ekosystemów objętych programem Natura 2000. Zanieczyszczenia powietrza generują tym samym ogromne koszty. Komisja Europejska oszacowała je w 2016 r. na 15 mld euro w służbie zdrowia i 3 mld euro w rolnictwie. Problem ten dotyczy także naszego kraju, dlatego tak ważne jest respektowanie prawodawstwa we wszystkich sektorach gospodarki, także w rolnictwie. Gospodarstwa rolne w Polsce podlegają wielu przepisom wynikającym z unijnych i krajowych aktów prawnych, których celem jest ochrona wody,

gleby i powietrza. Najważniejsze wśród nich to dyrektywa azotanowa, dyrektywa IED w sprawie emisji przemysłowych (ang. *Industrial Emissions Directive*) oraz dyrektywa NEC w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych (ang. *National Emission Ceilings*). Należy też wspomnieć o Programie działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu, Krajowym programie ograniczania zanieczyszczenia powietrza (KPOZP), Krajowym kodeksie doradczym dobrej praktyki rolniczej dotyczącym ograniczania emisji amoniaku (KKOEA) i Zbiorze założeń dobrej praktyki rolniczej (ZZDPR).

Dyrektywa azotanowa – (dyrektywa 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. w sprawie ochrony wód przed zanieczyszczeniami spowodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego), której polskimi odpowiednikami są Ustawa z dnia 10 lipca 2007 r. o nawozach i nawożeniu (Dz.U. z 2007 r. nr 147, poz. 1033), Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (Dz.U. z 2001 r. nr 115, poz. 1229) oraz Rozporządzenie RM z dnia 9 listopada 2010 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko (Dz.U. z 2010 r. nr 213, poz. 1397) – dotyczy jednego z najważniejszych elementów środowiska naturalnego, którym jest woda.

Jakość wód powierzchniowych i głębinowych jest jednym z działań ochrony środowiska realizowanych w UE, ze szczególnym uwzględnieniem oddziaływania związków

biogenych, do których należy azot. Pierwiastek ten decyduje o wysokości plonu, stąd też odgrywa pierwszorzędną rolę w nawożeniu. Nieodpowiednie przechowywanie i stosowanie nawozów naturalnych, z pominięciem analizy gleby oraz zawartości biogenów w gnojowicy i oborniku, często prowadzi do przenawożenia, wymywania azotu i eutrofizacji wód powierzchniowych. Z tego względu celem dyrektywy azotanowej, która uznaje, że główną przyczyną zanieczyszczenia wód są azotany ze źródeł rolniczych, jest ochrona i zabezpieczenie ekosystemów wodnych, prowadząca do zmniejszenia tego zanieczyszczenia. Zanieczyszczenie wody spowodowane przez azotany w jednym państwie UE może oddziaływać na wody w innych, dlatego niezbędne jest działanie na poziomie wspólnotowym. W każdym z państw członkowskich określono strefy zagrożenia i wprowadzono programy działań ograniczające zanieczyszczenie wód związkami azotu oraz wyznaczono obszary szczególnie narażone (OSN). Państwa UE zobowiązały się także do opracowania zbioru dobrych praktyk rolniczych, monitorowania wód i stosowania referencyjnych metod pomiarów w odniesieniu do związków azotu. W Polsce w 2004 r. wytyczono OSN na 2%, w 2008 r. na 1,48% a w 2012 r. na 4,46% powierzchni kraju, obejmującej blisko 8% UR. W związku z nieprawidłowym wdrażaniem wymogów dyrektywy azotanowej na terenie naszego kraju Komisja Europejska w 2013 r. wniosła do Trybunału Sprawiedliwości UE skargę przeciwko Polsce. Zarzuty stawiane przez KE dotyczyły:

niewystarczającego określenia wód zanieczyszczonych lub wód, które mogą zostać zanieczyszczone, niewystarczającego wyznaczenia stref OSN oraz nieodpowiednich środków przyjętych w programach działań. Wystarczy wspomnieć, że zaniedbano kwestię stosowania odpowiedniej metodologii służącej do wyznaczania wód wrażliwych. Konsekwencją zaniedbań było ogłoszenie w 2014 r. wyroku Trybunału Sprawiedliwości UE. Orzeczono w nim, że nie określając w wystarczający sposób wód, które mogą zostać zanieczyszczone azotanami pochodzenia rolniczego, wyznaczając w sposób niewystarczający strefy zagrożenia i przyjmując programy działania obejmujące środki niezgodne z dyrektywą 91/676/EWG dotyczącą ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego, Polska uchybiła zobowiązaniom spoczywającym na niej na mocy tej dyrektywy. W związku z wyrokiem zdecydowano, że program działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu zostanie wprowadzony na terenie całej Polski. Na podstawie art. 106 ust. 4, nowej ustawy – Prawo wodne z dnia 20 lipca 2017 r. (Dz.U. z 2017 r., poz. 1566, z późn. zm.), 27 lipca 2018 r. weszło w życie Rozporządzenie z dnia 5 czerwca 2018 r. w sprawie przyjęcia Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu (Dz.U. z 2018 r., poz. 1339),

który objął wszystkie gospodarstwa w Polsce. Podobne rozwiązanie prawne obowiązuje m.in. w Austrii, Danii, Irlandii, Holandii oraz Słowenii – krajach, które zrezygnowały z wyznaczania OSN na rzecz ochrony i zastosowania programów ograniczających odpływ azotu ze źródeł rolniczych na całym swoim terytorium. Do stosowania Programu działań na podstawie art. 107 ustawy – Prawo wodne zostały zobowiązane podmioty, które prowadzą produkcję rolną, w tym działy specjalne produkcji rolnej, oraz działalność, w ramach której są przechowywane odchody zwierzęce lub stosowane nawozy, w sposób zapobiegający zanieczyszczeniu wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych i ograniczający takie zanieczyszczenie. Program działań zgodnie z art. 104 ustawy – Prawo wodne zawiera określone z uwzględnieniem najlepszych dostępnych technik środki oraz sposoby postępowania w zakresie praktyki rolniczej, w szczególności związanej z procesami nawożenia i wykorzystania nawozów w gospodarstwach. Wspomniane postępowanie obejmuje m.in. ograniczenie rolniczego wykorzystania nawozów, warunki ich stosowania na glebach zamrzniętych, przykrytych śniegiem, a także w pobliżu wód i na terenach o dużym nachyleniu. Wskazuje jednocześnie na możliwość zmniejszenia np. odległości stosowania nawozów od ujęć wody poprzez zastosowanie praktyk ograniczających straty azotu na drodze wymywania czy emisji w postaci gazowej, tj. np. węże wleczone czy szybkie przyorywanie obornika na stokach o dużym nachyleniu. Definiuje

okresy, w których dozwolone jest rolnicze stosowanie nawozów oraz dawek nawozów i sposobów nawożenia, przyporządkowując do nich poszczególne województwa w zależności od warunków klimatycznych i długości wegetacji. Określa warunki przechowywania odchodów zwierzęcych, w tym powierzchni i pojemności urządzeń do ich przechowywania, dopuszczając możliwość przechowywania obornika na przyzmacach tymczasowych. Wskazuje na planowanie prawidłowego nawożenia azotem poszczególnych roślin. Wprowadza wymóg posiadania planu nawożenia azotem lub jego maksymalnych dawek i sposobu ustalania wielkości rocznej dawki odchodów zwierzęcych wykorzystywanych rolniczo, zawierającej nie więcej niż 170 kg azotu w czystym składniku na 1 ha użytków rolnych. Dostosowanie się do wymogów Programu działań wszystkich gospodarstw na terenie kraju, wraz z dobrowolnym stosowaniem Zbioru zaleceń dobrej praktyki rolniczej, opracowanym na podstawie art. 103 ustawy – Prawo wodne, pozwoli ograniczyć zanieczyszczenie wód azotami, ale także przyczyni się do redukcji emisji amoniaku. Przykrywanie zbiorników na płynne nawozy naturalne, stosowanie wtryskiwaczy gnojowicy, węży wleczonych, szybkie przyorywanie obornika czy redukcja powierzchni przyzmac to tylko część praktyk wyszczególnionych w Programie działań i Zbiorze zaleceń dobrej praktyki rolniczej pozwalających ograniczyć emisję tego gazu w zależności od stosowanej technologii nawet o 90%.

Kolejne akty prawne rozszerzają ochronę środowiska na dwa równorzędne z wodą elementy: powietrze i glebę. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (Dz.U. z 2001 r. nr 62, poz. 627, z późn. zm.) wprowadziła 1 stycznia 2002 r. obowiązek posiadania pozwoleń zintegrowanych przez instalacje typu IPPC, implementując tym samym do polskiego prawodawstwa jeden z ważniejszych aktów prawnych UE dotyczących ochrony środowiska – dyrektywę 96/61/WE w sprawie zintegrowanego zapobiegania i kontroli zanieczyszczeń (ang. IPPC – *Integrated Pollution Prevention and Control*). Jej celem było osiągnięcie zintegrowanego zapobiegania zanieczyszczeniom środowiska naturalnego i ich kontroli, powodowanych przez określone rodzaje działalności. W tym wymienionych w pkt 6.6, załącznika 1, instalacji do intensywnej hodowli drobiu i świń, posiadających ponad 40 000 stanowisk dla drobiu, 2000 stanowisk dla tuczników (powyżej 30 kg) lub 750 stanowisk dla macior przy zastosowaniu najnowszych osiągnięć technologicznych, określonych w postaci wytycznych dla tzw. Najlepszych Dostępnych Technik (ang. BAT – *Best Available Techniques*). Termin BAT w ustawie – Prawo ochrony środowiska określony jest jako najbardziej efektywny oraz zaawansowany poziom technologii i metod prowadzenia danej działalności, wykorzystywany jako podstawa ustalania granicznych wielkości emisyjnych, mających na celu zapobieganie emisjom. Ograniczenia emisyjne wprowadzane są poprzez tzw. pozwolenia zintegrowane, stanowiące rodzaj licencji na

prowadzenie działalności. Wydawane w drodze decyzji przez organ ochrony środowiska.

W celu usprawnienia systemu IPPC i dalszego zmniejszenia wpływu emisji przemysłowych na środowisko, a także w celu uproszczenia legislacji, ujednoczenia wymogów prowadzenia działalności w UE i przejrzystości wydawania pozwoleń zintegrowanych 24 listopada 2010 r. została wydana dyrektywa 2010/75/UE w sprawie emisji przemysłowych, zwana popularnie dyrektywą IED. Powstała ona na skutek przekształcenia dotychczas obowiązujących przepisów dyrektyw: 96/61/WE, 2001/80/WE, 2000/76/WE, 1999/13/WE, 78/176/EWG, 82/883/EWG i 92/112/EWG. Ponadto w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 27 sierpnia 2014 r. w sprawie rodzajów instalacji mogących powodować znaczne zanieczyszczenie poszczególnych elementów przyrodniczych albo środowiska jako całości (Dz.U. z 2014 r., poz. 1169) wyszczególniono wykaz instalacji objętych obowiązkiem posiadania pozwolenia zintegrowanego. Dyrektywa IED, będąca podstawowym narzędziem UE regulującym emisję zanieczyszczeń z instalacji przemysłowych, wzmocniła rolę najlepszych dostępnych technik BAT. Dotychczas dokumenty referencyjne BREF (ang. *BAT Reference Document*), w których techniki BAT były określone, spełniały rolę wytycznych i wskazówek dla organów wydających pozwolenia, a obecnie konkluzje BAT są prawnie wiążące i wydawane w drodze decyzji Komisji. Poziomy emisji określone w konkluzjach BAT stanowią normy prawne, które poza

szczególnymi wypadkami nie mogą być przekraczane. Wymagania zawarte w konkluzjach muszą zostać spełnione w ciągu 4 lat od daty ich publikacji. W dniu 21.02.2017 r. w Dzienniku Urzędowym UE opublikowana została decyzja wykonawcza Komisji (UE) 2017/302 z dnia 15 lutego 2017 r., ustanawiająca konkluzje dotyczące najlepszych dostępnych technik BAT w odniesieniu do intensywnego chowu drobiu lub świń zgodnie z dyrektywą IED. W związku z tym dostosowanie wszystkich instalacji do konkluzji BAT musi nastąpić do 2021 r.

Konkluzje BAT, obok technik stosowanych pojedynczo lub jako kombinacja kilku z nich dla poszczególnych rodzajów hodowli (kur niosek, brojlerów lub tuczników albo loch prośnych) – obejmują także techniki ogólne, mające zastosowanie do każdego rodzaju chowu. Warto zaznaczyć, że nie wszystkie techniki redukcyjne wymieniane w konkluzjach znajdują powszechne zastosowanie w gospodarstwach utrzymujących powyżej 210 DJP. Część z nich może być stosowana jedynie w ograniczonym zakresie ze względu na wysokie koszty, restrykcje technologiczne, konstrukcyjne czy panujące warunki klimatyczne.

Celem pierwszej grupy technik ogólnych jest ograniczenie emisji amoniaku poprzez zastosowanie odpowiedniego systemu żywienia świń i drobiu. Postępująca intensyfikacja produkcji zwierzęcej, ze względu na wzrost zapotrzebowania zwierząt na energię i składniki pokarmowe, związana jest także ze zmianą sposobu ich żywienia. Priorytetową rolę odgrywa w tym przypadku właściwe zbilansowanie energii i białka. Zgodnie

z konkluzjami BAT stosowanie np. dopuszczonych dodatków paszowych pozwala na zwiększenie wykorzystania składników pokarmowych znajdujących się w paszy. W konsekwencji pokryte zostają potrzeby żywieniowe zwierząt i zredukowana zawartość azotu w ich odchodach. Podobne efekty co do redukcji emisji amoniaku przynosi zmniejszenie zawartości surowego białka poprzez zastosowanie diety zrównoważonej pod względem zawartości azotu w oparciu o potrzeby energetyczne i przyswajalne aminokwasy. Stosowanie żywienia wieloetapowego – ostatniej techniki należącej do grupy żywieniowej – pozwala z kolei na dostosowanie diety w różnych fazach wzrostu świń lub drobiu. Prowadzi to do redukcji wydalania azotu i emisji amoniaku, a efektywność produkcji zostaje utrzymana na właściwym poziomie.

Druga grupa technik ogólnych dotyczy ograniczenia emisji amoniaku z przechowywania obornika i gnojowicy. Pierwsze rozwiązanie polega na zmniejszeniu stosunku powierzchni obszaru uwalniającego emisję do objętości pryzmy obornika. Można też przechowywać wysuszony obornik w pomieszczeniu gospodarczym i przykrywać jego pryzmy, ale jest to utrudnione przy częstym ich uzupełnianiu. Obornik przechowywany poza budynkami gospodarczymi powinien być składowany na betonowej płycie lub nieprzepuszczalnym podłożu z systemem odprowadzania i zbiornikiem na wodę gnojową. Pryzmy powinny być usytuowane z dala od cieków powierzchniowych i podziemnych ze względu na ryzyko ich

zanieczyszczenia przez spływającą wodę. Odległość zarówno tymczasowych, jak i stałych miejsc przechowywania obornika, a także kiszonek od cieków, ujęć i brzegów wód reguluje Program działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu (zwany dalej Programem azotanowym), określając ją na 25 m. Przechowywanie gnojowicy wymaga odpowiednio zaprojektowanych zbiorników. Zwiększenie wysokości zbiornika zmniejsza stosunek objętości do powierzchni, ograniczając emisję amoniaku. Powierzchnia zbiornika o pojemności 1000 m³ może zostać zredukowana o jedną trzecią, jeżeli zwiększy się wysokość ścian bocznych o 2 m. Konkluzje BAT dopuszczają także, jako sposób redukcji emisji, obniżenie poziomu napełnienia zbiornika w celu zmniejszenia prędkości ruchu i wymiany powietrza. Nakazują także stosowanie przykryć sztywnych, elastycznych lub pływających. Najczęściej są to: sztywne pokrywy, dachy lub namioty, elastyczne przykrycia pływające, granulaty z tworzyw sztucznych, lekkie materiały sypkie, geometryczne płytki plastikowe, słoma, a także naturalny kożuch tworzący się na gnojowicy. Materiały pływające, pokrywające powierzchnię gnojowicy, muszą być odpowiednio zabezpieczone przed wiatrem i umożliwiać właściwe napełnianie zbiornika. Słoma, charakteryzująca się dużą chłonnością i zawierająca dużo węgla, może przyczynić się do wzrostu emisji tlenu diazotu. Natomiast najprostszą i powszechnie

stosowaną techniką jest ograniczenie mieszania otwartych zbiorników z kożuchem gnojowicy o zawartości suchej masy powyżej 7%. W celu redukcji amoniaku z przechowywanej gnojowicy można także mieszać ją z 96% kwasem siarkowym. Zakwaszenie gnojowicy obniża jej pH do poziomu < 6 i dezaktywuje ureazę odpowiadającą za amonifikację. Technika ta jest także stosowana przy ograniczaniu emisji amoniaku z aplikacji gnojowicy i wzbogaca dodatkowo glebę związkami siarki. Ograniczenie zastosowania w lagunach pływających osłon przykrywających lustro gnojowicy związane jest nie tylko ze wspomnianymi wcześniej właściwościami niektórych materiałów. Decyduje o nim także znacznie większa powierzchnia tego typu zbiorników. Aby ograniczyć emisje z gnojowicy do gleby i wody, konieczne jest stosowanie zbiorników charakteryzujących się odpowiednią wytrzymałością i jakością materiałową oraz odpowiednią pojemnością (zgodnie z wymogami Programu azotanowego podmioty prowadzące chów lub hodowlę zwierząt gospodarskich w liczbie większej niż 210 DJP od 01.01.2022 r. muszą posiadać zbiorniki na płynne nawozy naturalne o pojemności pozwalającej na ich przechowywanie do 6 miesięcy). Urządzenia te powinny być szczelne, odporne na wycieki, o nieprzepuszczalnym dnie i ścianach. Posiadać system wykrywania wycieków, np. składający się z geomembrany, warstwy odwadniającej oraz drenów odwadniających. Stan konstrukcji zbiorników powinien być kontrolowany co najmniej raz w roku.

Trzecia grupa technik ogólnych dotyczy redukcji emisji amoniaku na drodze aplikacji gnojowicy i obornika. Separacja gnojowicy, koagulacja i flokulacja (wykorzystanie poliakrylamidu jako flokulanta może nie mieć zastosowania ze względu na ryzyko powstawania akryloamidu), a także odcedzanie z wykorzystaniem sit i prasy filtracyjnej – to rodzaje technik, które stosuje się tylko w przypadku, gdy zmniejszenie zawartości azotu jest konieczne ze względu na ograniczoną powierzchnię gruntów wymagających nawożenia – Program azotanowy ogranicza stosowanie nawozów naturalnych do 170 kg azotu na hektar – podobne ograniczenia dotyczą technik nityfikacji i denityfikacji. Gnojowicę można też poddać rozkładowi beztlenowemu w biogazowni i tlenowemu (napowietrzanie), gdy ograniczenie rozwoju czynników chorobotwórczych i zapachu jest istotne przed jej aplikacją. Kolejna technika – suszenie obornika kurzego – dotyczy wyłącznie chowu niosek. Natomiast kompostowanie obornika stosuje się, gdy gospodarstwo wielkotowarowe dysponuje miejscem na utworzenie przyzmy i koszt jego transportu w celu aplikacji jest zbyt wysoki. W celu uniknięcia lub, jeżeli nie jest to możliwe, w celu zmniejszenia emisji azotu i fosforu oraz drobnoustrojów chorobotwórczych do gleby i wody z aplikacji obornika lub gnojowicy należy dokonać charakterystyki i analizy gleby. Określić specyfikę terenu, uwzględniając ryzyko spływów, warunki klimatyczne, systemy nawadniania i drenowania, rotację upraw, zasoby wody i strefy ich ochrony. Powinno się zachować odpowiednią odległość (pozostawienie nienawożonego pasa ziemi) pomiędzy

polami, na których dokonuje się aplikacji, a obszarami, na których istnieje ryzyko spływu wód, i sąsiadującymi posesjami. Zgodnie z Programem azotanowym nawozów naturalnych nie stosuje się na terenach o dużym nachyleniu, na glebach zalanych wodą, zamrzniętych lub pokrytych śniegiem. Kolejne techniki polegają na dostosowaniu częstotliwości aplikacji obornika lub gnojowicy w zależności od zawartości azotu i fosforu oraz przy uwzględnieniu charakterystyki gleby (np. zawartości substancji biogenych). Pozwalają one także zsynchronizować proces aplikacji obornika lub gnojowicy z zapotrzebowaniem na składniki pokarmowe roślin. Działania te związane są z wymogiem posiadania przez gospodarstwa legitymujące się pozwoleniem zintegrowanym pełnego planu nawożenia, narzuconego przepisami Programu azotanowego. Ponadto należy uwzględnić sezonowe wymogi upraw i warunki pogodowe lub polowe, które mogłyby spowodować spływy wody. A także kontrolować w regularnych odstępach czas nawożenia pól w celu zidentyfikowania wszelkich oznak tych spływów. Bardzo ważne jest zapewnienie odpowiedniego dostępu do miejsc przechowywania obornika lub gnojowicy i bezpieczny załadunek wykluczający ryzyko wycieków. Ponadto stan urządzeń do aplikacji gnojowicy lub obornika powinien podlegać okresowej weryfikacji. Konkluzje BAT w grupie technik ogólnych związanych z aplikacją obejmują także rozwiązania polegające na rozcieńczaniu gnojowicy wykorzystywanej do nawadniania, w którym wykorzystywany jest niskociśnieniowy system nawadniania – węże wleczone lub redlice

stopkowe, chociaż ich stosowanie jest ograniczone zawartością suchej masy i uprawami bezzędownymi. Wykorzystanie płytkich oraz głębokich wtryskiwaczy uzależnione jest od struktury gleby i okresu wzrostu roślin. W celu redukcji emisji amoniaku z aplikacji obornika należy zorać go najszybciej, jak to możliwe. Opóźnienie pomiędzy aplikacją obornika a jego wprowadzeniem do gleby wynosi od 0 (wprowadzenie natychmiastowe) do 4 godzin (do 12 godzin, jeżeli warunki nie sprzyjają szybszemu wprowadzeniu).

Czwarta i ostatnia grupa technik ogólnych to monitoring emisji amoniaku, który powinien być przeprowadzony według bilansu masowego na podstawie wydalania i całkowitej zawartości azotu (albo całkowitego azotu amonowego – TAN) na każdym etapie stosowania obornika z częstotliwością raz w roku dla każdej kategorii zwierząt. Można go także zrealizować, stosując obliczenia na podstawie stężenia amoniaku i współczynnika wentylacji, gdy zachodzą istotne zmiany rodzaju zwierząt (ten rodzaj monitoringu stosuje się wyłącznie w odniesieniu do emisji z budynków inwentarskich), lub na podstawie szacunków z wykorzystaniem wskaźników emisji z częstotliwością raz w roku dla każdej kategorii zwierząt.

Techniki szczegółowe konkluzji BAT stosowane w intensywnym chowie świń redukują emisję amoniaku towarzyszącą systemom utrzymania i poszczególnym grupom technologicznym tego gatunku przede wszystkim poprzez zmniejszenie powierzchni emisji amoniaku, zwiększenie częstotliwości usuwania obornika lub gnojowicy, zmianę jej pH,

oddzielanie kału od moczu, utrzymanie ściółki w stanie czystym i suchym oraz zastosowanie systemów oczyszczania powietrza.

Pierwsza grupa technik stosowana jest w odniesieniu do wszystkich grup technologicznych tego gatunku. Świnie utrzymywane na podłogach rusztowych i częściowo rusztowych mogą korzystać z systemu podciśnieniowego (tzw. vacu system), z korkiem spustowym do częstego usuwania gnojowicy. Kanał gnojowicowy może mieć wyprofilowane w kształcie litery „V” pochyłe ściany. Do częstego usuwania gnojowicy możliwe jest zastosowanie zgarniacza i sptukiwanie podłóg. W przypadku świń korzysta się także z techniki

powszechnie eksploatowanej w przypadku redukcji emisji amoniaku z gnojowicy, a polegającej na jej zakwaszeniu. Następną metodę, której celem jest chłodzenie gnojowicy, stosuje się wyłącznie w przypadku możliwości ponownego wykorzystania ciepła. Do redukcji można też wykorzystać systemy oczyszczania powietrza (płuczkę kwaśną mokrą, system dwu- lub trzystopniowy, płuczkę biologiczną lub biofiltr ze zraszanym złożem). W utrzymaniu tuczniaków na podłodze częściowo rusztowej zalecane jest stosowanie zgarniaka typu Delta i systemu typu Convex, a na podłodze betonowej systemu samospławialnego. Ta grupa technologiczna może być utrzymywana także

Tabela 2.1. BAT-AEL dla emisji amoniaku z chowu różnych grup technologicznych świń

Grupa technologiczna	BAT-AEL ¹ kg NH ₃ /stanowisko/rok
Lochy luźne i prośne	0,2–2,7 ^{2,3}
Lochy karmiące z prosiętami w kojach jarzmowych	0,4–5,6 ⁴
Warchlaki	0,03–0,53 ^{5,6}
Tuczniaki	0,1–2,6 ^{7,8}

Źródło: Decyzja wykonawcza Komisji (UE) 2017/302 z dnia 15 lutego 2017 r. ustanawiająca konkluzje dotyczące najlepszych dostępnych technik (BAT) w odniesieniu do intensywnego chowu drobiu lub świń zgodnie z dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE.

¹ Dolna granica zakresu związana jest ze stosowaniem systemu oczyszczania powietrza.

² Dla istniejących technologii wykorzystujących głęboki kanał gnojowicowy w połączeniu z technikami zarządzania żywieniem górna granica zakresu BAT-AEL wynosi 4,0 kg NH₃/stanowisko/rok.

³ Dla istniejących technologii wykorzystujących BAT 30.a6, 30.a7 lub 30.a11 górna granica zakresu BAT-AEL wynosi 5,2 kg NH₃/stanowisko/rok.

⁴ Dla istniejących technologii wykorzystujących BAT 30.a0 w połączeniu z technikami zarządzania żywieniem górna granica zakresu BAT-AEL wynosi 7,5 kg NH₃/stanowisko dla zwierzęcia/rok.

⁵ Dla istniejących technologii wykorzystujących głęboki kanał gnojowicowy w połączeniu z technikami zarządzania żywieniem górna granica zakresu BAT-AEL wynosi 0,7 kg NH₃/stanowisko dla zwierzęcia/rok.

⁶ Dla technologii wykorzystujących BAT 30.a6, 30.a7 lub 30.a8 górna granica zakresu BAT-AEL wynosi 0,7 kg NH₃/stanowisko dla zwierzęcia/rok.

⁷ Dla istniejących technologii wykorzystujących głęboki kanał gnojowicowy w połączeniu z technikami zarządzania żywieniem górna granica zakresu BAT-AEL wynosi 3,6 kg NH₃/stanowisko dla zwierzęcia/rok.

⁸ Dla technologii wykorzystujących BAT 30.a6, 30.a7, 30.a8 lub 30.a16 górna granica zakresu BAT-AEL wynosi 5,65 kg NH₃/stanowisko dla zwierzęcia/rok.

w systemie z technologiami pozwalającymi na gromadzenie obornika w wodzie i na stosowanie pływaków z tworzywa w kanałach gnojowicowych. To ostatnie rozwiązanie nie może być jednak wykorzystywane w przypadku kanałów o ścianach profilowanych i w systemach, gdzie stosuje się sptukiwanie gnojowicy. W celu redukcji emisji amoniaku lochy luźne i prośne utrzymywane mogą być na podłogach częściowo rusztowych, z mniejszym kanałem gnojowicowym oraz wydzielonym legowiskiem w postaci wygrodzień (ang. *kennel*) i budki. Można je także utrzymywać w grupowym utrzymaniu na ściółce, z udziałem indywidualnych samoblokujących lub otwartych kójców odpasowo-legowiskowych. W przypadku loch karmiących konkluzje BAT wskazują na kojce kombinowane rusztowo-ściółkowe, a przy zastosowaniu podłogi częściowo rusztowej tzw. kojce wannowe, posiadające podrusztową konstrukcję w postaci miski zbierającej odchody do zamkniętego systemu przewodów kanalizacyjnych. Natomiast na podłodze w pełni rusztowej mają zastosowanie techniki łączonych kanałów na wodę i gnojowicę (ang. *combination of water and manure channels*).

Techniki ujęte w konkluzjach BAT wykorzystywane w intensywnym chowie drobiu (kur niosek i brojlerów) to kombinacja rozwiązań uwzględniających m.in. usuwanie i osuszanie pomiotu oraz systemy wentylacji i oczyszczania powietrza. Podobnie jak w przypadku świń, nie wszystkie znajdują powszechne zastosowanie ze względu na ich wysokie koszty inwestycyjne. Decydują o tym nie tylko ograniczenia techniczne, klimatyczne, ale także

wynikające z charakterystyki grupy technologicznej. Przykładem tej ostatniej może być utrzymanie brojlerów w systemie podłóg wielopoziomowych. W utrzymaniu niosek w systemach klatkowych są to techniki polegające na usuwaniu pomiotu za pomocą taśmociągów oraz z suszeniem najmniej raz lub dwa razy w tygodniu. W przypadku systemów bezklatkowych za najlepszą technikę uznać można między innymi głęboką ściółkę z wydzielonym kanałem odprowadzającym, niezbyt częstym usuwaniem obornika oraz wentylacją mechaniczną jedynie w połączeniu z dodatkowymi rozwiązaniami technologicznymi, np.: systemem oczyszczania powietrza lub osiągnięciem wysokiej zawartości suchej masy w oborniku. W utrzymaniu na głębokiej ściółce z wydzielonym kanałem odprowadzającym można także stosować przenośnik taśmowy lub zgarniacz do usuwania pomiotu ze ściółką. Kolejne techniki BAT uwzględniają osuszanie pomiotu za pomocą wymuszonej wentylacji i powietrza aplikowanego przez rury w przypadku głębokiego ściółkowania lub użycia perforowanej podłogi. Można także (w przypadku podłóg pełnych z głęboką ściółką) osuszać zużytą ściółkę z wykorzystaniem recyrkulacji powietrza wewnętrznego. Jeśli chodzi o systemy oczyszczania powietrza, to jako BAT wykorzystuje się płuczki mokre kwaśne, system dwu- lub trzystopniowy, płuczki biologiczne lub biofiltry ze zraszaniem złożem.

Ograniczenie emisji amoniaku z utrzymania brojlerów wymaga zastosowania jednej techniki lub kombinacji kilku technik BAT, polegających na wykorzystaniu naturalnej wentylacji

Tabela 2.2. BAT-AEL dla emisji amoniaku z chowu kur niosek

System utrzymania	BAT-AEL kg NH ₃ /stanowisko/rok
Chów klatkowy	0,02–0,08
Chów bezklatkowy	0,02–0,13 ¹

Źródło: Decyzja wykonawcza Komisji (UE) 2017/302 z dnia 15 lutego 2017 r. ustanawiająca konkluzje dotyczące najlepszych dostępnych technik (BAT) w odniesieniu do intensywnego chowu drobiu lub świń zgodnie z dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE.

¹⁾ W przypadku istniejących technologii wykorzystujących system wymuszonej wentylacji i niezbyt częste usuwanie obornika (w przypadku głębokiego ściótkowania z wydzielonym kanałem gnojowicowym) w połączeniu ze środkiem, który prowadzi do osiągnięcia wysokiej zawartości masy suchej w oborniku, górna granica zakresu BAT-AEL wynosi 0,25 kg NH₃/stanowisko dla zwierzęcia/rok.

lub wymuszonym osuszaniu zużytej ściółki przy szczelnym systemie pojenia (ang. *non-leaking drinking system*), lub usuwaniu pomiotu ze ściółką przenośnikiem taśmowym i wymuszonym osuszaniem powietrzem w systemie podłóg wielopoziomowych. Ciekawym

Tabela 2.3. BAT-AEL dla emisji amoniaku z chowu kurcząt brojlerów o końcowej masie 2,5 kg

BAT-AEL ^{1,2} kg NH ₃ /stanowisko/rok
0,01–0,08

Źródło: Decyzja wykonawcza Komisji (UE) 2017/302 z dnia 15 lutego 2017 r. ustanawiająca konkluzje dotyczące najlepszych dostępnych technik (BAT) w odniesieniu do intensywnego chowu drobiu lub świń zgodnie z dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE.

¹⁾ BAT-AEL może nie mieć zastosowania do następujących typów hodowli: ekstensywnego chowu ściótkowego, chowu wybiegowego, tradycyjnego chowu wybiegowego i chowu wybiegowego bez ograniczeń, zdefiniowanych w rozporządzeniu Komisji (WE) nr 543/2008 z dnia 16 czerwca 2008 r. wprowadzające szczegółowe przepisy wykonawcze do rozporządzenia Rady (WE) nr 1234/2007 w sprawie niektórych norm handlowych w odniesieniu do mięsa drobiowego (Dz.U. L 157 z 17.6.2008, s. 46).

²⁾ Dolna granica zakresu związana jest ze stosowaniem systemu oczyszczania powietrza.

rozwiązaniem jest technika regulacji temperatury ściółkowanej podłogi (ang. *heated and cooled littered floor*) w systemie „combideck”, stosowana jedynie w przypadku możliwości instalacji zamkniętego podziemnego zbiornika z wodą. Ostatnią techniką, stosowaną także u świń i niosek, jest oczyszczanie powietrza możliwe przez: płuczkę mokrą kwaśną, system dwu- lub trzystopniowy, płuczkę biologiczną lub biofiltr ze zraszanym złożem.

