

Prace zespołu ekspertów
na rzecz wymogów ochrony środowiska i zmian klimatu

Wyznaczenie uzupełniających i nowych obszarów badawczych w zakresie ochrony środowiska i zmian klimatu w sektorze rolnictwa

OPRACOWANIE MONOGRAFICZNE



„Europejski Fundusz Rolny na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich: Europa inwestująca w obszary wiejskie”
Instytucja Zarządzająca Programem Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014-2020 w Ministerstwie Rolnictwa i Rozwoju Wsi
Publikacja opracowana przez Instytut Zootechniki PUL współfinansowana (zł) w ramach Dział 0401 Europejskiej
w ramach Krajowej Sieci Obszarów Wiejskich Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014-2020



**INSTYTUT ZOOTECHNIKI
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY
NATIONAL RESEARCH INSTITUTE
OF ANIMAL PRODUCTION**

Opracowanie monograficzne

**pt. „Wyznaczenie uzupełniających
i nowych obszarów badawczych
w zakresie ochrony środowiska
i zmian klimatu w sektorze
rolnictwa”**

ISBN: 978-83-7607-255-5

Kraków, 30 października 2017 r.

NSTYTUT ZOOTECHNIKI PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

ul. J. Sarego 2, 31-047 Kraków

tel. 12 422 88 52, fax 12 422 80 65

e-mail: izooinfo@izoo.krakow.pl <http://www.izoo.krakow.pl>

DYREKTOR INSTYTUTU ZOOTECHNIKI PIB

prof. dr hab. inż. Maciej Pompa-Roborzyński

Monografia wykonana pod redakcją:

dr hab. Jacka Walczaka, dr Wojciecha Krawczyka

Recenzenci monografii:

prof. dr hab. Roman Niżnikowski

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

dr hab. inż. Robert Kupczyński, prof. nadzw.

Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

Autorzy monografii:

dr hab. Jacek Walczak, dr Wojciech Krawczyk

*Instytut Zootechniki PIB w Krakowie, Dział Technologii, Ekologii i Ekonomiki
Produkcji Zwierzęcej*

dr Zuzanna Jarosz, prof. dr hab. Antoni Faber, dr hab. Jerzy Kozyra, dr Robert Borek, dr hab. Mariusz Matyka, dr Rafał Wawer, dr Rafał Pudełko, mgr Małgorzata Kozak, dr Anna Nieróbca, mgr Aleksandra Król, mgr Tomasz Żyłowski, dr Tamara Jadczyzyn, prof. dr hab. Jerzy Księżak, dr hab. Janusz Smagacz, dr Krzysztof Jończyk, prof. dr hab. Wiesław Oleszek

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

dr Monika Skowrońska, prof. dr hab. Tadeusz Filipek

Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Katedra Chemii Rolnej i Środowiskowej

Justyna Fila

*Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie, Oddział w Radomiu, Dział Rolnictwa
Ekologicznego i Programów Rolnośrodowiskowych*

Ark. Wyd. 6,6.

Biuro Projektu: dr inż. Paweł Radomski, dr inż. Piotr Moskała

Projekt okładki: mgr Krzysztof Paleczny

Opracowanie redakcyjne i skład: mgr Bogusława Krawiec

Spis treści

Wstęp.....	5
Nowe i uzupełniające aspekty zagadnień emisji gazów z produkcji zwierzęcej: <i>J. Walczak</i>	7
Praktyki rolnicze dla rolnictwa niskoemisyjnego dostosowanego do obserwowanych i prognozowanych zmian klimatu w Polsce oceniane w projekcie LCAgri: <i>J. Kozyra, R. Borek, M. Matyka, R. Wawer, R. Pudelko, M. Kozak, A. Nieróbca, A. Król, T. Żyłowski, T. Jadczyzyn, J. Księżak, J. Smagacz, K. Jończyk, W. Oleszek</i>	28
Możliwości ograniczenia emisji N ₂ O z gleb nawożonych azotem mineralnym: <i>M. Skowrońska, T. Filipek</i>	48
Zastosowanie modelu DNDC do szacowania emisji N ₂ O – sposób na wzrost redukcji emisji gazów cieplarnianych: <i>Z. Jarosz, A. Faber</i>	68
Kierunki badań nad ograniczeniem emisji amoniaku z nawozów mineralnych: <i>Z. Jarosz, A. Faber</i>	92
Zakwaszanie gnojowicy – innowacyjna metoda ograniczenia emisji amoniaku z rolnictwa: <i>J. Fila</i>	109
Praktyki uzupełniające redukcję emisji GHG z obornika i gnojowicy w produkcji zwierzęcej: <i>W. Krawczyk</i>	127

Wstęp

Wyznaczenie uzupełniających i nowych obszarów badawczych w zakresie ochrony środowiska i zmian klimatu w sektorze rolnictwa

Jedna z teorii rozwoju nauki głosi, że porusza się ona niczym szachowy skoczek, zajmując jedno, a pomijając inne pola.

W rzeczywistości trudno przewidzieć jaki będzie następny jej ruch, gdyż nawet obok aktualnych wyzwań, także i tu pojawiają się przejściowe mody, albo skostniałe paradygmaty. Najzwyczajniej też jedne problemy łatwiejsze są do rozwiązania od innych. Efektywne metody redukcji GHG na poziomie żywienia zwierząt, mogą mieć zgoła przeciwny efekt na etapie agrotechniki danego materiału paszowego. Ot, choćby poprzez intensywniejszą uprawę i większą emisję dwutlenku węgla z pracy ciągnika. Tzw. ślad węglowy jest tylko przykładem konieczności bardziej zintegrowanego podejścia nawet do prostego wydawałoby się zagadnienia. Jak potraktować biogazownie rolnicze, jeśli z jednej strony zapobiegają emisji metanu z drugiej poprzez nie szczelności instalacji emitują nawet kilka procent tego gazu do atmosfery? I czy szacować ich efekt po stronie odnawialnych źródeł energii, a może jako sposób utylizacji nawozów naturalnych. Nasza wiedza jest tylko przejściowym stanem, który wciąż ulega zmianom. Są jednak takie milowe kamienie na horyzoncie badań, które wnet będziemy musieli osiągnąć. Tak jest z fosforem, pierwiastkiem biogennym, który w najbliższym czasie będziemy musieli włączyć do działań redukcyjnych i samego szacowania. Czy stanie się tak w przypadku antybiotyków i ich metabolitów rozpraszanych w równej mierze zarówno przez gospodarkę komunalną jak i nawozową? Niemniej, niepokojące pozostają informacje o włączeniu obszaru LULUCF do celów redukcyjnych w obszarze GHG. Potencjalna łatwość przesunięcia sekwestrowanych w lasach zasobów węgla do pokrycia celów redukcyjnych w sektorze ETS, skończy się wciągnięciem rolnictwa do pokrycia utraconych jednostek. Niektóre z krajowych prognoz zużycia azotowych nawozów mineralnych, wskazują na wzrost ich użycia nawet do 40%. Czy możliwe będzie skompensowanie wzrostu emisji z tego tytułu innymi działaniami?

Te i inne zagadnienia muszą być brane pod uwagę, jeśli nawet nie na obecnym etapie, to w najbliższej przyszłości. Nie ułatwia tego

dowolność użycia danych wyjściowych przez różne zespoły badawcze. Przy braku dobrze rozwiniętej krajowej statystyki rolniczej wciąż mamy więcej pytań niż odpowiedzi.

dr hab. Jacek Walczak
Zastępca Dyrektora ds. Nauki
Instytutu Zootechniki PIB

Nowe i uzupełniające aspekty zagadnień emisji gazów z produkcji zwierzęcej

Jacek Walczak

*Dział Technologii, Ekologii i Ekonomiki Produkcji Zwierzęcej,
Instytut Zootechniki PIB*

Wstęp

Niewątpliwie po latach procedowania aktów normatywnych i poszukiwaniach optymalnych metod, aktualnie nadchodzi czas na realizację celów redukcyjnych w emisjach gazowych z całego rolnictwa dla wszystkich krajów członkowskich UE. Obejmują one gazy cieplarniane (GHG), takie jak metan i podtlenek azotu oraz dwutlenek węgla jedynie dla obszaru LULUCF. W obszarze redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, rolnictwo musi zredukować emisję amoniaku (Dyrektywa UE nr 2016/2284). Projekt rozporządzenia ESR *Effort Sharing Regulation* (nr COM(2016) 482), zakłada wprowadzenie dla Polski uzyskanie 7% redukcji GHG do 2030 r. z całości sektora, lecz trudno przewidzieć, ile w rzeczywistości z tej kwoty miałyby przypaść na rolnictwo.

W grę wchodzi bowiem bieżące szacowanie ubytku jednostek zakumulowanych w sekwestracji węgla w lasach, które mogą być pokrywane jedynie w rolnictwie. Wielkość ta opiewać może nawet na 7,5% emisji z krajowego rolnictwa (COM (2016) 482), przy dozwolonych 21,5% przemieszczonych z obszaru LULUCF. Z kolei Dyrektywa UE nr 2016/2284 z 2016 r. narzuca polskiemu rolnictwu redukcję amoniaku

o 17% w stosunku do 2005 r., którą osiągnąć mamy w 2030 r. Są to niebagatelne wyzwania w stosunku, do których nie mamy żadnych funkcjonujących, ani proponowanych rozwiązań. Jakże zatem mamy realne możliwości realizacji wyznaczonych nam celów?

Możliwości redukcji GHG

Uwzględniając aktualne metody produkcji zwierzęcej oraz miejsca powstawania emisji, wszystkie opracowane i badane metody redukcji, podzielić można na hodowlane (genetyczne), żywieniowe i środowiskowe (technologiczne).

Emisja metanu jest produktem towarzyszącym beztlenowej przemianie materii organicznej w różnym stopniu w przewodzie pokarmowym każdego zwierzęcia. Jednak w przypadku przeżuwaczy metanogęza posiada szczególne znaczenie i rozmiar, będąc integralną częścią fizjologicznego cyklu odżywiania z pełną anatomiczną konsekwencją w postaci filogenetycznego rozwoju przedżołądków, a zwłaszcza żwacza. W jej skutku, wielocząsteczkowe substancje organiczne jak węglowodany, białka i tłuszcze rozkładane są do produktów jakimi są metan, dwutlenek węgla i woda. Reakcje te przeprowadzane są w głównej mierze przez bakterie, a także grzyby, promieniowce i niektóre pierwotniaki. Etap właściwej metanogenezy, polegającej na redukcji dwutlenku węgla do metanu, przy jednoczesnym wiązaniu wodoru, realizują zasadniczo bakterie zwane metanowymi. Mechanizm ten, zapobiega nadmiernemu gromadzeniu się w żwaczu toksycznego wodoru i spadkowi pH i jest konsekwencją reakcji syntezy kwasu octowego. Około 2-12% dostarczonej w paszy dla przeżuwaczy energii brutto, traconych jest na wydzielenie metanu na drodze fermentacji (tab. 1).

Tab. 1. Przykładowa zależność emisji metanu od zapotrzebowania na EM MJ

Grupa technologiczna	Średnia masa ciała (kg)	Średnie dzienne zapotrzebowanie MJ EM	Średnia strata na emisję CH ₄ MJ EM (MJ/szt./dzień)
Opasy	500	83	11,0
Krowy mleczne	450	203	18,0
Owce matki	45	13	1,2

Konkurencyjnym procesem jest natomiast powstawanie kwasu propionowego w trakcie którego wodór podlega wiązaniu. Stosunek tych dwóch wymienionych lotnych kwasów tłuszczowych zależy w dużej mierze od rodzaju węglowodanów zawartych w pożywieniu. Stąd w badaniach nad mitygacją i sekwestracją gazów cieplarnianych z rolnictwa, szczególnie wiele uwagi w naszej szerokości geograficznej, poświęca się właśnie bydłu, owcom i koniom. Ze względu na liczebność populacji, palmę pierwszeństwa przyznać należy krowom, zwłaszcza mlecznym.

Podtlenek azotu powstaje głównie w procesie nityfikacji oraz w niewielkim stopniu przy denityfikacji związków organicznych znajdujących się w odchodach zwierząt. W przypadku zwierząt monogastycznych od 70-91% azotu pobranego z paszą trafia z powrotem do środowiska wraz z kałem i moczem. W przypadku bydła jest to od 75-95% azotu. Przy szacowaniu emisji tlenków azotu dla przeżuwaczy oraz innych pastwiskowanych zwierząt gospodarskich, wylicza się emisję osobno dla okresu lub pogłowia w budynkach inwentarskich i na pastwisku. O tyle, o ile zawartość azotu w kale przybiera stałe wartości i ma formę organiczną, to dla moczu wielkości te mogą być znacząco większe i zmienne oraz dotyczyć prawie w całości formy azotanowej.

Ze względu na odmienne warunki powstawania obu związków (obecność lub brak tlenu), część z opracowanych metod redukcji powoduje odmienny efekt w redukcji emisji. Zdarza się, że obniżając emisję metanu, powoduje się wzrost emisji tlenku azotu. Problem ten dotyczy

zwłaszcza okresu pastwiskowania przeżuwaczy i metod redukcji tlenków. W tym zakresie działanie synergistyczne posiada jedynie zwiększona strawność paszy. Dodatkowo, o czym wspomniano już uprzednio, metody żywieniowe redukcji, a zwłaszcza suplementacja komponentów paszowych np. zielonek zbożami w ujęciu chowu zwierząt mogą skutkować pozytywnymi efektami, jednak po uwzględnieniu wyższej emisji w uprawie zbóż nad roślinami pastwiskowymi (koniczyna, trawa, pastwisko), w ostatecznym rozrachunku powodować mogą odmienny efekt. Jednak, aby wykazać taki antagonizm konieczne są specjalistyczne prace na każdym z swymienionych etapów, a następnie zbilansowanie uzyskanych efektów redukcji. Ten etap bilansowania jest jeszcze zasadniczo przed nami, wciąż bowiem trwa opracowywanie i badanie efektywności metod specjalistycznych.

Pod pojęciem żywienia zwierząt, ujęto bardzo szerokie spektrum działań redukcyjnych. Obejmuje ono dozwolone dodatki paszowe w postaci probiotyków, enzymów, zakwaszaczy, tanin, olejów, ale również takie elementy, które naturalnie zwiększają strawność paszy. Są nimi zawartości sm oraz zastosowanie w żywieniu (skład dawki) roślin motylkowych, poprawa strawności, czy skarmianie młodych traw, albo dodatków śruty roślin oleistych skutkuje również podobnym efektem redukcji metanu. Wykluczono stosowanie antybiotyków, defaunizację, czy związków analogów.

Kompozycja dawki pokarmowej też silnie oddziałuje na wielkość emisji. U zwierząt monogastrycznych jest to stosunkowo niewielki wpływ, gdyż na drodze jelitowej uwalnia się zaledwie do 5% całkowitej emisji. U przeżuwaczy wielkość emisji spada, gdy wzrasta poziom żywienia oraz strawność paszy, jednak przy zachowaniu żywienia do woli. Produkcja metanu maleje wraz ze wzrostem koncentracji dawki pokarmowej. Obniża to również zawartość azotu w odchodach, redukując emisję tlenków azotu w trakcie przechowywania nawozów naturalnych. Obniżając poziom białka w paszy dla zwierząt monogastrycznych, przy jednoczesnej poprawie jego strawności (dodatek enzymów, suplementacja syntetycznymi aminokwasami, żywienie wielofazowe), obniża się ilość wydalanego azotu, prekursora w powstawaniu tlenku azotu. Jednak w porównaniu różnego rodzaju żywienia świń opartego na roślinach motylkowych, bądź na soi lub aminokwasach syntetycznych, najwyższą redukcję uzyskano w przypadku dawki opartej na grochu, a najniższą dla żywienia soją. W przypadku bydła takie zabiegi nie są proste. Przejście

krów z żywienia paszą pełnoporcjową na żywienie pastwiskowe powoduje zwiększenie tempa metanogenezy zachodzącej w żwaczu, a więc zwiększa emisję. Jednak jeśli uwzględni się przy tym, że defekacja zachodzi w większości bezpośrednio na glebę i nie potrzeba składować i aplikować nawozów naturalnych, a dodatkowo nie uprawia się zbóż, to w sumie uzyskuje się niższą o 20% emisję CO₂. To dlatego w przeliczeniu na jednostkę produktu, Nowa Zelandia emituje zaledwie 800 kg eq CO₂/t mleka, a Holandia aż 1200 kg eq CO₂/t mleka. W pierwszym z wymienionych krajów w powszechnym użyciu pozostaje system pastwiskowy, a w EU żywienie oparte jest na zbożach i braku wypasu. Aktywność metaboliczna mikroflory żwacza prowadzi do uwalniania wodoru i syntezy z jego udziałem metanu. Jeśli przeżuwacze żywią się bardziej strawną paszą, spada ilość energii brutto przeznaczanej na potrzeby życiowe, rośnie udział części przeznaczanej na produkcję, a więc emisja GHG się obniża.

Generalnie do metod żywieniowych zaliczyć należy:

- Zwiększenie koncentracji dawki pokarmowej przeżuwaczy – do 50% redukcji u bydła mięsnego, do 9,5% u krów mlecznych;
- Zastąpienie kiszonek zbożowych (kukurydza) kiszonkami z traw – wyższy udział fermentacji propionowej - 10% redukcji;
- Zastosowanie naturalnych dodatków żywieniowych – saponiny, taniny, ekstrakty z rabarbaru, czosnku, redukują emisję metanu do 20%;
- Zmiana schematu żywienia, poprawa jakości pastwiska - wprowadzenie świeżych traw z motylkowymi, poprzez obecność aktywnych związków chemicznych (tanin) obniża emisję o 10%;
- Wydłużenie okresu pastwiskowania – redukcja o 12%;
- Dodatki tłuszczu lub oleju (oleje lniane, słonecznikowy i inne) – wpływają toksycznie na mikroorganizmy produkujące metan, pierwotniaki oraz hamują rozkład włókna, mają jednak negatywny wpływ na same zwierzęta do 50% redukcji;
- Jonofory – związki rodzaju monensinu, o działaniu antybakteryjnym, poprawiające strawność o 6% i ograniczające w ten sposób pobranie suchej masy, przesuwają równowagę w żwaczu w stronę lotnych kwasów tłuszczowych. Redukcja emisji do 5%. Zabronione przez UE;

- Defaunizacja żwacza – wyeliminowanie pierwotniaków obniża emisję metanu o ponad 50%.

Żywnienie bydła w oparciu o zwiększony udział węglowodanów rozpuszczalnych i obniżona zawartość włókna surowego, zmiana udziału w paszy roślin C4 na C3, skarmianie mniej zdrewniałych traw, we wcześniejszym stadium wegetacji powoduje spadek emisji metanu. Trawienie jednostki celulozy zwiększa 3 krotnie emisję metanu w stosunku do jednostki hemicelulozy, a obie wspomniane przewyższają wielkością fermentacji łatwo rozpuszczalne węglowodany. Dodanie ziarna do paszy obniża zużycie włókna oraz pH i w konsekwencji prowadzi do przewagi powstawania kwasu propionowego w miejsce octanów, będących prekursorami do uwalniania metanu. Poprawiając jakość paszy, jej strawność, zwiększa się również jej pobranie, czego konsekwencją jest krótszy czas retencji w żwaczu, wpływając na wzrost znaczenia trawienia poza żwaczem, zmniejszając udział energii będącej udziałem procesów powstawania metanu. Wszystkie te reakcje mają jednak swój dodatkowy koszt. Poprawa strawności paszy z 40 do 60% znacząco podnosi koszty żywienia pozwalając jedynie na zmniejszenie strat energii brutto o 1% i redukcji emisji metanu. Emisja metanu spada również wraz ze wzrostem udziału roślin strączkowych w dawce, a to z przyczyn mniejszej zawartości włókna, szybszego tempa przejścia przez żwacz, a pośrednio na skutek wyższej zawartości tanin. Te ostatnie mogą redukować emisję metanu do 14%, będąc związkami toksycznymi dla mikroflory metanowej. Nie wolno zapominać, że ich wysoka zawartość jest czynnikiem antyżywniowym w produkcyjnym kontekście. Przekroczenie progu 55 g/kg sm, powoduje pobranie paszy i jej strawność. Podobne działanie wykazują saponiny działając głównie na redukcję pierwotniaków zawartych w żwaczu. Saponiny i taniny są obecnie dostępne w sprzedaży w formie gotowych preparatów, jednak koszt ich stosowania jest zbyt wysoki dla masowego chowu przeżuwaczy.

Badania wykazują, że na każdy 1% wzrost udziału tłuszczu w przedziale 6-7% dawki pokarmowej przeżuwaczy, emisja metanu spada o 5, 6%, skutkując łącznie poziomem 10-25% redukcji emisji. Najbardziej efektywne okazują się być w działaniu kwasy tłuszczowe o łańcuchach średniej długości. Redukcja emisji poprzez zwiększenie udziału tłuszczu może odbywać się na pięciu drogach: redukcji strawności włókna, zmniejszenie pobrania suchej masy, supresji bakterii meta-

nowych, pierwotniaków oraz poprzez udział w hydrogenacji, zwłaszcza w aspekcie lepszego działania kwasów nasyconych.

- Dodatek drożdży z gatunku *Saccharomyces cerevisiae* stymuluje octanogenną mikroflorę żwacza i w ten sposób zmniejsza emisję metanu.
- Dodatki enzymów jak celulaza i hemiceluloza, zwiększają strawność włókna i produktywność obniżając emisję metanu in vivo do 10%. Podobne działanie mają kwasy dwukraboksyłowe dodawane do paszy. Dodatek kwasu fumarowego, może redukować metan do 75%.
- Innym sposobem na redukcję emisji metanu wydawał się dodatek jonoforowych związków antybiotycznych (monensin), powodujących zmiany w mikroflorze żwacza. Jednak najnowsze badania wskazują na ich produkcyjny efekt bez redukcji emisji. Związki te są zabronione w żywieniu zwierząt w EU.

Zakres działań obejmujący genetyczne doskonalenie zwierząt (poprawa wykorzystania paszy, doskonalenie ras emitujących mniej metanu) jak i wydłużenie okresu użytkowania (długowieczność) łącznie z redukcją pogłowia i zmniejszenie remontu stad przyczynia się także do redukcji tego gazu. Na hodowlane metody redukcji kładzie się stosunkowo mały nacisk. Standardowo realizowana selekcja zwierząt na produktywność i wykorzystanie paszy niejako mimochodem poprawia wykorzystanie energii brutto i ogranicza emisję GHG. Na tej drodze można osiągnąć do 3% redukcji rocznie. W kontekście kwot mlecznych, wydajniejsze zwierzęta redukują dodatkowo wielkość pogłowia. Polska wykazała tym sposobem na podstawie analiz IZ PIB największe redukcje emisji za lata 1990-1999. Poprawa potencjału genetycznego zwierząt w obrębie ras skraca okres ich opasu i przez to także mitygację GHG. Specjalna selekcja zwierząt na niską emisję GHG jest możliwa do przeprowadzenia, ale bardzo droga i jeszcze niestosowana. Niektóre badania wykazują różnice określonych genotypów bydła mlecznego wynoszące 10% w wielkości emisji metanu. Brak danych na temat stopnia odziedziczalności tej cechy. Poprawa kondycji zdrowotności i dobrostanu zwierząt również redukuje mitygację do 3%. Skuteczność procedur hodowlanych obniża udział brakowań, a przez to wydłuża długowieczność zwierząt. W ten sposób ogranicza się ich liczbę, a także skraca okresy bez-

produktywne wliczane pod względem emisji do kosztu jednostki produkcji. Redukcja GHG na tej drodze możliwa jest w zakresie 10-15%.

Wiele badań wskazuje na dużą zmienność między poszczególnymi zwierzętami, a także ich rasami w emisji metanu, przy tym samym pobraniu sm. Różnice te dochodzą do 15% i wynikają z genetycznie odziedziczalnej efektywności metanogeny (Clark i in., 2005), (Pinares-Patiño i in., 2003). Selekcja zwierząt pod kątem redukcji emisji metanu może obniżyć jego uwalnianie o 10-20%. Wspomniany kierunek pracy hodowlanej zbieżny jest z klasycznymi celami, jak ograniczenie zużycia paszy, czy lepsze jej wykorzystanie. Stąd łatwo może być wdrożony do praktyki.

Kolejną możliwością redukcji jest wyeliminowanie sztuk bezproduktywnych, czyli będących w okresie zasuszenia. Stąd proponuje się takie ustalenie długości okresu laktacji aby uzyskiwać jedno cielę na 18 miesięcy, a nie na rok. Jednocześnie wyeliminowanie okresów bezproduktywnych jak i takich zwierząt, poprawia rentowność produkcji (Trapnell, Malcolm, 2006) (Smith i in., 2007). Takie postępowanie obniża zapotrzebowanie na energię paszy o przeszło 10% i tyleż samo redukuje emisję.

Pośrednio do metod hodowlanych zaliczyć należy szczepienie, autoimmunizację przeżuwaczy przeciw metanogennej mikroflorze żwacza. Podobnie jak inne działania w zakresie defaunizacji, czy przebudowy tego ekosystemu, jako przedmiot badań prowadzone są od lat 60. XX w. Nigdy też nie wyszły poza ten etap, nawet do skali półtechnicznej. U zarania tych prac leżało zwiększenie możliwości przyswajania pasz treściwych (ziarna zbóż), przez organizm, które ewolucyjnie przystosował się do pasz objętościowych (trawa). Na obecnym etapie postępu naukowego metoda szczepionek nie ma znaczenia praktycznego. Niedopracowana niesie negatywne konsekwencje dla dobrostanu i zdrowia zwierząt oraz jakości mleka oraz mięsa. Ewentualne wdrożenie wywoła protesty podobne do stosowania GMO, bo zasadniczo wykorzystuje się tu inżynierię genetyczną. Jeżeli postęp prac przełamie negatywne skutki metody, to i tak będzie ona zbyt droga, a efekt ograniczony. Koszty administracyjnej decyzji o stosowaniu, spadną na budżet resortu i PROW. Biorąc pod uwagę opisane ograniczenia metody w części tabelarycznej pominięto jej prognozę.

W przypadku bydła opasowego sytuacja wygląda nieco odmiennie. Wydajność rzeźna jest wyższa przy wcześniejszym ubijaniu zwierząt, co w przeliczeniu na jednostkę produktu daje mniejszą emisję.

W odróżnieniu od poprzednich działań w rozwiązaniach technologicznych ujmuje się również zwierzęta monogastryczne w kontekście systemów utrzymania, przechowywania i przetwarzania odchodów. Do pozycji tej zaliczyć należy również biogazownie rolnicze ze względu na utylizację odchodów, co nie ma nic wspólnego z wliczaniem tych instalacji w zakres energetyki i suplementację paliw kopalnych.

Im dłuższy czas przechowywania gnojowicy w warunkach beztlenowych i wyższa temperatura, tym wyższa emisja metanu. Powstawanie tlenku azotu wymaga warunków tlenowych, stąd w przypadku stałych odchodów lub obornika jego emisja jest większa niż dla naturalnych nawozów płynnych. Chociaż i dla nich może okazać się znacząca zwłaszcza przy aplikacji do gleby. Niektóre z publikacji mówią o wzroście emisji GHG przy utrzymaniu trzody chlewnej na słomie lub trocinach. Obecność przewietrzania (warunki tlenowe) i związana z tym redukcja emisji metanu, ma tu być zawiązką kompensowana przez wzrost uwalnianych tlenków. Jednak wiele zależy tu od stosowanych procedur i wyników tych nie można uznać za potwierdzone, a tym bardziej wiążące dla naszego kraju. Badania zrealizowane w IZ PIB wskazują na niższą emisję GHG właśnie w krajowych systemach ściółkowych, a poziom tlenków azotu jest znikomy, często nawet poniżej progu wykrywalności. W przypadku bydła nie wykazuje się, aż takiej zmienności, uważając, że warunki tlenowe są zbliżone, a zatem również emisja kształtuje się na podobnym poziomie. Według badań IZ PIB, krajowe systemy płytkiej podściółki są jednak o 15% korzystniejsze od utrzymywania bezściółkowego, ze względu na częstsze usuwanie odchodów. W odróżnieniu aspektów żywieniowych rozpatrywanych w minionych dekadach z punktu widzenia efektywności produkcji, rozwiązania technologiczne ograniczające uwalnianie GHG nie są jeszcze opracowane. O tym stanie decyduje stosunkowa nowość problematyki. Aktualnie wykorzystuje się wyposażenie wykorzystywane dotychczas do celów redukcji rozpraszania azotu oraz uwalniania odorów. Istniejący w tym względzie potencjał ocenić należy za znaczący i prostszy do implementacji w odróżnieniu metod żywieniowych.

Do stosowanych w redukcji GHG rozwiązań technologicznych zaliczyć należy:

- System płytkej podściółki w chowie bydła – redukcja do 15%, przy założeniu częstego usuwania;
- System samospławialny w chowie trzody – do 25% redukcji;
- Dodatki ściółowe zmieniające pH – do 10% redukcji;
- Dodatki ściółowe mikrobiologiczne – do 20% redukcji;
- Przykrywanie zbiorników gnojowicowych – do 40% redukcji;
- Dopalenie metanu ze zbiorników gnojowicowych – do 70% redukcji;
- Spalanie odchodów – do 80% redukcji;
- Filtracja powietrza z pomieszczeń inwentarskich – 25-30% redukcji w zależności od użytej metody, ale w odniesieniu do ozonowania lub jonizacji. Biofiltracja w oparciu o dotychczas opracowane rodzaje filtrów nie wpływa na ten potencjał;
- Produkcja biogazu – 100% redukcji w odniesieniu do przechowywania odchodów;
- Zastosowanie w produkcji zwierzęcej OZE (odnawialne źródła energii) – bezpośrednio nie wpływa na redukcję GHG z ferm, jednak pośrednio w bilansie cieplarnianych kosztów energetyki może wpłynąć na 35% ekwiwalent redukcji. Odnosi się to zarówno do ogrzewania czy wentylacji budynków, ale również produkcji pasz.

Jako że nityfikacja jest procesem tlenowym, w budynkach inwentarskich proponuje się szereg rozwiązań mających na celu ograniczenie powierzchni styku odchodów z powietrzem, poprzez redukcję stref defekacyjnych. W systemach bezściółowych dba się o jak najszybsze odprowadzenie odchodów do zbiorników, ich szczelne przykrycie, schłodzenie gnojowicy, czy obróbkę chemiczną w biogazowniach rolniczych. Takie rozwiązania mogą śmiało ograniczyć emisję nawet o 30%.

Możliwości redukcji emisji amoniaku

Wymienione w załączniku dyrektywy (Dyrektywa UE nr 2016/228) 4 metody, są aktualnie sporadycznie stosowane przez gospodarstwa, głównie z racji ekonomicznych tj. uzyskania wyższej produktywności zwierząt lub upraw. Przykładowo niektóre pasze posiadają enzymy albo aminokwasy syntetyczne pozwalające zwiększyć strawność białka, ale jego zawartość w dawce nie jest zredukowana. Nawożenie TUZ polegające na dogłębowym wprowadzaniu gnojowicy ma na celu

albo redukcję uciążliwości odorowej, albo zwiększenie dostępności azotu dla roślin. Wyjątkiem są plany nawozowe (obrot azotem w gospodarstwie), które stosowane są w stosunkowo małej liczbie gospodarstw położonych na OSN.

Wszystkie praktyki wymienione w załącznikach są możliwe do implementacji w krajowym chowie zwierząt monogastrycznych, jednak z różnym poziomem kosztów. Metody żywieniowe mają nikłą szansę zastosowania w chowie przeżuwaczy, a zwłaszcza bydła mlecznego. Dla tej grupy należy opracować bardziej zaawansowane rozwiązania, gdyż prosta redukcja poziomu białka w paszy skutkuje natychmiastowym spadkiem mleczności. Bilansowanie dawek pokarmowych dla bydła jest bardziej skomplikowanym procesem niż w przypadku świń, czy drobiu. Wprowadzanie zaleconych systemów utrzymania implikuje dla gospodarstw koszty inwestycyjne, podobnie jak zakup odpowiednich aplikatorów do gnojowicy.

