

Prace zespołu ekspertów  
na rzecz wymogów ochrony środowiska i zmian klimatu

---

## Aktualny stan problematyki 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 PIB, współfinansowana jest ze środków Unii 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**

**„Aktualny stan problematyki  
ochrony środowiska  
i zmian klimatu  
w sektorze rolnictwa”**

ISBN: 978-83-7607-251-7

**Kraków, 30 października 2017 r.**

INSTYTUT 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

dr. Elżbieta Sowula-Skrzyńska, dr. Paweł Paraponiak

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

mgr Piotr Sendor

*Krajowy Ośrodek Wspierania Rolnictwa, OT Kraków*

dr Zuzanna Jarosz, prof. dr hab. Antoni Faber

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – PIB w Puławach*

dr Monika Skowrońska, prof. dr hab. Tadeusz Filipek

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

**Ark. Wyd. 6,1**

**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
PROW jako element wdrażania krajowej polityki klimatycznej: <i>J. Walczak, W. Krawczyk, P. Sendor</i> .....	7
Szacowanie zmian w sekwestracji węgla w glebach w zależności od systemu uprawy: <i>Z. Jarosz, A. Faber</i> .....	19
Kompleksowe oddziaływanie nawozów naturalnych na środowisko glebowe i wodne: <i>W. Krawczyk, J. Walczak, P. Paraponiak</i> .....	47
Wpływ nawozów naturalnych na środowisko: <i>J. Walczak, W. Krawczyk, P. Sendor</i> .....	73
Wpływ wapnowania na emisje CO <sub>2</sub> i N <sub>2</sub> O: <i>M. Skowrońska, T. Filipek</i> .....	93
Ekonomiczne aspekty ochrony środowiska w gospodarstwach rodzinnych utrzymujących bydło: <i>E. Sowula-Skrzyńska</i> .....	114
Europejskie i krajowe standardy bilansowania nawozów naturalnych w gospodarstwie: <i>J. Walczak, W. Krawczyk</i> .....	135



## *Wstęp*

### **Aktualny stan problematyki ochrony środowiska i zmian klimatu w sektorze rolnictwa**

Oddając w ręce czytelnika poniższą monografię, jej autorzy starają się nakreślić naukowe oraz praktyczne problemy związane z zagadnieniami ochrony środowiska i przeciwdziałania zmianom klimatu w sektorze rolnictwa, nie tylko na podstawie badań własnych, ale również innych jednostek naukowych z całego świata. Mimo funkcjonowania w wielu państwach ujednoczonych ośrodków szacowania oddziaływań, w tym we wszystkich będących członkami UE, zwłaszcza metody ich redukcji, wciąż podlegają doprecyzowaniu i ewaluacji. Wyznaczenie celów redukcyjnych dla poszczególnych krajów, tak pod względem emisji gazów cieplarnianych, amoniaku, ale również normowania depozycji związków biogenych i jakości wód, staje się wyzwaniem dla zespołów badawczych i administracji rządowych. Ustalane na odrębnych szczeblach, pojedyncze polityki redukcji rozpraszania, czy emisji spotykają się w jednym miejscu, jakim jest gospodarstwo i nakładają na siebie. A przecież naczelnym celem, mimo multifunkcjonalności współczesnego rolnictwa, pozostaje nadal bezpieczeństwo żywnościowe i konkurencyjność na globalnym rynku.

To tylko niektóre z problemów pozostających na styku rolnictwa i jego oddziaływań na środowisko. Problemów narastających w miarę oczekiwań i postrzeganych w różnych grupach konsumenckich, nie zawsze ze zrozumieniem. Ich świadomość ekologiczna rośnie, ale wciąż priorytetem pozostaje cena i jakość produktów spożywczych. Czy kosztem dobrostanu zwierząt, ich zdrowia, producent może redukować oddziaływania środowiskowe? Czy poprawa odczynu gleb stoi w sprzeczności z emisją podtlenku azotu, jednego z gazów cieplarnianych? Jaki efekt na jakość środowiska i zmiany klimatu mają programy rolnośrodowiskowe, chroniące dzikie siedliska i gatunki? To tylko część pytań i odpowiedzi prezentowanych w niniejszym opracowaniu.

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



## **PROW jako element wdrażania krajowej polityki klimatycznej**

**Jacek Walczak<sup>1</sup>, Wojciech Krawczyk<sup>1</sup>, Piotr Sendor<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>*Dział Technologii, Ekologii i Ekonomiki Produkcji Zwierzęcej,  
Instytut Zootechniki PIB*

<sup>2</sup>*Krajowy Ośrodek Wspierania Rolnictwa, OT Kraków*

Już u zarania wspólnoty, rolnictwu wyznaczono jedną z istotniejszych ról. Kiedy w 1957 roku Traktat Rzymski ustanawiał Europejską Wspólnotę Gospodarczą, naczelnym zadaniem Wspólnej Polityki Rolnej stało się pokrycie rynkowego popytu żywności, wyprodukowanej po cenach przystępnych dla ogółu obywateli, a także zapewnienie na tym gruncie należytej dochodowości gospodarstw (Traktat Rzymski, 1957 r., art. 38-47). W tamtym czasie zadania te wiązały się ze zwiększeniem produktywności, wprowadzeniem nowych technologii oraz stabilizacją rynków do czego przystąpiono w 1962 r., z chwilą oficjalnego uruchomienia WPR. Od tego czasu rozwijała się ona konsekwentnie zarówno w zakresie celów, jak i metod ich realizacji, bezpośrednio odpowiadając na wciąż nowe uwarunkowania. Przyjęta na szczycie UE w Berlinie w 1999 r. Agenda 2000, była zasadniczym novum polegającym na objęciu wsparciem również rozwoju obszarów wiejskich. Agenda wprowadziła zupełnie nowy model unijnego rolnictwa polegający na produkcji żywności bezpiecznej, tak dla środowiska naturalnego, jak i dla zdrowia konsumenta. W WPR „po 2013 r.”, przyjęto nowe kierunki rozwoju, zgodne ze Strategią Europa 2020, a zakładające inteligentny i zrównoważony, a także sprzyjający włączeniu społecznemu wzrost gospodarczy UE. Jednym z celów strategicznych nowej WPR stało się zapewnienie zrównoważonego zarządzania zasobami naturalnymi oraz działania



w dziedzinie klimatu. Na poziomie krajów członkowskich, wdrażanie priorytetów i celów WPR uzależnione jest od wewnętrznej decyzji i dalej przyjętego PROW. Pomimo tego, że dopiero w aktualnej perspektywie gazy cieplarniane nabrały tak dużego znaczenia i mogą być przedmiotem bezpośrednich działań, to już poprzednie krajowe PROW, pośrednio sprzyjały powstawaniu efektu redukcyjnego, głównie na kanwie działań Programu rolnośrodowiskowego. Aktualnie w Polsce obok programu rozwoju ustanowionego przez MRiRW, działania redukcyjne zawarte są również pośrednio w aktach wykonawczych do dyrektywy azotanowej, mającej bezpośrednie przełożenie na emisję podtlenku azotu, a także w BAT związanych z dyrektywą IED. W odniesieniu do negocjowanej dyrektywy NEC, również należy spodziewać się, iż związane z nią regulacje, jak choćby problematyczny zakaz stosowania mocznika, powszechność planów nawozowych, redukcja poziomu białka w żywieniu zwierząt i wiele innych, będą mieć efekt w postaci redukcji tlenków azotu.

Negatywna presja rolnictwa na środowisko jest nadal bardzo silna. Przykładowo, tylko 17% siedlisk naturalnych i 11% ekosystemów w UE charakteryzuje się dobrym stanem, w niektórych zbiornikach wodnych utrzymują się nadwyżki związków biogennych, a 45% gleb w UE ma problem z jakością. Ochrona środowiska jest szczególnie istotna wobec obserwowanego systematycznie wzrostu skali i koncentracji produkcji zwierzęcej. Jest to kolejne z dóbr publicznych. Oddziaływanie na środowisko naturalne biogenów takich jak azot i fosfor, czy emisje amoniaku i odorów, są poważnym wyzwaniem dla technologii, ale również kosztów produkcji zwierzęcej. Jak wyliczono największą koncentracją produkcji zwierzęcej cechuje się region północnej Brabancji (7,5 DJP/ha) oraz zachodniej Flandrii (6,04 DJP/ha). Taka koncentracja stanowi poważne zagrożenie dla środowiska, choćby w zakresie dopuszczalnej depozycji związków azotu z nawozów naturalnych (170 kg N/ha/rok), odpowiadającej obsadzie 1,8 DJP/ha/rok. Stąd 30% limitu środków EFRROW przeznaczono na cele środowiskowo-klimatyczne (działania dotyczące rolnictwa ekologicznego, programu rolnośrodowiskowego, ONW, inwestycji o pozytywnych efektach środowiskowo-klimatycznych, działania „leśne”, NATURA 2000). Na krajowym gruncie przewiduje się w najbliższym czasie wdrożenie programu działań mających na celu ograniczenie odpływu azotu ze źródeł rolniczych, który jest tożsamy z wymogami OSN na terenie całego kraju. Podobnie

jak spodziewana dyrektywa fosforanowa, wymuszają one na hodowcach szereg działań i rozwiązań technicznych, chroniących środowisko naturalne, w tym poza nawozową utylizację odchodów zwierząt.

Redukcja emisji podtlenku azotu i metanu z rolnictwa oraz zwiększenie sekwestracji węgla, pokrywa również cele WPR związane ze zrównoważonym gospodarowaniem zasobami. Ponadto przewiduje się utrzymanie terenów trawiastych i innych terenów podmokłych, zredukowanie użycia nawozów mineralnych i gnojowicy, a także znalezienie sposobów na minimalizację emisji metanu przez żywy inwentarz.

Emisje z fermentacji jelitowej przeżuwaczy oraz przechowywania nawozów naturalnych stanowią tu główne źródło GHG, także w naszym kraju, a ich redukcja do wyznaczonych przez UE na 2030 r. progów, jest złożonym i kosztownym działaniem. Unijny cel redukcyjny w roku 2020 określa na 20%, w stosunku do bazowego roku 1990. Częścią tego zobowiązania jest 10% redukcja w okresie 2005-2020 z sektora non ETS, a zatem obejmującego również rolnictwo jednak bez kategorii LULUCF. Dodatkowo rolnictwo musi również ograniczyć emisję w zakresie dwutlenku węgla ze stosowania paliw kopalnych stosowanych w budynkach i maszynach. Emisje metanu i podtlenku azotu spadły w EU o 20,2% w okresie 1990-2007. Efekt ten kontrastuje z globalnym podwyższeniem udziału rolnictwa o 17% w emisji GHG, spowodowanej głównie przez kraje rozwijające się. Unijny efekt redukcji został osiągnięty głównie przez wzrost produktywności (ogólnie o 12%) i spadek pogłowia bydła mlecznego (o 25% za okres 1990-2006), poprawę praktyk zarządzania farmami (12% spadek zużycia nawozów azotowych) oraz implementację reformy WPR w nowoprzyjętych krajach członkowskich.

Koncentrując się na krajowym PROW należy stwierdzić, iż w poprzednich okresach programowania efekt redukcyjny GHG wynikał pośrednio z działań powiązanych z ochroną środowiska i dobrą kulturą rolną. Do tego dodać należy efekty wynikające z działań na OSN i wsparcia inwestycji w gospodarstwach. W obu tych przypadkach na redukcję emisji wpłynęły posunięcia w zakresie nawozów naturalnych, pod postacią zarówno ich przechowywania oraz sposobów nawożenia. Dodatkowo należy uwzględnić również sekwestrację CO<sub>2</sub>, realizowaną na drodze zwiększenia zawartości materii organicznej w glebie. Pamiętać jednak należy, iż aby efekt redukcyjny mógł być wykazany, bezpośrednie i pośrednie działania muszą być stałe w czasie. Zatem, jeśli dane

działanie nie jest powielone w kolejnym PROW, to nie można dalej wykazywać jego elementu redukcyjnego.

Analizę efektów działań mitygujących przeprowadzono na podstawie liczby i wielkości zrealizowanych działań zawartych w:

- danych ewaluacji i raportach wykonawczych kolejnych PROW - MRiRW,
- bazach danych ARIMR,
- prognozie zakresu dostępu dla PROW 2014-20 - MRiRW,
- okresowych raportach i analizach KOBiZE,
- raportach GIJHAR.

Do obliczeń wykorzystano oficjalne wskaźniki IPCC zamieszczone w „2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories”.

Przedstawione poniżej wyliczenia, są jedynie przybliżonym szacunkiem, wykonanym w oparciu o ograniczone dane wyjściowe, przy użyciu wskaźników redukcji opracowanych przez wielu autorów niniejszej ekspertyzy. W tym kontekście wymagane jednak będzie opracowanie bardziej szczegółowej metodyki zliczania dotychczasowych efektów CAP i PROW. Natomiast procentowego odniesienia redukcji GHG dokonano w stosunku do wielkości oszacowanej w scenariuszu bazowym dla roku 2005.

Obecnie OSN zajmują w Polsce 1,227 mln ha (KZGW, 2016). Wielkość redukcji za poprzedni okres programowania jest niestety znikoma, ze względu na ograniczony zakres OSN (0,5-1,5% powierzchni kraju). Przyjmując jednak, iż aktualny stan (7,53% UR) zostanie utrwalony, to rocznie redukcja eq. CO<sub>2</sub> wyniesie 494,2 mln t, co odpowiada 2,39% emisji GHG z krajowych UR (1,36% całkowitej emisji z rolnictwa). Innym elementem pośrednio redukującym emisję N<sub>2</sub>O jest wapnowanie mające na celu podwyższenie pH gleby. Aktualnie wycenia się, że wapnowania wymaga blisko 50% gleb w kraju. Roczne zużycie nawozów wapniowych w przeliczeniu na czysty składnik wynosi w kraju 47,9 kg/ha (GUS, 2016). Odnosząc jednak tę ilość do gleb faktycznie zakwaszonych, uzyskujemy 96 kg/ha.

W przeliczeniu na emisję GHG z UR wynosi to 0,6% CO<sub>2</sub> i 2,4% eq. CO<sub>2</sub>, z tytułu nie wyemitowanego N<sub>2</sub>O, czyli łącznie 3,6% emisji eq. CO<sub>2</sub> z krajowych UR (486 mln t) i 1,34% całkowitej emisji z rolnictwa.

W kwestii modernizacji gospodarstw pod względem tak syste-

mów utrzymania zwierząt, jak i przechowywania nawozów (płyty i zbiorniki), pośrednią redukcję GHG odnieść należy do 7 tys. gospodarstw i w efekcie 7,3 mln t eq. CO<sub>2</sub>, co stanowi 0,1% emisji z przechowywania nawozów naturalnych i 0,02% całkowitej emisji. Działania PROW związane z nawozami naturalnymi znalazły odzwierciedlenie w szacunkach KOBiZE z racji uwzględniania zmian w systemach utrzymania i nawożenia. Dzięki PROW na lata 2004-2006 udało się zalesić 40 tys. ha UR. Kolejna edycja PROW 2007-2013 zwiększyła pulę środków na wsparcie zalesiania, jednak zaostrzając kryteria dostępu. W efekcie zalesiono łącznie 62 tys. ha UR. Oznacza to, że dotychczasowy efekt PROW spowodował sekwestrację 2,193 mln t eq. CO<sub>2</sub> na nowo zalesionych gruntach, którą to wielkość (0,017%) należałoby odjąć od łącznej emisji z UR. Niestety szacowanie sekwestracji z lasów w KOBiZE odbywa się poza działem rolnictwa.

Innym działaniem pośrednio wpływającym na redukcję emisji GHG, jest rolnictwo ekologiczne. W wyniku wsparcia PROW włączonych tam zostało 28 tys. gospodarstw o łącznej powierzchni 670 tys. ha, co przekłada się na roczną redukcję 196 mln t eq. CO<sub>2</sub> z UR oraz 28 mln t eq. CO<sub>2</sub> z chowu zwierząt gospodarskich. Łącznie z tytułu wsparcia dla rolnictwa ekologicznego efekt redukcyjny określić należy na 0,61% całkowitej redukcji emisji GHG z rolnictwa.

W kwestii OZE w minionym okresie programowania wydaje się, że liczba 80 biogazowni rolniczych nie może być zaliczona jedynie do efektów PROW, gdyż skorzystały one ze wsparcia NFOŚ, a ich efekt redukcyjny ujmowany jest w sektorze ETS w obrębie energetyki. Jednakże, gdyby dopuścić możliwość oszacowania zaniechanej emisji CH<sub>4</sub> i N<sub>2</sub>O z nawozów naturalnych będących substratem fermentacji, efekt tych instalacji określić można byłoby na poziomie 0,031% całkowitej emisji z rolnictwa.

Kolejnym działaniem programu rolnośrodowiskowego, mającym pośredni efekt redukcji GHG, jest wsparcie jakiego udzielono w ramach PROW trwałym użytkom zielonym, obejmującym 279 226 ha. Działanie to ocenić należy w aspekcie zapobieżenia wieloletniej tendencji spadku krajowej powierzchni TUZ oraz ekstensyfikacji ich użytkowania. Efekt ilościowy działania ujęty został w szacunkach KOBiZE z racji wliczania TUZ do metodologii IPCC. Brak tam jednak miejsca na element sekwestracji CO<sub>2</sub> oraz redukcji emisji związanej z żywieniem zwierząt. Efekt ten nominalnie dochodzący do 20% emisji GHG w stosunku do inten-

sywnie użytkowanej powierzchni, wycenić należy na 81 mln t eq. CO<sub>2</sub>, czyli 0,22% całości emisji z rolnictwa. Działania dotyczące ochrony zagrożonych gatunków ptaków i siedlisk przyrodniczych poza obszarami NATURA 2000 oraz na tych obszarach to łącznie 373 tys. ha. Pośredni efekt redukcyjny związany jest tu ze zmniejszeniem intensyfikacji produkcji, głównie na użytkach zielonych. Efekt takich działań wyceniany jest w literaturze przedmiotu na 10-20% redukcji emisji GHG, co sumarycznie stanowi 117,3 mln t eq. CO<sub>2</sub>, czyli 0,31% całkowitej emisji GHG z rolnictwa. W kolejnych programach, stale obecne było wsparcie dla rolnictwa zrównoważonego (integrowanego). Pośredni efekt redukcyjny wiąże się tu głównie z nawożeniem i uprawą gleby, ale obejmuje również chów zwierząt. Działaniem tym objęto 1,1 mln ha UR, co w przeliczeniu na wielkość redukcji sprowadza się do 1,27% eq. CO<sub>2</sub> z całości emisji w rolnictwie tj. 478,12 t eq. CO<sub>2</sub>. Na 854,96 tys. ha realizowano w programie pakiet dotyczący ochrony gleb i wód. Pośredni efekt redukcji GHG wiąże się tu ze stosowaniem międzyplonów i ich przyoraniem, okresowymi zakazami stosowania zabiegów agrotechnicznych i nawożenia, a także przynajmniej częściowym zachowaniem okrywy roślinnej w okresie zimowym. Sumaryczny efekt redukcyjny takich zabiegów wycenić należy na 15%, co odpowiada 221 mln t eq. CO<sub>2</sub> i 0,59% eq. CO<sub>2</sub> z całości emisji w rolnictwie.

Poza działaniami zakończonych PROW pozostają redukcyjne efekty ugorowania i przyorywania resztek poźniwnych. Te ostatnie szacowane są pod względem emisji N<sub>2</sub>O przez KOBiZE, jednak bez uwzględnienia sekwestracji CO<sub>2</sub>. Stąd łączną emisję 3 Gg N<sub>2</sub>O z resztek poźniwnych pomniejszyć należy właśnie o ten pominięty efekt. Zmiana metodyki szacowania uwzględniająca ten efekt, może przynieść redukcję emisji nawet na poziomie 5,2% eq. CO<sub>2</sub>. Efekt ten pomniejszyć należy jednak o 0,2% wzrostu emisji z tytułu N<sub>2</sub>O, powstającego ze związków azotu zawartych w resztkach. Wydaje się ponadto, że niezbyt poprawnym jest używanie przez KOBiZE tego samego współczynnika emisji N<sub>2</sub>O dla resztek poźniwnych, co dla emisji z nawożenia obornikiem. Ten pierwszy powinien wynosić o 30% mniej, niż wartości dla obornika. W przeliczeniu sekwestracja ta odpowiada 1033,9 mln t eq. CO<sub>2</sub>, a w efekcie, redukcji 2,85% eq. CO<sub>2</sub> krajowej emisji GHG z UR. Ugorowanie przewidziane jest jako element EFA w perspektywie 2014-2020, lecz już obecne dane wskazują na obecność 475 tys. ha takich UR w Polsce (GUS, 2016). Efekt tego działania sięgać może nawet do 97% standar-

dowej emisji GHG z jednostki powierzchni i zależy od rodzaju uprawy oraz gleby. Przyjmując średnią redukcję z tego tytułu na zaledwie 47% z 1 ha, uwzględnic możemy w skali kraju i roku redukcję emisji 225,9 mln t eq. CO<sub>2</sub>, co równoważne jest 0,62% całkowitej emisji z rolnictwa. Sumaryczny wykaz dotychczasowego efektu redukcyjnego działań PROW ilustruje tabela 1.

W obowiązującym aktualnie PROW na lata 2014-2020, problematyka zmian klimatu ujęta została już jako jeden z celów tematycznych pt.: „Promowanie dostosowania do zmian klimatu, zapobiegania ryzyku i zarządzania ryzykiem” oraz celów szczegółowych w postaci „Promowania ochrony i pochłaniania dwutlenku węgla w rolnictwie i leśnictwie”, a także priorytetu „Działania rolnośrodowiskowo-klimatyczne”, poddziałania „Płatności w ramach zobowiązań rolnośrodowiskowo-klimatycznych”. Ponadto wymogi uwzględniające redukcję emisji GHG zawarte są pośrednio w działaniach „Inwestycje w środki trwałe” oraz „Rolnictwo ekologiczne”. Pomimo wyszczególnienia klimatu w tytule jednego z działań, funkcjonujący PROW w ograniczony sposób wdraża cele redukcyjne, nie przenosząc ich w sposób bezpośredni do dedykowanych pakietów. Obok wdrażanych w poprzednich PROW wielu pakietów, jak rolnictwo ekologiczne, zrównoważone, ochrona gruntów, powielonych w obecnej perspektywie, nowym rozwiązaniem o charakterze redukcyjnym jest „zazielenienie”. Innymi ważnymi elementami są wsparcie OZE, uprawa roślin bobowatych, a także inwestycje w gospodarstwach rolnych. Ich efekt trudno wycenić, gdyż zależy bezpośrednio od liczby objętych nimi gospodarstw, a te znane będą po zakończeniu programu. Pod względem „zazielenienia”, szacuje się że objętych zostanie 30% ogółu krajowych gospodarstw. Praktyka ta nie jest wymieniona w katalogu praktyk i trudno w tym miejscu dokonać właściwej wyceny efektu. Według różnych źródeł przyjąć można, iż działanie to pozwoli na 2-5% redukcję emisji GHG, co odpowiadałoby, 1814,7 mln t eq. CO<sub>2</sub> rocznie, wprowadzanych stopniowo do 2030 r. Jako wsparcie specjalne, traktowane są dopłaty do upraw roślin bobowatych. Zostały one uwzględnione w PROW, jako element EFA, czyli obszarów proekologicznych o przewidywanym udziale od 3 do 7% obszaru zazielenienia. Efekt wsparcia upraw bobowatych wycenić należy obecnie na 368,9 tys. ha, co odpowiada 2,5% UR. Przełożenie tej powierzchni upraw na redukcję emisji GHG nie jest jednoznaczne. Po pierwsze KOBiZE szacuje efekt wiązania azotu przez te uprawy, lecz po stronie emisji N<sub>2</sub>O. Po

drugie w tekście katalogu praktyk wyceniono taką redukcje na zaledwie 10%, ale najnowsze doniesienia naukowe mówią, o 50% redukcji, uwzględniającej ślad węglowy. Stąd ocena redukcji zawiera się między 1,1 a 238 mln eq. CO<sub>2</sub> rocznie. Jednak nawet przy maksymalnym wyliczeniu redukcji, stanowić ona będzie 0,66% całkowitej emisji z rolnictwa.

Wobec dość niekorzystnego dla rolników systemu rozliczeń energii z OZE, przewidywany efekt redukcyjny tych instalacji uznać należy za marginalny. Wprawdzie na rynku niemieckim istnieje aż 7 tys. biogazowni, lecz system dopłat i rozliczeń tam istniejący, jest stanowczo korzystniejszy (bezpośrednia dopłata do 1 kW energii, bez obrotu świadectw).

Bardzo niepewny potencjał redukcyjny wydają się mieć inwestycje w środki trwałe gospodarstw rolnych. System wsparcia i oceny składanych wniosków, stanowczo preferuje technologie i rozwiązania redukujące emisje GHG w rolnictwie, jednak wpływa on tylko na ostateczną ocenę wniosku. Trudno przypuszczać, że beneficjenci preferować będą podnoszenie wyższych kosztów inwestycji ze względu na dobór prośrodowiskowych technologii. Równie ciężko będzie przeprowadzić inwentaryzację uzyskanych wniosków pod kątem oszacowania krajowego efektu redukcyjnego. Ponadto, wsparcie zostało ograniczone do średnich gospodarstw, co ograniczy finalny efekt redukcyjny względem pogłowia. Uwzględniając jednak dotychczas zgłoszone wnioski i maksymalny możliwy efekt redukcyjny tego działania, prognozować można, iż do 2020 r. ze wsparcia skorzysta tu 3167 gospodarstw z łączną liczbą 158 350 DJP. Z dużą niepewnością można przyjąć, że stanowić to może do 902 mln t eq. CO<sub>2</sub> redukcji rocznie (do 2020 r.), co oznacza obniżenie o 2,49% całkowitej emisji z rolnictwa w stosunku do 2005 r. Zmiany systemów utrzymania mające jednak charakter stały, znajdują odzwierciedlenie w szacunkach KOBiZE.

W najbliższej perspektywie pozostaje przyjęcie programu działań mającego na celu ograniczenie rozpraszania związków azotu do środowiska, podyktowane wyrokiem TS UE w sprawie wdrażania dyrektywy azotanowej. Program ten obejmie gospodarstwa powyżej 10 DJP, czyli ok. 55% UR kraju. Jego wpływ w zakresie pośredniej redukcji GHG można oszacować na ok. 1800 mln t eq. CO<sub>2</sub> do 2030 r., co odpowiada 4,95% rocznej, krajowej emisji z rolnictwa. W ocenie tej uwzględniono takie techniki, jak: wprowadzenie planów nawozowych,

przykrywanie zbiorników gnojowicowych oraz płyt obornikowych, wielofazowe żywienie zwierząt monogastrycznych, czy separowanie gnojowicy. Efekt tych działań mógłby być większy, gdyby wymienione techniki redukcyjne były obligatoryjne, a nie jedynie fakultatywnie dostępne dla ferm mających problem z dotrzymaniem limitu nawozowego 170 kg N/ha/rok.

Powyższa ocena wskazuje na możliwości uzyskania blisko 10% minimalnego progu redukcji emisji GHG w krajowym rolnictwie, wyłącznie na drodze już zrealizowanych i powielonych na najbliższą perspektywę czasową działań PROW oraz innych, wspieranych przez MRiRW. Znacznie wyższy, dodatkowy potencjał (8,05%) posiadają nowe działania i pakiety aktualnego programu, jednak ich realizacja obarczona jest ryzykiem niepewności w stosunku do faktycznie podjętych zobowiązań. Dodatkowo, konieczność wprowadzenia Programu działań mających na celu ograniczenie rozpraszania związków azotu do środowiska, zwiększy łączny efekt redukcyjny do 13%. Wysokość potencjału związana jest tu bezpośrednio z zasięgiem działania, z którego mają być wyłączone małe gospodarstwa oraz część średnich. Niestety trudno odpowiedzieć w tej chwili, na ile możliwe będzie pełne udokumentowanie zaprezentowanych wyliczeń, tak aby możliwe było ich zaakceptowanie przez KE UE. Trudne wydaje się szczególnie, dopuszczenie sekwestracji węgla w glebie jako elementu bilansowania emisji, będące istotnym novum na tym polu. Bardzo dużą wagę posiada również uwzględnienie lub brak kwestii śladu węglowego, która może całkowicie wyeliminować uznane dotychczas metody i wprowadzić zupełnie nowe. Z uwagi na wyrażaną w różnych dokumentach UE, polityczną wolę wyodrębniania znaczenia zmian klimatu, koniecznym wydaje się podjęcie, nowych, ściśle dedykowanych działań redukcyjnych w obecnej lub kolejnej perspektywie programowania, zwłaszcza w zakresie chowu zwierząt. Natomiast, jeszcze w obecnej perspektywie można doprecyzować szereg aktów prawnych, dotyczących produkcji rolniczej oraz zasad wsparcia, a także dokumentowania wdrażanych technik redukcyjnych. Bez tego rodzaju monitoringu, trudno będzie uzyskać akceptację finalnego szacunku efektu redukcji GHG.



Tabela 1. Wynik dotychczasowego wdrażania WPR na wielkość redukcji emisji GHG z krajowego rolnictwa

Lp.	Nazwa działania/pakietu	Wielkość redukcji emisji	
		(mln t eq. CO <sub>2</sub> )	do 2005 (%)
PROW 2007-2013			
1.	Modernizacja gospodarstw rolnych	7,3	0,02
2.	Zalesianie gruntów rolnych	2,193	0,017
3.	Rolnictwo ekologiczne	224	0,61
4.	OZE	11,3	0,031
5.	TUZ	81	0,22
6.	Ochrona siedlisk	117,3	0,31
7.	Rolnictwo zrównoważone	478,12	1,27
8.	Ochrona gleb i wód	221	0,59
9.	Przyorywanie resztek poźniwnych	1033,9	2,85
10.	Ugorowanie	225,9	0,62
Inne 2007-2013			
11.	OSN	494,2	1,36
12.	Wapnowanie	486	1,34
Razem 2007-2013		3382,21	9,24
PROW 2014-2020			
13.	Zazielenienie	1814	4,9
14.	Rośliny bobowate	238	0,66
15.	Inwestycje w środki trwałe	902	2,49
Inne 2014-2020			
16.	Program działań (dyrektywa azotanowa)	1800	4,95
Razem 2014-2020		4754	13,0
Razem 2007-2020		8136,21	22,24

## Literatura

EP. (2013). Rozporządzenie PE i RUE nr 1305/2013 z dnia 17 grudnia 2013 r., w sprawie wsparcia rozwoju obszarów wiejskich przez Europejski Fundusz Rolny na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich (EFRROW) i uchylające rozporządzenie Rady (WE) nr 1698/2005. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 347/487 z 20.12.2013.

GUS. (2016). Statistical Annales, Poland.

IPCC. (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

NCFEM. (2016). Poland National Report, Greenhouse Gas Inventory for 1988-2014.

Pradère J. P. (2014). Links between livestock production, the environment and sustainable development. *Rev. sci. tech. Off. int. Epiz.*, 33 (3): 1-47.

Ronald F. F., Debbie A. R. (2010). Soil carbon sequestration in grazing lands: societal benefits and policy implications. *Rangeland Ecol. & Manag.*, 63 (1): 4-15.

Sutton M. A., Howard C. M., Erisman J. W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., van Grinsven H., Grizzetti B. (2011). *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press.

# RURAL DEVELOPMENT PROGRAMME AS PART OF THE IMPLEMENTATION OF NATIONAL CLIMATE POLICY

## S u m m a r y

It is possible to achieve an almost 10% minimum GHG reduction threshold in Polish agriculture based on RPD measures already carried out and planned for the near future, as well as other measures supported by the Ministry of Agriculture and Rural Development. The new measures and packages of the current programme show a much higher potential (8.05%), but their implementation carries the risk of uncertainty in relation to the commitments actually undertaken. In addition, the need to introduce the action plan to reduce the dispersal of nitrogen compounds in the environment will increase the total reduction effect to 13%.

**Key words:** Rural Development Programme, climate policy, GHG emission.

## **Szacowanie zmian w sekwestracji węgla w glebach w zależności od systemu uprawy**

**Zuzanna Jarosz, Antoni Faber**

*Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych, Instytut Uprawy  
Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach PIB*

### **Wstęp**

Rolnictwo nie tylko emituje znaczące ilości gazów cieplarnianych takich jak metan i podtlenek azotu, ale również przyczynia się do pochłaniania dwutlenku węgla i jego sekwestracji w glebie w postaci trwałej substancji organicznej (Faber, 2001; Freibauer i in., 2004; Smith, 2004). Gleby użytkowane rolniczo mogą akumulować materię organiczną, bądź ją tracić. Akumulacja (sekwestracja węgla) zmniejsza emisję do atmosfery węgla w postaci CO<sub>2</sub>, co przeciwdziała zmianom klimatu. Proces przeciwny wiąże się z większą emisją tego gazu, co przyczynia się do potęgowania zmian klimatu.

Zasady szacowania sekwestracji węgla organicznego w glebach zostały uregulowane w Decyzji Komisji C(2010) 3751 (Decyzja Komisji..., 2010). Odpowiednią metodą do szacowania sekwestracji węgla jest zalecana przez Dyrektywę 2009/28/WE metoda - IPCC poziomu 1 (Dyrektywa..., 2009). Alternatywą do stosowania powyższego sposobu mogą być inne stosowne metody ustalania początkowej zawartości węgla (SOC) i jego zmian, w tym również drogą pomiaru. Wszystkie metody niepolegające na pomiarach powinny uwzględniać klimat, typ gleby,

pokrycie terenu, gospodarkę rolną oraz wsad. W badaniach zastosowano więc, sprawdzony w Europie, model mechanistyczny DNDC (Leipl i in., 2007, 2008). Model ten zgodnie z metodyką IPCC może być traktowany jako metoda szacunków poziomu 3 (najdokładniejsza).

Jak wynika z badań, sposobem ograniczenia emisji gazów cieplarnianych (GHG) z rolnictwa może być stosowanie praktyk zwiększających sekwestrację węgla organicznego w glebach. Do głównych zabiegów zaliczane są systemy produkcji z uprawą ograniczoną lub siew bezpośredni oraz zwiększony dodatek resztek poźniwnych do gleb.