Ostatni zbiór aktów prawnych, mających na celu ograniczenie emisji amoniaku z rolnictwa, dotyczy wyłącznie powietrza. Państwa członkowskie UE są stroną Konwencji Europejskiej Komisji Gospodarczej Organizacji Narodów Zjednoczonych (EKG ONZ) z 1979 r. w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości – konwencja LRTAP (ang. *Long-range Transboundary Air Pollution*), zwana także konwencją genewską – głównego międzynarodowego instrumentu walki z zanieczyszczeniem powietrza. Zakres konwencji LRTAP w ostatnich trzech dekadach został poszerzony ośmioma protokołami zaostrzającymi przepisy dotyczące zanieczyszczenia

powietrza. Jednym z przyjętych protokołów był protokół z Göteborga z 1999 r. w sprawie przeciwdziałania zakwaszeniu, eutrofizacji i powstawaniu ozonu w warstwie przyziemnej, podpisany przez Polskę 30 maja 2000 r., a zatwierdzony przez UE w 2003 r. Następnie dokonano jego transpozycji do prawa unijnego, wykorzystując w tym celu dwa akty prawne z 2001 r. – dyrektywę 2001/81/WE o krajowym pułapie emisji i dyrektywę 2001/80/WE w sprawie ograniczenia emisji niektórych zanieczyszczeń do powietrza z dużych obiektów energetycznego spalania. W 2012 r. po długich negocjacjach rozpoczętych w 2007 r. uzgodniono, że protokół z Göteborga należy zmienić, z wyjątkiem zmienionego załącznika I, który zaczął obowiązywać 5 czerwca 2013 r.

W zmienionym protokole z Göteborga dla każdego państwa członkowskiego określono, przyjmując 2005 r. za rok odniesienia, nowe zobowiązania w zakresie redukcji emisji dwutlenku siarki, tlenków azotu, niemetanowych lotnych związków organicznych, amoniaku i pyłu drobnego, które będą obowiązywać w latach 2020–2029 i od 2030 r. Wzywa się w nim do wsparcia redukcji emisji sadzy, gromadzenia i przechowywania informacji dotyczących negatywnych skutków stężeń, a także depozycji zanieczyszczeń powietrza dla zdrowia ludzkiego i środowiska oraz do uczestnictwa w programach zorientowanych na wyniki w ramach konwencji LRTAP. Zmiana protokołu doprowadziła do ustanowienia dyrektywą 2001/81/WE systemu krajowych pułapów emisji w celu dostosowania go do międzynarodowych zobowiązań Unii i państw członkowskich. Znowelizowano

także obecnie kluczowy akt prawny w zakresie emisji amoniaku, czyli dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylenia dyrektywy 2001/81/WE (tzw. dyrektywa NEC), ustalając krajowe zobowiązania w zakresie redukcji emisji na lata 2020–2029 na takim samym poziomie jak w zmienionym protokole z Göteborga.

Dyrektywa NEC uchyla dyrektywę 2001/81/WE, ale kontynuuje realizację jej celów. Jest ona jednocześnie elementem opublikowanego w 2013 r. pakietu *The Clean Air Policy Package*, w ramach którego został przyjęty program „Czyste powietrze dla Europy”. Komisja przedstawiła w nim, jak zrealizować obecne cele i wytyczyła nowe, pod względem jakości powietrza, na okres do 2030 r. W związku z powyższym priorytetem dyrektywy NEC jest osiągnięcie poprawy jakości powietrza w państwach członkowskich, poprzez nakłonienie ich do redukcji amoniaku i innych gazów, która zniweluje negatywne skutki i zagrożenia dla zdrowia ludzkiego i środowiska. Dyrektywa ustanawia zobowiązania państw członkowskich w zakresie redukcji emisji antropogenicznych zanieczyszczeń do atmosfery: dwutlenku siarki (SO_2), tlenków azotu (NO_x), niemetanowych lotnych związków organicznych (NMLZO), amoniaku (NH_3) i pyłu drobnego ($\text{PM}_{2,5}$), a także zawiera m.in. wymóg sporządzania, przyjmowania i wdrażania Krajowych programów ograniczania zanieczyszczenia powietrza (KPOZP). Zobowiązania Polski w zakresie redukcji emisji

odnoszą się do dwóch okresów, które obejmują lata od 2020 do 2029 r. i od 2030 r., w odniesieniu do emisji w roku referencyjnym 2005. Zobowiązania te zostały określone odpowiednio dla obu wskazanych wyżej okresów dla SO_2 59% i 70%, dla NO_x 30% i 39%, dla NMLZO 25% i 26%, dla NH_3 1% i 17% oraz dla $PM_{2,5}$ 16% i 58%. Zgodnie z art. 6 dyrektywy NEC każde państwo członkowskie powinno przyjąć i wdrożyć Krajowy program ograniczania zanieczyszczenia powietrza, który ma zapewnić wykonywanie przez państwa ich zobowiązań w zakresie redukcji emisji, a także skutecznie przyczynić się do realizacji celów dotyczących jakości powietrza. Program ten ma być okresowo aktualizowany. Dokument ten ma skoordynować działania państw członkowskich w zakresie redukcji emisji, wynikających z krajowych ram polityki dotyczącej jakości powietrza w powiązaniu z obszarami polityk odnoszących się do rolnictwa, przemysłu czy transportu. Państwa członkowskie mają za zadanie zapewnić aktywne i systematyczne podawanie do publicznej wiadomości, w szczególności poprzez publikowanie na ogólnie dostępnej stronie internetowej, Krajowych programów ograniczania zanieczyszczenia powietrza i ich wszystkich aktualizacji. KPOZP powinien zostać opracowany na podstawie wiedzy na temat prognozowanych zmian sytuacji emisyjnej, co pozwoli na optymalne dostosowanie opracowywanych w programie środków i strategii związanych z redukcją emisji. Krajowy program ograniczania zanieczyszczenia powietrza oraz wszelkie jego istotne aktualizacje powinny być poddawane konsultacjom publicznym oraz konsultacjom

z właściwymi organami na wszystkich poziomach. Konsultacje te powinny być prowadzone w czasie, gdy możliwe są wszystkie warianty dotyczące strategii i środków. Dyrektywa NEC określa minimalne wymagania dotyczące treści KPOZP zawarte w załączniku nr 3 część 1. Ponadto dyrektywa NEC dała Komisji Europejskiej uprawnienia do przyjęcia wytycznych dotyczących opracowywania i wdrażania Krajowych programów ograniczania zanieczyszczenia powietrza. Środki i strategie zawarte w KPOZP, jak również dobrowolne stosowanie się rolników do zasad zawartych w Krajowym kodeksie doradczym dobrej praktyki rolniczej dotyczącym ograniczania emisji amoniaku, będą głównymi narzędziami skutecznego ograniczania emisji amoniaku z rolnictwa. Zgodnie z dyrektywą NEC KPOZP powinien zostać przekazany Komisji Europejskiej do dnia 1 kwietnia 2019 r. W Polsce KPOZP został przyjęty nieco później, uchwałą nr 34 Rady Ministrów z dnia 29 kwietnia 2019 r. w sprawie przyjęcia Krajowego programu ograniczania zanieczyszczenia powietrza (Monitor Polski z 21 czerwca 2019, poz. 572). Program w rozdziale 2.7 w ślad za załącznikiem 3 część 2 dyrektywy NEC wymienia metody i środki, które mogą być realizowane i mają przyczynić się do redukcji emisji amoniaku w rolnictwie.

Prawie wszystkie z nich zostały zawarte w sporządzonym przez Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa PIB w Puławach, Instytut Zootechniki PIB w Krakowie, Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Oddział w Poznaniu oraz Instytut Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej PIB

w Warszawie, Krajowym kodeksie doradczym dobrej praktyki rolniczej dotyczącym ograniczania emisji amoniaku, przygotowanym z uwzględnieniem kodeksu ramowego UNECE z 2014 r. Kodeks opisuje praktyki, które rolnicy mogą stosować dobrowolnie w celu redukcji emisji amoniaku w zakresie zarządzania azotem, z uwzględnieniem pełnego obiegu azotu, strategii żywienia zwierząt gospodarskich, niskoemisyjnych technik rozprowadzania nawozów naturalnych, niskoemisyjnych systemów przechowywania nawozów naturalnych, niskoemisyjnych systemów hodowli zwierząt oraz możliwości ograniczania emisji amoniaku pochodzącego ze stosowania nawozów mineralnych. Kodeks podkreśla wagę zarządzania azotem w gospodarstwie, które wymaga uwzględnienia wszystkich źródeł azotu stosowanego w gospodarstwie, poprawnego przechowywania nawozów naturalnych oraz stosowania ich według praktyk obniżających emisję amoniaku. Kodeks opisuje wymogi stosowania azotu w dawkach ściśle dostosowanych do potrzeb pokarmowych roślin i zwierząt, stosowania nawozów naturalnych w odpowiednim czasie, odpowiednią techniką, w odpowiedniej dawce oraz posiadania planu nawożenia azotem lub obliczenia jego maksymalnych dawek w celu zbilansowania nawożenia i ograniczenia emisji i strat tego pierwiastka zgodnie z Programem działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu (Dz.U. z 2018 r., poz. 1339). Wybrane działania ujęte w metodach 3 i 4 NEC,

takie jak: aplikacja dogłębowa nawozów na bazie mocznika, rozlewanie gnojowicy innymi metodami niż rozbryzgowa, przeorywanie 90% obornika w ciągu 12 godzin od aplikacji na głębę czy przykrywanie zbiorników z gnojowicą i gnojówką, zostały uwzględnione w Krajowym programie ograniczania zanieczyszczenia powietrza i są już częściowo realizowane.

Osobnym działaniem wymienionym w załączniku 3 w części 2 dyrektywy NEC jest ustanowienie krajowego bilansu azotu w celu monitorowania zmian w całkowitych stratach reaktywnego azotu z rolnictwa, w tym amoniaku, podtlenku azotu, amonu, azotanów i azotynów, na podstawie zasad określonych w wytycznych EKG ONZ dotyczących bilansów azotu, co od szeregu lat realizuje KOBiZE.

Ten krótki przegląd prawodawstwa UE i krajowego w zakresie ograniczania emisji amoniaku i rozpraszania związków azotu w rolnictwie wskazuje na ogromną wagę ochrony środowiska w państwach członkowskich, podkreślając jednocześnie negatywne oddziaływanie tego sektora gospodarki na wodę, glebę i powietrze. Osiągnięcie celów, zarówno krótko, jak i długookresowych zakładanych w dyrektywie NEC, będzie możliwe jedynie pod warunkiem wypełnienia założeń Krajowego programu ograniczenia zanieczyszczeń powietrza.

Jego okresowa aktualizacja i realizacja zawartych w nim niskoemisyjnych praktyk będą miały pierwszorzędne znaczenie dla środowiska. Podobnie jak dobrowolna realizacja przez rolników zaleceń zawartych w Krajowym kodeksie doradczym dobrej praktyki rolniczej dotyczącym ograniczania emisji amoniaku.



3. Żywnienie zwierząt jako podstawa ograniczania emisji amoniaku

E MISJE GAZOWE związków azotu z produkcji zwierzęcej mają swoje źródło zasadniczo w wydalanych odchodach (kał, mocz) i powstających na ich bazie nawozach naturalnych. Skład tych pierwszych w bezpośredni sposób zależy od skarmianej paszy, jej zbilansowania, strawności oraz generalnie całości zarządzania żywieniem i zdrowiem zwierząt. W zależności od gatunku, jego grup technologicznych, średnio tylko 30–35% azotu zawartego w paszy podlega retencji w tkankach ciała oraz pozyskiwanych surowcach (mleko, mięso, jaja). Pozostałe 65–70% azotu rozpraszane jest do środowiska (rys. 3.1). Stąd żywienie zwierząt gospodarskich należy traktować jako pierwszy, najważniejszy etap dla redukcji tych oddziaływań środowiskowych. Koncentracja białka w paszy i jego

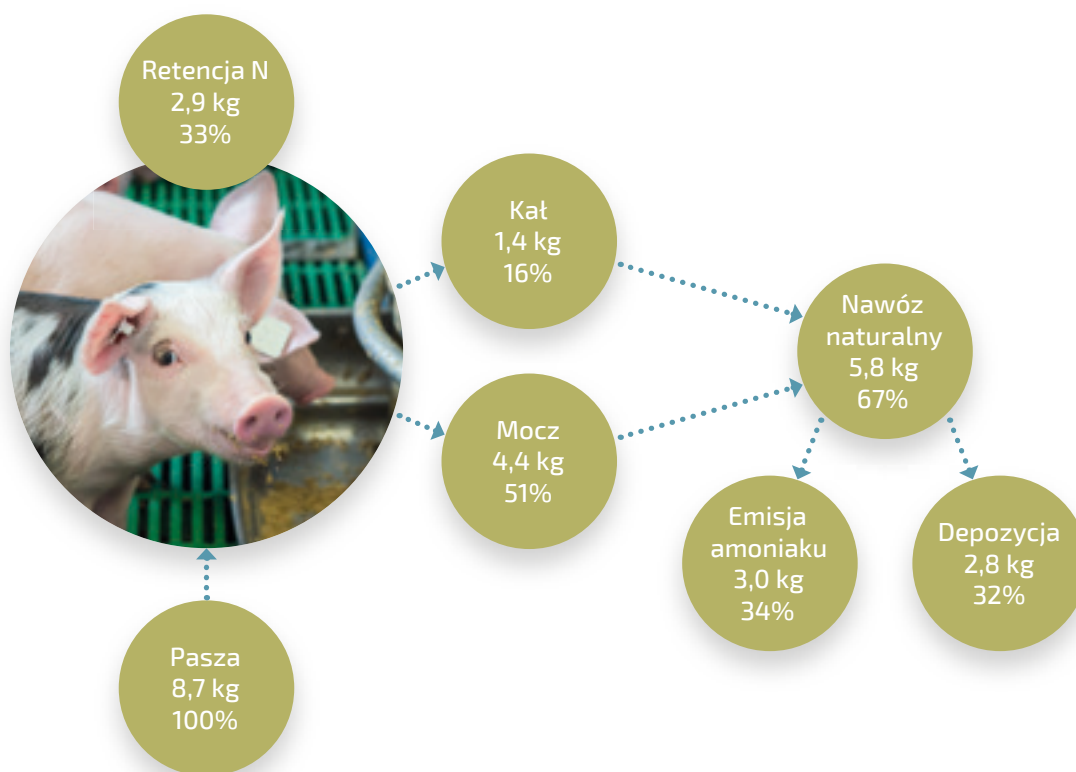
strawność odgrywają tu największe znaczenie. Im większa koncentracja białka w dawce i mniejsza jego strawność czy przyswajanie, tym większe będą ilości wydalanego azotu oraz wielkość emisji amoniaku. Na skutek obecności w moczu zwierząt gospodarskich enzymu ureazy, ale także procesów metabolizmu szerokiego spektrum mikroflory jelitowej zawartej w kale oraz takich czynników fizykochemicznych, jak temperatura, pH oraz ewaporacja, dochodzi w mieszaninie kału, moczu i ewentualnie ściółki lub wody technologicznej do szeregu przemian biochemicznych, uwalniających z niestrawionego białka (TAN) do atmosfery przeszło 210 związków gazowych, w tym NH_3 . Z punktu widzenia oficjalnego szacowania emisji gazowych, za które w kraju odpowiada KOBiZE, redukcja współczynnika wydalania

azotu (Nex) pociąga za sobą zmniejszenie rozpraszania na wszystkich pozostałych etapach, jak budynki inwentarskie, przechowywanie i aplikacja nawozów naturalnych. Emisja ta generalnie szacowana jest według wzoru:

$$E = A \times EF$$

gdzie **A** oznacza aktywność źródła emisji, np. ilość spalonych paliw, wielkość produkcji, obszar upraw, ilość zastosowanych nawozów czy ilość hodowanych zwierząt, natomiast **EF** reprezentuje wskaźnik emisji, odzwierciedlający ilościowo jednostkową emisję wynikającą z danego rodzaju działalności, i zależy głównie od technologii realizowanego procesu.

Koncentracja i przyswajalność białka w paszy ma pierwszorzędne znaczenie dla uzyskania przez hodowcę zakładanego celu produkcyjnego oraz satysfakcjonującej dochodowości. Nawet 75% kosztów w produkcji zwierzęcej może być generowane przez żywienie. Dlatego stanowi ono przedmiot ciągłych badań, innowacji oraz wdrożeń. Czy zatem wprowadzenie w tych schematach modyfikacji pod kątem ograniczenia wydalania azotu i emisji amoniaku nie będzie zwiększało wspomnianych kosztów? Uwzględniając zapisy dyrektywy NEC oraz krajowej metodologii szacowania emisji, w dalszej części przedstawiono omówienie tylko takich żywieniowych metod redukcji emisji amoniaku, które mają uznane i powszechnie potwierdzone efekty, możliwe do



Rysunek 3.1. Rozpraszanie związków azotu z utrzymania świń w ujęciu bez działań redukcyjnych (fot. Countrypixel/Adobe Stock)

Tabela 3.1. Zależność kosztów żywienia od wielkości współczynnika konwersji paszy (FCR) w tuczu świń (opracowanie własne)

FCR	2,3	2,5	2,7	2,9	3,2
Zmiana kosztów żywienia (%)	0	+8,6	+17,5	26,1	41,7

zewidencjonowania przez Krajowy ośrodek szacowania emisji (KOBiZE), ale również których koszt wdrożenia jest w gospodarstwie najmniejszy lub zerowy, a finalny efekt może nawet zwiększyć opłacalność produkcji. Takie korzystne oddziaływanie będą miały wszystkie metody niewymagające dodatkowych nakładów, a oparte jedynie na optymalizacji zarządzania i zmianach organizacyjnych.

W kontekście kosztów żywienia zwierząt obalić należy podstawowy mit, pokutujący do tej pory w świadomości przeważającej liczby hodowców. Otóż wykorzystanie taniej, a przez to zazwyczaj nisko strawnej paszy, o słabej jakości, podwyższa, a nie obniża koszty żywienia, a następnie całej produkcji. To nieoczywiste stwierdzenie można postawić dopiero w momencie rozpatrywania kosztów jednostkowych produkcji oraz badania wskaźników efektywności wykorzystania na jednostkę uzyskiwanego produktu. Przykładem może być współczynnik konwersji paszy (FCR) (tab. 3.1). Oczywiście, jak przy każdej cesze, ostateczny wynik uzależniony jest od potencjału genetycznego i jakości środowiska. Wykorzystanie metod precyzyjnego żywienia pozwala nie tylko ograniczyć emisje amoniaku, ale również ograniczyć koszty żywienia nawet o 20%. Ekonomiczny koszt strategii żywienia opartej na redukcji zawartości białka surowego (CP) zależy

od składu paszy i jej ceny rynkowej. Ogólnie rzecz biorąc, koszty wahają się od -10 zł do +10 zł za kilogram niewyemitowanego $\text{NH}_3\text{-N}$. Największą zależność kosztów stwierdza się przy tym dla wzrostu wykorzystania w paszy aminokwasów syntetycznych, chociaż ich cena ma tendencję spadkową w czasie.

Bez wątplenia każda poprawa jakości żywienia niesie ze sobą redukcję rozpraszania związków azotu, w tym emisji NH_3 . Niestety, oficjalnie uznane za świadome działania redukcyjne mogą być tylko te z nich, które wykraczają ponad standard obowiązującej zwykłej praktyki produkcyjnej. Dla wykazania skuteczności realizacji umów międzynarodowych i krajowych celów redukcyjnych koniecznym jest również ewidencjonowanie zakresu oraz skali wdrożenia wymienionych metod. Najprościej można to osiągnąć, wprowadzając odpowiednie wymogi prawne, jak choćby w przypadku Programu azotanowego. Można również wspierać finansowo takie rozwiązania ze środków PROW, a wtedy są one rejestrowane w bazach ARiMR i przekazywane do GUS oraz KOBiZE. Ten sposób realizacji polityki ochrony środowiska, ale też polityki rolnej, jest wciąż w naszym kraju pewną nowością, mocno powiązaną z funkcjonowaniem w strukturach UE. Polscy rolnicy muszą się jednak przyzwyczaić do takiego stanu rzeczy, podobnie jak do podjęcia przez rolnictwo pozaprodukcyjnych

funkcji, zwanych często dobrami publicznymi (ochrona krajobrazu, wartości kulturowych, przyrody, środowiska i klimatu itd.).

Wśród oficjalnie uznanych i zalecanych metod redukcji emisji amoniaku są takie, które nadają się do wdrożenia w każdym gospodarstwie, ale również te dedykowane do małych czy dużych hodowli. Jest to wyraz chęci objęcia problematyką całości produkcji zwierzęcej oraz znajomości uwarunkowań technologicznych, zróżnicowanych skalą i koncentracją produkcji. Niektóre z tych działań mają charakter nakazów prawnych, jak przykrywanie zbiorników gnojowicowych (Krajowy Program Ochrony Powietrza, 2019), inne wprowadzane są do dobrowolnego wykorzystania w ramach dobrej praktyki rolniczej (Kodeks doradczy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczenia emisji amoniaku, 2019). Niektóre z tych praktyk mogą również znaleźć dofinansowanie w działaniach przyszłych PROW-ów, co sprzyjać będzie ich upowszechnianiu. Specjalne znaczenie w zakresie oddziaływania na jakość środowiska i emisje amoniaku mają obiekty hodowlane, realizujące produkcję na poziomie przemysłowym, a podlegające dyrektywie PEiR 2010/75/UE w sprawie emisji przemysłowych – IED. Obiekty te muszą wdrożyć rozwiązania technologiczne najlepszych dostępnych technik (BAT), redukujące właśnie emisję.

Prawie wszystkie oficjalnie zalecane metody żywieniowego ograniczania emisji amoniaku z produkcji zwierzęcej sprowadzają się do tzw. precyzyjnego żywienia. Jedyne wyjątkiem stanowi zwiększenie pastwiskowania bydła, ale i tu nowe podejście do roli trwałych

użytków zielonych (TUZ) daje o sobie wyraźnie znać. Mając tak znaczny wymiar ekonomiczny, żywienie zwierząt gospodarskich realizowane jest obecnie w oparciu o normy (np. IZ INRA, DLG i in.) oraz dedykowane schematy żywienia i programy komputerowe, opracowywane przez firmy paszowe lub doradców. Obligacja do ich stosowania znajduje się zarówno w tzw. „Prawie paszowym” (ustawa o paszach Dz.U. z 2016 r. nr 144, poz. 1045), jak i ustawie o ochronie zwierząt (Dz.U. z 2013 r., poz. 856, z 2014 r., poz. 1794, z 2015 r., poz. 266, z 2016 r., poz. 1605). Normy żywienia zwierząt jako punkt odniesienia traktują zapotrzebowanie zwierząt zarówno na byt, jak i na produkcję. Nie uwzględniają natomiast aspektów ochrony środowiska, a priori przyjmując rzeczywistą strawność związków azotu i fosforu. W takim ujęciu można byłoby stwierdzić, że spełnione są zalecenia dopasowania żywienia do potrzeb zwierząt i samo to powoduje już zredukowanie emisji amoniaku. Niestety, takie podejście jest niewystarczające do uzyskania celów redukcji amoniaku. Nawet przy zastosowaniu norm zbyt duży wolumen azotu rozpraszany jest do środowiska.

Wspomniana precyzja sprowadza się w pierwszym rzędzie do redukcji poziomu białka surowego w dawce pokarmowej na drodze poprawy jego strawności (np. aminokwasy syntetyczne), bez uszczerbku dla samej produktywności. Dotyczy to zarówno wszystkich gatunków, jak i poszczególnych grup technologicznych. Białko surowe, zwane też białkiem ogólnym, definiowane jest jako

całkowita ilość wszystkich składników pokarmowych zawierających azot (białka włościwego i złożonego, związków azotowych niebiałkowych (NPN)). W drugiej kolejności precyzja żywienia dotyczy już samych grup technologicznych i ich okresowej możliwości pobierania i odkładania białka, związanej z procesem fizjologicznego wzrostu i masy ciała. W końcu możliwa jest również ingerencja w szlaki metaboliczne, którym podlega rozkład białka, czy to poprzez odpowiednie dodatki paszowe (np. enzymy, saponiny) czy formułację samych materiałów paszowych (np. białko chronione). A priori zakłada się przy tym, że wszystkie zwierzęta gospodarskie żywione są zgodnie z wymogami ustawy o ochronie zwierząt (Dz.U. z 2019 r., poz. 122, 123) oraz rozporządzeniami o minimalnych warunkach utrzymania zwierząt gospodarskich (Dz.U. z dnia 15 lutego 2010 r., nr 56, Dz.U. z dnia 28 czerwca 2010 r., nr 116), gwarantujących pokrycie przez hodowcę zapotrzebowania pokarmowego zwierząt zgodnie ze stanem fizjologicznym każdego osobnika. Proponowane rozwiązania żywieniowe nie są propozycjami ostatecznymi. Wyniki aktualnie realizowanych badań naukowych wskazują bowiem na szereg nowych możliwości w tym względzie. Zwłaszcza dynamiczny rozwój metod tzw. precyzyjnego chowu zwierząt (ang. PLF), opartych na technikach komputerowych, IoT czy B2B, pozwala prognozować rychły postęp na tym polu.

Żywienie zwierząt na obniżonym poziomie białka surowego/ogólnego (BO) jest jednym z najbardziej optymalnych i strategicznych

sposobów redukcji emisji NH_3 . Na każdy 1% zmniejszonej koncentracji białka w dawce pokarmowej emisje NH_3 z pomieszczeń, miejsc przechowywania i etapu aplikacji nawozów naturalnych zmniejszają się o 5–15%, w zależności od gatunku i grupy technologicznej. Niskobiałkowe żywienie zmniejsza również emisję N_2O , który jest jednym z dwu gazów cieplarnianych bilansowanych w rolnictwie. Wbrew pozorom metoda ta nie ma wpływu na zdrowie i dobrostan zwierząt, jeśli tylko w dawce spełnione są wymagania pokarmowe dotyczące profilu i koncentracji wszystkich aminokwasów egzogennych. Niskobiałkowe żywienie przeznaczone jest dla chowu alkierzowego, głównie zwierząt monogastycznych. Mimo że znajduje ono również wykorzystanie w żywieniu przeżuwaczy, w intensywnej produkcji mleka czy opasie bydła mięsnego, opartych o TMR lub PMR, to jednak trudno je racjonalnie zastosować tam, gdzie przeżuwacze w znacznym stopniu korzystają z pastwiska. Spasana trawa znajdująca się we wczesnym stadium fizjologicznego wzrostu ma wysoki stopień degradacji białka w żwacu. Z kolei użytki zielone z udziałem roślin bobowatych (np. koniczyna, lucerna) cechują się wysoką zawartością białka ogólnego.

Żywienie świń

Środki żywieniowe służące do redukcji emisji amoniaku w produkcji trzody chlewnej obejmują zastosowanie pasz o obniżonym poziomie białka ogólnego, żywienie wielofazowe,

bilansowanie diet w oparciu o białko strawne oraz stosowanie dodatków/suplementów paszowych zwiększających strawność białka.

Zapotrzebowanie świń na składniki pokarmowe uzależnione jest od wartości genetycznej zwierząt, ich wieku, masy ciała, stanu fizjologicznego, kierunku użytkowania oraz warunków środowiskowych (tab. 3.2). Skład dawki pokarmowej lub mieszanki paszowej najlepiej jest optymalizować przy pomocy norm żywienia świń lub dedykowanych programów komputerowych. Dane zawarte w normach żywienia, jak wiadomo, określają ilość potrzebnego białka w stosunku do zawartej w dawce energii. Świnie potrzebują w dziennej dawce pokarmowej także składników mineralnych, witamin i mikroelementów oraz wody pitnej. Zdolności genetycznej świń do odkładania białka nie można zwiększyć

poprzez żywienie. Należy mieć świadomość, że po osiągnięciu przez świnie masy ciała około 60 kg ilość odkładanego w przyroście tkanki mięśniowej białka nie zmienia się, przy czym każde zwiększenie przyrostów dziennych powyżej tej masy ciała następuje tylko wskutek ilości odłożonego tłuszczu. Ponadto nadmiar białka w dawce pokarmowej, a zwłaszcza jego niestrawialnych frakcji, może być przyczyną wielu schorzeń układu pokarmowego świń oraz namnażania się niebezpiecznych bakterii *E. coli* czy *Clostridium*.

Zapotrzebowanie świń na białko wyraża rzeczywiste potrzeby zwierząt w zakresie aminokwasów, jak: lizyna, metionina z cystyną, tryptofan, fenyloalanina, leucyna, izoleucyna, walina, histydyna i arginina, których zwierzęta same nie wytwarzają i muszą być one dostarczone wraz z paszą. W warunkach

Tabela 3.2. Zapotrzebowanie pokarmowe świń (Normy żywienia świń, 2014)

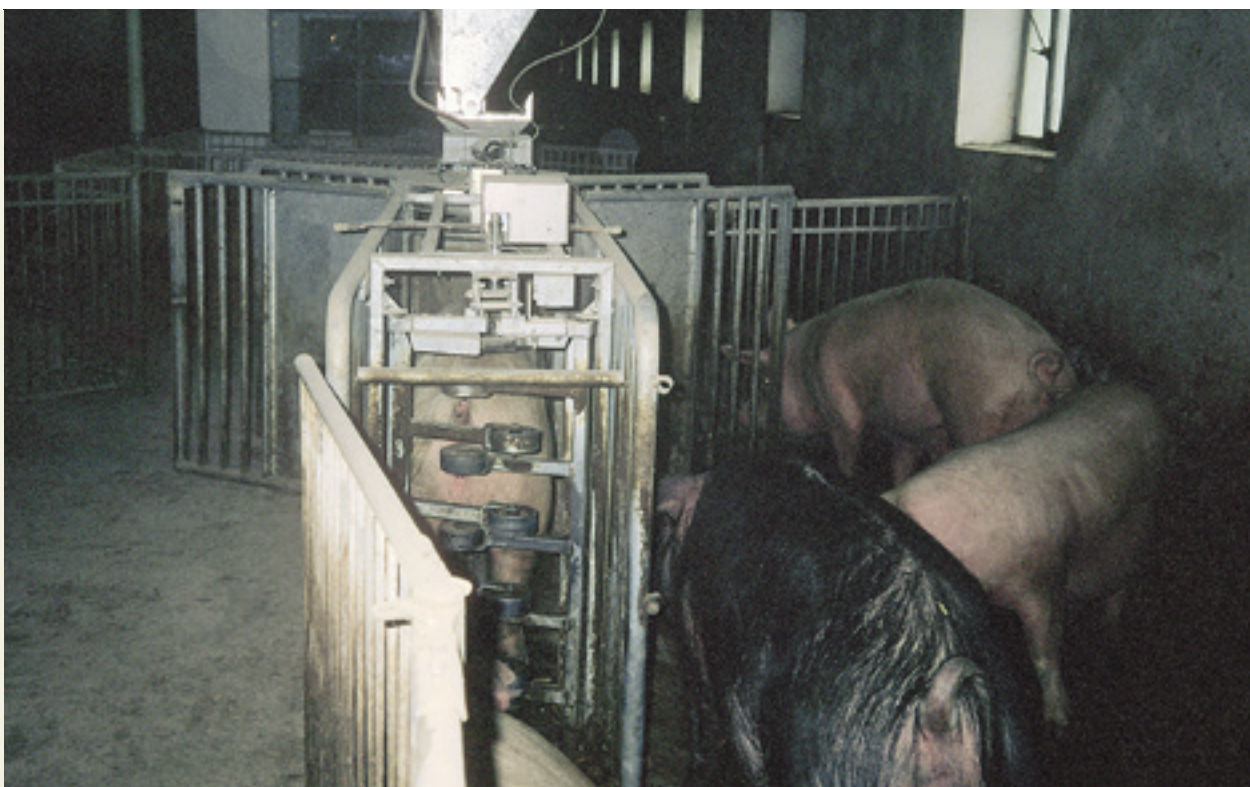
Składnik	Jednostka miary	Prosięta	Masa ciała świń rosnących od-do				Lochy w okresie	
			10-30	30-70	70-110	30-110	ciąży	laktacji
Energia metab.	MJ/kg	13,00	12,70	12,50	12,50	12,50	11,50	13,00
Białko ogólne	%	21,00	17,80	17,00	15,00	15,60	12,50	17,00
Białko strawne	%	17,50	14,60	13,50	12,00	12,50	10,00	13,50
Lizyna	%	1,30	1,02	0,90	0,75	0,82	0,50	0,85
Metionina + cystyna	%	0,78	0,61	0,54	0,45	0,49	0,35	0,55
Treonina	%	0,81	0,63	0,56	0,47	0,51	0,40	0,60
Tryptofan	%	0,23	0,18	0,16	0,14	0,15	0,10	0,16
Tłuszcz, maks.	%	6,0	7,00	8,00	10,00	8,00	5,00	8,00
Włókno surowe, maks.	%	5,0	6,0	6,00	7,00	6,00	10,00	7,00
Skrobia, min.	%	30	33,0	33,00	33,00	33,00	33,00	33,00
Laktoza, min.	g	10	-	-	-	-	-	-
Wapń, od-do	g	8-10	8-9,0	7-8,00	5-7,00	6-7,00	7-8,00	8-9,00
Fosfor	g	7,0	6,5	5,50	4,00	5,00	4,50	6,00
Fosfor str., min.	g	3,5	3,0	2,50	1,80	2,20	2,00	2,30
Sód	g	1,5	1,5	1,20	1,00	1,20	1,50	2,00

naszego kraju, przy żywieniu świń głównie zbożem, spośród aminokwasów egzogennych najczęściej występuje niedobór lizyny, metioniny z cystyną, treoniny z tryptofanem. W związku z tym w nowoczesnych normach żywienia świń zapotrzebowanie świń na białko wyrażone jest przede wszystkim w postaci zapotrzebowania na aminokwasy egzogenne. Przygotowując dawki pokarmowe z różnych pasz samodzielnie, informację o poziomie białka dobrze jest traktować jako orientacyjną, zaś dokładniej należy zwrócić uwagę na zawarty w nich poziom aminokwasów egzogennych. Współcześnie aminokwasy w mieszankach wprowadzane są w formie syntetycznej, co pozwala na zwiększenie strawności białka i wyższe przyrosty.