Pierwszą barierą jest znaczne rozproszenie chowu zwierząt w małych i średnich gospodarstwach, w których możliwości inwestycji są bardzo ograniczone. Wiedza rolników w zakresie emisji gazowych, również pozostawia wiele do życzenia i wymagać będzie odpowiednich działań szkoleniowych ze strony FAPA. Aktualnie KASHUE nie posiada efektywnego systemu szacowania emisji, który pozwoliłby na odliczenia ze strony działań redukcyjnych. Szacowanie odbywa się głównie po wielkości pogłowia oraz niemodyfikowalnych równań. Konieczna jest budowa odpowiedniego systemu, ściśle łączącego działania MŚ, MRiRW i GUS w celu raportowania emisji i ich redukcji (systemy utrzymania, metody nawożenia, sposoby żywienia). Kwestia wykluczenia lub ograniczenia niektórych nawozów mineralnych pozostaje poza zakresem merytorycznym IZ PIB. W odniesieniu do praktyk zawartych w załącznikach, sugeruje się ich rozszerzenie do pełnego katalogu wymienianego przez IIASA, albo umieszczenie odpowiedniego zapisu przekierowującego do tego katalogu. Zasadniczo tylko jedna z praktyk, a mianowicie zarządzanie obrotem azotu w gospodarstwie, pozostaje metodą bezkosztową. Oczywiście takie postępowanie z nawozami naturalnymi jakie zawarte jest w treści Ustawy o nawozach i nawożeniu i przełożone na wymogi wzajemnej zgodności również jest wdrożone, ale trudno wycenić tu efekty (terminy stosowania, natychmiastowe przyorywanie itp.). Mają one raczej wymiar administracyjnych wymogów. Pozostałe z wymienionych w załącznikach praktyk, niosą za sobą bądź

koszty inwestycyjne, lub operacyjne. Zmiany systemów utrzymania, sposobów aplikacji nawozów oraz metod ich przechowywania niosą ze sobą koszty inwestycyjne tak dla istniejących, jaki nowopowstających instalacji/gospodarstw. Jeśli idzie o systemy utrzymania koszt niskoemisyjnych rozwiązań jest średnio o 40% wyższy od klasycznych konstrukcji. W zakresie przechowywania nawozów naturalnych płynnych, założyć należy dodatkowe 20 tys. zł na elastyczne przykrycie zbiornika naziemnego. Zbiorniki podziemne, bardzo rzadkie w naszych warunkach z racji wysokiego kosztu z natury muszą być przykryte. Ziemne zbiorniki powierzchniowe ze względu na rozmiary, praktycznie zamienione powinny być na inne, gdyż koszty przykrycia będą zbyt wysokie. Najniższym kosztem cechować będzie się przykrycie płyt obornikowych folią. Budowa zadaszeń dla płyt obornikowych przewyższy ich koszt.

Do praktyk bezkosztowych dla gospodarstw zaliczyć należy metody żywieniowe w przemysłowym chowie zwierząt monogastrycznych. Koszty generowane będą w firmach paszowych, co przeniesie się na wzrost cen pasz o ok. 25%. W przypadku żywienia paszami gospodarskimi w małych i średnich gospodarstwach trudno udowodnić będzie stosowanie odpowiednich dodatków paszowych (prefiksy), ale w połączeniu z wymogami wzajemnej zgodności jest to możliwe. Wzrost kosztów żywienia wyniesie tu ok. 15%. Najniższym kosztem operacyjnym w zakresie pasz cechuje się żywienie wielofazowe. Wprowadzenie 3-5 pasz dostosowanych pod względem koncentracji białka do wieku zwierząt, zamiast jednej na cały okres odchowu jest częściowo stosowane w chowie kurcząt rzeźnych, a jego koszt wzrasta o 5%, a czasami nawet niwelowany jest przez ograniczenie zużycia paszy lub wyższe przyrosty.

Zwrócić należy uwagę na to, że zagadnienie emisji nie było wprowadzone do aktów prawnych związanych z chowem zwierząt i stanowi całkowicie nowy obszar dla krajowych gospodarstw. Dotychczasowe działania związane były głównie z dyrektywą azotanową oraz IPPC (IED), lecz w tym ostatnim przypadku, tylko dla pozwoleń zintegrowanych. Dodatkowo krajowe normatywy koncentracji azotu i produkcji nawozów naturalnych, zakładają stosunkowo wysokie emisje gazowych związków azotu. Przygotowane przez międzyresortowy zespół ekspertów projekt programu działań mających na celu ograniczenie odpływu azotu ze źródeł rolniczych, przyjął jako podstawę prawną dyrektywę azotanową, zasadniczo nie uwzględniając regulacji „emisyjnych”. Niemniej są w nim zawarte kwestie przykrywania miejsc prze-

chowywania nawozów, plany nawozowe, okresy zakazu stosowania, czy możliwości redukcji koncentracji azotu w dawkach pokarmowych oraz żywienia wielofazowego i pastwiskowania. Jednakże te ostatnie są działaniami dobrowolnymi. Podsumowując, celowym wydaje się bądź uzupełnienie wspomnianego programu działań o odpowiednie zapisy (działanie najszybsze i najprostsze), bądź wprowadzenie zupełnie nowej regulacji. Jeśli idzie o gospodarstwa objęte już BAT, to również tutaj zaznaczyć należy znikome wdrożenie technik i rozwiązań niskoemisyjnych i kompletną nieobecność bezpośredniej informacji zwrotnej, pozwalającej na oszacowanie w nich wielkości redukcji emisji.

Wydaje się, że cel redukcyjny dla amoniaku w okresie 2020-2029 jest osiągalny bez większego wysiłku. Jednak w dalszej perspektywie czasowej (26%/rok) jest nierealny. Bezpiecznym byłoby utrzymanie 1-1,5% redukcji rocznie. Wprowadzenie rocznej redukcji na poziomie 26% od 2030 r. nawet poprzez dedykowane rozwiązania techniczne drastycznie zwiększy kosztocłonność produkcji, nawet o 30%. W odniesieniu do tlenków azotu poziom 30%/ rok redukcji w obszarze chowu zwierząt jest nie do osiągnięcia do 2029 r. Przy masowym przykrywaniu miejsc przechowywania nawozów sumaryczną 30% redukcję można uzyskać do 2030 r. Podobne wątpliwości wyrazić należy w stosunku do metanu. Zaznaczyć przy tym należy, iż metody przeciwdziałające emisji tlenków azotu implikują emisję metanu. Głównym krajowym źródłem emisji metanu jest tzw. fermentacja jelitowa przeżuwaczy. Jak do tej pory brak jest tanich metod uzyskania takich redukcji. Zagadnienie redukcji pyłów jest kompletnie nowym problemem w chowie zwierząt i bardzo trudnym do redukcji z technicznego i finansowego punktu widzenia. Z tej perspektywy do 2029 r istnieje możliwość 16% redukcji ale w ujęciu sumarycznym, a po tym czasie o dalsze 20%.

Z całą pewnością wyrazić należy konieczność podjęcia bardziej ambitnych działań w zakresie wdrożenia praktyk redukcyjnych oraz monitorowania i szacowania ich efektów. Uzasadnienie powyższego twierdzenia odnaleźć można w wyżej opisanych punktach. Praktyki te muszą być zintegrowane z działaniami wynikającymi z dyrektywy azotanowej oraz projektowanymi dla gazów cieplarnianych, tak aby uzyskać spójny krajowy system.

Pierwszą z metod powinno być precyzyjne bilansowanie białka w żywieniu zwierząt monogastrycznych (świń i drobiu). W celu zmniejszenia wydalania azotu i emisji amoniaku należy wdrożyć dopuszczalne

koncentracje białka ogólnego w paszach, zamieszczone w tabeli 2. Dla wyeliminowania ryzyka spadku produktywności zwierząt, redukcję należy oprzeć o wykorzystanie aminokwasów syntetycznych w składzie pasz. Generalnie efekt takiego działania oszacować można na 10-15% redukcji amoniaku wg danych własnych IZ PIB. Ta stosunkowo niska wartość powinna jednak przełożyć się identyczne wartości redukcji z całość emisji amoniaku szacowanego z produkcji zwierzęcej przez KOBiZE.

Tab. 2. Zalecany poziom koncentracji białka ogólnego w dawce pokarmowej dla różnych gatunków zwierząt gospodarskich i ich grup technologicznych

Gatunek	Grupa technologiczna	Faza produkcji	Dopuszczalny poziom białka ogólnego (%)
Bydło mleczne	Krowy dojne	Pierwsza faza laktacji	15-16
		Pozostałe fazy laktacji	12-14
	Jałówki		12-13
Bydło mięsne	Cielęta	Produkcja cielęciny	17-19
	Cielęta	Do 3 msc na dalszy opas	15-16
	Cielęta	3-6 msc na dalszy opas	13-14
	Cielęta, pozostałe bydło opasowe	Powyżej 6 msc na dalszy opas	12
Swinie	Prosięta	Do 10 kg	19-21
	Warchlaki	11-25 kg	17-19
	Tuczniki	26-50 kg	15-17
		51-110 kg	14-15
		Powyżej 110 kg	13-14
	Lochy	Prośne	13-15
Karmiące		15-17	

Drób	Brojlery	Pasza typu Starter	20-22
		Pasza typu Grover	19-21
		Pasza typu Finisher	18-20
	Nioski	18-40 tydzień odchowu	15,5-16,5
		Powyżej 40 tygodnia odchowu	14,5-15,5
	Indyki	Do 4 tygodnia odchowu	24-27
		5-8 tygodnia odchowu	22-24
		9-12 tygodnia odchowu	19-21
		13-16 tygodnia odchowu	16-19
		Powyżej 16 tygodnia odchowu	19-14

W zakresie żywienia mieści się druga z metod, a mianowicie żywienie wielofazowe zwierząt monogastrycznych. Metoda polega na zwiększeniu liczby stosowanych rodzajów mieszanek paszowych w celu lepszego dostosowania ich składu (białko i energia) do okresowego zapotrzebowania zwierząt, wynikającego z fazy wzrostu i produktywności. Efekt szacowany jest na powyżej 5% redukcji amoniaku w stosunku do klasycznej liczby stosowanych typów mieszanek paszowych. Dla bydła również istnieje możliwość precyzyjnego bilansowania białka w żywieniu. Dostosowanie koncentracji białka w paszy do zapotrzebowania bydła według tabeli 1, a także odpowiedni stosunek białka do energii, skutkują zmniejszeniem wydalania azotu i emisji amoniaku. Przykładowo stado krów mlecznych może zostać podzielone na grupy o różnej wydajności mlecznej o zróżnicowanym żywieniu w stosunku do potrzeb produkcyjnych. Żywienie typu PMR przy użyciu wozów paszowych, realizowane będzie zatem dla każdej grupy osobno. Daje to efekt redukcji rzędu 5% amoniaku (Defra, 2011). Podstawą żywienia typu PMR jest użycie kiszzonek, w tym z kukurydzy i traw. Tego rodzaju suplementacja

żywnościowa pozwala na redukcję pyłów w zakresie 38-53% (IIASA, 2012). Ogromne znaczenie wydaje się posiadać zwiększenie udziału pastwiskowania bydła. Metoda polega na większym dziennym udziale pastwiskowania krów oraz wydłużeniu okresu pastwiskowego. Przyjmuje się, że mocza ulega szybkiemu wchłonięciu do gleby, przez co zredukowany jest czas emisji, a brak mieszania się kału i moczu, zapobiega emisyjnemu oddziaływaniu ureazy moczu. Defra wycenia skuteczność tej metody na 20% redukcji amoniaku. W publikacjach IIASA, EMEP/EEA oraz UNECE, wyraźnie podkreśla się kwestie zwiększenia pastwiskowania krów, jako metody redukcji emisji amoniaku. Jednocześnie przytacza się też drugie rozwiązanie nazwane „zero grazing”, polegające na całkowitym odejściu od pastwiskowania. Jego efekt polega na wyeliminowaniu nadmiaru azotu pochodzącego z runi pastwiskowej i lepszym zbilansowaniu stosunku białka do energii w paszy. Bilansowanie takie pozwala na redukcję amoniaku o 15% i zaliczane jest do metod żywieniowych (IIASA, EMEP/EEA). Zielonka powinna być zastąpiona przez kisonkę z kukurydzy lub siano. Jednak Defra dokonała odmiennych szacunków, uwzględniając zwiększoną emisję z budynków i wykazując w ten sposób wzrost emisji amoniaku o 20%. Na gruncie krajowym potrzebna będzie w tym względzie symulacja KOBIZE.

Częste usuwanie odchodów krów z korytarza gnojowego, opisane jako 3-4 razy dziennie w stosunku do klasycznego - raz dziennie - traktowane jest jako metoda redukcji amoniaku z budynków. Jego efekt sprowadza się do zmniejszenia powierzchni emisji oraz samego wolumenu materiału z którego pochodzi emisja. Efekt ten wyceniany jest w podręczniku Defra (2011) (metoda 34) na 20% redukcji. Ta ograniczona wielkość bierze się stąd, że na powierzchni korytarza pozostaje jednak bardzo cienki film gnojowicowy, z którego wciąż zachodzi ulatnianie się amoniaku. Częstsze usuwanie odchodów w chowie świń polega na częstym usuwaniu gnojowicy z kanałów gnojowych w chlewniach. Skuteczność metody jest podobna jak w przypadku bydła. Nie bez znaczenia dla fizycznych warunków emisji jest temperatura pomieszczeń. Stąd izolacja termiczna wpływa na redukcję temperatury w oborze i zmniejszenie tempa biochemicznych reakcji uwalniania amoniaku. W połączeniu ze sterowaną automatycznie (i tylko taką) wentylacją kurtynową (typ grawitacyjny), uzyskuje się łącznie 20% redukcji amoniaku w stosunku do klasycznych rozwiązań. Sterowanie wentylacją ogranicza prędkość ruchu powietrza, a przez to wielkość emisji z podłóg. Praktyka

ta umożliwi obniżenie kosztów żywienia, co wpłynie na zainteresowanie hodowców.

Separacja gnojowicy polega na rozdzieleniu przy pomocy pras lub wirówek, jej fazy ciekłej od stałej. Zmniejsza się w ten sposób zawartość suchej masy, a więc także koncentracja azotu w fazie ciekłej, a rośnie w fazie stałej. IIASA (2012) podaje, że wprawdzie zmniejsza się emisja amoniaku z fazy ciekłej, jednak rośnie z fazy stałej, zwłaszcza gdy nie jest ona przykryta. W przypadku niektórych rozwiązań technicznych, mamy jednak do czynienia z peletowaniem fazy stałej, co wyklucza zastrzeżenia IIASA i zgodne jest z opisami zawartymi w publikacjach UNECE. To ostatnie źródło podkreśla wprawdzie, że jest to metoda bardzo droga, a jej najwyższy efekt redukcji osiągany jest przy sprzedaży peletu (nawóz ogrodniczy lub pelet do kotłów CO) i sięga 70% (bez sprzedaży 30%). Defra szacuje tu efekt redukcji amoniaku dla samej separacji na 15-23% (metoda 63) bez żadnych zastrzeżeń co do przechowywania. System grupowego utrzymania krów mlecznych traktowany jest obecnie przez IIASA oraz EMEP/EEA, jako referencyjny w stosunku do metod redukcji emisji amoniaku. Metodyka KOBiZE nie uwzględnia jeszcze tego podejścia, nie różnicując techniki ścielenia lub nie ścielenia słomą korytarza gnojowo-spacerowego obory. Brak ściółkowania obniża jednak o co najmniej 15% wielkość emisji pyłów (IIASA, 2012). Oczywiście stanowiska legowiskowe są tu zaścielane słomą, ale odbywa się to jednorazowo na przestrzeni kilku miesięcy. Słoma pozostaje na legowisku i nie ma styczności z odchodami, umiejscowionego niżej korytarza gnojowego. Efekt redukcji wyceniany na 15%. Natomiast zwiększenie ilości aplikowanej słomy o 25% w systemach głębokiej ściółki skutkuje 50% redukcją emisji amoniaku. Niestosowany w Polsce, nowy systemem podłóg dla bydła - podłogi ryflowane - polega na ukształtowaniu rowków (ryfle) w powierzchni podłogi, do których ścieka mocz/gnojowica. Ryfle posiadają perforacje którymi faza ciekła ścieka do zbiornika. Proces dodatkowo wspierany jest przez zgarniacze „zębate” wnikające w rowki i zwiększające przez to skuteczność czyszczenia. Skuteczność redukcji emisji amoniaku, opisywana jest tutaj w przedziale od 25 do przeszło 40% (UNECE).

W przypadku utrzymania świń dla 50% zarusztowania podłogi w stosunku do 100% redukcja emisji amoniaku wynosi 15-20% (UNECE). Redukcja rusztów do 1/3 powierzchni kojca pozwala na 60% redukcję emisji amoniaku. Defra wykazuje nawet 50% poziom redukcji

dla zmniejszenia powierzchni rusztów o połowę standardowej powierzchni. Również część podrusztowa ma duże znaczenie dla wielkości emisji amoniaku. Wewnętrzne pochylenie ścian kanału gnojowego w beźściołowym chowie świń, polega na pochyleniu ścian podrusztowego kanału gnojowego w celu zmniejszenia jego stosunku powierzchni do objętości (kształt „V”). Efekt wyceniany jest na 20%. Dodatkowo, 40-65% redukcji amoniaku można uzyskać dla dna kanału uformowanego z wielu rzędów rynien (UNECE). Rynny o szerokości 60 cm i głębokości 20 cm ukształtowane są w kształcie litery „V”. Gnojowicę można również schładzać poprzez montaż wymiennika ciepła w kanale gnojowym i wymianę ciepła z innym medium, jak np. woda użytkowa. UNECE wycenia efekt redukcji na 45-75% w zależności od grupy technologicznej zwierząt. Gnojowica w budynku, po odprowadzeniu z podłóg może być zakwaszana dzięki dodawaniu kwasu siarkowego. Celem jest uzyskanie najmniej pH=6 lub jeszcze większego zakwaszenia. Zmiana pH unieczynnia enzym ureazę odpowiedzialną za proces amonifikacji. UNECE wycenia efekt redukcji do 60%.

Ogromne znaczenie ze względu na wielkość efektu redukcji amoniaku ma przykrywanie zbiorników gnojowicowych. Metoda polega na przykryciu otwartych zbiorników gnojowicowych i w ten sposób ograniczeniu parowania z nich amoniaku. Szczegóły zawiera tabela 3.

Tab. 3. Efektywność różnych sposobów przykrywania zbiorników gnojowicowych

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% sm (nie bydłęca)	60
Naturalny kożuch	powyżej 7% sm (zazwyczaj tylko bydłęca)	40

Sieczka	Wszystkie	40
Granulat (ceramiczny, plastikowy)	do 7% sm (nie bydłęca)	60
Zastąpienie laguny zbiornikiem otwartym	Wszystkie	30-60
Zamknięte plastikowe torby i pojemniki	Wszystkie	100

Również wobec obornika stosować można przykrywanie np. folią kiszonkową. Badania własne IZ PIB wykazują możliwość uzyskania redukcji na poziomie 60-80% amoniaku. Potwierdzają to dane z duńskich ośrodków naukowych. Równie wysoką redukcję powoduje przyorywanie do 4 godzin po aplikacji obornika. Redukuje ono emisję amoniaku o 60-90%, a w przypadku gnojowicy o 70-90%. Po 4 godzinach jest to już tylko 45-65%, a po 24 godzinach 30%. Sama gnojowica nie jest już aktualnie aplikowana rozbryzgowo z prostych wozów asenizacyjnych.

Wykorzystanie tych ostatnich ale wyposażonych w pompy i przewody dozujące gnojowicę bezpośrednio na glebę lub głęboko pod jej powierzchnię, możliwe tak na GO, jak i TUZ, redukuje emisję o 90% (doglebowo), a tzw. wleczone przewody jedynie o 30%.

Literatura

Buddle B.M., Denis M., Attwood G.T., Altermann E., Janssen P.H., Ronimus R.S., Pinares-Patiño C.S., Hristov, A. N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J. Oosting, S. (2013). Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production – A review of technical options for non-CO₂ emissions. Edited by Pierre J. Gerber, Benjamin Henderson and Harinder P.S. Makkar. (FAO

Animal Production and Health Paper No. 177). Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

COM (2016) 482: Proposal for a Regulation of The European Parliament and of the Council on binding annual greenhouse gas emission reductions by Member States from 2021 to 2030 for a resilient Energy Union and to meet commitments under the Paris Agreement and amending Regulation No 525/2013 of the European Parliament and the Council on a mechanism for monitoring and reporting greenhouse gas emissions and other information relevant to climate change.

Defra Newell Price, J.P., Harris D., Taylor M., Williams J.R., Anthony S.G., Duethmann, D., Gooday R.D., Lord E.I., Chambers, B.J., Chadwick, D.R., Misselbrook T.H. (2011). Mitigation Methods – User Guide. An Inventory of Mitigation Methods and Guide to their Effects on Diffuse Water Pollution, Greenhouse Gas Emissions and Ammonia Emissions from Agriculture. Prepared as part of Defra Project WQ0106 (ADAS).

Dyrektywa UE nr 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylecia dyrektywy 2001/81/WE.

IIASA Oenema O., Velthof G., Klimont Z., Winiwarter W. (2012). Emissions from agriculture and their control potentials. TSAP Report 3, Version 2.1, IIASA, Vien.

Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., Tubiello, F., Grandgirard, D., Monni, S., Biala, K. (2010). Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) – final report. European Commission, Joint Research Centre, 323.

Muetzel S., Wedlock D.N., 2011. Strategies to reduce methane emissions from farmed ruminants grazing on pasture. The Veterinary Journal 188. (2011) 11–17.

Pereira J., Trindade H. (2014). Control of Ammonia Emissions in Naturally Ventilated Dairy Cattle Facilities in Portugal. Eng. Agríc., Jaboticabal, v.34, n.3, p.600-609.

United Nations Economic Commission for Europe. (2015). Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions <http://www.unece.org/environmentalpolicy/conventions/envlrapwelcome/publications.htm>.

NEW AND COMPLEMENTARY ASPECTS OF GASEOUS EMISSIONS FROM ANIMAL PRODUCTION

S u m m a r y

Undoubtedly, after years of normative acts and the search for optimal methods, the time is now at hand for the reduction targets in gaseous emissions from all agriculture for all EU Member States. These include greenhouse gases (GHGs) such as methane and nitrous oxide and carbon dioxide only for the LULUCF area. In the field of reduction of domestic emissions of certain atmospheric pollutants, agriculture must reduce ammonia emissions (EU Directive 2016/2284). The draft regulation of the ESR Effort Sharing Regulation (COM (2016) 482), however, assumes that Poland will obtain a 7% GHG reduction by 2030 from the sector as a whole, but it is difficult to predict how much it would fall on agriculture. The current estimation of the loss of units accumulated in carbon sequestration in forests, which can be covered only in agriculture, is a matter of concern. This may even amount to 7.5% of domestic agricultural emissions (COM (2016) 482), with 21.5% allowed from the LULUCF area. In turn, EU Directive 2016/2284 of 2016 imposed on Polish agriculture the reduction of ammonia by 17% as compared to 2005, which we reach in 2030.

Key words: GHG emissions, animal production, carbon sequestration.

OPRACOWANIE MONOGRAFICZNE:
*„Wyznaczenie uzupełniających i nowych obszarów badawczych
w zakresie ochrony środowiska i zmian klimatu
w sektorze rolnictwa”*

Praktyki rolnicze dla rolnictwa niskoemisyjnego dostosowanego do obserwowanych i prognozowanych zmian klimatu w Polsce oceniane w projekcie LCAgri

**Jerzy Kozyra, Robert Borek, Mariusz Matyka, Rafał Wawer,
Rafał Pudelko, Małgorzata Kozak, Anna Nieróbca,
Aleksandra Król, Tomasz Żyłowski, Tamara Jadczyzyn,
Jerzy Księżak, Janusz Smagacz, Krzysztof Jończyk,
Wiesław Oleszek**

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

*** Projekt LCAgri „Wsparcie dla rolnictwa niskoemisyjnego – zdolnego do adaptacji do zmian klimatu obecnie oraz w perspektywie lat 2030 i 2050” jest dofinansowany przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju w ramach programu „Środowisko naturalne, Rolnictwo i Leśnictwo” BIOSTRATEG.*

Wstęp

Udział polskiego rolnictwa w krajowej emisji gazów cieplarnianych (GC) w 2014 roku wynosi 8%, natomiast udział emisji z rolnictwa w bilansie GC dla Europy wynosi około 10% (Kuikman i In., 2013). Emisje pochodzące z fermentacji jelitowej w postaci metanu (CH₄) oraz powstałe z odchodów zwierzęcych (CH₄ i N₂O) stanowiły w Polsce

52,6% emisji GC z rolnictwa. Emisje podtlenku azotu (N_2O) z gleb rolnych w Polsce, które są pochodną głównie stosowania nawożenia azotowego stanowią natomiast 44,3% emisji GC z rolnictwa (KOBIZE, 2014). Dla sprecyzowania jakie praktyki rolnicze sprzyjają ograniczeniu emisji GC prowadzone są prace naukowe dotyczące możliwości racjonalizacji stosowania nawozów mineralnych oraz naturalnych. Cel ten można osiągnąć głównie poprzez odpowiednie stosowanie nawozów, dostosowane do potrzeb roślin i warunków glebowych ale również poprzez dbałość o środowisko glebowe i racjonalne gospodarowanie zasobami. Dotychczasowe badania przeprowadzone przez Fabera i wsp. (2012), wskazały że rolnictwo w Polsce może poprzez odpowiednie zmiany w praktykach rolniczych ograniczyć emisje GC o około 30%, w perspektywie 2030 roku.

W odpowiedzi na wyzwania polityki klimatycznej i Strategicznego Planu Adaptacji sektorów wrażliwych na zmiany klimatu w Polsce (SPA 2013), Narodowe Centrum Badań i Rozwoju (www.ncbir.pl) finansuje od 2015 roku projekt „Wsparcie dla rolnictwa niskoemisyjnego – zdolnego do adaptacji do zmian klimatu obecnie oraz w perspektywie lat 2030 i 2050” (akronim LCAgri – skrót od ang. „Low Carbon Agriculture” – Niskoemisyjne Rolnictwo) (www.lcagri.iung.pl). Celem projektu LCAgri jest poprawa wydajności wykorzystywania zasobów poprzez wdrożenie innowacyjnych niskowęglowych praktyk rolniczych oraz promocję zrównoważonego stosowania nawozów mineralnych w gospodarstwach rolnych w Polsce. Istotnym elementem projektu jest zastosowanie najbardziej efektywnych praktyk mitygacyjnych (zmodyfikowanych technologii) w eksperymentach polowych w 8 gospodarstwach doświadczalnych zlokalizowanych w różnych regionach Polski. Prowadzone są również prace związane z oceną emisyjności stosowania nawozów od poziomu ich wytwarzania, ocenę emisyjności obecnych praktyk rolniczych w 250 gospodarstwach z sieci FADN w Polsce zgodnie z zaleceniami Eurostat (2011); analizy z wykorzystaniem modeli do oceny emisji z rolnictwa, oraz analizy scenariuszy klimatycznych na potrzeby adaptacji gospodarstw do zmieniających się warunków klimatycznych. Wyniki przeprowadzonych prac mają być przydatne w programowaniu działań polityki rolnej Polski w zakresie działań klimatycznych oraz doskonalenia metod szacowania emisji z rolnictwa w Krajowym Systemie Inwentaryzacji i Szacowania Emisji. Prowadzone są prace nad wytycznymi dla krajowych polityk rolno-środowiskowych

w zakresie ograniczania emisji z rolnictwa jak i dostosowania do zachodzących zmian klimatu. Projekt ma przyczynić się do potrzebnych zmian w praktykach rolniczych ukierunkowanych na ograniczenia emisji (Smith i In., 2012), poprzez wprowadzenie do ich oceny kryterium efektywności środowiskowej (Guo i Murphy, 2012). Wyniki analiz doświadczeń polowych mają dostarczyć nowych danych do inwentaryzacji emisji gazów cieplarnianych na poziomie lokalnym i regionalnym

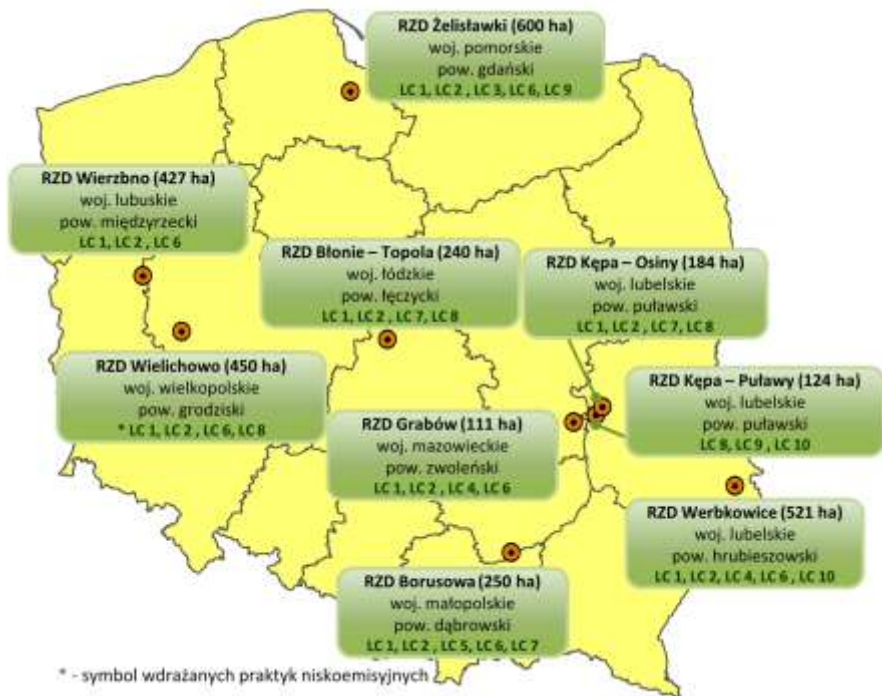
Celem pracy jest przedstawienie wybranych w projekcie LCAgri 10 niskoemisyjnych praktyk rolniczych, które są wdrażane w 8 Rolniczych Zakładach Doświadczalnych (RZD) Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa.

Plan wdrożenia praktyk niskoemisyjnych

Szczegółowy plan wdrożenia praktyk niskoemisyjnych został przygotowany tak aby jak najmniej ingerować w obecny kierunek gospodarowania w RZD IUNG Puławy (rys. 1).

Podstawą analizy możliwości wdrażania praktyk niskoemisyjnych była mapa glebowo-rolnicza którą dysponuje w wersji cyfrowej IUNG-PIB (Rys. 2), oraz mapy pól i zdjęcia satelitarnego (rys 3).

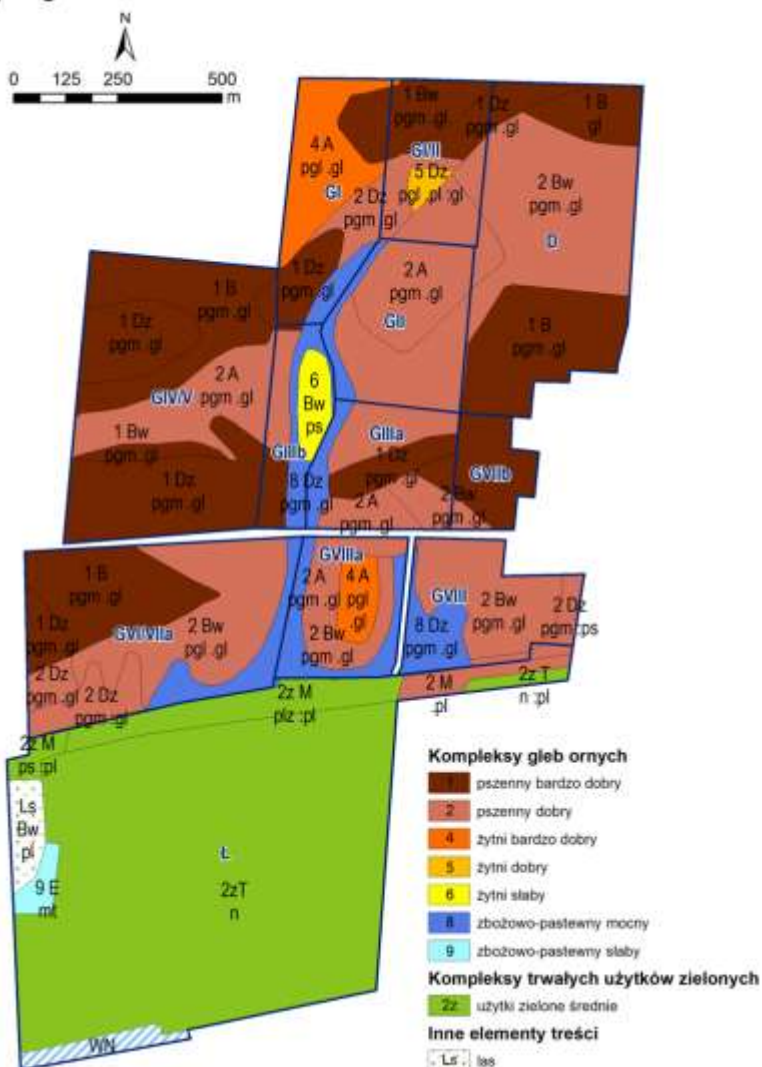
Koszty oraz efektywność wdrażanych praktyk rolniczych są przedmiotem szczegółowego monitoringu i analiz. Pomagać w tym będą dane z systemów monitoringu warunków meteorologicznych oraz wilgotności gleby zlokalizowanych w każdym RZD IUNG-PIB oraz systemy monitoringu wilgotności gleby i stanu ładu (fot 1a, 1b).