### **Sekwestracje węgla oszacowane według metodyki IPCC**

Sekwestracje węgla oszacowano uwzględniając, dopuszczoną decyzją KE z dnia 10 czerwca 2010 r., poprawę agrotechniki polegającą na stosowaniu uprawy ograniczonej oraz siewu bezpośredniego z różną ilością pozostawianych na polu resztek poźniwnych (Decyzja Komisji..., 2010). Sekwestracje węgla wskutek poprawy agrotechniki policzono w stosunku do uprawy pełnej ze zbiorem słomy.

Metodyka IPCC zakłada, że sekwestracja węgla będzie większa w klimacie umiarkowanym wilgotnym niż w klimacie umiarkowanym suchym. Klimat Polski, zgodnie z klasyfikacją KE, został zaliczony do: umiarkowanego suchego i umiarkowanego wilgotnego (JRC, 2010). Dokładną klasyfikację województw według regionów klimatycznych przedstawia rysunek 1.



Rys. 1. Regiony klimatyczne Polski według klasyfikacji IPCC (klimat umiarkowany: suchy - kolor jasnoszary, wilgotny - kolor ciemnoszary)

*Źródło: Faber i in., 2012*

Zaszeregowanie poszczególnych województw do stref klimatycznych ma istotny wpływ na wielkość sekwestracji węgla, a przez to na wielkość emisji i ograniczenia emisji. Szczegółowa analiza wykonana na podstawie klimatycznego bilansu wodnego wykazała, że w trzech województwach (podlaskim, świętokrzyskim, warmińsko-mazurskim) warunki pogodowe (opady atmosferyczne, ewapotranspiracja) są bardziej zbliżone do klimatu umiarkowanego suchego (tab. 1). Stwierdzone różnice uzasadniały przyjęcie w dalszych analizach zaszeregowania według danych IUNG-PIB.

Tabela 1. Typy klimatu w poszczególnych województwach

Województwo	Klimat umiarkowany	
	IUNG-PIB	JRC EC
Dolnośląskie	S	S
Kujawsko-pomorskie	S	S
Lubelskie	S	S
Lubuskie	S	S
Łódzkie	S	S
Małopolskie	W	W
Mazowieckie	S	S
Opolskie	W	W
Podkarpackie	W	W
Podlaskie	S	W
Pomorskie	W	W
Śląskie	W	W
Świętokrzyskie	S	W
Wielkopolskie	S	S
Warmińsko-mazurskie	S	W
Zachodniopomorskie	W (±)	W (±)

Objaśnienia do tabeli: S – suchy, W – wilgotny

Źródło: Faber i in., 2013.

Wprowadzenie uprawy ograniczonej lub siewu bezpośredniego prowadzi do zróżnicowanego wzrostu sekwestracji węgla w zależności od klimatu oraz ilości pozostawionych na polu resztek poźniwnych (wsadu). W badaniach uwzględniono różną ilość resztek poźniwnych pozostawianych na polu (tab. 2). Średnia ilość resztek poźniwnych, to typowy wsad dla rocznych upraw zbóż, w przypadku których pozostałości z upraw zostają w całości na polu. Wysoki wsad bez nawozu charakteryzuje się znacznie większą ilością pozostałości po uprawach z uwagi na dodatkowe praktyki, takie jak: wprowadzanie upraw o wysokim poziomie pozostałości, stosowanie zielonych nawozów, upraw osłonowych, ale z pominięciem obornika. Podane sekwestracje występować będą wtedy i tylko wtedy, kiedy system uprawy ograniczonej lub siew bezpośredni stosowany będzie nieprzerwanie przez wiele lat i to we wszystkich polach płodozmianu. Stosowanie w jednym polu zmianowania uprawy ograniczonej lub siewu bezpośredniego, a w następnym polu uprawy pełnej nie jest dopuszczalne (decyzja KE).

Tabela 2. Sekwestracje węgla organicznego w glebach gruntów ornych ( $t C ha^{-1} r^{-1}$ ) w Polsce w zależności od klimatu oszacowane według metodyki przyjętej w Dyrektywie 2009/28/WE (metodyka IPCC, poziom 1)

Uprawa	Klimat umiarkowany	
	suchy	wilgotny
	Średnia ilość resztek poźniwnych	
Ograniczona	0,14	0,53
Siew bezpośredni	0,30	0,74
	Duża ilość resztek poźniwnych	
Ograniczona	0,22	0,92
Siew bezpośredni	0,39	1,17

Źródło: Faber i in., 2013.



Ze względu na warunki klimatyczne oraz poprawę agrotechniki, poszczególne województwa charakteryzują się różnymi sekwestracjami węgla w glebie (tab. 3). Zarówno w systemie uprawy ograniczonej, jak i siewu bezpośredniego oszacowane sekwestracje węgla w glebie są wyższe w województwach leżących w strefie klimatu umiarkowanego wilgotnego.

Tabela 3. Klasyfikacja województw pod względem sekwestracji węgla organicznego w glebach według metodyki przyjętej w Dyrektywie 2009/28/WE (metodyka IPCC, poziom 1 – średni wsad)

Województwo	Klimat umiarkowany	Uprawa	
		Ograniczona t C ha <sup>-1</sup> r <sup>-1</sup> (t CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> r <sup>-1</sup> )	Siew bezpośredni t C ha <sup>-1</sup> r <sup>-1</sup> (t CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> r <sup>-1</sup> )
Dolnośląskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Kujawsko-pomorskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Lubelskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Lubuskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Łódzkie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Małopolskie	W	0,53 (1,94)	0,74 (2,71)
Mazowieckie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Opolskie	W	0,53 (1,94)	0,74 (2,71)
Podkarpackie	W	0,53 (1,94)	0,74 (2,71)
Podlaskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Pomorskie	W	0,53 (1,94)	0,74 (2,71)
Śląskie	W	0,53 (1,94)	0,74 (2,71)
Świętokrzyskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Warmińsko-mazurskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Wielkopolskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Zachodniopomorskie	W	0,53 (1,94)	0,74 (2,71)

Tabela 4. Klasyfikacja województw pod względem sekwestracji węgla organicznego w glebach według metodyki przyjętej w Dyrektywie 2009/28/WE (metodyka IPCC, poziom 1 – duży wsad bez obornika)

Województwo	Klimat umiarkowany	Uprawa	
		Ograniczona t C ha <sup>-1</sup> r <sup>-1</sup> (t CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> r <sup>-1</sup> )	Siew bezpośredni t C ha <sup>-1</sup> r <sup>-1</sup> (t CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> r <sup>-1</sup> )
Dolnośląskie	S	0,22 (0,81)	0,39 (1,43)
Kujawsko-pomorskie	S	0,22 (0,81)	0,39 (1,43)
Lubelskie	S	0,22 (0,81)	0,39 (1,43)
Lubuskie	S	0,22 (0,81)	0,39 (1,43)
Łódzkie	S	0,22 (0,81)	0,39 (1,43)
Małopolskie	W	0,92 (3,37)	1,17 (4,28)
Mazowieckie	S	0,22 (0,81)	0,39 (1,43)
Opolskie	W	0,92 (3,37)	1,17 (4,28)
Podkarpackie	W	0,92 (3,37)	1,17 (4,28)
Podlaskie	S	0,22 (0,81)	0,39 (1,43)
Pomorskie	W	0,92 (3,37)	1,17 (4,28)
Śląskie	W	0,92 (3,37)	1,17 (4,28)
Świętokrzyskie	S	0,22 (0,81)	0,39 (1,43)
Warmińsko-mazurskie	S	0,22 (0,81)	0,39 (1,43)
Wielkopolskie	S	0,22 (0,81)	0,39 (1,43)
Zachodniopomorskie	W	0,92 (3,37)	1,17 (4,28)

## Symulowane sekwestracje węgla z zastosowaniem modelu DNDC

Do wygenerowania kumulatywnych zmian sekwestracji lub strat węgla w okresie 20-lecia zastosowano model DNDC. Aby określić zmiany węgla netto (SOC) wskutek poprawy agrotechniki odejmowano od skumulowanych szeregów danych uzyskanych dla badanych sposobów uprawy - pełna z pozostawieniem całej słomy (Up\_2), ograniczona (Up\_3), siew bezpośredni (Up\_4) skumulowany szereg danych dla uprawy pełnej z zbiorem słomy (Up\_1) w latach. Miarą niepewności sekwestracji był błąd standardowy szacunku, wyrażony w %.

Symulowane wartości sekwestracji węgla w powierzchniowej warstwie gleb (Cseq; t C ha<sup>-1</sup> r<sup>-1</sup>) dla zmianowania – kukurydza, pszenica ozima, rzepak ozimy, pszenica ozima zagregowane do poziomu województw przedstawia tabela 5.

Tabela 5. Sekwestracje węgla organicznego (Cseq, t ha<sup>-1</sup>) w glebach oraz ich niepewności (U, %) dla różnych systemów uprawy według symulacji DNDC w przekroju województw

Województwo	SOC	Up_1	Up_2	U_2	Up_3	U_3	Up_4	U_4
Dolnośląskie	71	0,11	0,54	21	0,52	23	2,24	7
Kujawsko-pomorskie	55	0,18	0,51	24	0,51	25	1,97	8
Lubelskie	53	0,20	0,53	26	0,52	26	2,46	6
Lubuskie	80	0,00	0,47	23	0,46	24	1,93	10
Łódzkie	54	0,20	0,57	24	0,58	25	2,30	5
Małopolskie	58	0,19	0,65	21	0,64	21	2,67	5
Mazowieckie	51	0,19	0,53	23	0,54	25	2,41	6
Opolskie	58	0,14	0,61	23	0,61	27	2,37	6
Podkarpackie	61	0,14	0,60	24	0,61	25	2,72	5

Podlaskie	49	0,26	0,54	23	0,56	25	2,53	4
Pomorskie	68	0,13	0,59	26	0,58	29	2,53	5
Śląskie	69	0,11	0,63	24	0,64	25	2,60	5
Świętokrzyskie	48	0,20	0,59	23	0,59	23	2,39	6
Warmińsko-mazurskie	56	0,20	0,56	26	0,54	27	2,67	5
Wielkopolskie	58	0,14	0,51	23	0,49	26	2,07	8
Zachodniopomorskie	65	0,12	0,57	24	0,56	22	2,24	6

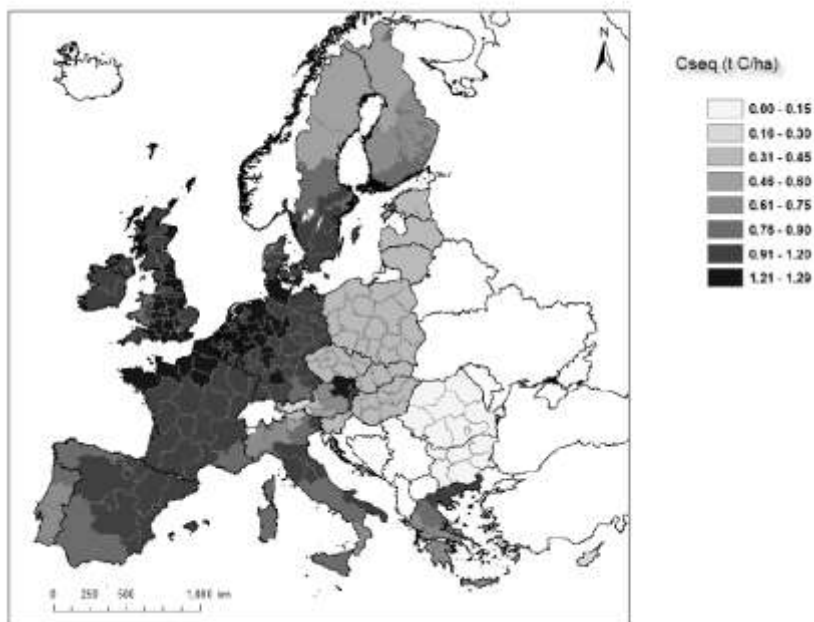
Istotne znaczenie dla interpretacji wyników symulacji ma analiza wyjściowych zawartości SOM ( $t C ha^{-1}$ ) w glebach Polski. Dyrektywa przyjmuje, że gleby ilaste żyzne w stanie naturalnym zawierają  $95 t C ha^{-1}$ . Stwierdzone dla 136 kwadratów  $50 \times 50 km$  pokrywających terytorium Polski, ilości SOM wahały się w granicach  $35-97 t C ha^{-1}$ . Różnica między wartością  $95$  i  $35 t C ha^{-1}$  wskazuje na wielkość historycznych strat C, które zaszły wskutek uprawy gleb. Pośrednio określa zaś wielkość teoretycznego potencjału sekwestracji możliwego do osiągnięcia wskutek zwiększenia dopływu węgla organicznego do gleb. Jest to więc potencjał duży.

Sekwestracje węgla w systemie uprawy pełnej wahały się w granicach  $0-0,26 t C ha^{-1}$  (tab. 5). W uprawie ograniczonej (Up\_3) przyrosty sekwestracji w stosunku do uprawy pełnej wahały się w granicach  $0,46-0,64 t C ha^{-1}$ , a niepewności tego wyniku wynosiły 21-29%. Siew bezpośredni zwiększał sekwestracje. Zawierały się one w przedziale  $1,93-2,72 t C ha^{-1}$  i określone zostały z niepewnością 4-10%. Porównanie uprawy pełnej z przyoraniem całej słomy (Up\_2) z ograniczoną z pozostawieniem resztek poźniwnych na polu (Up\_3), wskazuje że w obu uzyskuje się zbliżone sekwestracje i niepewności, co sugeruje, iż Up\_3 nie jest pod tym względem uprawą lepszą od Up\_2.

## **Analiza porównawcza symulowanych sekwestracji węgla organicznego w glebach**

Oceny porównawcze symulowanych sekwestracji przeprowadzone zostały w stosunku do meta danych z doświadczeń polowych prowadzonych w skali globalnej i europejskiej oraz w stosunku do szacunków sekwestracji wykonanych dla województw według metodyki zalecanej przez Dyrektywę (IPCC poziom1). Niepewności symulacji odniesione zostały do niepewności sekwestracji określonych w literaturze oraz niepewności metody IPCC.

Eksperymentalne dane dotyczące sekwestracji węgla w uprawie ograniczonej oraz w uprawie z siewem bezpośrednim są w Europie bardzo skąpe, ponieważ systemy te nie są stosowane na szerszą skalę. Europejska meta baza danych dla siewu bezpośredniego liczy 16 doświadczeń, w tym dwa trwające dłużej niż 20 lat (Soane i in., 2012). W doświadczeniach tych stwierdzono, że sekwestracje wahały się w szerokim zakresie od 0 do  $1,3 \text{ t C ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$  i zależały: od klimatu, typu gleby, sposobu uprawy oraz głębokości warstwy profilu, dla której sekwestrację określono. Według innego źródła, powołującego się na jedną publikację odnoszącą się do uprawy ograniczonej oraz dwóch publikacji dla siewu bezpośredniego, sekwestracje w UE-15 mogą wynosić dla uprawy ograniczonej  $<0,4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$  (niepewność  $>50\%$ ), zaś dla siewu bezpośredniego  $0,3\text{-}0,4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$  (niepewność  $>50\%$ ) (Freibauer i in., 2004). Zaś szacunki wykonane dla Europy, z zastosowaniem prostych zależności pomiędzy plonem statystycznym zbóż i wielkością sekwestracji C (humifikowany C), wykazały, że przy pozostawieniu całej ilości słomy na polu sekwestracje dla Polski mieściłyby się w zakresie  $0,31\text{-}0,45 \text{ t C ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$  i byłyby jednymi z mniejszych w Europie (rys. 2). Porównując ten wynik z sekwestracjami z DNDC należy pamiętać, że plony statystyczne zbóż w Polsce są mniejsze od plonów symulowanych przez DNDC.



Rys. 2. Sekwestracja węgla organicznego (humifikowanego) w glebach Europy dla zbóż przy pozostawieniu całej ilości słomy na polu

Źródło: Gobin i in., 2011.

Analiza globalnych meta danych eksperymentalnych dla siewu bezpośredniego (67 wieloletnich doświadczeń) doprowadziła do wniosku, że wprowadzenie tego sposobu uprawy powoduje wzrost sekwestracji węgla w powierzchniowej warstwie gleby o  $3,15 \pm 2,42 \text{ t C ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$  (średnia  $\pm$  95% przedział ufności) (Luo i in., 2010). Wielkość sekwestracji zależała od głębokości warstwy gleby, dla której ją mierzono: 0 cm – 3,15; 20 cm – 2,40 oraz 30 cm – 0,9  $\text{t C ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$ . Stwierdzono w dodatku, że system ten sekwestrując węgiel w warstwach powierzchniowych gleby, prowadzi jednocześnie do strat węgla w warstwach głębszych. Straty te wynosiły  $3,30 \pm 1,61 \text{ t C ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$ . Fakt ten powoduje coraz większe

wątpliwości, co do przydatności siewu bezpośredniego jako praktyki rolniczej zwiększającej sekwestrację węgla.

Niepewności szacunków sekwestracji węgla, wykonanych według metodyki wymaganej przez Dyrektywę (metodyka IPCC, poziom 1), nie są znane. Ponieważ nie określono ich w obowiązujących metodach IPCC opracowanych w 2006 r. (za. Hiederer i in., 2010). Nie sposób więc stwierdzić w jakim zakresie podane oszacowania mogą się zawierać (wahać).

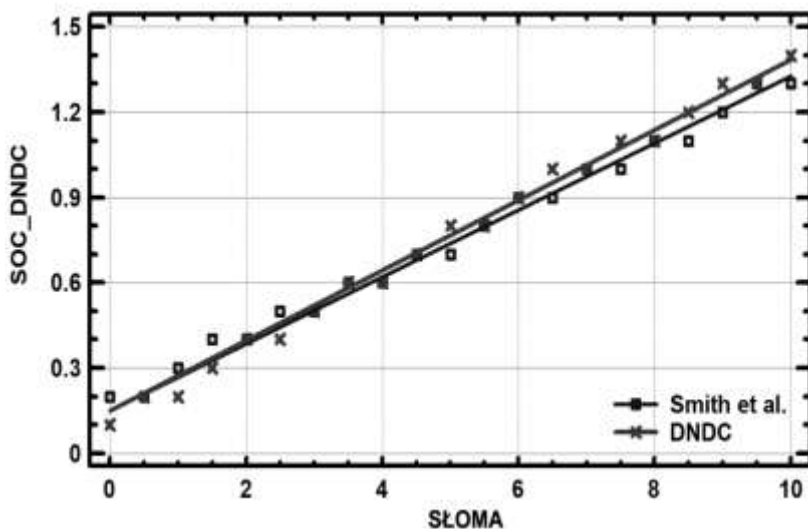
Porównanie wyników symulacji, wykonanych dla województw z zastosowaniem modelu DNDC, z danymi europejskimi wiedzie do wniosku, że sekwestracje węgla w uprawie ograniczonej są większe od średnich sekwestracji określonych empirycznie dla EU-15 oraz szacunków dla Europy. Dolne wartości sekwestracji symulowanych, wyznaczone 50% niepewnością, mieszczą się jednak w zakresach podawanych dla Europy. Symulowane sekwestracje dla siewu bezpośredniego są większe od maksymalnych sekwestracji stwierdzanych empirycznie w Europie, nawet jeśli bierze się pod uwagę zakres niepewności wyników. Symulacji tych nie można jednak falsyfikować negatywnie, ponieważ są one bliskie średniej sekwestracji empirycznej z globalnej bazy meta danych. Mieszczą się również w przedziale wartości sekwestracji ( $1,4-4,1 \text{ t C ha}^{-1}$ ) określonym dla uprawy konserwującej w Europie przez European Conservation Agriculture Federation (2002).

Symulowane wyniki sekwestracji, tak dla uprawy ograniczonej, jak również siewu bezpośredniego, są większe w stosunku do szacunków wykonanych metodą IPCC (poziom 1). W odniesieniu do uprawy ograniczonej są one bliższe szacunkom wykonanym dla województw położonych w klimacie umiarkowanym wilgotnym (duży wsad bez obornika). W przypadku siewu bezpośredniego są one ok. 2 razy większe niż wyszacowane metodą IPCC dla województw leżących w strefie klimatu umiarkowanego wilgotnego (duży wsad bez obornika).

Stwierdzone w symulacjach większe sekwestracje węgla, w stosunku do wyników empirycznych i szacunków dla Europy oraz szacunków wykonanych dla Polski według metody IPCC, wskazywałoby, że albo model DNDC przeszacowuje sekwestracje, albo też, iż sekwestracje oszacowane metodą IPCC są dla Polski niedoszacowane.

W celu rozstrzygnięcia tej kwestii porównano empirycznie określone roczne przyrosty % SOC ( $y$ ; SOC z wprowadzeniem minus SOC bez wprowadzenia słomy do gleby) w zależności od ilości wprowadzo-

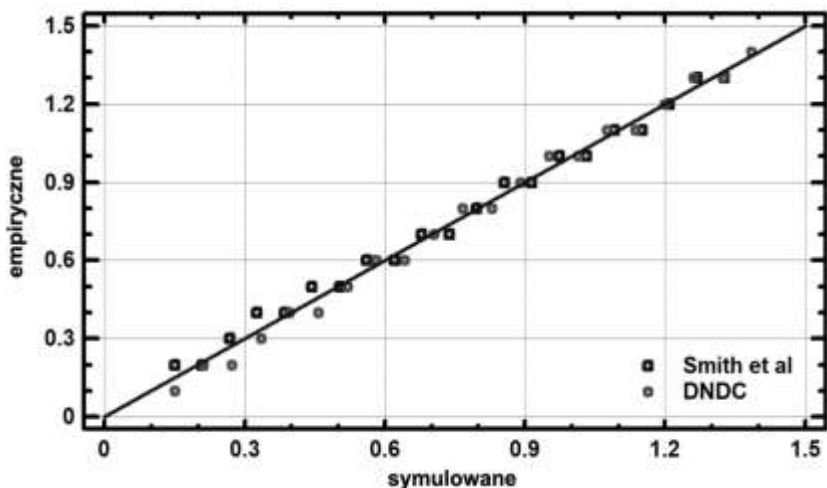
nej do gleby słomy ( $x$ ;  $t \text{ C ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$ ) dla Europy z analogicznymi wynikami symulowanymi z użyciem DNDC dla Polski. Regresja uzyskana dla Europy miała postać :  $y = 0,1115x + 0,192$  (Smith i in., 1997). Zależność dla Polski była następująca:  $y = 0,1178x + 0,1491$ . Porównanie tych krzywych regresji wykazało, że różnią się one istotnie, aczkolwiek nieznacznie, pod względem współczynnika regresji (rys. 3).



Rys. 3. Przyrosty roczne SOC (%) według DNDC oraz eksperymentalnych meta danych dla Europy w zależności od ilości wprowadzonej do gleby słomy ( $t$ ; wilg. = 15%)

Zgodność szacunków empirycznych i uzyskanych z symulacji była bardzo dobra (rys. 4).





Rys. 4. Zgodność rocznych przyrostów SOC (%) według eksperymentalnych meta danych dla Europy oraz symulacji DNDC w zależności od ilości wprowadzonej do gleby słomy (t; wilg. = 15%)

Wysoka zgodność empirycznych i symulowanych przez DNDC przyrostów SOC wskutek inkorporacji słomy do gleby wskazuje, że model DNDC poprawnie symuluje sekwestrację węgla.

Reasumując wyniki analizy porównawczej sekwestracji węgla stwierdzić można, że nie znaleziono wystarczających powodów, aby wyniki symulacji uzyskane przy zastosowaniu modelu DNDC można było falsyfikować negatywnie. Biorąc zaś pod uwagę wyniki ekspertyzy wykonanej dla KE (Gobin i in., 2011) (rys. 2), wiele wskazuje na to, że sekwestracje 0,31-0,45 t C ha<sup>-1</sup>r<sup>-1</sup> dla uprawy ograniczonej, oszacowane dla Polski z uwzględnieniem średnich plonów zbóż, są zaniżone dla gospodarstw towarowych w Polsce. W gospodarstwach tych uzyskuje się większe plony, dlatego DNDC wysymulował większe sekwestracje, które mieściły się w przedziale 0,46-0,64 t C ha<sup>-1</sup> r<sup>-1</sup> (tab. 5). Są to wartości lokujące się w wyższym przedziale (0,46-0,60 t C ha<sup>-1</sup> r<sup>-1</sup>) określonym w cytowanej ekspertyzie.

## Zróżnicowanie regionalne sekwestracji węgla organicznego

Wielkości sekwestracji węgla ( $C_{seq}$ ), zależne od ilości resztek poźniwnych i słomy wniesionych do gleby lub pozostawionych na polu, mogą rosnąć wraz ze wzrostem rocznych sum opadów ( $Op$ ) oraz zmniejszać się w miarę wzrostu wyjściowych zawartości węgla w glebie (SOC) oraz wzrostu odczynu gleb (pH).

Symulowane wielkości sekwestracji węgla modyfikowane były wyłącznie przez opad. W systemach uprawy ograniczonej i siewu bezpośredniego sekwestracje węgla rosły wraz ze wzrostem opadu (tab. 6).

Tabela 6. Zależności między sekwestracjami węgla ( $C_{seq}$ , t C ha<sup>-1</sup>r<sup>-1</sup>) a rocznymi sumami opadów ( $Op$ , mm)

System uprawy	Zmienna	Regresja	R <sup>2</sup> (%)
Ograniczona	Op↑	$C_{seq} = 0,000928 Op$	99,5
Siew bezpośredni	Op↑	$C_{seq} = 0,003950 Op$	99,5

Regionalne zróżnicowanie symulowanych sekwestracji węgla w zależności od opadu, jako głównej zmiennej modyfikującej (tab. 6), scharakteryzowano wynikami analizy skupień. Analiza ta umożliwiła wydzielenie grup (skupień) województw o tych samych, z matematycznego punktu widzenia, wartościach sekwestracji węgla (rys. 5, 6).

W uprawie ograniczonej wydzielone zostały trzy grupy województw jednorodnych pod względem sekwestracji (rys. 5).



Rys. 5. Grupy województw jednorodnych pod względem sekwestracji węgla organicznego według symulacji DNDC dla uprawy ograniczonej

W grupach tych wspólne wartości (centroidy) sekwestracji ( $C_{seq}$ ,  $t\ C\ ha^{-1}\ r^{-1}$ ) oraz sum opadów ( $Op$ , mm), przyjmowały wartości odpowiednio: 0,55 i 582; 0,49 i 536 oraz 0,62 i 671. Maksymalne zróżnicowanie sekwestracji wynosiło więc 0,13  $t\ C\ ha^{-1}\ r^{-1}$ . Tego samego rzędu zróżnicowanie (0,14  $t\ C\ ha^{-1}\ r^{-1}$ ) stwierdzono dla województw

w ekspertyzie wykonanej na zlecenie KE (rys. 2) (Gobin i in., 2011). Jest to zróżnicowanie znacznie mniejsze od tego ( $0,39-0,70 \text{ t C ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$ ), które wynikałoby z szacunków wykonanych wg metodyki zalecanej w Dyrektywie dla strefy klimatu umiarkowanego suchego i wilgotnego (tab. 2). W dodatku do każdej z trzech grup województw wchodziły zarówno województwa zaliczone do strefy klimatu suchego, jak również wilgotnego (tab. 3 i 4).

Przeprowadzone analizy sugerują, że zalecana przez Dyrektywę metodyka (IPCC poziom 1) przeszacowuje wpływ klimatu na sekwestrację węgla w województwach. W przypadku uprawy ograniczonej symulowane sekwestracje w województwach leżą blisko środka przedziału sekwestracji szacowanych wg metodyki IPCC dla klimatu umiarkowanego suchego i wilgotnego oraz wkładu dużego bez obornika ( $0,57 \text{ t C ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$ ; tab. 2). Są w dodatku podobnie mało zróżnicowane, jak wynikałoby to z ekspertyzy wykonanej na zlecenie KE (Gobin i in., 2011).

W uprawie z zastosowaniem siewu bezpośredniego jednorodnie sekwestracje węgla stwierdzono w trzech grupach województw (rys. 6).



Rys. 6. Grupy województw jednorodnych pod względem sekwestracji węgla organicznego według symulacji DNDC dla siewu bezpośredniego

W grupach tych wspólne wartości sekwestracji (Cseq) oraz opadu (Op) przyjmowały wartości odpowiednio: 2,13 i 552; 2,50 i 606 oraz 2,70 i 729. Maksymalne zróżnicowanie sekwestracji wynosiło więc 0,57 t C ha<sup>-1</sup> r<sup>-1</sup>. Jest to zróżnicowanie mieszczące się w przedziale (0,44-0,78 t C ha<sup>-1</sup> r<sup>-1</sup>), który wynikałby z szacunków wykonanych wg metodyki zalecanej w Dyrektywie dla strefy klimatu umiarkowanego suchego i wilgotnego (tab. 2). Jednakże do każdej wydzielonej grupy województw wchodziły zarówno województwa zaliczone do strefy klimatu suchego, jak również wilgotnego (tab. 3 i 4).

Reasumując uzyskane wyniki można stwierdzić, że sekwestracja węgla w systemie siewu bezpośredniego jest w większym stopniu zależna od wielkości opadu niż w uprawie ograniczonej. Jednakże w obydwu przypadkach klasyfikacja klimatu umiarkowanego na suchy i wilgotny nie znajduje odzwierciedlenia w sekwestracji węgla.

## **Globalny potencjał ocieplenia klimatu (GWP)**

W badanych systemach uprawy roli oszacowanie GWP, dla uprawy pełnej (Up\_1) oraz upraw z poprawioną agrotechniką: uprawa pełna z przyoraniem całej ilości słomy (Up\_2), uprawa ograniczona (Up\_3) i siew bezpośredni (Up\_4) z pozostawieniem na polu całej ilości słomy, miało charakter pomocniczy. Obowiązująca według Dyrektywy metodyka (IPCC poziom 1), analiz takich nie wymaga. Istotnym jednak wydawało się stwierdzenie na ile przyjazne dla klimatu są badane uprawy przed i po poprawie agrotechniki zwiększającej sekwestrację węgla.

Wielkości zmiennych wpływających na GWP oraz GWP dla uprawy pełnej i GWP netto dla upraw z poprawą agrotechniki przedstawiono w tabelach 7-10.

Tabela 7. Zmienne wpływające na GWP oraz wartości GWP w przekroju województw dla uprawy pełnej ze zbiorem słomy

Województwo	Cseq	N <sub>2</sub> O	NH <sub>3</sub>	Nwym	CH <sub>4</sub>	GWP
	kg CO <sub>2</sub> eq ha <sup>-1</sup> r <sup>-1</sup>					
Dolnośląskie	-402	272	7	51	-23	-95
Kujawsko-pomorskie	-666	231	19	52	-18	-382
Lubelskie	-715	96	11	45	-14	-578
Lubuskie	-9	669	5	64	-29	701
Łódzkie	-740	163	6	44	-18	-546
Małopolskie	-698	89	11	39	-16	-575
Mazowieckie	-698	115	8	35	-15	-555
Opolskie	-527	178	11	38	-19	-319
Podkarpackie	-497	94	11	48	-18	-362
Podlaskie	-945	91	7	43	-14	-819
Pomorskie	-477	174	11	40	-19	-271
Śląskie	-410	134	11	49	-21	-237
Świętokrzyskie	-736	156	11	41	-14	-541
Warmińsko-mazurskie	-604	126	10	45	-17	-440
Wielkopolskie	-519	227	15	33	-20	-265
Zachodniopomorskie	-438	263	15	43	-23	-139

Tabela 8. Zmienne wpływające na GWP oraz wartości GWP w przekroju województw dla uprawy pełnej z przyorywaniem słomy

Województwo	Cseq	N <sub>2</sub> O	NH <sub>3</sub>	Nwym	CH <sub>4</sub>	GWP
	kg CO <sub>2</sub> eq ha <sup>-1</sup> r <sup>-1</sup>					
Dolnośląskie	-2502	401	7	56	-25	-2063
Kujawsko-pomorskie	-2659	338	23	61	-20	-2257
Lubelskie	-2793	144	11	49	-12	-2601
Lubuskie	-2049	748	5	75	-29	-1250
Łódzkie	-2890	245	7	50	-21	-2609
Małopolskie	-3033	142	11	43	-19	-2856
Mazowieckie	-2721	191	9	44	-18	-2496
Opolskie	-2764	227	12	45	-21	-2502
Podkarpackie	-2728	146	11	51	-21	-2540
Podlaskie	-3105	158	7	50	-17	-2907
Pomorskie	-2737	206	11	49	-10	-2480
Śląskie	-2712	216	11	53	-23	-2455
Świętokrzyskie	-2917	196	14	53	-22	-2676
Warmińsko-mazurskie	-2760	193	11	52	-20	-2524
Wielkopolskie	-2477	330	29	40	-22	-2100
Zachodniopomorskie	-2556	382	15	54	-25	-2130



Tabela 9. Zmienne wpływające na GWP oraz wartości GWP w przekroju województw dla uprawy ograniczonej z pozostawianiem resztek poźniwnych

Województwo	Cseq	N <sub>2</sub> O	NH <sub>3</sub>	Nwym	CH <sub>4</sub>	GWP
	kg CO <sub>2</sub> eq ha <sup>-1</sup> r <sup>-1</sup>					
Dolnośląskie	-2462	412	6	58	-25	-2012
Kujawsko-pomorskie	-2719	345	22	59	-15	-2306
Lubelskie	-2805	139	10	46	-16	-2625
Lubuskie	-1816	889	5	82	-30	-870
Łódzkie	-2901	251	7	53	-14	-2605
Małopolskie	-3081	141	11	42	-18	-2906
Mazowieckie	-2811	181	9	42	-18	-2597
Opolskie	-2780	232	11	45	-21	-2513
Podkarpackie	-2762	138	11	50	-21	-2584
Podlaskie	-3160	162	7	50	-17	-2958
Pomorskie	-2739	198	9	44	-18	-2507
Śląskie	-2765	204	11	52	-21	-2520
Świętokrzyskie	-2934	191	11	42	-17	-2707
Warmińsko-mazurskie	-2780	182	10	52	-20	-2555
Wielkopolskie	-2438	323	30	40	-10	-2055
Zachodniopomorskie	-2568	384	15	55	-23	-2137

Tabela 10. Zmienne wpływające na GWP oraz wartości GWP w przekroju województw dla siewu bezpośredniego z pozostawianiem resztek poźniwnych

Województwo	Cseq	N <sub>2</sub> O	NH <sub>3</sub>	Nwym	CH <sub>4</sub>	GWP
	kg CO <sub>2</sub> eq ha <sup>-1</sup> r <sup>-1</sup>					
Dolnośląskie	-8609	270	7	46	-29	-8316
Kujawsko-pomorskie	-8102	278	17	45	-25	-7788
Lubelskie	-9640	136	10	42	-23	-9475
Lubuskie	-6968	493	4	43	-34	-6462
Łódzkie	-9051	205	6	40	-26	-8826
Małopolskie	-10401	132	11	36	-24	-10247
Mazowieckie	-9418	164	8	35	-24	-9235
Opolskie	-9241	201	11	36	-26	-9020
Podkarpackie	-10319	133	12	41	-26	-10159
Podlaskie	-10185	131	7	41	-23	-10029
Pomorskie	-9874	162	11	36	-25	-9690
Śląskie	-9919	187	11	41	-28	-9707
Świętokrzyskie	-9419	177	10	37	-22	-9218
Warmińsko-mazurskie	-10341	150	10	41	-25	-10166
Wielkopolskie	-8049	225	22	30	-27	-7800
Zachodniopomorskie	-8653	241	12	37	-30	-8392

Jak można stwierdzić uprawa pełna nie przyczyniała się do wzmocnienia zmian klimatu (ujemne GWP), z wyjątkiem województwa lubuskiego (tab. 7). Wartości GWP netto dla uprawy ograniczonej i siewu bezpośredniego były ujemne dla wszystkich województw. Porównanie pod tym względem uprawy pełnej z przyorywaniem słomy i uprawy ograniczonej z pozostawianiem resztek poźniwnych na polu pokazuje znikomą przewagę uprawy ograniczonej (mediany odpowiednio: 2499 i 2538). Największe sekwestracje zapewniał siew bezpośredni z pozostawianiem słomy na polu.