W żywieniu świń mają zastosowanie pasze stanowiące źródło energii, pasze białkowe i inne rodzaje pasz oraz dodatki paszowe. Jako pasze energetyczne traktowane są głównie ziarna zbóż, rośliny okopowe i kiszonki, z czego praktyczne znaczenie mają te pierwsze. Ziarna jęczmienia i pszenicy można zaliczyć do podstawowych zbóż w żywieniu świń. Charakteryzują się one wysoką wartością energetyczną (12–13,5 MJ ME) i zawartością białka ogólnego 11–13%, a w odmianach wysokobiałkowych nawet do 18%. Zboża te cechuje odpowiedni względem zapotrzebowania świń stały skład aminokwasowy. Do pasz białkowych zalicza się głównie poekstrakcyjne śruty, jak sojowa i rzepakowa, a także nasiona roślin bobowatych. Poekstrakcyjna śruta sojowa jest niezwykle cenną paszą białkową i można ją stosować

w nieograniczonych ilościach, z wyjątkiem żywienia prosiąt. Zawiera ona 12,1–12,9 MJ EM i 35–43% białka ogólnego. Wartość biologiczną białka tej śruty ogranicza niska zawartość metioniny z cystyną (1,02–1,25%). Poekstrakcyjna śruta rzepakowa jest również głównym źródłem białka w żywieniu świń, zawiera ona 10,8 MJ EM i 34,8–37,8 białka ogólnego. Skład aminokwasowy tej śruty jest bardzo korzystny. Poziom stosowanej śruty rzepakowej wynosi w dawkach pokarmowych: dla loch prośnych 8%, loch karmiących 5%, warchlaków 10%, a dla tuczników do 20%. W żywieniu świń na uwagę zasługują także nasiona *łubinów* (żółty, wąskolistny), które wyróżniają się wysoką zawartością białka ogólnego. Najlepsze efekty w żywieniu daje stosowanie łubinu żółtego, który zawiera 12,3 MJ EM i 39% białka ogólnego. Nasiona grochu, choć dotąd mało popularne jako komponent mieszanek dla świń z uwagi na wysoką cenę, stanowią bardzo dobre źródło białka. Groch zawiera ok. 13,9 MJ EM i 21% białka ogólnego. Poziom ziarna grochu w mieszankach dla loch powinien się mieścić w granicach do 10%, dla warchlaków – 20%, a dla tuczników – 30%. Spośród pasz zawierających wysoki poziom białka w żywieniu świń wykorzystywane także są: koncentrat ziemniaczany (70% białka), suszony wywar gorzelniany (21–24% białka), suszone drożdże pastewne (43% białka) i piwne (48% białka), koncentraty roślinno-rybne (30–40% białka).

W żywieniu świń stosowane są dwa sposoby zadawania paszy: do woli i dawkowany. Wykorzystywane w żywieniu loch



Fotografia 3.1. Elektroniczna stacja odpasowa dla loch luźnych i prośnych (fot. J. Walczak)

elektroniczne stacje paszowe (EFS – Electronic Feeding Station) (fot. 3.1), choć jak dotąd ciągle dość drogie, jednak w dużym stopniu obniżają pracochłonność związaną z zadawaniem paszy oraz pozwalają na bardzo precyzyjne, indywidualne żywienie. Niestety, nie gwarantują one tego, że sama pasza jest odpowiednio zbilansowana i posiada wystarczającą strawność, aby uznać takie rozwiązanie za redukujące emisję amoniaku. Najnowszym rozwiązaniem jest wykorzystanie EFS do żywienia tuczników. W tym przypadku komputer sterujący dobiera dawkę indywidualnie w zależności od wagi ciała, inną każdego dnia, wykorzystując również pasze różniące się koncentracją białka. Opisana technologia jest rodzajem permanentnego żywienia wielofazowego, o najwyższej precyzji i jako

taka uznana jest za żywieniową metodę redukcji amoniaku. Produkt komercyjny jest jednak na etapie prób technicznych i na tym nowym rozwiązaniem, że nie zostało ujęte w znowelizowanym BAT. Podobnym, choć znacznie bardziej uproszczonym i sprawdzonym rozwiązaniem są samoważące bramki selekcyjne, przeznaczone do żywienia warchlaków i tuczników z wykorzystaniem autokarmników. Takie rozwiązania realizują rozdział tuczników pod względem masy ciała do jednego z dwóch sektorów żywienia z bogatszą lub uboższą paszą. Jako rozwiązanie techniczne mogą one jedynie automatyzować żywienie wielofazowe, gdyż do pełnego efektu redukcji rozpraszania potrzebne jest jeszcze użycie co najmniej 3 różnych pasz na etap odchowu (warchlaki, tuczniaki).

Zastosowanie obniżonego poziomu białka w żywieniu świń

Żywienie świń oparte jest ściśle na ich potrzebach, wyliczonych na zapotrzebowanie zarówno bytowe, jak i produkcyjne. Bilans uzupełnia się o wyszczególnienie aminokwasów egzogennych. Przyjmując ograniczoną strawność poszczególnych pasz, tak pod względem energii, jak i białka w składzie poszczególnych mieszanek paszowych, zwyczajowo w praktyce składowe bilansu pozostają w nadmiarze, który sięgać może nawet 20–30% zapotrzebowania świń. Rezerwa ta wynika z braku dokładnej informacji o koncentracji składników w posiadanych w gospodarstwie paszach. Jest to swoiste zabezpieczenie przed ewentualnym brakiem zbilansowania dawki.

Opisywana metoda polega na obniżeniu poziomu białka ogólnego w paszy, przy jednoczesnym pokryciu potrzeb białkowych świń w każdej grupie technologicznej. Nie ma zatem mowy o ewentualnych spadkach

produkcyjności. Zalecaną koncentrację białka w dawce dla poszczególnych grup technologicznych świń dla tej metody zilustrowano tab. 3.3. W praktyce precyzyjne bilansowanie i obniżenie koncentracji białka w paszy wymaga zmiany składu paszy i jej strawności. W kompozycji dawki powinno się uwzględnić materiały paszowe o wyższej dostępności i strawności białka oraz lepiej dostosowanej proporcji i koncentracji aminokwasów egzogennych (tab. 3.4). Taki sposób bilansowania znacząco rozbudowuje liczbę wykorzystywanych materiałów paszowych w mieszance. W praktyce zabieg taki może być technicznie trudny do wykonania ze względu na ograniczony dostęp do odpowiednich komponentów. Zawartość białka w dawce może też być zmniejszona, jeśli podaż aminokwasów jest zoptymalizowana poprzez dodanie syntetycznych aminokwasów (np. lizyny, metioniny, treoniny, argininy, tryptofanu). W odróżnieniu od tych zawartych w materiałach paszowych, ich strawność bliska jest 100%. Bez większych problemów

Tabela 3.3. Zalecana koncentracja białka w paszy dla świń, obniżająca emisję amoniaku (UNECE, 2015)

Grupa technologiczna	Masa ciała (kg)	Koncentracja białka (%)
Prosięta	poniżej 10	19–21
Warchlaki	10–20	17–19
	25–30	15–17
Tuczniki	30–50	15–17
	50–110	14–15
	powyżej 110	11–12* 13–15
Lochy prośne	-	13–15
Lochy karmiące	-	15–17

* Z użyciem aminokwasów syntetycznych.

Tabela 3.4. Strawność jelitowa azotu i aminokwasów w wybranych materiałach paszowych (%)
(opracowanie własne)

Materiał paszowy	Azot (N)	Aminokwasy				
		Lys	Met	Cys	Thr	Trp
Jęczmień	73	70	80	71	66	73
Kukurydza	70	56	82	70	62	48
Pszenica	82	74	86	80	72	78
Groch	74	83	74	63	69	67
Śruta sojowa	81	86	86	76	79	83
Śruta słonecznikowa	75	74	86	72	72	79

technicznych metodą tą można uzyskać redukcję białka o 2–3% w paszy (relatywnie 10–15% do poziomu wyjściowego), w zależności od kategorii produkcji trzody chlewnej i aktualnego poziomu żywienia. Wykazano, że spadek o 1% białka w diecie świń powoduje o 10% niższą całkowitą zawartość azotu amonowego (TAN) w gnojowicy ściśniętej i 10% niższą emisję NH_3 . W różnych krajach wartości te szacuje się na zmiennym poziomie. Przykładowo IIASA (2012) wycenia tu maksymalną redukcję emisji na 20%, przy zalecanych najniższych koncentracjach białka tzw. wysokiej efektywności metody.

Substytucja materiałów paszowych na te o wysokiej strawności i jakości białka mimo wyższego skomplikowania skutkuje

obniżeniem kosztów żywienia świń. Mimo że metoda wprowadza dodatkowe komponenty pasz, to jednak żywienie okazuje się tańsze ze względu na wyższy współczynnik wykorzystania paszy na jednostkę produktu. Może to być postrzegane przez zainteresowanych hodowców jako sposób redukcji kosztów produkcji. Koszt krańcowy wyceniany jest nawet na $-4,4$ zł/ 1kg zredukowanej emisji NH_3 , w zależności od grupy technologicznej (tab. 3.5). Niestety, wzrasta on wraz z poziomem redukcji białka w paszy. Opisywana metoda wypełnia wymagania BAT (2017), które muszą być wprowadzone w chlewniach zobligowanych do posiadania pozwolenia zintegrowanego. Dużo trudniej będzie wprowadzić ją w małych i średnich obiektach hodowlanych.

Tabela 3.5. Efektywność redukcji koncentracji białka surowego w paszy dla świń
(UNECE, 2015)

Grupa technologiczna	Ilość zredukowanego NH_3 (kg/szt./okres)	Koszt jednostkowy zredukowanego NH_3 (zł/kg)
Warchlaki	1,64	-4,42
Tuczniaki	2,73	-2,61
Lochy	5,47	-1,19

Zastosowanie żywienia wielofazowego w chowie świń

Zbilansowanie diety do zapotrzebowania w różnych fazach wzrostu zwierzęcia jest podstawą uzyskania zamierzonych efektów produkcyjnych i hodowlanych. Stąd powszechną praktyką jest przewymiarowanie koncentracji, szczególnie białka w paszy. Z punktu widzenia produkcji takie postępowanie zwiększa tylko koszty żywienia, ewentualnie odtuszczenie tusz. Jednak dla środowiska taki nadmiar wydalonego biogenu stanowi istotne zagrożenie. Żywienie wielofazowe ma za zadanie zapobieżenie takim praktykom, poprzez dokładne zbilansowanie azotu do fizjologicznych możliwości jego pobrania przez organizm zwierzęcia w postaci zwielokrotnienia stosowanych dawek pokarmowych. Wprowadzenie 3 lub 4 typów pasz o zróżnicowanej koncentracji białka w miejsce zwyczajowych 2 rodzajów dla danej grupy technologicznej świń redukuje ilość wydzielanego azotu, a tym samym emisję amoniaku, przy zachowaniu poziomu produktywności i obniżeniu kosztów żywienia. Standardowy system żywienia warchlaków oparty jest na jednej dawce żywieniowej zbilansowanej na poziomie 13 MJ energii metabolicznej

(EM) i 180 g zawartości białka ogólnego (BO). W celu redukcji emisji amoniaku do atmosfery zaleca się w żywieniu tej grupy, zastosowanie dwóch rodzajów pasz o odmiennym poziomie białka i energii. Dla wcześniejszego odsadzania (21 dzień życia) lub odchowu do wyższej masy ciała powinny to być nawet trzy rodzaje pasz.

W żywieniu dwufazowym warchlaków obniżenie poziomu białka ogólnego do 175 g powinno mieć miejsce w początkowym okresie odchowu, gdy zwierzęta osiągają masę ciała od 10 do 20 kg. Natomiast przy masie ciała od 20 do 30 kg warchlaki będą żywione standardową mieszanką. Obniżenie poziomu białka w pierwszej fazie wzrostu warchlaków, tuż po odsadzeniu, jest też zabiegiem profilaktycznym, zmniejszającym ryzyko zachorowań.

Identyczna zasada metody obowiązuje w przypadku tuczników, a zalecane poziomy białka i energii zilustrowano w tabeli 3.6. W trakcie wzrostu świń zapotrzebowanie na białko ulega stopniowo obniżeniu, tak jak obniża się tempo ich wzrostu, w tym odkładanie białka w tkankach. Stosowane obecnie w tuczu paszowe mieszanki przemysłowe niezbyt precyzyjnie oddają ten stan, zawierając zbyt wysokie koncentracje białka.

Tabela 3.6. Porównanie żywienia klasycznego i wielofazowego tuczników pod względem EM i BO paszy (opracowanie własne)

Wyszczególnienie	Jednostka	Żywienie 1-fazowe	Żywienie 2-fazowe		Żywienie 3-fazowe		
Dni tuczu	dni	119	49	70	49	28	42
EM	MJ/kg	13,01	12,95	13,05	12,96	12,98	13,03
BO	%	16,4	18,1	14,8	18,1	15,3	13,3

Klasycznie wykorzystywane są tu 2 poziomy w zależności od typu paszy (starter, finisher). Jako metodę redukcji zalecić należy dla tuczników wykorzystanie 3 rodzajów pasz.

Opisywana metoda jest zbieżna z wymogami BAT (2017) w gospodarstwach korzystających z pozwoleń zintegrowanych. Stosowanie żywienia wielofazowego nie wymaga specjalnych rozwiązań i odbywa się tak jak żywienie klasyczne. Dużo w tej mierze zależy od stosowanej technologii. Możliwe jest także rozdzielanie świń utrzymywanych grupowo, przez odpowiednie stacje ważące, do odpowiednich stref odpasu z paszami o różnym składzie. Lżejsze tuczniki kierowane są przez stację do strefy z paszą o wyższej koncentracji białka i energii, cięższe do strefy z uboższą mieszanką.

Efekt wprowadzenia żywienia wielofazowego szacowany jest na 15% redukcji emisji NH_3 dla żywienia 2-fazowego warchlaków i 25% dla żywienia 3-fazowego tuczników. Niezależnie od skali i koncentracji produkcji żywienie wielofazowe można skutecznie wdrażać w dużych i małych gospodarstwach trzodziarskich.

Wykorzystanie dodatków paszowych

Dodatki paszowe to substancje wprowadzone do paszy poza zwykłym bilansowaniem. Mogą one modyfikować procesy przyswajania lub wpływać na sam organizm, który pobiera paszę. W aspekcie redukcji wydalania azotu stosuje się dodatki syntetycznych enzymów proteolitycznych, rozkładających zazwyczaj

niedostępne połączenia organiczne związków białkowych. Taka metoda redukuje koszty żywienia świń średnio o 0,6 zł/kg paszy/szt. oraz emisję amoniaku o 10%. Pasza jest wtedy droższa, ale jej zużycie jest mniejsze. Możliwe jest też w tym przypadku uzyskanie wyższych przyrostów i skrócenie długości tuczu. Użycie proteazy spełnia przy tym wymogi BAT odnośnie do poprawy strawności i redukcji emisji. Nieco inne działanie mają niektóre kwasy organiczne (np. benzoesowy, laurynowy). Wykorzystywane jako dodatek paszowy obniżają one pH odchodów, redukując efektywność działania ureazy i przez to emisję amoniaku. Metoda ta nie jest jednak uznanym sposobem redukcji rozpraszania związków azotu. Podobnie jest w przypadku saponin, które z pewnością korzystnie wpływają na mikroflorę, ograniczając fermentację białek w jelicie grubym, ale wnikać do organizmu zwierząt monogastycznych, modyfikują nie tylko metabolizm białek, ale i przyswajalność węglowodanów.

Żywnienie drobiu

Na przestrzeni ostatnich 70 lat przeciętna ilość jaj pozyskiwanych rocznie od kury wzrosła o 380%. Podobna poprawa produktywności nastąpiła w przypadku kurcząt rzeźnych, które obecnie, przy intensywnym użytkowaniu, w 39.–40. dniu życia osiągają masę około 2,5 kg, co stanowi 400% normy z lat 50. Ten jakościowy przeskok był możliwy na skutek intensywnej pracy hodowlanej i dynamicznego wzrostu genetycznego potencjału



Fotografia 3.2. System podłogowy dla kur niosek z podrusztowym przenośnikiem pomiotu i wydzielonymi gniazdami (fot. J. Walczak)

produkcyjnego ptaków, za którym podążyły zmiany w żywieniu i jakości poszczególnych materiałów paszowych. Potrzeby pokarmowe ptaków, podobnie jak i innych monogastycznych zwierząt gospodarskich, zależą od: rasy, kierunku użytkowości (nieśny, reprodukcyjny, rzeźny), masy ciała/wieku kur, fazy wzrostu/nieśności, systemu utrzymania/warunków środowiskowych (tab. 3.7 i 3.8). Podobnie jak u świń, w bilansowaniu dawki pokarmowej niezbędne jest uwzględnienie potrzeb w zakresie poziomu energii metabolicznej, białka ogólnego, włókna surowego, składników mineralnych i aminokwasów. W okresie nieśności (fot. 3.2) szczególnie ważne jest pokrycie wysokiego zapotrzebowania na wapń. Organizm ptaka może syntetyzować tylko niektóre aminokwasy, pozostałe (tzw. egzogenne), takie jak

lizyna, metionina, treonina, arginina, leucyna, izoleucyna, fenyloalanina, tryptofan i walina muszą być dostarczane wraz z pożywieniem. Największe znaczenie mają pierwsze trzy wymienione. Niedobór lizyny, np. w białku zbóż, powoduje upośledzenie wzrostu, spadek nieśności, problemy z rozrodem i otłuszczenie tuszek. Niedobory metioniny prowadzą do zmian degeneracyjnych w wątrobie i nerkach, spadku nieśności i zmniejszenia jaj, problemów z upierzeniem. Dlatego tak trudno jest w żywieniu drobiu zastąpić soję. Jej białko nie dość, że jest łatwo przyswajalne (ok. 35–40% BO), to jego skład aminokwasowy podobny jest do składu białka jaja kurzego. Jeszcze lepszymi właściwościami cechuje się poekstrakcyjna śruta sojowa, bo 45–55% koncentracją białka oraz wysoką zawartością lizyny i tryptofanu.

Drugim ważnym krajowym materiałem paszowym jest rzepak. Nasiona rzepaku zawierają ok. 38% B0, bogatego w metioninę i cysteinę, których poziom w białku sojowym jest niewystarczający. Ze względu na cenę na uwagę zasługuje szczególnie poekstrakcyjna śruta rzepakowa, której udział w dawce może wynosić 5–10%. Innym materiałem paszowym o dużym potencjale do wykorzystania w pokryciu potrzeb białkowych drobiu jest DDGS. Suszony wywar gorzelniany, bo o nim tu mowa, jest ubocznym produktem paszowym, pozyskiwanym w trakcie produkcji alkoholu etylowego (etanolu), zawierającym 25–35% łatwo przyswajalnego białka. Jego udział w dawce pokarmowej może sięgać nawet 20% w przypadku brojlerów. W chowie drobiu potencjał redukcji rozpraszania N na drodze żywieniowej jest stosunkowo bardziej ograniczony niż w przypadku sów, ponieważ obecnie w zwykłej praktyce stosuje się tu zarówno aminokwasy syntetyczne, jak i enzymy. Mają one zadanie poprawy zbilansowania dawki pod kątem zawartości aminokwasów syntetycznych oraz poprawę strawności fosforu. Możliwe zatem jest szersze wykorzystanie aminokwasów syntetycznych w kontekście bilansowania całości potrzeb białkowych drobiu.

Zastosowanie obniżonego poziomu białka

W żywieniu drobiu można uzyskać redukcję B0 na poziomie 1–2% w zależności od gatunku i kierunku użytkowania. Docelowy poziom redukcji koncentracji białka w diecie podano w tab. 3.9. Wartości w tabeli są orientacyjnymi poziomami

docelowymi, które mogą wymagać dostosowania do warunków lokalnych lub rasy/hybrydy. Podobnie jak u sów, metoda ta polega na generalnym obniżeniu poziomu białka ogólnego w paszy, przy jednoczesnym całkowitym pokryciu potrzeb żywieniowych drobiu każdej grupy technologicznej, zwłaszcza pod kątem profilu aminokwasów egzogennych. W praktyce precyzyjne bilansowanie i obniżenie koncentracji białka w paszy wymaga zmiany składu paszy (alternatywne materiały), poszerzenia składu dawki, ale również jej strawności. Do precyzyjnego bilansowania dawki na poziom N zazwyczaj używa się dodatku aminokwasów syntetycznych. Mogą one występować w formie D i L, przy czym organizm ptaków jest w stanie wykorzystać tylko formę L. Taka pasza jest oczywiście droższa, ale jej zużycie jest mniejsze, co w dużym stopniu kompensuje wzrost kosztów żywienia. Wyższa jest tu też produktywność drobiu.

U zwierząt monogastrycznych, a więc także u ptaków, zapotrzebowanie na białko jest w istocie zapotrzebowaniem na aminokwasy. W tym kontekście coraz większego praktycznego znaczenia nabiera znajomość strawności poszczególnych aminokwasów zawartych w materiałach paszowych.

Stąd w metodzie tej konieczne jest bilansowanie receptur mieszanek paszowych z zastosowaniem koncepcji aminokwasów strawnych, których zawartość oblicza się, wykorzystując tabelaryczne współczynniki strawności dla poszczególnych materiałów paszowych. Badania wskazują, że obniżenie zawartości białka w paszy dla drobiu o 1% zmniejsza emisję amoniaku w zakresie 5–10%. Ze względu na dużą skalę

i koncentrację krajowej produkcji drobiarskiej, którą pokrywają zalecenia BAT, opisywana metoda mieszcząca się właśnie w jego zaleceniach może być wykorzystana w 100% obiektów

hodowlanych. Na podkreślenie zasługuje fakt, że w niektórych przypadkach zalecenia krajowych norm żywienia pokrywają się z górnymi przedziałami zaleceń redukcyjnych (tab. 3.7–3.9).

Tabela 3.7. Zapotrzebowanie pokarmowe kur niosek
(Normy Żywienia Drobiu, 2005)

Składnik	Kury lekkie, poniżej 85%	Kury lekkie, powyżej 85%
Energia metaboliczna (MJ)	11,3–11,50	11,5–11,70
Białko ogólne (%)	16,0–17,00	16,5–17,50
Włókno surowe (%)	do 4,50	do 4,00
Metionina (%)	0,34	0,35
Lizyna (%)	0,78	0,80
Wapń (%)	3,50	3,60
Fosfor nieorganiczny (%)	0,36	0,37

Tabela 3.8. Zapotrzebowanie bytowe kurcząt rzeźnych
(Normy Żywienia Drobiu, 2005)

Składnik	I okres odchowu (starter)	II okres odchowu (grower)	III okres odchowu (finiszer)
Energia metaboliczna	12,5–13,20	13,0–13,40	13,2–13,60
Białko ogólne (%)	22,0–23,00	20,0–21,00	19,0–20,00
Włókno surowe (%)	do 3,50	do 4,00	do 4,00
Metionina (%)	0,55–0,58	0,52–0,54	0,43–0,45
Lizyna (%)	1,20–1,28	1,15–1,20	0,71–0,75
Wapń (%)	0,94–0,97	0,92–0,94	0,85–0,94
Fosfor nieorganiczny (%)	0,43–0,45	0,40–0,41	0,38–0,39

Tabela 3.9. Zalecana koncentracja białka w paszy dla drobiu, obniżająca emisję amoniaku
(UNECE, 2015)

Grupa technologiczna	Okres życia	Koncentracja białka (%)
Brojlery	starter	20–22
	grower	19–21
	finisher	18–20
Nioski	18–40 tydzień	15,5–16,5
	powyżej 40 tygodnia	14,5–15,5
Indyki	poniżej 4 tygodnia	24–27
	5–8 tydzień	22–24
	9–12 tydzień	19–21
	13–16 tydzień	16–19
	powyżej 16 tygodnia	14–17

Może to sugerować, przy całym postępie technologicznym krajowej produkcji, samodoskonalenie się jej do wymogów jedynie poprzez konieczność redukcji kosztów produkcji. Koszt krańcowy metody szacowany jest na 1,5–1,7 zł/1 kg zredukowanej emisji NH_3 .

Zastosowanie żywienia wielofazowego w odchowie brojlerów

Dopasowanie diety do zapotrzebowania w różnych fazach wzrostu drobiu redukuje ilość wydzielanego azotu, a tym samym i emisję amoniaku, przy zachowaniu efektywności produkcji na odpowiednim poziomie. W trakcie wzrostu ptaków zapotrzebowanie na białko ulega stopniowo obniżeniu, tak jak obniża się samo tempo ich wzrostu, w tym odkładanie białka w tkankach. Aktualnie w żywieniu drobiu rzeźnego stosowane jest powszechnie żywienie 3-fazowe. Zostało ono wprowadzone w sposób samoistny dla obniżenia kosztów żywienia i poprawy opłacalności produkcji. Dlatego oczekiwać należy, że wprowadzenie dodatkowych rodzajów pasz przyniesie nie tylko obniżenie emisji, ale również kosztów produkcji. Jako metodę redukcji zalecić należy wprowadzenie 4–5-fazowego żywienia brojlerów kurzych, 4–6-fazowego żywienia brojlerów indyckich i 3-fazowego żywienia kaczek oraz gęsi.

W aktualnie obowiązujących Normach Żywienia Drobiu (2005) nie uwzględniono w odpowiednio szerokim zakresie wielofazowego żywienia kur, zalecając między innymi

stosowanie jedynie trzech typów mieszanek paszowych w trakcie odchovu kurcząt rzeźnych (starter, grower, finisz). Opisywana metoda jest zbieżna z wymogami BAT dla gospodarstw korzystających z pozwoleń zintegrowanych. Koszt krańcowy metody szacowany jest na –1,9 do –0,7 zł/1 kg zredukowanej emisji NH_3 .

Dodatki paszowe

Istotne znaczenie w redukcji rozpraszania azotu z chowu drobiu mają dodatki o działaniu zwiększającym strawność białkowych połączeń organicznych. Skuteczne w tym zakresie są niektóre egzogenne enzymy pochodzenia mikrobiologicznego, przede wszystkim proteazy. W ofercie rynkowej znajduje się ich szeroki wybór. Należy jednak pamiętać, że praktyczne efekty tych enzymów paszowych mogą być zmienne i zależą od wielu czynników. Ich wykorzystanie redukuje emisję amoniaku o 5–10%. Jest to również metoda klasyfikowana jako BAT i zalecana do obiektów z pozwoleniami zintegrowanymi.

Żywnienie bydła

W odróżnieniu od monogastrycznych zwierząt gospodarskich bydło należące do przeżuwaczy posiada znacznie bardziej skomplikowany sposób trawienia białka. Jego bilansowanie przeprowadza się w oparciu o tzw. białko właściwe, rzeczywiście trawione w jelicie cienkim (BTJ). Każdej paszy

przypisane są tu dwie wartości BTJN i BTJE. Pierwsze z nich to białko trawione w jelicie, będące sumą strawnego białka paszy nieulegającego rozkładowi w żwaczu (BTJP) oraz strawnego białka mikroorganizmów żwacza, syntetyzowanego z ilości azotu dostępnego w danej paszy (BTJMN). Nierozłożone przez mikroorganizmy białko paszy dociera do jelita cienkiego, gdzie następuje albo jego enzymatyczne trawienie i wchłanianie (ok. 80%), albo przechodzi ono dalej i jest wydalane (ok. 20% białka niestrawionego). BTJP rozkładane jest w żwaczu na amoniak, peptydy i aminokwasy, które wykorzystywane są przez mikroorganizmy do własnych celów odżywczych. W bilansowaniu dawki pokarmowej dąży się do stanu, gdzie $BTJN = BTJE$. Białko mikrobiologiczne jest przy tym najcenniejsze z białek, dlatego

też w żywieniu bydła bardzo ważne jest stworzenie dobrych warunków fermentacji w żwaczu. U zwierząt o wyższej wydajności, pobierających więcej paszy, treść żwacza opuszcza go znacznie szybciej. Mikroorganizmy mają mniej czasu na rozkład białka i większa jego część nie ulega degradacji w żwaczu.

Zastosowanie obniżonego poziomu białka

Ze względu na emisję amoniaku średnia zawartość białka ogólnego w dawce pokarmowej bydła mlecznego nie powinna przekraczać 15–16% s.m., a dla starszego nawet 12% (tab. 3.10). Należy jednak zawsze pamiętać, aby równoważyć stosunek białka do energii, gdyż popełnione tu błędy grożą chorobami metabolicznymi.

Fotografia 3.3. Samosterujący robot do sporządzania i zadawania paszy w żywieniu TMR
(fot. J. Walczak)



Tabela 3.10. Orientacyjny poziom białka ogólnego dla przeżuwaczy o standardowej zawartości 88% s.m. (UNECE, 2015)

Grupa technologiczna	Faza produkcji	Poziom białka surowego (%)
Krowy mleczne	początek laktacji	15–16
	koniec laktacji	12–14
Jałówki	–	12–13
Opasy	cielęta	17–19
	do 3 msc	15–16
	3–6 msc	13–14
	powyżej 6 msc	12

Metoda zasadniczo zalecana jest dla stad bydła mlecznego, niepraktykujących pastwiskowania o wydajności powyżej 7000 kg mleka/laktację. Do jej realizacji doskonale nadawać będą się zarówno żywienie TMR, jak i PMR, jako precyzyjne sposoby oparte na zbilansowanych schematach żywienia. Stwierdzenie to odnosi się również do intensywnego opasu bydła mięsnego, realizowanego bez udziału pastwiska.

Przewidywany efekt wdrożenia metody skutkuje obniżeniem emisji NH_3 o 20%. Uwzględniając powyższe zalecenia, wnioskować można, że z metody skorzystać mogą gospodarstwa położone na obszarach nizinnych z bazą paszową wykorzystującą głównie grunty orne. Zalecana metoda obejmuje jedynie organizację żywienia bydła, stąd jej efekt wyceniany jest na 0,0 zł/1 kg zredukowanej emisji NH_3 .

Wydłużenie czasu pastwiskowania

W wielu krajach produkcja bydła opiera się w pełni lub częściowo na użytkach zielonych. Także w Polsce duża część średnich i małych

gospodarstw rodzinnych w ten sposób realizuje produkcję mleka i opas bydła (fot. 3.4). W takich systemach bogata w białko trawa i jej produkty pochodne stanowią znaczną część diety, a osiągnięcie wartości docelowych BO z tab. 3.10 może być trudne. Zawartość BO w świeżej trawie mieści się w przedziale 18–20% przy 2000–2500 kg s.m./ha). Wartość ta wzrasta z udziałem w runi pastwiskowej roślin bobowatych. Z kolei zawartość BO w sianokiszonce sięga 16–18%, a w sianie 12–15%. Dla porównania w kiszonce z kukurydzy mieści się ona w przedziale tylko 7–8%. Stąd, jak widać, żywienie oparte na TUZ potencjalnie grozi nadwyżką białka. Jednak odchody wydalone przez wypasane zwierzęta szybko ulegają przesuszeniu, a mocz natychmiast wchłaniany jest do gleby, co zapobiega emisji NH_3 . Dlatego całkowita emisja NH_3 przypadająca na sztukę jest w sumie mniejsza dla zwierząt wypasanych niż dla tych, które przebywają w oborze, produkując nawozy naturalne, wymagające składowania i aplikacji.

Opisywana metoda polega na zwiększeniu dziennego czasu pastwiskowania z przyjętych w metodyce EMEP/EEA 4 godzin dziennie

do 8, 12, a nawet 24 godzin (tab. 3.11). Dodatkowo, na skutek zachodzących zmian klimatu, w praktyce także w naszym kraju możliwa jest realizacja wypasu przez 210 dni w roku. W Polsce na dobrych pastwiskach uzyskuje się przeciętnie 4 do 5 odrostów. Tylko na wyjątkowo dobrych pastwiskach część kwater bywa spaszana 6-krotnie. Szacuje się, że metoda ogranicza emisję amoniaku o ok. 20%. Przyjmuje się, że przy właściwej organizacji wypasu wykorzystanie zielonki na pastwisku wynosi 80–85%. Możliwość zwiększenia udziału wypasu jest często ograniczona samą powierzchnią posiadanych TUZ, typem gleby, topografią, rozmiarem i strukturą gospodarstwa (odległości), warunkami klimatycznymi itp.

Żywienie krów produkujących dziennie do 20 kg mleka w oparciu o pastwisko bardzo dobrej jakości nie wymaga dokarmiania paszami treściwymi. Ich dodatek jest wskazany w przypadku braku możliwości pokrycia potrzeb bytowych z samego pastwiska, bądź to z racji niskiej jego wydajności lub ograniczonej powierzchni. Dodatek energetycznych pasz treściwych i objętościowych niezbędny jest tu przede wszystkim dla krów o wydajności powyżej 18 l/dzień. Dawka paszy treściwej w okresie pastwiskowym nie powinna jednak przekraczać 6 kg, gdyż powyżej tej ilości krowy ograniczają pobieranie runi pastwiskowej.

Omawiana metoda może być i jest powszechnie stosowana w hodowli bydła

Fotografia 3.4. Wydłużony do 210 dni w roku czas pastwiskowania bydła (fot. J. Walczak)



Tabela 3.11. Wielkość redukcji emisji amoniaku przy wydłużonym czasie pastwiskowania
(opracowanie własne)

Zmiana metody pastwiskowania	Ilość zredukowanego NH ₃ (kg/szt./okres)
4 na 8 godzin/dzień – 170 dni	1,41
8 na 12 godzin/dzień – 170 dni	1,41
170 dni na 210 dni	6,11
4 na 8 godzin/dzień – 210 dni	1,75
8 na 12 godzin/dzień – 210 dni	1,75

mięsnego, głównie z racji przestanków ekonomicznych, w tym niskiej krajowej ceny żywca wołowego. W dużych stadach bydło mięsne najczęściej pozostaje na pastwisku przez cały sezon i pełną dobę, co najwyżej w nocy korzystając z wiat albo zadaszeń. W mniejszych gospodarstwach spędza się jednak zwierzęta na noc do obór. Ochronę przed niekorzystnymi warunkami, w tym nasłonecznieniem i stresem termicznym wysokiej temperatury, winny mieć również krowy mleczne. Dłuższe przebywanie na pastwisku w okresie letnim może skutkować spadkiem produktywności oraz niekorzystnymi zmianami składu mleka, powodowanymi stresem termicznym wysokiej temperatury. Zgodnie z obowiązującymi przepisami w zupełności wystarczające są w tym względzie zadrzewienia i zakrzaczenia występujące na pastwisku. Niezbędne jest tu również zapewnienie stałego dostępu zwierząt do wody. Średnio dla obszaru UE-28 wydłużenie pastwiskowania nawet do 12 i 22 godzin wyceniane jest w zakresie kosztów na 0 €/1 kg zredukowanej emisji NH₃. Dla warunków krajowych koszt marginalny waha się w przedziale 11,05–0 zł/1 kg zredukowanej emisji NH₃.