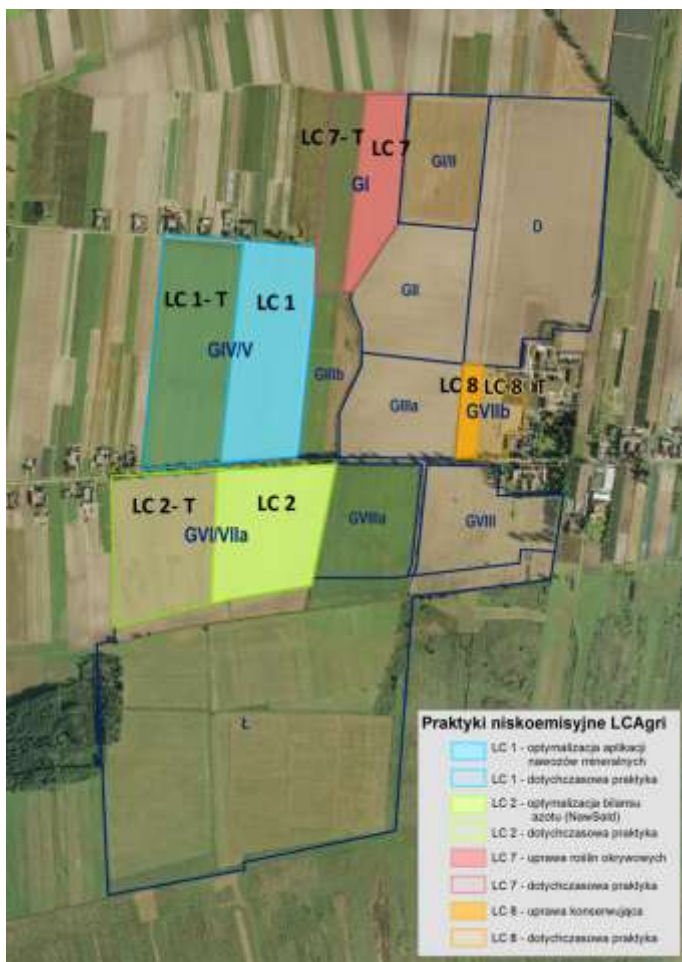
Rys. 1. Rolnicze Zakłady Doświadczalne IUNG-PIB, w których wdrażane praktyki niskoemisyjne proponowane w projekcie LCAgri

RZD Błonie - Topola

Mapa glebowo - rolnicza



Rys. 2. Mapa glebowo-rolnicza dla RZD Błonie-Topola



Rys. 3. Schemat wdrożenia praktyk niskoemisyjnych w RZD Błonie-Topola

Praktyki niskoemisyjne LCagri

Praktyka 1 (LC 1) – Wdrożenie systemu wspomaganie decyzji 4R do aplikacji nawozów mineralnych.

W RZD IUNG-PIB zostały wybrane, porównywane pod względem glebowym pola, na których nawozy mineralne stosowane są zgodnie z przyjętym schematem:

- odpowiedni nawóz,
- odpowiednia dawka,
- odpowiedni czas,
- odpowiednie miejsce

W tym celu wykorzystywane są informacje o zasobności gleb określone na podstawie aktualnych analiz laboratoryjnych. Wyniki wprowadzonych modyfikacji do planów nawozowych będą porównywane z dotychczasową praktyką nawożenia na polu referencyjnym.

Zwiększenie efektywności nawożenia sprowadza się do następujących zasad:

- Dawki nawozów powinny być dostosowane do potrzeb roślin w poszczególnych fazach rozwojowych.

- Nawożenie powinno być stosowane według zasady „mało i często”, szczególnie jest to ważne w sadownictwie, gdzie racjonalne nawożenie może być zaaplikowane razem z nawodnieniem z dużą precyznością dawki. Wskazuje się, że największą efektywność fertygacji uzyskuje się przy zastosowaniu azotu przez 10-15 minut na 25 minut przez zakończeniem nawaniania.

- Stosowanie nawożenia do strefy gdzie rośliny mają największą koncentrację korzeni, a nie na powierzchnię gleby, by zapewnić jak największe pobranie.

- Środki nawozowe powinny być zawsze zmieszane z glebą jeśli nie są stosowane do strefy korzeniowej roślin w celu ograniczenia bezpośrednich strat do powietrza.

Do dodatkowych elementów zwiększania racjonalnego stosowania nawożenia należy wybór środków nawozowych o wolniejszym uwalnianiu do gleby, co stwarza dłuższy potencjalnie możliwy okres do pobrania przez rośliny.

Praktyka 2 (LC 2) – Wykorzystanie informatycznych systemów wspomagania decyzji do optymalizacji bilansu azotu

Głównym celem realizacji praktyki jest kontrola i optymalizacja salda bilansu azotu wyznaczanego metodą „na powierzchni pola”. Praktyka jest stosowana w większości zakładów doświadczalnych IUNG-PIB. Do optymalizacji dawek azotu na wybranych polach zakładów wykorzystany jest program NawSald. Pozwala on przygotować plan nawożenia dla gospodarstwa, zgodny z zasadami zrównoważonej gospodarki składnikami mineralnymi, a przez to również ograniczyć straty azotu. Plan nawozowy uwzględnia dostępne w RZD nawozy naturalne oraz potrzeby stosowania nawozów mineralnych.

Podstawą zrównoważonego nawożenia nawozami mineralnymi jest dokładne określenie różnicy pomiędzy potrzebami pokarmowymi roślin a ilością składników wnoszonych do gleby w nawozach naturalnych oraz pochodzących z innych źródeł: przyorane produkty uboczne, wiązanie azotu przez rośliny bobowate, opad atmosferyczny azotu oraz zawartość składników pokarmowych w glebie. Dodatnia wartość tej różnicy wskazuje, że dopływ składników pokarmowych na danym polu przewyższa ich pobranie z plonami. Wartość ujemna oznacza, że pobranie przez rośliny jest większe od dopływu składników. Rolnik lub doradca może korygować wielkość dawek nawozów wyliczonych przez program.

IUNG-PIB opracował również trzy inne dostępne dla rolników programy doradcze które pomagają racjonalizować gospodarkę nawozową: MacroBil, Plano RSN oraz InfoPlant.

Program MacroBil jest narzędziem do bilansowania składników pokarmowych (N, P, K) w gospodarstwie metodą "na powierzchni pola". W bilansie po stronie przychodu uwzględnia się następujące źródła dopływu składnika do gleby: nawozy (mineralne, naturalne, organiczne), przyorane produkty uboczne roślin uprawnych, biologiczne wiązanie azotu, jak również opad azotu. Po stronie rozchodu uwzględnia się pobranie składnika z plonem roślin.

Program Plano RSN jest programem bardziej rozbudowanym niż ww., służy on do sporządzania planów nawożenia w gospodarstwach rolnych uczestniczących w programach rolnośrodowiskowych oraz w gospodarstwach objętych dyrektywą azotanową ze względu na obszar

szczególnie narażony (OSN) na przedostawanie się azotu ze źródeł rolniczych do wód powierzchniowych i gruntowych. Integralną częścią programu jest moduł umożliwiający szacowanie wielkości produkcji nawozów naturalnych na podstawie informacji o skali produkcji zwierzęcej w gospodarstwie.

Program InfoPlant umożliwia kompleksową ocenę aktualnego stanu odżywienia rośliny uprawnej na podstawie wyników analizy chemicznej próbki roślinnej pobranej w okresie wegetacji. Zasadniczym elementem programu jest graficzna prezentacja aktualnej zawartości makro- i mikroelementów w roślinie na tle zakresów zawartości niskiej, optymalnej i wysokiej, co ułatwia diagnozowanie potrzeb nawozowych uprawianej rośliny i sformułowanie zaleceń nawozowych. W programie uwzględniono szerokie spektrum roślin uprawnych z następujących grup: zbożowe, okopowe, strączkowe, bobowate wieloletnie, rośliny specjalne (tytoń, chmiel), rośliny sadownicze, ozdobne i warzywne.

Praktyka 3 (LC 3) – Precyzyjne nawożenie azotem w oparciu o stan odżywienia i potrzeby nawozowe roślin

Praktyka wdrażana w RZD Kępa-Osiny i Żeliszawki w oparciu o czujniki służące do pomiaru intensywności odbicia promieniowania od roślin z uwzględnieniem bliskiej podczerwieni (N-sensor). System ten jest połączony z układem komputerowym sterującym rozsiewaczem nawozów. Poprzez pomiar promieniowania odbitego od roślin określany jest wskaźnik zieloności, a w efekcie rzeczywiste zapotrzebowanie na azot. Pozwala to na określenie dawki wysiewu nawozów azotowych. Pomiar jest wykonywany i przetwarzany z dużą częstotliwością, co umożliwia jego mobilne wykorzystanie w trakcie wysiewu nawozów. Ponadto pola, gdzie prowadzi się precyzyjny wysiew nawozów azotowych objęte są monitoringiem zasobności gleb i roślin przy użyciu dronów.

Praktyka 4 (LC 4) – Wgłębne zastosowanie nawozu pod rośliny

Celem praktyki jest ograniczenie emisji gazów cieplarnianych, głównie podtlenków azotu, związanej z aplikacją nawozów. Ważnym

zagadnieniem w tym kontekście jest również wzrost efektywności wykorzystania składników pokarmowych zawartych w nawozach. Wdrażanie praktyki obejmuje wykorzystanie rozlewacza gnojowicy z aplikatorem doglebowym (RZD Werbkowice) oraz zastosowanie siewnika umożliwiającego wgłębne („pod korzeń”) stosowanie nawozów mineralnych (RZD Grabów – fot.2).

Praktyka 5 (LC 5) – Eliminacja jesiennej dawki azotu

Celem tej praktyki jest ograniczenie strat azotu w okresie jesienno-zimowym. Obszar referencyjny dla tej praktyki stanowią sąsiednie pola, na których stosuje się nawożenie azotem jesienią.

Praktyka 6 (LC 6) – Dywersyfikacja upraw ze szczególnym uwzględnieniem roślin bobowatych

Praktyka wprowadzana w Rolniczych Zakładach Doświadczalnych, w których uprawia się rośliny jare. Jej celem jest ograniczenie zmianowań uproszczonych na rzecz bardziej rozbudowanych w tym również o poplony i międzyplony. Ponadto w RZD Wierzbno zmianowanie wzbogacone jest o rośliny z rodziny bobowatych (łubin). Zakłada się, że poprawa zmianowania pozwoli na ograniczenie wykorzystania przemysłowych środków produkcji (nawozy, środki ochrony roślin), a przez to ograniczenie emisji gazów cieplarnianych.

Praktyka 7 (LC 7) – Uprawa roślin okrywowych w okresie zimy

Praktyka wdrażana w RZD Błonie-Topola i Borusowa, w uprawie kukurydzy i buraka cukrowego. Ponieważ rośliny te wysiewane są późną wiosną w szerokie rzędy, ich uprawa wiąże się z dużym zagrożeniem dla gleb. Do bezpośrednich przyczyn degradacji gleb zalicza się tu głównie wymywanie składników mineralnych, erozję wietrzną i wodną oraz mineralizację i utratę materii organicznej. W związku z tym, aby ograniczyć lub wyeliminować te zagrożenia środowiskowe, po jesienno-zimowym zbiorze rośliny poprzedzającej wysiewane są rośliny okrywowe

(gorczyca, facelia) a następnie burak cukrowy lub kukurydza wysiewana w mulcz.

Praktyka 8 (LC 8) – Uprawa konserwująca

Według definicji Światowej Organizacji Żywności (FAO, 2011), celem rolnictwa konserwującego jest osiągnięcie intensyfikacji produkcji i wysokiej wydajności przy jednoczesnym poprawianiu bazy zasobów naturalnych (gleby, wody, powietrza) przez zachowanie trzech głównych zasad tj:

- Stosowanie minimalnej mechanicznej ingerencji w glebie, pozwalającej zachować jej funkcję akumulacji materii organicznej i poprawiającej stosunki wodne, w szczególności nie odwracanie gleby (siew bezpośredni, uprawa pasowa, siew w mulcz).
- Zachowanie stałej okrywy roślinnej, stosowanie międzyplów, poplonów, mulczowania.
- Stosowanie płodozmianu bogatego gatunkowo, redukującego rozwój chwastów, chorób i szkodników. Wprowadzenie do zmiarnowania roślin motylkowatych lub ich mieszanek z trawami.

W rolnictwie konserwującym szczególną uwagę zwraca się na znaczne zasobności gleb w materię organiczną, która ma szczególne znaczenie dla właściwości wodnych gleb. Stosowane metody uprawy, głównie ograniczenie orki, mają przyczynić się nie tylko do racjonalnego korzystania z gleby ale również odbudowy zasobów materii organicznej, która pozwoli na zwiększenie produktywności wody. Wskazywanym jako najbardziej efektywny sposób uprawy gleby jest - uprawa pasowa. Polega ona na spulchnianiu wąskiego pasa w rzędzie siewu. Taki sposób uprawy łączy zalety uprawy orkowej z uprawą bezorkową (fot..4).

Innym aspektem rolnictwa konserwującego jest racjonalne gospodarowanie resztkami późniwnymi, w tym mulczowanie. Podstawą gospodarki resztkami późniwnymi powinien być dodatni bilans materii organicznej na polu i w gospodarstwie. Skrajne podejście wskazuje, że na polu powinny pozostać wszystkie resztki późniwne, albo wrócić w postaci obornika.

Bardzo ważnym aspektem rolnictwa konserwującego jest stosowanie mulczowania. Mulcz na powierzchni gleby ogranicza znacząco

parowanie wody z gleby. Wynika to z tego, że gleba nie nagrzewa się do tak wysokiej temperatury jak gleba bez mulczu. Pokryta mulczem gleba ogranicza tak powstawanie erozji wodnej jak i erozji wietrznej, które to procesy mogą doprowadzić do degradacji gleby (fot. 5).

W Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym Kępa jest stosowany system siewu pasowego (strip-till) (fot. 6) oraz system uproszczony z zastosowaniem agregatu uprawowego i siewnika, natomiast w RZD Wielichowo siew bezpośredni. Działania te mają na celu ograniczenie zużycia paliw konwencjonalnych, zapobieganie mineralizacji materii organicznej oraz poprawę efektywności produkcji rolniczej. Dzięki temu możliwe jest osiągnięcie znacznych korzyści środowiskowych.

Praktyka 9 (EF9) – Wdrożenie elementów rolnictwa precyzyjnego

Praktyka polega na stosowaniu technologii precyzyjnego wysiewu nawozów NPK w rolniczych zakładach doświadczalnych Kępa-Osiny i Żeliszewki na podstawie map zasobności gleb w składniki pokarmowe i stanu odżywienia roślin. Na polach, gdzie stosuje się tą praktykę, do wszystkich zabiegów agrotechnicznych wykorzystywana jest technika prowadzenia równoległego z pozycjonowaniem GPS (fot. 7), włączając w to zbiór kombajnem. Ponadto mapowane są plony roślin uprawnych.

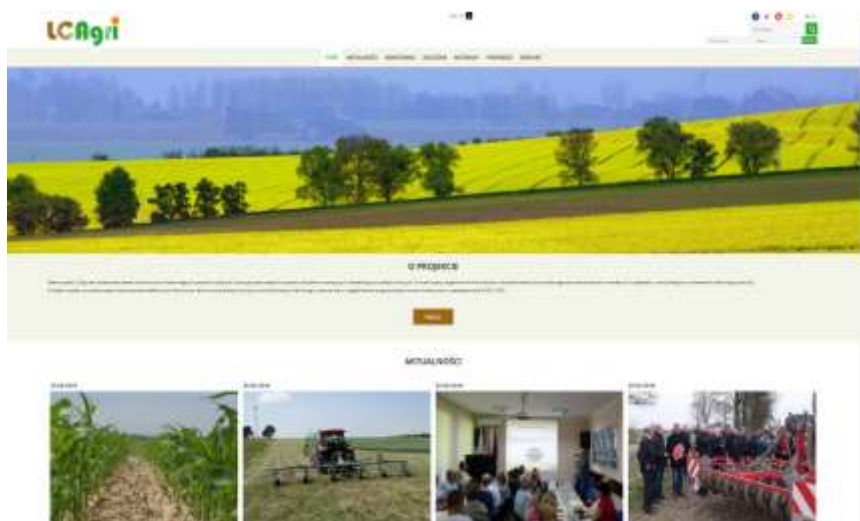
Praktyka 10 (LC 10) – Ograniczone stosowanie nawozów azotowych na obszarach objętych ochroną przyrody

Mając na uwadze szczególne walory przyrodnicze obszarów objętych ochroną w ich bezpośrednim sąsiedztwie ogranicza się stosowanie nawozów azotowych, które są jednym z głównych źródeł biogenów. W celu scharakteryzowania przydatności praktyki i efektywności uprawy, przeprowadzona jest szczegółowa analiza przestrzenna zasobności gleb w azot przy wykorzystaniu systemu GIS. Praktyka stosowana w RZD Kępa-Osiny (fot. 8) i RZD Werbkowice.

Podsumowanie

Kluczowym elementem upowszechniania wiedzy pozyskanej w projekcie LCAgri jest budowanie sieci współpracy na rzecz adaptacji w Polsce. Służy do tego opracowana w projekcie interaktywna platforma internetowa www.lcagri.iung.pl z dostępem do wyników projektu, prezentacji oraz raportów. Integralną częścią platformy są: forum internetowe, które umożliwia szeroką dyskusję w zakresie niskoemisyjnych praktyk rolniczych, strona społeczności LCAgri na portalu Facebook oraz galeria zdjęć w serwisie Flickr.

Dodatkowo, zorganizowano szereg spotkań, warsztatów i konferencji z udziałem rolników, doradców, pracowników uczelni i instytutów rolniczych oraz przedstawicieli ministerstw. W ramach projektu nawiązano współpracę z Krajową Siecią Obszarów Wiejskich oraz Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie oraz Wojewódzkimi Ośrodkami Doradztwa Rolniczego.



Rys. 4. Główna strona projektu LCAgri www.lcagri.iung.pl

Literatura

Eurostat Methodologies & Working Paper. (2011). Analysis of methodologies for calculating greenhouse gas and ammonia emissions and nutrient balances. ISSN 1977-0375.

Faber A, Borek R., Borzęcka-Walker M., Jarosz Z., Kozyra J., Pudelko R, Syp A., Zaliwski A. (2012). Bilans węgla i emisji gazów cieplarnianych (CO₂, CH₄ oraz N₂O) w polskim rolnictwie. [in: Zegar J.St. red.] Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym, 50, IERiGŻ-PIB, 9-38.

FAO (2011). The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London.

Gibbons J.M., Ramsden S.J., Blake A. (2006). Modelling uncertainty in greenhouse gas emissions from UK agriculture at the farm level. *Agricult. Ecosys. Environ.* 112:347–55.

Guo M. and Murphy R. J. (2012). LCA data quality: sensitivity and uncertainty analysis. *Sci. Total Environ.* 435/436 230–43.

KOBIZE (2014). Krajowy raport inwentaryzacyjny 2014 zawierający dane o krajowych emisjach gazów cieplarnianych za lata 1988–2012.

Kuikman, P.J., E. Andersen, B.S. Elbersen, A. Freluh Larsen, P.J. Jones, S. Naumann, J.J. Oñate, I. Staritsky. (2013). EU wide Farm-level Carbon Calculator: data availability at farm level for farms across EU-27. A report on Deliverable 1 to the Institute of Environment and Sustainability (JRC/IES) by Alterra - WageningenUR, Wageningen, The Netherlands. 73 pp.

Smith P. et al. (2012). Towards an integrated global framework to assess the impacts of land use and management change on soil carbon: current capability and future vision. *Global Change Biol.* 18:2089–10.

SPA. (2013). Strategic Adaptation Plan for sectors and areas vulnerable to climate change in Poland by 2020 within the perspective by 2030.

AGRICULTURAL PRACTICES FOR LOW CARBON AGRICULTURE ADAPTED TO OBSERVED AND PROJECTED CLIMATE CHANGE IN POLAND

S u m m a r y

The aim of the paper is to present set of agricultural practices proposed for polish agriculture to improve resources use efficiency by implementing innovative low carbon farming practices and promotion sustainable use of mineral fertilizers in frame of LCAGri project. In LCAGri project existent agricultural practices are evaluated under present climatic conditions and modeled using climatic scenarios for 2030 and 2050 time horizons. Greenhouse gas emission assessment (GHG EA) are performed for the fertilizers in the life cycle on fertilizer production level for the factory and on the farm level for the representative group of farms (for presently used management practices) and for the experimental farms of IUNG-PIB (for recommended low carbon practices). GHG EA for the most promising practices are verified with regard to field measurements. Additionally, technical and economic efficiency of low carbon practices are assessed, in terms of adaptation to climate changes. The essential element of the project is the implementation of most effective mitigation practices by 8 experimental farms of IUNG-PIB presented in detail in the paper. The results of the studies is intend to use for programming climatic activities of Common Agricultural Policy in Poland and for the development of GHG EA methodology of National System of GHG Emission and Inventory.

Key words: low carbon farming practices, GHG emissions, polish agriculture.

Fot 1a, 1b. Stacja bazowa systemu monitoringu wilgotności gleby oraz parametrów ładu w RZD Kępa-Osiny oraz system pomiarów wymiany gazowej pomiędzy ziemią a atmosferą w RZD Grabów



Fot. 2. Aplikacja doglebowa nawozu podczas siewu – RZD IUNG w Grabowie



Fot. 3. Oziminy w RZD IUNG w Żeliszawkach



Fot. 4. Dwa elementy rolnictwa konserwującego – siew pasowy i mulczowanie międzyrzędzi (fot. Anna Nieróbca, Projekt LCAgri)



Fot. 5. Kukurydza uprawiana w siewie bezpośrednim, resztki poźniwe pozostawione na powierzchni gleby (fot. Jerzy Kozyra, Projekt LCAgri)



Fot. 6. Siew pasowy w RZD Kępa- Osiny (fot.: A. Nieróbca)



Fot. 7. Ciągnik z systemem równoległego prowadzenia i precyzyjnym rozsiewaczem nawozów



Fot. 8. Rezerwat przyrody na terenie RZD Kępa



Możliwości ograniczenia emisji N₂O z gleb nawożonych azotem mineralnym

Monika Skowrońska, Tadeusz Filipek

*Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Katedra Chemii Rolnej
i Środowiskowej*

Wstęp

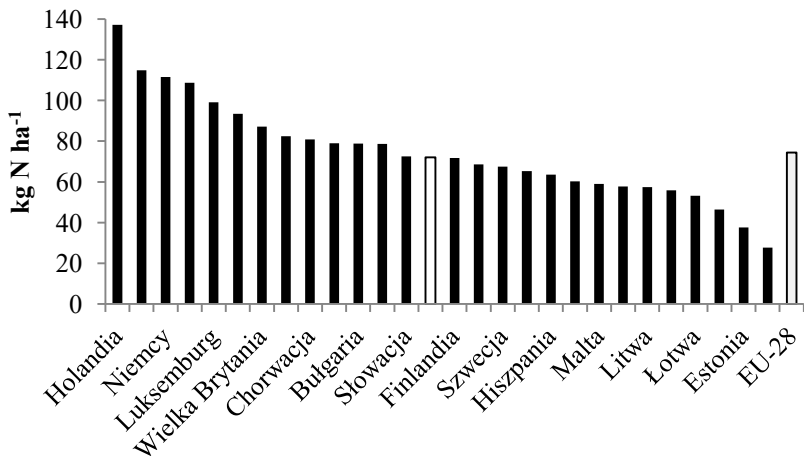
Produkcja roślinna, będąca źródłem surowców i energii stanowi kluczowy element rozwoju cywilizacji. Znaczący wzrost populacji świata, jaki nastąpił na przestrzeni ostatniego stulecia, nierozzerwalnie wiąże się z doskonaleniem technologii rolniczych i ze stosowaniem na szeroką skalę nawozów mineralnych. Obecnie blisko połowa ludności na świecie zaopatruje się w żywność wyprodukowaną przy użyciu nawozów sztucznych (Thapa i in., 2016; Dawson i Hilton, 2010; Fertilizers, Climate Change and Enhancing Agricultural Productivity Sustainably, 2009; Brentrup i Pallière, 2008). W Polsce od 10 lat obserwuje się tendencję do systematycznego wzrostu zużycia nawozów mineralnych. W roku gospodarczym 2015/16 wskaźnik ten w przeliczeniu na 1 ha użytków rolnych zwiększył się o 5,8%, w odniesieniu do okresu poprzedniego, i kształtował się na poziomie 130,3 kg NPK (71,7 kg N, 22,4 kg P₂O₅, 36,2 kg K₂O) (GUS 2017, Fotyma i in., 2010; Kopiński, 2012). Należy zaznaczyć, że Polska plasuje się na 15 miejscu wśród krajów UE-28, jeżeli chodzi o ilość stosowanych nawozów azotowych (rys. 1). Jednocześnie poziom zużycia wapna nawozowego oraz nawozów dostarczających inne składniki pokarmowe i substancję organiczną są niewystarczają-

jące. Potencjał produkcyjny jednego przeciętnego hektara gruntów ornych w Polsce odpowiada 0,6 ha w krajach Unii Europejskiej. Stosowane niejednokrotnie „kompensacyjnie” nawożenie azotowe w środowisku nieoptymalizowanym pod względem pH, zawartości makro- i mikroelementów oraz substancji organicznej stanowi istotne zagrożenie środowiskowe.

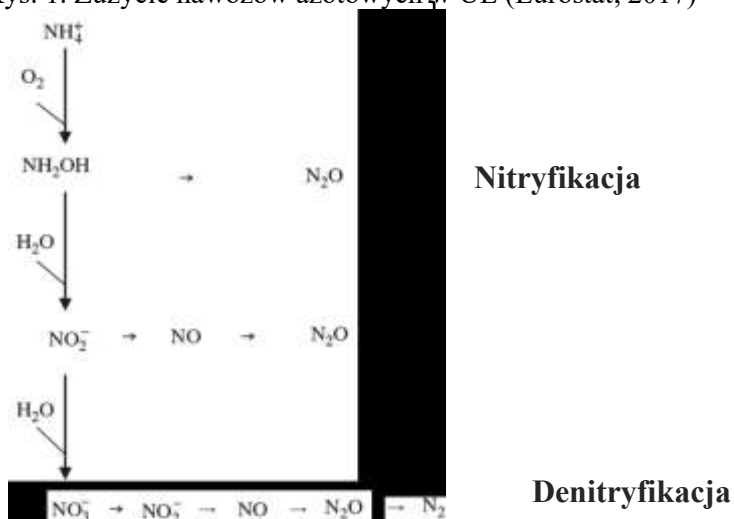
Główny składnik nawozów azotowych jest substratem w procesach generujących tlenek diazotu (N_2O), charakteryzujący się blisko 300 razy większym współczynnikiem globalnego ocieplenia niż CO_2 (Lam i in., 2016, Thapa i in., 2016). Emisja tlenu diazotu z gleby jest związana z procesami mikrobiologicznymi – denitryfikacją i nityfikacją (Cameron i in., 2012, Page i in., 2009) (rys. 2). N_2O stanowi produkt uboczny pierwszego etapu nityfikacji; powstaje także jako produkt przejściowy lub końcowy procesu denitryfikacji. Produkty nityfikacji – jony NO_3^- w odpowiednich warunkach (podwyższonej wilgotności gleby i/lub przemieszczenia się do miejsc o ograniczonej zawartości tlenu) są substratem w procesie denitryfikacji. Nadaje to nityfikacji charakter pierwotnej przyczyny strat utlenionych form azotu. Dodatkowo wysoka zawartość azotanów (V), preferowanych jako akceptor elektronów w większym stopniu niż tlenek diazotu, inhibituje całkowitą redukcję N_2O do azotu cząsteczkowego. Dopiero po wyczerpaniu się jonów NO_3^- , N_2O zaczyna uczestniczyć w procesach redukcji do N_2 (Filipek i in., 2015; Page i in., 2009).

Procesy przemian oksydacyjno-redukcyjnych związków azotowych w glebach zależą w dużej mierze od aktywności denitryfikatorów i nityfikatorów oraz wykorzystania azotu przez rośliny uprawne. Stąd w przypadku intensywnego nawożenia azotowego i dostarczania do ekosystemów substratów do reakcji nityfikacji i denitryfikacji (azotu nawozowego), należy spodziewać się nasilenia gazowych strat N z powierzchni agroekosystemów (Sapek, 2008).

Dane dotyczące ilości azotu wnoszonego w postaci nawozów mineralnych do agroekosystemów wykorzystuje się do prognozowania przepływów N_2O , jak również do sporządzania krajowych raportów inwentaryzacyjnych (KOBIZE 2017, Shcherbak i in., 2014, Flynn i Smith, 2010).



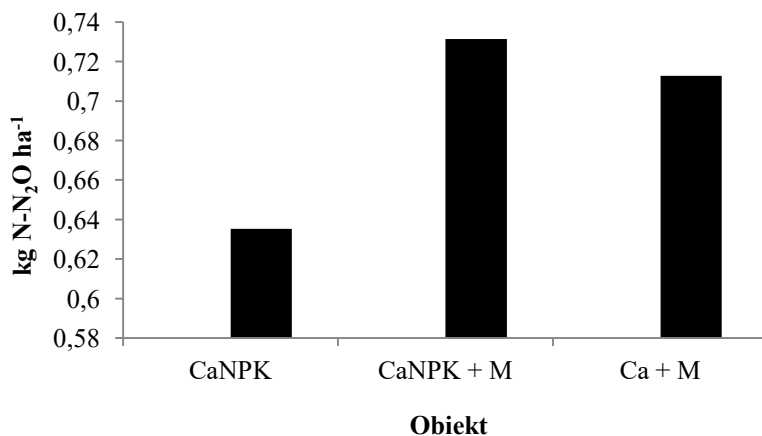
Rys. 1. Żużycie nawozów azotowych w UE (Eurostat, 2017)



Rys. 2. Powstawanie tlenku diazotu podczas procesów nitryfikacji i denitryfikacji (Cameron i in., 2013)

Wskaźnik emisji N₂O z gleb nawożonych azotem mineralnym

Dane zamieszczone w Krajowym Raporcie Inwentaryzacyjnym (2017) wskazują, że emisja N₂O w Polsce w 2015 roku kształtowała się na poziomie 49,72 tys. ton, przy czym z gleb rolnych pochodziło 42,68 tys. ton. Wskaźnik bezpośredniej emisji N₂O wykorzystywany do szacowania powstającego w polskich glebach N₂O wynosi 1% (KOBIZE 2017). Podczas gdy wyniki wieloletniego eksperymentu nawozowego przeprowadzonego w Skierniewicach dowiodły, że przy dawce 90 kg N ha⁻¹, tj. mieszczącej się powyżej średniego krajowego zużycia, emisja tlenu diazotu wynosiła 0,653 kg N ha⁻¹, czyli stanowiła 0,71% N zastosowanego w nawozie azotu mineralnego (rys. 3) (Sosulski i in., 2014). Wyniki analizy ponad 1000 badań przeprowadzanych na całym świecie wykazywały, również na ogół niższy od prezentowanego w IPCC poziom wskaźnika (Snyder i in., 2014; Flynn i Smith, 2010).



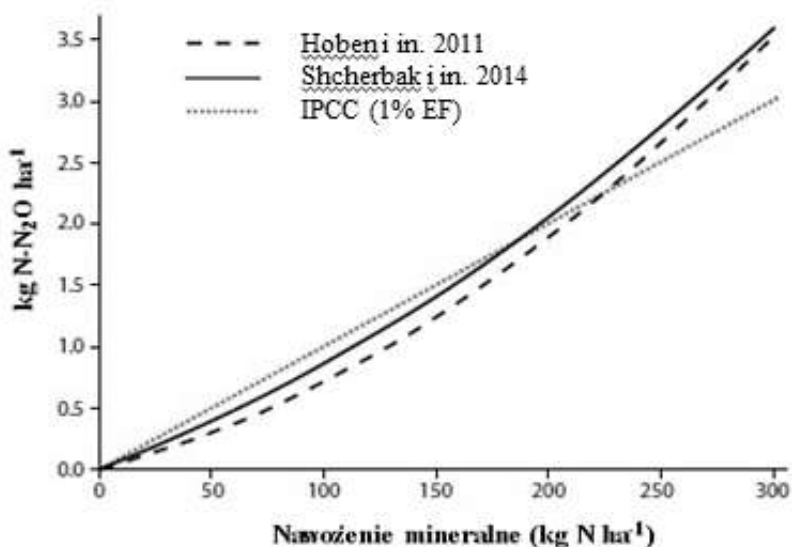
CaNPK – nawożenie mineralne, CaNPK + M – nawożenie mineralno-organiczne, M- nawożenie organiczne

Rys. 3. Wpływ nawożenia na emisję tlenu diazotu
(na podstawie: Sosulski i in., 2014)

Tab. 1. Wskaźniki bezpośredniej emisji N₂O obliczone na podstawie doświadczeń polowych

Nawóz	Wskaźnik emisji (ilość obserwacji)	Literatura
IPCC	1	IPCC, 2006
Bezwodny amoniak	0,05-19,6 (38)	Stehfest i Bouwman, 2006
Bezwodny amoniak	0,04-6,84 (12)	Eichner, 1990
Fosforan amonu	0,06-7 (6)	Stehfest i Bouwman, 2006
Siarczan amonu	0,08-0,18 (3)	Eichner, 1990
Saletra amonowa	0,04-1,7	Granli i Bøckman, 1994
Saletra wapniowa	0,01-1,75 (7)	Eichner, 1990
Saletra potasowa	0,02 (1)	Eichner, 1990
Saletra sodowa	0-0,5 (9)	Eichner, 1990
RSM	1,57 (1)	Eichner, 1990
Mocznik	0,08-0,18 (7)	Eichner, 1990
Mocznik	0,01-2,1	Granli i Bøckman, 1994
Mocznik	0,56	Luo i in. 2007
Mocznik	0,47	Galbally i in., 2005
Saletra amonowo-wapniowa	0,3	Anger i in., 2003

Za korektą stosowanego wskaźnika przemawia również istnienie wykładniczej, a nie liniowej (przyjmowanej w raportach KOBIZE), zależności pomiędzy dawką azotu a emisją N₂O (rys. 4) (Shcherbak i in., 2014; Flynn i Smith, 2010; Jungkunst i in., 2006).