## Literatura

(<http://eur-ex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:151:0019:0041:PL:PDF>)

(<http://eusoiils.jrc.ec.europa.eu/projects/RenewableEnergy/>).

Decyzja Komisji z dnia 10 czerwca 2010 r. w sprawie wytycznych dotyczących obliczania zasobów węgla w ziemi do celów załącznika V do dyrektywy 2009/28/WE (*notyfikowana jako dokument nr C(2010) 3751*) (2010/335/UE), Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, 17.6.2010, L151/19 PL

Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej. L140/16, 5.6.2009, (<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:pl:PDF>)

ECAF (European Conservation Agriculture Federation). Observations on the Communication from the European Commission: Towards a Thematic Strategy for Soil Protection (COM (2002) 179 final) [www.ecraf.org](http://www.ecraf.org)

Faber A. (2001). Emisja gazów cieplarnianych oraz retencjonowanie węgla przez rolnictwo. *Farg. Agron.*, 4(72).

Faber A., Jarosz Z., Nieróbca A., Smagacz J. (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, 165.

Faber A., Łopatka A., Kaczyński R., Pudełko R., Kozyra J., Borzęcka – Walker M., Syp A. (2012). Assessment of existing soil organic carbon stocks and changes at a national and regional level in Polans. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, 10 (3&4): 1210-1213.

Freibauer A., Rounsevell M. D. A., Smith P., Verhagen J. (2004). Carbon sequestration in agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122: 1-23.

Gobin, A., Campling, P., Janssen, L., Desmet, N., van Delden, H., Hurkens, J., Lavelle, P., Berman, S. (2011). Soil organic matter management across the EU – best practices, constraints and trade-offs, Final Report for the European Commission's DG Environment, September 2011: 65.

Hiederer R., Ramos F., Capitani C., Koeble R., Blujdea V., Gomez O., Mulligan D., Marelli L. (2010). Biofuels: a New Methodology to Estimate GHG Emissions from Global Land Use Change. A methodology involving spatial allocation of agricultural land demand and estimations CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions. JRC EC, EUR 24483 EN, ISBN 978-92-79-16389-0.

JRC. (2010). Thematic Data Layers for Commission Decision of 10 June 2010 on Guidelines for the Calculation of Land Carbon Stocks for the Purpose of Annex V to Directive 2009/28/EC. Climatic Zone

Leipl A., Marchi G., Koeble R., Kempen M., Britz W., Lii C. (2007). Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen losses from cropland soil in Europe. *Biogeoscience Discuss.*, 4: 2215-2278.

Leipl A., Marchi G., Koeble R., Kempen M., Britz W., Lii C. (2008.) Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic

model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe. *Biogeoscience*, 5: 73-94.

Luo Z., Wang E., Sun O. J. (2010). Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139: 224-231.

Smith P. (2004). Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *Europ. J. Agronomy*, 20: 229-236.

Smith P., Powlson D. S., Glendining M. J., Smith J. U. (1997). Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology* 3: 67-79.

Soane B. D., Ball B. C., Arvidsson J., Basch G., Moreno F. J., Estrade R. (2012). No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil & Tillage Research* 118: 66-87.

# ESTIMATION OF CHANGES IN CARBON SEQUESTRATION IN SOILS DEPENDING ON THE CROPPING SYSTEM

## S u m m a r y

Agriculture not only produces considerable amounts of GHG, but also contributes to carbon sequestration in soil in a stable organic form. The appropriate method for assessing carbon sequestration is the IPCC Tier 1 method recommended by Directive 2009/28/EC. As an alternative to the above measure may be used more accurate Tier 3 methods – models. In order to reduce GHG emissions from agriculture, various practices increasing organic carbon sequestration in soil may be used. The most popular include reduced tillage or zero tillage (direct seeding) cultivation systems and increased incorporation of crop residues into soil. Introduction of reduced tillage or direct seeding results in an increased carbon sequestration, varying depending on the climatic conditions and the amount of residues left on the field.

Changes in carbon sequestration across voivodship were simulated using the DNDC model. A comparative analysis of the simulations was performed in relation to the metadata from field trials conducted on a global and European scale and in relation to the estimated sequestration performed for voivodships according to the recommended methodology (IPCC Tier 1). Comparison of the simulation results obtained for each voivodship using the DNDC model with the European data led to the conclusion that carbon sequestration in reduced tillage was higher than both the average sequestration determined empirically for EU-15 and the estimates for Europe. The bottom values of simulated sequestration (determined with 50% uncertainty) lie within the range of values determined for Europe. However, they are similar to the average empirical sequestration from the global metadata repository.

The simulated sequestration results, both for the reduced tillage and direct seeding, are higher in comparison to the estimates obtained using the IPCC method (Tier 1). In relation to the reduced tillage, they are similar to the estimates performed for voivodships located in humid temperate climate (large of crop residues without manure). When it comes to direct seeding, they are twice as high as values estimated using

the IPCC method for voivodships located in humid temperate climate (large of crop residues without manure).

Carbon sequestration values, depending on the amount of crop residues and straw incorporated into soil or left on the field, can increase together with the growing annual precipitation and decrease together with the increase of soil pH. The simulations of carbon sequestration were modified by precipitation only. The analysis of the regional disparities in carbon sequestration depending on the precipitation values enabled to distinguish uniform groups of voivodships regarding carbon sequestration for each cultivation system.

***Key words:*** carbon sequestration, soil, cropping system.

## **Kompleksowe oddziaływanie nawozów naturalnych na środowisko glebowe i wodne**

**Wojciech Krawczyk, Jacek Walczak, Paweł Paraponiak**

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

### **Zagospodarowanie nawozów naturalnych w kontekście ochrony środowiska**

Od szeregu lat produkcja zwierzęca stanowi przedmiot analiz prowadzonych pod kątem uciążliwości dla środowiska. Pod tym ostatnim terminem rozumie się środowisko naturalne w postaci ekosystemów glebowych i wodnych czy atmosfery. Dziś wiadomo już, że azot i fosfor, dwa biogenne pierwiastki wchodzące w skład odchodów zwierząt i obornika, pochodzących z towarowej produkcji zwierzęcej, stosowane jako nawóz naturalny stanowią poważne zagrożenie środowiska glebowego, powodują eutrofizację ekosystemów, wymieranie jednych oraz zbyt ni wzrost innych gatunków flory i fauny. Procesy te bezpośrednio zagrażają człowiekowi, wpływając także na jakość plonów, a co za tym idzie pożywienia. Zagadnienie to nabiera obecnie dodatkowego znaczenia wobec adaptacji rolnictwa do zmian klimatu. Związki biogenne stosowane doglebowo jako nawozy czy szkodliwe domieszki gazowe emitowane do atmosfery z fermowego utrzymania zwierząt, mogą niekorzystnie oddziaływać lokalnie oraz globalnie na powstawanie kwaśnych deszczy i zanik strefy ozonowej, eutrofizację wód oraz ich jakość higieniczną.



Innym problemem jest rolnicze zagospodarowanie odchodów zwierząt. Obecnie tematyka ta wraca pod postacią obostrzeń środowiskowych, jakie stawia się fermom. Szczegółowe wymagania do płyt i zbiorników, próby pozyskania metanu czy wprowadzanie kompostowania, są dobrymi przykładami ważkości tego aspektu produkcji zwierzęcej. Nawozowe wykorzystanie odchodów na gruntach zielonych i ornym stanowi ważną składową poruszaną tematyki. Nawozowe wykorzystanie obornika pochodzącego od utrzymywanych gatunków zwierząt odgrywa bardzo ważną rolę w zachowaniu równowagi obiegu pierwiastków w układzie ferma – środowisko. Sposób postępowania z obornikiem i odchodami zwierząt może przyczynić się do niekorzystnego oddziaływania na środowisko, ograniczając jednocześnie ich plonotwórcze możliwości nawozowe.

Uwzględniając nawozowe wykorzystanie obornika i odchodów oraz ochronę środowiska najważniejszą rolę odgrywają trzy pierwiastki wchodzące w jego skład: azot, fosfor i potas. Pierwszorzędne znaczenie wśród nich ma azot, bowiem niewłaściwe przechowywanie obornika wiąże się z dużymi stratami tego pierwiastka sięgającymi nawet 95%. Już po samej defekacji zaczyna działać enzym ureaza rozkładający mocznik do amoniaku uwalniającego się z budynku. W przechowywanym oborniku dochodzi do licznych przemian połączeń azotu w szeregu procesów tak amonifikacji, jak i nityfikacji czy denityfikacji. Kierunek tych przemian zależy od wielu czynników fizycznych i chemicznych, a realizowany jest przez mikroflorę obecną w odchodach zwierząt, decydując o nawozowej jakości obornika. Nie bez znaczenia są więc sposób i warunki jego przechowywania. Niewłaściwe przechowywanie obornika przy jego późniejszym wykorzystaniu nawozowym prowadzi do nadmiernych strat azotu i fosforu w glebie, a co za tym idzie do przenawożenia, eutrofizacji, a następnie jej skażenia. Dodatkowym czynnikiem degradującym środowisko jest emisja gazów, m.in.: amoniaku, metanu czy dwutlenku węgla, która towarzyszy przechowywaniu obornika.

Dyrektywa azotanowa 91/676/EWG określa, że ilość zastosowanego w gospodarstwie w ciągu roku azotu przypadającego na 1 hektar obszaru wykorzystywanego do celów rolnych nie może przekroczyć 170 kg. Instalacje służące do przechowywania nawozu pochodzenia zwierzęcego muszą mieć pojemność wykluczającą skażenie wody przez bezpośrednie przedostanie się nawozu lub przelanie i infiltrację do gleby. Ich objętość musi być większa, niż ta wymagana na najdłuższy okres w ro-

ku, w którym stosowanie nawozu w celu nawożenia ziemi jest zabronione prawem. Oznacza to, że gospodarstwa utrzymujące zwierzęta w systemie płytkiej podściółki lub systemie rusztowym z samospływem gnojowicy muszą posiadać płyty obornikowe i zbiorniki na gnojowicę.

W nawozach naturalnych obok wysokości stężenia związków biogennych pierwszorzędne znaczenie ma także ich forma chemiczna i wynikająca stąd dostępność pierwiastków odżywczych dla roślin uprawnych. Mogąc wykorzystywać jedynie nawozy naturalne powinniśmy świadomie prowadzić proces ich dojrzewania komponując tak skład jak i warunki fizyczne i chemiczne, aby uzyskać szybko lub wolno działający nawóz. Wysoka temperatura powietrza wpływa korzystnie na wystąpienie fazy termofilnej gwarantującej uzyskanie wysokiej wartości nawozowej. Utrzymanie stosunku C:N w przedziale 30-20:1 na etapie formowania obornika poprzez odpowiednią wielkość ściółkowania pozwala przy tym na uzyskanie dużej zawartości szybko przyswajalnych mineralnych form azotu. Szybkie przeprowadzenie fazy termofilnej przy jednoczesnym stosunku C:N w zakresie 40-50:1 skutkuje powstaniem wolnodziałających organicznych połączeń pierwiastków biogennych. Potwierdziły to doświadczenia, które wykazały, że dla prawidłowego kompostowania odchodów i przechowywania obornika, stosunek C:N powinien wynosić 25-30 (Goyal i in., 2005; Rose, 2004; Sasaki i in., 2003; Bicudo i in., 2002; McCrory, 2001; McCulloch i in., 1998). Niekorzystny stosunek C:N w odchodach i oborniku wpływa na zbyt szybką jego mineralizację i słabą retencję azotu w kompleksie sorpcyjnym gleby. Również związki gazowe i odory powstające w trakcie przechowywania odchodów mają niekorzystny wpływ na środowisko naturalne (Bicudo i in., 2002). Niewątpliwie najbardziej uciążliwą dla otoczenia cechą nawozów naturalnych są uwalniane w trakcie ich mikrobiologicznego przetwarzania szkodliwe domieszki gazowe, a wśród nich amoniak. Amoniak występując w atmosferze wchodzi również w reakcje z innymi związkami azotu i aerozolami (Singh i in., 2001). Emisje gazowe uwalniane z utrzymania zwierząt i przechowywania obornika i odchodów, doprowadzają nie tylko do zanieczyszczenia środowiska naturalnego, biorąc udział w szeregu niekorzystnych zjawisk zachodzących w biosferze, ale również wpływają na powstawanie interakcji mających niepożądaną wpływ na fizjologię, behawior i zdrowotność zwierząt (Kristensen i in., 2000). Gazy te nie tylko obniżają produktywność i zdrowotność, ale także dobrostan zwierząt.

Właściwe przechowywanie obornika jest jednym z podstawowych warunków, które muszą być spełnione w gospodarstwie. Jest to podyktowane nie tylko względami ekonomicznymi związanymi bezpośrednio z produktywnością, ale także uregulowane obowiązującymi normami prawnymi. Tym samym każde gospodarstwo zobowiązane jest właściwie zaplanować i realizować procedury odnoszące się do przechowywania obornika czy odchodów zwierząt.

Wziąwszy pod uwagę powyższy opis poruszanej problematyki, jako naczelny cel podejmowanych badań, uznać należy określenie efektywnego potencjału biogenego z nawozowej utylizacji odchodów na terenach użytków zielonych i gruntów ornych a także określenie redukcji zagrożeń eutrofizacji z nawozowej utylizacji odchodów na terenach użytków zielonych i gruntów ornych w ciekach powierzchniowych.

## **Obornik i gnojowica na gruntach ornych i użytkach zielonych wybranych gospodarstw północno-zachodniej i południowo-wschodniej Polski**

Materiał doświadczalny stanowił obornik pochodzący od bydła rasy Simental oraz rasy PHF, aplikowany na grunty orne w ilości 35 t/ha<sup>-1</sup> oraz gnojowica w ilości około 25 m<sup>3</sup>/ha<sup>-1</sup> aplikowana na łąki. W skład obornika obok odchodów wchodziła słoma pszenna nie cięta, użytkowana jako ściółka w pomieszczeniach inwentarskich. Zwierzęta żywione były zgodnie ze standardami wynikającymi z aktualnych norm żywienia IZ INRA.

Doświadczenie polowe prowadzone było na gruntach ornych i użytkach zielonych należących do 2 gospodarstw, zlokalizowanych w Polsce południowo-wschodniej (określane dalej jako GPW) i północno-zachodniej (określane dalej jako GPZ). W obydwu gospodarstwach doświadczenia przeprowadzono na: pastwisku, łące kośnej oraz gruncie ornym. Objęło ono łącznie 60 ha łąk, 60 ha pastwisk i 60 ha gruntów ornych. Gleby, na których przeprowadzono doświadczenie to gleby brunatne (GPW) i mady czarnoziemne (GPZ), w obu gospodarstwach należące do IVa klasy, poniższa klasyfikacja gleb w regionach doświadczalnych oparta została na monitoringu gleb ornych przeprowadzonego przez IUNG (Siebielec, 2012).

Na pastwiskach prowadzono wypas bydła o obsadzie odpowia-

dającej wymogom rolnictwa konwencjonalnego, tj. 1,75 DJP/ha<sup>-1</sup>. Stosowano system wypasu kwaterowego. Materiał roślinny do analiz pobierano 3 razy w ciągu sezonu wegetacji, w czerwcu, lipcu oraz na początku września. Rośliny wycinano z powierzchni 1 m<sup>2</sup> w czterech powtórzeniach. Następnie zostały one wysuszone i przekazane do analiz chemicznych.

Na łąkach zbierano dwa pokosy siana, pierwszy na przełomie II i III dekady czerwca, drugi w III dekadzie sierpnia. Na obiekcie doświadczalnym losowo wybrano cztery miejsca o powierzchni 1 m<sup>2</sup>, z których pobrano materiał roślinny do przeprowadzenia analiz.

Na gruncie ornym uprawiano kukurydzę, wysiewaną w pierwszej dekadzie maja w ilości 30-40 kg·ha<sup>-1</sup>, w rzędach co 60-80 cm. Agrotechnika uprawy była prowadzona zgodnie z zaleceniami dla uprawy kukurydzy. Podczas zbioru ziarna został losowo pobrany materiał do przeprowadzenia analiz.

W obydwu gospodarstwach stosowano łącznie nawożenie organiczne i mineralne. Dawka azotu w przeliczeniu na czysty składnik N wahała się w zależności od formy nawozów, co ilustruje tabela 3. Dodatkowo stosowano uzupełniające mineralne nawożenie fosforowe i potasowe. Ilości tych nawozów stanowiła dopełnienie do ilości składników pokarmowych zawartych w nawozach organicznych.

Doświadczenie wykonano w dwóch zadaniach po 4 powtórzenia każde.

Zadanie 1 – określenie efektywnego potencjału biogenego z nawozowej utylizacji odchodów na terenach użytków zielonych.

- w ramach tego zadania określano zawartość N, P, K po nawozowym zastosowaniu gnojowicy bydłowej, emisję NH<sub>3</sub> z nawożonej gleby oraz przeprowadzono analizę chemiczną materiału roślinnego.

Zadanie 2 – określenie efektywnego potencjału biogenego z nawozowej utylizacji odchodów na terenach gruntów orných.

- w ramach zadania drugiego określono zawartość N, P, K po nawozowym zastosowaniu obornika bydłowego, emisję NH<sub>3</sub> w z nawożonej gleby oraz przeprowadzono analizę chemiczną materiału roślinnego.

W czasie trwania poszczególnych powtórzeń, zbierano następujące dane pomiarowe:

- analiza składu obornika (sucha masa, azot organiczny, całkowity, amonowy, azotanowy, P, K)
- analiza składu gnojowicy (sucha masa, azot organiczny, całkowity, amonowy, azotanowy, P, K)
- analiza gleby, próbki gleby we wszystkich obiektach pobierano na początku i pod koniec okresu wegetacji z 30-45 cm głębokości z 3 punktów usytuowanych po przekątnej działki. Oznaczono w nich pH gleby oraz zawartość przyswajalnych form azotu, fosforu, potasu.
- analiza przesączu glebowego. Na każdym z obiektów w celu określenia strat składników pokarmowych oraz ustaleniu składu wody przesiąkowej założono po 3 lizymetry, po przekątnej działek. Z lizymetrów tych w okresie wegetacji raz w miesiącu pobierano przesącz, w którym określono pH oraz ilości jonów: azotanowych  $\text{NO}_3^-$ , ortofosforanowych  $\text{PO}_4^{3-}$ , amonowych  $\text{NH}_4^+$  oraz K.
- dane klimatyczne: temperatura, opad,
- emisja związków azotu dotycząca obornika bydłowego i gnojowicy, po aplikacji na grunty z wykorzystaniem mikrotuneli przepływowych, w tym:
  - temperatura powietrza w mikrotunelach klimatycznych - w sposób ciągły,
  - wilgotność względna w mikrotunelach klimatycznych - w sposób ciągły,
  - prężność pary wodnej (obliczona z dostępnych danych),
  - prędkość ruchu powietrza w mikrotunelach klimatycznych - jednocześnie z pomiarem gazów,
  - objętość przepływającego powietrza - wyliczona z danych, mierzone sposób ciągły (24 h). Pomiar stężeń przeprowadzono sondami elektrochemicznymi, będącymi elementami pomiarowymi elektronicznego miernika gazów Multiwarn II firmy Dräger. Pomiarów wybranych wskaźników klimatu zrealizowano przy pomocy elektronicznego miernika firmy Testosterm, Testo 9610, w trakcie pomiarów emisji gazów. Dopływ i usuwanie powietrza odbywało się poprzez komputerowo sterowany, podciśnieniowo-nadciśnieniowy system wentylacji. Przez tunel przepuszczano ustaloną objętość powietrza, wtlaczanego mechanicznie przez wlot wentylacyjny i usuwanego także mechanicznie przez wylot. Monitoringowi poddano zarówno skład powietrza wlotowego jak i wylotowego. Przepływ regulowany był elektronicznym sterownikiem.
- analiza składu chemicznego roślin, w tym zawartość NPK oraz form azotu. Azot ogólny oznaczono metodą Kiejdahla, natomiast zawartość

fosforu w roślinach, kolorymetrycznie metodą wanadowo-molibdenową, potasu, metodą fotometrii płomieniowej. Formy azotu określano przy pomocy miareczkowania alkacymetrycznego. W celu określenia ilości pozostawionych składników pokarmowych w resztkach poźniowych na każdym z badanych obiektów z powierzchni 1 m<sup>2</sup> pobrano masę korzeniową.

Zebrane dane opracowano statystycznie przy pomocy programu komputerowego Statgraph, wykorzystując metodę analizy wariancji (test Duncana).

## Wyniki i ich omówienie

Tabela 1 przedstawia warunki mikroklimatyczne panujące podczas realizacji doświadczenia w okresie wiosennym i jesiennym.

Tabela 1. Wybrane wskaźniki klimatyczne panujące w rejonie GPZ i GPW podczas realizacji doświadczenia

Wyszczególnienie	GPZ	GPW
Średnie wielkości opadów (mm)		
- wiosna	55	90
- jesień	111	72
Średnie temperatury miesięczne (°C)		
- wiosna	12,8	12,6
- jesień	9,1	7,5

W tabeli 2 przedstawiono analizę chemiczną gnojowicy i obornika pochodzącego od zwierząt utrzymywanych w gospodarstwach GPZ i GPW. Gnojowica pochodząca od bydła rasy Simental utrzymwanego w GPW, odznaczała się wyższą procentową zawartością NPK oraz C organicznego w stosunku do gnojowicy pochodzącej od bydła PHF, utrzymwanego w GPZ. Odwrotna zależność dotyczyła składu obornika.

Więcej NPK oznaczono w oborniku bydła rasy PHF w GPZ, mniej w oborniku pochodzącym od rasy Simental w GPW. Wyjątkiem był C organiczny, jego większa koncentracja została oznaczona w oborniku od bydła simentalskiego, nieznacznie mniej było tego pierwiastka w oborniku należącym do rasy PHF.

Tabela 2. Analiza gnojowicy i obornika bydlęcego (% s.m.)

Wyszczególnienie	GPZ		GPW	
	Gnojowica	Obornik	Gnojowica	Obornik
N ogólny	0,32	0,45	0,39	0,40
N-NH <sub>4</sub>	0,10	0,35	0,19	0,29
N-NO <sub>3</sub>	0,22	0,10	0,20	0,11
P ogólny	0,03	0,12	0,05	0,11
K ogólny	0,09	0,17	0,11	0,14
C organiczny	3,78	16,01	3,86	16,13
Sucha masa	9,50	21,40	10,40	22,10

W tabeli 3 przedstawiono średnie zapotrzebowanie pokarmowe roślin uprawnych i ich pokrycie w dawkach nawozowych. Z danych zebranych w tabeli wynika, że na gruntach ornych i użytkach zielonych GPZ i GPW, zapotrzebowanie pokarmowe roślin nie zostało pokryte w stosunku do zastosowanego nawożenia. Stwierdzono statystycznie istotnie wyższą stratę azotu na skutek emisji w formie NH<sub>3</sub> dla gruntu ornego i łąki GPZ, w stosunku do tych samych użytków ornych i zielonych zlokalizowanych na terenie GPW.

Tabela 3. Średnie zapotrzebowanie pokarmowe roślin uprawnych i ich pokrycie w dawkach nawozowych (kg/ha<sup>-1</sup>)

Wyszczególnienie	GPZ						GPW					
	Kukurydza		Pastwisko		Łąka		Kukurydza		Pastwisko		Łąka	
	Zapotrzebowanie	Pokrycie	Zapotrzebowanie	Pokrycie	Zapotrzebowanie	Pokrycie	Zapotrzebowanie	Pokrycie	Zapotrzebowanie	Pokrycie	Zapotrzebowanie	Pokrycie
N	190	158	180	166,7	180	80	190	140,9	180	138,7	180	97,5
ΔN*	NO*	12,9a	NO	29,9a	NO	12,75A	NO	11,7b	NO	28,9b	NO	9,8B
P	70	40	68	6,9	68	6,7	70	40	68	5,8	68	13,2
K	225	60	240	16,1	240	21,9	225	50	240	12,50	240	28,1

Objaśnienia do tabeli:

\* ΔN – strata azotu na skutek emisji N-NH<sub>3</sub>

\* NO – nie oznaczono

a,b i A,B – wartości w wierszach oznaczone różnymi literami różnią się istotnie przy P<0,05 i P<0,01

W tabeli 4 zgromadzono wyniki przedstawiające zawartość NPK w plonie roślin uprawianych i rosnących na gruntach ornych i użytkach zielonych omawianych gospodarstw.



Tabela 4. Pobranie składników pokarmowych z plonem roślin  
(kg ha<sup>-1</sup> sm)

Wyszczególnienie	Kukurydza		Trawy łąkowe		Trawy pastwiskowe	
	GPZ	GPW	GPZ	GPW	GPZ	GPW
N ogólny	90,75a	91,81a	72,80a	70,77b	79,34a	76,23b
P ogólny	26,25a	25,25a	25,55a	20,00b	21,14A	16,50B
K	42,25A	49,10B	35,50a	30,00b	28,50A	20,45B

Objaśnienia do tabeli:

a,b i A,B – wartości w wierszach oznaczone różnymi literami różnią się istotnie przy  $P < 0,05$  i  $P < 0,01$

Zawartość K oznaczonego w kukurydzy GPW różni się wysoko istotnie statystycznie od koncentracji tego pierwiastka w kukurydzy GPZ. Wysoko istotna statystycznie różnica zawartości K i P została oznaczona między plonem traw pastwiskowych GPZ i GPW. Znacznie wyższą koncentrację K i P oznaczono w roślinach pastwiska GPZ, w stosunku do zawartości tych pierwiastków w trawach pastwiskowych GPW. Istotnie wyższa statystycznie zawartość N została oznaczona w trawach pastwiskowych GPZ. W trawach na łąkach GPZ koncentracja NPK jest istotnie wyższa niż w trawach łąkowych na terenie GPW.

Tabele 5, 6 i 7 przedstawiają średnią zawartość NPK w glebie i przesączu glebowym gruntów ornych, łąk oraz pastwisk GPZ i GPW w okresie wiosennym.

Tabela 5. Średnia zawartość NPK w glebie (%) i przesączu glebowym (mg/l) na badanych gruntach ornych w okresie wiosennym

Wyszczególnienie	Grunty orne (kukurydza)			
	GPZ		GPW	
	Gleba (%)	Przesącz glebowy (mg/l)	Gleba (%)	Przesącz glebowy (mg/l)
N całkowity	0,32a	19,13A	0,39b	31,7B
N-NH <sub>4</sub>	0,06a	0,13	0,16b	0,12
N-NO <sub>3</sub>	0,26	19,00A	0,23	31,58B
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,8	0,2	0,7	0,5
K	1,10	NO*	0,70	8,36
pH	7,2	7,6	5,9	6,2

Objaśnienia do tabeli:

a,b i A,B – wartości w wierszach oznaczone różnymi literami różnią się istotnie przy  $P < 0,05$  i  $P < 0,01$

\*NO – nie oznaczono

Tabela 6. Średnia zawartość NPK w glebie (%) i przesączu glebowym (mg/l) na badanych łąkach w okresie wiosennym

Wyszczególnienie	Łąka			
	GPZ		GPW	
	Gleba (%)	Przesącz glebowy (mg/l)	Gleba (%)	Przesącz glebowy (mg/l)
N całkowity	0,74a	4,84A	0,35b	10,44B
N-NH <sub>4</sub>	0,32a	0,13A	0,20b	0,7B
N-NO <sub>3</sub>	0,42a	4,71A	0,15b	9,74B
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	1,1a	0,38a	0,7b	0,13b
K	1,3a	NO*	0,8b	0,58
pH	7,5	7,6	4,5	5,3

Objaśnienia do tabeli:

a,b i A,B – wartości w wierszach oznaczone różnymi literami różnią się istotnie przy  $P < 0,05$  i  $P < 0,01$

\*NO – nie oznaczono

Tabela 7. Średnia zawartość NPK w glebie (%) i przesączu glebowym (mg/l) na badanych pastwiskach w okresie wiosennym

Wyszczególnienie	Pastwisko			
	GPZ		GPW	
	Gleba (%)	Przesącz glebowy (mg/l)	Gleba (%)	Przesącz glebowy (mg/l)
N całkowity	0,37a	1,06A	0,71b	11,79B
N-NH <sub>4</sub>	0,3a	0,18A	0,45b	1,61B
N-NO <sub>3</sub>	0,17a	0,88A	0,26b	10,18B
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,6	0,4a	0,5	0,1b
K	0,65a	NO*	0,4b	3,1
pH	7,1	7,6	4,8	5,3

Objaśnienia do tabeli:

a,b i A,B – wartości w wierszach oznaczone różnymi literami różnią się istotnie przy  $P < 0,05$  i  $P < 0,01$

\*NO – nie oznaczono

W okresie wiosennym, zawartość procentowa N całkowitego była statystycznie istotnie wyższa w gruncie ornym GPW, a wysoko istotną różnicę oznaczono w przesączu glebowym pomiędzy badanymi gruntami dla tej formy azotu także na korzyść GPW. Koncentracje P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> i K były porównywalne i nie różniły się statystycznie istotnie między badanymi gruntami ornymi (tab. 5).

Porównując łąki obu gospodarstw w okresie wiosennym oznaczono statystycznie wysoko istotne różnice pomiędzy średnią zawartością wszystkich form N oraz P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> i K w glebie i przesączu glebowym (tab. 6). Istotnie większą zawartością procentową NPK charakteryzowała się gleba łąk GPZ, natomiast wysoko istotnie większa koncentracja azotu została oznaczona w tym okresie w przesączu glebowym GPW. Wyjątek stanowiła zawartość P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, istotnie więcej tego pierwiastka znajdowało się na łące GPZ (tab. 6).

W glebie pastwiska GPZ (tab. 7) oznaczono wiosną statystycznie istotnie większą koncentrację wszystkich form azotu, niż na pastwisku GPW, a zawartość P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> była porównywalna w obu badanych glebach

i nie różniła się statystycznie istotnie. Podobnie jak w przypadku przesączu glebowego łąk, tak i przesącz glebowy pastwiska GPW zawierał istotnie więcej wszystkich form azotu. Z kolei przesącz glebowy pastwiska GPZ zawierał istotnie więcej  $P_2O_5$ .

Tabele 8, 9 i 10 przedstawiają średnią zawartość NPK w glebie i przesączu glebowym gruntów ornych, łąk oraz pastwisk GPZ i GPW w okresie jesiennym.

Tabela 8. Średnia zawartość NPK w glebie (%) i przesączu glebowym (mg/l) na badanych gruntach ornych w okresie jesiennym

Wyszczególnienie	Grunty orne (kukurydza)			
	GPZ		GPW	
	Gleba (%)	Przesącz glebowy (mg/l)	Gleba (%)	Przesącz glebowy (mg/l)
N całkowity	0,3A	5,19A	0,09B	8,06B
N-NH <sub>4</sub>	0,18A	0,29	0,02B	0,27
N-NO <sub>3</sub>	0,12a	4,9A	0,07b	7,79B
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,6	0,7	0,5	0,4
K	0,5	3,8A	0,7	0,7B
pH	7,3	7,9	6,1	6,5

Objaśnienia do tabeli:

a,b i A,B – wartości w wierszach oznaczone różnymi literami różnią się istotnie przy  $P < 0,05$  i  $P < 0,01$

Tabela 9. Średnia zawartość NPK w glebie (%) i przesączu glebowym (mg/l) na badanych łąkach w okresie jesiennym

Wyszczególnienie	Łąka			
	GPZ		GPW	
	Gleba (%)	Przesącz glebowy (mg/l)	Gleba (%)	Przesącz glebowy (mg/l)
N całkowity	0,11a	9,57A	0,28b	4,45B
N-NH <sub>4</sub>	0,05a	0,12a	0,12b	0,23b

N-NO <sub>3</sub>	0,06a	9,45A	0,16b	4,22B
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,3	1,13a	0,3	0,6b
K	0,2	0,5a	0,15	0,8b
pH	7,9	8,3	5,1	5,9

Objaśnienia do tabeli:

a,b i A,B – wartości w wierszach oznaczone różnymi literami różnią się istotnie przy  $P < 0,05$  i  $P < 0,01$

Tabela 10. Średnia zawartość NPK w glebie (%) i przesączu glebowym (mg/l) na badanych pastwiskach w okresie jesiennym

Wyszczególnienie	Pastwisko			
	GPZ		GPW	
	Gleba (%)	Przesącz glebowy (mg/l)	Gleba (%)	Przesącz glebowy (mg/l)
N całkowity	0,36a	5,02A	0,63b	2,45B
N-NH <sub>4</sub>	0,15a	0,69a	0,4b	0,34b
N-NO <sub>3</sub>	0,17	4,43A	0,23	2,11B
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,15	0,46a	0,1	0,26b
K	0,23a	0,4	0,12b	0,3
pH	7,8	8,2	4,95	5,5

Objaśnienia do tabeli:

a,b i A,B – wartości w wierszach oznaczone różnymi literami różnią się istotnie przy  $P < 0,05$  i  $P < 0,01$

Jesienią grunty orne GPZ charakteryzowały się większą procentową koncentracją NPK w glebie w stosunku do zawartości tych pierwiastków w glebie GPW. Jeśli chodzi o azot to było go istotnie statystycznie więcej w gruntach GPZ. Zawartość procentowa K i P była w gruntach doświadczalnych GPZ i GPW zbliżona i nie różniła się statystycznie istotnie (tab. 8). Odwrotna zależność dotyczyła zawartości azotu w przesączu glebowym. Istotnie większą koncentrację wszystkich form

tego pierwiastka oznaczono w gruntach ornych GPW, a koncentracja K w przesączu była większa na GPZ i różniła się wysoko istotnie statystycznie od zawartości tego pierwiastka w przesączu gruntów GPW (tab. 8).