Zastosowanie białka chronionego

Metoda wykorzystuje opisane na wstępie zależności w trawieniu żwaczowym i jelitowym przeżuwaczy i skierowana jest do stad mlecznych z żywieniem opartym na TMR i PMR, czyli bez pastwiskowania lub z silnie ograniczonym pastwiskowaniem. Udział białka nieulegającego degradacji w żwaczu w puli białka ogólnego powinien wynosić 35–40%. Im większa jest produkcja mleka od krowy, tym trudniej pokryć potrzeby białkowe białkiem mikrobiologicznym syntetyzowanym w żwaczu. W praktyce braki te pokrywane są poprzez dodanie do składu dawki białka w formie chronionej przed rozkładem w żwaczu (białko *by-pass*). W tym celu stosowane są wysokobiałkowe pasze treściwe, poddane odpowiednim procesom technologicznym, takim jak oddziaływanie temperaturą i ciśnieniem i otoczkowanie naturalną ksylozą. Ekspandowanie polega na krótkotrwałym podgrzewaniu paszy parą wodną o temp. 130–140°C pod ciśnieniem 35–45 barów. Przykładowo zboża zawierające 10–15% białka nierozkładalnego w żwaczu po ekspandowaniu zwiększają jego koncentrację

na 20–25%. W przypadku rzepaku uzyskuje się nawet wzrost koncentracji do 65% białka. Do pasz zawierających białko chronione zaliczamy ekstrudowane i ekspandowane formy poekstrakcyjnej śruty sojowej, rzepakowej i makuchu rzepakowego, ekstrudowaną śrutę słonecznikową, suszony wywar gorzelniany (DDGS), suszone młóto browarniane. Zadaniem białka chronionego jest zwiększenie puli aminokwasów egzogennych wchłanianych w jelicie cienkim krów. Dlatego białko chronione winno dostarczać takie aminokwasy, które w połączeniu z białkiem mikrobiologicznym w odpowiednich proporcjach najlepiej odpowiadają zapotrzebowaniu pokarmowemu krów. Wymaga to bardzo dokładnego zbilansowania dawek pokarmowych oraz monitorowania ich składu z każdym zmieniającym się komponentem paszowym. Ekspandowanie pasz poprawia również ich smakowitość, co zwiększa pobranie suchej masy. Precyzyjne żywienie bydła mlecznego z zastosowaniem systemów TMR i PMR oraz białka chronionego ogranicza emisję NH_3 na poziomie aż 25%, co odpowiada 4,6 kg NH_3 /szt./rok. Zalecana metoda obejmuje zakup dodatkowej paszy, który jednak powoduje wzrost wydajności mlecznej. Stąd jej efekt wyceniany jest na od -180 do -42 zł/1 kg zredukowanej emisji NH_3 .

Żywnienie wielofazowe bydła

Idea oddziaływania żywienia wielofazowego w chowie przeżuwaczy nie różni się od tej dla świń czy drobiu. Obejmuje ona dostosowanie spożycia składników odżywczych w celu

dopasowania do zwierzęcia w czasie zmieniających się jego potrzeb pokarmowych i możliwości zagospodarowania dostępnego białka. Jeśli koncentracja białka nie jest progresywnie zmniejszana w odniesieniu do ograniczania wzrostu i wydajności wraz z wiekiem zwierząt, to potencjalnie więcej azotu i amoniaku będzie rozpraszane do środowiska. Żywnienie wielofazowe to strategia zarządzania żywieniem, w której komponenty dawki oraz jej skład chemiczny zmieniają się z czasem, tak aby jej skład ściśle i precyzyjnie pokrywał aktualne zapotrzebowanie pokarmowe zwierząt w określonych fazach cyklu produkcyjnego.

Żywnienie wielofazowe dla bydła mlecznego realizuje się w taki sposób, że zawartość BO w dawce stopniowo zmniejsza się z 16% s.m. przed porodem i we wczesnej laktacji do poniżej 14% w późnej laktacji i głównej części okresu zasuszania. Dla bydła mięsnego zawartość BO stopniowo zmniejsza się z 16 do 12%.

Metoda ta pozwala na ograniczenie emisji amoniaku do 10% i skierowana jest do dużych stad z intensywnym żywieniem paszami treściwymi, bez udziału pastwiskowania. Może być przy tym określana jako najlepsza dostępna technika (IIASA, 2012; UNECE, 2015), mimo że BAT nie obejmuje chowu bydła. Bezpośrednie koszty żywienia wielofazowego są wysoce zależne od kosztów poszczególnych komponentów paszowych, tempa przyrostu zwierząt, wagi początkowej i końcowej bydła oraz genetycznych predyspozycji do efektywnego wykorzystania składników dawki pokarmowej przez zwierzę. Jej efekt wyceniany jest na od -8,6 do -2,0 zł/1kg zredukowanej emisji NH_3 .

Zastosowanie dodatków paszowych

Metoda polega na uzupełnieniu dawki pokarmowej specjalistycznymi dodatkami paszowymi zawierającymi w składzie wyciągi, ekstrakty lub hydrolizaty, które w sposób pośredni oddziałują na poprawę przyswajalności białka paszy, zmniejszając emisję amoniaku. Niestety, poza DDGS, który nie jest właściwie dodatkiem, tylko materiałem paszowym, pozostałe związki nie są uznanymi metodami redukcji amoniaku, a ich działanie w tym zakresie potwierdzono na poziomie badań naukowych. W żywieniu bydła nie stosuje się dodatków proteaz, tak jak dla monogastryków, gdyż enzymy te są już one obecne w żwaczu z racji jego zasiedlenia przez mikroflorę. Taki dodatek enzymów proteolityczny wręcz znacząco zwiększa emisję amoniaku.

Innym dodatkiem, dość często wymienianym w publikacjach naukowych, są taniny, będące naturalnymi, roślinnymi związkami fenolowymi. Nie chodzi przy tym o dodawanie do paszy naturalnych materiałów, jak kory drzew czy suszu, a o stosowanie odpowiednich preparatów handlowych o potwierdzonej koncentracji tanin. Związki te wykazują zdolność do wiązania białek żwacza i późniejszego ich uwalniania w jelicie cienkim. Takie specyficznie osłonięte białko ulega tu wchłonięciu do organizmu. Niestety, ze względu na ich gorzki smak pasza z ich dodatkiem jest niechętnie pobierana przez bydło, co właściwie eliminuje je z użycia w większych stężeniach. Taniny oddziałują również na samą mikroflorę żwacza i jelit. Mimo że

ograniczają rozwój mikroflory patogennej oraz pasożytów, to jednak w równym stopniu ograniczają populację gatunków niezbędnych do prawidłowego funkcjonowania. Nic dziwnego, że do tej pory związki te w paszoznawstwie uznawane były za antyżywniowe. Są one przy tym stale obecne w paszach roślinnych, głównie z udziałem z roślin bobowatych, ale również w sianie. Dodawane do paszy mogą jednak ograniczać w wyższych stężeniach emisję amoniaku o 24–56%. Zalecana metoda obejmuje wykorzystanie drogich preparatów, w wysokich stężeniach mogących przez to ograniczyć wydajność mleczną i podnieść koszty żywienia. Dlatego jej efekt wyceniany jest na 3,5–12,6 zł/1 kg zredukowanej emisji NH_3 .

Nieco inne działanie mają saponiny, opisywane już w części poświęconej zwierzętom monogastrycznym. Obok działania bakteriostatycznego posiadają one jeszcze działanie fizyczne w postaci obniżania napięcia powierzchniowego roztworu, co prowadzić może przy wyższych stężeniach do spieniania treści żwacza. Rozwiązaniem tych mankamentów mogłoby być adresowanie saponin bezpośrednio do jelita w postaci chronionej. Jak na razie na rynku dostępne są klasyczne preparaty handlowe. Niektóre badania wykazują korzystne oddziaływanie dodatku saponin, nawet na poziomie 15% redukcji emisji NH_3 .

W końcu odnieść się należy do materiału paszowego, jakim jest DDGS, wspomniany przy kwestiach bilansowania białka dla przeżuwaczy. Materiał ten jest powszechnie stosowany w USA, gdzie przemysł produkcji biopaliw wręcz konkuruje z produkcją zwierzęcą

i paszowym wykorzystaniem zbóż. Robi to przy tym na tyle skutecznie, że DDGS stał się pełnoprawnym materiałem paszowym, znacząco redukującym koszt żywienia bydła, opartego na kiszonce z kukurydzy. To właśnie tamtejsze badania wykazują, że 10% wzrost zawartości DDGS z kukurydzy w dawce pokarmowej w stosunku do zalecanego w normach żywienia zwiększa produkcję obornika o ok. 10%. Nie zmienia się przy tym koncentracja azotu w oborniku. Lecz nawet wtedy na skutek zwiększonej objętości rośnie emisja amoniaku na etapie składowania nawozów naturalnych.

Podsumowanie

Możliwości obniżania emisji amoniaku na drodze żywienia zwierząt gospodarskich wydają się najskuteczniejszym sposobem realizacji

zobowiązań międzynarodowych w tym względzie. Poczynione tu redukcje oddziałują w całej przestrzeni szacowania emisji, także na etapie składowania oraz aplikowania nawozów naturalnych. Oczywiście nie wszystkie z opisanych metod są uznanymi w obszarze UE i ONZ, ale nawet te, które rekomendowano w oficjalnych dokumentach, mogą nie tylko znacząco poprawić jakość powietrza, ale również korzystnie wpłynąć na poprawę opłacalności produkcji zwierzęcej, obniżając jej koszty. Żywnienie zwierząt na poziomie praktyki hodowlanej staje się obecnie w coraz większym stopniu działaniem inżynierskim, wymagającym przygotowania, wiedzy i konsekwencji stosowania. Nieustannie przy tym należy wzbogacać tę wiedzę i wdrażać nowe praktyki, także w kontekście nowych wyzwań, jakimi są niewątpliwie ochrona środowiska i przeciwdziałanie zmianom klimatu.



4. Znaczenie systemów utrzymania zwierząt w redukcji emisji amoniaku

JEDNYM ZE ŹRÓDEŁ emisji amoniaku (NH_3) z rolnictwa są budynki inwentarskie. Zgodnie z najnowszymi danymi Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE) z 2019 r. emisja amoniaku (NH_3), pochodząca od zwierząt gospodarskich z budynków oraz magazynów nawozów naturalnych, stanowi ok. 37,5% emisji tego gazu z rolnictwa w Polsce. Natomiast ok. 38,6% emisji amoniaku z rolnictwa jest związane z aplikacją nawozów naturalnych na polach.

Zachodzące w budynkach inwentarskich procesy powstawania, uwalniania i rozprzestrzeniania się amoniaku (rys. 4.1) związane są z:

- ilością azotu wprowadzanego do budynków przez zwierzęta i paszę,
- wykorzystaniem i zatrzymaniem azotu przez zwierzęta,
- wydalaniem azotu w odchodach,

- procesami przemian azotu w odchodach i powstawaniem amoniaku,
- parametrami mikroklimatycznymi (temperaturą, wilgotnością względną powietrza),
- usuwaniem amoniaku na zewnątrz budynków w strumieniu powietrza wentylacyjnego.

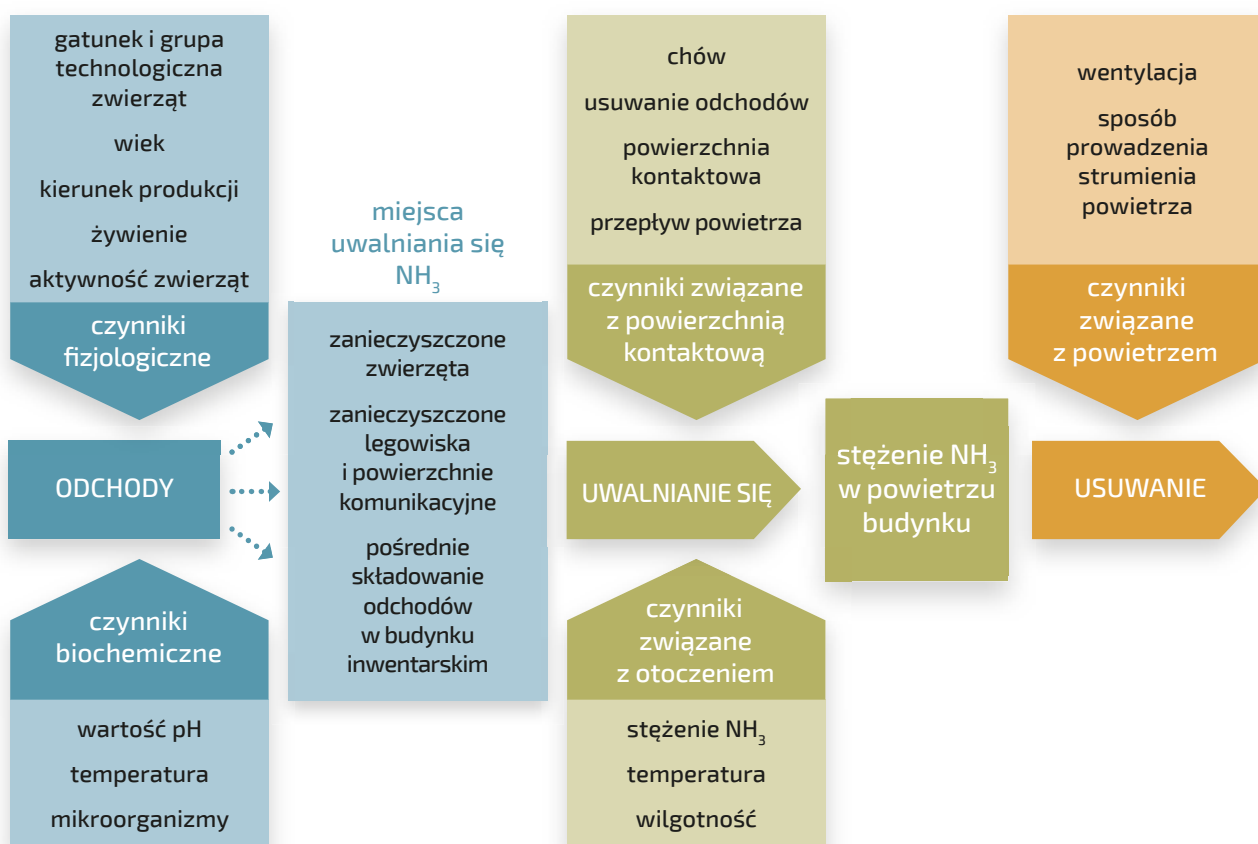
W wyniku procesów przemian azotu zachodzących w odchodach zwierząt powstaje amoniak, który następnie jest uwalniany z miejsc, gdzie znajdują się odchody w budynkach inwentarskich. Są to: podłogi, ściany, wyposażenie budynku i inne, które są zanieczyszczone odchodami, znajdujące się pod podłogą szczelinową zbiorniki do tymczasowego magazynowania gnojowicy w beściótkowych systemach utrzymania, ściółka wymieszana z odchodami, jak również same zwierzęta zanieczyszczone odchodami.

Zasadniczo uwalnianie się amoniaku z odchodów jest tym większe, im większa jest:

- zawartość związków azotu (azotu amonowego) w odchodach,
- wielkość kontaktowej powierzchni odchodów z powietrzem,
- prędkość ruchu powietrza nad powierzchnią z odchodami,
- temperatura obornika lub gnojowicy.

W dalszej części omówiono metody ograniczenia emisji amoniaku z budynków inwentarskich dla trzech głównych gatunków zwierząt gospodarskich, tj. świń, bydła oraz drobiu. Metody te opierają się na wykorzystaniu jednej lub więcej następujących zasad (Kodeks, 2019; UNECE, 2015):

- utrzymywanie wszystkich obszarów wewnątrz i na zewnątrz budynków inwentarskich czystych i suchych,
- ograniczenie powierzchni zanieczyszczonej odchodami,
- szybkie usuwanie odchodów; szybkie rozdzielanie kału i moczu,
- zmniejszenie temperatury i prędkości przepływu powietrza nad powierzchnią z odchodami,
- zmniejszenie pH i temperatury odchodów,
- zmniejszenie wilgotności odchodów (w przypadku pomiotu),
- oczyszczanie powietrza usuwanego z budynków inwentarskich.



Rysunek 4.1. Schemat powstawania, uwalniania i rozprzestrzeniania się amoniaku w budynkach inwentarskich (ITP)

Systemy utrzymania świń

Zgodnie z danymi Głównego Urzędu Statystycznego w latach 2005–2018 pogłowia świń w Polsce wynosiło od 10 865 tys. do 18 881 tys. sztuk. Produkcja trzody chlewnej jest zróżnicowana regionalnie. W 2018 r. liderem było województwo wielkopolskie, w którym utrzymywane było blisko 35% krajowego pogłowia świń. Zgodnie z najnowszymi danymi za rok 2017 emisja amoniaku z utrzymania świń w Polsce wynosiła ok. 30 Gg, a jej udział w całkowitej emisji tego gazu z rolnictwa wynosił 10,3%. Z kolei udział produkcji trzody chlewnej w całkowitej emisji amoniaku z systemów utrzymania zwierząt gospodarskich (budynków inwentarskich i magazynów nawozów naturalnych) wynosił ok. 27,5%. W produkcji świń w Polsce zasadniczo stosuje się dwa systemy utrzymania, których wyodrębnienie jest następstwem wykorzystywania, lub nie, ściółki w chowie zwierząt. Są to systemy ściółkowe oraz bezściółkowe. Można mówić również o systemach mieszanych, stanowiących różne połączenia systemów ściółkowych i bezściółkowych. Przewodzone już od wielu lat badania, również w Instytucie Technologiczno-Przyrodniczym, wskazują, iż pod względem emisji amoniaku mniej emisyjne są systemy bezściółkowe (Jugowar i in., 2015; Rzeźnik i Mielcarek, 2016). Niemniej jednak zarówno przy ściółkowym, jak i bezściółkowym utrzymaniu świń można zastosować różne rozwiązania celem ograniczenia emisji amoniaku.

Podział systemów ściółkowych dokonywany jest ze względu na częstotliwość oraz sposób zadawania ściółki. Wśród tych systemów wyróżnić można: systemy z płytką ściółką, systemy z głęboką ściółką oraz systemy z podłogami samooczyszczającymi się (samospławialnymi). W obliczeniach emisji NH_3 KOBiZE przyjmuje, że 76% pogłowia świń utrzymywane jest właśnie w systemach ściółkowych.

W budynkach z płytką ściółką codziennie jest dostarczany świeży materiał ściółkowy oraz są usuwane odchody. Wykonywanie tych czynności może być zmechanizowane bądź wykonywane ręcznie. W praktyce płytka ściółka to najczęściej stosowane rozwiązanie w polskich chlewniach do utrzymania wszystkich grup technologicznych zwierząt, ale głównie w sektorach porodowych i w odchowalniach warchlaków.

W systemach z głęboką ściółką materiał ściółkowy jest sukcesywnie (co kilka dni) uzupełniany i dostarczany do kojca, a obornik usuwany po zakończonym cyklu produkcyjnym. Zaletą tego rozwiązania jest mniejsza pracochłonność, wynikająca z ograniczenia częstotliwości ścielenia, oraz relatywnie niskie koszty inwestycyjne. Systemy te mogą być stosowane w nowych budynkach, jak i adaptowanych obiektach, które wcześniej nie pełniły funkcji budynków inwentarskich. Głęboka ściółka najczęściej jest stosowana w tuczu oraz przy grupowym utrzymaniu loch. Jednak jej stosowanie wiąże się z dużym zapotrzebowaniem na słomę niezbędną do ścielenia kojców.

W budynkach z posadzkami samooczyszczającymi się kluczowym aspektem jest ich nachylenie (8–10°). W przedniej części kojca umieszczone są zasobniki, do których zadawana jest słoma. Czynność ta jest wykonywana ręcznie lub mechanicznie. Spadek podłogi wymusza oczyszczanie kojca z nieczystości poprzez przydeptywanie przez zwierzęta odchodów wymieszanych ze ściółką w kierunku kanału gnojowego. Następnie z kanału odchody są usuwane w sposób zmechanizowany. Systemy te mogą być stosowane w tuczu oraz grupowym utrzymaniu loch.

W zakresie ograniczania emisji amoniaku przy ściółkowym utrzymaniu świń w największym stopniu istotny jest rodzaj i jakość ściółki. Materiałem wykorzystywanym do ścielenia kojców jest najczęściej słoma, jednak mogą być stosowane również trociny z drzew iglastych, kora drzewna lub torf. Zadaniem ściółki jest przede wszystkim wchłanianie i wiązanie wilgoci. Dlatego materiał przeznaczony na ściółkę powinien być dobrej jakości, suchy i wolny od pleśni. Najlepsze właściwości w tym zakresie posiada słoma żytnia, ze względu na dużą wodochłonność i absorpcję amoniaku. Nie zaleca się stosowania słomy pszennej i owsianej, z uwagi na gorsze właściwości chłonne, oraz trocin z drzew liściastych, ponieważ zawierają one garbniki powodujące uszkodzenia skóry. Ponadto stosowanie ściółki w chowie ma duże znaczenie dla dobrostanu zwierząt. Stanowi ona warstwę izolacyjną, chroniącą zwierzęta przed szkodliwymi skutkami bezpośredniego kontaktu z posadzką. Chroni również świnię

przed zbyt silnymi naciskami podczas wstawiania i kładzenia się. Jednocześnie umożliwia przejawianie naturalnych potrzeb i zachowań świń w zakresie rycia.

Ważna jest również sama ilość stosowanej ściółki. Prowadzone w tym zakresie badania wskazują, że zwiększenie ilości ściółki w chowie świń na głębokiej ściółce skutkuje bardziej efektywnym wchłonięciem moczu i znacznym napowietrzeniem obornika, co wpływa na redukcję tempa przemian biochemicznych i liczebność mikroflory, a tym samym powoduje ograniczenie emisji NH_3 . Redukcja emisji przy stuprocentowym zwiększeniu zużycia ściółki wynosi ok. 20% (UNECE, 2015).

Emisję NH_3 można również ograniczyć poprzez dodawanie do ściółki różnego rodzaju preparatów, wśród których dominują materiały pochodzenia mineralnego i organicznego. Dodatki mineralne działają na dwa sposoby. Pierwszy związany jest z obniżaniem pH odchodów, co powoduje zahamowanie działania enzymu ureazy, który uczestniczy w procesie rozkładu mocznika do amoniaku i dwutlenku węgla. Drugi sposób natomiast polega na wykorzystaniu chłonności oraz higroskopijnych właściwości niektórych minerałów, najczęściej z grupy glinokrzemianów. Jest to oddziaływanie czysto fizyczne, ograniczające parowanie. Podobnymi właściwościami cechują się dodatki organiczne. Zastosowanie mają: słoma zbóż i roślin oleistych, trociny, jak również torf. Niestety, tego typu dodatki mogą jednocześnie przyczyniać się do zwiększenia emisji metanu oraz tlenków azotu, co związane jest z dużą dostępnością węgla. Ponadto

oficjalnie (IIASA, UNECE) stosowanie różnych dodatków do ściółki przy utrzymaniu świń nie jest uznawane za metodę redukcji emisji NH_3 .

Metodą na ograniczenie emisji NH_3 przy utrzymaniu świń na głębokiej ściółce może być odzysk ciepła z głębokiej ściółki. Metoda polega na schładzaniu obornika w kojcu z głęboką ściółką poprzez zastosowanie instalacji do odzysku ciepła. System odzysku ciepła służy do pobierania niskotemperaturowego ciepła z podłoża egzotermicznego (głębokiej ściółki) i umożliwia jego konwersję na ciepło o wyższej temperaturze, pozwalającej na wykorzystanie na przykład do zasilania instalacji centralnego ogrzewania i ciepłej wody użytkowej. Schładzanie obniża efektywność działania enzymu ureazy uczestniczącego

w procesie powstawania amoniaku. Przewiedzone w Instytucie Technologiczno-Przyrodniczym badania w tym zakresie wykazały redukcję emisji NH_3 na poziomie średnio 16%, ale odnotowywano również wartości bliskie 30%.

W systemach bezściótkowych zwierzęta utrzymywane są w kojcach nieścielonych, z podłogą szczelinową. Odchody są gromadzone w zbiornikach znajdujących się pod podłogami szczelinowymi (rusztami), które są okresowo opróżniane. Utrzymywanie świń na podłogach szczelinowych ułatwia zapewnienie odpowiednich warunków sanitarnych w chlewni. Ze względu na wysokie koszty inwestycyjne bezściótkowe utrzymanie świń jest stosowane raczej w gospodarstwach wielkotowarowych, produkujących na skalę przemysłową.

Fotografia 4.1. Częściowo rusztowy kojec porodowy dla loch
(fot. A. Dudek)



W kontekście emisji amoniaku znaczenie ma materiał, z jakiego wykonane są podłogi szczelinowe. Najbardziej popularne, z uwagi na kwestie ekonomiczne, są podłogi wykonane z betonu. Jednak ze względu na swoją szorstkość i porowatość przyczyniają się do zwiększonej produkcji NH_3 . Mniejsze emisje tego gazu odnotowuje się przy gładkich powierzchniach, dlatego podłogi szczelinowe wykonywane są również z metalu lub tworzywa sztucznego. Wtedy do beleczek przywiera mniej odchodów niż do podłóg betonowych. Ograniczenie produkcji NH_3 przy zastosowaniu tego rozwiązania (w porównaniu z podłogami szczelinowymi betonowymi) wynosi od 10 do 40%. Jednak podłogi z tych materiałów nie zawsze są odpowiednie, ze względu na dobrostan i zdrowie zwierząt, jak również ze względów technicznych lub praktycznych. Podłogi szczelinowe z tworzywa sztucznego mogą nie być odpowiednie dla ciężkich świń. Z kolei podłogi metalowe mogą być śliskie i powodować uszkodzenia skóry, kończyn i stóp, co w konsekwencji wpływa niekorzystnie na wydajność i dobrostan zwierząt. Tym samym mogą nie spełniać wymogów dyrektywy Rady 98/58/WE dotyczącej ochrony zwierząt hodowlanych. Dodatkowo koszty są wyższe niż w przypadku podłóg z betonu (UNECE, 2014).

Liczne badania wskazują na mniejsze emisje amoniaku przy ograniczeniu powierzchni podłóg szczelinowych, a tym samym ograniczeniu powierzchni zabrudzonej odchodami (fot. 4.1). Dodatkowo w tego typu systemach podłogi pełne są lekko pochylone, co ułatwia spływ moczu. Redukcja powierzchni podłogi

szczelinowej o 50% skutkuje redukcją emisji amoniaku na poziomie 15–20%. A ograniczenie powierzchni podłogi szczelinowej do 1/3 powierzchni kojca pozwala na 60-procentową redukcję emisji amoniaku (UNECE, 2015).

Ważną kwestią jest również prawidłowy układ funkcjonalny kojca, co po części związane jest z potrzebami i zachowaniem świń. Wykazują one bowiem tendencje do dzielenia kojca na strefę wypróżniania się, strefę żywieniową, strefę odpoczynku oraz aktywności fizycznej. W związku z tym świnię wolą leżeć i odpoczywać w części, gdzie znajduje się podłoga pełna, która powinna być sucha i ciepła. Natomiast wypróżniają się w miejscach chłodniejszych, gdzie znajduje się podłoga szczelinowa. Jednak w sytuacji wysokich temperatur świnię mają tendencję do brudzenia podłóg pełnych, co związane jest z tarzaniem się w odchodach w celu ochłodzenia organizmu przez odparowanie. Podobnie w końcowej fazie tuczu podłogi pełne są często zabrudzone odchodami, co wynika z ograniczonej powierzchni. Dlatego ważne jest właściwe ustalenie podziału funkcyjnego kojca oraz zapewnienie odpowiedniej jego powierzchni w celu uniknięcia stresu i walk między zwierzętami o swobodną przestrzeń. Dzięki temu część podłogi pełnej może pozostać, na tyle, na ile to możliwe, wolna od odchodów, co sprzyja redukcji emisji NH_3 . Ważne jest również jednoczesne zapewnienie optymalnej temperatury i wilgotności powietrza oraz jego ruchu.

Prawidłowa cyrkulacja powietrza w budynkach inwentarskich dla świń i regularna jego

wymiana zapobiega nadmiernej koncentracji szkodliwych gazów, a jednocześnie ma wpływ na zdrowie i produktywność zwierząt. Wielkość wymiany powietrza musi być dostosowana do poszczególnych grup technologicznych świń, jak również stosowanych systemów utrzymania zwierząt, co ma bezpośredni wpływ na konstrukcję budynku. Ze względu na sposób usuwania zużytego powietrza z budynków inwentarskich wyróżnić można wentylację naturalną, gdzie wymiana powietrza następuje pod wpływem przeciągów lub różnicy ciśnień między wentylowaną przestrzenią a ujściem kanału wentylacyjnego do atmosfery, oraz wentylację mechaniczną, gdzie wymiana powietrza jest wymuszana i sterowana. W starych, niemodernizowanych budynkach inwentarskich przeznaczonych dla świń stosowana

jest wentylacja naturalna, która opiera się na wyporności termicznej (uzależnionej od różnicy temperatur panujących wewnątrz i na zewnątrz budynku oraz różnicy wysokości między otworami wlotowymi i wylotowymi) oraz zewnętrznym ruchem powietrza (wiatr), który jest trudny do przewidzenia. Natomiast w nowo budowanych oraz nowoczesnych budynkach inwentarskich dla trzody chlewnej zasadniczo stosowana jest wentylacja mechaniczna (fot. 4.3) (najczęściej podciśnieniowa), bowiem umożliwia ona największą regulację przepływu powietrza bez powstawania problemu przeciągów w strefach legowiskowych. Komfort zwierząt utrzymywanych bezściółkowo można poprawić, usuwając „zużyte” powietrze poprzez zastosowanie systemów wentylacji kanałowo-podrusztowej.

Fotografia 4.2. Wentylacja kurtynowa
(fot. J. Walczak)



W rozwiązaniu tym powietrze usuwane jest zarówno kominami wentylacyjnymi w dachu, jak i kanałem pod podłogą szczelinową. W celu zminimalizowania emisji gazów szkodliwych należy właściwie dobrać stosunek strumieni powietrza w każdym z kanałów. Strumień powietrza usuwanego kanałami pod podłogą szczelinową powinien stanowić 10–30% całości. Około 70% amoniaku i siarkowodoru usuwane jest przez podrusztowy kanał wentylacyjny. Przy zastosowaniu tego rodzaju wentylacji stwierdzono redukcję emisji amoniaku i siarkowodoru o 30–60% oraz odorów na poziomie 50%. Dodatkowo podział usuwanego z budynku powietrza na dwa strumienie: mniejszy o większym stężeniu zanieczyszczeń gazowych – kanał podrusztowy i większy

Fotografia 4.3. Wentylacja mechaniczna
(fot. A. Dudek)



o mniejszym stężeniu zanieczyszczeń gazowych – kanał dachowy, pozwala na skuteczne redukcowanie emisji. Bowiem mały udział powietrza usuwanego spod podłogi szczelinowej pozwala na stosunkowo mniej kosztowne jego oczyszczanie za pomocą filtrów, biofiltrów lub płuczek. Urządzenia te są mniej kosztowne niż dla całego strumienia powietrza, a jednocześnie ich efektywność jest bardzo wysoka.

Integralną częścią związaną z utrzymaniem świń jest proces usuwania odchodów, który ma istotne znaczenie w kontekście emisji amoniaku. Tak jak już wcześniej wspomniano, w bezściótkowych systemach utrzymania świń najprostszym i jednocześnie najtańszym sposobem jest przechowywanie odchodów w budynku, w zbiornikach pod podłogą szczelinową, i opróżnianie ich po zakończonym cyklu produkcyjnym. Jednak taki sposób przechowywania ma niekorzystny wpływ na mikroklimat panujący w obiekcie, a jednocześnie przyczynia się do zwiększonej emisji NH_3 i innych gazów szkodliwych, bowiem emisja zanieczyszczeń gazowych ze zbiorników stanowi 70–80% całkowitej emisji z budynku. Większa emisja NH_3 z powierzchni gnojowicy gromadzonej w zbiornikach (kanałach) występuje przy zwiększonym przepływie powietrza. Sposobem na ograniczenie prędkości przepływu powietrza nad powierzchnią gnojowicy jest zapewnienie odpowiednio dużej przestrzeni między podłogą szczelinową a powierzchnią gnojowicy. Związane jest to z właściwym zaprojektowaniem wielkości zbiorników, jak z również częstotliwością usuwania odchodów (UNECE, 2014). Strategia opróżniania zbiornika z gnojowicą co dwa

tygodnie, w porównaniu z jego opróżnianiem po zakończonym cyklu produkcyjnym, skutkuje 20-procentową redukcją emisji NH_3 . Natomiast cotygodniowe usuwanie gnojowicy przyczynia się do 35-procentowego ograniczenia emisji NH_3 . Dlatego w ostatnim czasie upowszechnia się systemy usuwania gnojowicy w kanałach zamkniętych lub o zredukowanej powierzchni. Do najpopularniejszych należą systemy samospływu ciągłego lub okresowego (usuwanie gnojowicy jest grawitacyjne, przy wykorzystaniu naturalnych właściwości cieczy) oraz systemy podciśnieniowe. Przy samospływie ciągłym gnojowicy, na końcu kanałów gnojowicowych znajduje się specjalny próg, który powoduje, że na jego dnie zawsze znajduje się płynna frakcja gnojowicy, umożliwiającą ciągły, grawitacyjny spływ warstwy wierzchniej (kożucha) o większej zawartości suchej masy do kanałów poprzecznych, a następnie do magazynów na zewnątrz budynku. Natomiast w systemach samospływu okresowego gnojowicy odchody są gromadzone pod podłogą szczelinową w mniejszych zbiornikach, których opróżnianie wymuszane jest przez obsługę. Dla kanałów otwartych jest to otwarcie zasuw, z kolei w przypadku kanałów zamkniętych otwierany jest zawór (korek). W systemach grawitacyjnych można zastosować jeszcze dodatkowe rozwiązania, mające na celu ograniczenie emisji amoniaku. Jednym z takich rozwiązań jest zastąpienie kanałów U-kształtnych kanałami V-kształtnymi, co zmniejsza powierzchnię parowania. Zastosowanie kanałów V-kształtnych do usuwania gnojowicy wraz z zastosowaniem spłukiwania ciśnieniowego ogranicza emisję amoniaku aż do 50%.