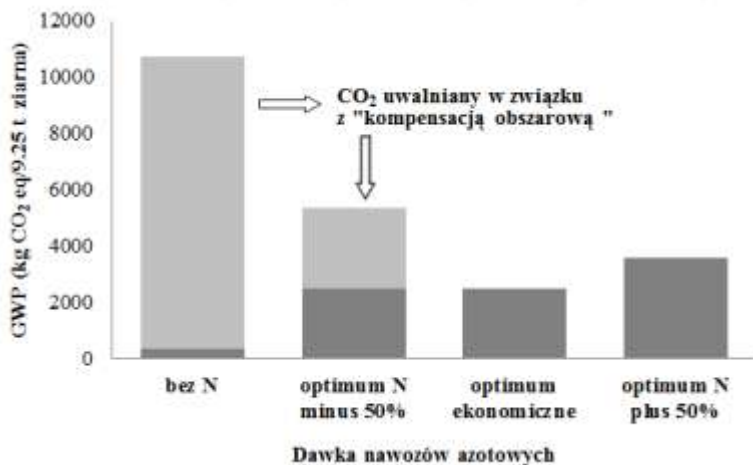


Rys. 4. Porównanie modeli emisji N₂O (Shcherbak i in., 2014)

Ograniczanie dawek nawozów azotowych

Wykorzystanie azotu z nawozów mineralnych aplikowanych w ramach doświadczeń naukowych mieści się w zakresie 45-65%, podczas gdy w gospodarstwach rolników często nie przekracza 40% (Snyder i in., 2014). Niewykorzystany azot ulega immobilizacji i stratom w postaci między innymi tlenku diazotu. Według niektórych autorów, ograniczając dawki nawozów azotowych, można zmniejszyć emisję N₂O o ponad 50% (Millar i in., 2010). Generalnie najmniejsza emisja tlenku diazotu ma miejsce przy najniższym poziomie nawożenia (Roberts, 2008). Należy jednak pamiętać, że redukcja dawek nawozów azotowych może prowadzić do niepożądanego spadku plonów, co zagraża zrównoważonej produkcji żywności. Dodatkowo, ograniczanie stosowania nawozów azotowych skutkuje zwiększeniem emisji CO₂ w wyniku „kompensacji obszarowej”. Stąd wzrost intensywności produkcji roślinnej efektywniej wykorzystującej zasoby, w tym grunty orne, prowadzi do

zmniejszenia wartości GWP poprzez zminimalizowanie przekształcania naturalnych ekosystemów w agroekosystemy (Skowrońska i Filipek, 2014).



Rys. 5. Emisja gazów cieplarnianych z upraw pszenicy w kg CO₂eq. z ha (włączając produkcję i transport oraz zmiany użytkowania gruntów) przy różnej intensywności nawożenia N (na podstawie: Brentrup i Lammel, 2011)

W niektórych badaniach dowiedziono także, że stosowanie azotu w dawkach nieprzekraczających 150 kg N ha⁻¹ nie przyczynia się do zwiększenia emisji N₂O, która utrzymuje się wówczas na poziomie 1 kg ha⁻¹ (czyli również poniżej stosowanego przez KOBIZE umownego wskaźnika emisji N₂O) (Bouwman i in., 2002). Sosulski ze współautorami nie stwierdzili istotnych różnic w ilości uwalnianego N₂O z gleby, na której niestosowano nawożenia i aplikowano 90 kg N ha⁻¹ (Sosulski i in., 2017). Ze względu na niewielką ilość badań przeprowadzonych w polskich warunkach glebowo-klimatycznych istnieje potrzeba praktycznego zweryfikowania dostępnych wyników. Biorąc pod uwagę zużycie nawozów w Polsce, należy podkreślić, że wdrożenie działań mających na celu redukcję nawożenia azotowego ma ograniczony potencjał

mitygacyjny. Wydaje się on być największy w przypadku gleb, gdzie stosuje się powyżej 150-200 kg N ha⁻¹ i/lub w gospodarstwach prowadzących na dużą skalę produkcję zwierzęcą, w których nawozy naturalne są aplikowane w dużych ilościach i pokrywają niejednokrotnie w całości potrzeby pokarmowe roślin. Dobrze byłoby także pamiętać, że uwalnianie N z nawozów naturalnych trwa nie tylko przez jeden rok, jak przyjmuje się w planach nawożenia, ale zwłaszcza z obornika, przez około 3 lata.

Barierę we wdrożeniu tej praktyki stanowi niewątpliwie jej niska akceptacja społeczna spowodowana stosunkowo niewielkimi stratami ekonomicznymi rolników związanymi z emisją N₂O pochodzenia nawozowego. Według niektórych autorów obecnie stosowane podczas intensyfikacji produkcji roślinnej zrównoważone technologie i praktyki przyczyniają się w znacznym stopniu do ograniczenia emisji N₂O i powinny podlegać dalszemu wsparciu (Snyder i in., 2014; Stuart i in., 2014).

Zasada „4R”

Według niektórych autorów zmniejszenie zużycia mineralnych nawozów azotowych powinno odbywać się poprzez ich efektywniejsze wykorzystanie. Aplikacja i uwalnianie azotu w dawkach oraz terminach niedostosowanych do potrzeb nawozowych agroekosystemów oddziałuje na obniżenie jego wykorzystania (spadek NUE, Nitrogen Use Efficiency) i wzrost rozpraszania N₂O w środowisku – bezpośrednio i pośrednio, również poprzez zwiększenie emisji GHG z produkcji nawozów (Skowrońska, 2014; Snyder i in., 2014; Yan i in., 2014). Stąd kluczowym czynnikiem jest optymalizacja najlepszych dostępnych praktyk i postępowanie zgodnie z zasadą tzw. 4R (Right fertilizer source at the Right rate, at the Right time and in the Right place), tj. właściwa forma nawozu zastosowana we właściwej dawce, we właściwym czasie i właściwie umiejscowiona (IFA 2009).

Część badaczy stoi na stanowisku, że wystarczy tylko zmienić formę zastosowanego doglebowo azotu (np. zamiast mocznika użyć saletry), żeby ograniczyć emisję N₂O. Inni autorzy sugerują, że dotychczas przeprowadzone doświadczenia nie wskazują jednoznacznie na istnienie takich zależności, a po uwzględnieniu pH, zawartości węgla organicznego, gatunku uprawianej rośliny, warunków klimatycznych, dawki czy czasu trwania eksperymentu różnice „emisyjne” pomiędzy

nawozami zacierają się. Wyniki niektórych badań wskazują, że zmiana umiejscowienia nawozu wpływa na emisję tlenu diazotu z gleb (tab. 3). Przy czym granule mocznika lepiej jest umieszczać wgłębnie, podczas gdy głębsza lokalizacja saletry amonowej może skutkować intensyfikacją emisji N_2O , nawet o 60%, (Flynn i Smith, 2010; Stehfest i Bouwman, 2006; Eichner, 1990; Granli i Bøckman, 1994).

Brak synchronizacji uwalniania dostępnych form azotu z dynamiką jego pobierania przez rośliny, według Robertsona i Vitouseka (2009) w największym stopniu przyczynia się do start tego składnika z agroekosystemów. W niektórych doświadczeniach zauważono, że dzielenie dawki azotu w stosunku 3:5:2 lub 2:4:4 zwiększyło pobranie azotu o 31%, w odniesieniu do jednorazowej czy dwukrotnej aplikacji, ograniczając ryzyko strat N (Skowrońska i in., 2014; Lü i in., 2012). Hultgreen i Leduc (2003) stwierdzili, że emisje N_2O są niższe w warunkach wiosennej aplikacji nawozów, aniżeli jesiennej. Wyniki polskich badań dowiodły natomiast, że w naszych warunkach klimatycznych więcej N_2O uwalniania się z gleb latem niż wiosną i jesienią (Sosulski i in., 2014). Wykazano także, że precyzyjne nawożenie – zróżnicowane w obrębie jednego pola, oparte o mapy zmienności plonów i właściwości agrochemiczne gleby, co prawda w wielu przypadkach ogranicza ilość stosowanych nawozów, o 10-50 kg N ha⁻¹, ale nie za każdym razem prowadzi do redukcji rocznej skumulowanej emisji tlenu diazotu (Snyder i in., 2014).

Modyfikacja terminu, formy czy głębokości umieszczenia nawozu azotowego w profilu glebowym nie zawsze przynosi oczekiwane rezultaty w postaci ograniczenia emisji N_2O . Z uwagi na kompleksowość i wysoką dynamikę przemian azotu w środowisku glebowym wprowadzanie wszelkich działań mitygacyjnych powinno być poprzedzone analizą przemian N i możliwych dróg jego strat w konkretnych warunkach środowiskowych

Według Snydera i in. (2009) efektywność wykorzystania azotu nawozowego i ewentualne straty N- N_2O wynikają głównie ze stopnia optymalizacji odżywienia roślin innymi składnikami pokarmowymi. Zbilansowane nawożenie może zwiększyć stopień wykorzystania N z nawozów ponad dwukrotnie (Flynn i Smith, 2010). W warunkach polskich gleb nie możemy także zapominać o regulacji ich pH (Filipek i in., 2015). Najkorzystniejsze warunki dla rozwoju większości gatunków roślin uprawianych w Polsce panują na glebach o odczynie lekko kwa-

śnym do zasadowego, podczas gdy w wielu rejonach udział gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych przekracza 50% (Goulding, 2016; Filipek i in., 2015; Gibbons i in., 2014; Kocoń, 2014).

Nawozy typu CRF/SRF, inhibitory ureazy i nityfikacji

W ostatnich latach obserwuje się wzrost zainteresowania wykorzystaniem w mitygacji emisji N_2O nawozów o kontrolowanym (tzw. CRF, Controlled Release Fertilizers) i o spowolnionym (SRF, Slow Release Fertilizers) działaniu, jak również nawozów konwencjonalnych zawierających inhibitory nityfikacji i ureazy (Thapa i in., 2016; Snyder i in., 2014; Flynn i Smith, 2010). Wśród nawozów SRF/CRF występują przede wszystkim:

- produkty kondensacji mocznika z aldehydami, np.: nawóz mocznikowo-formaldehadowy, tzw. ureaform (UF), izobutilidenodimocznik (IBDU) i krotanolidenodimocznik (CDU), jak również nawozy z zeolitami (często zaliczane do typu SRF),

- oraz nawozy otoczkowane, w których uwalnianie substancji pokarmowych kontrolowane jest przez barierę fizyczną, m. in. mocznik otoczkowany siarką (CSU), CSU otoczkowany polimerem (PSCU), czy też mocznik otoczkowany polimerami organicznymi – poliolefinami, polietylenem, polipropylenem, żywicami poliestrowymi i poliuretanowymi, olejem lnianym, czy pochodnymi celulozy (klasyfikowane jako CRF) (Korzeniowska, 2009).

Nawozy te co prawda charakteryzują się opóźnioną w czasie i dłużej trwającą dostępnością składników pokarmowych (Flynn i Smith, 2010; Korzeniowska, 2009) oraz niejednokrotnie korzystnym wpływem na redukcję emisji N_2O (tab. 3), ale według niektórych badaczy dzielenie dawek nawozów konwencjonalnych przynosi lepsze rezultaty (Hayatsu, 2014; Flynn i Smith, 2010). Ponadto, uwzględniając dłuższą perspektywę czasową, a nie tylko moment aplikacji, okazuje się, że nawozy te przyczyniają się niejednokrotnie do zwiększenia całkowitej emisji N_2O (Thapa i in., 2016; Flynn i Smith, 2010).

Wśród sposobów zwiększających wykorzystanie azotu z nawozów (Enhanced efficiency fertilizers -EEFs) wymienia się również zastosowanie inhibitorów ureazy i/lub nityfikacji (tab. 2) (Thapa i in., 2016; Snyder i in., 2014; Flynn i Smith, 2010).

Tab. 2. Inhibitory ureazy i nityfikacji (Thapa i in., 2016)

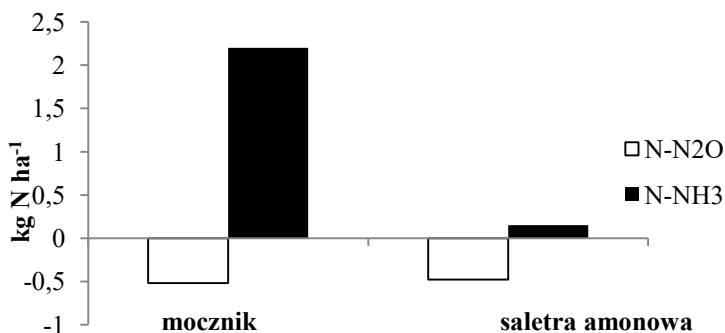
Inhibitory ureazy	Inhibitory nityfikacji	Podwójne inhibitory
N-(n-butylo)triamid tiofosforowy (NBPT)	2-chloro-6-trichlorometylopirydyna (N-serve)	NBPT plus DCD
hydrochinon (benzeno-1,4-diol) (HQ)	dicyjanodiamina (DCD)	SuperU (mocznik z NBPT i DCD)
triamid kwasu N-(2-nitrofenylo)fosforowego (2-NPT)	fosforan(V) 3,4-dimetylopirazolu (DMPP)	-
-	węglík wapnia, tiosiarczany	-

Zastosowanie inhibitorów ureazy i nityfikacji pozwala na spowolnienie lub zatrzymanie enzymatycznego rozkładu mocznika i procesu transformacji $N-NH_4$ do $N-NO_2$. Dzięki czemu azot amonowy pozostaje w glebie przez dłuższy okres czasu nieprzekształcony, co pozwala na jego lepsze wykorzystanie przez rośliny i ogranicza straty N_2O (Thapa i in., 2016). Przy łącznej aplikacji tych 2 rodzajów inhibitorów obserwuje się ich synergiczne oddziaływanie na redukcję emisji N_2O . Wykorzystanie inhibitorów ureazy i nityfikacji może zmniejszyć emisję tlenu diazotu nawet o 100%. Należy przy tym pamiętać, że w warunkach polowych zróżnicowanych pod względem struktury gleby, wilgotności, temperatury, pH, zawartości substancji organicznej i azotu mineralnego, jak również stosowanej agrotechniki oraz po uwzględnieniu pomiarów trwających przez dłuższy okres czasu ten efekt może być mniejszy. Dodatkowo zaobserwowano w niektórych doświadczeniach nasiloną emisję NH_3 i wymywanie NO_3^- oraz długotrwałe oddziaływanie pozostałości inhibitorów nityfikacji na glebowe procesy mikrobiologiczne (Thapa i in., 2016, Snyder i in., 2014). Lam i in. (2016) na podstawie przeprowadzonej metaanalizy stwierdzili, że, że inhibitory nityfikacji zmniejszyły bezpośrednią emisję tlenu diazotu średnio o 0,2-4,5 kg $N-N_2O$ ha⁻¹

¹ (8-57%), ale zwiększały wolatylizację amoniaku o 0,2-18,7 kg N-NH₃ ha⁻¹ (3-65%) (rys. 5).

Tab. 3. Wpływ praktyk zarządzania azotem na redukcję emisji N₂O

Praktyka	Redukcja emisji N ₂ O [%]	Literatura
Zmiana źródła (formy), terminu, sposobu aplikacji nawozu azotowego	20-80	Snyder i in., 2014
Nawożenie zlokalizowane (> 5 cm) w połączeniu z uprawą uproszczoną vs aplikacja < 5 cm	>30	Snyder i in., 2014
Saletrzak (CAN – Calcium Ammonium Nitrate) vs nawożenie organiczne (pomiotem lub gnojowicą)	54	Snyder i in., 2014
Inhibitor nitryfikacji lub mocznik powlekany polimerem vs konwencjonalne nawozy	35-42	Snyder i in., 2014
Mocznik z inhibitorami ureazy i nitryfikacji vs mocznika bez inhibitora	37-46	Snyder i in., 2014
Mocznik z inhibitorem ureazy vs mocznik bez inhibitora	5	Snyder i in., 2014
Mocznik z inhibitorem nitryfikacji vs mocznik bez inhibitora	81-100	Snyder i in., 2014
Mocznik z tiosiarczanem	35	Flynn i Smith, 2010
Siarczan amonu i DCS	62	Flynn i Smith, 2010
Mocznik z otoczkowany polimerami organicznymi – poliolefinami POCU	35-71	Flynn i Smith, 2010
Mocznik otoczkowany siarką i polimerem (PSCU)	35-46	Snyder i in., 2014



Rys. 5. Wpływ stosowania mocznika i saletry amonowej (120-200 kg N ha⁻¹) z inhibitorem nitryfikacji DCD na bezpośrednią emisję N₂O i wolatylicację amoniaku (Lam i in., 2016)

Podsumowanie

Emisje N₂O z gleb charakteryzują się wysokim stopniem zróżnicowania przestrzennego (tzw. hot spots) i czasowego (tzw. hot moments). Stąd istotna jest ciągłość pomiarów pozwalająca na ich uchwycenie, której w wielu badaniach obecnie brakuje. Zwiększanie wiarygodności uzyskiwanych wyników jest możliwe dzięki zastosowaniu ciągłych pomiarów N₂O z wieloma automatycznymi komorami na małych powierzchniach lub za pomocą metod mikrometeorologicznych sprzężonych z optycznymi metodami analitycznymi w doświadczeniach na dużych obszarach. Należałoby również zacząć badać wpływ różnych praktyk mitygujących na emisję tlenu diazotu w cyklach całorocznych, także poza sezonem wegetacyjnym, uwzględniając w nich całokształt oddziaływań środowiskowych, w tym pośrednie emisje w postaci ulatniającego się amoniaku, czy wymywanego NO₃⁻.

Wykorzystanie na szeroką skalę nowych produktów nawozowych, ograniczających emisje GHG powinno być poprzedzone pełną oceną ich cyklu życia i analizą kosztów. W przypadku związków oddziałujących na procesy mikrobiologiczne, eksperymenty oceniające ich wpływ środowiskowy i produkcyjny powinny trwać dłużej niż 2 lata.

W Polsce kluczowym problemem w ocenie efektywności praktyk służących ograniczeniu emisji N_2O z gleb nawożonych azotem mineralnym jest niedostateczna ilość wyników z badań przeprowadzonych w naszych warunkach glebowo-klimatycznych. Istnieje jednocześnie potrzeba weryfikacji wskaźników emisji N_2O stosowanych w raportach sporządzanych przez KOBIZE.

Literatura

Anger M., Hoffmann C., Kuhbauch W. (2003). Nitrous oxide emissions from artificial urine patches applied to different N-fertilized swards and estimated annual N_2O emissions for differently fertilized pastures in an upland location in Germany. *Soil Use and Management*, 19, 104–111.

Bouwman A.F., Boumans L.M.J., Batjes N.H. (2002). Emissions of N_2O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 6,1–6.

Brentrup F. Lammel J. (2011). LCA to assess the environmental impact of different fertilisers and agricultural systems. *Proceedings*, 687, International Fertiliser Society.

Brentrup F. Pallière C. (2008). GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser production and use. *Proceedings*, 639, International Fertiliser Society.

Cameron K.C., Di H.J., Moir J.L. (2013). Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Ann Appl Biol* 162, 145–173.

Dawson C.J., Hilton J. (2010). Fertiliser availability in a resource-limited world: Production and recycling of nitrogen and phosphorus. *Food Policy*, doi:10.1016/j.foodpol.2010.11.012.

Eichner M.J. (1990). Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *Journal of Environmental Quality* 19, 272–280.

Eurostat. 2017. <http://ec.europa.eu/eurostat>

Fertilizers, Climate Change and Enhancing Agricultural Productivity Sustainably. (2009). First edition, IFA, Paris, France.

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. Fundacja Programów Pomocy dla Rolnictwa FAPA, Warszawa, ss. 236.

Flynn H.C., Smith P. (2010). Greenhouse gas budgets of crop production – current and likely future trends. Paris, France: International Fertilizer Industry Association (IFA), ss. 67.

Fotyma M., Igras J., Kopinski J., Podyma W. (2010). An evaluation of threats caused by overload of nitrogen originated from agriculture on the background of other European countries. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 20, 52–75 .

Galbally I., Meyer M., Bentley S., Weeks I., Leuning R., Kelly K., Phillips F., Barker-Reid F., Gates W., Baigent R., Eckard R., Grace P. (2005). A study of environmental and management drivers of non-CO₂ greenhouse gas emissions in Australian agro-ecosystems. *Environmental Sciences*, 2, 133–142.

Gibbons J.M., Williamson J.C., Williams A.P., Withers P.J.A., Hockley N., Harris I.M., Hughes J.W., Taylor R.L., Jones D.L., Healey J.R. (2014). Sustainable nutrient management at field, farm and regional level: Soil testing, nutrient budgets and the trade-off between lime application and greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 188, 48–56.

Goulding K.W.T. (2016). Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with particular reference to the United Kingdom. *Soil Use and Management* 32, 390–399.

Granli T., Bockman O.C. (1994). Nitrous oxide from agriculture. Supplement 12. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* ss.128.

GUS., 2017. <https://geo.stat.gov.pl/> (dostęp: 02.10.2017)

Hayatsu M. (2014). A novel function of controlled-release nitrogen fertilizers. *Microbes Environ.* 29, 2, 121–122.

Hoben J.P., Gehl R.J., Millar N., Grace P.R., Robertson G.P. (2011). Nonlinear nitrous oxide (N₂O) response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest. *Glob Change Biol* 17(2), 1140–1152.

Hultgreen G., Leduc P. (2003). The effect of nitrogen fertilizer placement, formulation, timing, and rate on greenhouse gas emissions and agronomic performance. Final Report, Project No. 5300G, ADF#19990028, Saskatchewan Department of Agriculture and Food, Regina, SK.
http://www.agr.gov.sk.ca/apps/adf/adf_admin/reports/19990028.pdf.

IFA. (2009). The Global “4R” Nutrient stewardship framework for developing and delivering Fertilizer Best Management Practices. Paris, France: International Fertilizer Industry Association.
<http://www.fertilizer.org/HomePage/LIBRARY/Publication-database.html/The-Global-4R-Nutrient-Stewardship-Framework-for-Developing-and-Delivering-Fertilizer-Best-Management-Practices.html2>.

IPCC. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe (Eds). Institute for Global Environmental Strategies, Tokyo, Japan.

Jungkunst H.F., Freibauer A., Neufeldt H., Bareth G. (2006). Nitrous oxide emissions from agricultural land use in German – a synthesis of available annual field data. *Journal of Plant*

KOBIZE. (2017). Poland’s National Inventory Report. Greenhouse Gas Inventory for 1988-2015. Warszawa.

Kocoń A. (2014). Efektywność wapnowania oraz nawożenia gleb lekkich-kwaśnych a plonowanie roślin i wybrane wskaźniki żyzności gleby. *Fragm. Agron.* 31,3, 66–74.

Kopiński J. (2012). Realization of environmental and economic objectives by the farms of various specialization directions. *Problems of Agricultural Engineering*, 2, 37–45.

Korzeniowska J. (2009). Postęp w badaniach nad nawozami o kontrolowanym działaniu. *Studia i Raporty PIB – IUNG Puławy*18, 9–26.

Lam S.K., Suter H., Mosier A., Chen D. (2016). Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N₂O emission: a double-edged sword? *Global Change Biology* (2016), doi: 10.1111/gcb.13338.

Lü, P., Zhang, J., Jin, L., Liu, W., Dong, S., Liu, P. (2012). Effects of nitrogen application stage on grain yield and nitrogen use efficiency of high-yield summer maize. *Plant Soil Environ.* 58, 211–216.

Luo J., Ledgard S.F., Lindsey S.B. (2007). Nitrous oxide emission from application of urea on New Zealand pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 50, 1–11.

Millar N., Robertson G.P., Grace P.R., Gehl R.J., Hoben J.H. (2010). Nitrogen fertilizer management for nitrous oxide (N₂O) mitigation in intensive corn (maize) production: an emissions reduction protocol for US Midwest agriculture. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 15, 185–204.

Page K. L., Allen D. E., Dal R. C., Slattery W. (2009). Processes and magnitude of CO₂, CH₄, and N₂O fluxes from liming of Australian acidic soils: a review. *Australian Journal of Soil Research* 47, 747–762.

Roberts T.L. (2008). Improving nutrient use efficiency. *Turk J Agric For* 32:177-182.

Robertson G.P., Vitousek P.M. 2009. Nitrogen in agriculture: balancing the cost of an essential resource. *Ann Rev Environ Resour* 34, 97–125.

Sapek A. (2008). Emissions of nitrogen oxides(NO_x) from agricultural soils and natural ecosystems to the atmosphere. *Water-Environment-Rural Areas*, 8,1, 283-304.

Shcherbak I., Millar N., Robertson G. P. (2014). Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N_2O) emissions to fertilizer nitrogen. *PNAS* 111, 25, 9199–9204.

Skowrońska M., Filipek T. (2014). Life cycle assessment of fertilizers: a review. *Int. Agrophys.* 28, 101–110.

Skowrońska M., Filipek T., Krzepińko A., Świąciło A., Molas J., Skwaryło-Bednarz B. (2014). Wpływ kierunku użytkowania na wybór odmiany i nawożenie kukurydzy. W: *Agrotechnika roślin uprawnych / pod redakcją dr hab. inż. Jarosław Brodnego. Monografia naukowa Instytutu Nauk Ekonomiczno-Technicznych w Legnicy Legnica, Instytut Nauk Ekonomiczno-Technicznych, 78–87.*

Snyder C.S., Bruulsema T.W., Jensen T.L., Fixen P.E. (2009). Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agric Ecosyst Environ* 133, 247–266.

Snyder C.S., Davidson E.A., Smith P., Venterea R.T. (2014). Agriculture: sustainable crop and animal production to help mitigate nitrous oxide emissions. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 9–10, 46–54.

Sosulski T., Szara E., Stępień W., Szymańska M. (2014). Nitrous oxide emissions from the soil under different fertilization systems on a long-term experiment. *Plant Soil and Environment* 60, 481–488.

Sosulski T., Szymańska M., Szara E. (2017). Ocena możliwości redukcji emisji N_2O z gleb uprawnych Polski. *Soil Science Annual* 68, 1, 55–64.

Stehfest, E. Bouwman, L. (2006). N_2O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74, 207–228.

Stuart D., Schewe R.L., McDermott M. (2014). Reducing nitrogen fertilizer application as a climate change mitigation strategy: Understanding farmer decision-making and potential barriers to change in the US. *Land Use Policy* 36 210–218.

Thapa R., Chatterjee A., Awale R., McGranahan D.A. (2016). Effect of Enhanced Efficiency Fertilizers on Nitrous Oxide Emissions and Crop Yields: A Meta-analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 80, 1121–1134.

Yan P., Yue S., Qiu M., Chen X., Cui Z., Chen F. 2014. Using maize hybrids and in-season nitrogen management to improve grain yield and grain nitrogen concentrations. *Field Crops Research* 166, 38–45.

THE POSSIBILITIES OF REDUCING N₂O EMISSIONS FROM SOILS FERTILIZED WITH MINERAL NITROGEN

S u m m a r y

The mineral N fertilizer input, and its subsequent availability, is a key predictor of N₂O fluxes and has been used to construct most national GHG inventories. The chapter of the monograph presents recent developments on effectiveness of different practices in reducing N₂O emissions from soils fertilized with mineral nitrogen, with particular reference to Polish agroecosystems and gaps in scientific understanding of this issue.

Key words: N₂O emissions, soil, mineral nitrogen.



Fot. Monika Skowrońska

Zastosowanie modelu DNDC do szacowania emisji N₂O – sposób na wzrost redukcji emisji gazów cieplarnianych

Zuzanna Jarosz, Antoni Faber

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

Wstęp

Kraje będące sygnatariuszami Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie Zmian Klimatu oraz Protokołu z Kioto mają obowiązek dokonywania corocznych inwentaryzacji emisji wszystkich gazów cieplarnianych. Ponieważ wszystkie kraje powinny stosować porównywalne metody inwentaryzacji, Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu – IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) opracował metodologię szacowania emisji gazów cieplarnianych (GHG - *greenhouse gas*) dla wszystkich sektorów objętych obowiązkiem inwentaryzacji. Metodyka szacowania emisji gazów cieplarnianych zalecana przez IPCC została opisana w dokumencie *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (IPCC, 2006). Jednym z najważniejszych gazów, którego wielkość emisji musi być ujęta w całkowitych szacunkach GHG, jest podtlenek azotu. Najprostsza metoda Tier 1 zakłada, że wielkość emisji N₂O jest wprost proporcjonalna do ilości aplikowanego azotu. Przyjęty w tej metodzie standardowy wskaźnik emisji wynosi 0,01 kg

N_2O -N na kg zastosowanego nawożenia azotem (Stehfest, Bouwman, 2006). Jednak w ostatnim czasie rekomenduje się wykorzystywanie metodyki IPCC poziom 3, czyli modeli. Uważa się, iż jest to najbardziej odpowiednia metoda, zwłaszcza do celów szacowania emisji w skali regionalnej, polegająca na szczegółowych pomiarach i/lub modelowaniu, uwzględniająca zmienność warunków. Do symulowania w skali przestrzennej Polski emisji podtlenku azotu (N_2O) zastosowano mechaniczny model Denitrification – Decomposition (DNDC). Model był szeroko wykorzystywany do symulacji przemian węgla i azotu na terenie Europy (Leipl i in., 2007; 2008). Do symulacji bilansów azotu w rolnictwie europejskim model zastosował De Vries (2011). Wyniki symulacji modelu DNDC były walidowane w ponad 100 badaniach, które wykazały, że dobrze symuluje plony, przemiany węgla i azotu oraz bilans wody (Beheydt i in., 2007; Giltrap i in., 2010; Salas, 2010). Liczne zastosowania modelu w warunkach rolnictwa europejskiego przemawiały za jego wyborem. W Polsce model zastosowano do analizy sekwestracji węgla organicznego w glebach (Faber i in., 2013).

Zdecydowana większość emitowanego do atmosfery N_2O pochodzi z mikrobiologicznych procesów (denitryfikacji, nityfikacji) przemian związków azotu zachodzących w glebach i oceanach. Gleby rolnicze należą do największych antropogenicznych źródeł emisji podtlenku azotu. Wielkość bezpośredniej emisji N_2O z gruntów rolnych zależy od złożonych interakcji pomiędzy właściwościami gleby (temperaturą i wilgotnością gleby, dostępnością węgla organicznego, pH i strukturą gleby) a warunkami klimatycznymi oraz czynnikami związanymi z gospodarką rolną (rodzajem uprawy, typem nawozu azotowego, sposobem nawożenia, sposobem uprawy gleby). Zasadniczy wpływ na wielkość emisji N_2O ma proces denitryfikacji, który ma tym większe nasilenie, im mniejsza jest w glebie dostępność tlenu i im większe są zasoby węgla organicznego. Większe ilości podtlenku azotu uwalnianie są także po wniesieniu do wilgotnych gleb nawozów azotowych, po przyoraniu nawozów naturalnych oraz bogatych w azot resztek poźniwnych (Pietrzak i in., 2002).

Porównanie emisji N_2O z uprawy pszenicy ozimej, kukurydzy i rzepaku przy wykorzystaniu metodologii IPCC poziom 1 i modelu DNDC

Wniesienie do gleby dużych ilości słomy lub pozostawienie znacznych ilości słomy na powierzchni pola w postaci mulczu powoduje uwalnianie się wskutek jej mineralizacji dodatkowych ilości azotu. Wpływa to na przemiany azotu. Emisje polowe N_2O w poszczególnych województwach, oszacowane z zastosowaniem modelu DNDC, porównano z wartościami emisji oszacowanymi metodą IPCC dla czterech systemów uprawy:

1. uprawa płuzna (pełna) przy zbiorze całej ilości resztek poźniwnych,
2. uprawa płuzna i przyorywanie całej ilości resztek poźniwnych,
3. uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu,
4. uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu.