W tym samym okresie, łąki GPZ skumulowały mniej azotu w glebie niż łąki GPW, a różnica ta miała charakter statystycznie istotny. Zawartość P i K była w glebie badanych łąk porównywalna i nie różniła się istotnie statystycznie (tab. 9). Porównując koncentrację pierwiastków w przesączu glebowym łąk obu gospodarstw, na łące GPZ oznaczono istotnie więcej azotu i więcej  $P_2O_5$ , natomiast mniej potasu niż na łące GPW (tab. 9).

Podobna wysoko istotna zależność statystyczna charakteryzowała jesienną koncentrację azotu i  $P_2O_5$  w przesączu glebowym pastwiska (tab. 10). Co do gleby, to wyższa zawartość procentowa azotu całkowitego została oznaczona na pastwisku GPW, potasu pastwisku GPZ, a koncentracja  $P_2O_5$  była porównywalna i nie różniła się statystycznie istotnie pomiędzy badanymi poletkami (tab. 10).

Tabela 11 przedstawia bilans NPK w uprawach doświadczalnych. Zawartość NPK jest znacznie wyższa w użytkach zielonych i gruntach ornych GPZ, a różnice koncentracji tych pierwiastków w objętych doświadczeniem regionach mają wysoko istotny statystycznie charakter. Wyjątkiem jest wyższa zawartość N na polu kukurydzy i pastwisku GPW w stosunku do koncentracji tego pierwiastka na ich analogach w GPZ. Wymywana jest znacznie większa ilość azotu i potasu z gruntów ornych w regionie GPZ, porównywalna azotu i fosforu z łąk w tych regionach oraz znacznie większa azotu z pastwisk GPZ. Końcowa zawartość NPK w glebie odznacza się większą koncentracją N i  $P_2O_5$  w polu kukurydzy GPZ. Wysoko istotnie większa zawartość NPK, potwierdzona statystycznie, charakteryzuje natomiast łąki objęte doświadczeniem w GPW. Na pastwiskach GPW oznaczono potwierdzoną statystycznie, większą zawartość azotu, natomiast mniejszą potasu i fosforu.

Tabela 11. Bilans pierwiastków biogennych w uprawach doświadczalnych (kg/ha<sup>-1</sup>)

Wyszczególnienie	Kukurydza		Łąka		Pastwisko	
	GPZ	GPW	GPZ	GPW	GPZ	GPW
Gleba zawartość początkowa						
N	11,20a	13,65b	30,45A	15,85B	12,95A	29,40B
P	35,20a	32,25b	41,50A	34,50B	31,50A	24,50B
K	38,50A	31,50B	45,50A	38,50B	36,50A	28,00B
Fertilization						
N	158,00	140,90	80,00	97,50	166,70	138,70
P	40,00	40,00	6,70	13,20	6,90	5,80
K	60,00	50,00	21,90	28,10	16,10	12,50
Kumulacja w plonie						
N	90,7	91,81	72,80a	70,77b	79,34a	78,23b
P	26,25	25,25	25,55	20,00B	21,14A	16,50B
K	42,25A	49,10B	35,50A	30,00B	28,50A	20,45B
Emisja						
N	12,90a	11,70b	12,75A	9,80B	29,90a	28,90b
P	NO*	NO	NO	NO	NO	NO
K	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Wymywanie						
N	51,90A	46,60B	20,35	21,50	50,20A	37,90B
P	15,50	14,80	6,00	5,50	3,50	2,70
K	38,00A	7,90B	4,90a	3,80b	2,00a	3,50b
Gleba zawartość końcowa						
N	13,65A	4,44B	4,55A	11,30B	20,21a	23,10b
P	33,50a	32,20b	16,65A	22,20B	13,76a	11,10b
K	18,25	24,50B	27,00A	32,80B	22,10A	16,55B

Objaśnienia do tabeli:

a,b i A,B – wartości w wierszach oznaczone różnymi literami różnią się istotnie przy  $P < 0,05$  i  $P < 0,01$

\*NO – nie oznaczono

Nawozowe wykorzystanie gnojowicy bydlęcej i nawozów mineralnych na użytkach zielonych, w gospodarstwach GPZ i GPW nie przekraczało 170 kg azotu przypadającego na 1 hektar obszaru wykorzystywanego do celów rolnych i jest zgodne z Dyrektywą azotanową, która określa maksymalną ilość tego pierwiastka zastosowanego w gospodarstwie w ciągu roku. Gnojowica bydlęca stosowana na użytkach zielonych zawierała odpowiednio 80,00 i 97,50 kg oraz 166,70 i 138,70 kg azotu (tab. 3).

Stwierdzono brak pokrycia zapotrzebowania pokarmowego danych upraw i UZ, w stosunku do stosowanego nawożenia (tab. 3). Na stan taki miał wpływ brak aktualnych badań składu zarówno gleby, jak i nawozów naturalnych oraz kierowanie się przez obydwie zakłady wartościami tabelarycznymi i wynikami starszych badań. W praktyce produkcyjnej chowu bydła mlecznego, występuje szereg czynników mających wpływ na okresowe wahania składu nawozów naturalnych. Zmienia wydajność mleczna bydła, dostosowane do niej żywienie oraz jakość pasz, objętość stosowanej wody technologicznej, czy w końcu wielkość opadów wymywających biogeny z obornika w trakcie przechowywania, to tylko niektóre z tych czynników (Wasilewski, 2008; Rose, 2003). Różnice te nie miały jednak zasadniczego wpływu na dalszy sposób interpretacji uzyskanych wyników.

Początkowa zawartość pierwiastków biogennych w glebie użytków zielonych GPZ była wyższa od tej określonej w GPW. Powodem większej zasobności w N, K, P łąk i pastwisk GPZ, jest m.in. lepsza jakość gleb i większe możliwości retencji kompleksu sorpcyjnego gleby (Radkowski i Kuboń, 2008; Twardy i in., 1998). Wyjątek stanowi zawartość azotu w glebie pastwiska GPW (29,40 kg), gdzie jest ona ponad dwa razy większa od tej oznaczonej w GPZ (12,95 kg) (tab. 11). Stan taki wynikał z przeznaczenia na pastwisko, stosunkowo dobrej jakości gleby, lecz na działce o trudnych warunkach ukształtowania terenu, eliminujących możliwość uprawy. Natomiast w glebie łąki GPZ zawartość azotu była blisko 50% większa (30,45 kg), niż w GPW (15,85 kg) (tab. 11). Początkowa zawartość potasu i fosforu w glebie na obu łąkach doświadczalnych mieściła się w granicach 34,50–45,50 kg i była wyższa od określonej tam ilości azotu. Wpływ na taki stosunek zawartości tych 3 pierwiastków biogennych na użytkach zielonych mają m.in. straty azotu na drodze jego emisji i wymywania (McCrary i Hobbbs, 2001). Po aplikacji gnojowicy bydlęcej na łące i pastwisku GPW wymywanych



zostało ponad 22% (21,50 kg) i 27% (37,9 kg) azotu. Straty fosforu i potasu w wyniku wymywania były znacznie mniejsze i sięgały 5,50 kg. Na łące i pastwisku GPZ straty azotu na skutek jego wymywania były jeszcze wyższe i sięgały odpowiednio: 25,43% i 30,10%. Duża strata azotu na pastwisku GPZ wynosząca 50,20 kg (tab. 11), uwzględniając dobrą jakość gleby i większe możliwości jej kompleksu sorpcyjnego, może stanowić szczególne zagrożenie środowiskowe dla zbiorników wodnych (Jończyk i Jadczyzyn, 2010). Wymywanie potasu i fosforu na pastwisku zlokalizowanym na terenie GPZ było znacznie mniejsze, a strata obu tych pierwiastków nie przekraczała 6,00 kg (tab. 11). Ogólnie duże wymywanie fosforu z gleby mogło być związane z rejonem prowadzenia badań i rodzajem gleby. Nawozowe stosowanie gnojowicy prowadziło także do strat azotu na drodze emisji. Emisja tego pierwiastka w postaci amoniaku na łące na GPZ była o 6% wyższa, niż na GPW i osiągnęła wartość 12,75 kg, podczas gdy na łące doświadczalnej GPW wyniosła 9,80 kg. Zbliżone ilości amoniaku uwalniały się natomiast po aplikacji gnojowicy bydłowej na pastwiskach obu zakładów doświadczalnych. Na GPZ emisja z pastwiska osiągnęła wartość 29,90 kg, a na GPW 28,90 kg i była to różnica statystycznie istotna.

Kumulacja pierwiastków biogennych w plonie traw łąkowych i pastwiskowych na GPZ i GPW wyniosła dla azotu 70,77 kg – 79,34 kg, fosforu 16,50 kg – 25,50 kg i potasu 20,45 kg – 35,50 kg (tab. 4).

Obornik bydłowy i nawozy mineralne wykorzystane do nawożenia gruntów ornych, na których uprawiana była kukurydza w GPZ i GPW, zawierały odpowiednio 158 i 140,90 kg azotu (tab. 3). Początkowa zawartość azotu w naturalnych zasobach gleby była istotnie wyższa na GPW i wyniosła 13,65 kg (tab. 11).

Większe znaczenie miała jednak ilość potasu w kompleksie gruntu ornego GPZ. Wyniosła ona 38,50 kg (tab. 11) i była zbliżona do oznaczonej na pastwisku w tym gospodarstwie (36,50 kg), jednak z pastwiska wymyciu uległo 2,00 kg potasu, a z gruntu ornego aż 38,00 kg tj. prawie cała ilość potasu znajdująca się pierwotnie w naturalnych zasobach gleby. Duże zagrożenie dla środowiska wodnego stanowiło też wymywanie z gruntów ornych azotu. W GPZ strata tego pierwiastka na tej drodze wyniosła 51,90 kg i była porównywalna z jego wymywaniem na pastwisku. Największym obciążeniem dla środowiska było wymywanie azotu z pola kukurydzy na GPW, na którym strata tego biogenu sięgnęła 33,07%. To najwyższa procentowo strata azotu na wszystkich

objętych doświadczeniem użytkach zielonych i gruntach ornych. Uwzględniając obciążenie środowiska wodnego azotem pochodzącym z pól kukurydzy należy pamiętać też o emisji amoniaku, która towarzyszy nawozowemu wykorzystaniu obornika bydlęcego. Wielkość emisji amoniaku z obornika aplikowanego na gruntach ornych na GPZ osiągnęła wartość 12,90 kg, a na GPW 11,70 kg i była statystycznie istotna (tab. 3). Kumulacja pierwiastków biogenych w plonie kukurydzy na GPZ i GPW wyniosła dla azotu niewiele ponad 90,75 kg, a dla fosforu 25,25 kg. Natomiast kumulacja potasu okazała się statystycznie wysoko istotna i wynosiła w GPZ 42,25 kg, a na GPW 49,10 kg (tab. 4 i 11).

Na podstawie uzyskanych wyników badań wysunąć można szereg uogólnień dotyczących biogenego oddziaływania nawozów naturalnych na użytkach rolnych. Szereg czynników technologicznych chowu bydła mlecznego wpływa na występowanie okresowych zmian zawartości związków biogenych w nawozach naturalnych. Stąd każdorazowo przed ich nawozowym zastosowaniem, obliczenia niezbędnej, a zarazem dopuszczalnej dawki, dokonywać należy w oparciu o aktualne analizy chemiczne. Stosowanie klasycznych metod dogłębowej aplikacji gnojowicy oraz obornika prowadzi do znacznych strat związków azotu pod postacią emisji amoniaku. Natychmiastowe przyoranie na gruntach ornych ogranicza te straty. W przypadku UZ i stosowania gnojowicy mogą być one jednak znacznie wyższe, sięgając 33% początkowej zawartości azotu. Ponadto, straty związków azotu powstałe z wymywania mają charakter wprost proporcjonalny do zawartości tego pierwiastka w jednorazowej dawce nawozowej. Stwierdzenie to odnosi się do dozwolonego poziomu 170 kg N/ha. Rozbicie pojedynczej dawki nawozowej na kilka mniejszych w przypadku gnojowicy na gruntach ornych, może ograniczyć wymywanie azotu do środowiska. Pod względem nawożenia fosforem stwierdzono wysoki, bo dochodzący do 50% dawki poziom wymywania tego pierwiastka. Największe straty dotyczyły i tym razem gruntów ornych. Najniższy poziom wymywania, ale i najwyższą jego zmienność stwierdzono w przypadku nawożenia potasem. Przyczyną takiego stanu było dość dokładne pokrycie potrzeb pokarmowych roślin uprawnych przez nawożenie, co pozwoliło utrzymać zasobność gleby na pierwotnym poziomie.

## Literatura

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.

Dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG).

Goyal S., Dhull S. K., Kapoor K. K. (2005). Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresour. Tech.*, 96 (14): 1584-1591.

Jończyk K., Jadczyński J. (2010). Wybrane działania rolniczośrodowiskowe w kontekście ograniczania zagrożeń występujących na obszarach problemowych rolnictwa. *Studia i raporty IUNG-PIB* 21: 27-38.

Kristensen H. H., Burgess L. R., Demmers T. G. H., Wathes C. M. (2000). The preferences of laying hens for different concentrations of atmospheric ammonia. *Appl. Anim. Behav. Sc.*, 68: 307-318.

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

McCulloch R. B., Few G. S., Murray G. C., Aneja J. P. (1998). Analysis of ammonia, ammonium aerosols and acid gases in the atmosphere at a commercial hog farm in eastern North Carolina, USA. *Env. Pollut.*, 102: 263-268.

Radkowski A., Kuboń M. (2005). Ocena renowacji górskich użytków zielonych w aspekcie ponoszonych nakładów. *Inżynieria Rolnicza*, 7: 231-236.

Rose A. J. (2003). Development of an ammonia emission protocol and

preliminary emission factor for a central Texas dairy. Thesis, 12.

Rotz C. A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. *J. Anim. Sci.*, 82 (E. Suppl.): 119-137.

Sasaki N., Suehara K., Kohoda J., Nakano Y., Yano T. (2003). Effects of C/N ratio and pH of raw materials on oil degradation efficiency in a compost fermentation process. *J. Bios. and Bioeng.*, 96, 1: 47-52.

Siebielec G. (2012). Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce w latach 2010-2012. Raport końcowy. IUNG Puławy: 1-202.

Singh S. P., Satsanagi G. S., Khare P., Lakhani A., Kumari K. M., Sirvastava S. S. (2001). Multiphase measurement of atmospheric ammonia. *Chemosph.*, 3: 107-116.

Twardy S., Kopacz M., Kostuch R. (1998). Dobre praktyki rolnicze w użytkowaniu łąk i pastwisk górskich. W: Dobre praktyki w produkcji rolniczej, Konferencja. t. II, IUNG Puławy 3-4 czerwiec 1998: 541-550.

Wasilewski Z. (2008). Wytyczne wypasu bydła w gospodarstwach ekologicznych. Materiały Instruktażowe/Procedury nr 120/4, Falenty: Wydaw. IMUZ. 28.

# COMPREHENSIVE INFLUENCE OF NATURAL FERTILIZERS ON THE SOIL AND WATER ENVIRONMENT

## S u m m a r y

The aim of the study was to determine the actual process of dispersing biogenic amines from slurry and cattle manure on different farmland types. This issue is of particular importance in the context of environmental conservation and the quality of life in rural areas.

Final N and P content was higher in the soil from GPZ farmland (13.65 and 33.50 kg/ha, respectively). More K was determined in GPW farmland (24.50 kg/ha). Final N concentration in the soil of meadows and pastures investigated in the GPW region was 11.30 and 23.10 kg/ha, respectively, being significantly higher than that determined in GPZ (4.55 and 20.21 kg/ha, respectively). In GPZ, significantly more N was washed from farmland (51.90 kg/ha) and pastures (50.20 kg/ha) compared to GPW (46.60 and 37.90 kg/ha, respectively). The studied farmland, meadows and pastures of GPZ were also characterized by higher emission of  $\text{NH}_3$ .

**Key words:** organic fertilizers, farmland and grassland,  $\text{NH}_3$  emission, NPK balance, soil environment.

Fot. 1-7. Użytki zielone i grunty orne objęte doświadczeniem, należące do gospodarstw w północno-zachodniej i południowo wschodniej części kraju (fot. Jacek Walczak).

Fot. 2, 3 i 5. Stanowiska, na których umieszczono lizymetry, wykorzystane do analizy przesączu (fot. Jacek Walczak).





2



3







## **Wpływ nawozów naturalnych na środowisko**

**Jacek Walczak<sup>1</sup>, Wojciech Krawczyk<sup>1</sup>, Piotr Sendor<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>*Dział Technologii, Ekologii i Ekonomiki Produkcji Zwierzęcej,  
Instytut Zootechniki PIB*

<sup>2</sup>*Krajowy Ośrodek Wspierania Rolnictwa, OT Kraków*

Produkcja zwierzęca może stanowić źródło wielorakich szkodliwych oddziaływań na środowisko naturalne, w tym wodne. Mają one zasadniczo zakres lokalny, jednak są i takie, których efekt ma zasięg międzynarodowy, czy wręcz globalny, co skutkuje zmianami klimatycznymi. Niekorzystne oddziaływanie produkcji zwierzęcej na jakość środowiska ma złożone przyczyny tkwiące zarówno w wielkości produkcji, rodzaju żywienia, systemach utrzymania, jak i sposobach przechowywania odchodów. Szczególnie ten ostatni z wymienionych etap produkcji zwierzęcej, nastęcza wiele problemów pod względem powstających emisji gazowych. Już na etapie defekacji w budynkach inwentarskich, dochodzi do uwalniania się amoniaku, tlenków azotu oraz metanu. Ten ostatni pochodzić może również z fermentacji metanowej zachodzącej w żwaczu przeżuwaczy, jednak w oficjalnej sprawozdawczości wykazywany jest jako osobne źródło emisji gazów cieplarnianych (GHG). Z obowiązku wspomnieć należy również o emisjach dwutlenku węgla z oddychania zwierząt gospodarskich. Gaz ten jednak nie podlega według oficjalnych rozstrzygnięć inwentaryzacji, gdyż jego obieg ma bardzo skrócony charakter i bardzo szybkie wiązanie w postaci asymilacji roślin uprawnych stanowiących bazę paszową. Na skutek obecności w moczu zwierząt gospodarskich enzymu ureazy, ale także procesów

metabolizmu szerokiego spektrum mikroflory jelitowej zawartej w kale oraz takich czynników fizykochemicznych jak temperatura, pH oraz ewaporacja, dochodzi w mieszaninie kału, moczu i ściółki do szeregu przemian biochemicznych uwalniających do atmosfery przeszło 210 związków gazowych. Pośród nich obecny jest amoniak, nierzadko w stężeniach przekraczających 20 ppm. Procesy emisji tych związków mogą podlegać tak nasileniu, jak i redukcji. Znanych jest przeszło 50 czynników technologicznych oraz niewiele mniej żywieniowych i hodowlanych, mogących modyfikować opisane procesy. Duża część z nich zalecana jest w załączniku do dyrektywy IPPC, jako Best Available Techniques (EC, 2012).

Odchody zwierząt gospodarskich mogą być przechowywane w budynkach, bądź w specjalistycznych budowach rolniczych, jak zbiorniki gnojowicowe i gnojówkowe, laguny, płyty i przyzmy obornikowe. W tym czasie w masie zgromadzonych nawozów naturalnych zachodzą dalsze procesy biochemiczne i kolejne emisje gazowe. Jeśli jeszcze doda się do opisanych zjawisk kwestie techniki aplikacji nawozów naturalnych na użytki rolnicze (UR), to przy skrajnie niekorzystnych warunkach i technikach, aż 65% azotu zawartego w paszy, może zostać uwolnione do atmosfery.

Azot jest obecny w stosunkowo wysokich stężeniach we wszystkich nawozach zwierząt gospodarskich. Występuje on w wielu chemicznych formach i może z łatwością zostać rozproszony, tak do środowiska powietrznego, glebowego, jak i wodnego. W zależności od gatunku zwierząt, zaledwie do 30% azotu zawartego w paszy podlega retencji w surowcach pochodzenia zwierzęcego. Pozostałe 70% jest rozpraszane do środowiska. Duże znaczenie posiada także amoniak ( $\text{NH}_3$ ), który jest zasadowym lotnym związkiem zanieczyszczającym środowisko, którego znaczenie wzrasta głównie z powodu jego zdolności do tworzenia aerozoli  $\text{PM}_{2.5}$ . Aerozole te stanowią poważne zagrożenie dla ludzkiego zdrowia wywołując choroby układów krążenia i oddechowego (Beusen i in., 2008). W obecności siarczanów ( $\text{SO}_x$ ) lub bezwodników kwasu azotowego ( $\text{NO}_x$ ) obecnych w powietrzu, dochodzi do reakcji w konsekwencji której powstają lotne cząsteczki siarczanu amonu oraz azotanu amonu. Podczas, gdy trwałość cząsteczki amoniaku wynosi 24 godziny, to już cząstki aerozoli przeżywają 7 do 14 dni. Taki okres trwania sprawia, że cząstki  $\text{PM}_{2.5}$  mogą zostać przetransportowane na znaczne odległości.

Jak wykazały badania naukowe, rosnąca eutrofizacja Morza Śródziemnego jest spowodowana w dużej części właśnie przez emisję amoniaku w krajach północnej Europy. Inne badania wykazały, iż emisje amoniaku ze środkowo zachodniej części USA (Ohio i North Carolina), przyczyniają się do depozycji azotu w Zatoce Meksykańskiej. Aż 2/3 światowej emisji związków azotu pochodzi z rolnictwa. Od szeregu lat obserwuje się stały roczny wzrost emisji  $N_2O$ , jednego z najgroźniejszych gazów cieplarnianych, wynoszący 2-3% (McGinn i in., 2003; Sheffield, 2012). Szacuje się, że roczna krajowa emisja tlenków azotu wynosi 20 mln ton, a amoniaku 270 mln ton, z czego na rolnictwo przypada 97,95% udziału (KOBIZE, 2013). Z samej tylko produkcji trzody trafia rocznie do atmosfery ok. 100 tys. ton amoniaku, podczas gdy z innych nierolniczych źródeł o połowę mniej (Erisman i in., 2011). Oprócz wspomnianego udziału amoniaku w powstawaniu kwaśnych deszczy i aerozoli, ma on jeszcze jedno ważne środowiskowe oddziaływanie, uczestniczy mianowicie w odoryzacji powietrza.

Depozycja może mieć charakter stały i mokry. Faza stała to nie tylko aplikacja nawozów naturalnych, ale również bezpośrednie osadzenie się cząstek aerozoli. Natomiast depozycja mokra odnosi się zarówno do aplikacji ciekłych nawozów naturalnych, jak i opadów atmosferycznych. Depozycja związków biogennych (NP) zawartych w nawozach naturalnych prowadzi w pierwszej kolejności do wzrostu żyzności gleby, lecz w dalszej perspektywie do przenawożenia, eutrofizacji, a nawet intoksykacji tych środowisk. Nie ulega wątpliwości, że dzięki nawożeniu azotowemu możliwe jest dzisiaj pokrycie bezpieczeństwa żywnościowego aż 48% ludzkiej populacji.

W glebie nawozy azotowe poprzez proces denitryfikacji realizowany przez mikroflorę, ulegają szeregowi przemian, do formy azotynowej. Nawet w idealnych warunkach, rośliny uprawne zużywają tylko do 50% azotu dostarczanego z nawożeniem. Finalnie tylko 17% z tego ładunku ma wykorzystanie bezpośrednio w formie pożywienia i paszy. Reszta ulega rozproszeniu do środowiska naturalnego. Z części nawożenia nieużytej przez rośliny, 2-20% podlega ewaporacji, a kolejne 15-25% reaguje z materią organiczną gleby. W wodach gruntowych ulega rozpuszczeniu 2-10%.

Według Nature Geosciences (Smith i Schindler, 2009), naturalna emisja azotu z jednostki powierzchni wynosi 0,5 kg/ha, jednak współczesne rolnictwo pomnożyło ją przeszło dwudziestokrotnie, zmieniając

tym samym naturalny cykl azotu. Globalne skutki tych procesów nie są jeszcze dobrze poznane. Ponad 22% obszarów uprawnych EU posiada podwyższony poziom azotanów w wodzie (23 mg/L), w stosunku do obowiązującej normy wynoszącej 11,3 mg/L (<http://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/environmental-protection-expenditure>). Nadmiar azotanów w wodzie pitnej oddziałuje na ludzkie zdrowie trójstopniowo. Po pierwsze, w kwaśnym środowisku przewodu pokarmowego człowieka, prowadzi on do zapalenia jelit. W drugiej kolejności, skutkuje wzrostem stężenia methemoglobiny we krwi, upośledzając funkcje transportu tlenu, co w skrajnych wypadkach (np. u niemowląt), może doprowadzić nawet do śmierci. W końcu, azotany przekształcone do amin i nitrozoamin oddziałują rakotwórczo (Cape i in., 2009).

Zdeponowany w ekosystemach azot, może spowodować zaburzenia równowagi elektrolitowej i eutrofizację, a ta ostatnia prowadzi do zmniejszania się bioróżnorodności różnych ekosystemów. Przykładowo, bardzo wrażliwe na nadmiar azotu są drzewa iglaste. W ekosystemach wodnych proces ten skutkuje rozkwitem alg i w konsekwencji deficytem tlenu, co także przekłada się na zmniejszenie różnorodności gatunków roślin i zwierząt tam bytujących. Szczególną rolę w nasilaniu tego procesu, ważniejszą nawet niż azot, odgrywa fosfor, występujący w naturalnych ciekach jedynie na skutek erozji skał i minerałów. Pierwiastek ten nie posiada naturalnego cyklu obiegu. Wprawdzie w dawnym rolnictwie, nastawionym na samowystarczalność, istniał taki mechanizm o charakterze lokalnym, jednak w miarę utowarowiania produkcji, został on przerwany. Mamy więc do czynienia z ciągłym pozyskiwaniem fosforu z zasobów jakie pojawiły się miliony lat temu, wykorzystaniem w gospodarce i ciągłym wymywaniem do wód z końcową immobilizacją w morskich osadach dennych. Od samych strat ważniejsze są jednak skutki jakie niesie nadmiar fosforu w wodach całej litosfery.

Specyfika środowiska glebowego i wodnego pozwala na okresowe ich samooczyszczanie przy współudziale roślin, mikroflory i mikrofauny lub choćby zwykłego wymywania. Znacznie gorzej jest w przypadku zakwaszenia, którego skala przekracza możliwości naturalnych mechanizmów buforowych. Kiedy azot z nawozów naturalnych trafia do gleby to zwykle reaguje z zawartą w niej wodą i ulega transformacji do formy jonowej ( $\text{NH}_4^+$ ). Jon amonowy podlega dalszej dysocjacji, bądź nityfikacji ( do  $\text{NO}^{2-}$ ,  $\text{NO}^{3-}$ ), z jednoczesnym uwolnieniem

jonów  $H^+$ . Jony te będąc w nadmiarze nie mogą być przyswojone ani przez rośliny, ani związane przez kompleks sorpcyjny gleby. Konsekwencją jest wzrost emisji metanu na glebach zasobnych w materię organiczną i wyższe stężenia w roztworze glebowym, co doprowadza do obniżenia pH. Wtórnym efektem zakwaszenia jest zmiana form azotu glebowego z amonowej na bardziej ruchliwą azotynową, łatwiej wymywaną z gleby do wód. Obok samych konsekwencji dla żyzności gleby, pojawiają się też przy takich zmianach, konsekwencje dla jakości plonu. W środowisku kwaśnym do roztworu glebowego łatwiej przechodzą z kompleksu sorpcyjnego metale ciężkie, co skutkuje ich podwyższoną zawartością w nasionach bądź organach spichrzowych, będących plonem użytkowym.

Fosfor będąc podstawowym makroelementem w odżywianiu roślin gatunków uprawnych, stanowi główny element nawożenia gleby. Również jego rola w żywieniu zwierząt jest niebagatelna. Warunkuje nie tylko produktywność, ale również jest powodem wielu chorób niedoborowych. Stąd często dawki pokarmowe zawierają nadmiar związków tego pierwiastka. Ich strawność wynosi jednak między 40 a 60%. Reszta, tracona jest z odchodami. Przypomnieć należy, iż pierwiastek ten nie posiada cyklu obiegu w przyrodzie. Oznacza to, że jego glebowe zasoby wymagają stałego uzupełniania, będąc traconymi wraz z plonem i wymywaniem. Mamy więc do czynienia z ciągłym pozyskiwaniem fosforu z zasobów jakie pojawiły się miliony lat temu, wykorzystaniem w gospodarce i następnie wymywaniem do wód, z końcową immobilizacją w morskich osadach dennych. Od wielkości strat, ważniejsze są jednak skutki jakie niesie nadmiar fosforu w wodach całej litosfery (Liu i in., 2008). Bez właściwego poziomu łatwo przyswajalnych związków fosforu w warstwie ryzosfery, nie jest możliwe uzyskanie odpowiedniej wysokości plonu z jednostki powierzchni, co z kolei decyduje o całej opłacalności produkcji roślinnej w rolnictwie. Znając tą zależność, ale nie mając wiedzy o wysyceniu fosforem kompleksu sorpcyjnego gleby, rolnicy mogą wprowadzać z nawozami nadmierną ilość tego pierwiastka. Szczególną rolę w nasilaniu eutofizacji odgrywa fosfor, który występuje w naturalnych ciekach jedynie na skutek erozji skał i minerałów.

Podobnie, jak ma to miejsce w przypadku azotu, jedynie niewielka część związków węgla dostarczana zwierzętom w paszy podlega retencji w ich tkankach i produktach. Od 20 do 40% zawartości węgla w dawce pokarmowej nie ulega trawieniu i jest zwracana w postaci od-

chodów. Szacuje się, że na jednostkę produktu, w zależności od gatunku, przypada 17,4 kg ekwiwalentu CO<sub>2</sub> dla owiec i kóz, 13,0 kg dla bydła mięsnego, 6,35 kg dla świń, 4,57 kg dla drobiu, 1,32 kg dla mleka bydła mlecznego. Z uwagi na produktywność wymienionych gatunków zrozumiałe staje się, dlaczego główną uwagę skupiono na bydle mlecznym, którego wydajność waha się od 4 do 10 tys. l mleka za laktację. W Polsce całkowita emisja metanu i podtlenku azotu w rolnictwie, przedstawiona jako ekwiwalent dwutlenku węgla wyniosła w 2010 r. 34 787,73 Gg.

Nadmierna depozycja w środowisku glebowym i wodnym pierwiastków biogennych (NP), prowadzi do przenawożenia, eutrofizacji, acidifikacji, a w konsekwencji skażenia tych środowisk. W przypadku wód powierzchniowych i głębinowych stanowiących źródło wody pitnej, uwzględnić należy także dodatkowo aspekt toksycznej dla ludzi, zawartości związków NPK. Głównym źródłem dopływu tych związków są w rolnictwie tzw. produkty uboczne, w postaci obornika i gnojowicy. Specyfika środowiska glebowego i wodnego pozwala na okresowe ich samooczyszczanie przy współdziałaniu roślin, mikroflory i mikrofauny. Jednakże, jak wskazują liczne oficjalne raporty, aktualny poziom dopływu biogenów, nie pozwala na skuteczne funkcjonowanie takich naturalnych mechanizmów. Punktem wyjścia do rozważań nad oddziaływaniami środowiskowymi winno być samo żywienie i możliwości retencji węgla, azotu i fosforu w organizmie zwierzęcia.