Systemy podciśnieniowe usuwania gnojowicy są swego rodzaju rozwinięciem systemu okresowego usuwania gnojowicy z transportowaniem w kanałach zamkniętych. Różnicą jest to, że przesuwanie gnojowicy jest wymuszone podciśnieniem wytwarzanym przez pompę, która stanowi element systemu. Pozwala to na szybsze i dokładniejsze opróżnianie zbiorników z gnojowicą, jednak wiąże się z rozbudową infrastruktury technicznej, co generuje wyższe koszty inwestycyjne i eksploatacyjne (Jugowar i in., 2015).

W ostatnim czasie duże zainteresowanie w całej Unii Europejskiej budzi możliwość zakwaszania gnojowicy w celu ograniczenia emisji NH_3 (UNECE, 2015). Możliwe jest zakwaszanie gnojowicy w budynku inwentarskim, w zbiorniku zewnętrznym na gnojowicę, jak również bezpośrednio podczas aplikacji gnojowicy na polu. W przypadku zakwaszania gnojowicy w budynku inwentarskim wymagana jest instalacja, na którą składają się: zbiornik główny na gnojowicę, zbiornik procesowy wyposażony w mieszadło, zbiornik na kwas siarkowy oraz komputer z jednostką sterującą. Kanały gnojowicowe w chlewni są połączone zestawem rur ze zbiornikiem głównym i zbiornikiem procesowym. Do zakwaszania gnojowicy jest stosowany 96-procentowy kwas siarkowy. Ogólna zasada działania systemu polega na przepompowaniu gnojowicy z kanałów w budynku inwentarskim do zbiornika procesowego. Tam następuje dozowanie kwasu siarkowego, przy ciągłym mieszanin z gnojowicą, aż do osiągnięcia pH rzędu 5,5–6. Następnie gnojowica z powrotem jest

przepompowana do kanałów i krąży do momentu osiągnięcia odpowiedniej wartości pH przez gnojowicę znajdującą się w kanałach. Wszystkie procesy sterowane są automatycznie, a w celu utrzymania odpowiedniej wartości pH gnojowicy proces jej przepompowywania i zakwaszania powtarzany jest raz dziennie.

Systemy utrzymania drobiu

W 2017 r. Polska zajmowała 1. miejsce w produkcji mięsa drobiowego z uboju w UE, z udziałem wynoszącym 16,1%. Drugim produktem chowu drobiu są jaja kurze. Polska z udziałem 8,3% była 7. producentem jaj kurzych w UE. Według danych Głównego Urzędu Statystycznego w latach 2005–2018 pogłowię

drobiu w Polsce wynosiło od 130 596 tys. do 206 228 tys. sztuk. Zgodnie z najnowszymi danymi za rok 2017 emisja amoniaku z utrzymania drobiu w Polsce wynosiła ok. 21 Gg, a jej udział w całkowitej emisji tego gazu z rolnictwa wynosił 7,4%. Natomiast udział produkcji drobiarskiej w całkowitej emisji amoniaku z systemów utrzymania zwierząt gospodarskich (budynków inwentarskich i magazynów nawozów naturalnych) wynosił blisko 20%. Emisja amoniaku z produkcji drobiarskiej jest zróżnicowana regionalnie. Największą emisją charakteryzują się województwa: wielkopolskie, mazowieckie oraz warmińsko-mazurskie.

Dla kur niosek zasadniczo wyróżnia się dwa podstawowe systemy utrzymania – klatkowy i podłogowy (bezklatkowy). Szczegółowy podział systemów utrzymania kur niosek został przedstawiony na rys. 4.2.



Rysunek 4.2. Systemy utrzymania kur niosek (opracowanie ITP)

W intensywnym chowie kur niosek dominują kurniki klatkowe, stanowiące ponad 90% ferm. Większość z nich to budynki wielopoziomowe, które pozwalają na optymalne wykorzystanie kubatury obiektu. Jednopoziomowe mają znikomy udział w krajowej produkcji jaj konsumpcyjnych. Zaletą tych systemów jest większa produkcja jaj, niższe koszty produkcji oraz wysoka jakość jaj.

W klatkowych systemach utrzymania kur nieśnych za system referencyjny (w odniesieniu do wielkości emisji amoniaku) uznaje się chów w klatkach wzbogaconych, z systemem przenośników taśmowych, bez suszenia pomiotu. W tego typu kurnikach emisja amoniaku uzależniona jest od:

- czasu pozostawiania pomiotu na taśmach,
- ewentualnego zastosowania systemu podsuszania/suszenia pomiotu,
- rasy drobiu,
- poziomu wentylacji nad taśmami,
- poziomu żywienia związanego z produktywnością.

W ograniczaniu emisji amoniaku istotna jest zatem częstotliwość usuwania pomiotu z kurników. Częste usuwanie pomiotu przyczynia się do ograniczenia emisji NH_3 . Zgodnie z decyzją wykonawczą Komisji (UE) 2017/302 z dnia 15 lutego 2017 r., ustanawiającą konkluzje dotyczące najlepszych dostępnych technik (BAT) w odniesieniu do intensywnego chowu drobiu lub świń (tzw. konkluzje BAT), za BAT uznaje się usuwanie obornika za pomocą przenośników taśmowych w klatkowych systemach utrzymania kur niosek

z częstotliwością jeden raz na tydzień (przy zastosowaniu suszenia powietrzem) lub dwa razy na tydzień (przy braku suszenia pomiotu). Źródła literaturowe podają, że systemy przenośników taśmowych z suszeniem wstępnym pomiotu na taśmach i usuwaniem pomiotu dwa razy w tygodniu umożliwiają redukcję emisji NH_3 rzędu 30–40%. Natomiast przy usuwaniu pomiotu częściej niż dwa razy w tygodniu redukcja ta wynosi 35–45%.

Wpływ na emisję amoniaku z kurników ma zawartość suchej masy w pomiole. Badania prowadzone w tym zakresie wskazują, że najmniejsza emisja NH_3 występuje przy 60-procentowej zawartości suchej masy w pomiole. W takich warunkach nie dochodzi do rozpadu kwasu moczowego i uwalniania się amoniaku. W związku z tym metody ograniczania emisji amoniaku z kurników wiążą się w szczególności z zastosowaniem różnych systemów suszenia pomiotu, które pozwalają na utrzymanie zawartości suchej masy powyżej 60% (UNECE, 2015). W praktyce systemy suszenia pomiotu ze względu na miejsce suszenia można podzielić na dwa rodzaje: wstępnego suszenia pod klatkami i dosuszania w osobnym pomieszczeniu lub suszenia w osobnym pomieszczeniu kurnika/osobnym budynku. W pierwszym przypadku pomiot jest wstępnie podsuszany na przenośnikach taśmowych znajdujących się bezpośrednio pod klatkami, gdzie przewodami doprowadzane jest ciepłe i suche powietrze. Pomiot pozostaje na taśmach około 7 dni, a zawartość suchej masy zwiększa się do ok. 50–60%. Tak podsuszony pomiot

w dalszej kolejności trafia na przenośnik zbiorczy, gdzie jest suszony do momentu uzyskania 80-procentowej zawartości suchej masy. Taki nawóz może zostać przeniesiony do przykrytego magazynu zewnętrznego, co zapewnia ochronę przed deszczem. Niedopuszczenie do ponownego zawilgocenia pomiotu jest istotne z punktu widzenia podtrzymania efektu redukcyjnego. Drugie rozwiązanie polega na wydzieleniu osobnego pomieszczenia do suszenia pomiotu, gdzie montowane są wielopoziomowe suszarnie (tunele suszarnicze) z perforowanymi taśmami, po których przemieszczany jest pomiot. Perforowane taśmy umożliwiają przepływ powietrza nad pomiotem oraz przenikanie powietrza przez sam pomiot. Dzięki temu suszenie pomiotu jest bardziej efektywne. Do procesu suszenia używa się powietrza, które jest pobierane z hali produkcyjnej kurnika. W zależności od jego temperatury i wilgotności może być ono bezpośrednio wykorzystane do suszenia lub dopiero po podgrzaniu i osuszeniu. Po takim wysuszeniu, podobnie jak w pierwszym przypadku, nawóz zostaje przetransportowany do przykrytego magazynu.

Zdecydowanie mniejsza liczba kur niosek utrzymywana jest w systemach podłogowych (bezkatkowych), które pozwalają na swobodne poruszanie się ptaków po całym kurniku. Zapewnia to wyższy poziom dobrostanu, jednak negatywnie wpływa na poziom higieny jaj. Nioski w systemach podłogowych utrzymywane są na posadzce w całości pokrytej ściółką (ściółkowe) lub częściowo zaścieleną (ściółkowo-rusztowe).

Kurniki ściółkowo-rusztowe, w których 2/3 powierzchni zajmują ruszty, a pozostałą część ściółka, są uznawane za system referencyjny w podłogowych systemach utrzymania kur nieśnych. Odchody najczęściej gromadzone są w 80–90 cm zagłębieniach pod podłogą rusztową.

W bezkatkowym chowie kur nieśnych systemami pozwalającymi na ograniczenie emisji NH_3 są wielopoziomowe systemy podłogowe (zwane grzędowymi lub wolierowymi) z systemem przenośników taśmowych do usuwania pomiotu. Tego typu systemy utrzymania przyczyniają się do redukcji emisji NH_3 na poziomie 70–85%. Przy zastosowaniu dodatkowo wstępnego suszenia pomiotu redukcja ta może wynieść nawet 80–95% (UNECE, 2014).

W ściółkowym utrzymaniu kur niosek, podobnie jak przy utrzymaniu świń na ściółce, niezwykle ważna jest jakość i rodzaj ściółki w kontekście emisji amoniaku. Materiał stosowany na ściółkę powinien być suchy i czysty, wolny od zanieczyszczeń mechanicznych i mikrobiologicznych oraz obcych zapachów. Najczęściej materiałem używanym do ścielenia jest słoma, ale mogą być też wióry drzewne, trociny, piasek lub torf. Słoma pocięta na kawałki dobrze izoluje ptaki od podłoża, ociepla pomieszczenie, a przede wszystkim ma dobre właściwości higroskopijne. Najlepsza do ścielenia jest słoma żytnia, która charakteryzuje się wysoką chłonnością wilgoci, co zmniejsza emisję amoniaku. Z kolei ściółka z kory drzew zapewnia niskie pH podłoża, dzięki temu chroni ptaki przed mikroorganizmami chorobotwórczymi i pasożytami, które nie mogą przebywać w środowisku

kwaśnym. Jednak w praktyce rzadko jest stosowana. Piasek jest najtańszym materiałem na ściótkę, jednak nie zapewnia on odpowiedniej izolacji posadzki. Natomiast torf jest lekki i doskonale wiąże gazy, jednak z uwagi na wysoką cenę bywa stosowany jedynie jako domieszka do ściółki. Minimalna grubość ściółki powinna wynosić 10 cm dla piasku, 15 cm dla kory drzew oraz 25 cm dla słomy. Ściółka w kurniku powinna być sypka, o wilgotności nieprzekraczającej 18%, bowiem wilgotna ściółka powoduje wzrost wilgotności powietrza i zwiększenie stężenia oraz emisji amoniaku. W przypadku nadmiernego zawilgocenia ściółki można ją wysuszyć poprzez podwyższenie temperatury i nasilenie wentylacji. Ważne jest również regularne dościelanie oraz przetrząsanie w miarę zużywania się ściółki.

Do ograniczania emisji NH_3 przyczynia się również dodawanie do ściółki różnego rodzaju preparatów chemicznych, mineralnych lub mikrobiologicznych. Działanie tych preparatów polega na: wiązaniu amoniaku w trwałe związki chemiczne, wpływie na rozwój mikroflory i właściwości fizykochemiczne ściółki (suszenie i obniżenie pH ściółki), co z kolei prowadzi do zmniejszenia wydzielania amoniaku. Przykładowo regularne dodawanie siarczanu glinu (ałunu) do ściółki w systemach bezklatkowych kur niosek zmniejsza emisję NH_3 z budynków nawet o 70%, redukując także stężenie drobnego pyłu zawieszonego ($\text{PM}_{2,5}$) (UNECE, 2014).

W przypadku chowu brojlerów kurzych systemem referencyjnym są kurniki z pełnymi, ścielonymi podłogami (fot. 4.4).

Fotografia 4.4. Utrzymanie brojlerów kurzych na ściółce
(fot. J.L. Jugowar)



Dla redukcji emisji NH_3 w brojlerniach, podobnie jak w przypadku utrzymania kur niosek, ważna jest jakość i rodzaj ściółki. Istotne aspekty w odniesieniu do ściółki opisano powyżej. Kluczowe jest to, aby ściółka była sucha. Na wilgotność ściółki i emisję wpływają:

- projekt i funkcjonalność systemu pojenia (wycieki),
- masa i obsada zwierząt oraz czas trwania okresu wzrostu,
- poziom wentylacji, stosowanie wewnętrznego oczyszczania powietrza i warunki pogodowe,
- zastosowanie izolacji podłogowej,
- rodzaj i ilość ściółki,
- żywienie.

Największe ryzyko zawilgocenia ściółki związane jest z systemami pojenia. Dlatego

najprostszym sposobem na zmniejszenie wycieków wody z systemów pojenia jest używanie poidel kroplowych. Rozwiązanie to zapewnia redukcję emisji NH_3 rzędu 20–30%.

Efektywną redukcję emisji NH_3 można osiągnąć przez wymuszone suszenie ściółki, z zastosowaniem powietrza wewnętrznego. Redukcja emisji wynosi wówczas 40–60%. Niemniej jednak istniejące systemy są energochłonne i mogą przyczyniać się do zwiększonej emisji pyłów.

W konkluzjach BAT jako jedną z metod ograniczania emisji NH_3 wskazuje się tzw. systemy „combideck”. System ten tworzą wymienniki ciepła umieszczone w betonowej podłodze. W początkowej fazie tuczu podłoga jest podgrzewana do wyschnięcia ściółki, a następnie w późniejszej fazie tuczu podłoga jest

Fotografia 4.5. Indyki utrzymywane na ściółce
(fot. P. Mielcarek)



chłodzona. Przyczynia się to do zmniejszenia aktywności drobnoustrojów, co zmniejsza rozkład kwasu moczowego. Skuteczność tej techniki zależy jednak od lokalnych warunków. Poziomą redukcję emisji przy zastosowaniu tej metody szacowany jest na 40%.

Za system referencyjny dla indyków rzeźnych uznaje się zamknięty, w pełni izolowany budynek, z pełną, całkowicie ścieloną podłogą oraz wentylacją mechaniczną, lub naturalnie wentylowany kurnik z otwartymi ścianami bocznymi (fot. 4.5).

W przypadku kaczek systemem referencyjnym są budynki podobne do tych, w jakich utrzymywane są brojlery kurze. Ponadto mogą być utrzymywane w systemach ściółkowo-rusztowych oraz rusztowych. Opisane powyżej metody redukcji emisji amoniaku stosowane w produkcji brojlerów mogą być stosowane w produkcji indyków i kaczek. Jednak skuteczność tych technik może być mniejsza niż u brojlerów z powodu większej ilości nawozu i wyższej zawartości suchej masy w ściółce. Ponadto należy zaznaczyć, że indyki, kaczki oraz pozostały drób stanowią niewielkie źródło emisji NH_3 .

Systemy oczyszczania powietrza w budynkach inwentarskich

W przypadku budynków inwentarskich przeznaczonych do chowu świń lub drobiu skuteczną metodą ograniczania emisji amoniaku jest oczyszczanie powietrza usuwanego z budynku. Do tego celu mogą być wykorzystywane filtry ze złożem biologicznym (biofiltry) (UNECE, 2015).

Biofiltry to urządzenia do ograniczania zanieczyszczeń powietrza za pomocą organicznego medium filtracyjnego, które jest umieszczane na specjalnej konstrukcji o dużej powierzchni, tak aby bezpośrednio pod materiałem filtracyjnym była pusta przestrzeń. Pozwala to na zmniejszenie prędkości przepływu powietrza, wydłużając tym samym czas procesu filtracji. Jako medium filtracyjne stosowane są mieszaniny torfu, słomy, trocin, ziemi ilastej w różnych proporcjach. Przyjmuje się, że trwałość medium filtracyjnego wynosi od 5 do 10 lat, w zależności od jego budowy i otaczającego klimatu. W tym czasie ulega ono rozkładowi i w znaczący sposób maleje jego przepuszczalność. W biofiltrach zanieczyszczenia powietrza są usuwane lub neutralizowane na dwa sposoby. Pierwszy polega na osadzaniu i gromadzeniu się zanieczyszczeń w materiale filtracyjnym. Natomiast drugi związany jest z procesem trawienia zanieczyszczeń przez mikroorganizmy znajdujące się w medium filtracyjnym. Dodatkowo montowane mogą być instalacje do nawilżania powietrza wprowadzanego do filtra lub nawilżania medium filtracyjnego w celu utrzymania odpowiednich warunków wilgotnościowych. Najczęściej biofiltry instalowane są bezpośrednio przy budynkach inwentarskich, co ułatwia wprowadzanie do nich zużytego powietrza z budynków. Zastosowanie biofiltrów do oczyszczania powietrza powoduje redukcję emisji amoniaku na poziomie 70%.

Do oczyszczania powietrza mogą być stosowane również mokre płuczki (tzw. skrubery) powietrza. Jako medium absorpcyjne w płuczках używana jest najczęściej woda.

Ogólna zasada działania tych urządzeń polega na mokrej filtracji, inaczej absorpcji. Zanieczyszczone powietrze trafia do specjalnej komory, w której dochodzi do bezpośredniego kontaktu z wodą. Szybkość i efektywność wychwytywania przez krople wody cząsteczek zanieczyszczających uzależniona jest od zastosowanej technologii, budowy i wielkości konkretnego skrubera. Wyróżnić można płuczki powietrzne, chemiczne, biologiczne i węglowe. W płuczkach biologicznych czynnikiem resorbującym rozpuszczone zanieczyszczenia i przetwarzającym je na produkty nieszkodliwe dla środowiska jest samoczynnie lub sztucznie wygenerowane aktywne złożo mikrobiologiczne. W płuczkach chemicznych do wody dodawane są związki chemiczne, np. ług sodowy czy kwas siarkowy, w celu chemicznego związania absorbowanych substancji. Z kolei w płuczkach węglowych do związania absorbowanych substancji wykorzystywany jest węgiel aktywny. Efektywność zastosowania mokrych płuczek powietrza do redukcji emisji NH_3 szacowana jest na poziomie 70–90%. Dodatkowo skrubery usuwają również pyły oraz nieprzyjemne zapachy (odory).

W budynkach inwentarskich, w których utrzymuje się świnie lub drób, powstają duże ilości pyłu. Może on stwarzać problemy przy oczyszczaniu powietrza usuwanego z budynku, zwłaszcza za pomocą mokrych płuczek. Dlatego na rynku dostępne są również wielofazowe systemy oczyszczania powietrza, które w pierwszej kolejności wychwytyją grube cząstki pyłu, a następnie oczyszczają

powietrze z zanieczyszczeń gazowych oraz substancji zapachowych. Skuteczność tych urządzeń w redukcji emisji NH_3 oceniana jest na poziomie ok. 88%. Natomiast w zakresie pyłów na poziomie 89%, a odorów poniżej 300 ou_e (jednostek odorowych).

Niemniej jednak ze względu na koszty inwestycyjne i eksploatacyjne opisane powyżej rozwiązania zalecane są do dużych obiektów inwentarskich. Szacowane koszty jednostkowe zastosowania tych rozwiązań wynoszą od 5 do 12 euro na kg NH_3 -N zredukowanego dla budynków inwentarskich dla świń. Natomiast w przypadku budynków dla drobiu koszty te wynoszą 2–9 euro na kg NH_3 -N zredukowanego (kury nioski), a 10–15 euro na kg NH_3 -N zredukowanego (brojlery kurze). Ponadto urządzenia te są uznawane za Najlepsze Dostępne Techniki dla ferm drobiarskich i trzody chlewnej objętych pozwoleniami zintegrowanymi. Dodatkowo w przypadku już istniejących obiektów inwentarskich tego typu rozwiązania mają raczej zastosowanie w przypadku wykorzystywania scentralizowanego systemu wentylacji.

Obniżanie temperatury powietrza w budynkach inwentarskich

W ostatnich latach coraz częściej mamy do czynienia z wysokimi temperaturami powietrza w okresie letnim, co związane jest z postępującymi zmianami klimatycznymi. W takich warunkach czasami bardzo trudno utrzymać odpowiednie warunki temperaturowe w chlewniach i kurnikach. Istotne znaczenie

w tym zakresie ma izolacja termiczna budynku, szczególnie pokrycia dachowego. Nowo budowane budynki inwentarskie są wyposażone zazwyczaj w nieizolowane termicznie stropodachy. Latem brak izolacji termicznej dachu powoduje przenikanie ciepła do budynku, co powoduje wzrost temperatury. Wpływa to na dyskomfort zwierząt i jednocześnie powoduje znaczne przyspieszenie uwalniania się amoniaku do powietrza. Obniżenie temperatury powietrza po zastosowaniu izolacji termicznej dachu przyczynia się do ograniczenia emisji amoniaku (UNECE, 2014). Innym sposobem na obniżenie temperatury powietrza wprowadzanego do budynku inwentarskiego może być zastosowanie tzw. paneli chłodzących.

Metoda ta opiera się na procesie parowania wody w panelach, wykonanych najczęściej ze specjalnie uformowanego, impregnowanego papieru celulozowego. Nawilżanie wodą następuje od góry, a wprowadzane do budynku gorące powietrze, przechodząc przez wilgotny panel, nasycą się wilgocią i ochładza, oddając energię cieplną na odparowanie wody. Panele te montowane są na wlotach powietrza. Temperaturę powietrza wewnątrz budynku inwentarskiego można obniżyć również przez zamgławianie. Zasada działania systemów wysokociśnieniowego zamgławiania polega na rozpylaniu wody z dysz w postaci delikatnej mgiełki, która optymalnie rozprzestrzenia się w całym pomieszczeniu i szybko jest pochłaniana przez gorące powietrze. Przyczynia się do utrzymania odpowiedniej temperatury powietrza, komfortowej dla zwierząt. Obniżenie

temperatury powietrza w budynkach inwentarskich i utrzymywanie jej na optymalnym poziomie może pośrednio przyczyniać się do ograniczenia emisji amoniaku.

Systemy utrzymania bydła

W 2017 r. Polska zajmowała 7. miejsce w UE w produkcji mięsa wołowego i cielęcego z uboju, z udziałem wynoszącym 7,3%, a 14. miejsce na świecie (z udziałem 0,8%). Natomiast jeśli chodzi o produkcję mleka Polska zajmowała 4. miejsce w UE (z udziałem 9,7%), a 10. miejsce na świecie (z udziałem 2,1%). Zgodnie z danymi Głównego Urzędu Statystycznego w latach 2005–2018 pogłowie bydła w Polsce wynosiło od 5483 tys. do 6201 tys. sztuk, w tym: krów mlecznych od 2332 tys. do 2824 tys. sztuk, a pozostałego bydła od 2688 tys. do 3772 tys. sztuk. Emisja amoniaku z utrzymania bydła w Polsce w 2017 r. wynosiła ponad 56 Gg, a jej udział w całkowitej emisji tego gazu z rolnictwa wynosił 19,5%. Z kolei udział produkcji bydła w całkowitej emisji amoniaku z systemów utrzymania zwierząt gospodarskich (budynków inwentarskich i magazynów nawozów naturalnych) wynosił prawie 52%. Zdecydowanie największą emisją charakteryzują się trzy województwa: mazowieckie, podlaskie i wielkopolskie.

System utrzymania jest jednym z najważniejszych elementów, który decyduje o efektywnej produkcji zarówno mleka, jak i mięsa. Musi on zapewniać zwierzętom dobrostan oraz uwzględniać zarówno wymogi ochrony

środowiska, jak i warunki pracy personelu. Systemy utrzymania byłą różnią się między sobą, między innymi ze względu na:

- zakres swobody ruchu (uwięziowe i wolnostanowiskowe),
- rodzaj podłoża w strefie legowiskowej (ściółkowe i bezściółkowe),
- rodzaj podłogi na korytarzach (obory wolnostanowiskowe: pełne lub szczeblinowe).

Obory z systemem uwięziowym, nadal dominującym w Polsce, są podzielone na stanowiska, na których krowa zarówno odpoczywa, jak i pobiera paszę. Krowy utrzymywane w tym systemie są pod lepszą kontrolą, a koszty wykonania i wyposażenia takiej obory są niższe w porównaniu do wolnostanowiskowego systemu utrzymania. System ten jednak nie zaspokaja potrzeb behawioralnych zwierząt oraz wymaga dużych nakładów pracy ręcznej, przy ograniczonej możliwości wprowadzenia mechanizacji i automatyzacji w obiektach.

System wolnostanowiskowy, w porównaniu do uwięziowego, ma niewątpliwie przewagę w kwestiach dobrostanu zwierząt oraz mechanizacji i automatyzacji prac, głównie doju. Poza tym zapewnia on nieograniczony ruch zwierząt w pomieszczeniach, integrację zwierząt w obrębie grupy i lżejszą pracę ludzką. W oborach, gdzie zastosowano taki system utrzymania, można wyróżnić: boksy (funkcja legowiskowa), kombiboksy (jednocześnie funkcja legowiskowa i paszowa) oraz technologie utrzymania na głębokiej ściółce (brak wydzielonych legowisk) (Jugowar i in., 2016).

Możliwości zmniejszenia emisji amoniaku z naturalnie wentylowanych obór są ograniczone, ponieważ nie mogą być wykorzystane metody filtracji powietrza usuwanego z budynku. Jednak istnieje szereg sposobów ograniczania emisji tego gazu.

Jednym z nich jest dążenie do zmniejszenia powierzchni zabrudzonych odchodami i zwiększenia czystości podłóg w oborach, np. przez częstsze usuwanie odchodów (UNECE, 2015). W systemie uwięziowym powierzchnia podłogi zanieczyszczona odchodami i moczem jest mniejsza niż w systemie wolnostanowiskowym. Bydło trzymane na uwięzi w boksach emituje mniej amoniaku niż w systemach wolnowybiegowych. Dbanie o dobrostan zwierząt przyczynia się do zwiększania obszaru zabrudzonych terenów spacerowych przypadających na zwierzę, zwiększonej wentylacji, co może skutkować wzrostem emisji. Dlatego w systemach wolnostanowiskowych, z punktu widzenia ograniczenia emisji amoniaku, szczególnie istotne jest stosowanie właściwych systemów usuwania odchodów.

W chowie bydła stosuje się wiele różnych rozwiązań w strefach wypoczynku, ruchu i karmienia. Mają one wpływ na utrzymanie czystości legowiska-podłogi, czystości ciała zwierząt, a także na konsystencję odchodów i sposób ich usuwania. W zależności od ilości zużywanej ściółki uzyskuje się nawóz naturalny z różną zawartością suchej masy, decydującej o jego konsystencji.

Od konsystencji nawozu naturalnego zależą sposoby jego usuwania, przechowywania

i nawożenia oraz rodzaj związanych z nimi urządzeń i maszyn. W tabeli 4.1 przedstawiono sposoby i urządzenia do usuwania nawozu naturalnego w budynkach dla bydła przy różnych rozwiązaniach obszarów: legowiskowego i żywienia.

Zaletą utrzymania zwierząt na głębokiej ściółce jest możliwość stosowania tej metody

w każdym budynku lub wiacie. Znaczne zwiększenie ilości ściółki (o ok. 50%) przypadającej na jedno zwierzę jest metodą redukcji emisji amoniaku, zarówno z budynku, jak i przy magazynowaniu obornika. Natomiast wadą jest duże zużycie słomy oraz często występujące trudności w zmechanizowaniu usuwania obornika, jak również możliwość wystąpienia

Tabela 4.1. Usuwanie nawozu naturalnego w budynkach dla bydła przy różnych rozwiązaniach obszarów: legowiskowego i żywienia
(opracowanie własne)

Obszar legowiskowy		Obszar żywienia	
wariant	usuwanie nawozu	wariant	usuwanie nawozu
System ściótkowy			
zbiorowa płyta legowiskowa płaska z głęboką ściółką	spychacz czotowy, ładowacz, przyczepa	niewydzielony z wydzielonym korytarzem i podłogą pełną	jak z obszaru legowiskowego, spychacz czotowy, zgarniak delta
		korytarz z podłogą szczelinową	wóz asenizacyjny
zbiorowa płyta legowiskowa z dużym spadkiem i głęboką ściółką	ładowacz, przyczepa	korytarz z podłogą pełną	spychacz czotowy, zgarniak delta
		korytarz z podłogą szczelinową	wóz asenizacyjny
zbiorowa płyta legowiskowa płaska z płytką ściółką	spychacz czotowy, ładowacz, przyczepa	niewydzielony	jak z obszaru legowiskowego
		korytarz z podłogą pełną	spychacz czotowy, zgarniak delta
		korytarz z podłogą szczelinową	wóz asenizacyjny
indywidualne boksy legowiskowe	-	korytarz z podłogą pełną	spychacz czotowy zgarniak delta
		korytarz z podłogą szczelinową	odchody przydeptywane przez zwierzęta, mieszacz gnojowicy, wóz asenizacyjny, robot czyszczący
System bezściótkowy			
zbiorowa płyta z podłogą szczelinową	odchody przydeptywane przez zwierzęta, mieszacz gnojowicy, wóz asenizacyjny	-	-
indywidualne boksy legowiskowe	-	podłoga szczelinowa	odchody przydeptywane przez zwierzęta, robot czyszczący, pompy, mieszacz gnojowicy, wóz asenizacyjny

urazów kończyn. Wymagany jest szeroki wjazd oraz duża wysokość budynku do pracy ładowacza z przyczepą. Utrzymanie na głębokiej ściółce jest z powodzeniem stosowane w chowie bydła mięsnego oraz opasie bukatów. Odmianą utrzymania na głębokiej ściółce jest wydzielenie nieścielonego korytarza przy stole paszowym, na którym bydło przebywa ok. 6 godzin na dobę (w tym ok. 4–5 godzin w czasie jedzenia). Ponieważ bydło oddaje kał dość równomiernie w ciągu całej doby, stąd oszczędność ściółki na ścielenie wynosi ok. 20–25%. Natomiast niezbędne jest zmechanizowanie usuwania odchodów z korytarzy oraz posiadanie zbiornika do ich przechowywania.

Przy podłodze pełnej półpłynne odchody są usuwane sypczaczem lub zgarniakiem delta i gromadzone w gnojowni. Podobnymi cechami, zarówno zaletami, jak i wadami, charakteryzuje się rozwiązanie z płytą legowiskową z dużym spadkiem, jedynie zużycie ściółki jest nieco mniejsze, ze względu na odciek moczu.

Płytką ściółką jest stosowana w starych budynkach oraz zalecana w sektorach dla krów w okresie okołowycieleniowym, leczenia, jak również w kojcach porodowych.

Utrzymanie w indywidualnych boksach legowiskowych jest uważane za najlepsze ze względu na komfort zapewniany zwierzętom oraz oszczędne zużycie ściółki.

Należy podkreślić, że z powodu deficytu słomy oraz względów higienicznych (czystość wymion), jako ściółkę wprowadza się również piasek, trociny, korę drzew i sieczkę,

np. z mikstantusa. Funkcję ściółki może też pełnić separat gnojowicy, chociaż jego stosowanie może powodować wzrost emisji amoniaku.

Powszechnie preferowanym sposobem utrzymania cieląt – nowo narodzonych i w pierwszych tygodniach życia – są indywidualne klatki stojące poza budynkiem. Zwykle są to budki z tworzywa sztucznego, stawiane na wybetonowanej podłodze obficie zaścielonej słomą. Poważnym problemem wychowu cieląt są schorzenia zakaźne dróg oddechowych i przewodu pokarmowego. Podstawową przyczyną stosowania indywidualnych budek na zewnątrz jest zapobieganie zakaźnym schorzeniom dróg oddechowych. Cielęta dobrze znoszą niskie temperatury powietrza, w tym także mrozy. Rzadko występujące w naszym klimacie upały nie są przeciwskazaniem do utrzymywania cieląt w budkach. Bieżące ścielenie i usuwanie nawozu oraz czyszczenie budek wykonuje się ręcznie po każdym użytkowaniu. Kilku tygodniowe cielęta utrzymuje się w budkach grupowych (fot. 4.6) lub w kojcach w budynku. W budkach stosuje się ściółkę, natomiast w kojcach można stosować zarówno ściółkę, jak i podłogę szczelinową. Nie zaleca się utrzymywania cieląt w tym wieku w boksach legowiskowych, ponieważ wchodzą one na legowisko tyłem, obracają się i brudzą podłogę.

Jałówki w wieku powyżej 6 miesięcy do wysokiej cielności należy utrzymywać w boksach legowiskowych. Zarówno boksy ścielone, jak i nieścielone zapewniają zwierzętom wysoki komfort.

Usuwanie odchodów z podłogi pełnej na korytarzach, szczególnie w części przylegającej do boksów, gdzie jest najwięcej kału, jest często wykonywane spychaczem czołowym. Nie jest to optymalne rozwiązanie, ponieważ usuwanie odchodów jest wykonywane zbyt rzadko – zazwyczaj raz na dobę, a wielogodzinne zaleganie kału i moczu na korytarzach powoduje dużą emisję amoniaku. Dodatkowo niezbędne jest przy tym przeganianie zwierząt, co powoduje niepokój w stadzie i zwiększa nakłady pracy, a spaliny z ciągnika dodatkowo zanieczyszczają powietrze w budynku inwentarskim.

W przypadku usuwania odchodów spychaczem czołowym poważny problem stanowi ich półtłyczna konsystencja. Rolnicy próbują zagęścić odchody poprzez dodatkowe

ścielenie korytarzy. Prowadzi to do niepożądanego następstwa, ponieważ bydło kładzie się na korytarzach i brudzi powłoki ciała, wymię i strzyki. Staje się w ten sposób dodatkowym źródłem emisji amoniaku. Powstaje swoiste błędne koło.