Emisje N_2O dla upraw pszenicy ozimej symulowane przez DNDC były znacznie mniejsze niż szacowane metodą IPCC. W systemie płuznym ze zbiorem resztek poźniwnych (wariant 1) emisje polowe oszacowane metodą IPCC wynosiły $3,11-3,25 \text{ kg } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$ (tab. 1), a symulowane metodą DNDC – $0,37-2,71 \text{ kg } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$. Wartość emisji oszacowana za pomocą DNDC w tym systemie we wszystkich województwach stanowiła $\leq 25\%$ wartości emisji oszacowanej metodą IPCC, z wyjątkiem województwa lubuskiego, w którym stanowiła 86%. Przyoranie resztek poźniwnych (wariant 2) spowodowało nieznaczny wzrost emisji polowych szacowanych porównywanymi metodami. Emisje N_2O oszacowane zgodnie z metodyką zalecaną przez IPCC (poziom 1) wyniosły $3,11-3,26 \text{ kg } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$, a symulowane DNDC osiągnęły wartości $0,45-2,71 \text{ kg } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$ (tab. 1). W systemie uproszczonym z pozostawianiem całej ilości resztek poźniwnych na polu (wariant 3) emisje polowe szacowane metodą IPCC wyniosły $3,14-3,34 \text{ kg } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$, a symulowane DNDC – $0,45-2,64 \text{ kg } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$ (tab. 1). Stosunek wartości symulowanych DNDC do szacowanych IPCC był znacznie zróżnicowany – mieścił się w zakresie 14-84%. Wprowadzenie systemu bezorkowego (wariant 4) spowodowało zmniejszenie emisji polowych w porównaniu do systemu płuznego. Emisje N_2O symulowane metodą DNDC były kilkakrotnie niższe od szacowanych metodą IPCC (tab. 1).

Szacunki wykonane metodą IPCC wykazały pewne zróżnicowanie emisji N_2O dla systemów uprawy kukurydzy i województw (tab. 2). W systemie płuznym ze zbiorem resztek poźniwnych emisje polowe dla

upraw kukurydzy oszacowane metodą IPCC mieściły się w przedziale od 2,86 do 3,23 kg N₂O ha⁻¹ r⁻¹ (tab. 2, wariant 1). W pozostałych systemach uprawy emisje polowe kształtowały się na podobnym poziomie i osiągały wartości z przedziału 2,71-3,39 kg N₂O ha⁻¹ r⁻¹. Emisje podtlenku azotu symulowane DNDC były znacznie mniejsze. W uprawie pełnej ze zbiorem resztek poźniwnych mieściły się w zakresie 1,05-3,36 kg N₂O ha⁻¹ r⁻¹, a udział emisji DNDC w IPCC zawierał się w przedziale 34-76% z wyjątkiem województwa lubuskiego, dla którego udział wyniósł 106%. Pozostawienie na polu całej ilości resztek poźniwnych spowodowało wzrost emisji N₂O symulowanych DNDC. W systemie płuznym i uproszczonym emisje mieściły się w zakresie 1,17-3,40 kg N₂O ha⁻¹ r⁻¹ (tab.2, wariant 2 i 3). Udział emisji symulowanych DNDC w emisjach oszacowanych metodą IPCC wynosił odpowiednio: 35-106% w systemie płuznym z przyorywaniem słomy i 35-107% w systemie uproszczonym z pozostawieniem resztek poźniwnych na polu. Natomiast pozostawianie słomy na polu w systemie uprawy bezorkowej wpłynęło na zmniejszenie zarówno emisji N₂O symulowanych DNDC, jak i ograniczenie ich udziału w emisjach oszacowanych metodą IPCC (tab. 2, wariant 4).

W uprawie płuznej rzepaku ze zbiorem słomy emisje polowe N₂O oszacowane metodą IPCC mieściły się w przedziale 3,43-3,98 kg N₂O ha⁻¹ r⁻¹ (tab. 3, wariant 1). Emisje N₂O symulowane metodą DNDC były zdecydowanie niższe i wyniosły 0,37-2,71 kg N₂O ha⁻¹ r⁻¹. Udział emisji DNDC w emisjach IPCC mieścił się w przedziale 11-27% z wyjątkiem województwa lubuskiego, dla którego udział wyniósł 63%. W pozostałych systemach uprawy emisje polowe oszacowane metodą zalecaną przez IPCC (poziom 1) kształtowały się na podobnym poziomie (tab. 3) i osiągały wartości z przedziału 3,37-3,91 kg N₂O ha⁻¹ r⁻¹. Pozostawienie na polu resztek poźniwnych spowodowało także wzrost emisji N₂O symulowanych DNDC. W systemie płuznym emisje te mieściły się w zakresie 0,75-2,46 kg N₂O ha⁻¹ r⁻¹ (tab. 3, wariant 2). Poprawa agrotechniki polegająca na wprowadzeniu uprawy uproszczonej lub bezorkowej z pozostawieniem słomy wpłynęła na zmniejszenie emisji polowych oszacowanych z zastosowaniem modelu DNDC. Udział emisji symulowanych DNDC w emisjach oszacowanych IPCC wynosił odpowiednio: 19-56% w systemie uproszczonym i 17-33% w bezorkowym (tab. 3).

Tab. 1. Emisje polowe N₂O (kg N₂O ha⁻¹ r⁻¹) z uprawy pszenicy szacowane metodą IPCC oraz DNDC

Województwa	Systemy uprawy											
	Wariant 1			Wariant 2			Wariant 3			Wariant 4		
	IPCC	DNDC	DNDC/IPCC %	IPCC	DNDC	DNDC/IPCC %	IPCC	DNDC	DNDC/IPCC %	IPCC	DNDC	DNDC/IPCC %
Dolnośląskie	3,18	0,72	23	3,22	0,95	30	3,23	1,00	31	3,08	0,70	23
Kujawsko-pomorskie	3,14	0,73	23	3,13	1,00	32	3,14	1,13	36	3,11	0,72	23
Lubelskie	3,14	0,44	14	3,13	0,51	16	3,21	0,53	16	3,10	0,43	14
Lubuskie	3,16	2,71	86	3,16	2,71	86	3,16	2,64	84	3,15	1,62	51
Łódzkie	3,13	0,55	17	3,11	0,77	25	3,15	0,79	25	3,10	0,54	18
Mazowieckie	2,79	0,39	14	3,17	0,45	14	3,25	0,45	14	3,14	0,40	13
Mazowieckie	3,12	0,43	14	3,15	0,60	19	3,21	0,57	18	3,11	0,43	14
Opolskie	3,20	0,47	15	3,13	0,69	22	3,19	0,71	22	3,08	0,46	15
Podkarpackie	3,22	0,43	13	3,19	0,46	14	3,27	0,47	14	3,13	0,42	13
Podlaskie	3,11	0,45	14	3,13	0,57	18	3,17	0,60	19	3,12	0,45	14
Pomorskie	3,21	0,49	15	3,24	0,59	18	3,33	0,59	18	3,16	0,48	15
Śląskie	3,14	0,37	12	3,12	0,46	15	3,19	0,46	14	3,11	0,37	12
Świętokrzyskie	3,23	0,47	15	3,26	0,66	20	3,34	0,67	20	3,19	0,46	15
Warmińsko-Mazowieckie	3,16	0,44	14	3,15	0,54	17	3,22	0,54	17	3,13	0,44	14
Wielkopolskie	3,17	0,79	25	3,18	1,25	39	3,19	1,25	39	3,15	0,79	25
Zachodniopomorskie	3,25	0,54	16	3,26	0,75	23	3,28	0,83	25	3,19	0,53	17

Tab. 2. Emisje polowe N₂O z uprawy kukurydzy szacowane metodą IPCC oraz DNDC

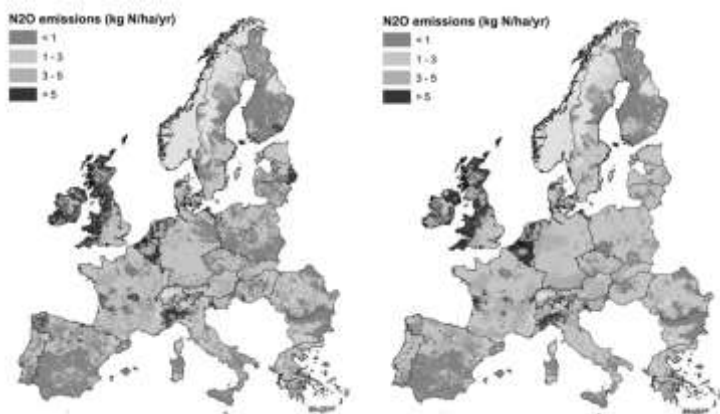
Województwa	Systemy uprawy											
	Wariant 1			Wariant 2			Wariant 3			Wariant 4		
	IPCC	DNDC	DNDC/IPCC %	IPCC	DNDC	DNDC/IPCC %	IPCC	DNDC	DNDC/IPCC %	IPCC	DNDC	DNDC/IPCC %
Dolnośląskie	3,09	2,04	66	3,34	2,71	81	3,37	3,12	93	3,37	2,05	62
Kujawsko-pomorskie	2,86	2,10	76	2,71	2,57	93	2,71	2,57	95	2,71	2,21	81
Lubelskie	3,11	1,05	34	3,37	1,55	46	3,40	1,62	48	3,40	1,64	48
Lubuskie	3,23	3,36	106	3,23	3,36	106	3,23	3,40	107	3,23	2,33	73
Łódzkie	3,03	1,74	57	3,35	2,34	70	3,31	2,20	68	3,31	2,10	65
Mazowieckie	3,16	1,07	34	3,49	1,49	43	3,48	1,41	41	3,43	1,46	43
Mazowieckie	3,07	1,18	38	3,36	1,63	49	3,36	1,64	48	3,36	1,47	44
Opolskie	3,08	1,45	47	3,47	1,76	53	3,46	1,85	54	3,42	1,88	55
Podkarpackie	3,16	1,06	34	3,48	1,49	43	3,49	1,45	42	3,43	1,44	42
Podlaskie	3,02	1,33	44	3,33	1,77	53	3,33	1,76	53	3,33	1,76	53
Pomorskie	3,06	1,34	44	3,35	2,16	64	3,35	2,02	62	3,30	1,61	50
Śląskie	3,11	1,13	37	3,48	1,17	35	3,49	1,18	35	3,42	1,00	29
Świętokrzyskie	3,11	1,61	52	3,45	2,08	60	3,45	2,04	59	3,42	1,70	50
Warmińsko-mazowieckie	3,06	1,07	35	3,35	1,75	51	3,35	1,78	53	3,36	1,52	45
Wielkopolskie	2,89	1,75	58	3,25	2,03	62	3,25	2,18	66	3,25	1,91	58
Zachodnio-pomorskie	2,96	1,61	53	3,29	2,53	77	3,29	2,62	80	3,29	1,90	57

Tab. 3. Emisje polowe N₂O (kg N₂O ha⁻¹ r⁻¹) z uprawy rzepaku szacowane metodą IPCC oraz DNDC

Województwa	Systemy uprawy											
	Wariant 1			Wariant 2			Wariant 3			Wariant 4		
	IPCC	DNDC	DNDC/IPCC %	IPCC	DNDC	DNDC/IPCC %	IPCC	DNDC	DNDC/IPCC %	IPCC	DNDC	DNDC/IPCC %
Dolnośląskie	3,47	0,93	27	3,91	1,36	35	3,91	1,32	34	3,91	1,02	26
Kujawsko-pomorskie	3,44	0,77	22	3,37	0,99	30	3,37	0,92	27	3,37	0,93	28
Lubelskie	3,97	0,54	14	3,90	0,77	20	3,90	0,79	20	3,89	0,75	19
Lubuskie	3,91	2,46	63	3,91	2,46	63	3,91	2,19	56	3,91	1,31	33
Łódzkie	3,46	0,61	18	3,90	0,81	21	3,91	0,85	22	3,90	0,72	18
Małopolskie	3,46	0,52	15	3,90	0,90	23	3,89	0,76	19	3,89	0,71	18
Mazowieckie	3,46	0,39	11	3,90	0,75	19	3,90	0,73	19	3,90	0,73	19
Opolskie	3,46	0,67	19	3,91	1,17	30	3,91	1,01	26	3,91	0,80	20
Podkarpackie	3,46	0,47	14	3,90	0,84	22	3,90	0,76	20	3,90	0,76	19
Podlaskie	3,43	0,44	13	3,88	0,78	20	3,88	0,74	19	3,88	0,64	17
Pomorskie	3,98	0,73	18	3,90	1,11	29	3,90	1,09	28	3,90	0,86	22
Śląskie	3,46	0,44	13	3,90	0,78	20	3,90	0,75	19	3,90	0,79	20
Świętokrzyskie	3,45	0,58	17	3,90	1,01	26	3,90	0,98	25	3,90	0,87	22
Warmińsko-mazowieckie	3,45	0,61	18	3,89	0,87	22	3,89	0,90	23	3,89	0,87	22
Wielkopolskie	3,47	0,73	21	3,91	1,29	33	3,91	1,28	33	3,90	0,74	19
Zachodnio-pomorskie	3,47	0,87	25	3,91	1,29	33	3,91	1,22	31	3,90	0,94	24

Reasumując, należy stwierdzić, że – bez względu na wprowadzany system agrotechniki – emisje polowe podtlenku azotu symulowane metodą DNDC były zdecydowanie mniejsze niż szacowane metodą IPCC. Uzyskane wyniki wskazują, że metoda IPCC przeszacowuje emisje N₂O. Stwierdzone różnice w wielkościach emisji szacowanych porównywanymi metodami nie są zaskoczeniem. W badaniach porównujących szacunki wykonane tymi metodami dla UE stwierdzono, że emisje symulowane przez DNDC stanowiły dla pszenicy 59%, a dla rzepaku 73% emisji szacowanych metodą IPCC (JEC, 2006). Wielkości te, typowe dla EU-15, są bliższe wartościom uzyskanym w badaniach własnych dla województwa lubuskiego niż pozostałych województw. Uzasadnionym było więc zadanie pytania czy symulacje emisji N₂O wykonane z użyciem modelu DNDC mogą być w pozostałych województwach zaniżone?

Pośrednią odpowiedź na to pytanie przyniosły przeprowadzone w skali Europy badania nad zastosowaniem metody „Integrator” do szacunków polowych emisji N₂O (metoda –poziom 2 wg klasyfikacji IPCC) (Lesschen i in., 2011). Stwierdzono w nich między innymi, że emisje na znacznym obszarze Polski są mniejsze niż wynikałoby to z szacunków wykonanych metodą IPCC i zarazem znacznie mniejsze niż w krajach Europy Środkowej (rys. 1).



Rys. 1. Porównanie emisji polowych N₂O oszacowanych metodą Integrator (lewa strona) i metodą IPCC (prawa strona)

Źródło: Lesschen i in., 2011

Przedstawione wyniki uzasadniają twierdzenie, że metoda IPCC (poziom 1) przeszacowuje emisje N₂O. Na znacznych obszarach Polski wielkość tego przeszacowania może być nawet 3-krotna. Cytowane wyniki są bliskie tym, jakie uzyskano z symulacji DNDC. Jednakże metoda „Integrator” (poziom 2) jest mniej dokładna niż metoda DNDC. Wyniki badań własnych oraz wyniki zaczerpnięte z literatury nie potwierdzają szacunków przedstawionych przez Crutzen i in. (2008), które wskazywały, że emisje N₂O stanowią 4 ± 1% zastosowanej dawki azotu. Przedstawione dane wskazują natomiast, że emisje są zawyżone nawet przy wskaźniku emisyjnym 1% zastosowanej dawki, który jest przyjęty w metodyce IPCC poziom 1. W dodatku metodyka ta nie bierze pod uwagę specyfiki roślin, systemu ich uprawy oraz zmienności klimatu.

Poprawa dokładności szacunków emisji polowych ma istotne znaczenie dla ograniczenia emisji rolniczych. Zastosowanie dokładniejszych szacunków N₂O uzyskanych przy pomocy modelu DNDC pozwala na redukcję całkowitych emisji gazów cieplarnianych.

Emisje rolnicze z uwzględnieniem emisji N₂O oszacowanych metodą IPCC i symulowanych DNDC

Wartości emisji rolniczych oszacowane z uwzględnieniem emisji polowych N₂O symulowanych za pomocą modelu DNDC były mniejsze we wszystkich systemach uprawy (tab. 4, 5, 6).

Tab. 4. Emisje rolnicze (g CO₂ eq MJ⁻¹) obliczone dla uprawy pszenicy ozimej z uwzględnieniem emisji N₂O oszacowanych metodą IPCC i DNDC

Woje- wództwa	IPCC				DNDC			
	System uprawy				System uprawy			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Dolnośląskie	18,04	16,86	15,74	16,29	11,33	11,11	10,28	9,87
Kujawsko- pomorskie	21,04	18,35	16,36	17,08	13,69	12,68	11,31	10,57
Lubelskie	20,41	18,03	16,71	16,77	12,41	11,17	9,92	9,57
Lubuskie	18,78	17,62	16,48	16,65	17,58	16,50	15,19	12,57
Łódzkie	20,73	18,75	17,02	17,69	13,00	12,39	10,91	10,60
Małopolskie	17,93	17,64	16,12	16,38	11,34	10,70	9,33	9,22

Mazowieckie	21,07	18,62	16,68	17,18	12,90	11,81	10,06	9,77
Opolskie	18,51	17,24	15,93	16,70	10,87	10,81	9,70	9,87
Podkarpackie	19,58	17,93	16,10	16,59	11,87	10,99	9,45	9,48
Podlaskie	21,48	18,53	16,98	17,09	13,15	11,63	10,34	9,77
Pomorskie	19,38	17,03	15,52	16,07	11,99	10,73	9,31	9,35
Śląskie	19,77	18,34	16,58	16,67	11,70	11,13	9,63	9,40
Świętokrzyskie	18,45	16,97	15,59	15,89	11,28	10,79	9,50	9,22
Warmińsko-mazowieckie	20,03	17,91	16,19	16,55	12,20	11,18	9,66	9,39
Wielkopolskie	19,23	17,97	16,66	16,88	12,52	13,03	11,80	10,68
Zachodnio-pomorskie	18,16	16,66	15,53	15,66	11,03	10,61	9,76	9,18

Tab. 5. Emisje rolnicze (g CO₂ eq MJ⁻¹) obliczone dla uprawy kukurydzy z uwzględnieniem emisji N₂O oszacowanych metodą IPCC i DNDC

Woje- wództwa	IPCC				DNDC			
	System uprawy				System uprawy			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Dolnośląskie	17,21	19,31	18,77	18,12	14,66	17,78	18,17	14,92
Kujawsko-pomorskie	24,93	26,77	25,57	24,25	22,22	26,26	25,07	22,45
Lubelskie	15,28	16,07	15,56	15,03	10,90	12,44	12,01	11,50
Lubuskie	27,39	29,57	28,24	26,87	27,86	30,05	28,87	23,56
Łódzkie	16,36	18,26	18,52	17,80	13,37	15,94	15,84	14,87
Małopolskie	14,38	13,51	12,61	14,13	10,29	10,24	9,31	10,44
Mazowieckie	16,30	18,30	17,59	16,83	12,03	14,39	13,70	12,56
Opolskie	15,82	14,10	13,65	14,06	12,20	11,12	10,84	11,17
Podkarpackie	14,80	14,07	13,12	14,35	10,69	10,77	9,83	10,64
Podlaskie	17,62	19,80	18,97	18,08	13,54	16,04	15,18	14,29
Pomorskie	18,85	22,02	20,88	19,55	12,94	18,94	17,44	15,20
Śląskie	15,54	14,07	13,21	14,46	11,33	10,15	9,37	9,81
Świętokrzyskie	14,90	14,61	14,15	14,42	11,79	12,14	11,61	11,13
Warmińsko-mazowieckie	16,51	18,00	17,58	16,88	11,96	14,44	14,04	12,74
Wielkopolskie	21,33	24,18	22,98	21,74	17,93	20,54	19,79	17,74
Zachodnio-pomorskie	19,67	22,28	22,01	21,12	15,87	20,14	20,08	17,12

Uwzględnienie w analizach szacunków emisji N_2O symulowanych modelem DNDC może zmniejszyć wielkość emisji gazów cieplarnianych z uprawy kukurydzy średnio o 5%.

Tab. 6. Emisje rolnicze ($g CO_2 eq MJ^{-1}$) obliczone dla uprawy rzepaku z uwzględnieniem emisji N_2O oszacowanych metodą IPCC i DNDC

Woje- wództwa	IPCC				DNDC			
	System uprawy				System uprawy			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Dolnośląskie	28,51	31,69	30,58	30,35	20,00	23,22	22,03	20,57
Kujawsko- pomorskie	31,78	32,37	31,37	30,25	21,72	23,78	22,53	21,48
Lubelskie	33,68	34,31	33,72	32,77	20,75	22,97	22,33	21,26
Lubuskie	28,78	30,10	29,19	29,00	24,10	25,52	23,75	20,57
Łódzkie	28,47	31,58	30,33	29,88	18,80	21,22	20,22	19,21
Małopolskie	30,43	33,57	32,94	32,10	19,74	22,86	21,65	20,59
Mazowieckie	30,16	33,24	32,39	31,67	19,10	22,12	21,19	20,40
Opolskie	28,95	30,98	29,65	29,19	19,42	22,07	20,34	19,03
Podkarpackie	29,75	33,29	32,34	31,37	19,14	22,48	21,23	20,26
Podlaskie	33,36	36,31	35,30	35,05	21,48	24,39	23,23	22,32
Pomorskie	31,83	32,61	31,61	31,12	20,52	23,19	22,11	20,64
Śląskie	29,10	32,34	31,34	30,34	18,76	21,76	20,65	19,77
Świętokrzyskie	30,04	33,23	32,34	31,64	19,89	23,16	22,17	21,00
Warmińsko- mazowieckie	30,61	33,77	32,86	32,08	20,34	23,03	22,21	21,26
Wielkopolskie	28,40	31,48	30,48	30,03	19,22	22,82	21,79	19,39
Zachodnio- pomorskie	28,66	31,58	30,58	29,97	19,92	22,93	21,71	20,09

Zastąpienie szacunków emisji polowych N_2O wykonanych metodą IPCC dokładniejszymi szacunkami tej emisji uzyskanymi z modelu DNDC znacznie zmniejsza emisje rolnicze z uprawy rzepaku.

Regionalne zróżnicowanie emisji podtlenu azotu

Działalność rolnicza wywiera znaczący wpływ na przemiany azotu i węgla w glebach. Z punktu widzenia ochrony środowiska, pozostawienie na polu dużych ilości słomy przyczyniać się może do zwiększenia emisji N_2O oraz ograniczania lub zwiększania wymywania azotu i azotanów. Zarówno wielkość sekwestracji węgla, jak i emisji N_2O są zróżnicowane regionalnie i zależą od warunków glebowo-klimatycznych. W związku z tym ważnym było wskazanie zależności między poszczególnymi czynnikami i określenie, które z analizowanych parametrów w sposób istotny wpływają na wielkość emisji podtlenu azotu w uprawie pszenicy ozimej, kukurydzy i rzepaku ozimego.

Wielkości emisji N_2O z uprawy kukurydzy w systemie uprawy płużnej ze zbiorem resztek poźniwnych modyfikowane były głównie przez wielkość początkowej zawartości materii organicznej oraz przez opad (tab. 7). Emisje N_2O rosły wraz ze wzrostem początkowej zawartości węgla w glebie i malały wraz ze wzrostem opadu. W systemie uprawy płużnej z przyorywaniem słomy wielkości emisji zależały tylko od początkowej zawartości węgla w glebie. W uproszczonym systemie uprawy kukurydzy wielkości emisji N_2O rosły wraz ze wzrostem początkowej zawartości węgla oraz pH gleby i malały wraz ze wzrostem sekwestracji węgla organicznego. Natomiast w systemie siewu bezpośredniego emisje malały głównie ze wzrostem sekwestracji węgla i rosły ze wzrostem pH gleby (tab. 7).

Tab. 7. Zależności między emisjami N_2O ($kg N ha^{-1}$) z uprawy kukurydzy a zawartościami węgla organicznego w glebie (SOC, $t C ha^{-1}$), sekwestracjami węgla (C_{seq} , $t C ha^{-1} r^{-1}$), opadem (mm) oraz pH gleby

System uprawy (warianty)	Regresja	R^2 [%]
1 - uprawa płużna przy zbiorze całej ilości resztek poźniwnych	$N_2O = 0,028 SOC - 0,001 Op$	92,2
2 - uprawa płużna i przyorywanie całej ilości resztek poźniwnych	$N_2O = 0,020 SOC$	91,9

3 - uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu	$N_2O = 0,029 SOC - 4,538 C_{seq} + 0,308 pH$	94,2
4 - uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu	$N_2O = 11,7 - 2,044 C_{seq} + 0,883 pH$	87,7

Źródło: opracowanie własne.

Regionalne zróżnicowanie emisji podtlenku azotu z różnych systemów uprawy kukurydzy scharakteryzowano wynikami analizy skupień (rys. 2). Przeprowadzona analiza umożliwiła wyróżnienie czterech grup województw (skupień) zróżnicowanych ze względu na wielkości emisji N_2O we wszystkich systemach uprawy kukurydzy. Wspólne wartości analizowanych zmiennych w grupach województw przedstawia tabela 8. Uzyskane wyniki pokazują duży wpływ małych wartości sekwestracji węgla (C_{seq}) i dużych wartości początkowych zawartości węgla (SOC) oraz przeciętny wpływ wartości pH gleby na wielkość emisji N_2O . Zależność ta jest szczególnie widoczna w skupieniu trzecim (województwo lubuskie). Emisje N_2O w tym skupieniu są od 2,8 do 4,0 razy większe niż w pozostałych grupach. Większe emisje podtlenku azotu wynikają z dużo większych początkowych zawartości węgla w glebach tego województwa w porównaniu do pozostałych rejonów.

Wielkości emisji podtlenku azotu z uprawy pszenicy ozimej w systemie płużnym ze zbiorem słomy zależały głównie od początkowej zawartości węgla w glebie i w niewielkim stopniu od opadu (tab. 9). W uprawie płużnej z przyorywaniem resztek poźniwnych oraz uproszczonej z pozostawianiem słomy na polu, emisje N_2O rosły wraz ze wzrostem początkowej zawartości węgla w glebie i malały wraz ze wzrostem sekwestracji węgla. W systemie bezorkowym z pozostawianiem resztek poźniwnych na polu, emisje N_2O rosły w miarę wzrostu początkowej zawartości węgla i pH gleby i malały ze wzrostem sekwestracji węgla (tab. 9).

Tab. 9. Zależności między emisjami N₂O (kg N ha⁻¹) z uprawy pszenicy ozimej a zawartościami węgla organicznego w glebie (SOC, t C ha⁻¹), sekwestracjami węgla (Cseq, t C ha⁻¹ r⁻¹), opadem (mm) oraz pH gleby

System uprawy	Regresja	R ² [%]
1 - uprawa płuzna przy zbiorze całej ilości resztek poźniwnych	$N_2O = 0,017 \text{ SOC} - 0,001 \text{ Op}$	78,7
2 - uprawa płuzna i przyorywanie całej ilości resztek poźniwnych	$N_2O = 0,032 \text{ SOC} - 2,687 \text{ Cseq}$	83,2
3 - uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu	$N_2O = 0,028 \text{ SOC} - 2,295 \text{ Cseq}$	82,6
4 - uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu	$N_2O = 3,22 + 0,008 \text{ SOC} - 0,738 \text{ Cseq} + 0,250 \text{ pH}$	82,9

Źródło: opracowanie własne.

Analiza skupień umożliwiła wyodrębnienie grup województw o zbliżonej wielkości emisji N₂O ze względu na wpływ analizowanych zmiennych (rys. 3). Charakterystykę zmiennych w wydzielonych grupach przedstawiono w tabeli 10.

Wielkości emisji N₂O w poszczególnych systemach uprawy pszenicy ozimej były niższe w stosunku do emisji z uprawy kukurydzy. W systemie uprawy płuznej ze zbiorem resztek poźniwnych wielkości emisji N₂O zależały głównie od początkowej zawartości węgla w glebie i opadu. Najmniejsze wartości emisji stwierdzono w województwach: małopolskim i podkarpackim (skupienie 3). Regiony te wyróżniają się przeciętną zawartością początkową węgla w glebie i najwyższymi wartościami opadów (tab. 10). Najwyższe wartości emisji wystąpiły w skupieniu drugim, charakteryzującym się najwyższą zawartością węgla i najniższymi wartościami opadów. Większość województw, w których uprawiano pszenicę ozimą w systemie płuznym z przyorywaniem słomy i uproszczonym z pozostawianiem resztek poźniwnych na polu, charak-

teryzowała się przeciętnymi wartościami analizowanych zmiennych (tab. 10 – skupienie 2, rys. 3 – kolor żółty). W tych systemach uprawy pszenicy ozimej najwyższe wartości emisji N₂O wystąpiły w skupieniu trzecim, wyróżniającym się wysokimi wartościami początkowej zawartości węgla w glebie i niskimi wartościami sekwestracji. W bezorkowym systemie uprawy pszenicy ozimej większość regionów wyróżniała się najniższymi wielkościami emisji N₂O, najwyższymi wartościami sekwestracji węgla i średnimi wartościami pH gleby (tab. 10 – skupienie 1, rys. 3 – kolor zielony).

Podobne zależności stwierdzono w poszczególnych systemach uprawy rzepaku ozimego. W uprawie płużnej ze zbiorem słomy z pola wielkości emisji N₂O zależały przede wszystkim od początkowej zawartości węgla oraz opadu (tab. 11). Natomiast w pozostałych systemach uprawy rzepaku wielkości emisji podtlenku azotu modyfikowane były wielkością początkowej zawartości węgla i jego sekwestracją.

Tab. 11. Zależności między emisjami N₂O (kg N ha⁻¹) z uprawy rzepaku ozimego a zawartościami węgla organicznego w glebie (SOC, t C ha⁻¹), sekwestracjami węgla (Cseq, t C ha⁻¹ r⁻¹) oraz opadem (mm)

System uprawy	Regresja	R ² [%]
1 - uprawa płużna przy zbiorze całej ilości resztek poźniwnych	$N_2O = 0,017 \text{ SOC} - 0,001 \text{ Op}$	89,5
2 - uprawa płużna i przyorywanie całej ilości resztek poźniwnych	$N_2O = 0,024 \text{ SOC} - 1,617 \text{ Cseq}$	93,7
3 - uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu	$N_2O = 0,020 \text{ SOC} - 1,222 \text{ Cseq}$	94,8
4 - uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu	$N_2O = 0,61 + 0,006 \text{ SOC} - 0,233 \text{ Cseq}$	69,0

Źródło: opracowanie własne.

Analiza przeprowadzona w zależności od zmiennych modyfikujących wielkości emisji N_2O umożliwiła wyróżnienie trzech skupień dla każdego systemu uprawy rzepaku (rys. 4). Średnie wartości zmiennych w skupieniach przedstawiono w tabeli 12.

W systemie uprawy płużnej ze zbiorem resztek poźniwnych najmniejsze wartości emisji N_2O stwierdzono w województwach: małopolskim i podkarpackim, a najwyższe w województwie lubuskim. W pozostałych systemach uprawy rzepaku najmniejsze wartości emisji podtlenku azotu stwierdzono w regionach zgrupowanych w skupieniu 1, które charakteryzowało się wysokimi wartościami sekwestracji węgla.

Tab. 8. Wartości zmiennych w wydzielonych rejonach w uprawie kukurydzy

Skupienie	Systemy uprawy											
	uprawa pluzna przy zbiorze całej ilości resztek poźniowych			uprawa pluzna i przyorywanie całej ilości resztek poźniowych			uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniowych na polu			uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniowych na polu		
	N ₂ O	SOC	Op	N ₂ O	SOC	Cseq	N ₂ O	SOC	Cseq	pH	N ₂ O	Cseq
1	0,94	64,3	569,0	1,37	68,0	1,41	63,4	0,53	6,77	0,94	2,43	6,57
2	0,74	52,7	600,7	1,17	52,3	1,09	52,7	0,56	6,49	1,22	2,02	7,08
3	1,92	80,0	535,0	2,48	80,0	2,76	80,0	0,46	6,44	2,76	1,93	6,44
4	0,52	59,5	729,0	0,82	60,4	0,68	62,7	0,63	6,21	0,99	2,55	6,15

Źródło: opracowanie własne

Tab. 10. Wartości zmiennych w wydzielonych rejonach w uprawie pszenicy ozimej

Skupienie	Systemy uprawy												
	uprawa pluzna przy zbiorze całej ilości resztek poźniowych			uprawa pluzna i przyorywanie całej ilości resztek poźniowych			uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniowych na polu			uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniowych na polu			
	N ₂ O	SOC	Op	N ₂ O	SOC	Cseq	N ₂ O	SOC	Cseq	N ₂ O	SOC	Cseq	pH
1	0,23	58,1	586,5	0,27	64,3	0,60	0,27	64,3	0,59	0,23	58,5	2,47	6,44
2	1,18	80,0	535,0	0,30	53,0	0,54	0,31	53,0	0,54	0,37	56,5	2,02	7,08
3	0,15	59,5	729,0	1,73	80,0	0,47	1,63	80,0	0,46	0,97	80,0	1,93	6,44

Źródło: opracowanie własne

Tab. 12. Wartości zmiennych w wydzielonych rejonach w uprawie rzepaku ozimego

Skupienie	Systemy uprawy											
	uprawa pluzna przy zbiorze całej ilości resztek poźniwnych			uprawa pluzna i przyorywanie całej ilości resztek poźniwnych			uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu			uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu		
	N ₂ O	SOC	Op	N ₂ O	SOC	Cseq	N ₂ O	SOC	Cseq	N ₂ O	SOC	Cseq
1	0,28	58,1	586,5	0,52	64,3	0,60	0,49	64,3	0,59	0,47	62,3	2,13
2	1,05	80,0	535,0	0,43	53,0	0,54	0,43	53,0	0,54	0,37	56,8	2,51
3	0,22	59,5	729,0	1,46	80,0	0,47	1,27	80,0	0,46	0,74	80,0	1,93

Źródło: opracowanie własne

Literatura

Beheydt Daan, Pascal Boeckx, Steven Sleutel, Changsheng Li, Oswald Van Cleemput. (2007). Validation of DNDC for 22 long-term N₂O field emission measurements. *Atmospheric Environment*, 41: 6196-6211.