Tabela 1. Średnie roczne wielkości produkcji nawozów naturalnych i koncentracja zawartego w nich azotu w zależności od gatunku zwierzęcia, jego wieku i wydajności oraz systemu utrzymania

Gatunek/ grupa technologiczna zwierząt	SYSTEM UTRZYMANIA								Wartość współczynnika odliczenia koncentracji „w” <sup>1), 2)</sup>
	Głęboka ściółka		Płytką ściółką				Bezściółkowo		
	Obornik		Obornik		Gnojówka		Gnojowica/pomiot/ odchody*)		
	Produkcja (t/rok)	Zawartość (kg N/t)	Produkcja (t/rok)	Zawartość (kg N/t)	Produkcja (m <sup>3</sup> /rok)	Zawartość (kg N/m <sup>3</sup> )	Produkcja (m <sup>3</sup> lub t/rok)	Zawartość (kg N/t lub m <sup>3</sup> )	
Bydło									

Buhaje	19,0	3,1	10,5	3,3	5,8	3,4	22,0	3,5	-
Krowy mleczne 1 <sup>a)</sup>	18,8	2,6	10,0	2,8	6,2	2,7	17,6	3,4	0,87
Krowy mleczne 2 <sup>b)</sup>	23,8	3,1	14,8	3,3	7,6	3,2	23,0	4,0	0,87
Krowy mleczne 3 <sup>c)</sup>	26,0	3,7	16,2	4,0	8,4	3,8	25,4	4,5	0,85
Jałówki cielne	18,4	3,0	8,5	3,2	5,4	3,1	16,4	3,4	-
Jałówki powyżej 1 roku życia	12,4	2,8	6,0	2,8	5,8	2,7	11,6	2,9	-
Jałówki od ½ do 1 roku życia	7,8	3,4	3,6	3,5	2,4	3,7	6,8	4,7	-
Cielęta do ½ roku życia	2,4	3,8	1,6	2,8	1,4	3,2	2,6	3,2	-
Bydło opasowe od ½ do 1 roku	12,0	2,6	5,0	3,1	3,8	3,4	10,0	4,5	-
Bydło opasowe powyżej 1 roku	15,0	3,0	7,0	2,7	6,9	2,9	14,2	3,2	-
Świnie									
Knury	5,5	3,1	3,2	3,1	1,9	3,3	4,6	3,6	0,85
Lochy	5,0	3,9	3,7	4,0	1,8	4,2	4,6	4,3	0,79
Warchlaki od 2 do 4 miesięcy życia	1,5	2,9	1,0	1,5	0,5	0,8	1,4	3,0	0,79
Prosięta do 2 miesięcy życia	0,5	1,8	0,3	0,9	0,2	0,4	0,7	2,0	-
Tuczniki	2,0	4,2	1,5	4,4	1,0	4,6	1,9	4,6	0,75
Konie duże									
Ogiery	8,5	5,0	5,0	1,7	2,0	1,9			
Klacz, wałachy	8,5	5,2	5,5	1,9	2,4	2,1			
Żrebaki powyżej 2 lat życia	6,5	4,2	5,5	1,5	1,7	1,8			-
Żrebaki powyżej 1 roku życia	6,0	3,2	4,0	1,4	1,4	1,3			
Żrebaki od	2,5	2,7	2,0	1,3	1,2	0,9			



½ do 1 roku życia								
Żrebięta do ½ roku życia	1,6	0,15	1,0	0,8	0,7	0,5		
Konie małe								
Ogiery	5,4	2,5	4,0	0,8	1,5	0,9		
Klaczce, wałachy	5,4	2,6	4,5	0,9	1,7	1,0		
Żrebaki powyżej 2 lat życia	4,5	2,1	4,5	0,8	1,2	0,9		
Żrebaki powyżej 1 roku życia	4,0	1,6	3,4	0,7	1,0	0,7		-
Żrebaki od ½ do 1 roku życia	1,7	1,4	1,4	0,6	0,8	0,5		
Żrebięta do ½ roku życia	1,2	0,07	0,7	0,4	0,7	0,3		
Owce								
Tryki powyżej 1 i ½ roku życia	1,4	6,7						
Owce powyżej 1 i ½ roku życia	1,2	6,9						-
Jagnięta powyżej 3 i ½ miesiąca życia	0,4	8,3						
Jarlaki	0,7	10,5						
Drób								
Kury	0,046	8,5				0,04 <sup>*)</sup>	12,1 <sup>*)</sup>	0,76
Kury pomiot podsuszony	-	-				0,03 <sup>*)</sup>	10,5 <sup>*)</sup>	0,76
Pisklęta	0,03	6,3				-	-	-
Brojlery kurcze	0,05	12,7				0,03 <sup>*)</sup>	17,0 <sup>*)</sup>	0,76
Kaczki	0,064	6,1				0,06 <sup>*)</sup>	8,5 <sup>*)</sup>	0,81
Gęsi	0,036	14,5				0,04 <sup>*)</sup>	17,0 <sup>*)</sup>	0,81
Indyki	0,067	15,4				0,06 <sup>*)</sup>	19,0 <sup>*)</sup>	0,81
Gołębie	0,01	14				0,009 <sup>*)</sup>	16,2 <sup>*)</sup>	0,81

Lisy i jenoty								
Samiec						0,240 <sup>**)</sup>	7,5 <sup>*)</sup>	-
Samica						0,292 <sup>*)</sup>	9,6 <sup>*)</sup>	
Inne						0,130 <sup>*)</sup>	5,3 <sup>*)</sup>	
Norki i tchórze								
Samiec						0,091 <sup>*)</sup>	13,4 <sup>*)</sup>	-
Samica						0,080 <sup>*)</sup>	16,5 <sup>*)</sup>	
Inne						0,060 <sup>*)</sup>	9,5 <sup>*)</sup>	
Króliki i nutrie								
Samiec		0,15	2,9	0,13	3,1	0,210 <sup>*)</sup>	3,5 <sup>*)</sup>	-
Samica		0,17	3,2	0,11	3,3	0,230 <sup>*)</sup>	3,8 <sup>*)</sup>	
Inne		0,08	2,6	0,05	2,8	0,110 <sup>*)</sup>	3,2 <sup>*)</sup>	
Szynszyle								
Samiec	0,026	2,6				0,018 <sup>*)</sup>	2,9 <sup>*)</sup>	-
Samica	0,032	3,1				0,021 <sup>*)</sup>	3,5 <sup>*)</sup>	
Inne	0,023	2,0				0,012 <sup>*)</sup>	2,3 <sup>*)</sup>	
Kozy								
Kozy matki	1,2	8,4					-	
Kozłeta do 3,5 miesiąca	0,4	9,4						
Kozłeta od 3,5 miesiąca do 1,5 roku	0,8	6,9						
Inne	1,0	8,0						
Jelenie szlachetne <sup>3)</sup>								
Byki	1,8	8,3					-	
Łanie	1,6	8,7					-	
Inne	0,8	2,1					-	
Jelenie sika i Daniele <sup>3)</sup>								
Byki	1,4	4,5					-	
Łanie	1,3	5,1					-	
Inne	0,6	1,6					-	
Pozostałe gatunki								
Strusie afrykańskie <sup>3)</sup>	0,8	1,75					-	
Strusie Emu i Nandu <sup>3)</sup>	0,5	1,5						
Inne zwierzęta o łącznej masie 500 kg, z wyłączeniem ryb	12,0	6,0						
Osad pofer-							-	

mentacyjny z biogazowni rolniczych – fermentacja „mokra”		2,8 <sup>**)4)</sup>	
Separowana gnojowica faza ciepla			
Bydło		2,8	-
Świnie		4,2	-
Separowana gnojowica faza stała			
Bydło		3,4	-
Świnie		5,2	-

Objaśnienia do tabeli:

\*) W systemie bezściółowym dla drobiu pozyskiwany jest pomiot, a dla zwierząt futerkowych mieszanina odchodów i niewielkiej ilości moczu. Wyłącznie dla tych kategorii produkcję i koncentrację wyrażono w t/rok i kg N/t.

\*\*) Ze względu na dużą zmienność stosowanych w biogazowniach rolniczych receptur fermentatu, podaną wartość można zastąpić rzeczywistą koncentracją azotu, wynikającą z laboratoryjnej analizy chemicznej, wykonanej w uprawnionej do tego celu jednostce;

a) Krowy mleczne o wydajności mlecznej 6 tys. litrów;

b) Krowy mleczne o wydajności mlecznej 6-8 tys. litrów;

c) Krowy mleczne o wydajności mlecznej powyżej 8 tys. litrów;

l) Podane objętości gnojowicy i gnojówki dotyczą poziomu 3-10 % suchej masy w zależności od gatunku oraz 1,5-20,0 suchej masy separatorów, odpowiednio fazy cieplej i stałej.

Źródło: opracowanie własne IZ PIB

Aktualnie poziom białka, energii, wapnia, fosforu oraz pozostałych makro i mikroelementów w paszach dla zwierząt regulowany jest przez *Normy Żywienia Zwierząt*, osobne dla przeżuwaczy (IZ PIB – INRA) oraz pozostałych zwierząt (PAN Jabłonna). Obligacja do ich stosowania znajduje się zarówno w tzw. „*Prawie paszowym*” (Ustawa o paszach Dz.U. 2016 Nr 144 poz. 1045), jak i ustawie o *ochronie zwierząt* (Dz. U. z 2013 r. poz. 856, z 2014 r. poz. 1794, z 2015 r. poz. 266, z 2016 r. poz. 1605). Normy żywienia zwierząt jako punkt odniesienia traktują zapotrzebowanie zwierząt tak na byt, jak i produkcję. Nie

uwzględniają natomiast aspektów ochrony środowiska, a priori przyjmując rzeczywistą strawność związków azotu i fosforu.

Niezwiązane połączenia azotu w formie mineralnej, są bardzo łatwo wymywane i trafiają w ten sposób z agrocenoz do naturalnych ekosystemów, powodując w skrajnych przypadkach nawet wymieranie gatunków roślin i w następstwie powiązanych z nimi zwierząt. Szczególną rolę przywiązuje się tu do nawozowej utylizacji odchodów zwierząt, zwanych nawozami naturalnymi. W przypadku intensywnej produkcji zwierzęcej, realizowanej metodami przemysłowymi, przy dużej koncentracji pogłównia, dochodzić może nawet do toksycznego dla ludzi, nagromadzenia się wspomnianych związków w wodach powierzchniowych czy głębinowych.

Generalnym mankamentem prac naukowych z dziedziny gleboznawstwa, jest przyjęcie dość przybliżonych wielkości pochodzących z produkcji zwierzęcej (Fotyma i in., 2000). Prace te w zasadniczej większości miały raczej charakter nawozowy i były publikowane w niezbyt wysoko lub wcale nie ocenianych (lista MNiSW) periodykach (Maćkowiak, 1997; Grabowski, 2009). Mimo to stanowią one podstawę wielu dalszych, poważnych prac i publikacji naukowych (sic!). Dopiero pod koniec pierwszej dekady XXI wieku rozpoczęto publikowanie prac o środowiskowym oddziaływaniu fosforu (np. Kopiński i Tujak, 2009), chociaż dalej są to wyniki uzyskane z przetworzeń, a nie bezpośredniego monitoringu. Omawianie zamieszczonych w tych publikacjach wyników i bilansów nie znajduje uzasadnienia merytorycznego. Wnioskować raczej należy o konieczności zlecenia w tym obszarze, poważnych prac badawczych renomowanym, interdyscyplinarnym zespołom naukowym. W publikacjach z dziedziny zootechniki i produkcji zwierzęcej, problem fosforu traktowany był do tej pory z poziomu pokrycia zapotrzebowania zwierząt, bez odniesienia do aspektów oddziaływania na środowisko. Także IZ PIB w prowadzonych badaniach własnych poruszał kwestie związków fosforu jedynie przy okazji omawiania depozycji związków azotu. Niewątpliwym wpływem na taki stan miał brak odpowiednich rozstrzygnięć prawnych na poziomie UE. Ponadto należy podkreślić, że nie ma ani jednej krajowej publikacji, która w ujęciu naukowym w sposób reprezentatywny ukazywałaby rzeczywisty bilans azotu na obszarze naszego kraju.

Przeszło 34,3% krajowych gospodarstw domowych nie jest podłączonych do żadnej oczyszczalni ścieków (GUS, 2013). Natomiast, od

przeszło 20 lat systematycznie spada krajowe pogłowie zwierząt gospodarskich oraz obszar użytków rolnych. Bezpośrednie badania większości powierzchniowych cieków wodnych, są z przyczyn organizacyjnych i finansowych, wręcz niemożliwe do zrealizowania. Z badań wynika, że w zależności od wieku i stanu fizjologicznego zwierzęcia, może ono zatrzymać w organizmie od 10 do 30% fosforu zawartego w paszy. Dodatkową rolę odgrywa tu strawność poszczególnych komponentów. Pozostała ilość wydalana jest głównie w postaci kału i w niewielkiej ilości w moczu. W odróżnieniu od związków azotu, związki fosforu nie podlegają stratom związanym z emisją do atmosfery. Pewne niewielkie ilości, pochodzące zwłaszcza z przechowywania nawozów naturalnych w warunkach beztlenowych, mogą jednak przenikać do powietrza w postaci wodorofosforu ( $\text{PH}_3$ ). Zjawisko to jest jednak słabo opisane, a z badań własnych, wynika zaledwie ok. 1% poziom strat na tej drodze.

Chcąc monitorować potencjalne zagrożenia dla stanu czystości wód, które związane są z rolnictwem, należy w pierwszej kolejności wyznaczyć dyslokacje źródeł, a następnie określić ich przełożenie na powierzchnię nawozową i wielkość jej jednostkowego obciążenia. Niestety, aktualnie nie istnieje system kontrolujący wszystkie wymienione wielkości.

Tabela 2. Średnie roczne wielkości produkcji nawozów naturalnych i koncentracja zawartego w nich fosforu (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) w zależności od gatunku zwierzęcia, jego wieku, wydajności oraz systemu utrzymania

Rodzaj zwierząt	SYSTEM UTRZYMANIA								WARTOŚCI REFERENCYJNE			Wartość żywieniowego współczynnika odliczenia koncentracji <sup>1,2,3</sup>
	Głęboka ściółka		Płytką ściółką				Bezściółkowo		EUROSTAT/OECD Polska* (kg/szt./rok)	CORPEN Francja (g/szt./dzień)	KTBL Niemcy (kg/szt./rok)	
	Obornik		Obornik		Gnojówka		Gnojowica					
	Produkcja obornika (ton/rok)	Zawartość fosforu (kg/tonę obornika)	Produkcja obornika (ton/rok)	Zawartość fosforu (kg/tonę obornika)	Produkcja gnojówki (m <sup>3</sup> /rok)	Zawartość fosforu (kg/m <sup>3</sup> gnojówki)	Produkcja gnojowicy (m <sup>3</sup> /rok) <sup>1</sup>	Zawartość fosforu (kg/m <sup>3</sup> )				
1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.
Bydło												
Buhaje	19,0	1,24	10,5	1,32	5,8	1,36	22,0	1,4	-	-	-	0,77/-
Krowy mleczne 1 <sup>a</sup>	18,8	0,81	10,0	0,87	6,2	0,84	17,6	1,06	11,0	17,70	35,1	0,70/-
Krowy mleczne 2 <sup>b</sup>	23,8	0,97	14,8	1,03	7,6	1,0	23,0	1,25	-	20,65	39,4	0,65/-
Krowy mleczne 3 <sup>c</sup>	26,0	1,16	16,2	1,25	8,4	1,19	25,4	1,41	-	26,56	45,6	0,60/-
Jałówki cielne	18,4	1,2	8,5	1,28	5,4	0,96	16,4	1,36	-	55,89	20,6	0,65/-
Jałówki powyżej 1 roku życia	12,4	1,12	6,0	1,12	5,8	1,08	11,6	1,16	7,0	-	18,3	0,70/-
Jałówki od ½ do 1	7,8	1,36	3,6	1,4	2,4	1,48	6,8	1,88	-	-	11,5	0,80/-

roku życia													
Cielęta do 1/2 roku życia	2,4	1,52	1,6	1,12	1,4	1,28	2,6	1,28	-	9,86	6,9	-	
Bydło opasowe od 1/2 do 1 roku	12,0	1,04	5,0	1,24	3,8	1,36	10,0	1,8	2,0	32,87	16,0	0,75/0,89	
Bydło opasowe powyżej 1 roku	15,0	1,2	7,0	1,08	6,9	1,16	14,2	1,28	3,0	39,45	20,6	0,71/0,85	
Bydło opasowe powyżej 2 lat	17,5	1,19	8,0	1,27	5,0	1,29	16,0	1,29	-	115,06	20,6	0,70/0,85	
Trzoda chlewna													
Knury	5,5	1,35	3,2	1,39	1,9	1,43	4,6	1,57	5,0	-	9,6	0,75/-	
Lochy**	5,0	1,69	3,7	1,74	1,8	1,83	4,6	1,87	4,6	38,35	18,4	0,68/0,89	
Warchlaki od 2 do 4 miesięcy życia	1,5	1,26	1,0	0,65	0,5	0,35	1,4	1,30	3,2	0,84	1,9	0,72/0,90	
Prosięta do 2 miesięcy życia	0,5	0,78	0,3	0,39	0,2	0,17	0,7	0,87	1,0	-	-	0,75/0,85	
Tucznie	2,0	1,83	1,5	1,37	1,0	2,0	1,9	2,0	4,0	5,75	6,7	0,65/0,80	
Konie duże													
Ogiery	8,5	2,3	5,0	0,81	2,0	0,90				-		-	

Klaczę, wążachy	8,5	2,48	5,5	0,90	2,4	1,0		5,0	-		
Żrebaki powyżej 2 lat życia	6,5	2,0	5,5	0,71	1,7	0,86			-		
Żrebaki powyżej 1 roku życia	6,0	1,52	4,0	0,67	1,4	0,62			-		
Żrebaki od ½ do 1 roku życia	2,5	1,29	2,0	0,48	1,2	0,39			-		
Żrebięta do 1/2 roku życia	1,6	0,07	1,0	0,35	0,7	0,24			-	16,5	
Konie małe											
Ogiery	5,4	1,19	4,0	0,38	1,5	0,43			-	16,5	-
Klaczę, wążachy	5,4	1,23	4,5	0,43	1,7	0,33			-		
Żrebaki powyżej 2 lat życia	4,5	1,0	4,5	0,38	1,2	0,43			-		
Żrebaki powyżej 1 roku życia	4,0	0,76	3,4	0,33	1,0	0,33			-		
Żrebaki od ½ do 1 roku życia	1,7	0,67	1,4	0,29	0,8	0,45			-		





Gołębie	0,01	7,78						-	491 (2 szt.)	0,5	0,81/-
Lisy i jenoty											
Samiec						0,024	1,0	-	-		
Samica						0,022	1,06	-	-		-
Młode						0,013	0,87	-	-		
Norki i tchórze											
Samiec						0,011	1,2	-	-		
Samica						0,009	1,27	-	-		-
Młode						0,007	1,0	-	-		
Króliki											
Samiec		0,15	1,45	0,13	1,55	0,23	1,5	-	-		
Samica		0,12	1,6	0,11	1,65	0,21	1,4	-	1,77		-
Młode		0,03	1,3	0,05	1,4	0,06	1,1	-	-		
Kozy											
Kozy matki	1,2	3,82								-	5,7
Kozłeta do 3,5 miesiąca	0,4	4,27								-	-
Kozłeta od 3,5 miesiąca do 1,5 roku	0,8	3,14						1,7		-	-
Pozostałe kozy	1,0	3,64								-	5,7
Inne											
Szynszyle						0,047	0,27	-	-	-	-
Daniele	1,0	3,68						-	-	1,8-4,8	-

Strusie afrykańskie	1,5	1,6			-	-	2,5	
Strusie Emu i Nandu	1,0	8,89			-	-	15,8	
Inne zwierzęta o łącznej masie 500 kg, z wyłączeniem ryb	12,0	3,0			-	-	-	
Osad pofermentacyjny z biogazowni rolniczych – fermentacja „mokra”				z	0,09 <sub>3</sub> *	-	-	-

Objaśnienia do tabeli:

\* – ze względu na dużą zmienność stosowanych w biogazowniach rolniczych receptur fermentatu, podaną wartość można zastąpić rzeczywistą koncentracją fosforu, wynikającą z laboratoryjnej analizy chemicznej, wykonanej w uprawnionej do tego celu jednostce.

\*\* – dotyczy także macior

a – krowy mleczne o wydajności mlecznej do 6 tys. l.

b – krowy mleczne o wydajności mlecznej 6-8 tys. l.

c – krowy mleczne o wydajności mlecznej powyżej 8 tys. l.

d – 3% zawartości sm.

e – 20% zawartości sm.

Źródło: opracowanie własne IZ PIB

## Literatura

Fotyła M., Igras J., Głowacki M. (2000). Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim. Pam.Puł 120/1.

Grabowski J. (2009). Skład chemiczny nawozów naturalnych [online]. Białystok. OSCh–R. Dostępny w Internecie: [http://www.oschrbialystok.internetdsl.pl/pdf/nawozy\\_naturalne.pdf](http://www.oschrbialystok.internetdsl.pl/pdf/nawozy_naturalne.pdf).

GUS. (2013). Rocznik statystyczny.

Kopiński J., Tujak A. (2009). Bilans azotu i fosforu w rolnictwie polskim. WŚOW, 9 (4).

Liu Y., Villalba G., Ayres R. U., Schroder H. (2008). Global Phosphorus Flows and Environmental Impacts from a Consumption Perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 12 (2): 229-247.

Maćkowiak C. (1997). Nawozy organiczne w gospodarstwach rolnych i ich wpływ na środowisko. Przysiek. ODR: 21.

Normy żywienia przeżuwaczy. (2010). IZ PIB –INRA.

Normy Żywienia Zwierząt. (2003). PAN Jabłonna.

Nutrient Budgets Handbook (CPSA AE I09).

Pinder R. W., Dennis R. L., Bhave P. V. (2008). Observable indicators of the sensitivity of PM<sub>2.5</sub> nitrate to emission reductions, part I: Derivation of the adjusted gas ratio and applicability at regulatory-relevant time scales, *Atmos. Environ.*, 42: 1275-1286.

Punning J. M., Terasmaa J., Vaasma T. (2006). The impact of the lake-level fluctuations on the sediment composition. *Water Air Soil Pollut. Focus*, 6: 151-157.

Smith V. H., Schindler D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, 24(4): 201-207.

Sönmez I., Kaplan M., Sönmez S. (2007). An investigation of seasonal changes in nitrate contents of soils and irrigation waters in greenhouses located in antalya-demre region. Asian Journal Of Chemistry, 19(7): 5639-5646.

Ustawa o ochronie zwierząt (Dz. U. z 2013 r. poz. 856, z 2014 r. poz. 1794, z 2015 r. poz. 266, z 2016 r. poz. 1605).

Ustawa o paszach (Dz.U. 2016 Nr 144 poz. 1045 ).

## ENVIRONMENTAL IMPACT OF NATURAL FERTILIZERS

### S u m m a r y

The adverse impact of livestock production on environmental quality has complex causes, resulting from production volume, type of feeding, housing system, and the way animal manure is stored. Especially the last-mentioned stage of livestock production gives rise to many problems in terms of the generated gaseous emissions. Ammonia, nitric oxides, and methane are released in livestock buildings as early as the stage of defecation. By way of example, the annual manure and slurry production from dairy cows kept on low bedding and yielding 6000 l milk averages 10 t and 6.2 m<sup>3</sup>, with N content of 2.8 kg/t and 2.7 m<sup>3</sup>/t; the respective figures for sows are 3.7 t and 1.8 m<sup>3</sup>; 4.0 kg/t and 4.2 m<sup>3</sup>/t N.

**Key words:** livestock production, natural fertilizers, environment.

## **Wpływ wapnowania na emisje CO<sub>2</sub> i N<sub>2</sub>O**

**Monika Skowrońska, Tadeusz Filipek**

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

### **Wstęp**

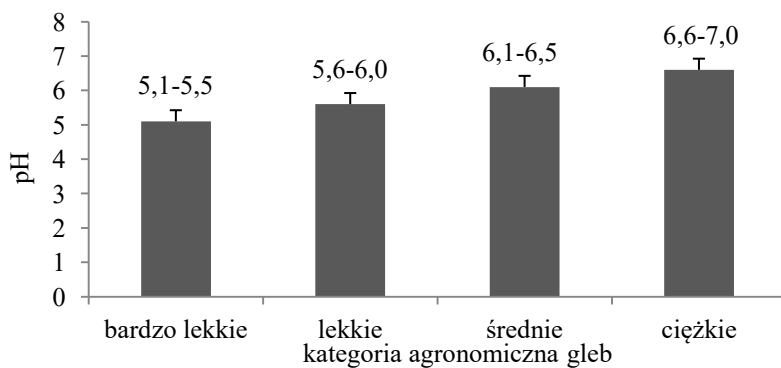
Wyniki opublikowanego w tym roku monitoringu chemizmu gleb ornych wskazują, że średnia wartość pH mierzonego w roztworze KCl wynosiła w Polsce 5,1, wahając się od 3,1 do 7,4 i w ciągu ostatnich 20 lat obniżyła się o 0,2 jednostki. W grupie badanych profili zwiększył się udział gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych i obecnie przekracza on 60%. Aktualnie najgorsza sytuacja pod tym względem panuje na Podkarpaciu, w województwie łódzkim i mazowieckim (rys. 1).

Należy pamiętać, że każda gleba charakteryzuje się optymalnym zakresem pH (rys. 2), uwarunkowanym wielkością kompleksu sorpcyjnego, który niestety nie został osiągnięty na przeważającej powierzchni naszego kraju. Jest to spowodowane zarówno względami klimatyczno-glebowymi, jak i czynnikami antropogenicznym (Filipek i Skowrońska, 2013; Filipek i in., 2015). Obecny poziom wapnowania, czyli zabiegu optymalizującego odczyn gleb, nie pokrywa nawet potrzeb związanych z neutralizacją bieżącego zakwaszającego oddziaływania nawozów azotowych (rys. 3, tab. 1). Według różnych wariantów zapotrzebowanie na wapno nawozowe w przeliczeniu na powierzchnię jednego hektara w Polsce wynosi od 280 do 400 kg CaO (tab. 2) (Lipiński, 2013; Filipek i Skowrońska, 2013; Filipek i in., 2015).



Rys. 1. Przestrzenne zróżnicowanie  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  gleb na podstawie statystyk dla województw

Źródło: Państwowy Monitoring Środowiska-Inspekcja Ochrony Środowiska



Rys. 2. Optymalne zakresy pH dla gleb

Tabela 1. Równoważniki kwasowe, zasadowe i neutralizacyjne  
wybranych nawozów

Nazwa nawozu	Równoważnik		
	kwasowy <sup>a</sup>	zasadowy <sup>b</sup>	neutralizacyjny <sup>c</sup>
Siarczan amonu	110	-	-
Siarka elementarna	310	-	-
Woda amoniakalna	36	-	-
Saletra sodowa	-	28	-
Saletra wapniowa	-	21	-
Saletra amonowa	61	-	-
Saletrzak	30	-	-
Mocznik	82	-	-
Fosforan amonu (DAP)	74	-	-
Superfosfat pojedynczy	8	-	-
Superfosfat potrójny	15	-	-
Wapno palone	-	-	179
Wapno wodorotlenkowe	-	-	136
Wapienie	-	-	100
Dolomity	-	-	109

Objaśnienia do tabeli:

<sup>a</sup> kg CaCO<sub>3</sub>/100 kg nawozu

<sup>b</sup> 100 kg nawozu/kg CaCO<sub>3</sub>

<sup>c</sup> % w stosunku do czystego CaCO<sub>3</sub>

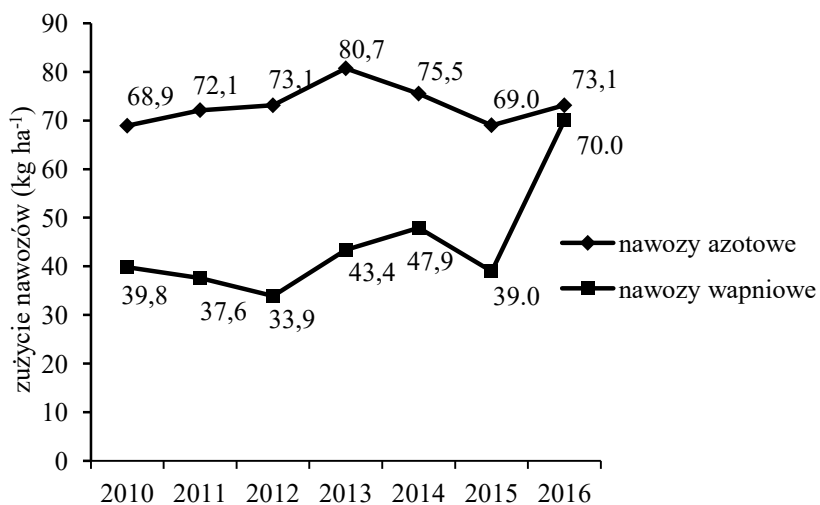
Źródło: *Filipek i in., 2015; Kunhikrishnan i in., 2016*



Tabela 2. Zapotrzebowanie na nawozy wapniowe w Polsce

Wariant	Ilość CaO [mln t]	Dawka CaO [kg ha <sup>-1</sup> UR]
I Uzyskanie optymalnego odczynu gleb	29	400
II Wapnowanie do poziomu pH 5,6	27	330
III Wapnowanie do poziomu pH 5,1	19	280

Źródło: Lipiński, 2013



Rys. 3. Zużycie nawozów azotowych i wapniowych w Polsce

Źródło: GUS, 2017

Fot. 1. Wapno nawozowe

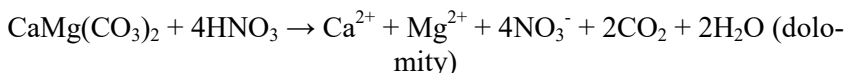
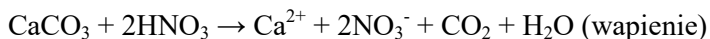


*Fot. Monika Skowrońska*

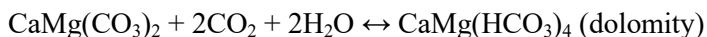
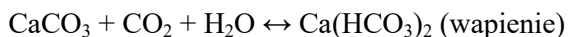
## Oddziaływanie wapnowania na emisję CO<sub>2</sub>

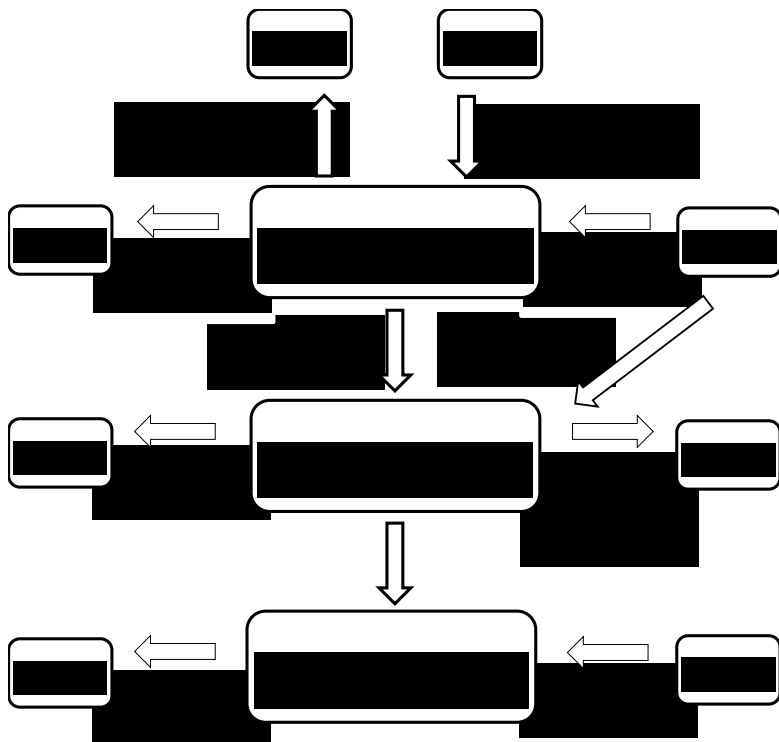
Emisja i sekwestracja ditlenku węgla w glebach wapnowanych są uwarunkowane zarówno rozpuszczaniem nawozów odkwaszających, jak i ich wpływem na ilość, jakość oraz przemiany substancji organicznej, stanowiącej potencjalne źródło lub magazyn CO<sub>2</sub>. Kuzyakov (2006) wyróżnił pięć biogennych źródeł ditlenku węgla pochodzenia glebowego: respirację korzeni, oddychanie mikroorganizmów heterotroficznych strefy korzeniowej, rozkład rodzimej substancji organicznej indukowany wydzielinami korzeniowymi i/lub resztkami roślinnymi oraz tzw. respirację podstawową związaną z metabolizmem oddechowym opartym na mikrobiologicznym rozkładzie glebowej substancji organicznej. Proces oddychania gleby, tj. wymiany gazowej między glebą a atmosferą, jest odpowiedzialny za blisko 50% całkowitego odpływu CO<sub>2</sub> z ekosystemów łądowych (Chen i in., 2015).

**Rozpuszczanie wapna nawozowego (wapieni i dolomitów)** może przyczynić się do zwiększania rezerwuaru węgla, stanowi także potencjalne źródło ditlenku węgla (rys. 4). W glebach o pH < 5 w obecności mocniejszych kwasów mineralnych lub organicznych proces rozpuszczania węglanów skutkuje zwiększonym wydzieleniem CO<sub>2</sub>:



W glebach charakteryzujących się mniejszym zakwaszeniem (o pH > 5), podczas rozpuszczania węglanów wapnia i magnezu dochodzi do wiązania CO<sub>2</sub> i spadku jego stężenia w powietrzu glebowym i w atmosferze. Na każdy mol rozkładanego CaCO<sub>3</sub> jest zużywany 1 mol CO<sub>2</sub>. W przypadku dolomitu do powstania 1 mol CaMg(HCO<sub>3</sub>)<sub>4</sub> są wykorzystywane 2 mol CO<sub>2</sub>:



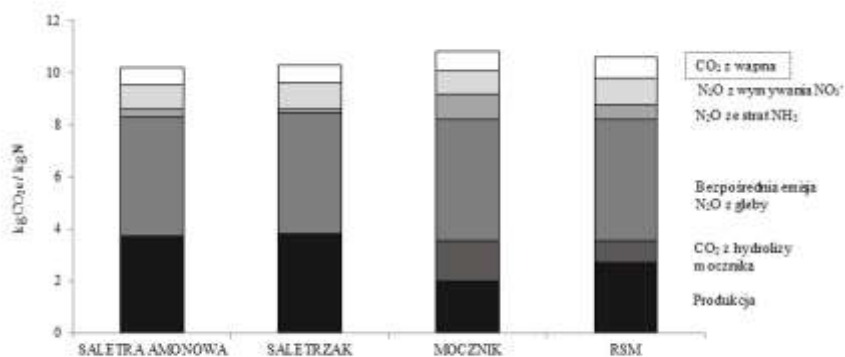


Rys. 4. Przepływ CO<sub>2</sub> po wapnowaniu gleb

Źródło: Page i in., 2009; Filipek i in., 2015

Kierunek przemian węglanów, a w konsekwencji wiązanie lub uwalnianie ditlenku węgla, zależą głównie od pH gleby, intensyfikacji produkcji rolnej (aplikacji nawozów zakwaszających i nawodnień), obecności kationów Fe<sup>3+</sup>, Al<sup>3+</sup> i Mn<sup>2+</sup> (limitujących rozpuszczalność węglanów), formy i rozdrobnienia wapna nawozowego, warunków klimatycznych, zawartości wody oraz części spławianych w środowisku glebowym (West i McBride, 2005; Hamilton i in., 2007; Page i in., 2009; Fornara i in., 2011; Sanderman, 2012; Ahmad i in., 2014; Ahmad i in., 2015; Filipek i in., 2015; Dong i in., 2016; Martin i in., 2017).