Wymienionych wad nie ma zgarniak delta (fot. 4.7). Nie zakłóca on spokoju zwierząt, pod warunkiem że maksymalna prędkość jego ruchu nie przekracza 4 m min^{-1} . Zastosowanie zgarniaka delta powoduje poprawę warunków pracy, poprawę higieny racic oraz zmniejszenie emisji amoniaku.

Częste, tzn. 3–4 razy dziennie, usuwanie odchodów z podłogi pełnej na korytarzach jest uznaną metodą redukcji emisji amoniaku z budynków dla bydła. Ponieważ powierzchnia styku z powietrzem odchodów zalegających

Fotografia 4.6. Grupowa budka dla cieląt na zewnątrz budynku (fot. J.L. Jugowar)



na podłodze pełnej może być nawet 3 razy większa niż powierzchnia podłogi, częste usuwanie odchodów redukuje zarówno powierzchnię emisji, jak i ogranicza wielkość źródła emisji (po przejściu zgarniaka na podłodze pozostaje jednak cienka warstwa odchodów). Skuteczność redukcji amoniaku w tej metodzie jest oceniana na 20–35% (UNECE, 2014).

W systemach utrzymania krów na podłodze szczelinowej kał jest przydeptywany przez zwierzęta do kanału – zbiornika podrusztowego. Ponieważ przydeptywanie to nie usuwa z podłogi wszystkich odchodów, konieczne jest jej czyszczenie. Dotyczy to głównie powierzchni przy żłobie oraz przy boksach. W ostatnim czasie czynność tę wykonują roboty czyszczące (fot. 4.8). Czyszczą one podłogę wielokrotnie w ciągu doby i utrzymują ją

w dobrym stanie. Krowy szybko przyzwyczajają się do pracy robota czyszczącego. Tylko u ok. 8% krów zaobserwowano zwiększoną reakcję na poruszającego się robota.

Skutecznym rozwiązaniem redukcji emisji amoniaku jest system z podłogą szczelinową ryflowaną (z ang. *grooved floor*) (fot. 4.9) i zgarniakiem (tzw. ząbkowym). Pozwala to na ograniczenie emisji amoniaku od 25 do 40%, w porównaniu z systemem konwencjonalnym (gładka powierzchnia podłogi) (UNECE, 2015). Rowki muszą być wykonane tak, aby umożliwiły odprowadzanie moczu. Fizyczna separacja kału (który zawiera ureazę) i moczu zmniejsza hydrolizę mocznika, co powoduje zmniejszenie emisji zarówno z zabudowań inwentarskich, jak i aplikacji nawozu naturalnego na polu.

Fotografia 4.7. Zgarniak delta
(fot. J.L. Jugowar)



W oborach z wentylacją naturalną emisję amoniaku można obniżyć, ograniczając przepływ powietrza nad powierzchniami zabrudzonymi odchodami. Ograniczenie ruchu powietrza można uzyskać poprzez modyfikacje otworów wlotowych, zastosowanie siatek osłaniających przed wiatrem i inne podobne rozwiązania.

Istotne znaczenie dla zmniejszenia emisji amoniaku z obory w okresie letnim ma izolacja termiczna pokrycia dachowego. Stare obory były wyposażone w poddasza użytkowe, które pełniły funkcję izolacji termicznej. Nowe są wyposażone zazwyczaj w nieizolowane termicznie stropodachy. Latem brak izolacji termicznej dachu powoduje przenikanie ciepła do budynku, skutkujące wzrostem temperatury. Wzrost temperatury wpływa nie tylko na dyskomfort zwierząt, ale również powoduje znaczne

Fotografia 4.8. Robot czyszczący korytarz z podłogą szczelinową
(fot. J.L. Jugowar)



Fotografia 4.9. Szorstka, ryflowana powierzchnia podłogi
(fot. J.L. Jugowar)



przyspieszenie uwalniania się amoniaku do powietrza. Obniżenie temperatury powietrza w oborze z podłogą szczelinową (szczególnie latem) po zastosowaniu izolacji termicznej dachu oraz systemu automatycznego sterowania wentylacją naturalną (fot. 4.2), który powoduje zmniejszony przepływ powietrza wewnątrz pomieszczenia, ogranicza emisję amoniaku o ok. 20% (UNECE, 2014).

W przypadku bydła utrzymywanego w systemie wolnostanowiskowym na ściółce znaczne zwiększenie ilości ściółki (o ok. 50%) przypadającej na jedno zwierzę może prowadzić do redukcji emisji amoniaku zarówno

z budynku, jak i przy magazynowaniu obornika (UNECE, 2015).

Uznaną techniką redukcji emisji amoniaku jest zmniejszenie odchodów w budynku inwentarskim i przez to zmniejszenie powierzchni zabrudzonych odchodami poprzez zwiększone wypasanie. Pomimo zwiększenia emisji na pastwisku, emisja z budynku zmniejszy się znacznie, nawet o 50%, pod warunkiem utrzymania czystości w zabudowaniach i na obszarze gospodarstwa (UNECE, 2014). W niektórych przypadkach wypasanie może przyczyniać się do zwiększonego zanieczyszczenia wód powierzchniowych.

Tabela 4.2. Koszty zastosowania metod redukcji emisji NH₃ przy utrzymaniu zwierząt (UNECE, 2014; Kodeks, 2019)

Metoda redukcji emisji	Koszt jednostkowy (euro/kg NH ₃ N zredukowanego)
Adaptacja pomieszczeń dla świń	4–8
Podłoga częściowo szczelinowa	0
Podłoga częściowo szczelinowa z kanałami V-kształtnymi (pochylone ściany kanału)	5–6
Częste usuwanie odchodów – system podciśnieniowy	0
System sptukiwania (<i>flushing system</i>)	10–15
Płuczka, biofiltr przy utrzymaniu świń	5–12
Adaptacja pomieszczeń dla drobiu	4–8
Podsuszanie pomiotu, usuwanie dwa razy na tydzień; system klatkowy	0
Podsuszanie pomiotu, usuwanie częściej niż dwa razy na tydzień; system klatkowy	0–3
System wolierowy, bez podsuszania pomiotu na taśmach; utrzymanie bezklatkowe	1–5
System wolierowy, z podsuszaniem pomiotu na taśmach; utrzymanie bezklatkowe	1–7
Systemy ściótkowo–rusztowe z przenośnikami taśmowymi do usuwania pomiotu	3–5
Systemy ściótkowe z wymuszonym suszeniem ściółki/pomiotu	1–5
Płuczka, biofiltr przy utrzymaniu kur niosek	2–9
Wymuszone suszenie ściółki/pomiotu przy utrzymaniu brojlerów	2–4
System „combideck” przy utrzymaniu brojlerów	6
Płuczka, biofiltr przy utrzymaniu brojlerów	10–15
Adaptacja pomieszczeń dla bydła	4–8

Przy utrzymaniu bydła w systemach bezściółkowych możliwe jest, podobnie jak przy utrzymaniu świń, zakwaszanie gnojowicy w zbiornikach podrusztowych w celu ograniczenia emisji NH_3 . Najczęściej przy zakwaszaniu gnojowicy w budynku inwentarskim wymagana jest instalacja, na którą składają się: zbiornik główny na gnojowicę, zbiornik procesowy wyposażony w mieszadło, zbiornik na kwas siarkowy oraz komputer z jednostką sterującą. Kanały gnojowicowe w oborze są połączone zestawem rur

ze zbiornikiem głównym i zbiornikiem procesowym. Do zakwaszania gnojowicy jest stosowany 96-procentowy kwas siarkowy. Wszystkie procesy sterowane są automatycznie. Ogólna zasada działania polega na obniżeniu pH gnojowicy do poziomu 5,5–6,0. Przyczynia się to do zatrzymania procesów odpowiedzialnych za powstawanie amoniaku (UNECE, 2015).

W tabeli 4.2 przedstawiono orientacyjne koszty wybranych sposobów redukcji emisji NH_3 przy utrzymaniu zwierząt gospodarskich.



5. Składowanie, przechowywanie oraz aplikacja nawozów naturalnych

OGRANICZENIE EMISJI amoniaku stało się jednym z priorytetowych zadań w ochronie środowiska i pozostaje kluczowym wyzwaniem na przyszłość. Zwierzęta gospodarskie zapewniają różne użyteczne funkcje społeczeństwu. Z jednej strony wzrasta popyt na produkty mleczarskie, mięsne i jajeczne oraz przewiduje się, że w najbliższych dziesięcioleciach zapotrzebowanie na te produkty będzie coraz większe, z drugiej zaś istnieje silna presja i konieczność przeciwdziałania oraz ograniczania niekorzystnego wpływu rolnictwa (zwłaszcza produkcji zwierzęcej) na środowisko. Poszukuje się rozwiązań, które zapewnią, że systemy produkcji zwierzęcej staną się bardziej przyjazne dla środowiska.

Emisje NH_3 pochodzą głównie z azotu zawartego w odchodach zwierzęcych. Emisje amoniaku z produkcji zwierzęcej są powiązane z rodzajem,

liczbą i potencjałem genetycznym zwierząt, sposobem żywienia i zarządzaniem zwierzętami gospodarskimi oraz technologią utrzymania zwierząt i zarządzania nawozami naturalnymi. Do powstawania emisji amoniaku dochodzi na wszystkich etapach produkcji: w pomieszczeniach inwentarskich, podczas przechowywania, przetwarzania i nawożenia, a także wydalania przez zwierzęta podczas wypasu. Straty azotu w formie amoniaku podczas przechowywania nawozów naturalnych zależą od rodzaju i składu nawozu, czasu przechowywania, warunków meteorologicznych (temperatura i prędkość wiatru) oraz sposobu przechowywania. Przewidywane straty azotu z przechowywania nawozów naturalnych ocenia się na 20–50%. Natomiast straty azotu z aplikacji nawozów naturalnych na gruntach rolnych mieszczą się w przedziale 20–30%. Z tego powodu prowadzi się intensywne

działania zmierzające do doskonalenia zasad gospodarowania nawozami naturalnymi, a tym samym ograniczania emisji amoniaku.

Korzystne oddziaływanie nawozów naturalnych na glebę oraz rośliny jest powszechnie znane. Jednak prowadzenie zrównoważonej gospodarki nawozami naturalnymi nie jest łatwe. Racjonalne zarządzanie nawozami naturalnymi wymaga: określenia ilości wytworzonych nawozów w gospodarstwie i stężenia w nich azotu, zaplanowania miejsc i sposobów przechowywania oraz rozdysponowania poszczególnych nawozów na pola uprawne, pamiętając o wymogach i zasadach dotyczących gospodarki nawozami w gospodarstwach rolnych, zawartych w przyjętym 5 czerwca 2018 r. Programie działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu (tzw. Program azotanowy), oraz że dawka azotu w nawozach naturalnych nie może być większa niż 170 kg N ha^{-1} użytków rolnych w ciągu roku. Odpowiada to średnio rocznej dawce gnojowicy $40\text{--}50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ lub dawce obornika $30\text{--}35 \text{ t ha}^{-1}$.

Metody ograniczania emisji amoniaku z przechowywania płynnych nawozów naturalnych

Bezpieczne dla środowiska stosowanie nawozów naturalnych wiąże się z przestrzeganiem szeregu ograniczeń i wymagań, które zostały zawarte w Programie azotanowym.

Wytworzone w gospodarstwie lub przyjęte od innego gospodarstwa rolnego nawozy naturalne należy przechowywać w sposób bezpieczny dla środowiska, a więc w specjalnie przygotowanych w tym celu miejscach. W przypadku płynnych nawozów wymaga to zapewnienia zbiorników o odpowiedniej pojemności.

Gnojowica jest mieszaniną kału i moczu oraz wody technologicznej pochodzącej ze zmywania stanowisk i powstaje w bezściętowym systemie chowu zwierząt. Płynnym nawozem naturalnym jest także gnojówka. Powstaje w systemie utrzymania zwierząt na tzw. płytce ściółce i składa się głównie z przefermentowanego moczu z dodatkiem kału i wody, przenikających przez warstwę ściółki i gromadzonych w specjalnych kanałach.

Pojemność zbiorników na gnojówkę i gnojowicę powinna umożliwiać ich przechowywanie przez okres 6 miesięcy, w którym ich rolnicze wykorzystanie nie jest możliwe. Obliczenie wymaganej wielkości urządzeń do przechowywania płynnych nawozów naturalnych wymaga określenia obrotu stada, obliczenia przelotowości zwierząt gospodarskich w grupie technologicznej, wyliczenia stanów średniorocznych i przeliczenia na duże jednostki przeliczeniowe (DJP). Szczegółowy sposób obliczania wymaganej pojemności zbiorników na płynne nawozy naturalne został określony w Programie azotanowym (załącznik 5). Spełnienie tego wymogu wiąże się z poniesieniem niemałych nakładów inwestycyjnych na infrastrukturę do przechowywania płynnych nawozów, bowiem aktualnie większość gospodarstw nie dysponuje wystarczającą

pojemnością zbiorników. W Programie azotanowym określone zostały terminy dostosowania urządzeń, w zależności od wielkości produkcji zwierzęcej w gospodarstwie.

Poza wymaganiami zawartymi w Programie azotanowym rolnicy muszą przestrzegać zasad wynikających z Rozporządzenia Ministra Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budowle rolnicze i ich usytuowanie (Dz.U. z 2014 r., poz. 81). Przepisy wskazują odległości, jakie muszą być zachowane przy usytuowaniu zbiorników na płynne odchody zwierzęce.

- Zbiorniki na płynne odchody zwierzęce muszą mieć:
- szczelne przykrycie (z wyłączeniem zbiorników i części znajdujących się pod budynkiem),
- wylot wentylacyjny,
- zamykany otwór wejściowy.

Istotne są również nieprzepuszczalne dno i ściany wykonane z trwałych materiałów izolacyjnych lub np. betonu, które zapobiegają ewentualnym wyciekom nawozów do gruntu.

Odległości określone dla usytuowania zamkniętych zbiorników na płynne odchody zwierzęce przedstawiono w tab. 5.1.

Przepisy te dopuszczają sytuowanie zamkniętych zbiorników na płynne odchody zwierząt w mniejszych odległościach lub na granicy działek, w przypadku gdy będą przylegać do tego samego rodzaju budowli rolniczych na sąsiedniej działce. Nawozów nie przechowuje się w odległości mniejszej niż 25 m od studni i ujęć wody.

Konstrukcja zbiorników na nawozy płynne powinna zapewnić warunki ich użytkowania przez:

- umożliwienie dojazdu oraz opróżniania zgromadzonych nawozów,
- wykonanie spadków w dnie w kierunku komory czerpalnej płynnych odchodów zwierzęcych,
- wykonanie spadków na zewnątrz dla odpływu wód opadowych.

Zbiorniki na nawozy płynne zaopatrzone w przykrycie inne niż sztywne, o wysokości mniejszej niż 1,8 m, powinny być zabezpieczone ogrodzeniem o wysokości co najmniej 1,8 m.

Tabela 5.1. Usytuowanie zamkniętych zbiorników na płynne odchody zwierzęce (gnojówka, gnojowica)
(opracowanie własne na podstawie Dz.U. z 2014 r., poz. 81)

Odległość od:	Odległość zbiorników na płynne odchody zwierzęce
Pomieszczeń przeznaczonych na pobyt ludzi na działkach sąsiednich	10 m, jednak nie mniej niż 15 m od otworów okiennych i drzwiowych w tych pomieszczeniach
Magazynów środków spożywczych, a także od obiektów budowlanych służących przetwórstwu artykułów rolno-spożywczych	15 m
Granicy działki sąsiedniej	4 m
Budynków magazynowych pasz i ziarna	5 m
Silosów na zboże i pasze	5 m
Silosów na kiszonki	5 m

Gnojowica może być przechowywana wewnątrz budynku inwentarskiego i na zewnątrz. Wewnątrz budynku magazynowana jest w głębokich kanałach usytuowanych pod podłogą szczelinową. Wadą tego sposobu przechowywania płynnych nawozów naturalnych jest wysoki koszt wykonania kanałów i podłogi szczelinowej. Ponadto przy dłuższym zaleganiu gnojowicy dochodzi do dużej emisji szkodliwych gazów. Zaletą zaś są małe nakłady robocizny na codzienną obsługę. Jednak aby ograniczyć emisję amoniaku, zaleca się częste usuwanie odchodów.

Tradycyjną metodą zagospodarowania płynnych nawozów naturalnych jest ich gromadzenie i przechowywanie w zbiornikach o odpowiedniej pojemności. Podczas ich magazynowania występują procesy sedymentacji (osadzanie się zawiesin na dnie zbiornika)

i rozwarstwiania, a powstający kożuch sprawia, że we wnętrzu zachodzą procesy przemian beztlenowych, powodując straty materii organicznej i azotu. Naziemne zbiorniki do magazynowania gnojowicy budowane są najczęściej z betonu, ale spotyka się również konstrukcje ze stali nierdzewnej i z tworzyw sztucznych.

Zmniejszenie emisji amoniaku podczas przechowywania gnojowicy można uzyskać poprzez ograniczenie jej kontaktu z otwartą przestrzenią. Jednym ze sposobów ograniczenia emisji amoniaku jest redukcja powierzchni zbiornika. Zaleca się zwiększanie wysokości ścian zbiorników na gnojowicę i inne płynne nawozy naturalne, a tym samym zmniejszanie powierzchni emisyjnej.

Sposobem redukcji emisji amoniaku jest także przykrywanie zbiorników (fot. 5.1), i w ten sposób ograniczanie jego parowania.

Fotografia 5.1. Zbiornik na gnojowicę
(fot. J. Walczak)



Tabela 5.2. Efektywność różnych sposobów przykrywania zbiorników na gnojowicę
(opracowanie własne na podstawie UNECE, 2015)

Typ przykrycia	Rodzaj gnojowicy	Poziom redukcji NH ₃ (%)
Dach lub sztywne przykrycie	wszystkie	80
Namiot	wszystkie	80
Pływająca folia	wszystkie	60
Pływające elementy plastikowe	do 7% s.m. (bez bydłowej)	60
Naturalny kozuch	powyżej 7% s.m. (najczęściej bydłowa)	40
Sieczka	wszystkie	40
Granulat (ceramiczny, plastikowy)	do 7% s.m. (bez bydłowej)	60
Zastąpienie laguny zbiornikiem otwartym	wszystkie	30–60
Zamknięte plastikowe torby i pojemniki	wszystkie	100

Do przykrywania zbiorników na gnojowicę wykorzystuje się różne materiały (zadaszenia, ruchome pokrywy, warstwy ochronne itp.). Straty amoniaku ze zbiorników zależą od sposobu ich przykrycia (tab. 5.2).

Najdroższą metodą jest przykrywanie zbiorników osłoną stałą (zadaszenie, przykrycie namiotowe). Istotne jest, aby były one szczelne, ale powinny posiadać także odpowietrzenie służące do odprowadzania gromadzącego się metanu.

Mniej kosztowną metodą jest zastosowanie pływającej folii. Najbardziej zalecana jest ona do stosowania na niewysokich zbiornikach, wyposażonych w odpowiedni system napętniania i opróżniania, lub w małych lagunach. Usytuowanie folii na specjalnej konstrukcji w zbiorniku powoduje jej naprężenie i umożliwia przesuwanie wraz z poziomem napętniania zbiornika gnojowicą. Umieszczenie folii w zbiorniku lub nad laguną odcina kontakt z przestrzenią oraz zabezpiecza przed dostaniem się wody opadowej, którą

można w łatwy sposób wypompować. Obecnie stałe lub pływające osłony zbiorników są stosowane w dużych gospodarstwach. W Programie azotanowym zostały określone terminy wdrażania praktyki w zależności od wielkości produkcji zwierzęcej (załącznik 11).

Inną metodą jest wykorzystanie geometrycznych prążkowanych elementów z tworzyw sztucznych.

Pionowe prążki zapobiegają nakładaniu się poszczególnych elementów, co pozwala na stworzenie jednolitej pływającej osłony na powierzchni gnojowicy. Metoda niezalecana jest do gnojowicy bydłowej, bogatej w materię organiczną, tworzącej naturalną skorupę (kozuch). Natomiast w przypadku gnojowicy bydłowej to właśnie naturalny kozuch stanowi barierę ograniczającą kontakt z otwartą przestrzenią. Skuteczność kozucha zależy od jego grubości, stopnia pokrycia powierzchni gnojowicy oraz czasu potrzebnego na jego wytworzenie (fot. 5.2). Należy przy tym unikać wprowadzania dodatkowej, nowej

gnojowicy, aby nie uszkodzić istniejącej warstwy kożucha.

Za jedną z technik ograniczania emisji amoniaku uznaje się zastępowanie lagun zbiornikami. Jeśli laguny zostaną zastąpione przez głębsze zbiorniki, zmniejszeniu ulegnie powierzchnia przypadająca na jednostkę objętości gnojowicy, a tym samym emisje amoniaku zostaną proporcjonalnie zredukowane. Na zewnątrz budynku czasami gnojowica jest magazynowana w lagunach, gdzie powierzchnia przypadająca na jednostkę objętości gnojowicy jest duża, co sprzyja zdecydowanie większym stratom amoniaku. Wadą lagun jest wykładanie zbiornika folią, która łatwiej ulega uszkodzeniom. Problemem jest także szczelność lagun. Ze względu na dużą powierzchnię przykrycia betonowe nie są stosowane. Z kolei wykorzystanie do przykrycia słomy wiąże się z wieloma trudnościami. Należałoby

zastosować rozdrabniacz słomy i urządzenie do rozprowadzania jej po powierzchni. Ostony ze słomy mają też tendencję do zwiększania emisji metanu i podtlenku azotu ze względu na wzrost zawartości węgla. Ponadto słoma namaka i opada na dno, tracąc swoją funkcję. Trudnym do zastosowania sposobem jest również przykrywanie laguny folią (fot. 5.3). Za najbardziej efektywną metodę przykrycia laguny uważa się warstwę pływającą, np. z zastosowaniem keramzytu lub styropianu. Wprawdzie magazynowanie gnojowicy w lagunach wiąże się z niższymi kosztami, jednak redukcja emisji NH_3 z lagun jest trudniejsza niż ze zbiorników. Dlatego też zaleca się zastępowanie lagun głębokimi zbiornikami.

Za najbardziej efektywną, zarówno pod względem ograniczania emisji amoniaku, jak i nakładów inwestycyjnych, metodę przechowywania płynnych nawozów naturalnych

Fotografia 5.2. Naturalny kożuch na powierzchni gnojowicy
(fot. J. Walczak)



uważa się zastosowanie plastikowych (polietylenowych) rękawów, worków lub zbiorników (fot. 5.4).

Jest to praktyczny sposób magazynowania płynnych nawozów naturalnych w małych gospodarstwach, ewentualnie jako dodatkowy magazyn na gnojowicę. Pojemność rękawa, jak i zbiornika, wykonanych z polietylenu typu Ultra Flex i wykorzystywanych np. w gospodarstwach na zachodzie Europy, może osiągnąć pojemność od 1000 litrów do 7 tys. m³. Materiał jest odporny na środki chemiczne, promieniowanie UV, temperaturę w zakresie -30–+60°C. Rękawy i pojemniki na gnojowicę wyposażone są w zawory regulacyjne, umożliwiające także dołączenie kolejnych, dodatkowych zestawów, łatwych w montażu i utrzymaniu, z trwałością do 25 lat i gwarancją użytkowania 10 lat. Ponadto są one zabezpieczone przed parowaniem i emisją odorów. Zainteresowanie tą

techniką rośnie z uwagi na niskie – w porównaniu z budową zadaszonych zbiorników – koszty wdrożenia i łatwość stosowania. Zbiorniki te nie są trwale związane z gruntem, można je usytuować w dowolnym, równym miejscu, a w razie konieczności przenieść. Nie wymagają pozwolenia na budowę. Jednak ze względu na niską wysokość i konieczność przeznaczenia znacznej powierzchni wypoziomowanego gruntu do magazynowania, metoda nie jest zalecana do przechowywania dużych ilości płynnych nawozów naturalnych. Wadą jest także niska odporność zbiorników na rozerwanie, nawet pod własnym ciężarem napelnionego zbiornika. Zaleca się, aby rękawy i zbiorniki były odpowiednio zabezpieczone przed przebiciem i wyciekami do wód gruntowych. Technika ta pozwala na 100% redukcję emisji amoniaku (tab. 5.2).

Metodą ograniczania emisji amoniaku z płynnych nawozów naturalnych jest

Fotografia 5.3. Przykrycie laguny
(fot. J. Walczak)



zakwaszanie gnojowicy. Dzięki procesowi zakwaszania znaczna część azotu w gnojowicy zabezpieczona jest w postaci jonów amonowych i zamiast amoniaku, który może się ulatniać, powstaje siarczan amonu. Obniżenie pH gnojowicy 96% kwasem siarkowym dezaktywuje enzym ureazy uwalniającej amoniak. Technika zakwaszania gnojowicy jest od 20 lat stosowana z dużym powodzeniem w Danii, gdzie wykorzystuje się trzy metody zakwaszania: 1) *in house* czyli w budynku, 2) *in storage* – w zbiorniku, 3) *in field* – na polu. Metoda pierwsza wymaga zautomatyzowanego systemu, składającego się ze zbiornika głównego, zbiornika procesowego wyposażonego w mieszadło, zbiornika na kwas siarkowy oraz jednostki sterującej. Kanały gnojowicowe w pomieszczeniu inwentarskim połączone są ze zbiornikiem głównym i zbiornikiem procesowym. Przepompowana gnojowica traktowana

jest kwasem siarkowym i transportowana systemem rur z powrotem do budynku, gdzie osiąga wartość pH 5. Zaawansowanie techniczne tej metody związane jest z jej wysokimi kosztami zastosowania i zachowaniem bezpieczeństwa utrzymywanych gatunków zwierząt. Druga metoda, polegająca na zakwaszaniu gnojowicy „w zbiorniku”, wymaga mieszadła, pompy zasysającej gnojowicę oraz kwas. Kwas zmagazynowany jest w pojemniku wykonanym z tworzywa sztucznego, który znajduje się bezpośrednio przy zbiorniku z gnojowicą. Pompa zasysa gnojowicę z góry zbiornika, natomiast przez dyszę przepływa kwas zasany przez rurę zanurzoną w pojemniku z kwasem. Kwas jest dozowany i mieszany z gnojowicą bezpośrednio w zbiorniku, w którym gnojowica jest magazynowana. Mieszanie gnojowicy z kwasem powoduje obniżenie pH gnojowicy proporcjonalnie do ilości

Fotografia 5.4. Worki na gnojowicę
(fot. J. Walczak)



dodawanego kwasu. Wartość pH gnojowicy po zakwaszeniu powinna wynosić od 5,5 do 6. Metoda ta pozwala na redukcję emisji amoniaku o 60%. Metodę zakwaszania gnojowicy na polu opisano w dalszej części rozdziału.

Zakwaszanie gnojowicy jest zabiegiem wymagającym dużej staranności i ostrożności. Kwas siarkowy jest substancją silnie toksyczną i drażniącą, a jego opary są silnie trujące, natomiast kontakt ze skórą powoduje poważne, trudno gojące się oparzenia. Podczas jego dodawania do gnojowicy zachodzi reakcja cieplna, stymulująca powstawanie dużej ilości piany. Ze względów bezpieczeństwa kwas siarkowy należy stosować zgodnie z zasadami BHP (środki ochrony osobistej, tj. gogle do ochrony oczu, maska pochłaniająca toksyczne opary, rękawice i buty kwasoodporne oraz kombinezon z kapturem). Ponadto przy zakwaszaniu gnojowicy wykorzystywany jest wyłącznie profesjonalny sprzęt i instalacje, co sprawia, że metoda ta jest bezpieczna.

Metody ograniczania emisji amoniaku podczas aplikacji płynnych nawozów naturalnych

Straty amoniaku z płynnych nawozów naturalnych po ich aplikacji na użytki rolne są większe niż z obornika. Podstawowym sposobem ograniczania emisji amoniaku jest stosowanie niskoemisyjnych praktyk aplikacji nawozów naturalnych. W odniesieniu do płynnych nawozów naturalnych sugeruje się wyeliminowanie

rozbryzgowej aplikacji na rzecz zastąpienia takimi praktykami, jak: aplikacja przez węże wlezione, węże z redlicami, iniekcja w zamknięte lub otwarte szczeliny, iniekcja do gleby lub niezwłoczne przyoranie gnojowicy aplikowanej na powierzchni pola.

Wielkość ograniczenia emisji amoniaku z płynnych nawozów naturalnych zależy od sposobu ich aplikacji (tab. 5.3). Aplikacja dogłębowa gnojowicy ogranicza emisję amoniaku na skutek zmniejszenia kontaktu nawozu z powietrzem, zwiększając jego przenikanie do gleby dzięki bezpośredniemu umieszczeniu nawozu pod powierzchnią. Najefektywniejsza ze względu na emisję jest jej iniekcja w głąb gleby. Iniekcja głęboka polega na wprowadzaniu płynnych nawozów naturalnych na głębokość 10–30 cm i w rozstawie 50–75 cm za pomocą specjalnych radel lub talerzy. Praktyka nie może być stosowana na glebach płytkich, zasobnych w il koloidalny, kiedy jest sucho oraz na glebach przepuszczalnych o dużym przemywaniu.

Iniekcja może być też płytka, zazwyczaj na głębokość 4–10 cm i w rozstawie 25–30 cm. Polega na wprowadzaniu gnojowicy w szczeliny z wykorzystaniem aplikatorów wyposażonych w redlice tarczowe. Wycięte w glebie szczeliny mogą być otwarte lub zamknięte. Efekt redukcji emisji amoniaku dla aplikacji gnojowicy w otwarte rowki wyceniany jest na 70%. W przypadku rowków zamkniętych aplikatory wyposażone są w specjalne kółka lub rolki, które w trakcie aplikacji gnojowicy zamykają szczeliny. Metoda aplikacji w zamknięte szczeliny możliwa jest do zastosowania na gruntach ornych przed siewem i w uprawach rzędowych

o szerokim rozstawie. Efekt redukcji emisji amoniaku dla tej praktyki wynosi 80% (tab. 5.3).

Innym sposobem aplikacji płynnych nawozów naturalnych do gleby, ograniczającym emisję amoniaku, jest zastosowanie wozów asenizacyjnych z węzami wleczonymi. Metoda polega na rozprowadzaniu gnojowicy na gruncie lub nad poziomem gruntu przez elastyczne węże, które są ciągnięte po powierzchni ziemi lub tuż nad ziemią (fot. 5.5).

Pasmowe rozlewacze efektywnie zmniejszają emisję, ale ich zastosowanie zależy od nachylenia terenu, wymiaru i kształtu pola oraz wysokości roślin. Praktyka ta jest trudna do wdrożenia w przypadku gnojowicy o większej gęstości i lepkości. Natomiast zastosowanie wozów asenizacyjnych z płozami (redlicami)

powoduje, że przesuwające się po powierzchni gleby płozy rozdzielają rośliny, i płynne nawozy są aplikowane bezpośrednio na powierzchnię gleby. Praktyka możliwa jest do zastosowania na gruntach ornych przed siewem lub w taniu o szerokich międzyrzędziach.

Skutecznym sposobem redukcji emisji amoniaku jest szybkie i głębokie przykrycie gnojowicy glebą. Dzięki przykryciu glebą składniki nawozowe są mieszane z wierzchnią warstwą gleby, co zapobiega ich stratom w wyniku sptywu lub utleniania. Praktyka ta jest najefektywniejsza po natychmiastowym przyoraniu rozlanej gnojowicy, co daje ograniczenie emisji o 70–90%. Ze względu na fakt, że orka jest czasochłonna, efektywniejsze może być zastosowanie do mieszania bron lub bron talerzowych.

Tabela 5.3. Ograniczenia emisji amoniaku dla różnych praktyk stosowania gnojowicy
(opracowanie własne na podstawie UNECE, 2015)

Technika ograniczenia emisji amoniaku	Użytkowanie terenu	Redukcja emisji %
Węże wlezione	użytki zielone i pola uprawne	30-35
Płożące redlice	użytki zielone i pola uprawne przed siewem oraz rośliny o szerokich międzyrzędziach	30-60
Płytki iniekcja – szczeliny otwarte	użytki zielone i pola uprawne przed siewem oraz rośliny o szerokich międzyrzędziach	70
Płytki iniekcja – szczeliny zamknięte	użytki zielone i pola uprawne przed siewem oraz rośliny o szerokich międzyrzędziach	80
Głęboka iniekcja	użytki zielone i pola uprawne	90
Przykrycie glebą	pola uprawne	
• orka	–	90
• bez odwracania gleby	–	70
• wprowadzenie do gleby po 4 godz.	–	45–65
• wprowadzenie do gleby po 4 godz.	–	50
• wprowadzenie do gleby po 4 godz.	–	30
Rozcieńczenie (w przypadku nawodnień)	użytki zielone i pola uprawne	30 (rozcieńczenie 1:1)
Rozcieńczenie przed rozlewaniem	użytki zielone i pola uprawne	30 (rozcieńczenie 50%)

Istotny jest także czas zastosowania praktyki, a tym samym skrócenie czasu emisji. Przykrycie po 4 godzinach zmniejsza ograniczenie emisji do 45–65%, a po 12 godzinach do 50%. Najmniej efektywne jest przykrycie gnojowicy glebą po 24 godzinach od zastosowania.

Niekiedy warto rozważyć możliwość rozcieńczania gnojowicy, ponieważ generalnie obniża to suchą masę i powoduje szybszą infiltrację gnojowicy w głąb gleby. Minusem tego rozwiązania jest znaczne zwiększenie objętości rozprowadzanej cieczy. Zazwyczaj możliwe są dwie praktyki w tym zakresie:

- dodawanie gnojowicy do systemu nawadniania lub zraszaczy (rozcieńczenie 50:1 do 1:1), co zapewnia ograniczenie emisji o 30%; polega to na wypompowywaniu gnojowicy ze zbiorników, wtryskiwaniu do systemu nawadniania i doprowadzaniu do niskociśnieniowego urządzenia nawadniającego, które rozprowadza rozcieńczoną gnojowicę na gruncie,
- dodawanie wody do zbiorników gnojowicy (0,5:1), ale zwiększać to będzie koszty transportu na pole.