Crutzen, P.J., Mosier, A.R., Smith, K.A., Winiwarter, W. (2008). N₂O release from agrobiofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8, 389-395.

De Vries Wim, Adrian Leip, Gert Jan Reinds, Hans Kros, Jan Peter Lesschen, Lex Bouwman. (2011). Comparison of land nitrogen budgets for European agriculture by various modeling approaches. *Environmental Pollution*, Vol. 159(11), 3254-68.

Faber Antoni, Zuzanna Jarosz, Anna Nieróbca, Janusz Smagacz. (2013). Sekwestracja węgla organicznego w glebach Polski jako sposób na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu i biodiesla (LCA). Projekt N N313 759240, finansowany przez Narodowe Centrum Nauki, Raport, 165. IUNG-PIB, Puławy.

Giltrap Donna, Changsheng Li, Surinder Sagggar. (2010). DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136: 292-300.

IPCC. (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. A report prepared by the Task Force on National Greenhouse Gas Inventories (TFI) of the IPCC. Hayama, Japan: IGES.

JEC (CONCAWE, EUCAR & ECJRC) 2006: Well-to-Tank Report Version 2b. [Online] <http://ies.jrc.ec.europa.eu/WTW.html>

Leip Adrian, Marchi G., Renate Koebler, Markus Kempen, Wolfgang Britz, Changsheng Li. (2007). Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen losses from cropland soil in Europe. *Biogeoscience Discussion*, Vol. 4, 2215-2278.

Leip Adrian, Marchi G., Renate Koeble, Markus Kempen, Wolfgang Britz, Changsheng Li. (2008). Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe. *Biogeosciences*, Vol. 5, 73-94.

Lesschen Jan Peter, Velthof Gerard, de Vries Wim, Kros Johannes. (2011). Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils, *Environmental Pollution* 159, 3215-3222.

Pietrzak S., Sapek A., Oenema O. (2002). Ocena emisji podtlenku azotu (N₂O) ze źródeł rolniczych w Polsce. Pomiar i symulacja emisji podtlenku azotu z gleb trwałych użytków zielonych. *Zeszyty Edukacyjne*, 8: 23-36.

Salas William. (2010). Agricultural Strategies for mitigating GHG emission: DNDC model and case studies.
<https://www.arb.ca.gov/research/seminars/salas/salas.pdf>

Stehfest E., Bouwman L. (2006). N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74: 207-228.

USE OF THE DNDC MODEL FOR ESTIMATING N₂O EMISSIONS - A WAY TO INCREASE GREENHOUSE GAS EMISSION REDUCTIONS

S u m m a r y

Improvement of accuracy of N₂O emission estimates is essential for reducing agricultural emissions. Regardless of the tillage system introduced, emissions of nitrous oxide from the field simulated using the DNDC method were considerably lower than estimates obtained using the IPCC method. Application of more accurate estimates of emissions

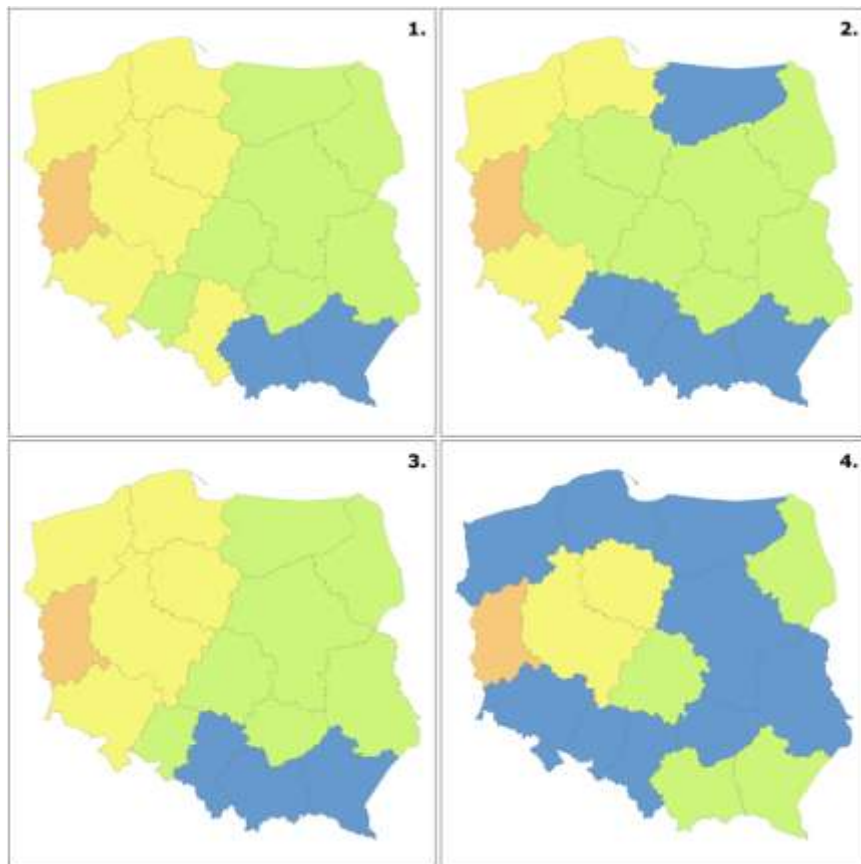
from the field obtained using the DNDC model enables reduction of total GHG emissions.

Analysis of the regional disparities in nitrous oxide emissions showed that in all crops cultivated in a ploughing system without crop residues the emissions varied depending on the initial carbon content in soil and precipitation. The lowest values were recorded in voivodships małopolskie and podlaskie, which are characterized by close to average amounts of initial carbon content in soil and the highest annual precipitation. In maize cultivation under zero-tillage or reduced tillage with straw left on the field, the nitrous oxide emissions were modified according to carbon sequestration and soil pH. In maize cultivation under reduced tillage, the highest carbon sequestration and the lowest nitrous oxide emissions from arable land were recorded in the voivodships małopolskie, podkarpackie and śląskie. Improvement of farming techniques by introducing no-tillage systems leads to increased carbon sequestration and reduction of nitrous oxide emissions. The regions with the lowest N₂O emissions from arable land in the north, south-west and east of the country.

The nitrous oxide emissions from wheat and rape cultivation in ploughing system with incorporation of straw and under reduced tillage with crop residues left on the field were mainly dependent on carbon sequestration in soil. The regions with the lowest nitrous oxide emission from wheat cultivation were located in the south, south-west and north-west of the country, while rape cultivation regions with the lowest emissions were located in the central, eastern and north-eastern parts of the country. The emissions from wheat cultivation under no tillage were modified by the carbon sequestration and soil pH. The regions characterized by the highest carbon sequestration values, average soil pH and the lowest N₂O emissions covered the majority of the country's territory, with the exception of voivodships: kujawsko-pomorskie, wielkopolskie and lubuskie. Higher carbon sequestration values and consequently lower initial values of carbon content in soil had a significant influence on reducing the nitrous oxide emissions from winter rape cultivation under no tillage. The lowest emissions were recorded in south, east and north-east of the country.

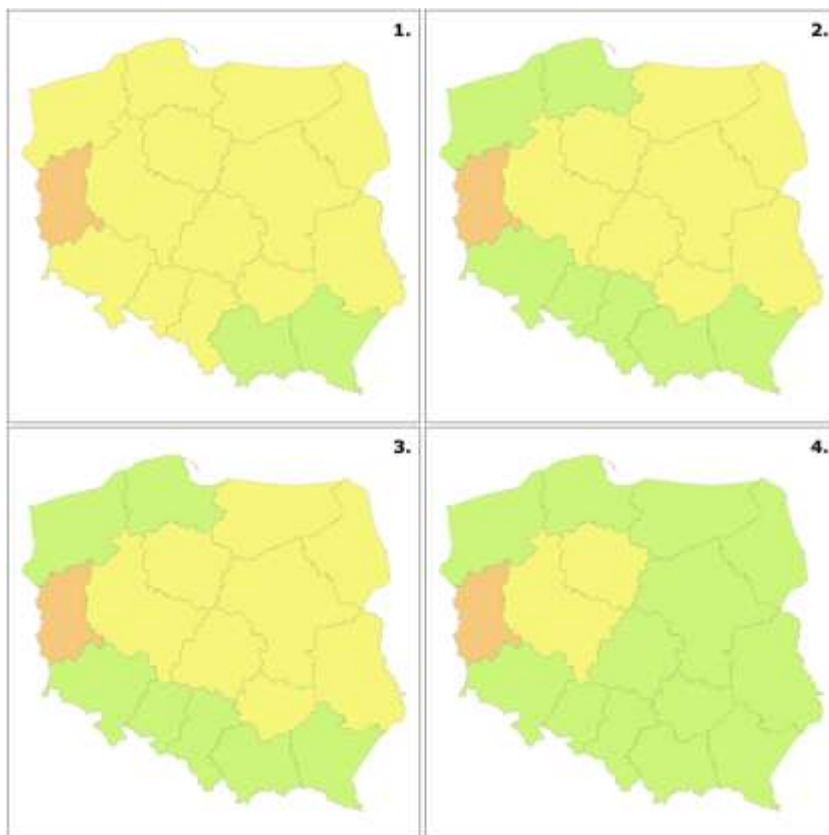
Key words: DNDC model, N₂O emissions, GHG reduction.

Rys. 2. Podział województw na grupy zróżnicowane pod względem emisji N₂O z różnych systemów uprawy kukurydzy w zależności od zawartości węgla organicznego w glebie, sekwestracji węgla, opadu i pH gleby



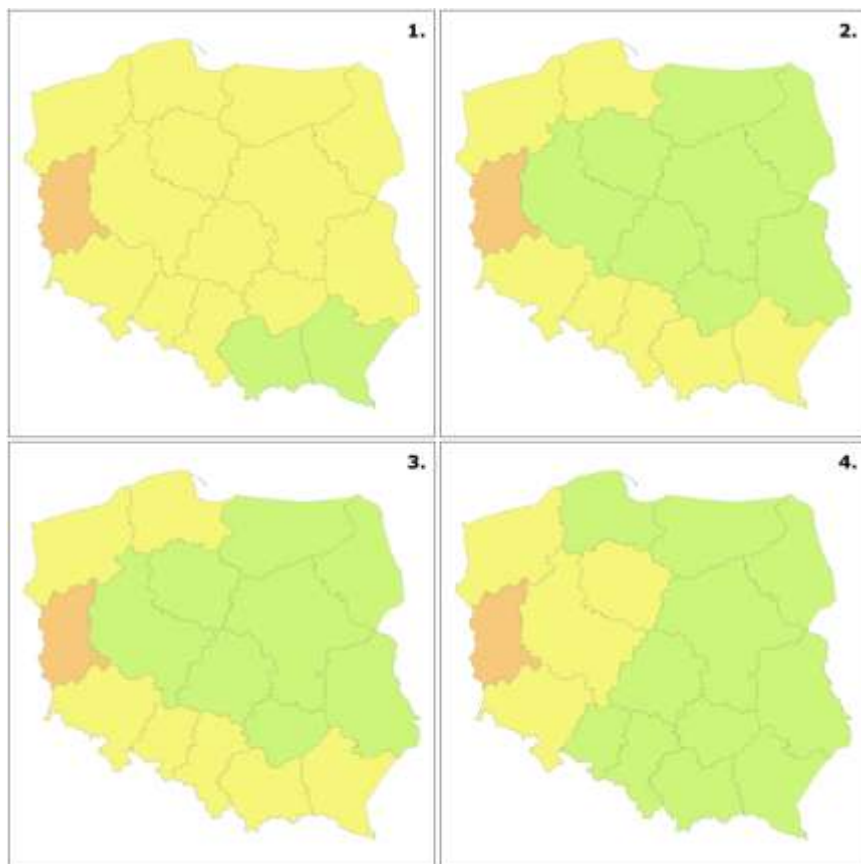
Źródło: opracowanie własne.

Rys. 3. Podział województw na grupy zróżnicowane pod względem emisji N_2O z różnych systemów uprawy pszenicy ozimej w zależności od zawartości węgla organicznego w glebie, sekwestracji węgla, opadu i pH gleby



Źródło: opracowanie własne.

Rys. 4. Podział województw na grupy zróżnicowane pod względem emisji N_2O z różnych systemów uprawy rzepaku ozimego w zależności od zawartości węgla organicznego w glebie, sekwestracji węgla, opadu i pH gleby



Źródło: opracowanie własne.

Kierunki badań nad ograniczeniem emisji amoniaku z nawozów mineralnych

Zuzanna Jarosz, Antoni Faber

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

Wstęp

Nowa dyrektywa o redukcji krajowych emisji niektórych zanieczyszczeń atmosferycznych na lata 2020-2030 (Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych) zobowiązuje do ograniczenia emisji amoniaku w porównaniu do roku 2005 o 1% dla każdego roku w latach 2020-2029 oraz o 17% w każdym roku od 2030 r. Celem ograniczania emisji amoniaku państwa członkowskie sporządzają krajowy kodeks dobrej praktyki rolniczej zawierający: gospodarowanie azotem z uwzględnieniem całego cyklu jego przemian, poprawienie strategii żywienia zwierząt, stosowanie niskoemisyjnych technik aplikacji nawozów naturalnych, stosowanie niskoemisyjnych metod przechowywania nawozów naturalnych, wprowadzanie niskoemisyjnych pomieszczeń inwentarskich oraz ograniczenie emisji związanych ze stosowaniem nawozów mineralnych. 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%. Podejmowane są więc badania mające na celu wskazanie możliwości ograniczenia emisji amoniaku z nawozów mineralnych. Przedstawiona problematyka nie wyczerpuje całej złożoności zagadnienia, pokazuje jednak kierunki dalszych badań.

Efektywność wykorzystania azotu

Konieczność zmniejszenia obciążenia środowiska reaktywnym azotem skłania do podjęcia badań nad zwiększeniem efektywności wykorzystania azotu (NUE - Nitrogen Use Efficiency), który definiowany jest jako stosunek azotu wykorzystanego do zastosowanego (N output/N input ratio) (Billen i in., 2014; Lassaletta i in., 2014; EU NEP, 2014; Norton i in., 2015). Jeśli wskaźnik ten jest mniejszy niż 70% (EU NEP, 2014) oznacza to, że pewne ilości N są bezproduktywnie tracone, co przyczynia się do zanieczyszczenia wód, atmosfery oraz nasilenia zmian klimatu, pogarszając w ten sposób jakość środowiska i zdrowie ludzi (Erismann i in., 2013, Galloway et al., 2008). Imperatywem staje się więc, albo zwiększenie NUE, albo też obniżenie zużycia N stosowanego w nawozach mineralnych. Dążenie do obiektywizacji decyzji w tej kwestii wymaga na wstępie opracowania dobrych metodyk szacowania NUE w całym łańcuchu żywieniowym, nad czym obecnie intensywnie pracuje się w Europie (EU NEP, 2014) i na świecie (Norton i in., 2015). Ostatnio Lassaletta i in. (2014) scharakteryzowali trendy NUE w 124 krajach na świecie, w tym w Polsce.

Wstępne badania nad wyznaczeniem zmian w efektywności wykorzystania azotu w produkcji roślinnej w Polsce podjęto także w IUNG–PIB (Faber i in., 2016). Trendy NUE dla podstawowych upraw w Polsce scharakteryzowano w okresie ostatnich szesnastu lat (1999–2014) w podziale na dwie grupy upraw.

W pierwszej znalazły się uprawy intensywniejsze, zlokalizowane na glebach żwiłszych o wyższej żyzności i pojemności wodnej (pszenica ozima i jara, jęczmień, kukurydza na ziarno, pszenżyto, rzepak, burak cukrowy). Druga grupa roślin obejmowała uprawy ekstensywniejsze, zlokalizowane na glebach lekkich, mniej żyznych o mniejszej pojemności wodnej (owies, żyto, mieszanki zbożowe, ziemniak) oraz użytki zielone. Wymienione uprawy miały 82% udział w powierzchni użytków rolnych w Polsce. Mediany i zakresy analizowanych zmiennych przedstawia tabela 1.

Tab. 1. Mediany i zakresy NUE, Yn, Nb oraz F dla badanych upraw

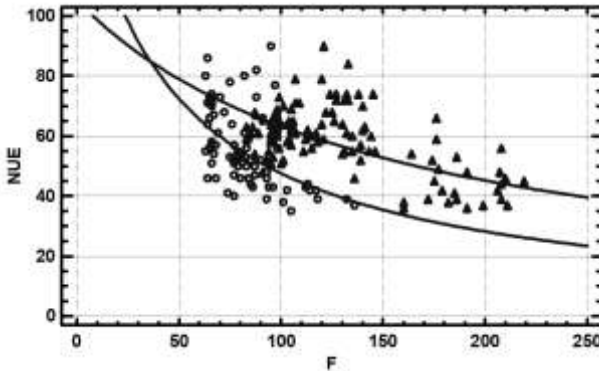
Grupa	Roślina	NUE		Yn		Nb		F	
		Me	Zakresy	Me	Zakresy	Me	Zakresy	Me	Zakresy
I	Pszonica ozima	65	56-79	80	64-97	40	22-58	118	101-144
I	Pszonica jara	59	52-61	67	52-82	45	32-60	109	94-139
I	Jęczmień	60	48-69	55	43-68	38	28-49	93	81-105
I	Kukurydza	55	37-61	94	65-114	81	71-111	181	165-187
I	Pszonczyto	61	51-73	60	48-72	37	24-47	96	88-103
I	Rzepak	54	42-74	88	63-116	73	36-103	169	130-191
I	Burak cukrowy	39	36-56	77	57-116	113	92-132	203	160-219
Średnia		56		74		61		138	
II	Owies	52	40-64	41	30-49	38	27-46	78	74-87
II	Żyto	50	43-64	39	30-49	36	22-49	76	64-93
II	Mieszanki zbożowe	71	55-86	47	34-55	20	9-28	66	63-72
II	Ziemniaki	66	52-90	60	47-86	32	9-44	91	75-98
II	Łąki, pastwiska	42	35-46	45	36-51	64	50-80	109	93-136
Średnia		56		46		38		84	

Yn – pobranie azotu, Nb – nadmiar N, F – dawka N.

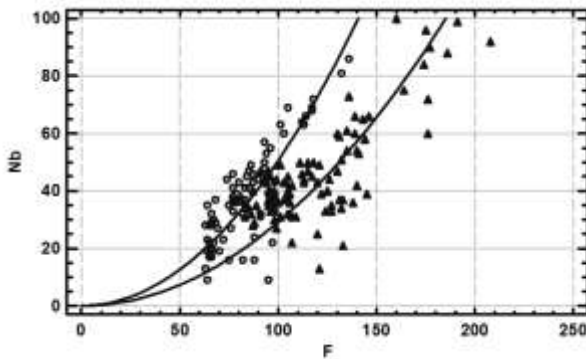
Z wyjątkiem mieszanek zbożowych wartości NUE dla wszystkich badanych upraw były mniejsze niż 70%. Wartości nadmiaru azotu (Nb) większe od 50 kg N/ha odnotowano jedynie dla najintensywniejszych upraw: burak cukrowy, kukurydza na ziarno oraz rzepak. Średnia ważona na powierzchni upraw wartość NUE dla wszystkich badanych roślin wynosiła 55%, co wskazywałoby, że należałoby ją zwiększyć o 15% dla osiągnięcia dolnego zakresu wartości optymalnych (70%). Wartość tą znacznie obniżał niski NUE trwałych użytków zielonych (42%), które mają w Polsce największy udział w strukturze użytkowania gruntów (20,3%). Należałoby dążyć więc do zwiększenia NUE na tych użytkach, choć ze względu na uwarunkowania agrotechniczne oraz organizacyjno-techniczne może to być kosztowne, czasochłonne i trudne do osiągnięcia. Pominięcie w analizie trwałych użytków zielonych zwiększyło średni ważony NUE dla podstawowych upraw na gruntach ornych do wartości 60%. Nie stwierdzono różnic w średnich ważonych

wartościach NUE w uprawach intensywniejszych (60%) oraz uprawach ekstensywniejszych (60%).

Zależności pomiędzy wskaźnikiem efektywności wykorzystania azotu, nadmiarem i dawką azotu przedstawiono na rysunku 1 i 2.



Rys. 1. Zależności pomiędzy NUE (%), a całkowitą dawką N (F, kg N/ha) dla upraw intensywniejszych (górną krzywą i trójkąty; $r^2 = 39,7\%$) oraz ekstensywniejszych (dolną krzywą i okręgi; $r^2 = 33,6\%$)



Rys. 2. Zależności pomiędzy Nb (kg N/ha), a całkowitą dawką N (F, kg N/ha) dla upraw intensywniejszych (dolną krzywą i trójkąty; $r^2 = 79,3\%$) oraz ekstensywniejszych (górną krzywą i okręgi; $r^2 = 66,8\%$)

Z przebiegu dość dobrze dopasowanych krzywych, można wyzacować jaka dla $NUE=70\%$ powinna być dawka azotu (F) i nadmiar (Nb). W przypadku upraw intensywniejszych wynosiłyby one odp-

wiednio 76 i 17 kg N/ha w stosunku do median dla tego zbioru wynoszących 125 i 36 kg N/ha. Oznacza to, że albo zwiększymy NUE do 70% poprzez zwiększenie pobrania azotu, albo koniecznym będzie dla osiągnięcia takiego NUE zmniejszenie dawki (F) ze 125 do 76 kg N/ha, co zmniejszy nadwyżkę bilansową z 36 do 17 kg N/ha. Analogiczna analiza wykonana dla upraw ekstensywniejszych wskazała, że dla uzyskania $NUE=70\%$ należałoby stosować dawkę azotu $F=53$ kg N/ha, co dawałoby $N_b=14$ kg N/ha. Tak więc w przypadku tych upraw, aby uzyskać $NUE=70\%$ należałoby zmniejszyć dawkę azotu z 82 do 53 kg N/ha, co dawałoby zmniejszenie N_b z 36 do 14 kg N/ha.

Wychodząc z założenia, że istnieje pilna potrzeba zwiększenia NUE przynajmniej do dolnego poziomu wartości optymalnej (70%) na podstawie przeprowadzonych badań i dyskusji uznano, że najefektywniejszą do tego drogą byłaby poprawa NUE w uprawach intensywniejszych, zwłaszcza pszenicy ozimej, pszenżyta i jęczmienia. Wzrost w nich NUE wymagałby zwiększenia pobrania azotu bez zwiększania dawki, co dodatkowo zmniejszyłoby bezproduktywny nadmiar przyczyniający się do niekorzystnego obciążenia środowiska reaktywnym azotem.

Weryfikacja wskaźników emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych

Inwentaryzacje emisji amoniaku wykonuje się na podstawie obowiązującej metodyki międzynarodowej zawartej w Poradnikach EMEP/EEA z lat 2009 i 2013 (EMEP/EEA 2009, 2013). Wytyczne zawierają szereg standardowych wskaźników, które można wykorzystywać w inwentaryzacjach. Ostatnio jednak zalecenia te zostały ponownie znowelizowane (EMEP/EEA, 2016).

W nowelizacji zmieniono niektóre wskaźniki wykorzystywane w inwentaryzacjach emisji związane ze stosowaniem nawozów azotowych oraz wskaźniki dla poszczególnych asortymentów nawozów azotowych. Ze względu na specyfikę rolnictwa w poszczególnych krajach zaleca się wykorzystywanie w analizach własnych wskaźników emisji, jednak weryfikacja tych wskaźników przy użyciu pomiarów stężeń NH_3 wykonanych w Polsce nie jest obecnie możliwa. Badania dotyczące opracowania i weryfikacji wskaźników emisji są kosztowne i czasochłonne, a więc nadal istnieje ogólny brak lub niewystarczająca ilość danych doświadczalnych. W tej sytuacji wstępna ocena skutków nowelizacji wskaźni-

ków emisji jest możliwa jedynie poprzez zastosowanie modeli symulujących emisję NH₃ z nawozów mineralnych.

Metodyka EMEP/EEA, (2016) zachęca do stosowania w szacunkach emisji amoniaku modeli, które traktowane są jako metody poziomu 3 (Tier 3). Wielkości wskaźników emisji dla Polski oszacowano przy użyciu dwóch modeli. Empirycznego modelu opracowanego dla warunków Wielkiej Brytanii w modyfikacji Misselbrook i in., (2015) oraz mechanistycznego modelu DNDC.

Wskaźniki emisji NH₃ dla asortymentów nawozów azotowych oszacowane metodą poziomu drugiego i trzeciego różniły się dość znacznie (tab. 2). Średni ważony wskaźnik emisji dla asortymentów nawozów oszacowany metodą poziomu drugiego wynosił 6,8%. Model poziomu trzeciego wykazywał mniejsze wartości wskaźników emisji amoniaku dla wszystkich asortymentów nawozów, z wyjątkiem saletry amonowej i wapniowej w porównaniu z EF według EMEP/EEA, (2016). W konsekwencji średni ważony EF = 4,2%.

Tab. 2. Współczynniki emisji amoniaku dla poszczególnych asortymentów nawozów azotowych według EMEP/EEA, (2016) oraz średnie wyszacowane współczynniki emisji dla mocznika i RSM według modelu Misselbrook i in. (2015)

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

* - wartości dla gleb o pH < 7, które stanowią ponad 90% ogółu gleb w Polsce; średnie dla lat 2006-2015; ± niepewność dla 95% przedziału ufności.

Wystąpienie opadu > 5mm w pierwszej dobie po zastosowaniu mocznika i RSM obniżyłoby ich wskaźniki emisji odpowiednio do $2,9 \pm 0,35\%$ oraz $1,5 \pm 0,18\%$ zastosowanej dawki azotu.

Symulacje wykonane przy użyciu modelu DNDC wykazały dla wszystkich asortymentów nawozów azotowych, z wyjątkiem saletry amonowej i wapniowej, współczynniki emisji NH_3 mniejsze od ustalonych przez EMEP/EEA, (2016) oraz od oszacowanych dla mocznika przez model Misselbrook i in., (2015), (tab. 3).

Tab. 3. Współczynniki emisji amoniaku według symulacji modelu DNDC (symulacje za okres 20-lecia)

Klimat	Województwo	Nawóz azotowy	Wskaźniki emisji amoniaku (EF, % zużytego nawozu N)*		
			Średnia*	Odch. std.*	U**
ChUS	Kujawsko-pomorskie	Saletra amonowa	2,9	2,5	40,3
		Fosforan amonu	3,2	2,5	35,9
		Siarczan amonu	3,2	2,5	35,9
		Saletra wapniowa	2,6	2,5	45,7
		Mocznik	3,3	2,4	33,6
ChUS	Mazowieckie	Saletra amonowa	2,5	2,0	37,4
		Fosforan amonu	2,8	2,0	33,2
		Siarczan amonu	2,8	2,0	33,2
		Saletra wapniowa	2,2	2,0	37,4
		Mocznik	3,0	2,1	31,6
ChUW	Pomorskie	Saletra amonowa	2,2	1,1	22,1

		Fosforan amonu	2,4	1,0	19,4
		Siarczan amonu	2,4	1,0	19,4
		Saletra wapniowa	2,4	1,3	22,1
		Mocznik	2,6	1,0	17,6
ChUW	Małopolskie	Saletra amonowa	2,6	1,3	23,1
		Fosforan amonu	2,6	1,2	21,5
		Siarczan amonu	2,6	1,2	21,5
		Saletra wapniowa	2,7	1,3	22,3
		Mocznik	2,8	1,2	19,8
Średnia		Saletra amonowa	2,2	1,7	17,4
		Fosforan amonu	2,4	1,7	15,5
		Siarczan amonu	2,4	1,7	15,5
		Saletra wapniowa	1,9	1,7	19,5
		RSM***	2,4	-	-
		Mocznik	2,5	1,6	14,6
		Nawozy NPK****	2,2	-	-
Średnia ważona			2,3	-	-

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

Współczynniki emisji amoniaku dla saletry amonowej, fosforanu amonu, siarczanu amonu oraz saletry wapniowej były według symulacji

większe niż przyjęte przez Misselbrook i in., (2015). Natomiast znacznie mniejsze współczynniki EF uzyskano dla mocznika (tab. 3). Mieszczą się w zakresie pomiarów wykonanych w Niemczech (<2,0 do <3,5 %) przez Khalil i in. (2006, 2009) oraz Weber i in. (2004), (za Döhler, 2015).

Wielkości emisji amoniaku oszacowane dla poszczególnych metod różniły się znacznie (tab. 4). Biorąc za podstawę średnie emisje w badanym okresie największe szacunki uzyskano dla metody EMEP/EEA, (2016) poziomu drugiego. Wielkości emisji amoniaku wahały się w przedziale od 67046 do 84178 t r⁻¹, a średnia wielkość wyniosła 74862 t r⁻¹. W stosunku do niej emisje dla metody EMEP/EEA, (2016) poziomu 1, Misselbrook oraz DNDC były mniejsze odpowiednio o 28, 39 i 67%.

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

Tab. 4. Wielkości emisji amoniaku oszacowane dla porównywanych metod

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

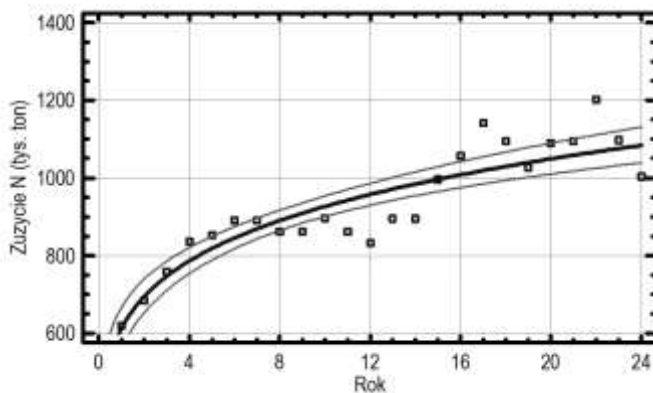
Oszacowane wielkości emisji amoniaku w latach 2006-2015 dla porównywanych metod wykazały, że najmniejsze wartości emisji amoniaku uzyskano dzięki zastosowaniu modelu DNDC (średnio 24553 t r⁻¹). Średnia emisja amoniaku była o 54,5% niższa w stosunku do metody EMEP/EEA, (2016) poziom 1.

Przeprowadzone analizy wykazały także, że emisje amoniaku oszacowane według metody poziomu pierwszego EMEP/EEA 2009, 2013, 2016 były wyższe o około 1% w stosunku do roku odniesienia. Natomiast emisje amoniaku oszacowane według metody poziomu 2 EMEP/EEA, (2016), modelu Model Misselbrook i in. oraz DNDC, były wyższe odpowiednio o 11,7%, 16,3% i 9,7% w stosunku do roku bazowego.

Prognoza ograniczenia emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych na lata 2020 i 2030

Na podstawie danych o wielkości zużycia nawozów azotowych w latach 1992 – 2015 oszacowano trend zużycia nawozów azotowych ogółem (rys. 3), który opisano równaniem:

$$ZN = \exp(6,419+0,179206*\ln(R))$$



Rys. 3. Trend zużycia mineralnych nawozów azotowych ogółem w latach 1992-2015

Zakładając, że struktura zużycia asortymentów nawozów azotowych będzie taka sama jak w 2015 r. wyszacowano zużycie poszczególnych asortymentów nawozów w prognozowanych latach (tab. 5).

Tab. 5. Zużycie asortymentów nawozów w latach 2005, 2015 oraz prognoza zużycia w latach 2020 i 2030 (tys. ton N)

Nawozy	2005	2015	2020	2030
Saletra amonowa	308	334	373	394
Fosforan amonu	22	18	20	21
Siarczan amonu	22	28	31	33
Saletra wapniowa	165	168	188	198
RSM	40	43	48	51
Mocznik	250	300	335	353
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	88	113	126	133

Przeprowadzone szacunki wykazały, że w perspektywie 2020 i 2030 roku zużycie nawozów wieloskładnikowych wzrośnie odpowiednio o 43,2% i 51,1% w stosunku do roku 2005. Wysoki wzrost zużycia wynoszący 40,9% i 50,0% przewiduje się także dla siarczanu amonu. Wprowadzie dla gleb o pH > 7 siarczan amonu charakteryzuje się wysokim współczynnikiem emisji amoniaku, ale w Polsce 90% stanowią gleby o pH mniejszym niż 7. W przypadku mocznika przewidywany wzrost zużycia dla lat 2020 i 2030 wyniesie odpowiednio 34,0 i 41,2% w porównaniu do 2005 r.