Europejskie i amerykańskie badania (Hamilton i in., 2007; West i McBride, 2005), wskazują że w glebach wapnowanych mocne kwasy odpowiadają za rozpuszczanie od 12% do 38% węglanów. Dong ze współautorami (2016), zauważyli jednak, że proces ten w warunkach aplikacji nawozów azotowych w dawce poniżej  $400 \text{ kg N ha}^{-1}$  jest powodowany głównie przez słaby kwas węglowy, co skutkuje wiązaniem  $\text{CO}_2$ . Według niektórych badaczy (Hamiltona i in., 2007), proces rozkładu wapna nawozowego może skutkować związaniem od 20-50% wniesionego wraz z nim węgla, co stoi w sprzeczności z założeniami zaprezentowanymi przez IPCC, gdzie przyjęto, że cały wprowadzany z wapnem nawozowym węgiel uwalnia się w postaci ditlenku węgla (wskaźnik emisji dla wapienia i dolomitu wynosi odpowiednio  $0,12 \text{ t}$  i  $0,13 \text{ t C/t}$  nawozu) (KOBIZE, 2016). Fakt uwzględniania tych współczynników oraz konieczność neutralizacji zakwaszenia powodowanego stosowaniem nawozów mineralnych zwiększa także ślad węglowy nawozów azotowych (rys. 5).



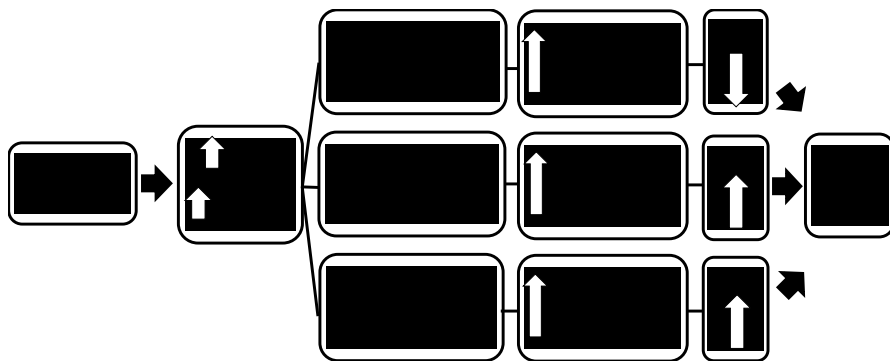
Rys. 5. Ślad węglowy nawozów azotowych z uwzględnieniem  $\text{CO}_2$  z wapnowania (produkcja i stosowanie)

Źródło: Brentrup i in., 2016

W doświadczeniu Shaabana i in. (2017), wzrost stężenia ditlenku węgla w glebach wapnowanych był wynikiem procesów biologicznych,

a nie chemicznych. Należy jednak pamiętać, że wapnowanie może sprzyjać nie tylko uwalnianiu CO<sub>2</sub>, ale także jego sekwestracji. Przy czym efekt netto aplikacji wapna nawozowego będzie zależał od:

- zwiększenia produktywności agroekosystemów,
- stymulowania aktywności mikrobiologicznej,
- polepszenia struktury gleby (rys. 6).



Rys. 6. Potencjalny wpływ wapnowania na zawartość węgla organicznego w glebach

Źródło: Filipek i in., 2015; Paradelo i in., 2015

Zwiększenie produkcji biomasy roślin i zakumulowanego w niej ditlenku węgla w warunkach stosowania wapna nawozowego jest związane głównie z zoptymalizowaniem właściwości środowiska wzrostu roślin, co poprawia wykorzystanie makro- i mikroelementów z rezerw glebowych, nawozów mineralnych, naturalnych i organicznych. Najlepsze warunki dla rozwoju większości gatunków roślin uprawianych w Polsce panują na glebach o odczynie lekko kwaśnym do zasadowego. Przy pH<4,8 dochodzi do zakłóceń w pobieraniu składników nawozowych przez rośliny, pojawia się ryzyko ich strat gazowych i na drodze wymywania oraz następuje uruchomienie rozpuszczalnych form metali ciężkich (Bolan i in., 2003; Gibbons i in., 2014; Kocoń, 2014; Filipek i in., 2015; Goulding, 2016).

Tabela 3. Optymalne wartości pH gleb zapewniające najlepszą dostępność składników pokarmowych

N	P	K, S	Ca, Mg	Fe	Mn	B, Cu, Zn	Mo
6-8	6,5-7,5	>6	7-8,5	<6	5-6,5	5-7	>7

*Źródło: Goulding, 2016*

Liczne badania wskazują, że w glebach wapnowanych większy dopływ resztek pozbiorowych kompensuje ewentualne początkowe straty węgla, generowane wskutek nasilonej mineralizacji (Rangel-Castro i in., 2004; Fornara i in., 2011; Leifeld i in., 2013; Filipek i in., 2015; Paradelo i in., 2015; Shaaban i in., 2017; Holland i in., 2018). Podwyższona emisja CO<sub>2</sub> zachodząca w warunkach korzystnego dla wzrostu roślin pH może pojawiać się dodatkowo w związku z intensywnym oddychaniem korzeni i tzw. ryzosferowym efektem bodźcowym (Ahmad i in., 2013; Filipek i in., 2015; Paradelo i in., 2015).

W bardzo kwaśnych glebach, gdzie przeważa biomasa grzybowa nad bakteryjną, rozkład materiału roślinnego zachodzi wolniej niż w glebach o wyższym pH, występuje także niższe specyficzne tempo oddychania. W przypadku wapnowania gleb naturalnie kwaśnych, w których obecne są populacje mikroorganizmów zaadaptowane do warunków danego odczynu, może następować ograniczenie ich funkcjonowania i obniżenie ilości wydzielanego CO<sub>2</sub>. Wapnowanie na ogół jednak stymuluje intensywność procesów mikrobiologicznych poprzez zwiększanie ilości i dostępności substratów pochodzących ze wzmożonej mineralizacji SOM i podwyższanie liczebności oraz różnorodności (także metabolicznej) populacji mikroorganizmów, co przyczynia się do ich lepszego przystosowania do konwersji większych ilości bardziej zróżnicowanej egzogennej substancji organicznej (Kurek, 2002; Paul i Clark, 2000; Page i in., 2009; Fornara in., 2011; Shaaban i in., 2017). Według Shaaban i in. (2017), ten korzystny wpływ wapna nawozowego występuje, gdy kwasowość jest czynnikiem limitującym aktywność, metabolizm i wzrost mikroorganizmów.

Wapno nawozowe, będąc źródłem kationów wapnia i magnezu oraz podwyższając siłę jonową roztworu glebowego, może nasilać flokulację minerałów ilastych oraz stymulować aktywność mikroorganizmów

wydzielających substancje wiążące (polisacharydy). Tym samym wpływa na tworzenie stabilnych agregatów glebowych i poprawia efektywność fizycznej ochrony substancji organicznej. Jony  $\text{Ca}^{2+}$  i  $\text{Mg}^{2+}$  oraz wyższe wartości pH sprzyjają również transformacji substancji organicznej z wytworzeniem humianów wapnia oraz złożonych związków organiczno-mineralnych, trudniej ulegających rozkładowi do ditlenku węgla (Haynes i Naidu, 1998; Filipek i in., 2015; Paradelo i in., 2015; Andersson i in., 2017; Holland i in., 2018).

W niektórych badaniach obserwowano odmienne efekty wapnowania przejawiające się deprotonacją substancji organicznej i osłabieniem jej wiązania z mineralnymi cząsteczkami gleby, ograniczoną stabilnością makroagregatów i nasilonym rozkładem rodzimej substancji organicznej (Haynes i Naidu, 1998; Ahmad i in., 2015; Shaaban i in., 2017; Paradelo i in., 2015).

Opisane mechanizmy wpływu wapnowania na przemiany węgla w glebie znajdują odzwierciedlenie w niejednoznacznych wynikach badań w literaturze z tego zakresu (tab. 4).

Tabela 4. Dane literaturowe dotyczące wpływu wapnowania na sekwestrację węgla w glebach

Literatura	Zawartość węgla organicznego	Wpływ na proces
Hwang i Son 2006 <sup>a</sup>	ns/-	bd
Srámek i in. 2012 <sup>a</sup>	+	bd
Nilsson i in. 2001 <sup>a</sup>	ns	aktywność mikrobiologiczna
Moore i in. 2012 <sup>a</sup>	-	produkcyjność
Derome 1990 <sup>a</sup>	+	bd
Poulton i in. 2003 <sup>a</sup>	+	produkcyjność
Mijangos i in. 2010 <sup>a</sup>	ns	produkcyjność, aktywność mikrobiologiczna
Grieve i in. 2005 <sup>a</sup>	ns	struktura
Fornara i in. 2011	+	produkcyjność, aktywność mikrobiologiczna
Costa 2012 <sup>a</sup>	ns	produkcyjność
Chan i Heenan	-	struktura, aktywność



1999 <sup>a</sup>		mikrobiologiczna
Wyngaard i in. 2012 <sup>a</sup>	ns	bd
Persson i in. 1995 <sup>a</sup>	-	aktywność mikrobiologiczna
Kowalenko i Ilnat 2013 <sup>a</sup>	-	produkcyjność
Briedis i in. 2012 <sup>a</sup>	+	produkcyjność, struktura
Šimek i in. 1999 <sup>a</sup>	+	produkcyjność, aktywność mikrobiologiczna
Hati i in. 2008 <sup>a</sup>	ns	struktura
Holland i in. 2018	+	produkcyjność
Keller i in. 2015 <sup>b</sup>	+	ograniczenie przepływu CO <sub>2</sub>
Kemmit i in. 2006	+	produkcyjność

Objaśnienia do tabeli:

<sup>a</sup> cyt za: Paradelo i in. 2015

<sup>b</sup> cyt za: Kunhikrishnan i in. 2016

ns nieistotny wpływ, + wzrost zawartości, - spadek zawartości

## Oddziaływanie wapnowania na emisję N<sub>2</sub>O

Tlenek diazotu (N<sub>2</sub>O) powstaje w glebach przede wszystkim w trakcie denitryfikacji, stanowiąc 3-10% produktu głównego procesu - N<sub>2</sub> i nityfikacji (0,3-3% utlenianego NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Należy pamiętać, że w warunkach niskiej i średniej wilgotności gleb przede wszystkim ten drugi proces ma znaczenie (Liu i in., 2007; Shaaban i in., 2015). Pomimo, że wpływ wapnowania na emisję N<sub>2</sub>O nie jest jednoznaczny (tab. 5, rys. 7), to w przypadku dostarczania do agroekosystemów substratów do procesów denitryfikacji i nityfikacji (azotu nawozowego), może dochodzić do nasilenia się gazowych strat N z powierzchni pola (Filipek i in., 2015).

Aplikacja wapna nawozowego reguluje ilość powstającego N<sub>2</sub>O poprzez wpływ na:

- aktywność denitryfikatorów i nityfikatorów,
- wzrost roślin, zmiany w biologii i strukturze gleb oraz w chemo-denitryfikacji (Kurek, 2002; Feng i in., 2003; Filipek i Skowrońska, 2009;

Page i in., 2009; Barton i in., 2013; Cameron i in., 2013; Buckingham i in., 2014; Shaaban i in., 2014; Filipek i in., 2015).

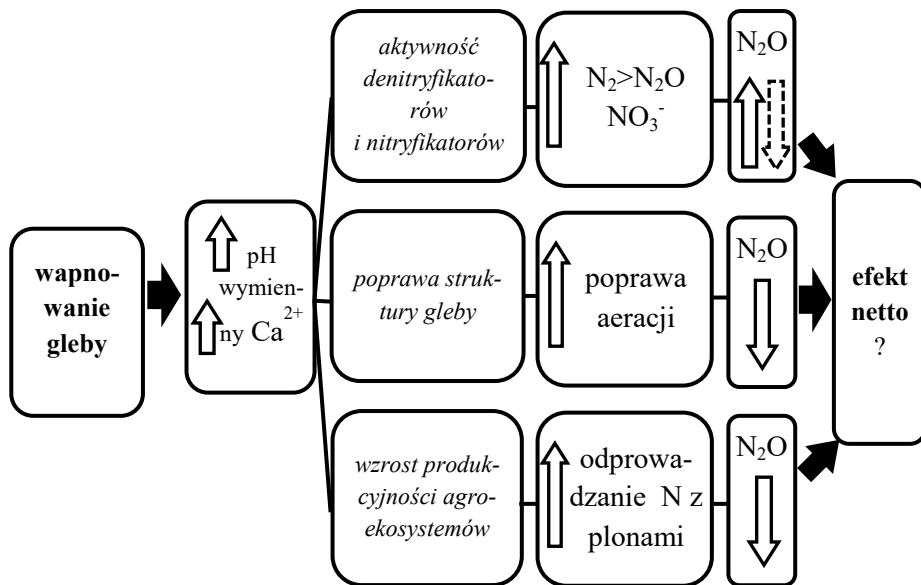
Tabela 5. Dane literaturowe dotyczące wpływu wapnowania na emisję N<sub>2</sub>O z gleb

Literatura	Emisja N <sub>2</sub> O	Wpływ na proces
Zaman i in. 2007 <sup>a</sup>	-	denitryfikacja
Bakken i in. 2012 <sup>a</sup>	-	denitryfikacja
Liu i in. 2014 <sup>a</sup>	-	denitryfikacja
Higgins i in. 2013	-	denitryfikacja
Mørkved i in. 2007	-	denitryfikacja
Sosulski i in. 2016	ns	bd
Butterbach-Bahl i in. 2002 <sup>b</sup>	+	bd
Yamulki i in. 1997 <sup>b</sup>	+	bd
Mosier i in. 1998 <sup>b</sup>	+	bd
Borken i Brumme 1997 <sup>b</sup>	+/-	bd
Klemedtsson i in. 1997 <sup>b</sup>	+/-	bd
Hénault i in. 2012	-	denitryfikacja, nityfikacja
Shaaban 2015	-	denitryfikacja
Šlimek i in. <sup>c</sup>	+	bd
Parkin i in. <sup>c</sup>	ns	bd
Amha i Bohne <sup>c</sup>	+	denitryfikacja
Dobbie i Smith <sup>c</sup>	-	bd

Objaśnienia do tabeli (Źródło):

<sup>a</sup>cyt za: Kunhikrishnan i in. 2016, <sup>b</sup>cyt za: Page i in. 2009, <sup>c</sup>cyt za Sosulski i in. 2016

ns nieistotny wpływ, + wzrost emisji, - spadek emisji



Rys. 7. Potencjalny wpływ wapnowania na emisję N<sub>2</sub>O z gleb

Wapnowanie, obniżając kwasowość gleby, wpływa na zwiększenie aktywności i/lub liczebności denitryfikatorów. Optymalne wartości pH dla większości bakterii denitryfikacyjnych wahają się pomiędzy 6–8. Dodatkowo w glebach wapnowanych nasila się mineralizacja substancji organicznej oraz oddychanie korzeni roślin i mikroorganizmów, co przyczynia się do konsumpcji tlenu oraz zwiększenia zawartości rozpuszczalnych form węgla organicznego, będącego donorem w procesie redukcji N-NO<sub>3</sub>. Jednak nie zawsze skutkuje to wzrostem emisji N<sub>2</sub>O. Tlenek diazotu dominuje w składzie gazów powstających podczas denitryfikacji przy pH < 5–6. Regulacja odczynu sprzyja natomiast konwersji N<sub>2</sub>O do N<sub>2</sub> i oddziałuje na zmniejszenie wartości stosunku N<sub>2</sub>O : N<sub>2</sub> wśród produktów denitryfikacji (Higgins i in., 2013; Mkhabela i in., 2006; Mørkved i in., 2007; Page i in., 2009; Filipek i in., 2015; Shaaban i in., 2017). Shaaban ze współautorami (2014, 2015) stwierdzili, że stosowanie dolomitu na zakwaszonych glebach wzmacnia aktywność reduktazy N<sub>2</sub>O uczestniczącej w przekształcaniu tlenku diazotu do azotu czą-

steczkowego. Największa redukcja emisji  $N_2O$  miała miejsce w tym doświadczeniu przy zwiększeniu pH z 5,52 do 7,36. Według Clougha i in. (2004), ograniczenie emisji  $N_2O$  występuje tylko w przypadku, gdy ilość wody w glebie odpowiada połowej pojemności wodnej. Stosowanie wapna nawozowego w warunkach wysokiego uwilgotnienia gleby intensyfikuje emisję  $N_2O$ .

Na produkcję tlenu diazotu w glebach wapnowanych mogą także oddziaływać zmiany w aktywności nityfikatorów. W środowisku kwaśnym ulega osłabieniu konwersja  $NO_2^-$  do  $NO_3^-$  i wzrasta prawdopodobieństwo przekształcenia azotanów(III) do tlenu diazotu. Ponadto produkty nityfikacji – jony azotanowe(V) w odpowiednich warunkach (podwyższonej wilgotności gleby i/lub przemieszczenia się do miejsc o ograniczonej zawartości tlenu) stanowią substrat w reakcjach denityfikacji. Wysoka zawartość anionów  $NO_3^-$ , preferowanych jako akceptor elektronów w większym stopniu niż  $N_2O$ , ogranicza całkowitą redukcję  $N_2O$  do  $N_2$ . Dopiero po wyczerpaniu się azotanów(V), tlenek diazotu zaczyna być redukowany do azotu cząsteczkowego (Page i in., 2009; Filipek i in., 2015; Hénault i in., 2012; Kunhikrishnan i in., 2016).

Korzystny wpływ wapnowania na strukturę gleby, przejawiający się między innymi poprawą jej aeracji, zmniejsza potencjał denityfikacyjny i podwyższa aktywność nityfikacyjną. W niektórych doświadczeniach obserwowano ujemną korelację między emisją  $N_2O$  a zawartością  $CaCO_3$  w glebie (Page i in., 2009; Shaaban i in., 2015). Stosowanie wapna nawozowego stanowi także czynnik ograniczający emisję tlenu diazotu na drodze chemodenityfikacji, która zachodzi intensywnie tylko przy  $pH \leq 5$  (Page i in., 2009).

Qu i współautorzy (2014) wskazują, że po uwzględnieniu zwiększonej produktywności gleb wapnowanych, wielkość emisji  $N_2O$  w przeliczeniu na jednostkę plonu ulega ograniczeniu. Wapnowanie, stwarzając optymalne warunki do wzrostu roślin, przyczynia się do lepszego wykorzystania azotu, ograniczając tym samym ryzyko jego strat na drodze gazowej (Mørkved i in., 2007; Farquharson i Baldock, 2008; Khan i in., 2011; Page i in., 2009; Andersson i in., 2017; Filipek i in., 2015).

Wielokierunkowy wpływ poprawnie przeprowadzanego wapnowania nie ogranicza się tylko do zwiększania efektywności produkcji roślinnej, ale odgrywa również istotną rolę prośrodowiskową. Stosowanie wapna nawozowego wpływa na przepływ związków C i N, ogranicza

„kompensację obszarową” i „nawozową”, a tym samym może zmniejszać między innymi ślad węglowy nawozów mineralnych.

## Literatura

Ahmad W., Singh B., Dalal R. C. Dijkstra F. A. (2015). Carbon dynamics from carbonate dissolution in Australian agricultural soils. *Soil Research* 53(2): 144-153.

Ahmad W., Singh B., Dijkstra F. A., Dalal R. C. (2013). Inorganic and organic carbon dynamics in a limed acid soil are mediated by plants. *Soil Biol Biochem* 57: 549-555.

Ahmad W., Singh B., Dijkstra F. A., Dalal R. C. Geelan-Small P. (2014). Temperature sensitivity and carbon release in an acidic soil amended with lime and mulch. *Geoderma*: 214–215, 168–176.

Barton L., Gleeson D. B., Maccarone L. D., Zúñiga L. P., Murphy D. V. (2013). Is liming soil a strategy for mitigating nitrous oxide emissions from semi-arid soils? *Soil Biology & Biochemistry* 62: 28-35.

Bolan N. S., Adriano D. C., Curtin D. (2003). Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in Agronomy* 78: 215-272.

Brentrup F., Hoxha A., Christensen B. (2016). Carbon footprint analysis of mineral fertilizer production in Europe and other world regions. 10th International Conference on Life Cycle Assessment of Food, 19th – 21st October 2016: 1-10.

Buckingham S., Anthony S., Bellamy P. H., Cardenas L. M., Higgins S., McGeough K., Topp C. F. E. (2014). Review and analysis of global agricultural N<sub>2</sub>O emissions relevant to the UK. *Science of the Total Environment* 487: 164-172.

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.

Chen D., Wang Y., Lan Z., Li J., Xing W., Hu S., Bai Y. (2015). Biotic community shifts explain the contrasting responses of microbial and root respiration to experimental soil acidification. *Soil Biology & Biochemistry*, 90: 139-147.

Clough T. J., Kelliher F. M., Sherlock R. R., Ford C. D. (2004). Lime and soil moisture effects on nitrous oxide emissions from a urine patch. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68: 1600-1609.

Dong W., Duan Y., Wang Y., Hu C. (2016). Reassessing carbon sequestration in the North China Plain via addition of nitrogen. *Science of the Total Environment*: 563-564, 138-144.

Farquharson R., Baldock J. (2008). Concepts in modelling N<sub>2</sub>O emissions from land use. *Plant Soil*, 309: 147-167.

Feng K., Yan F., Hütsch B. W., Schubert S. (2003). Nitrous oxide emission as affected by liming an acidic mineral soil used for arable agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 67: 283-292.

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: 236.

Filipek T., Skowrońska M. (2009). Optymalizacja odczynu gleby i gospodarki składnikami pokarmowymi w rolnictwie polskim. *Postępy Nauk Rolniczych*, 1: 25-37.

Filipek T., Skowrońska M. (2013). Aktualnie dominujące przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce. *Acta Agrophysica*, 20(2): 283-294.

Fornara D. A., Steinbeiss S., McNamara N. P., Gleixner G., Oakley S., Poulton P. R., Macdonald A. J., Bardgett R. D. (2011). Increases in soil organic carbon sequestration can reduce the global warming potential of long-term liming to permanent grassland. *Global Change Biology*, 17(5): 1925-1934.

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.

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

Hamilton S. K., Kurzman A. L., Arango C., Jin L., Robertson G. P. (2007). Evidence for carbon sequestration by agricultural liming. *Global Biogeochem Cycle*, 21: 1-12.

Haynes R. J., Naidu R. (1998). Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51: 123-137.

Hénault C., Gossel A., Mary B., Roussel M., Léonard J. (2012). Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. *Pedosphere*, 22 (4): 426-433.

Higgins S., Laughlin R. J., Watson C. J. (2013). Antecedent effect of lime on nitrous oxide and dinitrogen emissions from grassland soils. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 95: 219-229.

Holland J. E., Bennett A. E., Newton A. C., White P. J., McKenzie B. M., George T. S., Pakeman R. J., Bailey J. S., Fornara D. A., Hayes R. C. (2018). Liming impacts on soils, crops and biodiversity in the UK: A review. *Science of the Total Environment*: 610-611, 316-332.

Kemmitt S. J. Wright D., Goulding K. W. T, Jones D. L. (2006). pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 38: 898-911.

Kern H. (1985). Odczyn i zawartość węglanu wapnia w glebach użytków rolnych Polski. Wydawnictwo IUNG: 18-27.

Khan S., Clough T. J., Goh K. M., Sherlock R. R. (2011). Influence of soil pH on NO<sub>x</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from bovine urine applied to soil columns. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 54(4): 285-301.

KOBIZE. (2016). Poland's National Inventory Report. Greenhouse Gas Inventory for 1988-2014. Warszawa.

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

Kunhikrishnan A., Thangarajan R., Luo, J., Dalal R., Ding W., Kirkham M. B., Naidu R., Bolan N. S., Xu Y., Mandal S., Gleeson D. B., Seshadri B., Zaman M., Barton L., Tang C. (2016). Functional Relationships of Soil Acidification, Liming, and Greenhouse Gas Flux. *Advances in Agronomy*, 139: 1-71.

Kurek E. (2002). Związki przyczynowo-skutkowe aktywności mikrobiologicznej i zakwaszenia gleb, *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 482: 307-316.

Kuzyakov Y. (2006). Sources of CO<sub>2</sub> efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biol Biochem*, 38: 425-448.

Lipiński W. (2013). Problematyka zakwaszenia gleb, efektywność wapnowania. W: *Dobre praktyki rolnicze w nawożeniu użytków rolnych*. J. Igras (red), Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie, Oddział w Radomiu: 18-37.

Liu X. J., Mosier A. R., Halvorson A. D., Reule C. A., Zhang F. S. (2007). Dinitrogen and N<sub>2</sub>O emissions in arable soils: effect of tillage, N source and soil moisture. *Soil Biology & Biochemistry*, 39: 2362-2370.

Martin J. B. (2017). Carbonate minerals in the global carbon cycle. *Chemical Geology*, 449: 58-72.



Mkhabela M. S., Gordon R., Burton D., Madani A., Hart W. (2006). Effect of lime, dicyandiamide and soil water content on ammonia and nitrous oxide emissions following application of liquid hog manure to a marshland soil. *Plant Soil*, 284: 351-361.

Mørkved P. T., Dörsch P., Bakken L. R. (2007). The  $N_2O$  product ratio of nitrification and its dependence on long-term changes in soil pH. *Soil Biology & Biochemistry*, 39: 2048-2057.

Page K. L., Allen D. E., Dala R. C., Slattery W. (2009). Processes and magnitude of  $CO_2$ ,  $CH_4$ , and  $N_2O$  fluxes from liming of Australian acidic soils: a review. *Australian Journal of Soil Research*, 47: 747-762.

Paradelo R., Virto I., Chenu C. (2015). Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 202: 98-107.

Paul E. A., Clark F. E. (2000). *Mikrobiologia i biochemia gleb*. Wydawnictwo UMCS: 100-314.

Qu Z., Wang J., Almøy T., Bakken L. R. (2014). Excessive use of nitrogen in Chinese agriculture results in high  $N_2O/(N_2O+N_2)$  product ratio of denitrification, primarily due to acidification of the soils. *Global Change Biology*, 20: 1685-1698.

Rangel-Castro I. G., Prosser J. I., Scrimgeour C. M. Smith P., Ostle N., Neson P., Meharg A, Killham K. (2004). Carbon flow in an upland grassland: effect of liming on the flux of recently photosynthesized carbon to rhizosphere soil. *Global Change Biology*, 10: 2100-2108.

Sanderman J. (2012). Can management induced changes in the carbonate system drive soil carbon sequestration? A review with particular focus on Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 155: 70-77.

Shaaban M., Peng Q., Lin S., Wu Y., Zhao J., Hu R. (2014). Nitrous oxide emission from two acidic soils as affected by dolomite application. *Soil Research*, 52: 841-848.

Shaaban M., Peng Q-A., Hu R., Wu Y., Lin S., Zhao J. (2015). Dolomite application to acidic soils: a promising option for mitigating N<sub>2</sub>O emissions. *Environ Sci Pollut Res.* doi:10.1007/s11356-015-5238-4.

Shaaban M., Wu L., Peng Q., van Zwieten L., Chhajro M. A., Wu Y. Lin S., Ahmed M. M., Khalid M. S., Abid M., Hu R. (2017). Influence of ameliorating soil acidity with dolomite on the priming of soil C content and CO<sub>2</sub> emission. *Environ Sci. Pollut. Res.*, 24: 9241-9250.

Sosulski T., Szara E., Stępień W., Szymańska M. (2016). Impact of liming management on N<sub>2</sub>O emissions from arable soils in three long-term fertilization experiments in central Poland. *Fresenius Environmental Bulletin*, 25(12a): 6111-6119.

West T. O., McBride A. C. (2005). The contribution of agricultural lime to carbon dioxide emissions in the United States: dissolution, transport, and net emissions *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108: 145-154.

## THE INFLUENCE OF LIMING ON CO<sub>2</sub> AND N<sub>2</sub>O EMISSIONS

### S u m m a r y

A significant area of Polish soils under agricultural use is characterized by acidic and very acidic reaction. The main tool permitting the management of such soils is liming. That treatment, through improving a number of soil properties, enables simultaneous attainment of production targets and pro-environmental objectives perceived as key issues in the management of soil C and N cycles. The chapter of the monograph presents recent developments on the chemical and biological processes occurring during the application of aglime and the subsequent fluxes in CO<sub>2</sub>, and N<sub>2</sub>O from soils, with particular reference to Polish agroecosystems.

**Key words:** soils, liming, CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions.

## **Ekonomiczne aspekty ochrony środowiska w gospodarstwach rodzinych utrzymujących bydło**

**Elżbieta Sowula-Skrzyńska**

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

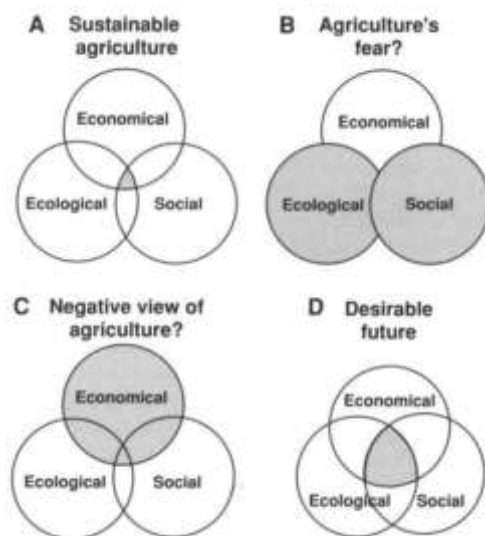
### **Wstęp**

Ważną częścią współcześnie prowadzonych badań naukowych oraz formułowanych na ich podstawie prognoz jest ocena światowych możliwości produkcji żywności i jej wpływu na środowisko naturalne. Racjonalne gospodarowanie zasobami przyrodniczymi w produkcji rolniczej jest jednak praktyką, która nie narodziła się współcześnie. Już dawno zauważono, że XIX wiecznej koncepcji rozwoju rolnictwa opartej na chemizacji (nawozy sztuczne oraz chemiczne środki ochrony roślin), hodowli nowych odmian oraz zastosowaniu maszyn, zmniejszających nakłady pracy, towarzyszą niepożądane zjawiska. Oprócz sukcesów ekonomicznych ujawniły się słabości ekologiczne rolnictwa chemiczno-mechanizacyjnego, wynikające z ograniczonej wydolności naturalnych układów biologicznych.

Dlatego poza celami ekonomicznymi produkcji żywności warto definiować inne kryteria ekologiczne, społeczne, kulturowe, waloryzujące koszty produkcji, przetwórstwa i handlu. Nauka rolnicza zawsze wskazywała na konieczność zachowania zasobów gleby i otoczenia rolnictwa dla przyszłych pokoleń. Globalny problem ochrony środowiska, z jakim mamy do czynienia, ma lokalne uwarunkowania w każdym re-

gionie i w każdym kraju (Domagała-Świątkiewicz, 2005). We współczesnym rolnictwie istnieje społeczny nacisk na dążenie do gospodarowania zrównoważonego, polegającego na uzyskiwaniu stabilnej, a zarazem opłacalnej ekonomicznie i akceptowalnej społecznie produkcji, w sposób niezagrażający środowisku przyrodniczemu (Harasim i Madej, 2008). Takie podejście powinno być realizowane na różnych poziomach zarządzania, począwszy od gospodarstwa rolnego, poprzez poziom lokalny, regionalny do krajowego. Obecnie gospodarstwa rolne funkcjonują pod ciągłą presją sprostania wymogom narastającej konkurencji, przy jednoczesnym wymogu ograniczania niekorzystnego wpływu nowoczesnych metod produkcji na środowisko (Sawa, 2008).

Ich rozwój powinien uwzględniać maksymalizację korzyści netto z rozwoju ekonomicznego, chroniąc jednocześnie oraz zapewniając odtwarzanie się użyteczności i jakości otaczających je zasobów naturalnych w długim okresie (Czyżewski, 2012).



Rys. 1 Modele produkcji rolniczej

Źródło: <http://calag.ucanr.edu/Archive/?article=ca.v048n05p7#Calag-FullText>

- A. Rolnictwo zrównoważone - czyli uzyskanie stabilnej, opłacalnej i akceptowanej społecznie produkcji w sposób nie zagrażający środowisku naturalnemu - łączące w sobie trzy cele produkcyjny, ekonomiczny i ekologiczny.
- B. Rolnictwo „niepewności” - niektórzy rolnicy obawiają się, że będą zmuszeni do osiągnięcia celów środowiskowych i społecznych kosztem efektów ekonomicznych
- C. Rolnictwo „niepożądanych skutków” - jest to negatywne postrzeganie rolnictwa, ponieważ osiągnięcie celów gospodarczych odbywa się kosztem środowiska i społeczeństwa;
- D. Rolnictwo „optymalne” – pożądany model rolnictwa obejmowałby rozszerzenie obszaru, który zawierałby wszystkie trzy cele: produkcyjny, ekonomiczny i ekologiczny w równy sposób.

### **Środowiskowo – ekonomiczna charakterystyka gospodarstw utrzymujących bydło**

Analiza kosztów działalności rolniczej ma dzisiaj ścisły związek ze środowiskiem i nie może się ograniczać do efektów mierzonych wyłącznie w kategoriach ekonomicznych. Gospodarstwo powinno prowadzić szerszy rachunek zwany rachunkiem sozoekonomicznym. Rachunek ten na równi uwzględnia przesłanki korzyści ekonomicznych i korzyści zachowania środowiska przyrodniczego. W świetle tego rachunku działania gospodarcze będą opłacalne, gdy będą równocześnie urzeczywistniać cele gospodarcze (produkcyjne) z celami ochrony środowiska. Rachunek ekonomiczny powinien być zatem uznawany za właściwy, jeśli spełnia jednocześnie kryteria ekonomiczne i pro-środowiskowe.