Inną metodą ograniczającą emisję amoniaku jest separacja gnojowicy, która polega na rozdeleniu przy pomocy pras lub wirówek frakcji stałej i ciekłej gnojowicy. W frakcji ciekłej zmniejsza się zawartość suchej masy, a tym samym zawartość azotu. Stosowanie odseparowanej frakcji ciekłej zmniejsza emisję amoniaku podczas aplikacji ze względu na łatwiejsze wsiąkanie w glebę. Natomiast odseparowana frakcja stała może być stosowana jako ściółka dla zwierząt oraz nawóz stały lub zostać poddana procesowi

peletowania i sprzedawana jako nawóz ogrodniczy lub jako pelet do kotłów CO (fot. 5.6). Praktyka ta może być wdrożona w większych gospodarstwach utrzymujących zwierzęta w systemie bezściółkowym, zdolnych do poniesienia znacznych nakładów inwestycyjnych.

Wielkie znaczenie dla ograniczenia emisji mają warunki, w jakich gnojowica jest stosowana na pole:

- w chłodny dzień, bezwietrzny i wilgotny,
- na płaskich polach przed deszczem nie intensywniejszym niż 10 mm,
- przed wieczorem, kiedy prędkość wiatru i temperatura są mniejsze,
- na glebę świeżo uprawioną, co zwiększa szybkość infiltracji w głąb profilu.

Fotografia 5.5. Wóz asenizacyjny z węzami wleczonymi
(fot. J. Walczak)



Dobre rezultaty może przynieść zakwaszanie gnojowicy przy użyciu kwasu siarkowego w trakcie aplikacji. Metoda zakwaszania gnojowicy „na polu” to system mobilny, składający się z ciągnika, wozu asenizacyjnego wyposażonego w pompę oraz zestaw węży wleczonych i miernik pH. Zbiornik ze stężonym kwasem siarkowym (98%) oraz dodatkowy zbiornik na wodę zabudowane są klatką bezpieczeństwa i zamocowane na przednim zaczepie traktora, a dozownik kwasu podłączany jest automatycznie za pomocą sprzęgła do całego systemu. Klatka zabezpiecza pojemnik z kwasem i jest odporna na wszelkiego rodzaju kolizje podczas transportu kwasu na pole. Operator nie ma bezpośredniego kontaktu z kwasem siarkowym. Cysterna wozu asenizacyjnego uzupełniana jest gnojowicą i kwasem siarkowym. Całość systemu połączona jest z komputerem i wbudowanym miernikiem przepływu

kwasu oraz regulacji mocy dawki, w zależności od pojemności wozu asenizacyjnego. Przed rozpoczęciem zakwaszania gnojowicy komputer sprawdza poziom pH gnojowicy znajdującej się w wozie asenizacyjnym. Następnie należy wprowadzić do komputera wartość pH, jaką ostatecznie chcemy otrzymać. Wtryskiwacz kwasu siarkowego, ze stali nierdzewnej, umieszczony jest w tylnej części wozu asenizacyjnego, połączony jest bezpośrednio ze statycznym mieszalnikiem gnojowicy umieszczonym również na wozie asenizacyjnym. Gnojowica aplikowana jest do gleby przez inżektory, bez rozprysku, i pozwala na redukcję emisji amoniaku o 96%. Doświadczenia duńskie wskazują także na wzrost sekwestracji węgla w glebie przy stosowaniu zakwaszonej gnojowicy na polu. W Polsce metoda zakwaszania gnojowicy jest w fazie badań, a wdrożenie wiąże się z dużymi kosztami inwestycyjnymi.

Fotografia 5.6. Odseparowana frakcja stała gnojowicy
(fot. J. Walczak)



Metody ograniczenia emisji amoniaku z przechowywania stałych nawozów naturalnych

Przechowywanie nawozów naturalnych jest trzecim co do wielkości źródłem emisji NH_3 , po emisjach z pomieszczeń inwentarskich oraz po aplikacji nawozów naturalnych na pola. Przechowywanie jest niezbędnym elementem technologii, ponieważ umożliwia zastosowanie tych nawozów we właściwym czasie, kiedy istnieje zapotrzebowanie na azot przez rośliny, a ryzyko zanieczyszczenia wód jest niskie.

Do nawozów naturalnych stałych zaliczany jest obornik oraz pomiot ptasi. Obornik jest mieszaniną odchodów zwierzęcych ze ściółką (najczęściej słomą). Pomiot ptasi to odchody drobiu z bezściółkowego systemu utrzymania zwierząt gospodarskich. Podobnie jak w przypadku płynnych nawozów naturalnych, niewłaściwe przechowywanie obornika powoduje nie tylko straty składników nawozowych, ale jest źródłem zanieczyszczenia środowiska naturalnego.

Program azotanowy dopuszcza czasowe składowanie obornika bezpośrednio na gruntach rolnych, jednak nie dłużej niż przez 6 miesięcy od utworzenia pryzmy. Pryzmy te powinny być lokalizowane na płaskim, niepiaszczystym i niepodmokłym terenie, o dopuszczalnym spadku do 3%, w odległości większej niż 20 m od studni i linii brzegu wód powierzchniowych. Obornik ponownie przechowuje się na pryzmie w tym samym miejscu po upływie 3 lat. Natomiast bezpośredniego

na gruncie przez cały rok nie wolno przechowywać pomiotu kurzego.

Po usunięciu z zabudowań inwentarskich obornik powinien być składowany w odpowiednich miejscach, aby umożliwić optymalizację czasu jego rolniczego wykorzystywania, w zależności od warunków glebowych i planu gospodarowania składnikami pokarmowymi. Powierzchnia miejsc do przechowywania stałych nawozów naturalnych powinna umożliwiać ich przechowywanie przez okres 5 miesięcy. Sposób obliczania wymaganej powierzchni miejsc do przechowywania stałych nawozów naturalnych został określony w Programie azotanowym (załącznik 5). Miejsca do przechowywania stałych nawozów naturalnych muszą być usytuowane w bezpiecznych odległościach od zabudowań i granic gospodarstwa. Szczegółowe wymagania dotyczące odległości dla usytuowania płyt obornikowych zamieszczono w tabeli 5.4.

W celu właściwej organizacji prac, związanych z składowaniem i magazynowaniem obornika konieczne jest:

- zaplanowanie miejsca usytuowania powierzchni do składowania, biorąc pod uwagę wymogi oraz ewentualne uwarunkowania terenu (spadek),
- zaplanowanie metody usuwania nawozu,
- zapewnienie dojazdu (możliwie najkrótsza droga z budynku inwentarskiego do miejsca składowania).

Obornik należy składować i przechowywać na szczelnych płytach obornikowych. Płyty obornikowe zaleca się wyposażyć w boczne ścianki oporowe oraz kanały odprowadzające odcieki do specjalnego zbiornika. Ścianki stanowią obrzeża

zbiornika i uniemożliwiają wyciekanie wód opadowych i odcieków poza powierzchnię płyty.

Płyty obornikowe mogą być wykonane z różnych materiałów (beton, tworzywa sztuczne), ale wykonana konstrukcja musi chronić środowisko glebowe i wodne przed przedostawaniem się odcieków do gruntu i wód. Różne rozwiązania konstrukcyjne i techniczne w zakresie miejsc przechowywania obornika przedstawia „Zbiór zaleceń dobrej praktyki rolniczej mający na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych”.

Pomiot ptasi o zawartości suchej masy co najmniej 60–70% pomimo wysokiej koncentracji azotu emituje niewiele amoniaku. Dlatego powinien być chroniony przed zawilgoceniem i przechowywany w stanie suchym, najlepiej w szczelnych zbiornikach lub specjalnych pomieszczeniach.

W wysokiej temperaturze straty amoniaku z przechowywania obornika są duże. Zadaszenie miejsc przechowywania obornika pozwala na stworzenie stabilnych warunków składowania obornika, tym samym przeciwdziała zbyt niemu nagrzewaniu się przysmy. Dach odprowadza także poza płytę wody deszczowe,

co ogranicza wycieki składników nawozowych z obornika. Praktyka ta nie jest zalecana ze względu na ogromne koszty zadaszenia, w porównaniu z budową tradycyjnej płyty obornikowej.

Alternatywną tanią metodą zmniejszania strat amoniaku z przechowywania obornika jest przykrywanie przysmy nieprzezroczystą folią z tworzywa sztucznego. Przykrywanie przysmy można stosować po zakończeniu jej układania, jak również podczas układania etapowego. Przykrycie przysmy ogranicza emisję amoniaku, nie zwiększając przy tym emisji metanu i podtlenku azotu. Folia powinna być zabezpieczona przed unoszeniem przez wiatr np. przez obciążenie jej ciężarkami. Badania IZ PIB wskazują, że zastosowanie tej praktyki pozwala na uzyskanie redukcji emisji amoniaku na poziomie 60–80%.

Podczas składowania obornika zaleca się, aby jego temperatura wynosiła poniżej 50°C (poprzez wzrost gęstości) i stosunek C:N mieścił się w granicach 20–30:1 (poprzez regulację ilości ściółki). W ubitym oborniku panują lepsze warunki dla prawidłowego procesu fermentacji (ograniczony dostęp tlenu). Przy optymalnym stosunku C:N (20–30:1) dochodzi do przemian termofilnych,

Tabela 5.4. Usytuowanie płyt obornikowych
(opracowanie własne na podstawie Dz. U. 2014, poz. 81)

Odległości od:	Płyty obornikowe
pomieszczeń przeznaczonych na pobyt ludzi na działkach sąsiednich	25 m, jednak nie mniej niż 30 m od otworów okiennych i drzwiowych w tych pomieszczeniach
od magazynów środków spożywczych, a także od obiektów budowlanych służących przetwórstwu artykułów rolno-spożywczych	50 m
granicy działki sąsiedniej	10 m
budynków magazynowych pasz i ziarna	4 m
silosów na zboże i pasze	5 m
silosów na kiszonki	10 m

Tabela 5.5. Ograniczenie emisji NH_3 w zależności od czasu przyorania obornika od zastosowania
(opracowanie własne na podstawie UNECE, 2015)

Praktyka	Ograniczenie emisji NH_3 (%)
Natychmiastowe przykrycie glebą – głęboka orka	90
Uprawa bez odwracania skiby	70
Przyoranie w ciągu 4 godz.	45–65
Przyoranie po 4 godz. do 12 godz.	50
Przyoranie po 4 godz. do 24 godz.	30

które eliminują mikroflorę psychro- i mezofilną. Następuje wyjątkowanie i obniżenie strat azotu. Zgęszczenie i przykrycie przyzmy obornika pozwala na ograniczenie emisji amoniaku o 90%.

Metodą ograniczania emisji amoniaku z przechowywania obornika jest także ograniczenie powierzchni przyzmy. Minimalizowanie powierzchni uzyskuje się poprzez zwiększenie wysokości przyzmy. Zaleca się układanie przyzmy o przekroju trapezoidalnym, co powoduje, że wody deszczowe spływają po przyzmy i nie wsiąkają w jej głąb. Wysokość układania przyzmy zależy od możliwości technicznych.

Ograniczanie emisji amoniaku podczas stosowania stałych nawozów naturalnych

Ograniczenie emisji amoniaku można osiągnąć poprzez doskonalenie metod aplikacji nawozów naturalnych. Techniki aplikacji umożliwiają redukcję emisji amoniaku do powietrza na skutek zmniejszenia ekspozycji aplikowanego nawozu na oddziaływanie warunków pogodowych.

Skutecznym sposobem jest wprowadzenie obornika do gleby poprzez orkę lub płytka

uprawę. Straty amoniaku z obornika maleją wraz ze zwiększeniem głębokości umieszczenia nawozu w glebie. W przypadku niektórych rodzajów obornika (np. zawierających duże ilości słomy) całkowite przykrycie warstwą gleby jest trudne do wykonania. Jak najszybsze przykrycie nawozu glebą zapobiega stratom składników nawozowych w wyniku sptywu powierzchniowego, erozji lub utleniania. Dzięki przykryciu glebą składniki nawozowe są mieszane z wierzchnią warstwą gleby i są łatwo dostępne dla systemu korzeniowego uprawianych roślin.

Za najbardziej efektywną strategię ograniczania emisji amoniaku ze stosowania obornika uważa się skrócenie czasu jego przebywania na powierzchni pola. Większość NH_3 jest uwalniana z obornika w ciągu kilku godzin po rozrzuceniu na powierzchni ziemi. Większe redukcje emisji amoniaku można zatem osiągnąć w przypadku wprowadzenia obornika do gleby bezpośrednio po rozrzuceniu.

Głęboka orka i natychmiastowe po nawożeniu wymieszanie obornika z glebą skutkuje redukcją emisji o 90% (tab. 5.5). Przyoranie obornika w ciągu 4 godzin zmniejsza ograniczenie emisji do 45–65%, a w miarę upływu czasu od aplikacji ograniczenie emisji amoniaku maleje do 30–50%.



6. Ograniczenie emisji amoniaku z nawożenia mineralnego

KONIECZNOŚĆ OCHRONY powietrza na terenach użytkowanych rolniczo jest równie ważnym zadaniem, jak dbałość o czystość zasobów wodnych. Wynika to ze stale pogarszającej się jakości powietrza, związanej z przedostawaniem się do atmosfery różnego rodzaju zanieczyszczeń szkodliwych nie tylko dla ludzi, ale także dla środowiska.

Do głównych antropogenicznych zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego zaliczany jest amoniak. Emisja amoniaku ze źródeł rolniczych zmniejsza wartość nawozową stosowanych nawozów (ubytek azotu w odchodach zwierząt i mineralnych nawozach azotowych), przyczynia się do eutrofizacji i zakwaszania systemów lądowych i wodnych oraz zwiększa koszty nawożenia.

Całościowe podejście do przemian azotu jest metodycznie niezbędne, ponieważ tylko w ten sposób można efektywnie ograniczyć emisje NH_3 . W przypadku nawozów mineralnych postuluje się wprowadzenie między innymi: zakazu stosowania węglanu amonu oraz zastąpienie nawozów mocznikowych nawozami saletrzanymi. Stosowanie nawozów mocznikowych będzie mogło być kontynuowane, jeśli emisja amoniaku z tego nawozu zostanie ograniczona co najmniej o 30%.

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. Stopniowy wzrost zużycia nawozów mineralnych stał się przyczyną zaburzenia

równowagi występowania składników nawozowych w środowisku. Zmiany w zużyciu zaznaczają się najsilniej w przypadku nawozów azotowych. W roku gospodarczym 2017/2018 zużycie mineralnych nawozów azotowych w Polsce wyniosło 1178,8 tys. ton (w przeliczeniu na czysty składnik). Dominującymi nawozami w strukturze zużycia są nawozy saletrzano-amonowe (saletry, saletrzak) i mocznik. Nieumiejętne stosowanie nawozów niesie ze 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. Poziom strat zależy głównie od właściwości gleby (struktury, zawartości substancji organicznej, zawartości wody, pH), dawki nawozu, warunków klimatycznych (temperatury, prędkości wiatru, opadów) oraz obecności roślin. 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% zastosowanego azotu, 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.

Przemiany azotu w glebie

Azot jest najbardziej plonotwórczym składnikiem pokarmowym. Zarówno niedobór, jak i nadmiar azotu szkodzi plonom. Niedobór hamuje wzrost roślin, natomiast nadmiar powoduje obniżenie mrozoodporności i nierównomierne dojrzewanie. W zrównoważonym nawożeniu, zwłaszcza azotem, istotne jest określenie potrzeb pokarmowych roślin, które oblicza się, mnożąc przewidywany plon przez pobranie jednostkowe (więcej szczegółowych wskazówek zawarto w Programie azotanowym). Rośliny swoje potrzeby pokarmowe zaspokajają zarówno ze stosowanych nawozów, jak i z zasobów glebowych. Aby określić potrzebną ilość nawozów, należy odjąć od potrzeb pokarmowych ilość składnika (azotu), jaką rośliny będą miały do dyspozycji z zasobów glebowych (mineralizacja glebowej materii organicznej, rozkład zastosowanych nawozów, azot atmosferyczny, azot wiązany przez mikroorganizmy symbiotyczne). Tak więc na pulę azotu glebowego składa się wiele źródeł, które w różnym stopniu są dostępne dla roślin.

Mineralne nawozy azotowe, w zależności od składu chemicznego, mają różny wpływ na plon i środowisko. Aby efektywnie nawozić rośliny, należy znać właściwości nawozu. Mineralne nawozy azotowe w swoim składzie zawierają trzy formy azotu: amidową, amonową i azotanową. Rośliny pobierają z gleby azot w formie amonowej NH_4^+ lub azotanowej (saletrzanej) NO_3^- . Azot w nawozach mineralnych występuje albo w formie bezpośrednio dostępnej dla roślin (NH_4^+ , NO_3^-),

albo w formie amidowej NH_2 , która w glebie szybko ulega przekształceniu do związku amonowego. Obok pobrania azotu przez rośliny, azot z nawozów mineralnych może ulegać różnym przemianom w glebie.

Azot amidowy nie wpływa bezpośrednio na stymulowanie roślin do rozwoju. Aby mógł być pobierany przez system korzeniowy roślin, musi przejść hydrolizę do formy amonowej i nityfikację do formy azotanowej (saletrzaney). Tempo przekształcania zależy od temperatury, gleby i jej wilgotności.

Azot amonowy (NH_4^+) jest pobierany przez rośliny w małych ilościach i dobrze zatrzymywany (sorbowany) w glebie, dobrze działa także w niskich temperaturach. Ograniczone wymywanie azotu amonowego pozwala na stosowanie przed siewem, a więc jest to typowo przedsięwzięta forma azotu. Stosowanie formy amonowej sprzyja rozwojowi systemu korzeniowego i krzewieniu roślin. Dodatnio naładowany jon amonowy wiąże się z minerałami glebowymi i może zostać przekształcony w glebową materię organiczną, ulec immobilizacji (wbudowaniu w ciała mikroorganizmów) i zostać zatrzymany przez kompleks sorpcyjny gleby. Poza tym może ulec nityfikacji, a w niekorzystnych warunkach stratom w postaci amoniaku. W glebie w procesie nityfikacji jon amonowy jest utleniany przez bakterie tlenowe *Nitrosomonas* do jonu NO_2^- , a następnie przez bakterie tlenowe *Nitrobacter* do NO_3^- . Proces nityfikacji zależy od temperatury, wilgotności, pH gleby i trwa od jednego do kilku tygodni. Zakwaszenie gleby może całkowicie ograniczyć proces nityfikacji. W procesie tym

dochodzi do uwalniania wolnych jonów wodorowych (H^+), które zakwaszają glebę. Do dużych strat azotu amonowego może dochodzić na glebach o odczynie zasadowym i suchych lub świeżo po wapnowaniu, gdyż następuje przekształcenie azotu amonowego w amoniak. Dlatego wysiany nawóz należy przykryć glebą.

Azot azotanowy (NO_3^-) jest podstawową formą azotu w glebach, łatwo pobieraną przez rośliny w dużych ilościach. Nawozy saletrzanego należy stosować wyłącznie w trakcie okresu wegetacji, kiedy rośliny są w stanie pobrać duże ilości azotu z nawozów. Jest to typowa forma pogłówna. Azot azotanowy jest wysoce mobilny w glebie i szybko dochodzi do korzeni roślin. Jeżeli nie zostanie pobrany przez rośliny, może zostać wymyty lub ulec denityfikacji. Jon azotanowy przemieszcza się w glebie zarówno w głąb profilu glebowego (jeżeli opady są intensywniejsze niż transpiracja), jak i w górę (jeżeli transpiracja jest intensywniejsza niż opady).

Większe zagrożenie wymywania azotanów występuje w okresie zimowym. W okresie letnim, gdy temperatura przekroczy 5°C , dominuje parowanie, a więc jon amonowy przemieszcza się w górę. Jedynie w przypadku nawałnych lub długotrwałych opadów może dochodzić do wymywania azotanów. Kolejnym procesem, który prowadzi do strat azotu, jest denityfikacja, w wyniku której jony azotanowe zostają przekształcone w formy gazowe, ulatniające się do atmosfery. Proces ten intensywnie zachodzi na glebach ciężkich i wilgotnych, a więc w warunkach ograniczonej ilości tlenu w glebie. Dlatego istotna jest regulacja warunków wodno-powietrznych.

Rośliny pobierają azot z gleby w formach amonowej i azotanowej. To, która forma jest aktywniej pobierana, zależy od: gatunku roślin, formy azotu nawozowego, warunków glebowych, temperatury, uwilgotnienia oraz pH gleby. Na glebach o odczynie zbliżonym do obojętnego lepszym źródłem azotu jest forma amonowa. Wraz ze wzrostem zakwaszenia gleby wzrasta intensywność pobierania formy azotanowej.

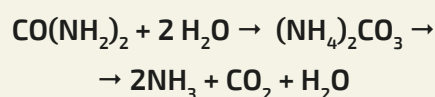
Ograniczenie emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych zależy od warunków pogodowych i technologii aplikacji. Ogólnie rzecz ujmując, jony amonowe będą absorbowane w glebie efektywnie, co zmniejsza emisję, gdy: nawóz zostanie przykryty glebą, gleba ma wysoką pojemność sorpcyjną, gleba ma dostateczną wilgotność, gleba ma niskie pH oraz gdy temperatura jest niska. Spośród wszystkich asortymentów nawozów azotowych najpilniejszą potrzebą jest obniżenie emisji amoniaku ze stosowanego w rolnictwie mocznika.

Mocznik

Czołowa pozycja mocznika na polskim i światowym rynku nawozów azotowych wynika z niskich kosztów jego produkcji oraz wysokiej zawartości azotu (46% N), również koszty związane z magazynowaniem i transportem są stosunkowo niskie. Ponadto nie występuje, jak w przypadku saletr, ryzyko pożaru lub wybuchu. Dużą zaletą jest także jego wysoka rozpuszczalność, powodująca wprowadzenie pewien stopień higroskopijności, jednak nawóz ten jest

przydatny zarówno w produkcji nawozów kompleksowych, jak i w aplikacji w formie granulowanej, w formie roztworu lub w postaci powlekanych granul spowalniających uruchamianie nawozu. Zasadniczą wadę mocznika stanowią jednak wysokie straty gazowe, jakim ulega azot zawarty w nawozie po jego zetknięciu z glebą.

Mocznik zawiera azot (N) w formie amidowej, która jest dobrze pobierana pozakorzeniowo (dolistnie) przez rośliny. Pobieranie przez system korzeniowy jest wolniejsze, ponieważ w glebie mocznik przechodzi w wyniku hydrolizy enzymatycznej w dostępną dla roślin formę amonową, a następnie w azotanową. Tak więc, aby mocznik mógł być dostępny dla roślin, musi ulec hydrolizie. W wyniku działania enzymu ureazy pochodzenia mikrobiologicznego oraz ureazy pozaustrojowej związanej z glebą zachodzi proces hydrolizy mocznika. Ureaza odpowiada za przekształcenie mocznika w węglan amonu. Związek ten jest nietrwały i szybko ulega rozkładowi do NH_3 i dwutlenku węgla



Aktywność ureazy uzależniona jest od temperatury gleby. Proces ten trwa średnio od tygodnia do jednego dnia. Dla przykładu: w temperaturze gleby 2°C mocznik zostaje przekształcony do amoniaku po 4 dniach, natomiast przy temperaturze 10°C – proces trwa tylko 2 dni. Dalszy wzrost temperatury przyspiesza proces hydrolizy. Tak więc, stosując mocznik w wysokich temperaturach, pod warunkiem dostępności wody w glebie, szybciej

zachodzą poszczególne fazy procesu przekształcania z formy amidowej do azotanowej i jon amonowy jest szybko dostępny dla roślin. Stąd też mocznik jest najbardziej efektywny w korzystnych warunkach termicznych i wilgotnościowych, na glebach o uregulowanym odczynie, gdy zostanie szybko wymieszany z glebą, a jego dawki dostosuje się do potrzeb nawozowych roślin. Hydroliza mocznika prowadzi do krótkotrwałego, gwałtownego wzrostu pH gleby w bezpośrednim sąsiedztwie zastosowanego mocznika.

Mocznik może być stosowany na wiosnę, ponieważ nie powoduje rozhartowania roślin. Jednak należy pamiętać, że jest to nawóz wolno działający w niskich temperaturach, dlatego należy go zastosować odpowiednio wcześniej. Stosowanie mocznika na glebach o pH powyżej 6,5, a także na glebach świeżo zwapnowanych, może powodować duże straty azotu do atmosfery. Również nieefektywne i prowadzące do strat azotu jest stosowanie mocznika w wyższych temperaturach, gdy jest sucho. Uważa się, że aplikacja mocznika pogłównie w okresie wczesnej wiosny jest skuteczna, gdy gleba jest wilgotna i średnia temperatura nie przekracza 10°C.

Ograniczenie emisji amoniaku z mocznika

W celu ograniczenia emisji NH_3 z mocznika należy jak najszybciej wymieszać go z glebą. Jeśli rozkład mocznika następuje po jego wymieszaniu z glebą, amoniak jest wiązany przez

koloidalny lub materię organiczną gleby, lub tworzy nietłoczne związki chemiczne pozostające w glebie. Skuteczność tego zabiegu może być mniejsza na glebach lekkich, które z natury zawierają zbyt mało ilitu koloidalnego oraz/lub materii organicznej, charakteryzują się więc małą sorpcją amoniaku. Gleby węglanowe (mimo wysokiego pH, co zwiększa emisję NH_3) mogą emitować mniej tego gazu, ponieważ zazwyczaj mają dostatecznie dużo ilitu koloidalnego. Emisje NH_3 z mocznika stosowanego w warunkach suchych mogą być większe na użytkach zielonych niż gruntach ornych. Emisje z roztworów wodnych mocznika są zazwyczaj tego samego rzędu co ze stałych jego form, ponieważ ilości wody w cieczy roboczej są niewystarczające do wymycia nawozu w głąb gleby. Można jednak liczyć się z tym, że absolutne straty NH_3 będą małe, jeśli dawka mocznika będzie mała.

Ograniczenie emisji amoniaku z mocznika, co jest warunkiem jego stosowania po 2020 r., można osiągnąć, przestrzegając następujących zasad:

- nie należy stosować mocznika na suchą glebę, gdyż szczególnie przy wyższych temperaturach mogą temu towarzyszyć duże straty azotu do atmosfery. Nawet 40% powstałego amoniaku w warunkach suchej wiosny ulatnia się do atmosfery. W warunkach odpowiedniego uwilgotnienia straty są mniejsze, ale związki azotowe wytworzone w procesie nitryfikacji łatwo ulegają wyptłukaniu z gleby, na stanowiskach o pH powyżej 7,0 lub świeżo wapnowa-

nych również mogą wystąpić duże straty azotu do atmosfery, gdyż warunki te sprzyjają przekształcaniu się mocznika w amoniak (NH_3),

- nie stosować mocznika pogłównie, po wysianiu granul bezpośrednio na powierzchnię, gdy mocznika nie miesza się z glebą,
- nadmierne nawożenie mocznikiem, krótko przed siewem lub po siewie nasion, może pogorszyć wschody i zmniejszyć obsadę roślin (dawka mocznika może być tym większa, im cięższa jest gleba i lepsze wymieszanie nawozu),
- właściwie wykorzystywać sprzęt do aplikacji.

Przykrycie mocznika glebą natychmiast po aplikacji daje obniżenie emisji o ok. 50–80%. Do przykrycia można wykorzystać pługi lub kultywatory talerzowe i sprężynowe, w zależności od rodzaju gleby i jej stanu. Nawozy przykrywa się glebą zazwyczaj w trakcie oddzielnej operacji.

Mocznik jest higroskopijny i niewielkie ilości wody powodują „mazanie się” lub zbrylanie, co niekorzystnie wpływa na równomierność jego wysiewu. Równomierne rozsiianie nawozu rozsiewaczem talerzowym na danej powierzchni jest tym trudniejsze, im wyższa jest w nim procentowa zawartość czystego składnika. Mocznik jest jednym z najbardziej skoncentrowanych nawozów, a niewielka masa i mała średnica ziaren (granul) mocznika dodatkowo skracają odległość, na jaką może być rozsiiany nawóz – należy o tym pamiętać, regulując maszynę, gdyż na polach, na których był stosowany mocznik, często występują pasowe

przebarwienia roślin, co świadczy o miejscowym niedożywieniu roślin. Dlatego też zaleca się stosowanie agregatów wyposażonych dodatkowo w redlice do aplikacji nawozów stałych lub we wtrysk nawozów płynnych, które wprowadzają nawóz w głąb gleby, bądź też należy 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 w zamkniętą szczelinę pozwala na ograniczenie emisji NH_3 o ok. 90%. Jeżeli zabieg jest źle wykonany, może wzrosnąć pH gleby, a tym samym emisja amoniaku.

Analiza przeprowadzona w ramach prac zespołu powołanego przez MRiRW, a dotyczących rekomendacji i zastosowania wybranych praktyk w zakresie ograniczenia emisji amoniaku, wykazała, że ewentualne 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 (rok odniesienia w obowiązującej inwentaryzacji). Natomiast iniekcja mocznika w głąb gleby skutkuje ograniczeniem emisji o 24,0 Gg, co stanowi redukcję o 46,7% (tab. 6.1).

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 jednoczesny siew i nawożenie. Polega to na wykorzystaniu odpowiedniego agregatu, który

Tabela 6.1. Redukcja emisji amoniaku z nawozów mineralnych w latach 2005–2016 – wybrane warianty (opracowanie własne)

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

umożliwia umieszczenie nasion i nawozów w glebie w trakcie jednego zabiegu.

Siewnik, mający redlice nasienne w normalnej rozstawie, jest dodatkowo wyposażony w redlice do aplikacji nawozów mineralnych umieszczane między rzędami redlic nasienych. Redlice nawozowe umieszczają 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

Fotografia 6.1. Resztki poźniwne
(fot. A. Dudek)



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/ha.

Od wielu lat prowadzone są prace nad poprawą właściwości nawozowych mocznika poprzez zastosowanie inhibitorów. Spowolnienie przemian mocznika i redukcję strat azotu można uzyskać poprzez stosowanie mocznika z inhibitorem ureazy, a jeszcze lepiej z inhibitorem ureazy i nityfikacji.

Azot występuje w glebie w formach amonowej i azotanowej. Obie formy azotu pobierane są przez rośliny uprawne, jednakże tylko forma amonowa nie podlega procesowi wymywania i ulatniania. Inhibitor nityfikacji azotu, spowalniając proces, zapobiega przemianom stabilnej formy amonowej w azotanową. W warunkach wilgotnej i ciepłej gleby proces nityfikacji przebiega szybko, a nieograniczony może trwać około 2–4 tygodni. Inhibitor utrudnia proces nityfikacji, spowalnia metabolizm bakterii nityfikacyjnych rodzaju *Nitrosomonas*, ogranicza ich rozwój i hamuje utlenianie NH_4 do NO_3 , które są łatwo wymywane, a następnie mogą podlegać przemianom do form gazowych N_2 , NO i N_2O (denityfikacja). Tak więc efektem działania inhibitorów nityfikacji jest ograniczenie przemiany przyswajalnego przez rośliny azotu amonowego i zatrzymanie w strefie systemu korzeniowego roślin, a tym samym ograniczenie strat. Inhibitory nityfikacji działają od 6 do 8 tygodni. Jest to okres wystarczający do kontroli obu form azotu w glebie w okresie formowania plonu.

Inhibitor nityfikacji powinien być zastosowany kilka dni przed wysiewem lub po wysiewie azotowych nawozów mineralnych (mocznik, siarczan amonu, saletra amonowa, saletrzak) oraz w roztworze roztworu saletrzano-mocznikowego (RSM). Może być aplikowany łącznie z nawozami naturalnymi (obornik, gnojowica). Inhibitor powinien być wprowadzony do gleby albo w wyniku zabiegu uprawowego (np. podczas uprawy przedsiewnej) w ciągu 10 dni od momentu zastosowania. Optymalnym terminem zastosowania dla roślin jarych jest wprowadzenie go przedsiewnie wiosną. Natomiast dla roślin ozimych – wiosną, przed ruszeniem lub po ruszeniu wegetacji w terminie stosowania głównego wiosennego nawożenia azotem.

Z badań polowych z kukurydzą prowadzonych w USA ciągu 30 lat wynika, że w efekcie działania inhibitora nityfikacji uzyskano:

- wzrost dostępności (retencji) azotu globalnego o 28%,
- ograniczenie wymywania azotanów o 16%,
- zmniejszenie emisji gazów cieplarnianych o 51%,
- wzrost plonów średnio o 7%.

Również badania przeprowadzone w Niemczech dowodzą, że stosowanie inhibitora skutkowało wzrostem plonu przy tym samym poziomie nawożenia azotem.

W Polsce także prowadzono badania nad skutecznością działania stabilizatora azotu w uprawie kukurydzy. Inhibitor nityfikacji zastosowano w trakcie 2-poziomowego nawożenia organicznego i organiczno-mineralnego kukurydzy (gnojowica, obornik, mocznik). Aplikacja inhibitora spowodowała istotne zwiększenie

plonu ziarna kukurydzy o 5–8% przy nawożeniu gnojowicą oraz o 12–20% przy nawożeniu obornikiem z mocznikiem w stosunku do nawożenia tą samą dawką nawozów bez inhibitora. Efekty plonotwórcze obniżonej dawki azotu w gnojowicy i oborniku po aplikacji inhibitora były równorzędne z uzyskanymi po nawożeniu wyższą dawką nawozów bez jego aplikacji. Skuteczne, czasowe spowolnienie procesu nityfikacji zwiększyło stopień wykorzystania azotu przez rośliny (Sienkiewicz-Cholewa, Grochot, 2015).

Działanie inhibitora ureazy dotyczy rozkładu mocznika w glebie, gdzie proces przekształcania formy amidowej azotu NH_2^+ w formę amonową NH_4^+ odbywa się samorzutnie pod wpływem enzymu ureazy. Ograniczenie procesu hydrolizy mocznika może mieć istotny wpływ zarówno na straty gazowe azotu, jak i na jego wymywanie. Rozpad mocznika jest pożądanym 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 hydrolytyczne działanie enzymu ureazy. Powodują one wydłużenie dostępności azotu dla roślin z 6–8 tygodni do 8–16 tygodni. Taki wpływ na hydrolizę związany jest ze znacznie mniejszym wzrostem pH wokół granuli mocznika, co w konsekwencji prowadzi do zmniejszenia emisji NH_3 . Spowolnienie hydrolizy powoduje również, że rozpuszczalny w wodzie mocznik jest równomierniej rozmieszczany w matrycy glebowej, co dodatkowo zmniejsza emisję.