Szacunki emisji amoniaku dla lat 2015, 2020 i 2030 wykonano dla scenariusza bazowego oraz czterech scenariuszy, w których modyfikowano wykorzystywanie mocznika.

Scenariuszem bazowym [1] była niezmieniona struktura zużycia nawozów z mocznikiem bez modyfikacji. W scenariuszu drugim [2] przyjęto, że mocznik stosowany będzie wyłącznie przedsięwzięcie pod rośliny jare i wymieszany z glebą oraz pogłównie tylko w kwietniu. Za-

łożono na podstawie literatury, że maksymalny EF dla tego scenariusza nie powinien być większy niż 10% (Döhler, 2015). W scenariuszu trzecim [3] założono, że zwiększona zostanie wielkość granул mocznika do około 4mm, co powinno ograniczyć emisję NH₃ o około 50% . W scenariuszu czwartym [4] założono, że mocznik modyfikowany będzie poprzez pokrycie granул inhibitorem ureazy, co powinno ograniczyć emisję o około 40% (Döhler, 2015). W scenariuszu piątym [5] założono, że mocznik zostanie zastąpiony równoważną ilością azotu w saletrze amonowej. Ograniczenia emisji w scenariuszach 2-5 obliczono jako procent w stosunku do scenariusza bazowego oraz emisji w roku odniesienia (2005), (Dyrektywa..., 2016). W scenariuszach 2-5 założone ograniczenia emisji NH₃ dla mocznika były większe od 30%, co jest warunkiem dalszego użytkowania tego nawozu (Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych).

Oszacowane emisje NH₃ dla zużycia asortymentów nawozów w latach 2015, 2020 i 2030 wynosiły odpowiednio dla scenariusza bazowego: 71 330, 79 713 oraz 84 047 tys. ton (tab. 6).

Tab. 6. Emisje amoniaku (tony) oraz ograniczenia emisji (%) dla badanych scenariuszy w latach 2015, 2020 i 2030

Rok	Jednostka	Scenariusz				
		1	2	3	4	5
2015	tona	71 330	53 336	47 345	52 142	30 529
	%	100,0	25,2	33,6	26,9	57,2
2020	tona	79 713	59 631	52 909	58 270	34 117
	%	100,0	25,2	33,6	26,9	57,2
2030	tona	84 047	62 873	55 786	61 438	35 971
	%	100,0	25,2	33,6	26,9	57,2

Tak więc w perspektywie prognozy na lata 2020 i 2030 emisje NH₃ mogą wzrosnąć odpowiednio o 11,7 i 17,8%. Modyfikacja stosowania mocznika lub właściwości tego nawozu mogłaby, według bada-

nych scenariuszy [2-5], ograniczyć emisje odpowiednio o: 25, 34, 27 i 57% niezależnie od roku (tab. 6).

Aby sprostać wymaganiom obniżenia emisji należałoby podjąć działania zmniejszające emisję NH_3 w dziesięcioleciu 2020-2029 w sumie o 10%, a w roku 2030 i dalszych o 17% rocznie. W sumie więc w latach 2020-2030 należałoby obniżyć emisję tego gazu o 27% w stosunku do roku 2005. W roku 2005 zużycie nawozów azotowych ogółem wynosiło 895 tys. ton, co odpowiadałoby emisji NH_3 60 429 ton, liczonej według metody EMEP/EEA, (2016) dla asortymentów nawozów. Jest to dla rolnictwa polskiego bardzo niekorzystny wynik, ponieważ bazowe zużycie nawozów i emisja amoniaku były niskie w 2005 roku.

Prognozowane wielkości emisji amoniaku oraz ograniczenia emisji dla scenariuszy 2-5 dla 2020 r. przedstawiono w tabeli 7.

Tab. 7. Wielkości emisji amoniaku dla roku 2020 oraz ograniczenia emisji w stosunku do bazowego 2005 roku (tony NH_3)

Nawozy	Scenariusz			
	2	3	4	5
Saletra amonowa	6 607	6 607	6 607	6 607
Fosforan amonu	1 112	1 112	1 112	1 112
Siarczan amonu	3 123	3 123	3 123	3 123
Saletra wapniowa	1 671	1 671	1 671	1 671
RSM	4 791	4 791	4 791	4 791
Mocznik	33 526	26 804	32 165	8 011
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	8 802	8 802	8 802	8 802
Suma emisji amoniaku	59 631	52 909	58 270	34 117
Procent ograniczenia emisji w stosunku do emisji NH_3 z asortymentów nawozów w 2005 r. = 60 429 ton	-1,3	-12,4	-3,6	-43,5

Z przedstawionych danych wynika, że we wszystkich scenariuszach emisja NH_3 zmaleje w 2020 r. Przyjęcie scenariusza drugiego, według którego mocznik stosowany będzie przede wszystkim pod rośliny jare i wymieszany z glebą oraz pogłównie w kwietniu pozwoliłoby na ograniczenie emisji amoniaku o 1,3% w stosunku do 2005 roku bazowego. Nieco większe ograniczenie wynoszące 3,6% można by było uzyskać dzięki modyfikacji mocznika poprzez pokrycie granул inhibitorem ureazy (scenariusz 4). Zwiększenie granул mocznika przyjęte w scenariuszu trzecim pozwoliłoby na ograniczenie emisji amoniaku o 12,4%. Znaczący spadek emisji NH_3 wynoszący 43,5% zapewnić by mogło częściowe zastąpienie mocznika saletrą amonową. Jeszcze mniej korzystna sytuacja może się ukształtować w 2030 roku (tab. 8).

Tab. 7. Wielkości emisji amoniaku dla roku 2020 oraz ograniczenia emisji w stosunku do bazowego 2005 roku (tony NH_3)

Nawozy	Scenariusz			
	2	3	4	5
Saletra amonowa	6 966	6 966	6 966	6 966
Fosforan amonu	1 173	1 173	1 173	1 173
Siarczan amonu	3 293	3 293	3 293	3 293
Saletra wapniowa	1 762	1 762	1 762	1 762
RSM	5 051	5 051	5 051	5 051
Mocznik	35 349	28 261	33 913	8 447
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	9 280	9 280	9 280	9 280
Suma emisji amoniaku	62 873	55 786	61 438	35 971
Procent ograniczenia emisji w stosunku do emisji NH_3 z asortymentów nawozów w 2005 r. = 60 429 ton	4,0	-7,7	1,7	-40,5

Przyjęcie scenariusza drugiego lub czwartego skutkowałoby wzrostem emisji amoniaku do poziomu odpowiednio 62 873 i 61 438 ton NH_3 tj. o 4,0 i 1,7% w stosunku do roku 2005. Spadek emisji NH_3 wyno-

szący 7,7% można by było uzyskać poprzez zwiększenie granul mocznika. Natomiast na największe ograniczenie emisji amoniaku wynoszące 40,5% pozwoliłoby częściowe zastąpienie mocznika saletrą amonową.

Ograniczenie emisji o 27% może zapewnić jedynie częściowe zastąpienie mocznika przez saletrę amonową, chyba że wprowadzone zostaną modyfikacje mocznika ograniczające emisje o więcej niż 50%. Pewne nadzieje na to rokować może upowszechnienie stosowania inhibitora ureazy, który skuteczniej ogranicza emisje NH_3 niż dotąd stosowany inhibitor NBPT.

Literatura

Billen G., Lassaletta L., Garnier J. (2014). Some conceptual and methodological aspects of NUE of agro-food systems. The note at the attention of the EU N-expert panel. Windsor, Sept 15-16, 2014 (manuscript).

Döhler H. (2015). Statement on the EMEP Emission Factors for Mineral Fertilizers from the Applied Research Perspective in Germany. TFEIP A & N Panel Meeting Milan, 11-12 May 2015.

Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2001/81/WE. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 344/1, 17.12.2016, PL.

EMEP/EEA. (2009). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. European Environment Agency, Copenhagen.

EMEP/EEA. (2013). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. European Environment Agency, Copenhagen.

EMEP/EEA. (2016). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. European Environment Agency, Copenhagen.

Erismann J. W., Galloway J. N., Seitzinger S., Bleeker A., Dise N. B., Petrescu A. M. R., Leach A. M., de Vries W. (2013). Consequences of

human modification of global nitrogen cycle. *Phil. Trans. R Soc. B* 368, 20130116.

EU Nitrogen Expert Panel – Fertilizers Europe (EU NEP). (2014). Nitrogen Use Efficiency (NUE) – an indicator for the utilization of nitrogen in food systems. Draft proposal – version 4 September, 2014, Windsor, UK, 15-16 September 2014; organized by Fertilizers Europe (manuscript).

Faber A., Jarosz Z., Kosiński J., Matyka M. (2016). The relationships between nitrogen use efficiency and nitrogen input in crop production in Poland. *Polish Journal of Agronomy*, 26, 15-20.

Galloway , J. N. , Townsend , A. R. , Erisman , J. W. et al. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science* , 320 , 889 –892.

Lassaletta L., Billen G., Grizzetti B., Anglade J., Garnier J. (2014). 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationships between yield and nitrogen input to cropland. *Environ. Res. Lett.* 9, 105011 (9pp).

Norton R., Davidson E., Roberts T. (2015). Position Paper: Nitrogen Use Efficiency and Nutrient Performance Indicators. Global Partnership on Nutrient Management. Tech. Paper 01/2015 (<http://www.unep.org/gpa/documents/publications/NUEandNPIGPNM2015.pdf>).

DIRECTIONS IN RESEARCH ON REDUCING AMMONIA EMISSIONS FROM MINERAL FERTILIZERS

S u m m a r y

Poland's commitments resulting from the United Nations Framework Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP) and from the entry into force of the NEC Directive prompt to conduct research aiming at identification of possibilities of ammonia

emissions reduction. These actions focus both on improving the methods for estimating ammonia emissions as well as on identifying activities limiting the emissions and adapting agriculture to climate change.

For the purpose of ammonia emission inventories are used coefficients from national databases or, in absence of such coefficient, from the EMEP/CORINAR sources. In their estimations, member states should use methods in compliance with international standards, however, European Commission encourages adaptation of Tier 2 and 3 methods, adequate for a particular country, in order to estimate the emissions and removals more accurately.

The material presented addresses key issues concerning the efficiency of nitrogen utilization and estimation of ammonia emissions from mineral nitrogen fertilizers using ammonia emission coefficients for Tier 1 and 2 methods and models (Tier 3). The prognosis of mineral nitrogen fertilizers consumption and use was estimated in total and for specific assortments of fertilizers for the years 2020 and 2030, as well as NH_3 emissions were estimated for four scenarios with modified utilization of urea.

The research showed that there is an urgent need for increasing NUE, reaching at least the lower level of optimum value (70%). The most effective measure to achieve that would be improving NUE in intensive cultivation, particularly in winter wheat, triticale and barley. It was also proved that ammonia emissions estimated using the Tier 1 method EMEP/EEA 2009, 2013, 2016 were higher by 1% in comparison to the year 2005. Whereas the ammonia emissions estimated using the Tier 2 method EMEP/EEA 2016, Model Misselbrook et al., and DNDC model were higher by 11,7%, 16,3%, and 9,7% respectively in relation to the base year.

When developing the prognoses of ammonia emissions for chosen scenarios with modified urea utilization it was concluded that the decrease of NH_3 by 7,7 % could be achieved by enlargement of urea granules. Whereas a more considerable reduction of ammonia emissions by 40,5% could be achieved by replacing urea with ammonium sulphate.

The paper presented does not exhaust the subject's complexity, only indicates possible directions of further research.

Key words: NH_3 emissions, reduction, mineral fertilizers, polish agriculture.

Zakwaszanie gnojowicy – innowacyjna metoda ograniczenia emisji amoniaku z rolnictwa

Justyna Fila

*Dział Rolnictwa Ekologicznego i Programów Rolnośrodowiskowych,
Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie Oddział w Radomiu*

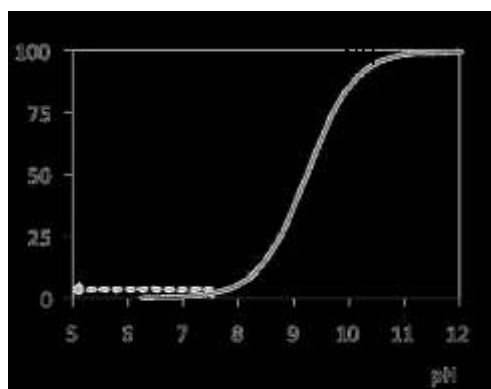
Wstęp

Gnojowica jest mieszaniną odchodów zwierzęcych, resztek pasz oraz wód technicznych z budynków inwentarskich wraz z przeciekami z instalacji wodociągowych.

To nawóz naturalny, wysoce skoncentrowany o dużej ilości składników mineralnych, którego niewłaściwe magazynowanie i rozlewanie może być groźne zarówno dla środowiska jak i zdrowia człowieka. Skład gnojowicy zmienia się w zależności od gatunku i wieku zwierząt, sposobu żywienia oraz stopnia jej rozcieńczenia wodą. Przeciętnie z 1 m³ gnojowicy trafia do gleby około 4 kg azotu (N), 3 kg fosforu (P₂O₅), 4 kg potasu (K₂O) oraz 3 kg wapnia (CaO) i 1 kg magnezu (MgO). Zgodnie z ustawą o nawozach naturalnych można je stosować od 1 marca do 30 listopada, a na OSN do 15 listopada. Zakazane jest ich stosowanie na glebach zalanych wodą oraz przykrytych śniegiem lub zamrzniętych do głębokości 30 cm. Nawozów naturalnych w postaci płynnej nie można stosować także na glebach bez okrywy roślinnej na polach położonych na stokach o nachyleniu większym niż 10% oraz podczas wegetacji roślin przeznaczonych do bezpośredniego spożycia

przez ludzi. W danym roku można stosować nawozy naturalne w dawce nieprzekraczającej 170 kg N/ha użytków rolnych. Nawozy naturalne powinny być przykryte lub wymieszane z glebą za pomocą narzędzi uprawowych, nie później niż następnego dnia po ich zastosowaniu. Zalecany czas dla gnojowicy to 4 godziny, z uwagi na to, że znaczna część amoniaku uwalnia się w ciągu pierwszych 12 godzin od rozłożenia na polu. Im szybciej cząsteczki azotu wbudowane są w glebę, tym jego straty będą mniejsze. Zaleca się aby gnojowica była stosowana na nieobisaną glebę, najlepiej w okresie wczesnej wiosny. Dopuszcza się stosowanie tego nawozu pogłównie (przede wszystkim na użytkach zielonych) z wyjątkiem roślin przeznaczonych do bezpośredniego spożycia przez ludzi lub na krótko przed ich skarmieniem przez zwierzęta. Gnojowica bydłcza i świńska posiadają odczyn przekraczający, odpowiednio, wartości: 7 i 8 pH, a wysokie pH tego nawozu naturalnego to główny powód bardzo szybkiego uwalniania się amoniaku w czasie jej aplikacji na polu (wyk. 1). W skrajnych przypadkach, przy rozlewaniu gnojowicy wozami asenizacyjnymi z płytą rozbryzgową straty amoniaku mogą dochodzić do 50%.

Wyk. 1. Zależności wartości pH od wielkości emisji NH_3 .



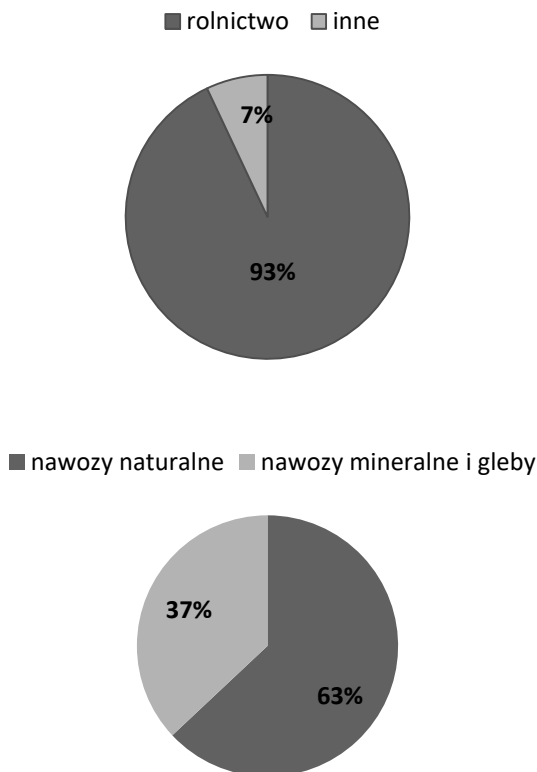
Aby ograniczyć straty azotu zalecane jest rozlewanie gnojowicy za pomocą węży wleczonych lub iniektorów doglebowych (fot. 1 i 2).

Podczas przechowywania gnojowicy w zbiornikach także dochodzi do znacznych strat azotu, dlatego zaleca się ich zadaszanie (fot.

3.) wraz z obniżaniem jej temperatury lub zakwaszaniem kwasem siarkowym co powoduje spowolnienie procesów w niej zachodzących.

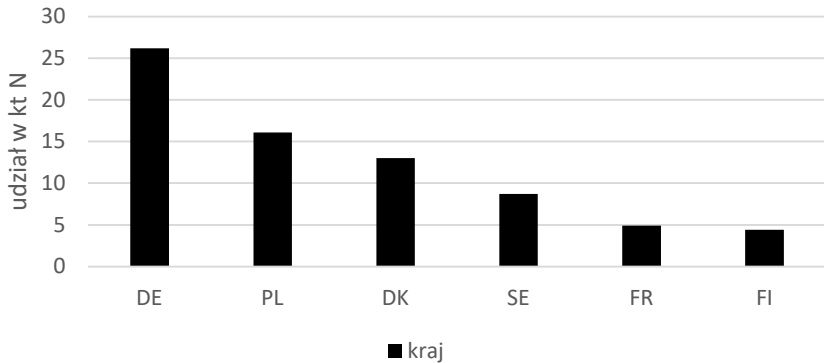
W 2014 roku emisja amoniaku w ośmiu krajach regionu Morza Bałtyckiego wyniosła 1227000 t, z czego 93% pochodziło z rolnictwa, w tym 63% z nawozów naturalnych, a pozostałe 37% z nawozów mineralnych i gleb (rys. 1). Natomiast spośród państw tego regionu największy udział w emisji amoniaku miały Niemcy, Polska oraz Dania (rys. 2.).

Rys. 1. Emisja amoniaku i udział nawozów naturalnych (%) w rolnictwie regionu Morza Bałtyckiego



Źródło: ec.europa.eu/eurostat, HELCOM

Rys. 2. Udział poszczególnych krajów regionu Morza Bałtyckiego w emisji amoniaku



Źródło: EMEP Centers Joint Report HELCOM, 2013.

Zakwaszanie gnojowicy jako praktyka ograniczająca emisję amoniaku

Jedną z metod stosowaną w celu redukcji emisji amoniaku w krajach regionu bałtyckiego jest metoda zakwaszania gnojowicy kwasem siarkowym. Realizowana jest ona od końca lat dziewięćdziesiątych w Danii, a o powszechności jej wykorzystywania świadczy fakt, że obecnie istnieje w tym kraju 140 systemów zakwaszania tego nawozu w budynku, 75 w zbiorniku i 110 na polu (2016). 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. Dlatego też należy go 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) (fot. 4) co

sprawia, że metoda ta jest bezpieczna dla człowieka, a dowodem tego jest brak wypadków przy aplikacji kwasu.

Obecnie w Danii zakwasza się 20% gnojowicy, a poza granicami tego kraju istnieje tylko kilka pilotażowych instalacji tego rodzaju. Zainteresowanie tą techniką ze strony innych krajów rośnie, a obecny BREF (Reference Document for Best Available Techniques) wskazuje zakwaszanie gnojowicy jako najlepszą dostępną technikę obowiązkową we wszystkich krajach UE.

Material i metody stosowane przy zakwaszaniu gnojowicy

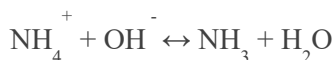
Od marca 2016 r. realizowany jest projekt Baltic Slurry Acidification finansowany przez UE z programu INTERREG Baltic Sea Region pn. „Ograniczenie strat azotu w produkcji zwierzęcej poprzez promowanie różnych technik zakwaszania gnojowicy w Regionie Morza Bałtyckiego”. Projekt, który zakończy się w 2019 r., zrzesza 20 partnerów z 10 krajów. W Polsce partnerami w projekcie są Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie Oddział w Radomiu oraz Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach Oddział w Warszawie. W ramach projektu zakładane są instalacje pilotażowe oraz przeprowadzane doświadczenia polowe.

Celem doświadczeń polowych jest podniesienie świadomości i poszerzenie wiedzy rolników i innych końcowych odbiorców na temat metod zakwaszania gnojowicy. W ramach projektu realizuje się doświadczenia z użyciem gnojowicy świńskiej i bydłowej, wykorzystywanej na użytkach zielonych oraz na zbożach.

Doświadczenia te mają charakter naukowy i praktyczny (demonstracje polowe). W czasie ich wykonywania zbierane są dane meteorologiczne tj. temperatura, opady i siła wiatru (3 dni przed i 3 dni po przeprowadzeniu doświadczenia), analiza składu gnojowicy (sucha masa, całkowita zawartość azotu, azotu amonowego, siarki, potasu, fosforu i pH), informacje dotyczące historii pola oraz plany dotyczące zasiewów i nawożenia, ponadto analiza gleb (pH, zawartość azotu, fosforu, potasu, siarki, wapnia, magnezu). Następnie badany jest plon i porównywana ilość w t/ha z plonem z pola kontrolnego, na którym nie stosowano zakwaszonej gnojowicy, zawartość białka, tłuszczu, a także analiza gleby na zawartość pH, N, P, K, S, Ca, Mg, Mn, Zn, próchnicy i C. Na podstawie doświadczeń przeprowadzonych w Szwecji w czerwcu 2016 r.

zrealizowanych przez RISE (doświadczenie na gnojowicy bydłej i użytkach zielonych) wywnioskowano, że zakwaszenie gnojowicy podczas rozlewania oraz po jej aplikacji spowodowało wzrost plonu oraz redukcję emisji amoniaku. Z kolei w roku 2017 na tym samym polu wskutek suszy (9.06-11.08 spadło 53 mm deszczu) nie zanotowano wzrostu plonu. Doświadczenia te będą kontynuowane także w 2018 r., a w ramach projektu zostanie przeprowadzona analiza rynku i obowiązujących przepisów prawnych oraz analiza ekonomiczna i środowiskowa określająca możliwość wprowadzenia metod zakwaszania gnojowicy w każdym kraju objętym powyższym doświadczeniem.

Zakwaszanie gnojowicy przebiega zgodnie z reakcją opisaną poniższym wzorem chemicznym:

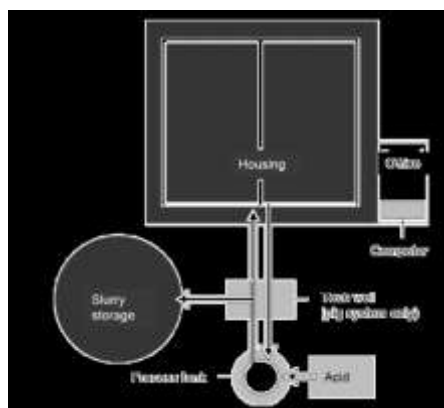


Jak wspomniano na wstępie, wyróżnia się 3 metody zakwaszania gnojowicy 1) „in house” czyli w budynku 2) „in storage” czyli w zbiorniku 3) „in field” czyli na polu. Zakwaszanie gnojowicy w budynku (fot. 5 i 6) nie jest zależne od gatunku utrzymywanych zwierząt. Gnojowicę zakwasza się zarówno w chlewniach jak i w oborach. Do tego celu używa się stężonego 96% kwasu siarkowego. W skład całego systemu wchodzi: zbiornik główny na gnojowicę, zbiornik procesowy wyposażony w mieszadło, zbiornik na kwas siarkowy oraz komputer z jednostką sterującą. Kanały gnojowicowe w pomieszczeniu inwentarskim połączone są zestawem rur ze zbiornikiem głównym i zbiornikiem procesowym. Zasada działania systemu polega na przepompowaniu gnojowicy zalegającej w kanałach gnojowicowych znajdujących się w budynku do zbiornika procesowego. Tu następuje dozowanie kwasu siarkowego przy ciągłym mieszaniu z gnojowicą, aż ta osiągnie pH 5,5.

Za pomocą czujnika przepływu gnojowica przepompowywana jest z powrotem do kanałów znajdujących się w budynku inwentarskim i krąży do momentu osiągnięcia odpowiedniej wartości pH. Gdy maksymalna ilość gnojowicy zostanie przepompowana do zbiornika procesowego i zakwaszona kwasem wówczas różnica pomiędzy ilością minimalną, a maksymalną przepompowywana jest do zbiornika głównego. Tak przygotowana gnojowica zmagazynowana w zbiorniku głównym

może być aplikowana na polu z wykorzystaniem wozu asenizacyjnego. Wszystkie procesy tj. mieszanie, dozowanie kwasu siarkowego, pomiar pH i przepompowywanie sterowane są automatycznie za pomocą komputera i jednostki sterującej, a otrzymane wartości zostają zarejestrowane. Aby utrzymać stały poziom pH gnojowicy cały proces jej przepompowywania z kanałów gnojowicowych powtarzany jest raz dziennie.

Rys. 3. Schemat działania zakwaszania gnojowicy w budynku inwentarskim



Zakwaszanie gnojowicy w zbiorniku, w którym jest przechowywana staje się możliwe dzięki systemowi, który zamontowany jest na ciągniku rolniczym. Do zakwaszania tą metodą także używamy stężonego 96% kwasu siarkowego, a w skład systemu wchodzi: mieszadło napędzane za pomocą WOM-u ciągnika, na końcu którego umieszczone są dysza do dozowania kwasu, pompa do gnojowicy oraz cały system rur wraz z zaworem zwrotnym i pompą do dozowania kwasu. Kwas magazynowany jest w pojemniku wykonanym z tworzywa sztucznego, który znajduje się bezpośrednio przy zbiorniku z gnojowicą.

W momencie uruchomienia pompy wytwarza się próżnia w dyszy zasysającej. Pompa zasysa surową gnojowicę z góry zbiornika, natomiast przez dyszę przepływa kwas zassany przez rurę zanurzoną w pojemniku z kwasem. Kwas jest dozowany i miksowany z gnojowicą bezpośrednio w zbiorniku, w którym gnojowica była magazynowana. Podczas dodawania kwasu wytwarza się duża ilość piany (fot. 7) dlatego

należy zwrócić uwagę aby zbiornik, w którym magazynowana jest gnojowica był wypełniony maksymalnie w 2/3 swojej objętości. Gdy piana jest zbyt dużo należy przerwać dodawanie kwasu i poczekać aż piana opadnie.

W celu kontroli pH gnojowicy w zbiorniku zamontowany jest pH-metr. Mieszanie gnojowicy z kwasem powoduje obniżenie pH gnojowicy, proporcjonalnie do ilości dodawanego kwasu.

Wartość pH gnojowicy po zakwaszeniu powinna wynosić od 5,5 do 6. Z tego względu zakwaszanie gnojowicy w zbiorniku powinno mieć miejsce na dzień lub dwa przed rozlaniem gnojowicy na polu. W czasie dodawania kwasu siarkowego do zbiornika należy zachować wszelkie środki ostrożności opisane we wstępie. W tym systemie na ciągniku znajduje się, oprócz całego oprzyrządowania, także zbiornik na wodę służący, w razie wypadku, do opłukania pokrytych kwasem powierzchni. Po zakończeniu zakwaszania cały system płukany jest mieszanką wody i sprężonego powietrza natomiast pusty pojemnik po kwasie zostaje zdany do dostawcy lub wymieniony na pełny. Zaletą systemu jest jego mobilność - urządzenie zamontowane na ciągniku może służyć do zakwaszania gnojowicy w różnych zbiornikach w krótkim czasie.

Trzeci system „na polu” to system mobilny i najbezpieczniejszy z punktu widzenia dozowania kwasu siarkowego. W skład systemu wchodzi: wóz asenizacyjny wyposażony w pompę, zestaw węży wleczonych, pH-metr i ciągnik, który jest integralną częścią całego systemu (fot. 8).

Zbiornik ze stężonym 98% kwasem siarkowym oraz dodatkowy zbiornik na wodę zabudowane są klatką bezpieczeństwa i zamocowane na przednim zaczepie traktora (fot. 9). Klatka zabezpiecza pojemnik z kwasem i jest odporna na wszelkiego rodzaju kolizje podczas transportu kwasu na pole. Operator ciągnika z poziomu kabiny za pośrednictwem przedniego podnośnika może w około 3 minuty wymienić ten pojemnik, natomiast dozownik kwasu podłączany jest automatycznie za pomocą sprzęgła do całego systemu (fot. 10). Dzięki takiemu rozwiązaniu operator nie ma bezpośredniego kontaktu z kwasem siarkowym.

Zasada działania całego systemu polega na uzupełnieniu wozu asenizacyjnego gnojowicą za pomocą pompy, a następnie spełnieniu kilku kryteriów zanim kwas zostanie dodany do gnojowicy: minimalny przepływ 2m³ czystej gnojowicy, odpowiednie obroty WOM-u ciągnika, otwarty zawór trójdrożny do aplikacji gnojowicy, ustawiony czujnik pH.

Dozowanie kwasu siarkowego realizowane jest za pomocą nierdzewnej pompy. Jej wydajność wynosi od 5 do 50 l/min, a napędzana jest ona silnikiem hydraulicznym podłączonym do zaworu, co umożliwia kontrolę prędkości obrotowej pompy. Dawka kwasu sterowana jest elektronicznie. 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 wprowadza się do komputera wartość pH jaką ostatecznie chcemy otrzymać. Czujnik pH umieszczony jest na wysięgniku jednego z przewodów do nawożenia. Kalibracja czujnika wymagana jest dwa, trzy razy w sezonie, natomiast element czujnika powinien być wymieniany raz w sezonie. Wtryskiwacz kwasu siarkowego ze stali nierdzewnej umieszczony jest w tylnej części wozu asenizacyjnego i połączony bezpośrednio ze statycznym mieszalnikiem gnojowicy umieszczonym również na wozie asenizacyjnym. Bardzo istotny jest sposób mieszania kwasu siarkowego z gnojowicą ponieważ powstająca piana może zatkać przewody i uniemożliwić aplikację zakwaszonej gnojowicy na pole. Aby tego uniknąć, mieszanie kwasu i gnojowicy powinno odbywać się bardzo szybko, a wtrysk kwasu powinien nastąpić jak najbliżej dystrybutora, co powoduje swobodny wypływ zakwaszonej gnojowicy poprzez węże wleczone. System do zakwaszania gnojowicy „na polu” może współpracować z dowolnym wozem asenizacyjnym oraz ciągnikiem wyposażonym w złącze Isobus. Według producenta zapewnia on całkowitą ochronę operatora ciągnika przed kontaktem z kwasem siarkowym oraz postronnych osób znajdujących się w pobliżu aplikowania zakwaszonej gnojowicy. Oprzyrządowanie do zakwaszania gnojowicy może zostać całkowicie zdemontowane z ciągnika rolniczego. Zaleca się wykonywanie tego procesu na polu ponieważ po zakwaszeniu cały system należy poddać płukaniu. Do tego celu służy zbiornik z wodą, znajdujący się obok zbiornika z kwasem, z przodu ciągnika. Proces płukania zapisany jest w oprogramowaniu komputera i polega na uruchomieniu pompy na 1 minutę przy jej maksymalnych obrotach. Wówczas cały system zostaje przepłukany wodą, zalegające resztki kwasu zostają zneutralizowane, a ryzyko poparzenia zredukowane do minimum.

Pierwszym systemem zakwaszania gnojowicy, który został wykorzystany w Danii w 1999 r. był system zakwaszania w budynku. W 2009 r. wprowadzono system zakwaszania na polu, a następnie sys-

tem zakwaszania gnojowicy w zbiorniku, który okazał się najprostszym i najtańszym spośród stosowanych w tym kraju.