Potrzeba i konieczność ochrony środowiska naturalnego na poziomie gospodarstwa rolnego nabiera coraz większego znaczenia. W nowej Wspólnej Polityce Rolnej na lata 2014-2020 kwestie te są bardzo mocno akcentowane. W związku z powyższym proponuje się różne rozwiązania – technologie, które w najmniejszym chociażby stopniu przyczynią się do lepszej kondycji środowiska naturalnego na obszarach wiejskich poprzez zmniejszenie ryzyka degradacji środowiska i zrównoważenia ekosystemu rolniczego. Dlatego też głównym celem współczesnego rolnictwa musi być uzyskanie stabilnej, opłacalnej i akceptowanej społecznie produkcji w sposób nie zagrażający środowisku natu-

ralnemu. Rolnictwo powinno zatem łączyć w sobie trzy funkcje produkcyjną, ekonomiczną i środowiskową. Wynika to z faktu, iż analiza kosztów działalności rolniczej ma dzisiaj ścisły związek ze środowiskiem i nie może się ograniczać do efektów mierzonych wyłącznie w kategoriach ekonomicznych.

Rezultaty uzyskane w tym obszarze tematycznym pozwolą realizować założenia „Konwencji o różnorodności biologicznej”, która zakłada ochronę różnorodności biologicznej, zrównoważone użytkowanie jej elementów oraz sprawiedliwy i równy podział korzyści, wynikających z użytkowania różnorodności biologicznej, w tym poprzez stworzenie warunków dostępu do zasobów genetycznych i transferu odpowiednich technologii, wpisując się tym samym w główny nurt „Krajowej strategii zrównoważonego użytkowania i ochrony zasobów genetycznych zwierząt gospodarskich”. Podjęte w ramach tych badań działania oraz uzyskane wyniki nawiązują do „Unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej do 2020 roku”, „która zakłada maksymalizację obszarów rolnych obejmujących użytki zielone, grunty orne i plantacje trwałe objęte środkami związanymi z różnorodnością biologiczną na podstawie WPR, tak by zapewnić zachowanie różnorodności biologicznej i wymierną poprawę stanu ochrony gatunków i siedlisk, które zależą od rolnictwa lub podlegają jego wpływowi, a także poprawę w zakresie zapewniania usług ekosystemowych w porównaniu z unijnym poziomem odniesienia z 2010 r., przyczyniając się w ten sposób do polepszenia zrównoważonego zarządzania”

Mając na uwadze powyższe stwierdzenia podjęto badania w tym zakresie i dokonano oceny stopnia zrównoważenia specjalistycznych gospodarstwach produkujących mleko. Badania przeprowadzono w 70 obiektach. Dobór gospodarstw był celowy, kryterium doboru stanowiła specjalizacja zgodnie z metodyką FADN (Goraj i Olewnik, 2015) oraz region predystynowany do przedmiotowej działalności (region Polski południowo-wschodniej i północno-wschodniej). Badane obiekty zestawiono w dwóch grupach podobnych obszarowo (grupa I do 50 ha i grupa II pow. 50 ha) celem możliwości dokonywania porównań. Do oceny stopnia realizacji koncepcji zrównoważonego rozwoju w gospodarstwach produkujących mleko wybrano, ze względu na dostępność danych, niektóre wskaźniki według metody IUNG. Do oceny uzyskanych wyników zastosowano skalę oceny punktowej od 0 do 5 (Harasim, 2014, 2013). Założono, że charakteryzują one stan gospodarstwa realizującego

w sposób harmonijny cele produkcyjne, ekonomiczne, społeczne i ekologiczne.

Do określenia zrównoważenia procesu produkcji rolniczej w zakresie spełniania wymagań środowiskowych przyjęto: przestrzeganie prawidłowego doboru i następstwa roślin – co najmniej trzy grupy roślin, stopień pokrycia gleby roślinnością, dominację gatunkową zasiewów, udział zbóż w strukturze zasiewów z maksymalną wartością progową 66,7% powierzchni gruntów ornych (GO), maksymalna obsada zwierząt do 1,5 DJP/ha UR.

Ocenę zrównoważenia w zakresie ekonomicznym przeprowadzono na podstawie wybranych wskaźników: dochodowości, parytetu dochodów, stopnia specjalizacji gospodarstwa, udziału dopłat w dochodzie, efektywności ekonomicznej gospodarstwa określonej dochodem rolniczym netto w przeliczeniu na 1 pełnozatrudnionego, 1 ha i 1 l mleka.

W badanych gospodarstwach utrzymywano średnio 31,39 szt. krów o średniej wydajności mlecznej 6293,28 l/rok – jednak wyższą skalą (od 28,75 do 46,94 szt. krów) i potencjałem produkcji (6635 l – 7002,82 l) charakteryzowały się gospodarstwa w regionie Podlasia. W tym też regionie 1ha użytków rolnych obciążony był 1,44 DJP/ha UR, która średnio dla wszystkich badanych gospodarstw wynosiła 1,23 DJP/ha UR. W Polsce południowo-wschodniej obsada na 1haUR wynosiła średnio 0,87, a w gospodarstwie utrzymywano średnio 30,87 DJP bydła.

Badane gospodarstwa produkowały średnio 77,64 kg azotu organicznego w przeliczeniu na 1 ha UR, który w pełni był zagospodarowywany w obrębie gospodarstwa i nie stanowił potencjalnego zagrożenia dla środowiska. Gospodarstwa te przeznaczały średnio 527,38 zł/ha na zakup nawozów mineralnych i 94,55 zł/ha na zakup środków ochrony roślin. Część analizowanych podmiotów (23%), w różnym zakresie realizowała program rolnośrodowiskowy, pozyskując w ten sposób średnio 233,98 zł/ha rekompensaty za działania pro-środowiskowe.

Tabela 1. Ogólna charakterystyka badanych gospodarstw – wskaźniki środowiskowe

Wyszczególnienie	Region Polski Płd-Wsch			Region Polski Płn-Wsch		
	razem	<50 ha	>50 ha	razem	<50 ha	>50 ha
Powierzchnia gospodarstwa	40,58	29,09	66,41	43,29	31,89	65,32
Uprawy - ogółem (ha)	17,99	15,00	24,73	25,12	19,62	36,02
Trwałe użytki zielone (ha)	19,42	11,46	37,33	11,31	8,25	17,20
Udział zbóż w zasiewach (%)	48,54	52,60	39,40	40,31	42,86	36,59
Liczba upraw	5,62	6,17	4,38	3,98	3,90	4,14
Udział użytków zielonych w powierzchni gospodarstwa (%)	53,10	46,38	68,22	48,89	48,97	47,70
Udział traw na gruntach ornych (%)	10,61	12,67	5,97	26,97	29,30	21,76
Wskaźnik dominacji gatunkowej zasiewów (%)	0,32	0,37	0,21	0,52	0,55	0,47
Wskaźnik pokrycia gleby roślinnością (%)	50,01	44,78	61,77	59,97	58,16	63,73
Produkcja azotu w gosp. (kg/ha)	54,18	58,50	44,47	91,50	96,71	82,38
Zużycie nawo-	434,45	497,92	275,77	571,73	593,35	529,95



zów mineral- nych (PLN/ha)						
Zużycie środ. ochrony roślin (PLN/ha)	117,55	131,64	79,98	82,50	90,34	66,81
Liczba krów (szt.)	24,65	19,83	35,50	35,36	28,75	46,94
Ogólna liczba bydła (szt.)	37,65	30,50	53,75	65,14	54,50	83,75
Obsada zwierząt (DJP)	30,87	24,47	45,27	51,05	42,08	66,75
Obsada zwierząt na 1 ha (DJP/ha UR)	0,87	0,95	0,71	1,44	1,52	1,30
Wydajność mleczna (szt./l/rok)	5502,78	5527,88	5446,32	6760,39	6635,00	7002,82
Realizacja pakie- tów rolnośrodo- wis. (PLN/ha)	257,94	218,04	305,82	181,25	141,22	241,29
Wskaźnik zagre- gowany oceny stopnia zrówno- ważenia gospo- darstwa (5 wskaźników)	3,80	3,80	3,80	3,40	2,80	3,60

Źródło: Sowula-Skrzyńska i Skrzyński, 2016

Pozycję gospodarstwa na rynku rolnym kształtuje głównie jego efektywność ekonomiczna. W dłuższym przedziale czasowym, szanse

rozwojowe zapewnią sobie tylko te gospodarstwa, które lepiej niż inne dostosują swój potencjał wytwórczy, skalę i strukturę produkcji oraz koszty wytwarzania do wymogów rynkowych.

Analizując (tabela 2) jedno z najistotniejszych założeń rozwoju zrównoważonego, jakim jest wyrównywanie dochodów i warunków życia różnych grup ludności, stwierdzono że rodziny polskich rolników w niektórych regionach, pomimo odnotowanego postępu w ostatnich latach, znajdują się nadal znacznie poniżej poziomu życia innych grup ludności, o czym może świadczyć uzyskany miesięczny dochód rolniczy netto na 1 pełnozatrudnionego w regionie Polski południowo – wschodniej w wysokości 2 841,32 zł.

Tabela 2. Mierniki efektywności ekonomicznej gospodarstw utrzymujących bydło mleczne

Wyszczególnienie	Region Polski Płd-Wsch			Region Polski Płn-Wsch		
	razem	<50 ha	>50 ha	razem	<50 ha	>50 ha
Przychody gospodarstwa na 1 ha UR	6720,46	7105,76	5853,53	11508,95	11909,57	10734,42
Przychód na 1 l mleka (PLN)	2,12	2,10	2,17	1,94	1,90	2,02
Koszty pasz na 1 l mleka (zł/1 litr)	0,71	0,70	0,71	0,60	0,61	0,58
Koszty pasz na 1 szt. (zł/szt.)	3692,10	3741,10	3581,87	3823,18	3791,37	3884,66
Koszty bezpośr. na krowę (zł/krowę/ PLN)	4060,57	4095,84	3981,19	4321,46	4211,86	4533,36
Koszty bezpośr. na 1 l mleka (PLN)	0,78	0,77	0,80	0,68	0,68	0,68
Dochód rolniczy netto na krowę (zł/szt./ PLN)	2922,54	2531,89	3801,50	4741,83	4535,68	5140,40
Dochód rolniczy netto na 1 l mleka (PLN/l)	0,53	0,46	0,67	0,64	0,61	0,71

Dochód rolniczy netto z ha UR (PLN/ha)	1633,89	1589,52	1733,74	4785,75	4928,25	4510,25
Dochód rolniczy netto na 1 pełnozatrud. /miesiąc/	2841,32	1916,43	4806,71	7114,42	5739,78	9772,06
Przeciętne wynagrodzenie brutto w gospodarce narodowej (PLN)	(3899,78)*; 3266,17**			(3899,78)*; 3348,38**		
Dochodowość (%)	36,26	31,32	47,36	37,93	36,8	40,12
Dopłaty w dochodzie (%)	81,66	92,92	53,14	42,59	44,89	37,43
Parytet dochodów (%)	41,89	40,75	44,45t	122,71	126,37	115,65
Stopień specjalizacji gospodarstwa (%)	72,87	73,77	70,86	86,25	87,33	84,64
Efektywność ekonomiczna (%)	1,03	0,95	1,21	1,44	1,44	1,42
Wskaźnik zagręgowany oceny stopnia zrównoważenia gospodarstwa (5 wskaźników)	1,20	1,00	2,20	3,40	3,40	3,80

Objaśnienia do tabeli:

\* Przeciętne wynagrodzenie brutto w gospodarce narodowej w 2015 r.

\*\* Przeciętne wynagrodzenie brutto według województw w 2014 r.

Źródło: Sowula-Skrzyńska i Skrzyński, 2016

Jest on niższy o 1058,46 zł od przeciętnego miesięcznego wynagrodzenia brutto w gospodarce narodowej w 2015 r., wynoszącego 3899,78 zł i o 424,85 zł od przeciętnego miesięcznego wynagrodzenia brutto w gospodarce narodowej dla województwa podkarpackiego

kiego w 2014 r., wynoszącego 3266,17 zł. Badane gospodarstwa charakteryzowały się bardzo zróżnicowanymi przychodami między regionami sięgającymi nawet 4788,49 zł w przeliczeniu na 1ha użytków rolnych (porównując Podkarpacie z Podlasiem), mimo iż powierzchnia gospodarstw była zbliżona. Regionalne zróżnicowanie można było również zaobserwować, analizując w obrębie poszczególnych regionów koszty bezpośrednie, choć te przede wszystkim wynikały z kosztów pasz, które były najniższe w regionie południowo-wschodnim, w przeliczeniu na krowę (w przeliczeniu na 1 l mleka koszty te były wyższe), a wynikały z intensywności produkcji.

Na podstawie uzyskanych wyników przy użyciu wskaźnika syntetycznego zrównoważenia gospodarstwa ( $W_s$ ), ustalono stopień zrównoważenia (Harasim, 2014). Przeprowadzona ocena wskazuje, że gospodarstwa regionu Polski południowo-wschodniej, w zakresie poszczególnych kryteriów (społeczne, środowiskowe i ekonomiczne), uzyskały średni stopień zrównoważenia ( $W_s=2,89$ ), natomiast w gospodarstwach regionu Polski północno-wschodniej stopień zrównoważenia był wysoki,  $W_s=3,60$ .

Przyjmując do oceny dwa kryteria ekonomiczno-społeczne oraz ekonomiczno-środowiskowe stwierdza się również średni, z tendencją do niskiego poziom zrównoważenia w gospodarstwach regionu południowo-wschodniego, wynoszący odpowiednio 2,43 i 2,50. Gospodarstwa Polski północno-wschodniej wykazują w tym zakresie wysoki stopień zrównoważenia (3,7 i 3,40). Oceniając gospodarstwa pod względem kryteriów społeczno-środowiskowych stwierdzono wysoki, z tendencją do bardzo wysokiego poziom zrównoważenia na „południu” Polski, wynoszący 3,73. Podobne wyniki uzyskały gospodarstwa na „północy”.

Analizowane podmioty w Polsce północno-wschodniej uznano za zrównoważone w zakresie ocenianych kryteriów, gdyż produkcja rolna w tych gospodarstwach nie generuje zagrożeń dla środowiska przyrodniczego, a ich wynik ekonomiczny jest porównywalny z dochodami uzyskiwanymi poza rolnictwem.

Uzyskane wyniki wskazują na dwukierunkowy rozwój rolnictwa, zgodnie z którym w części gospodarstw rolnych Polski północno-wschodniej stosowane metody produkcji zapewniają wysoką efektywność ekonomiczną przy respektowaniu jedynie podstawowych wymogów ochrony środowiska, w innych zaś produkcja rolna jest bardziej przyjazna dla ekosystemu lecz ekonomicznie mało efektywna jak

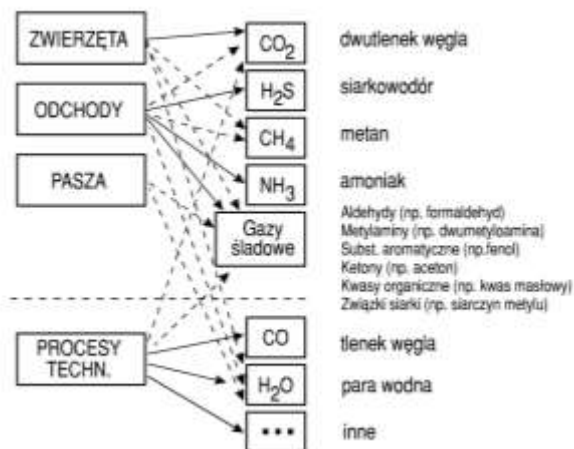
w przypadku gospodarstw Polski południowo - wschodniej.

Podsumowując watro przytoczyć stwierdzenie Jeżowskiego (2007), który uważa że „ (...) istota rozwoju zrównoważonego nie tkwi w równoważeniu relacji między takimi dziedzinami (ładami), jak gospodarka, społeczeństwo, przestrzeń czy przyroda, lecz w wyborze stopnia trwałości. Stopień trwałości bowiem określa nacisk na ochronę środowiska i dążenie do zachowania kapitału naturalnego względem potrzeb gospodarki i społeczeństwa” (Jeżowski, 2007, s. 13-14).

### **Wybrane metody ograniczenia negatywnego oddziaływania gospodarstw mlecznych na środowisko naturalne.**

Skala realistycznej redukcji emisji gazów cieplarnianych i wzrostu pochłaniania CO<sub>2</sub> wynika z uwarunkowań zasobowo-technicznych i ekonomicznych. Oznacza to, że redukcja emisji musi być technicznie możliwa do osiągnięcia (określa to techniczny potencjał redukcji), jak również musi być opłacalna w szerokim pojęciu systemowym i nie zagrażać konkurencyjności poszczególnych przedsiębiorstw i poziomowi życia ubogich grup ludności.

Możliwości ograniczenia niekorzystnego oddziaływania rolnictwa na środowisko naturalne można upatrywać jedynie w poprawie technologii i techniki wytwarzania. Zmiana przeciętnego wpływu jednostki wartości (ilości) wyprodukowanego surowca rolniczego na środowisko naturalne, wydaje się bowiem jedynym obecnie dostępnym narzędziem mogącym realnie poprawić wzajemne relacje pomiędzy rolnictwem i środowiskiem naturalnym.



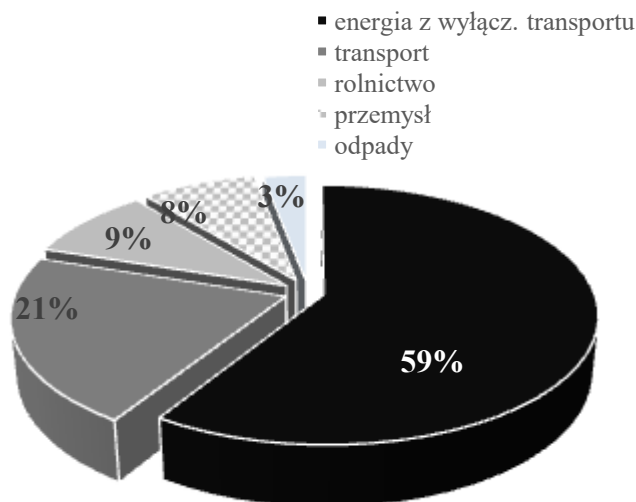
Rys. 2. Schemat powstawania „zanieczyszczeń”

Źródło: <http://www.itep.edu.pl/nauka/konferencje/ko20150930/5.pdf>

Według Galloway i in. (2010), produkcja zwierzęca jest głównym czynnikiem wpływającym na światowe problemy związane ze środowiskiem naturalnym, przyczyniając się do około 18% globalnych emisji antropogenicznych gazów cieplarnianych (GHG), chociaż są bardzo zmienne na całym świecie (FAO, 2006). Opiera się on na podejściu opartym na łańcuchu żywnościowym, biorąc pod uwagę również składki zwykle ukryte w innych sektorach, gdy stosowana jest międzynarodowa metodologia rachunkowości emisji gazów cieplarnianych, w ramach Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie Zmian Klimatu (UNFCCC). W Europie dostępne są tylko nieliczne oceny wpływu klimatu na systemy produkcji zwierzęcej, obejmujące szeroką gamę produktów i całą UE-27.

Rolnictwo emituje niewiele dwutlenku węgla ( $\text{CO}_2$ ), najbardziej rozpowszechnionego gazu cieplarnianego. W rzeczywistości użytki rolne, obejmujące ponad połowę powierzchni UE, magazynują spore zasoby

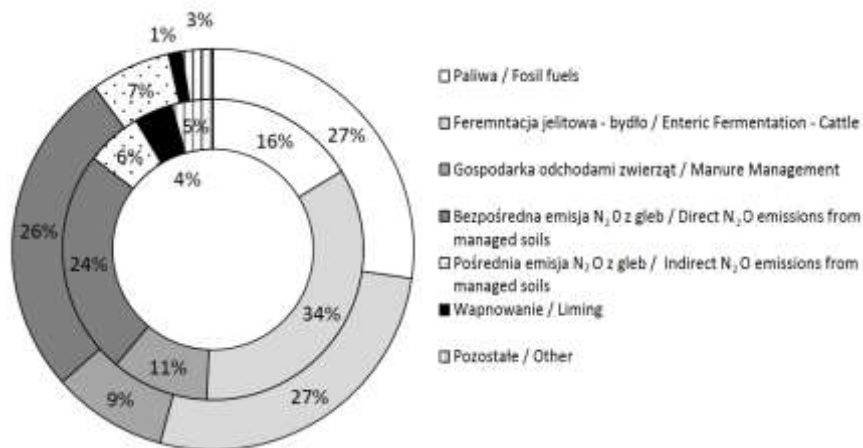
by węgla, który przyczynia się do ograniczenia obecności CO<sub>2</sub> w atmosferze.



Rys. 3. Udział rolnictwa w emisji gazów cieplarnianych, a inne działy gospodarki

Źródło: <http://dlaklimatu.pl/wplyw-rolnictwa-na-zmiany-klimatu/>

W 2013 roku rolnictwo emitowało 520 Tg GHG, co niestety nadal odpowiadało za 12% emisji w krajach UE. Podobnie w Polsce, rolnictwo w latach 1990-2013 odpowiadało za 11-13,5% krajowej emisji z tym, że spadła ona z poziomu 56,9 Tg w 1990 roku do 41,4 Tg w 2013 roku. Jednakże podobny spadek zanotowano w całej gospodarce, więc udział emisji z rolnictwa pozostał na podobnym poziomie.



Rys. 4. Źródła emisji GHG w polskim rolnictwie w roku 1990 i 2013

Źródło: Gołasa, 2016

„Warto zwrócić uwagę na źródła emisji GHG w Polsce w latach 1990 i 2013. Na wewnętrznym kręgu pokazano rok 1990. Głównymi źródłami emisji była wtedy fermentacja jelitowa związana z hodowlą bydła, odpowiadająca za 1/3 emisji GHG z polskiego rolnictwa. Drugie miejsce zajmowała bezpośrednia emisja z gleby (26%). Emisja z gleby obejmuje emisje N<sub>2</sub>O wynikającą z wprowadzenia do gleby azotu ze źródeł pochodzenia antropogenicznego (nawozy syntetyczne, naturalne, odchody zwierząt, pozostałości roślinne itd.)” (Gołasa, 2016).

Reasumując można uznać, że główne gazy produkowane przez rolnictwo to metan (CH<sub>4</sub>) oraz podtlenek azotu (N<sub>2</sub>O), dlatego możliwości redukcji emisji gazów cieplarnianych są w obecnej chwili najistotniejszym problemem, z którym musimy się zmierzyć. Uwzględniając ocenę efektywności ekonomicznej prowadzonych działań na rzecz ochrony środowiska.

Obecnie konieczność gospodarowania w sposób chroniący środowisko stała się oczywista, a obserwowane na świecie zmiany w rolnictwie są podyktowane z jednej strony pogłębiającą się degradacją gleb na znacznych obszarach użytkowanych rolniczo, z drugiej rosnącym zapo-



trzebowaniem społeczeństwa na żywność o odpowiednich parametrach jakościowych. Rolnictwo ekologiczne zostało uznane za jedno z potencjalnych rozwiązań, zwłaszcza w świetle degradacji środowiska naturalnego. Każda zmiana w rolnictwie konwencjonalnym w kierunku ekologicznej i ekonomicznej równowagi przyczynia się do ochrony środowiska naturalnego

Z uwagi na powyższe dokonano oceny potencjału redukcji emisji gazów cieplarnianych poprzez dobranie praktyk redukcyjnych i ustalenie kosztów ich wdrożenia w produkcji bydłowej oraz porównano je z kosztami produkcji dotychczas prowadzonej co pozwoliło nam na ustalenie wysokości jednostkowych kosztów krańcowych redukcji.

Wykorzystanie kosztów krańcowych do oceny redukcji emisji gazów cieplarnianych nie jest przypadkowe gdyż jest to przyrost/spadek wartości kosztów całkowitych, przy wzroście/spadku produkcji o jedną jednostkę. Funkcja kosztu całkowitego determinuje poziom i kształtowanie się kosztów krańcowych.

Należy tu również podkreślić, iż nie istnieje jedna uniwersalna, ekonomiczna metoda wyceny środowiska przyrodniczego oraz szacowania kompleksowo szkód (strat) gospodarczych spowodowanych zanieczyszczeniami środowiska. Każda z dostępnych w literaturze metod ma ograniczone możliwości zastosowania, głównie ze względu na zakres niezbędnych danych.

Metody obliczeniowe ewidencji gazów emitowanych z rolnictwa oparto o jednostkowe współczynniki emisji, co oznacza, że w danym gatunku i rasie, problem rozpatrywano ze względu na wiek (faza wzrostu), płeć, rodzaj produktywności (mleko, mięso, itd) oraz poziom produktywności. Nie bez znaczenia pozostawały technologia utrzymania zwierząt oraz warunki klimatyczne, gdyż ma to bezpośredni wpływ na wielkość emisji zanieczyszczeń.

Dane wykorzystywane do obliczeń w sposób szczegółowy charakteryzowały analizowane działalności, które dostarczały informacji na temat: zasobów gospodarstwa, nakładów i czasu pracy, zużycia środków produkcji, tj.: rodzaju i ilość pasz, wody, paliwa, typu wykorzystanych maszyn i urządzeń itp. Do analizy poszczególnych praktyk redukcyjnych w zależności od regionu ich realizacji ustalono ceny produktów i środków produkcji dla rolnictwa.

Należy podkreślić, iż niniejsza analiza dotyczy między innymi problemu zanieczyszczenia powietrza jako następstwa intensywnej pro-

dukcji zwierzęcej, a zatem uwzględnia rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ze źródła wtórnego, jakim jest system wentylacyjny budynku inwentarskiego, dlatego też po uzyskaniu danych z zakresu tego problemu oszacowano koszty marginalne, choć wydaje się, że ta praktyka redukcji będzie jednak zbyt kosztowna na poziomie gospodarstwa.

Celowe jest zatem skupienie uwagi na selekcji, czy doborze ras zwierząt w kierunku ograniczenia produkowanego przez nie metanu lub na ekologicznym chowie zwierząt, który może ułatwić redukcję emisji gazów cieplarnianych zwiększając zdolność do retencji substancji organicznych w glebie.

Tabela 3. Wybrane metody redukcji emisji gazów cieplarnianych w produkcji bydłowej - oszacowanie potencjału redukcyjnego do roku 2030 i kosztów wdrożenia praktyk redukcyjnych

Nazwa	Postęp hodowlany/ wydajność/ populacja krów	Skrócenie długości opasu bydła mięsnego	Organizacja/ remont stada/ długo-wieczność	Zwiększenie udziału państwowego żywienia krów
Współczynniki emisji jednostkowej metanu i podtlenku azotu w przeliczeniu na CO <sub>2</sub> eq (CO <sub>2</sub> eq. kg/szt./rok)*	2 866,72	1 232,55	2 866,72	2 866,72
Potencjał redukcyjny GHG (kg CO <sub>2</sub> q/szt./rok)**	5,73	200,67	473,01	1 433,36
Pogłowie (szt. w 2030 r.)*	1 800 000,00	4 400 000,00	1 800 000,00	1 800 000,00
Emisja eq. CO <sub>2</sub> w Mt - 2030 standard	5,1601	5,4232	5,1601	5,1601
koszt redukcji zł/kg CO <sub>2</sub> eq/szt.	0,002197773	-0,367817145	-1,051130667	-0,983842405
koszt redukcji zł/tCO <sub>2</sub> eq/szt.	2,20	-367,82	-1 051,13	-983,84

Potencjał redukcyjny GHG (MtCO <sub>2</sub> eq/globalnie/rok)	0,0046	0,2868	0,3831	1,1610
Nazwa	Wprowadzenie udziału roślin strączkowych/ bobowatych w dawkach pokarmowych	Separacja gnojowicy	Przykrywanie miejsc przechowywania obornika	Przykrywanie miejsc przechowywania gnojowicy
Współczynniki emisji jednostkowej metanu i podtlenku azotu w przeliczeniu na CO <sub>2</sub> eq (CO <sub>2</sub> eq. kg/szt./rok)*	1 232,55	1217,65	1232,55	1217,65
Potencjał redukcyjny GHG (kg CO <sub>2</sub> eq/szt./rok)	430,00	195,17	300,58	283,88
Pogłowie (szt. w 2030 r.)*	4 400,00	4 400 000,00	4 400 000,00	4 400 000,00
Emisja eq. CO <sub>2</sub> w Mt - 2030 standard	0,0054	5,358	5,423	5,358
koszt redukcji zł/kg CO <sub>2</sub> eq/szt.	-0,859209527	0,625	0,047	0,063
koszt redukcji zł/t CO <sub>2</sub> eq/szt.	-859,21	624,554	46,577	63,084
Potencjał redukcyjny GHG (MtCO <sub>2</sub> eq/globalnie/rok)	0,3483	0,363	0,559	1,056

Źródło: obliczenia własne; \*obliczenia wykonane przez W. Krawczyk, J. Walczak

Jak wynika z przeprowadzonej analizy emisji gazów cieplarnianych (tabela 3) w produkcji mleka czy mięsa wołowego istnieje szereg możliwości do realizacji działań skutkujących zmniejszeniem emisji gazów

cieplarnianych. Można tu wyliczyć:

- postęp hodowlany/wydajność/ populacja krów
- skrócenie długości opasu bydła mięsnego
- organizacja/remont stada/długowieczność
- zwiększenie udziału pastwiskowego żywienia krów
- wprowadzenie udziału roślin strączkowych/bobowatych w dawkach pokarmowych
- separacja gnojowicy
- przykrywanie miejsc przechowywania obornika
- przykrywanie miejsc przechowywania gnojowicy

Zaproponowane przedsięwzięcia to praktyki o istotnym potencjale redukcji emisji i o realistycznych ekonomicznie kosztach redukcji nie przekraczających 630zł/tonę zredukowanej emisji CO<sub>2</sub> ekw. Większość zaprezentowanych praktyk redukcyjnych może być wdrożona w sposób efektywny kosztowo. Oznacza to, że producent stosując niektóre zaproponowane rozwiązania może uzyskać dodatkowe przychody redukując przy okazji ilość emitowanych gazów. Pozostałe opcje redukcji emisji charakteryzują się dodatnimi kosztami netto.

W dalszej perspektywie należy przewidywać upowszechnienie bardziej kosztownych technologii, które obecnie są jeszcze mało atrakcyjne ekonomicznie ze względu na wysokie koszty, jednakże już obecnie należy je wykorzystywać chociażby w skali pilotażowej.

## Literatura

Czyżewski B. (2012). Produktywność zasobów w rolnictwie w Polsce wobec paradygmatu zrównoważonego rozwoju. *Studia Ekonomiczne/Economic Studies* 2 (LXXIII): 165-188.

Czyżewski B., Kryszak Ł. (2017). Wpływ typów rolnictwa na emisję gazów cieplarnianych. *Więś i Rolnictwo. Kwartalnik*, 1 (174): 99-122.

Domagała-Świątkiewicz I. (2005). Wpływ działalności rolniczej na środowisko naturalne. *Ochrona środowiska naturalnego w xxi wieku nowe wyzwania i zagrożenia*. Praca zbiorowa pod redakcją: Kazimierza Wie-

cha, Henryka Kołoczka, Pawła Kaszyckiego. FUNDACJA NA RZECZ WSPIERANIA BADAŃ NAUKOWYCH Wydziału Ogrodniczego Akademii Rolniczej im. Hugona Kołłątaja w Krakowie: 57-71.

FAO. (2006). Livestock's Long Shadow: Environmental issues and options.1-24.Rome: Food and Agriculture, Organization of the United Nations, <http://www.fao.org/3/a-a0701e.pdf>.

Galloway J., Dentener F., Burke M., Dumont E., Bouwman A. F., Kohn R. A., Mooney H. A., Seitzinger S., Kroeze C. (2010). The impact of animal production systems on the nitrogen cycle. H. Steinfeld, H. Mooney, F. Schneider, L. Neville (Eds.), Livestock in a Changing Landscape. Volume 1. Drivers, Consequences and Responses, Island Press, Washington, USA: 83-95.

Gołasa P. (2016). Emisja gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie-poziom i źródła pochodzenia. Rocz. Nauk. SERiA, tom XVIII, zeszyt 3: 71-75.

Goraj L., Olewnik E. (2015). FADN i Polski FADN (Sieć danych rachunkowych gospodarstw rolnych i system zbierania i wykorzystywania danych rachunkowych z gospodarstw rolnych). IERiGŻ PIB. Warszawa: 11.

Harasim A. (2013). Metoda oceny zrównoważonego rozwoju rolnictwa na poziomie gospodarstwa rolnego. Studia i Raporty IUNG-PIB: 32(6): 58-66.

Harasim A. (2014). Przewodnik do oceny zrównoważenia rolnictwa na różnych poziomach zarządzania. IUNG-PIB: 91.

Harasim A. (2015). Użytkowanie powierzchni ziemi w Polsce w aspekcie stabilności ekologicznej. Rocz. Nauk. SERiA, tom XVII, zeszyt 1: 66-71.

Harasim A., Madej A. (2008). Ocena poziomu zrównoważonego rozwoju gospodarstw bydłych o różnym udziale trwałych użytków zielonych. Roczniki Nauk Rol., G, 95(2): 28-38

Jeżowski P. (2007). Kategoria rozwoju zrównoważonego w naukach

ekonomicznych, [w:] Ekonomiczne problemy ochrony środowiska i rozwoju zrównoważonego w XXI wieku, Oficyna Wydawnicza SGH, Warszawa: 138.

Piontek B. (2012). Ekonomiczna wycena środowiska przyrodniczego – wybrane problemy. *Ekonomia i Środowisko* 1 (41): 47-70.

Sawa J. (2008). Nakłady materiałowo-energetyczne jako czynnik zrównoważenia procesu produkcji rolniczej. *Inżynieria Rolnicza*. 5(103): 243 -248.

Sowuła-Skrzyńska E., Skrzyński G. (2016). Zrównoważony rozwój gospodarstw mleczarskich. *Rocz. Nauk. SERiA*, tom XVIII, zeszyt 6: 197-203.

## **ECONOMIC ASPECTS OF ENVIRONMENTAL PROTECTION IN FAMILY FARMS HOLDING CATTLE**

### **S u m m a r y**

The aim of this study was to determine the costs of implementing practices that reduce green-house gas emissions in livestock production and to compare them with the cost of production so that the unit cost of marginal reduction costs was determined.