Na rynku UE są dostępne różne inhibitory ureazy, jednak zdaniem wielu autorów wśród

inhibitorów spowalniających rozkład mikrobiologiczny mocznika najbardziej efektywny jest NBPT – triamidN-(n-butyl)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. Może być dodawany do stopu mocznika przed granulacją, наносzony na powierzchnię granulek w procesie ciągłym lub szarżowym, jak również dodawany do roztworu saletrzano-mocznikowego (RSM). NBPT jest związkami nietoksycznym i bezwonny.

Według amerykańskich badań redukcja emisji gazowego amoniaku pod wpływem niewielkiego dodatku NBPT kształtuje się nawet na poziomie ok. 40% w przypadku roztworu saletrzano-mocznikowego (RSM) oraz ok. 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 moNolith46 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 Polsce wstępne badania produkcyjne z inhibitorem ureazy przeprowadzono w SD Babórkowo IUNG-PIB. W doświadczeniu z kukurydzą

i pszenicą porównywano działanie mocznika otoczkowanego inhibitorem z działaniem saletry amonowej, na 3 poziomach nawożenia azotowego (80, 120 i 160 kg N/ha). Nawozy wysiewano jednorazowo, dwu- i trzykrotnie. W obu uprawach plonotwórcze działanie azotu w porównywanym nawożeniu było zbliżone. Brak efektów działania inhibitora wynikało w dużej mierze z niekorzystnych warunków pogodowych w okresie wegetacji roślin. Stwierdzono jednak przyrost plonu ziarna pszenicy o 0,9 t z ha po zastosowaniu trzeciej dawki N (początek kłoszenia) w formie mocznika z inhibitorem w dawce 30 kg N ha (Naglik, Kubsik, 2011). Za stosowaniem inhibitora przemawia ograniczenie wysiewu azotu do jednej dawki, co przekłada się na uproszczenie technologii uprawy i konkretny efekt ekonomiczny.

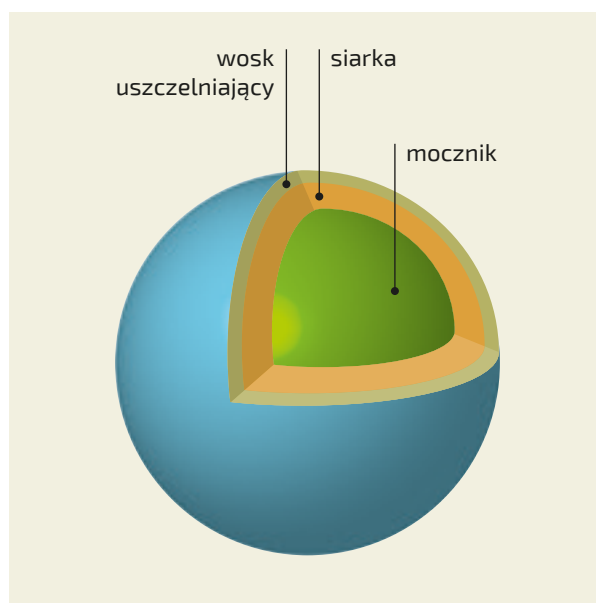
W innych badaniach krajowych, w doświadczeniach z rzepakiem i pszenicą nawożonych RSM wzbogaconym inhibitorem ureazy, uzyskano redukcję strat azotu z nawozu odpowiednio dla roślin o 50 i 80%, w porównaniu do wariantu bez udziału inhibitora (Marcinkowski, Kierończyk, 2015). Natomiast przeprowadzone pod kierunkiem prof. dr hab. Tadeusza Marcinkiewicza z Instytutu Technologiczno-Przyrodniczego w Falentach, badania emisji amoniaku do atmosfery z powierzchniowo stosowanych nawozów na użytkach zielonych: saletra amonowa, mocznik oraz nawóz moNolith46 wykazały redukcję strat amoniaku w porównaniu z czystym mocznikiem o ok. 73%, a także o 39 do 50% w stosunku do saletry amonowej.

Należy przypuszczać, że udział moczników z inhibitorami w rynku nawozów będzie rósł.

Nawozy te mogą być nieco droższe od tradycyjnych nawozów mocznikowych.

W celu ograniczenia strat azotu dostarczanego do gleby w moczniku proponuje się stosowanie nawozów o kontrolowanym uwalnianiu składników, czyli otoczkowanych. W nawozach otoczkowanych uwalnianie substancji pokarmowych kontrolowane jest przez barierę fizyczną. Nawozy te mają formę granul wytworzonych z łatwo rozpuszczalnych składników pokarmowych, a następnie pokrytych warstwą innej substancji, zwanej otoczką lub powłoką, która utrudnia wydostawanie się składników na zewnątrz.

Do nawozów o kontrolowanym działaniu należy mocznik otoczkowany siarką. Jest on otrzymywany w wyniku powlekania podgrzanych granul mocznika stopioną siarką. Następnie na powierzchni otoczek siarkowych rozpylany jest wosk w celu wypełnienia szczelin w otoczce



Rysunek 6.1. Granula mocznika otoczkowanego siarką
(opracowano na podstawie www.zafran.net)

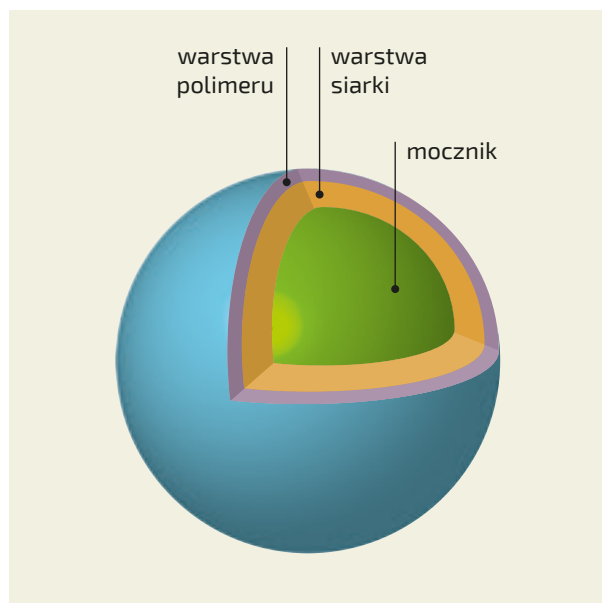
siarkowej i zmniejszenia tempa jej rozkładu przez mikroorganizmy glebowe (rys. 6.1). Na uwalnianie się mocznika mają wpływ: temperatura, zawartość wody w glebie i aktywność mikroorganizmów glebowych. Tempo uwalniania azotu zależy również od wielkości granul oraz grubości i jakości ich otoczek. Część otoczek siarkowych ma defekty mechaniczne typu pęknięcia lub dziurki, które powstały w trakcie wytwarzania. Tak więc w typowym moczniku otoczkowanym siarką występują trzy typy granul: uszkodzone, wypełnione woskiem i nieuszkodzone, z których tempo uwalniania azotu jest różne. Z granul uszkodzonych azot będzie uwalniany natychmiast po wprowadzeniu do gleby i zetknięciu z wodą. Natomiast z granul dobrych, nieuszkodzonych, tempo uwalniania azotu będzie długotrwałe. Jest to poważna wada.

Z uwagi na wskazaną wadę wprowadzono modyfikację polegającą na pokrywaniu granul

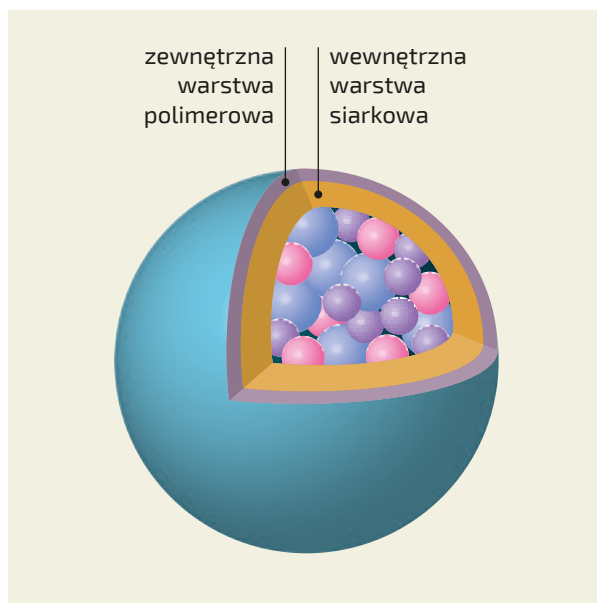
mocznika otoczkowanego siarką dodatkową cienką warstwą organicznego polimeru – polioleniny lub żywicy (rys. 6.2). Otoczki siarkowo-polimerowe stanowią lepszą kontrolę uwalniania azotu dzięki zewnętrznej cieniutkiej powłoce polimerowej oraz charakteryzują się niższymi kosztami otoczek siarkowych. Technologia otoczkowania siarką i polimerami może być z powodzeniem wykorzystywana nie tylko do mocznika, ale również do innych nawozów.

Aktualnie tę metodę otoczkowania stosuje się do różnych rodzajów kompletnych nawozów NPK (rys. 6.3). Są to obecnie najbardziej rozpowszechnione i dostępne nawozy otoczkowane na rynku i stosowane w praktyce.

Mechanizm uwalniania azotu opisuje wielostopniowy model dyfuzji. Według tego modelu po wniesieniu otoczkowanego mocznika do gleb woda wnika do otoczki i kondensuje na nawozie, w wyniku czego następuje częściowe



Rysunek 6.2. Granula mocznika otoczkowanego siarką i polimerem
(opracowano na podstawie www.greensleeves-uk.com)



Rysunek 6.3. Granula nawozu wieloskładnikowego z otoczką polimerowo-siarkową
(opracowano na podstawie www.scottspprofessional.com)

jego rozpuszczenie. W następstwie wzrostu ciśnienia osmotycznego granule pęcznią, co wyzwała dwa procesy. Pierwszy zachodzi, gdy ciśnienie osmotyczne przekracza wartość progową dla membrany, wtedy otoczka pęka i nawóz jest spontanicznie uwalniany. Proces ten określany jest jako „mechanizm niszczenia” lub „katastrofalnego uwalniania”. Drugi proces zachodzi wtedy, gdy membrana jest wystarczająco odporna na rosnące ciśnienie, skutkiem czego nawóz uwalnia się wolno poprzez dyfuzję. Proces ten, zależny od stężenia składnika lub gradientu ciśnienia bądź ich kombinacji, nazywany jest „mechanizmem dyfuzji”. Pierwszy proces jest typowy dla otoczek słabych (np. siarki lub modyfikowanej siarki), drugi zaś powinien zachodzić dla otoczek polimerowych (np. poliolefiny). W przypadku otoczek polimerowych mechanizm uwalniania składnika pokarmowego zachodzi pomiędzy potężaniem nawóz – polimer a polimer – gleba za pośrednictwem wody. Parametrami wpływającymi na te procesy są: dyfuzja/pęcznienie, degradacja otoczki polimerowej oraz pękanie lub rozpuszczanie. Na opisane dwa procesy dyfuzji wpływają, oprócz wymienionych czynników, również temperatura otoczenia i wilgotność. Uwalnianie składnika rośnie wraz z temperaturą oraz wzrostem wilgotności. W przeciwieństwie do mocznika otoczkowanego samą siarką uwalnianie składników z granul otoczkowanych polimerami jest znacznie mniej uzależnione od właściwości gleby, takich jak pH, uziarnienie i aktywność mikrobiologiczna. Stwarza to możliwość dość precyzyjnego regulowania uwalniania azotu w określonym czasie.

Opisany powyżej mechanizm uwalniania odnosi się do zachowania pojedynczej granuli. Natomiast zjawisko uwalniania składników z nawozu dotyczy całej populacji granul, zazwyczaj silnie zróżnicowanej pod względem właściwości otoczek. Różnorodność grubości i jakości powierzchni otoczek poszczególnych granul powoduje, że uwalnianie składników zachodzi stopniowo nie tylko z nawozów o elastycznych, niepękających otoczkach, ale również z nawozów, których otoczki pękają w wyniku wzrostu ciśnienia wewnątrz granul. Ponieważ grubsze otoczki rozpadają się później niż cienkie, wydzielanie się składnika z nawozu jest rozłożone w czasie.

Stosowanie mocznika otoczkowanego, czyli nawozu o kontrolowanym działaniu, powoduje szereg korzyści zarówno agronomicznych, jak i środowiskowych:

- uwalnianie składników pokarmowych z nawozu zachodzi stopniowo i rośliny są w stanie pobrać je w większej ilości, a więc wzrasta efektywność nawożenia,
- wzrost wielkości i jakości plonów,
- obniżenie wielkości stosownych dawek nawozu,
- zmniejszenie nakładu pracy ze względu na jednorazową aplikację nawozu,
- ograniczenie strat azotu spowodowanych wymywaniem czy utlenianiem (szacuje się, że 2–3-krotnie w porównaniu z nawozami tradycyjnymi).

Problemem w wykorzystywaniu tego typu nawozów jest ich wysoka cena. Decydując się na zastosowanie nawozów o kontrolowanym i spowolnionym uwalnianiu składników

z mocznika należy liczyć się ze wzrostem kosztów o ok. 10–15%. Ogranicza to stosowanie nawozów o kontrolowanym działaniu głównie do upraw wysokonakładowych. Istotnym ograniczeniem jest także nagromadzenie się w glebie substancji, z których wykonane są otoczki polimerowe, szczególnie przy wyższych dawkach nawozów. Substancje, które wykorzystuje się do otoczkowania, mają długi czas rozkładu. W ostatnich latach zintensyfikowano prace nad rozwiązaniem tego problemu. Prowadzi się coraz więcej badań dotyczących stosowania otoczek biodegradowalnych, a więc bezpiecznych dla środowiska.

Stosowanie mocznika otoczkowanego polimerami może ograniczać emisję o ok. 30%. Jednak mimo rozległej literatury na temat otoczkowania i nowych form mocznika, ciągle brak w tej dziedzinie wystarczającej wiedzy w zakresie efektywności w praktyce rolniczej.

Optymalna wilgotność gleby zwiększa pobieranie składników pokarmowych. Nawadnianie z zastosowaniem co najmniej 5 mm wody natychmiast po aplikacji mocznika zmniejsza emisję NH_3 nawet o 70%. Jednak zbyt duże dawki wody mogą powodować przemieszczanie mobilnego azotu poza zasięg aktywnego systemu korzeniowego roślin, a tym samym przeniknięcie go do wód gruntowych. Dlatego też nawadnianie nie powinno być stosowane na gleby mokre (zalne). Również nadmierny czy nawalny opad może spowodować szybkie wymywanie składników pokarmowych w głąb profilu glebowego. Jest to strata nie tylko z punktu widzenia ekonomicznego, ale także zanieczyszczenie środowiska przyrodniczego (eutrofizacja).

Najbardziej efektywne jest równoczesne podawanie nawozów poprzez system nawodnieniowy (fertygacja). Dzięki rozpuszczeniu nawozów w wodzie, a następnie podaniu ich poprzez system nawodnieniowy ich efektywność jest istotnie większa w porównaniu z metodą tradycyjną – nawożenia posypowego i następnie nawadniania. Ze względu na koszty praktyka ta zalecana jest na terenach, gdzie powszechnie stosuje się nawadnianie upraw, a więc wyposażonych w systemy nawodnieniowe.

Zgodnie ze wskazaniem zawartym w dyrektywie NEC w celu ograniczenia emisji amoniaku zaleca się zastępowanie mocznika nawozami na bazie azotanu amonu. Skuteczność tej metody wycenia się na 90%. Wykonane szacunki wykazały, że ewentualne wdrożenie praktyki skutkuje redukcją emisji o 27,9 Gg, co stanowi 54,3% w stosunku do 2005 r. (tab. 6.1). Wprowadzenie koszt azotanu amonu jest wyższy niż mocznika i w zależności od warunków rynkowych mieści się w zakresie 10–30%, to biorąc pod uwagę tak duże ograniczenie strat azotu może być nieistotny.

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 RSM, na rynku globalnym, na którym 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 Unii Europejskiej 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 RSM będzie oznaczać dla przedsiębiorców rolnych korzystających z tego nawozu płynnego konieczność przebrojenia gospodarstw na nawożenie alternatywnymi nawozami azotowymi.

Obserwacja zmian na rynkach innych krajów Unii Europejskiej, 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.

Nawozy amonowe

Wybierając mineralny nawóz azotowy do zastosowania, należy uwzględnić zarówno właściwości nawozu, jak i gleby, na której będzie stosowany. Zwłaszcza trzeba zwrócić uwagę na odczyn gleby. O wyborze nawozu decyduje również termin, w jakim nawóz ma być stosowany: przedsiewnie czy pogłównie, na przedwiośniu, gdy temperatura jest niska, czy też później, gdy temperatura jest wyższa. Przestrzeganie tych podstawowych zasad wpływa na ograniczenie strat azotu.

Do nawozów zawierających azot wyłącznie w formie amonowej należy siarczan amonu i fosforan amonu. Azot w formie amonowej nie ulega wymywaniu z gleby, jest wolno pobierany przez rośliny, wpływa na dobre ukorzenie roślin, zwiększa dynamikę ich wzrostu, wspomaga pobieranie fosforu i ogranicza nadmierne pobieranie potasu. Zaletą siarczanu amonu jest możliwość wiosennego zasilenia roślin azotem i siarką. Duża zawartość siarki siarczanowej, doskonale rozpuszczalnej w wodzie, uodparnia rośliny i zapewnia dostateczną ilość siarki już od początku wiosennej wegetacji, kiedy to występują największe niedobory siarki po jej zimowym wymyciu z gleby.

Siarczan amonu jako nawóz wiosenny może być stosowany pod wszystkie rośliny uprawne: zboża ozime i jare, rośliny przemysłowe i okopowe, na użytkach zielonych oraz w uprawie warzyw i w sadownictwie. Zaleca się, aby nawóz ten stosować przedsiewnie lub przed zabiegami uprawowymi, by wymieszać

Tabela 6.2. Współczynniki emisji amoniaku (EF) z mineralnych nawozów azotowych
(opracowanie własne na podstawie EMEP/EEA, 2016)

Nawozy	Współczynnik emisji (% zużytego nawozu)	
	pH gleby < 7	pH gleby > 7
Saletra amonowa	1,6	3,3
Fosforan amonu	5,1	9,4
Siarczan amonu	9,2	17,0
Saletra wapniowa	0,8	1,7
RSM	10,0	9,7
Mocznik	15,9	16,8
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	6,7	9,4

go z glebą lub pogłównie przed spodziewanymi opadami deszczu. Siarczan amonu jest jednym z nawozów (po moczniku), które najbardziej zakwaszają glebę i dlatego nie powinien być stosowany pod rośliny wrażliwe na kwaśny odczyn gleby, a w szczególności na glebach lekkich i kwaśnych. Do neutralizacji 100 kg mocznika trzeba zastosować 92 kg CaO, a 100 kg siarczanu amonu – 84 kg CaO. Rolnicy, którzy stosują wysokie dawki azotu przede wszystkim w moczniku i siarczanie amonu, muszą pamiętać o wapnowaniu. Zakwaszenie gleb skutkuje zmniejszeniem przyswajalności składników pokarmowych przez rośliny uprawne, obniżką plonów i wymywaniem z gleby składników nawozowych niepobranych przez rośliny.

Fosforan amonu zaleca się stosować w pierwszej kolejności na gleby ubogie w fosfor. Najwyższą efektywność uzyskuje się, stosując go przedsięwzięcie, mieszając z glebą na głębokość 10–20 cm. Nawóz ten można stosować także wczesną wiosną, pogłównie na rośliny ozime. Uprawy wieloletnie nawozić wiosną. Fosfor w formie fosforanu amonowego jest najlepiej przyswajalną formą tego składnika,

dobrze pobieraną również w warunkach niedoboru wody w glebie.

Straty gazowe (emisje) NH_3 z siarczanu amonu i fosforanu amonu w dużym stopniu zależą od pH gleby (tab. 6.2). Emisje amoniaku z siarczanu amonu i fosforanu amonu są większe po zastosowaniu tych typów nawozów w glebach wapiennych (wysokie pH). Będą one mniejsze, jeżeli nawozy te będą stosowane na glebach o $\text{pH} < 7,0$. W przypadku stosowania tych nawozów na glebach wapiennych mogą być wdrażane praktyki rekomendowane dla ograniczania emisji z mocznika, takie jak: możliwie najszybsze przykrycie nawozu glebą (wprowadzenie w głąb gleby z wykorzystaniem agregatów z redlicami lub iniekcja nawozu), nawadnianie czy stosowanie nawozów o kontrolowanym uwalnianiu składników (otoczkowanych).

Stosowanie w praktyce rolniczej węglanu amonu może prowadzić do dużych emisji NH_3 , które tuż po zastosowaniu mogą wynosić nawet 50% ilości zastosowanego N. W dodatku amoniak może się uwalniać podczas magazynowania tego nawozu. Z tego względu, zgodnie z protokołem z Göteborga (aneks IX), stosowanie tego nawozu jest zakazane.

Literatura

BIP. Wykaz prac legislacyjnych i programowych Rady Ministrów. IC13. Krajowy program ograniczania zanieczyszczenia powietrza. Projekty innych dokumentów rządowych. 29.03.2019 r., <https://bip.kprm.gov.pl/kpr>.

Decyzja wykonawcza Komisji (UE) 2017/302 z dnia 15 lutego 2017 r. ustanawiająca konkluzje dotyczące najlepszych dostępnych technik (BAT) w odniesieniu do intensywnego chowu drobiu lub świń zgodnie z dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE.

Department of Agriculture, Environment and Rural Affairs, 2019. The Code of Good Agricultural Practice for the Reduction of Ammonia Emissions. Available from: <https://www.daera-ni.gov.uk/publications/code-good-agricultural-practice-reduction-ammonia-emissions>.

Dyrektywa 91/676/EWG dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniem powodowanym przez azotany pochodzące ze źródeł rolniczych. Dyrektywa azotanowa.

Dyrektywa 96/61/WE w sprawie zintegrowanego zapobiegania i kontroli zanieczyszczeń IPPC.

Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, NEC.

Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE w sprawie emisji przemysłowych IED.

EMEP/EEA, 2014. Emission inventory guidebook.

European Commission. 2018. ANNEX to the Commission Decision on the sectoral reference document on best environmental management practices, sector environmental performance indicators and benchmarks of excellence for the agriculture sector under Regulation (EC) No. 1221/2009 on the voluntary participation by organizations in a Community eco-management and audit scheme (EMAS). C(2018), s. 2674.

Fageria N.K. (2014). Nitrogen management in crop production. CRC Press Taylor & Francis Group.

Filipek T., Badora A., Lipiński W., Brodowska M. S., Domańska J., Harasim P., Kozłowska-Strawska J., Skowron P., Skowrońska M., Tkaczyk P. (2015). Zakwaszenie i wapnowanie gleb. Warszawa: Fundacja Programów Pomocy dla Rolnictwa FAPA.

Groenestein C.M., Hutchings N.J., Haenel H.D., Amon B., Menzi H., Mikkelsen M.H., Misselbrook T.H., van Bruggen C., Kupper T., Webb J. (2019). Comparison of ammonia emissions related to nitrogen use efficiency of livestock production in Europe. *Journal of Cleaner Production*, t. 211, s. 1162–1170.

Grzebisz W. (2009). *Nawożenie roślin uprawnych. Nawozy i systemy nawożenia*. Poznań: PWRiL.

GUS (2018). *Rolnictwo w 2017 roku*. Warszawa: GUS.

IIASA (2012). Emissions from agriculture and their control potentials, <http://gains.iiasa.ac.at>.

- Jugowar J.L. (red.), Winnicki S., Rzeźnik W., Mielcarek P., Sobczak J., Chmielowski A., Marek P. (2015). *Systemy mechanizacji produkcji zwierzęcej z uwzględnieniem ochrony środowiska i dobrostanu zwierząt*. Falenty – Poznań: Instytut Technologiczno-Przyrodniczy.
- Jugowar J.L., Myczko A., Węglarzy K. (red.), Winnicki S. (2016). *Hodowla bydła. Współczesne zagadnienia produkcji mleka i żywca wołowego w Polsce z uwzględnieniem wymagań środowiska*, t. I. Grodziec Śląski: Wyd. Zakładu Doświadczalnego IZ PIB.
- KOBiZE (2018). *Krajowy bilans emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2015–2016 w układzie klasyfikacji SNAP. Raport syntetyczny*. Warszawa: Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami. Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, styczeń 2018 r.
- KOBiZE (2019). *Poland's informative inventory report 2019. Submission under the UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution and the Directive (EU) 2016/2284*, Warszawa.
- Marcinkowski T., Kierończyk M. (2015). Efektywność inhibitora ureazy w ograniczaniu emisji amoniaku z mocznika i roztworów saletrzano-mocznikowych (RSM) stosowanych w mineralnym żywieniu roślin. *Czasopismo Inżynierii Łąkowej, Środowiska i Architektury*, 62, s. 271–279.
- Ministerstwo Środowiska (2015). *Krajowy program ochrony powietrza do roku 2020 (z perspektywą do 2030)*. Wyd. II Poprawione. Warszawa: Departament Ochrony Powietrza.
- Misselbrook T.H., del Prado A., Chadwick D. (2013). Opportunities for reducing environmental emission from forage based dairy farms. *Agri. and Food Sci.*, t. 22, s. 93–107.
- MRiRW (2019). *Kodeks doradczy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczenia emisji amoniaku*. Warszawa: Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Warszawa.
- Naglik E., Kubsik K. Efekt stosowania inhibitora ureazy, <http://agro-technika.pl/archiwa/efekt-stosowania-inhibitora-ureazy/>.
- Normy żywienia drobiu, 2005. IFiŻŻ, Jabłonna.
- Normy żywienia świń, 2014. IFiŻŻ, Jabłonna.
- OECD (2018). *Human acceleration of the nitrogen cycle: managing risks and uncertainty*. Paris: OECD Publishing.
- Oświadczenie Rządowe z dnia 30 marca 2002 r. w sprawie mocy obowiązującej Konwencji o dostępie do informacji, udziale społeczeństwa w podejmowaniu decyzji oraz dostępie do sprawiedliwości w sprawach dotyczących środowiska, sporządzonej w Aarhus dnia 25 czerwca 1998 r. (Dz.U. z 2003 r. nr 78, poz. 706).
- Rozporządzenia Ministra Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej z dnia 7 października 1997 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budowle rolnicze i ich usytuowanie (Dz.U. z 2014 r., poz. 81).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 sierpnia 2014 r. w sprawie rodzajów instalacji mogących powodować znaczne zanieczyszczenie poszczególnych elementów przyrodniczych albo środowiska jako całości (Dz.U. z 2014 r., poz. 1169).
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 5 czerwca 2018 r. w sprawie przyjęcia Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu (Dz.U. z 2018 r., poz. 1339).
- Rozporządzenie RM z dnia 9 listopada 2010 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko (Dz.U. z 2010 r. nr 213, poz.1397).

- Rzeźnik W., Mielcarek P. (2016). Greenhouse Gases and Ammonia Emission Factors from Livestock Buildings for Pigs and Dairy Cows. *Pol. J. Environ. Stud.*, t. 25(5), s. 1813–1821.
- Sanchis E., Calvet S., del Prado A., Estell F. (2019). A meta-analysis of environmental factor effects on ammonia emissions from dairy cattle houses. *Biosys. Engin.*, t. 178, s. 176–183.
- Sienkiewicz-Cholewa U., Grochot G. (2015). Efekty plonotwórcze zastosowania stabilizatora azotu w nawożeniu organicznym i organiczno-mineralnym kukurydzy. *Przemysł Chemiczny*, 2015, t. 94, nr 3, s. 378–381.
- Sigurdarson J.J., Svane S., Karring H. (2018). The molecular processes of urea hydrolysis in relation to ammonia emissions from agriculture. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, t. 17, s. 241–258.
- Skowrońska M., Filipek T. (2017). Możliwości ograniczenia emisji N₂O z gleb nawożonych azotem mineralnym. W: J. Walczak, W. Krawczyk (red.), *Krajowe wyniki prac badawczych oraz działań szacowania oddziaływań w zakresie ochrony środowiska i zmian klimatu w sektorze rolnictwa*. Opracowanie monograficzne. Kraków: Instytut Zootechniki – Państwowy Instytut Badawczy.
- UNECE (1999). Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone (Gothenburg Protocol), <https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/full%20text/1999%20Multi.E.Amended.2005.pdf>.
- UNECE (2014). Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources. United Nations Economic Commission for Europe, document nr ECE/EB.AIR/120. Wyd. 7 luty 2014. Dostęp: https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/ECE_EB.AIR_120_ENG.pdf.
- UNECE, 2015. Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. United Nations Economic Commission for Europe, document, CE/EB.AIR/129. Wyd. 24 marzec 2015. Dostęp: <http://www.unece.org/environmentalpolicy/conventions/envlrtapwelcome/publications.html>.
- Ustawa z dnia 10 lipca 2007 r. o nawozach i nawożeniu (Dz.U. z 2007 r. nr 147, poz. 1033).
- Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (Dz.U. nr 62, poz. 627, z późn. zm.).
- Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (Dz.U. z 2017 r., poz. 1566, z późn. zm.).
- Xu R., Tian H., Pan S., Prior S.A., Feng Y., Batchelor W.D., Chen J., Yang J. (2019). Global ammonia emissions from synthetic nitrogen fertilizer applications in agricultural systems: Empirical and process based estimates and uncertainty. *Global Change Biology*, t. 25, s. 314–326.
- Zalecenia żywieniowe dla przeżuwaczy i tabele wartości pokarmowej pasz (2014). Instytut Zootechniki – Państwowy Instytut Badawczy.
- Zbiór zaleceń dobrej praktyki rolniczej mający na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych. Warszawa, luty 2019. Opracowanie pod redakcją IUNG – PIB, Puławy.
- Zhu L., Henze D.K., Bash J.O., Cady-Pereira K.E., Shephard M.W., Luo M., Capps S.L. (2015). Sources and impacts of atmospheric NH₃: current understanding and frontiers for modeling, measurements, and remote sensing in North America. *Current Pollution Reports*, t. 1, nr 2, s. 95–116.

Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa (FDPA) jest organizacją pozarządową, mającą ponad trzydziestoletnią tradycję. Naszą misją jest wspieranie zrównoważonego rozwoju obszarów wiejskich, a w szczególności przedsiębiorczości, tworzenia pozarolniczych miejsc pracy oraz zapewnienie równych szans kobietom, osobom bezrobotnym i młodzieży. Realizujemy ją poprzez działalność pożyczkową oraz usługi wspomagające tworzenie i rozwój małych przedsiębiorstw na terenach wiejskich. Jesteśmy jednym z największych i najbardziej aktywnych funduszy pożyczkowych w Polsce. Angażujemy się w programy rozwoju lokalnego, lokalne inicjatywy środowiskowe oraz działania informacyjne i edukacyjne. Jesteśmy wydawcą uznanych opracowań i specjalistycznych raportów. Publikujemy co dwa lata renomowany raport o stanie wsi. Ostatnia edycja: „Raport o stanie wsi . Polska wieś 2018”. Wydajemy liczne publikacje promujące zrównoważony rozwój obszarów wiejskich, w tym poruszające kwestie adaptacji do zmian klimatu i efektywnej gospodarki zasobami. Od 2009 roku organizujemy konkurs „Polska wieś – dziedzictwo i przyszłość”, w którym nagradzamy prace naukowe i popularnonaukowe o tematyce związanej z wsią i rolnictwem oraz promujące historię i dziedzictwo kulturowe wsi. Z naszej inicjatywy odbywają się debaty w ramach cyklicznego konwersatorium „Polska wieś w XXI wieku”. Ponadto zrealizowaliśmy kilkadziesiąt projektów międzynarodowych, krajowych i lokalnych. Ich odbiorcami są mieszkańcy wsi i rolnicy, samorządy lokalne, sektor doradztwa rolniczego, instytucje publiczne oraz sektor małych i średnich przedsiębiorstw.



Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa

www.fdpa.org.pl

<http://fdpa-funduszpożyczkowy.org.pl>

www.facebook.com/Fundacja.FDPA



Rzeczywistość stworzyła nowe sposoby wiązania azotu, przede wszystkim w wyniku przemysłowej syntezy związków N, zwiększając pulę azotu reaktywnego w ekosystemach. Obecnie blisko połowa ludności na świecie zaopatruje się w żywność wyprodukowaną przy użyciu nawozów sztucznych, a ilość azotu wprowadzana drogą „antropogeniczną” (przemysłowej syntezy związków azotu, zwiększania powierzchni upraw roślin bobowatych oraz spalania paliw kopalnych) przewyższa jego poziom pochodzący ze źródeł naturalnych.

(...)

W wyniku działalności człowieka obieg azotu został zaburzony w skali lokalnej i globalnej. W XX wieku ilość NH_3 uwalnianego przez człowieka wzrosła od dwóch do pięciu razy, w stosunku do okresu przedindustrialnego. Przy czym w głównej mierze przyczyniło się do tego rolnictwo. W Polsce odpowiada ono za 94% emisji amoniaku.

Podjęty przez Fundację na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa, Instytut Zootechniki PIB, Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa PIB oraz Kujawsko-Pomorski Ośrodek Doradztwa Rolniczego projekt zatytułowany „Wdrażanie dyrektywy NEC oraz konkluzji BAT w zakresie redukcji emisji amoniaku z rolnictwa”, finansowany ze środków Krajowej Sieci Obszarów Wiejskich, ma na celu przekazanie wszystkim zainteresowanym stronom szerokiej informacji o znaczeniu i praktycznych możliwościach działań ograniczających powstawanie tego gazu w trakcie realizacji zwykłych praktyk rolniczych i hodowlanych. Przekazana wiedza transponowana na dobrowolne praktyki produkcyjne przyczyni się nie tyle do osiągnięcia zadeklarowanych celów emisyjnych, ile do poprawy jakości powietrza, a przede wszystkim do poprawy zdrowia całego społeczeństwa.

ISBN 978-83-65390-71-4



9 788365 390714