Doświadczenia realizowane przez wiele lat w Danii (SEGES), pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków:

- zakwaszanie gnojowicy zmniejsza emisję amoniaku nawet o 40%,

- stanowi źródło siarki dostarczanej do gleby,

- przyczynia się do wzrostu plonu,

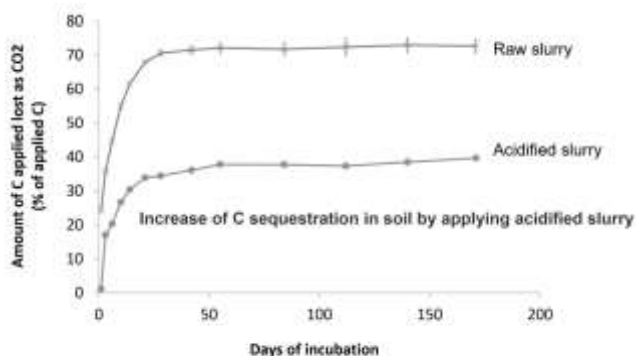
- wpływa na poprawę zdrowia zwierząt (jeśli stosujemy system zakwaszania w budynku),

- redukuje emisję odorów podczas aplikacji zakwaszonej gnojowicy na polu,

- powoduje wzrost sekwestracji węgla w glebie podczas aplikacji zakwaszonej gnojowicy na polu (rys. 4).

Ponadto, doświadczenia te wskazują na brak negatywnego działania zakwaszonej gnojowicy na zbiorniki betonowe.

Rys. 4. Wzrost sekwestracji węgla (%) w glebie po aplikacji gnojowicy niezakwaszonej (raw slurry) i gnojowicy zakwaszonej (acidified slurry)



Fernandez, D., Ribeiro, V., Guzmán, J., Carrión, L., Tondela, V., Coma-Guells, C., Pascopassi, E., Castel, F., 2019. Nitrogen mineralization and CO₂ and N₂O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurry or with the relative factors. *Biology and Fertility of Soil*, 45 (1), 383-397.

Uwzględniając wiele korzyści wynikających z zakwaszania gnojowicy kwasem siarkowym i biorąc pod uwagę możliwość zastosowania

opisanych metod w naszym kraju należy wziąć pod uwagę problem zakwaszenia gleb w Polsce. Może jego rozwiązaniem byłoby wapnowanie gleb? Zabieg ten pozwoliłby na korzystanie z opisanych metod zakwaszania gnojowicy w znacznie szerszym zakresie.

Literatura

EMEP Centers Joint Report HELCOM, 2013.

Fangueiro D., Hjorth M., Gioelli F. 2015. Acidification of animal slurry– a review. *Jour. Envir. Manag.* Vol. 149, 1, pp. 46–56.

Foged H. 2016. Reducing nitrogen loss from agriculture by the use of slurry acidification techniques. Konferencja “Baltic Deal Bridge”. 14-15.06.2016, Stefanów.

Forss K., Bannbers H., Rodhe L., Sindhøj E., Wardal W. 2017. Health and safety issues.

<http://jhagro.com/>

<http://www.oerum-smeden.dk/>

Lundin G. 2017. Swedish field trials. <http://balticslurry.eu/wp-content/uploads/2017/10/Swedish-field-trials.pdf>.

Majchrzak M. 2017. Jak zatrzymać azot w gnojowicy? *Rolniczy Przegląd Techniczny*. Nr 3 (217) str. 34-37.

Sindhøj E. 2017. Introduction to slurry acidification. <http://balticslurry.eu/wp-content/uploads/2017/10/Intro-to-slurry-acidification.pdf>.

SLURRY ACIDIFICATION – INNOVATIVE METHOD OF REDUCING AMMONIA EMISSIONS FROM AGRICULTURE

S u m m a r y

Farms that respects good agricultural practices will normally loose about half of the nitrogen, mainly due to emissions. It is far from circular economy, represents a big economic loss and a high environmental burden. The use of slurry acidification can substantially improve the recycling of nitrogen on the farms and reduce the pollution of air and water with nitrogen from farming. Slurry acidification is developed by Danish companies and so far alone used in Denmark, where 20% of all slurry now is acidified. There are only a few pilot plants outside Denmark. The international interest for slurry acidification is big and the current draft BREF (Reference Document for Best Available Techniques) has recognised slurry acidification, which will become a compulsory BAT in all EU member states. Slurry acidification technologies are effective in reducing the ammonia emissions. There are three main technologies: 1) In-house acidification of liquid livestock manures 2) Acidification of slurry in storage tanks 3) Slurry acidification during field spreading. In-house acidification was the first type that appeared in Denmark – was developed in 1999. In-house acidification reduce ammonia emissions from both stables, storages and fields. Today, there are about 150 installations. In-field acidification was the second system to be developed in Denmark, and came on the market around 2009. The system is an add-on system to conventional slurry tankers, and the most visible part is in front of the tractor, holding an IBC tank with sulfuric acid. In-storage acidification is offered by two companies, HARSØ and Ørum Smeden. The full wear protection is needed during operations with risk for contact with acid. Systems appeared after in-field acidification as a much simpler and cheaper system. The acidification causes foam formation in the slurry tank, and a freeboard of 0,75-1 meter in the tank is therefore necessary, meaning the slurry storage capacity on the farms is reduced correspondingly. The acidification is typically done a few hours or days before the slurry is spread, and the effect therefore alone on ammonia evaporation in the field. Slurry acidification has many proved advantages as higher yields, higher carbon sequestration in soil, about

50% less ammonia emissions during storage and spreading in field, less animal health problems (in-house acidification) and also less smell. Only one thing could worry Polish farmers: if sulphuric acid will have negative impact on acidified Polish soils? Theoretically, 1 kg sulphuric acid is neutralised with ~1.5 kg lime. The main cost of liming is the logistics costs. The issue is not considered noteworthy in Denmark. Maybe if Polish farmers had subsidies from government to liming it would solve the problem.

Key words: slurry acidification, NH₃ emissions, innovative method.

Fot. 1. Wężę wleczone (fot. Justyna Fila)



Fot. 2. Injektory doglebowe



Źródło: <http://www.hispec.net>.

Fot. 3. Zadaszone zbiorniki gnojowicy w Danii (fot. Justyna Fila)



Fot. 4. Kombinezon ochronny stosowany przy pracy z kwasem siarkowym (fot. Mateusz sękowski)



Fot. 5. Instalacja do zakwaszania gnojowicy w budynku inwentarskim (fot. JH Agro)



Fot. 6. Zbiornik z kwasem na zewnątrz budynku do zakwaszania gnojowicy „in house“ (fot. JH Agro)



Fot. 7. Dodawanie kwasu do gnojowicy powoduje powstawanie dużej ilości piany (fot. Torkild Birkmose, SEGES)



Fot. 8. Wóz asenizacyjny z oprzyrządowaniem do zakwaszania gnojowicy „na polu” (fot. Henning Foged, enAgro)



Fot. 9. Ciągnik z kwasem zabudowanym w klatce bezpieczeństwa
(fot. Justyna Fila)



Fot.10. Wymiana pojemnika z kwasem (1 pojemnik=1000 l= 1840 kg
kwasu siarkowego) (fot. Henning Foged, Agro Dania)



Praktyki uzupełniające redukcję emisji GHG z obornika i gnojowicy w produkcji zwierzęcej

Wojciech Krawczyk

*Dział Technologii, Ekologii i Ekonomiki Produkcji Zwierzęcej,
Instytut Zootechniki PIB*

Emisje gazowe uwalniane z produkcji zwierzęcej i przechowywania obornika, a szczególnie te dotyczące emisji metanu i tlenków azotu, doprowadzają nie tylko do zanieczyszczenia środowiska naturalnego, biorąc udział w szeregu niekorzystnych zjawisk zachodzących w biosferze (Sommer i in., 2001), ale również wpływają na powstawanie interakcji mających niepożądany wpływ na fizjologię, behavior i zdrowotność zwierząt.

Gazy te obniżają także produktywność i zdrowotność, ale także dobrostan utrzymywanych zwierząt. Natomiast bezwzględnie priorytetowego znaczenia w obliczu nowego wyzwania, z którym mierzy się rolnictwo, a mianowicie, zmianami klimatu nabiera możliwość redukcji metanu, tlenków azotu i dwutlenku węgla w kontekście nowych badań dotyczących bilansowania emisji GHG na każdym etapie, od produkcji roślinnej, poprzez zwierzęcą do nawożenia i uprawy włącznie czy bardziej szczegółowych uwzględniających np. jej pomiar przypadający na pojedyncze zwierzę w jednostce czasu co prowadzi do wyselekcjonowania i ewaluacji możliwych do zastosowania praktyk mitygujących ograniczających emisję trzech gazów.

Metan powstaje w wyniku procesów gnilnych zachodzących w ściółce oraz w zbiornikach służących do magazynowania gnojowicy. Zachodzące beztlenowe przemiany biochemiczne powodują rozkład wielkocząsteczkowych substancji organicznych tj. węglowodanów, bia-

łek, tłuszczy oraz ich pochodnych do metanu i dwutlenku węgla (Bicudo i in., 2002). Jest on bezwonnym gazem toksycznym wchodzącym w reakcje z hemoglobina. W warunkach produkcyjnych rzadko dochodzić może do zagrożenia zwiększonym jego stężeniem. Wykazując, tak samo jak dwutlenek węgla, znaczną absorpcję widma w zakresie podczerwieni, współdziała on w tworzeniu się efektu szklarniowego. Emisja metanu jest produktem towarzyszącym beztlenowej przemianie materii organicznej w przewodzie pokarmowym każdego zwierzęcia. Jednak w przypadku przeżuwaczy metanogęza posiada szczególne znaczenie i rozmiar, będąc integralną częścią cyklu odżywiania.

Tlenki azotu, powstają w wyniku procesu nityfikacji i denityfikacji (Bicudo i in., 2002) i emitowane są z zalegającego obornika. Mogą one w pewnym stopniu obniżać sprawność systemu immunologicznego zwierząt i otwierać drogę dla różnego rodzaju patogenów. W aspekcie środowiska naturalnego tlenki azotu są jednym z czynników warunkujących powstawanie kwaśnych deszczy oraz ozonu (Azam i in., 2002) w warstwie przyziemnej troposfery. W przypadku zwierząt monogastycznych od 70-91% azotu pobranego z paszą trafia z powrotem do środowiska wraz z kałem i moczem. W przypadku bydła jest to od 75-95% azotu. Zawartość azotu w kale przybiera stałe wartości i ma formę organiczną, natomiast w przypadku moczu wielkości te mogą być znacząco większe i zmienne oraz dotyczyć prawie w całości formy azotanowej. Proces rozkładu moczu i powstawania amoniaku trwa od kilku godzin do kilku dni (Rose, 2003). Reakcja ta ma charakter hydrolizy z udziałem ureazy. Na rozkład mocznika i białek duży wpływ ma temperatura, pH, wilgotność, prędkość ruchu powietrza (Erisman i in., 2001).

Dwutlenek węgla jest stałym składnikiem powietrza, będąc produktem oddychania żywych organizmów. Jego podwyższona zawartość w budynkach, w których utrzymywane jest bydło wpływa na ciśnienie parcjale tlenu, obniżając wydolność całego organizmu. Wysokie stężenie tego gazu może powodować reakcje stresowe u tego gatunku zwierząt. W skali globalnej, emitowany w znacznych ilościach dwutlenek węgla ma duży wpływ na powstawanie efektu cieplarnianego. W odniesieniu do dwutlenku węgla wydychanego przez zwierzęta, przyjmuje się jego skrócony cykl obiegu z szybką sekwestracją na drodze fotosyntezy roślin. Stąd w produkcji zwierzęcej nie podlega on atmosferycznej koncentracji, a więc i działaniom związanym z mitygacją oraz adaptacją GHG.

Od dawna w chowie zwierząt starano się przeciwdziałać wysokim stężeniom szkodliwych domieszek gazowych w pomieszczeniach inwentarskich. Nie brano przy tym pod uwagę skutków środowiskowych, a jedynie oddziaływanie amoniaku czy siarkowodoru na zdrowie i produktywność zwierząt. W pierwszej kolejności usiłowano wykorzystać związki mineralne i organiczne, reagujące z emitowanymi gazami i poprawiające jednocześnie stan sanitarny. Zamiast słomy wprowadzano do ściółkowania np. torf, ściółkę leśną, korę.

Obecnie uwzględniając zarówno zagrożenie intensywną produkcją zwierzęcą jak i obostrzenia prawne należy wziąć pod uwagę także działania adaptacyjne uwzględniające wykorzystywanie odpowiednich praktyk ograniczających emisję GHG i uwzględniających metody technologiczne, addytywne i żywieniowe. Negatywne środowiskowe oddziaływanie produkcji zwierzęcej dotyczy m.in. nadmiernej depozycji w środowisku glebowym i wodnym pierwiastków biogenych, prowadzącej do przenawożenia, eutrofizacji, a następnie skażenia tych środowisk. Głównym czynnikiem jest tu tzw. produkt uboczny, w postaci obornika i gnojowicy, tak więc sposób ich przechowywania staje się kwestią numer jeden, ponieważ z problemem przechowywania odchodów zwierząt związana jest także emisja GHG. Średnie tempo przyrostu stężenia dwutlenku węgla w skali globu wynosi 2 ppm/rok. W produkcji zwierzęcej gaz ten jest wynikiem procesów oddychania, zarówno zwierząt jak i mikroflory zawartej w oborniku czy przerabianej gnojowicy.

W porównaniu do innych domieszek gazowych, dwutlenek węgla produkowany jest w wielokrotnie większych ilościach. Jednak, jak wskazują najnowsze badania w zakresie chemii atmosferycznej, pozostałe wymienione gazy dorównują mu efektem adsorpcji. Pomimo mniejszych stężeń ich cząsteczki są bowiem bardziej reaktywne.

Przechowywaniu obornika w warunkach tlenowych towarzyszą emisje tlenków azotu, większe niż w przypadku gnojowicy, której magazynowaniu w warunkach beztlenowych towarzyszy emisja metanu. Wyjątkiem jest doglebowa aplikacja gnojowicy, w czasie której emisja tlenków azotu może być również wysoka. Tym samym, z uwagi na towarzyszący zmianom klimatu wzrost temperatury i opadów wzrastają także straty w przechowywaniu i aplikowaniu obornika i gnojowicy. Dlatego wśród praktyk uwzględniających redukcję emisji GHG z nawozów naturalnych choćby ze względu na powszechność ich stosowania powinny się znaleźć także praktyki tanie i łatwe w aplikacji.

Stosowane w odniesieniu do nawozów naturalnych, ich przechowywania, a także wykorzystania wybranych rozwiązań technologicznych praktyki ograniczające emisję GHG można podzielić m.in. na odgazowujące obornik, szczelnie odcinające emisję GHG z obornika i gnojowicy, a także wykorzystujące metan do produkcji biogazu w kontrolowanych instalacjach:

- Spalanie odchodów zwierząt, praktyka polegająca na pirolizie (odgazowaniu) obornika bądź pomiotu drobiowego, w wysokiej temperaturze, a następnie spalaniu w specjalnie skonstruowanych kotłach. W procesie generowana jest energia cieplna najczęściej w oparciu o współspalanie innych nośników, jak biomasa czy gaz. Potencjał redukcyjny GHG: 95%, 356,93 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów, 367,39 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń 5,30 kg CO₂ eq./szt./rok dla drobiu (Walczak, 2015).

- Przykrywanie miejsc przechowywania obornika, praktyka polegająca ona na szczelnym przykrywaniu miejsc przechowywania nieprzepuszczalną folią. Modyfikacją jest spalanie powstającego w tych warunkach metanu. Potencjał redukcyjny GHG: 80%, 300,58 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów ściółowo, 122,34 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń ściółowo, 4,46 kg CO₂ eq./szt./rok dla drobiu ściółowo. Konsekwencje wdrożenia: ograniczenie objętości gnojówki powstającej w okresie przechowywania, a także wymywanego z obornika azotu i fosforu. Zmniejszenie normatywów dla zbiorników na gnojówkę (Walczak, 2015).

- Przykrywanie miejsc przechowywania gnojowicy, praktyka polegająca na przykryciu, zazwyczaj otwartych zbiorników gnojowicowych szczelnym pokryciem z folii na stelażu, bądź płyt betonowych albo materiałów kompozytowych. Nie należy przykrywać słomą czy warstwą ciecicy lub innych materiałów w postaci granul. W przypadku tych ostatnich materiałów efekt jest krótkotrwały, a sedymentacja nasiąkniętych materiałów (np. słomy), powoduje duże problemy techniczne z ich usuwaniem. Wykorzystanie betonu do przykrywania pozostaje zbyt drogie i technicznie trudno wykonalne. Praktyka może być uzupełniona o montaż flar do spalania metanu. Potencjał redukcyjny GHG: 50 – 80%, 95% dla zainstalowanych flar/pochodni, 283,88 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów bezściółowo, 117,57 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń bezściółowo, 3,03 kg CO₂ eq./szt./rok dla drobiu bezściółowo.

Konsekwencje wdrożenia: ograniczenie objętości gnojowicy

powstającej w okresie przechowywania poprzez eliminację wód opadowych. Zmniejszenie normatywów dla zbiorników na gnojowicę (Walczak, 2015).

- Biogazownie wykorzystujące do produkcji biogazu obornik i gnojowicę. Instalacje należące do rozwiązań technologicznych, których zadaniem jest ograniczenie szkodliwego oddziaływania obornika i jego wykorzystanie jako źródła energii. Może on służyć jako wsad do fermentera biogazowni, gdzie razem na przykład z kiszonką z kukurydzy poddany zostaje fermentacji metanowej. Fermentacja metanowa prowadzi do redukcyjnego rozkładu materii organicznej przy udziale beztlenowców w efekcie otrzymuje się mieszaninę gazową zwaną biogazem oraz szlam pofermentacyjny.

Spośród innych czynników technologicznych, zabiegów i rozwiązań technicznych mogących ograniczyć emisję gazów z pomieszczeń, w których utrzymywane są zwierzęta gospodarskie należy wymienić także: modyfikacje systemów utrzymania, częstotliwość usuwania obornika i gnojowicy czy ograniczenie zużycia wody.

Wybrane praktyki mitygacyjne obejmujące opisane wyżej inne czynniki technologiczne to:

- Zwiększenie zużycia ściółki, praktyka polegająca na dwukrotnym zwiększeniu ilości ściółkowania w chowie świń na głębokiej ściółce. Znaczna ilość słomy skutkuje całkowitym wchłonięciem moczu i znacznym napowietrzeniem obornika, co wpływa na redukcje tempa przemian biochemicznych i liczebność mikroflory. Potencjał redukcyjny GHG: 90%, 338,15 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów ściółkowo, 137,63 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń ściółkowo, 5,02 kg CO₂ eq./szt./rok dla drobiu ściółkowo (Walczak, 2015).

- Szybkie usuwanie gnojowicy z budynków inwentarskich, praktyka polegająca na kilkukrotnym usuwaniu gnojowicy w ciągu dnia z części podrusztowej w budynku inwentarskim dla świń do zbiornika gnojowicowego będącego na zewnątrz budynku. Nie we wszystkich systemach jest to niestety możliwe. Przykładowo w systemie wannowym (vacu system), musi nastąpić wcześniejsze, minimalne napełnienie się zbiornika podrusztowego, aby uzyskać możliwość spływu w instalacji odprowadzającej. Dla bydła praktyka polega na kilkukrotnym zgarnięciu odchodów z korytarza gnojowo-spacerowego. Jako czynniki wpływające na redukcję wymienia się obniżenie temperatury, redukcję powierzchni parowania/emisji, a także ograniczone mieszanie się starej

i nowej frakcji gnojowicy. Potencjał redukcyjny GHG: 40%, 141,94 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów, 58,78 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń (Walczak, 2015).

- Zmiana ściółkowego na bezściółkowy system utrzymania krów i świń, praktyka w miejsce systemu ściółkowego wprowadza system rusztowy. W przypadku świń zmiana systemu związana jest z modernizacją budynków chlewnie. W przypadku krów mlecznych przy aktualnie dominującym modelu obór wolnostanowiskowych wystarczy nie zaścielać korytarza gnojowego, a jedynie boksy legowiskowe, aby uzyskać system bezściółkowy. Ściół z boksów usuwa się zaledwie kilka razy do roku, a słomę można zastępować innymi materiałami (np. piaskiem, matami gumowymi). Mimo, że tylko niektóre badania wykazują efekt redukcji o N₂O o 50% , a inne brak efektu, to w metodologii IPCC system bezściółkowy posiada współczynnik emisji o połowę niższy, niż ściółkowy (0,001 vs 0,020). W przypadku pozostałych gatunków utrzymanie ściółkowe trudne jest do wyeliminowania. Potencjał redukcyjny GHG: 50% N₂O, 5,96 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń, 20,86 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów (Walczak, 2015).

Bardzo ważnym rozwiązaniem technicznym ograniczającym emisję wspomnianych gazów jest również odpowiednia wentylacja budynków i pomieszczeń, w których utrzymywane są zwierzęta, odpowiednie rozmieszczenie wlotów i wyciągów wentylacyjnych oraz stosowanie aktywnych biofiltrów wiążących cząsteczki GHG. Zadaniem wentylacji jest wymiana zużytego powietrza na świeże. W przypadku wadliwego działania systemu dochodzić jednak może do wzrostu stężenia szkodliwych domieszek gazowych powietrza, jak CO₂, NH₃, H₂S, CH₄. Mają one bezpośredni i znaczący wpływ na zdrowie i produktywność bydła, świń i drobiu. Zastosowane systemy wentylacji kształtują mikroklimat pomieszczeń, wpływając na cyrkulację i prędkość ruchu powietrza oraz jego wilgotność. Wszystkie te czynniki w sposób bezpośredni kształtują środowisko bytowe, a więc także dobrostan, a to jaki wywrą wpływ na zwierzęta i emisję gazów zależy także od zastosowanego tam systemu utrzymania. Sam system z racji użytych w nim środków technicznych, wprowadza nowe elementy środowiskowe. Są nimi na przykład rodzaj posadzki, obecność lub brak ściółki, obsada, wielkość grupy wspólnie utrzymywanych zwierząt, konstrukcja stanowiska i rodzaj materiałów do niej użytych. W kontekście emisji GHG należy więc ukierunkować badania na określenie rzeczywistej ilości uwalnianych

gazów w jednostce czasu od pojedynczego zwierzęcia w zależności od systemu jego utrzymania. Są one prowadzone w komorach klimatycznych, co ogranicza ich powszechność. Tańsze i znacznie częściej prowadzone są badania wykorzystujące metodę kloszy lub kolumn, w których przy znanej objętości określa się stężenie poszczególnych gazów, zakumulowanych w jednostce czasu. Metoda ta jednak odnosi się tylko do fragmentu posadzki, nie obejmując reszty pomieszczenia. Powierzchnia pomiarowa jest przy tym okresowo wyłączona z użycia. Badania wykorzystujące komory klimatyczne, pozwalające na pełną kontrolę przepływającego powietrza oraz dostosowanie wnętrza i rodzaju posadzki do technologii utrzymania oraz gatunku zwierząt prowadzone są już od kilku lat w Instytucie Zootechniki PIB. Wykorzystywane są do pomiaru emisji GHG towarzyszącej utrzymaniu bydła, świń i drobiu i połączone np. z zastosowaniem biofiltrów, stanowiąc jedną z praktyk mitygacyjnych w produkcji zwierzęcej.

- Biofiltracja. Biofiltr, w zależności od jego rodzaju, umożliwia ograniczanie różnego rodzaju zanieczyszczeń powietrza w tym gazów. Organiczne medium filtracyjne umieszczane jest na specjalnej konstrukcji o dużej powierzchni, tak aby bezpośrednio pod materiałem filtracyjnym pusta przestrzeń. Pozwala to na zmniejszenie prędkości przepływu powietrza, wydłużając, czas filtrowania. Zanieczyszczenia powietrza usuwane lub neutralizowane są w biofiltrze na dwa sposoby: przez osadzanie i gromadzenie ich w materiale filtrującym lub podczas procesu trawienia ich przez mikroorganizmy znajdujące się w materiale filtrującym. Dodatkowo, w celu utrzymania odpowiedniej wilgotności, montowana jest instalacja nawilżania powietrza wprowadzanego do filtra lub nawilżania medium filtracyjnego. Biofiltr zlokalizowany jest bezpośrednio przy obiekcie inwentarskim, co ułatwia wprowadzenie do niego zużytego powietrza z budynku. Jako medium filtracyjne stosowane są mieszanki 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. Potencjał redukcyjny GHG: redukcja emisji CH_4 % 20-60%. W przypadku N_2O w zależności od źródła może następować redukcja lub wzrost emisji (część NH_3 usuwanego z powietrza może być przekształcona w N_2O , co wynika z niepełnego procesu denitryfikacji w medium filtracyjnym) (Rzeźnik, Mielcarek, 2015).

Jeśli chodzi o czynniki addytywne to dla systemu głębokiej ściółki wprowadza się na przykład odpowiednie szczepionki bakteryjne, alkalinizujące dodatki ściółowe czy zabiegi aeracyjne. Samo wprowadzenie wyselekcjonowanych szczepów bakterii może tu zredukować straty azotu (amoniak i tlenki azotu) o ok. 50%. Pośród różnego rodzaju dodatków dominują materiały pochodzenia mineralnego i organicznego. Są one stosowane zarówno w samych budynkach jak i na płytach z obornikiem. Dodatki mineralne mogą działać w ograniczeniu emisji na dwa sposoby. Pierwszy polega na obniżeniu pH odchodów, co pozwala na zahamowanie działania ureazy w przypadku uwalniania amoniaku, lub na zmiany jakościowe w mikroflorze aktywnej w procesach metanogenezy. Drugi sposób sprowadza się do wykorzystania chłonności i higroskopijnych właściwości niektórych kopaliny. Jest to oddziaływanie czysto fizyczne, ograniczające parowanie. Dodatki organiczne działają podobnie jak chłonne kopaliny. W użyciu znajdują się tu zarówno słoma zbóż, roślin oleistych, jak i trociny czy torf. Mają one znaczenie głównie w przypadku emisji amoniaku. Niestety na skutek dużej dostępności węgla, tego rodzaju dodatki mogą zwiększać emisję metanu oraz tlenków azotu (McCrary, Hobbs, 2001).

Stosowane w odniesieniu do czynników addytywnych praktyki ograniczające emisję GHG można podzielić na wykorzystujące dodatki organiczne zmieniające pH czy aeracyjne, stymulujące przebieg procesów mikroflory w oborniku:

- Zakwaszanie gnojowicy, praktyka polegająca na dodawaniu do gromadzonej w zbiorniku lub kanałach gnojowych świńskiej lub bydłowej, kwasów mineralnych bądź organicznych. Znaczne obniżenie pH roztworu unieczynnia mikroflorę odpowiedzialną za emisje gazowe tak amoniaku, jak i tlenków azotu oraz metanu. Potencjał redukcyjny GHG: 17% dla kwasów mineralnych, 95% dla kwasów organicznych. 337,11 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów, 139,61 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń (Walczak, 2015).

- Kompostowanie nawozów naturalnych, praktyka polega na intensyfikacji procesów biochemicznych zachodzących w nawozach naturalnych, a realizowanych przez mikroflorę w celu rozkładu materii organicznej. W efekcie uzyskuje się również nawóz naturalny o bardzo wysokiej zawartości organicznych połączeń węgla, fosforu i azotu, bezpieczny dla środowiska glebowego i wodnego, zwiększający zawartość materii organicznej w glebie. Istnieje wiele metod kompostowania od

prostego przerabiania liniowych pryzm przez areator sprzęgnięty z ciągnikiem, poprzez napowietrzanie zbiorników z gnojowicą, po wysoko sprawne instalacje o charakterze obrotowych bębnow z integralnym systemem podgrzewania i napowietrzania. Potencjał redukcyjny GHG: redukcja emisji metanu o 95% z kompostowanej gnojowicy, o 70% z obornika. W odniesieniu do podtlenku azotu informacje są dość zmienne. Według jednych jego emisja wzrasta o 30-60%. W takim ujęciu metoda powoduje wzrost emisji GHG. W innych badaniach maleje o 95%. Ze względu na niejednoznaczne wyniki, praktyka zwłaszcza w wersji z areatorami ciągnikowymi, wymaga dalszych badań i potwierdzenia. Konsekwencje wdrożenia to korzystny efekt w obszarze zwiększenia zasobności materii organicznej gleb uprawnych (Walczak, 2015).

Jeśli chodzi o aspekty żywieniowe to obniżenie emisji metanu, które towarzyszą utrzymaniu zwierząt może być realizowane poprzez np. podniesienie wydajności (mniejsza emisja przypadająca na jednostkę), a ponadto przez szereg innych działań np.: dodatki paszowe i elementy, które naturalnie zwiększają strawność paszy.

Praktyki uwzględniające aspekty żywieniowe w redukcji metanu to m.in.:

- Suplementacja dawek pokarmowych krów probiotykami lub eubiotykami, to praktyka stosująca dodatki paszowe w postaci probiotyków lub eubiotyków, wpływających na zmianę gatunkową flory żwacza, np. pierwotniaków albo bakterii metanowych, a przez to obniżająca całkowitą emisję metanu. Potencjał redukcyjny GHG: 15-20% CH₄, 373,65 do 498,2 kg CO₂ eq./szt./rok, (Walczak, Grela, 2015).

- Suplementacja dawek pokarmowych krów fitobiotykami i ekstraktami roślinnymi, praktyka wykorzystująca dodatki paszowe w postaci fitobiotyków lub ekstraktów roślinnych, a zawierające takie związki jak saponiny, czy taniny, wyciągi z yuki, rabarbaru i czosnku, które wpływają na defaunizację flory żwacza, a przez to obniżają całkowitą emisję metanu, bez istotnego wpływu na poziom produktywności. Potencjał redukcyjny GHG: 3-15% CH₄, 74,73 do 373,65 kg CO₂ eq./szt./rok, (Walczak, Grela, 2015).

Poruszona problematyka mitygacji GHG w produkcji zwierzęcej powinna przyczynić się do szczegółowej ewaluacji i rozpowszechnienia praktyk redukcyjnych oraz realizacji nowych badań służących m.in. do oszacowania rzeczywistej ilości uwalnianych z produkcji zwierzęcej

związków gazowych przypadających na zwierzę, a co za tym idzie wyznaczenia krajowego udziału w globalnej skali zachodzących procesów klimatycznych. Podjęte badania powinny umożliwić także waloryzację systemów utrzymania w aspekcie ochrony środowiska naturalnego i stosowania określonej koncentracji zwierząt, co staje się konieczne m.in. w odniesieniu do działań adaptacyjnych podejmowanych w rolnictwie w obliczu zmian klimatu.

Literatura

Azam F., Müller C., Weiske A., Benckiser G., Ottow J.C.G. (2002). Nitrification and denitrification as sources of atmospheric nitrous oxide – role of oxidizable carbon and applied nitrogen. *Biol. Fertil. Soils* 35, 54-61.

Bicudo J. R., Schmidt D.R., Gay S.W., Gates R. S., Jacobson L. D., Hoff S. J. (2002). Air quality and emissions from livestock and poultry production/waste management systems. Prepared as a White Paper for Nat. Cent. for Manure and Animal Waste Management. North Carolina Univ. 157.

Erisman J.W., Otjes R., Hensen P., Jongejan P., van den Bulk P., Khlystov A., Möls H., Slanina S. (2001). Instrument development and applications in studies and monitoring of ambient ammonia. *Atmosph. Env.* 35, 1913-1922.

Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A. & Tempio, G. (2013). Enfrentando el cambio climático a través de la ganadería – Una evaluación global de las emisiones y oportunidades de mitigación. Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura (FAO), Roma.

McCrary D.F., Hobbs P.J. (2001). Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes. *J. Env. Qual.* 30, 345-355.

Rose A.J. (2003). Development of an ammonia emission protocol and preliminary emission factor for a central Texas dairy. Thesis, 12.

Rzeźnik W., Mielcarek P. (2015). Ekspertyza „Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej”, s. 78-79. MRiRW. Warszawa.

Sommer S.G., Sogaard H.T., Noller H.B., Morsing S. (2001). Ammonia volatilization from sows on grassland. *Atmosp. Env.* 35, 2023-2032.

SPA. (2013). Strategic Adaptation Plan for sectors and areas vulnerable to climate change in Poland by 2020 within the perspective by 2030.

Walczak J. (2015). Ekspertyza „Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej”, s. 68-83. MRiRW. Warszawa.

Walczak J., Grela E. (2015). Ekspertyza „Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej”, s. 55-67. MRiRW. Warszawa.

ADDITIVE PRACTICES TO REDUCE GHG EMISSIONS FROM MANURE AND SLURRY IN LIVESTOCK PRODUCTION

S u m m a r y

The storage of manure under aerobic conditions is accompanied by emissions of nitrogen oxides, higher than those of slurry whose anaerobic storage is accompanied by methane emissions. The exception is the soil application of slurry, during which the emission of nitrogen oxides can also be high. Therefore, due to the accompanying climate change, the increase in temperature and precipitation also increases the losses in storage and application of manure and slurry. Therefore, among practices that take into account the reduction of GHG emissions from natural fertilizers, for example, they should also find practices that are cheap and easy to use.

Key words: GHG emissions, manure, slurry, livestock production.

Fot. 1. Zadaszone zbiorniki na gnojówkę i gnojowicę. ZD IZ PIB
Żerniki, (fot. Jacek Walczak)



Fot. 2. Płyta obornikowa (fot. Jacek Walczak)