During the animal production, which is increasingly expanding, it comes to harmful gas emissions. The share of GHG emission from animal production is estimated at 50–80 % of total emission from the whole agriculture. Considering the existing problem, solutions neutralizing the impact of animal production on the environment, are being looked for.

Moreover, numerous activities in the way of nutritional and technological solutions are undertaken. Nutritional techniques are based on diet modification and require continuous monitoring of livestock animals.

**Key words:** greenhouse gases, emission environmental protection, economic efficiency, family farms



*Źródło: <https://www.agropolska.pl/technika-rolnicza>.*

## **Europejskie i krajowe standardy bilansowania nawozów naturalnych w gospodarstwie**

**Jacek Walczak, Wojciech Krawczyk**

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

Dyrektywa azotanowa (91/676/EWG) narzuca w rolnictwie obligatoryjne poziomy redukcji rozpraszania związków uwalnianych w trakcie pozyskiwania, składowania i aplikacji nawozów naturalnych. Potrzeby takiej realizacji wynikają również z zapisów Deklaracji Helsińskiej 2013 r. (Helcom HOD 44/2013). Istotna jest tutaj również realizacja samych zapisów Konwencji o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego z 1992 r. (Dz.U. 2000 nr 28 poz. 346). Dlatego we wszystkich krajach członkowskich UE, wdrożono systemy normowania nawozowej utylizacji odchodów zwierząt oraz utrzymuje się systemy państwowych laboratoriów, oznaczające skład nawozów naturalnych dla potrzeb rolnictwa. Plany nawozowe są prawnie wymagane w Danii (z gospodarstw powyżej 10 ha), Estonii (gospodarstwa powyżej 300 DJP), Finlandii (gospodarstwa podlegające IED), Łotwie (gospodarstwa powyżej 20 ha położone na OSN), Litwie (gospodarstwa powyżej 50 ha), Polsce (gospodarstwa podlegające IED oraz położone na OSN), Szwecji (gospodarstwa powyżej 100 DJP) oraz Rosji. Plany nawożenia nie są natomiast wymagane dla rolników na Białorusi, w Niemczech i na Ukrainie. Różne są również zasady przechowywania nawozów naturalnych (tab. 1).



Tabela 1. Długość przechowywania nawozów naturalnych w niektórych krajach UE

Państwo/okres przechowywania	Dania	Estonia	Finlandia	Niemcy	Łotwa	Litwa	Polska	Rosja	Szwecja
Liczba miesięcy	7*- 9	8	12	6	7	6- 8**	4- 6**	-	6- 10****

Objaśnienia do tabeli:

\*bydło; \*\* świnie, drób; \*\*\* OSN; \*\*\*\* zależne od gatunku i skali chowu (opracowanie własne).

Pomimo unijnych regulacji w poszczególnych krajach członkowskich, różnie podchodzi się do maksymalnej dawki 170 kg N/ha/rok, jaką ustanawia dyrektywa azotanowa. Czasami są to bardziej rygorystyczne wymogi, ale bywa też odwrotnie (tab. 2). Jeśli chodzi o sam sposób wyznaczania ładunku związków biogennych, to najbardziej rozpowszechnionym jest „nutrient budget”. Polega on na bilansowaniu ładunku wpływającego do produkcji zwierzęcej wraz z paszą, a następnie odejmowaniu wszystkich rozchodów, w tym produkcji, emisji i wymywania.

We wszystkich stosowanych przypadkach, wykorzystuje się zarówno wielkości teoretyczne, jak i skorygowane na poziom produkcji i system utrzymania. Najdokładniejszymi systemami szacowania dysponują Dania i Niemcy. Szwecja posiada tylko niektóre elementy, natomiast w Rosji brak jest urzędowych regulacji. W Danii system szacowania wielkości produkcji i koncentracji nawozów naturalnych zwany "normami obornikowymi", oparty jest na określaniu ilości i jakości nawozu na trzech etapach: wydalania przez zwierzęta, odprowadzenia z budynku i po okresie przechowywania (Poulsen i Kristensen, 1998).

Tabela 2. Maksymalna roczna dawka azotu (kg/ha/rok) z nawozów naturalnych w niektórych krajach UE

Składnik	Państwo								
	Dania	Estonia	Finlandia	Niemcy	Łotwa	Litwa	Polska	Rosja	Szwecja
N	140-170	100-140; 170	170	170-230***	170	170	170	200	-
P	30*	25	-	9	-	-	-	-	22

Objaśnienia do tabeli:

\* pośrednie limitowanie; \*\* OSN; \*\*\* TUZ (opracowanie własne).

System obejmuje gatunki i grupy technologiczne zwierząt, systemy utrzymania i formę nawozu (płynna/stała). Łącznie ponad 150 możliwych pozycji. Oszacowaniu podlegają: azot, fosfor, potas, sucha masa i objętość/masa. Normy korygowane są na podstawie średnich zawartości składników odżywczych pasz, spożycia paszy oraz produktywności zwierząt. Opracowane standardy wykorzystywane są jako podstawa nawożenia we wszystkich gospodarstwach, choć możliwe są drobne korekty, wynikające ze specyfiki własnej gospodarstw (wydajność produkcji). Uznaje się przy tym, że rzeczywista analiza odchodów wykazuje znaczne różnice w zawartości składników odżywczych w porównaniu ze standardami. Często dotyczy to ilości zużywanej wody, a tym samym rozcieńczenia koncentracji. Standardy nawozowe są corocznie aktualizowane przez Uniwersytet w Aarhus, w oparciu o umowy z duńskim ministerstwem rolnictwa. Aktualizacja odbywa się we współpracy z duńską służbą doradcą. System oblicza standardy dla wszystkich gatunków zwierząt gospodarskich w Danii, w tym bydła, trzody chlewnej, drobiu, zwierząt futerkowych, koni, owiec i kóz. Każdy gatunek jest dodatkowo podzielony na grupy technologiczne i klasy wagowe oraz

wiekowe, odpowiednie dla duńskiej produkcji zwierzęcej. Wartości standardowe są podawane w przeliczeniu na zwierzę lub za zwierzę rocznie w zależności od gatunku i kategorii. Uwzględnia się także wydalenie z frakcją moczu i kału przy zastosowaniu współczynników strawności różnych składników odżywczych. Przy wyliczaniu na etapie usuwania z budynku, odejmuje się wartości domyślne strat azotu z tytułu emisji dla każdego systemu, oparte na wynikach badań eksperymentalnych. Uwzględnia się wkład wnoszony ze ściółkowaniem. Podobnie na etapie przechowywania, uwzględnia się straty N z uwagi na emisję oraz straty suchej masy. Dolicza się natomiast wpływ opadów, w tym wymywanie.

Większość danych wejściowych systemu opiera się na wartościach pochodzących z baz danych i statystyk, odzwierciedlających aktualną wydajność, skład diety i składników odżywczych, rzeczywistych systemów utrzymania, itd. w produkcji zwierzęcej. Jednakże, wyniki i wartości z tych badań są również wykorzystywane, do wyznaczania współczynnika strawności pasz (N, P, K i sm).

Jak już zaznaczono wcześniej, duński system posiada możliwości wykorzystania skorygowanych wartości zamiast standardowych wartości domyślnych. Większość rolników jest w stanie kierować się opracowanymi w systemie normami. Mogą oni wykorzystywać standardowe wartości bezpośrednio i nie muszą spełniać żadnych dodatkowych kryteriów dla dokumentacji. Obecna sytuacja prawna w zakresie ochrony środowiska naturalnego w Danii, a także chęć podniesienia efektywności produkcji, zachęca rolników do zmiany praktyk i na przykład używania diety o obniżonej zawartości białka. Oznacza to, że nawóz może mieć zawartość składników odżywczych na niższym poziomie, niż wartość standardowa.

W związku z tym, istnieje zapotrzebowanie u rolników na możliwości korzystania z rzeczywistych wartości, a nie wartości domyślnych. Aby spełnić to żądanie, system duński posiada równania dla korygowania wartości domyślnej o dane z poszczególnych gospodarstw. Dla większości kategorii zwierząt gospodarskich istnieje obecnie możliwość skorygowania odchyleń w wydajności, ilości paszy lub składu diety. Jednak rolnicy muszą dokumentować stosowane praktyki redukcyjne i odchylenia od wartości domyślnych (Poulsen i in., 2000).

W Estonii, zawartość składników odżywczych nawozów naturalnych oblicza się również w trzech etapach, jak w systemie duńskim,

ponieważ jest on tu w dużej części bezpośrednio przeniesiony. Jednak system estoński zawiera mniej kategorii zwierząt i nie wszystkie z oryginalnych elementów. Dotyczy on gospodarstw produkujących na dużą skalę i głównie mleko. Hodowcy mogą przy tym skorzystać ze specjalnej strony internetowej, gdzie znajduje się narzędzie obliczeniowe. System wymaga dalszego rozwoju gdyż, nie uwzględnia takich elementów jak opady atmosferyczne, zużycie wody, czy emisja podczas przechowywania. System nie jest też aktualizowany na bieżąco. Zawiera wzory do obliczania ilości i jakości nawozów naturalnych oraz metodologię obliczania minimalnej pojemności miejsc przechowywania i współczynniki obliczeniowe DJP (Kaasik, 2012; Keskuse, 2010). Generalnie jest on niekompletny i pozostaje w budowie, a informacje na jego temat są bardzo ubogie i opublikowane w języku rodzimym.

W Finlandii, zawartość składników odżywczych nawozów naturalnych opiera się zarówno na regulacji prawnej zawierającej uśrednione normatywy, jak i na możliwości pobierania próbek i ich analizy. Urzędowy dekret w sprawie ograniczenia emisji niektórych substancji z rolnictwa (1250/2014), z zastrzeżeniem dyrektywy azotanowej (91/676/WE), nakłada na każdą fermę obowiązek pobierania próbek i ich analizy. Analizy muszą być wykonywane minimum co pięć lat. Ta opcja podlega dobrowolnemu uczestnictwu w ramach działania rolnośrodowiskowego PROW 2014-2020. Wartości podane w tabelach są oparte na dużej bazie danych, pochodzącej z bezpośrednio analizowanych próbek nawozu. Natomiast normy dotyczące ilości nawozu są obliczane i ograniczone do kilku kategorii zwierząt (świń, owiec, kóz, koni, brojlerów, niosek, indyków, norek i lisów). Obecne wartości norm podane w tabelach zostały zaktualizowane w 2014 roku przez Syke i Luke. W 2016 r. opracowany został system kalkulacji ilości i jakości nawozów naturalnych w oparciu o „nutrient budget” i 3 etapy powstawania nawozów naturalnych. System pozostaje w fazie testów, a ich wyniki zostaną zastosowane w następnym okresie programowania fińskiego PROW. Przed przystąpieniem do UE w 1995 roku, normowanie nawozów naturalnych odbywało się jedynie w oparciu o analizowanie próbek. Funkcjonujący system normowania, posiada niską dokładność danych. Przyczyną jest brak rozbudowania ankiet wypełnianych w celu analizy chemicznej nawozów. Przykładowo, brak jest doprecyzowania, czy próbka pochodzi od niosek, czy brojlerów, krów mlecznych lub opasów. Brak jest dodatkowych informacji o żywieniu itd. Ze względu na wyzwania ze strony UE i braki

w obecnym systemie fińskim, zdecydowano się opracować bardziej precyzyjny i regularnie aktualizowany system normatywnego dostarczenia danych obornika. Syke i Luke zbudowali pierwszą wersję tego systemu w latach 2014-2016. Obejmuje on również kwestie emisji oraz planów nawozowych (Grönroos i in., 2016).

W Niemczech, podobnie jak w Danii, normuje się produkcję i koncentrację nawozów naturalnych w oparciu o metodę „nutrient budget”. Nie opiera się ona na pobieraniu próbek odchodów, ponieważ obornik jest heterogeniczny i niezawodne pobieranie próbek wymaga znacznego doświadczenia profesjonalnego. System jest aktualizowany co pięć lat. Krajowe standardy wydalania są zawarte w Rozporządzeniu BMELV (2007), a dokładna metodologia normowania, jest opisana w `Arbeiten der DLG, zespół 199 (DLG, 2005; 2014). Normy są obowiązkowe dla wszystkich rolników, o ile zawartość składników odżywczych w odchodach zwierzęcych nie podlega etykietowaniu. Możliwe jest również posługiwanie się przez hodowcę własnymi wynikami, oznaczonymi przez certyfikowane laboratorium.

Na Łotwie, ustawa dotycząca standardów nawozów naturalnych weszła w życie pod koniec 2014 roku. Nowy system obejmuje 18 kategorii zwierząt i opiera się na badaniach naukowych dla większości kategorii zwierząt gospodarskich. Badania oparte były o metodę „nutrient budget”, z korektą o wyniki analiz chemicznych. Systemy utrzymania i wydajność zwierząt są podstawą tego systemu. Tabele ilości oraz jakości odchodów zwierzęcych różnych gatunków są zawarte w rozporządzeniu dotyczącym ochrony wód i gleby przed zanieczyszczeniami azotanami spowodowanymi przez działalność rolniczą. Standardy obornika zostały obliczone na podstawie danych o spożyciu paszy, poziomie wydajności, rodzaju ściółki, systemach utrzymania i przechowywania nawozów.

W Rosji normowanie nawozów naturalnych nie jest wymagane, jednakże istnieją instrukcje agrotechniczne odnośnie stosowania obornika, czy gnojowicy do celów nawozowych.

W Szwecji, narzędziem do planowania produkcji i wartości nawozów naturalnych jest VERA. Opiera się on na metodzie „mass budget” (model przepływu masy) i obliczaniu zawartości składników nawozu w różnych etapach obsługi w oparciu o badania naukowe. Jest ona kompatybilna z systemem duńskim. System dotyczy: bydła, świń, drobiu, owiec i koni. Dane systemu są aktualizowane, lecz nie w sposób

regularny. Dane dotyczące zawartości mikroelementów i pierwiastków śladowych są zaczerpnięte z badań empirycznych. Wyliczone ilości nawozu i koncentracji są wykorzystywane przy ustalaniu planów nawozowych. Obliczona masa nawozu służy do określania, czy jest wystarczająco dużo możliwości składowania w gospodarstwie. Szwedzkie regulacje nie przewidują możliwości korzystania z analiz nawozów jako podstawy normowania.

Litwa nie posiada systemu normowania. W ograniczonym zakresie dane tabelaryczne, wykorzystywane są do kontroli ferm przemysłowych i jako krajowe przełożenie wdrożenia dyrektywy azotanowej.

System kontroli i stosowania nawozów naturalnych w Polsce ukształtował się w sposób naturalny w odpowiedzi na powstałe zapotrzebowanie społeczne na bazie instytucji do tej pory zajmujących się tą problematyką, ale niewspółdziałających ze sobą. Nie oznacza to jednak, że wcześniej problematyka ta nie była obecna, tak w prawodawstwie, jak i na poziomie gospodarstw rolniczych. Począwszy od transformacji ustrojowej w 1989 r., zagadnienia ochrony środowiska, w tym jakości wód, skokowo zyskały na znaczeniu, stając się jednym z wiodących elementów polityki państwa. Wcześniej kwestie nawożenia miały w rolnictwie głównie znaczenie produkcyjne, warunkujące wielkość i jakość plonów, jakość gleb i ich życia biologicznego. Niemniej od lat 70. minionego wieku, kiedy to w Polsce nastąpił stopniowy wzrost metod przemysłowej produkcji rolniczej, kwestie oddziaływania nawożenia na jakość wód były obecne w regulacjach prawnych. Dz.U. nr 38 poz. 230 z 1974 r., wprowadził ustawę Prawo wodne i pierwsze obostrzenia w tym względzie. Jednakże priorytetem w tamtym okresie było bezpieczeństwo żywnościowe, dynamicznie rozwijającego się kraju, a kwestie jakości środowiska naturalnego stały na drugim planie. Rola rolnictwa w kształtowaniu się jakości wód, była wtedy na minimalnym poziomie, a większe znaczenie odgrywały dynamicznie rozwijający się przemysł i energetyka. Rozwój przemysłowych metod produkcji, wzrost skali i koncentracji, zwrócił baczniejszą uwagę na rolnictwo w latach 80. Wprowadzono wtedy szereg norm branżowych w chowie zwierząt, regulujących sposób postępowania z nawozami naturalnymi. Po roku 1990, normy te jednak straciły prawne umocowanie i koniecznym stało się wprowadzenie nowych regulacji. Początkowo były one umieszczone w różnych aktach, jak np. Prawo budowlane (1994), czy rozporządzenia MRiRW (1997), w sprawie warunków technicznych, jakim powinny

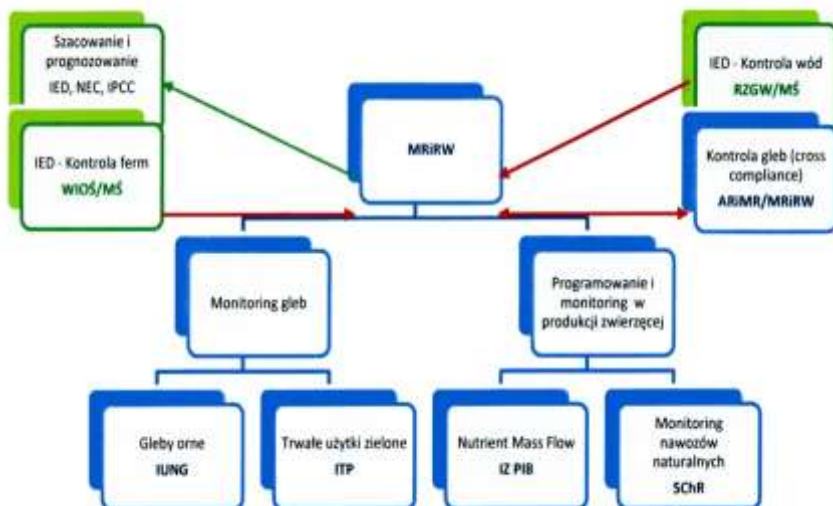
odpowiadać budowie rolnicze i ich usytuowanie. Również znowelizowane Prawo wodne, czy ustawa o ochronie przyrody, starały się unormować jedynie podstawowe kwestie o znaczeniu środowiskowym. Dopiero w 2000 r. uchwalona została ustawa o nawozach i nawożeniu (Dz.U. 2000 nr 89 poz. 991), po raz pierwszy w sposób szczegółowy, aczkolwiek niewyczerpujący, regulująca kwestie postępowania z nawozami naturalnymi. Natomiast w 2003 r., wyznaczono w Polsce pierwsze obszary OSN.

Pierwsze regulacje kładące fundament pod budowę systemu kontroli i stosowania nawozów naturalnych, wprowadzono w Polsce w 2004, co związane było z akcesją naszego kraju do struktur UE. Miały one charakter pomocniczy do wsparcia finansowego na budowę płyt obornikowych i zbiorników gnojowicowych, udzielanego w ramach pierwszej edycji PROW. Mimo szybkiego wyczerpania się dostępnych środków na wspomniane działanie, co świadczyło o dużym zainteresowaniu rolników, opracowane założenia dotyczące ilości i koncentracji nawozów naturalnych dla wszystkich grup technologicznych zwierząt gospodarskich, pozostały w dalszym użyciu. Przeniesienie normowania ze wsparcia na całość realizowanej produkcji, nie wywołało wśród rolników niezadowolenia, chociaż obszarem ograniczonych dyskusji było wprowadzenie konieczności budowy płyt obornikowych. Najsilniej reagował sektor produkcji drobiarskiej, w praktyce realizujący działalność bez zaplecza gruntów w oparciu o pasze z zakupu. Taki charakter produkcji stwarza bowiem duże problemy w składowaniu i utylizacji nawozów. Jednak wspomniane krótkotrwałe dyskusje o marginalnym zasięgu, przykryte zostały ogólnym zrozumieniem konieczności zmian i dostosowaniem gospodarstw do standardów UE. Było to tym łatwiejsze, że już od 1991 r. następowało stopniowe regulowanie pewnych wybranych obszarów działalności rolniczej w zakresie nawozów i nawożenia, przez inne ustawy/akty w branżach pozostających na styku rolnictwa (budownictwo, ochrona przyrody, ochrona powietrza). W przeciągu kilku kolejnych lat system wzmocnił się i upowszechnił, gdyż został powiązany z płatnościami obszarowymi, jako warunek dostosowania gospodarstwa do standardów UE, co było *conditio sine qua non* wystąpienia o płatność. Przez następnych 9 lat funkcjonowania regulacje systemu zostały rozbudowane przez dodatkowe akty prawne MŚ i MRiRW. Wprowadzono między innymi OSN oraz BAT. Skokowy wzrost znaczenia systemu, związany z wprowadzeniem mechanizmów jego kontroli w gospo-

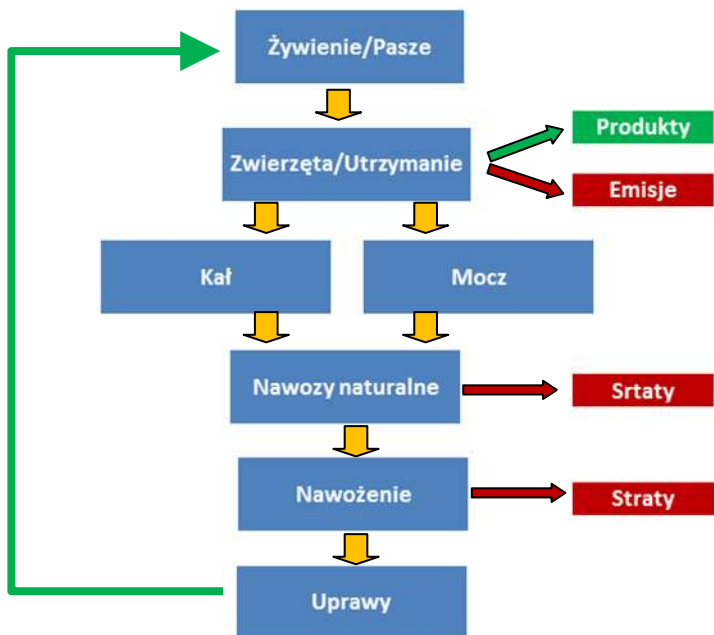
darstwach, a także dalsze rozpropagowanie, związane było z wprowadzeniem minimalnych wymogów wzajemnej zgodności (cross-compliance) w zakresie ochrony środowiska w 2009 r. W tym kontekście toczyła się w kraju ożywiona dyskusja, dotycząca zasadności zmian dotychczasowego charakteru płatności. Znane już wcześniej rolnikom założenia systemu kontroli i stosowania nawozów, nie wzbudzały kontrowersji. Jedynie groźba pomniejszenia, czy utraty płatności związanych z niespełnieniem wymogów dotyczących nawozów naturalnych, spotykała się z negatywnymi opiniami i traktowana była jako zbyt drastyczna. Obowiązujący system uległ modyfikacji w 2013 r., pod względem doprecyzowania wymogów dla gospodarstw położonych na OSN. W najbliższej przyszłości (2016-2017) planuje się objęcie tymi samymi normami wszystkich gospodarstw w Polsce.

Funkcjonujący w Polsce system kontroli i stosowania nawozów naturalnych, oparty o tzw. „nutrient mass flow”, jest w zupełności kompatybilny z systemami obowiązującymi w innych krajach (Niemcy, Wielka Brytania, Francja, Austria, itp.). Jednak pod względem niektórych współczynników różni się od nich ze względu na specyfikę polskiego rolnictwa, bardziej ekstensywny poziom produkcji, rodzime rasy zwierząt, powszechność ściółkowania stanowisk dla zwierząt, niższą wydajność mleczną, nieśność i przyrosty masy ciała zwierząt. Wydaje się, że dla całego obszaru Bałtyku, przyjęć należy tę samą metodę („nutrient mass flow”), pozostawiając możliwość oddania specyfiki wielu uwarunkowań krajowych. Podobna zasada funkcjonuje dla szacowania emisji w przypadku NEC czy IPCC. Aktualnie trudno określić, czy tak rozbudowany system będzie wystarczająco przejrzysty i łatwy w aplikacji.





Rys. 1. Jednostki gromadzące dane służące do opracowania dopuszczalnej dawki azotu



Rys. 2. Model „nutrient mass flow”

Największych możliwości unifikacji kontroli i stosowania nawozów naturalnych, upatrywać należy dla ferm przemysłowych (podlegających dyrektywie IED), które w całej EU korzystają z tych samych metod i genetycznie bardzo zbliżonych zwierząt oraz sposobów ich żywienia.

W uproszczeniu, dopuszczalną dawkę azotu na jednostkę powierzchni oblicza się w gospodarstwie na podstawie urzędowych norm poprzez wyliczenie ładunku azotu z iloczynu posiadanych zwierząt, ich rocznej produkcji nawozów oraz koncentracji azotu w jednostce nawozu.

Uzyskany wynik dzieli się przez posiadaną powierzchnię gruntów objętych nawożeniem (wzór poniżej).

$$\text{dawka nawozu (N kg/ha)} = \frac{\text{Liczba zwierząt} \times \text{jednostkowa produkcja nawozu od sztuki} \times \text{koncentracja N w jednostce nawozu}}{\text{Suma powierzchni UR}}$$

Dla potrzeb wykorzystania powyższego wzoru, rolnik musi udokumentować posiadaną w roku liczbę zwierząt w poszczególnych grupach technologicznych oraz posiadaną powierzchnię UR. Jednostkowa produkcja nawozów w przeliczeniu na sztukę fizyczną dla gatunku i jego grup technologicznych opracowywana jest przez MRiRW i stanowi urzędowy dokument obowiązujący w całym kraju. Na tej samej zasadzie zatwierdzane zostają koncentracje związków azotu w jednostce nawozu naturalnego, w zależności od jego formy (płynna lub stała). Aktualnie obowiązują one na terenach OSN, jednak niebawem obejmą także wszystkie gospodarstwa utrzymujące ponad 10 DJP. Dodatkowym impulsem było tu również orzeczenie TSUE nr C-356/13 z 2014 r., wskazujące dla Polski konieczność większego zaangażowania w ochronę wód przed azotanami pochodzenia rolniczego. Specyfikacja norm obejmuje 21 gatunków zwierząt gospodarskich oraz ich 64 grupy technologiczne dla 3 podstawowych systemów utrzymania. Podstawą do wyznaczania norm przez MRiRW (rys. 1), są prace wykonywane w IZ PIB jako oddzielna działalność, nie związana bezpośrednio z badaniami naukowymi, lecz z monitoringiem gospodarstw i środowiska, wykonywanymi w ramach służby publicznej, a objętych planem wieloletnim, będącym podstawą do nadania statusu PIB.

Punktem wyjścia do normalizacji składu i ilości nawozów naturalnych jest żywienie zwierząt, możliwości retencji: węgla, azotu i fosforu w ich organizmie, rozchód w postaci surowców zwierzęcych (mleko, jaja, mięso), a także straty związków biogenych w okresie ich przechowywania. Metoda ta zgodna jest z ogólnie przyjętym modelem „nutrient mass flow” (rys. 2). Kluczowe dla przyjętego modelu, pozostaje pozyskanie reprezentatywnych danych z krajowej produkcji zwierzęcej. Wymóg ten spełniony jest przez specjalnie skonstruowaną w IZ PIB bazę danych sięgającą do wielu krajowych, niezależnych źródeł monitoringu. Nie są to zatem wartości teoretyczne, oparte jedynie o wzory

i współczynnik, ale dane rzeczywiste, oparte o monitoring krajowej produkcji zwierzęcej.

W pierwszej kolejności dla określenia ilości i koncentracji nawozów naturalnych, niezbędne są informacje o żywieniu zwierząt. Zapotrzebowanie i koncentracja: białka, energii, wapnia, fosforu oraz pozostałych makro i mikroelementów w paszach dla zwierząt, regulowane są w Polsce przez Normy Żywienia Zwierząt, osobne dla przeżuwaczy (IZ PIB-INRA) oraz pozostałych zwierząt (PAN Jabłonna). Obligacja do ich stosowania znajduje się zarówno w tzw. „Prawie paszowym” (Ustawa o paszach z dnia 22 lipca 2006 r., Dz. U. z 2006 r. Nr 144, poz. 1045 z późn. zm.), jak i ustawie z dnia 21 sierpnia 1997 r. o ochronie zwierząt (Dz. U. z 2003 r. Nr 106, poz. 1002). Normy Żywienia Zwierząt jako punkt odniesienia traktują zapotrzebowanie zwierząt, tak na byt, jak i produkcję. Są one kompatybilne z normami DLG oraz INRA. Informacja o normach żywienia zwierząt i ich grup technologicznych, modyfikowana jest przez dane pozyskiwane z monitoringu krajowej kontroli jakości pasz i surowców paszowych, prowadzonej przez Krajowe Laboratorium Pasz w Lublinie. Stąd pochodzą informacje o koncentracji białka i energii w krajowych paszach, a także o kompozycji dawek pokarmowych.

Informacje żywieniowe modyfikowane są pod wpływem danych o produktywności poszczególnych gatunków zwierząt, pozyskiwane z krajowych systemów kontroli i użytkowości zwierząt gospodarskich, zawiadywanych przez związki hodowców.

Dla gatunków, które nie posiadają własnych systemów kontroli użytkowości, dane o produktywności pobierane są z aktualnych publikacji GUS i monitoringu bezpośredniego IZ PIB. Ten ostatni dotyczy zarówno systemów utrzymania, produktywności zwierząt, jak i analizy składu nawozów naturalnych. Równocześnie w IZ PIB prowadzona jest od 1961 r., baza danych oceny kontroli użytkowości zwierząt gospodarskich, oparta o monitoring reprezentatywnej populacji gospodarstw zajmujących się produkcją zwierzęcą.

W części poświęconej określeniu zawartości NPK w nawozach naturalnych pochodzących od zwierząt gospodarskich, w pracach IZ PIB wykorzystuje się rocznie po: 1080 szt. bydła 1800 szt. świń 3000 szt. niosek 7000 szt. kurcząt rzeźnych, 400 owiec, 250 koni, 200 kóz, 100 kaczek, 200 gęsi, 200 indyków oraz 3500 szt. utrzymywanych fermowo lisów, norek, jenotów oraz królików.

Odchody zwierząt, po uprzedniej analizie składu, kolekcjonowane są w przyrządach lub zbiornikach o pojemności 5t i poddawane obowiązującemu prawem okresowi 4 lub 6 miesięcznego (OSN) przechowywania. W okresie przechowywania pobiera się uśrednione próbki zbiorcze do analiz składu oraz mierzy się zmiany w emisji związków gazowych. Analizy jakościowe obejmują oznaczanie: suchej masy, pH, popiołu surowego, substancji organicznej, ciężaru właściwego, azotu, fosforu, potasu i węgla. Uzyskane wyniki badań poddaje się analizie statystycznej metodą jednoczynnikowej wariancji, przy pomocy programów komputerowych: Lotus, Statgraph oraz Statistica. W efekcie analizy uzyskanych danych opracowuje się ilość produkowanego rocznie nawozu naturalnego dla każdej z grup technologicznych gatunków zwierząt gospodarskich, koncentrację NPK w jednostce masy i objętości nawozów naturalnych z systemów głębokiej ściółki, płytkiej ściółki oraz systemu bezściółkowego.

Ważnym elementem wpływającym na określenie wielkości strat gazowych z utrzymania zwierząt oraz przechowywania nawozów naturalnych są badania naukowe. Ze względu na skomplikowaną aparaturę pomiarową oraz konieczność ciągłego wykonywania pomiarów w odróżnieniu od analizy składu nawozów, emisje muszą być określane w badaniach naukowych. Dotyczy to emisji  $\text{NH}_3$  oraz  $\text{NO}_x$ , tak z budynków inwentarskich, jak i miejsc przechowywania nawozów. W żywieniu i paszoznawstwie przy badaniach strawnościowych uwzględnia się wprawdzie tylko podręcznikowe współczynniki emisji, jednak dla potrzeb badania składu nawozów, czy zanieczyszcze atmosfery, jest to metoda mało precyzyjna. Takie elementy jak wielkość obsady budynków, temperatura, system utrzymania, wymiana i prędkość ruchu powietrza, znacząco zmieniają wielkość emisji. Stąd w IZ PIB do badań emisji gazowych z utrzymania zwierząt używa się komór mikroklimatycznych o w pełni regulowanym komputerowo mikroklimacie i przepływie powietrza z ciągłym pomiarem jego składu chemicznego. W przypadku nawozów naturalnych, stosuje się w doświadczeniach polowych metodę tuneli aerodynamicznych, również z regulowanym przepływem powietrza i pomiarami wykonywanymi przy pomocy aparatury przenośnej. Uzyskane wyniki poddawane są analizie statystycznej i uwzględniane później w systemie kontroli i stosowania nawozów naturalnych, jako wskaźnik strat w metodzie „nutrient mass flow”. Metoda tuneli aerody-

namicznych wykorzystywana jest również w IZ PIB do badania emisji z dogłębowej aplikacji nawozów naturalnych.

System kontroli i stosowania nawozów naturalnych precyzuje również sposób obliczania niezbędnej powierzchni płyt obornikowych, zbiorników na gnojowicę oraz gnojówkę. Pierwszy etap przeliczeń wymaga sprowadzenia wszystkich posiadanych w gospodarstwie zwierząt do wspólnego mianownika jakim jest wskaźnik DJP. Wskaźniki te są również ustalane urzędowo dla każdej grupy technologicznej i odpowiadają europejskiemu wskaźnikowi Livestock Unit (Großvieheinheiten-GVB, la Unitat de Bestiar Gros-UBG, Unité-Gros-Bétail-UGB). Następnie mnożąc liczbę DJP przez opracowany wskaźnik powierzchni lub objętości oraz odliczając okres pastwiskowania (A) oraz specyficzny wskaźnik systemu utrzymania i wyposażenia, uzyskuje się wielkość miejsca do przechowywania nawozów w danym gospodarstwie. Wspomniane wskaźniki opracowywane są przez IZ PIB na podstawie wyników monitoringu ferm i uwzględniają specyfikę produkcji, jak na przykład: ilość odchodów pozostawianą na pastwisku, liczbę dni spędzanych przez zwierzęta na pastwisku, wielkość opadów wpływającą na pojemność zbiorników, przykrywanie płyt i zbiorników, zmiany objętości obornika pod wpływem przesuszania oraz wiele innych.

Aktualnie system normowania produkcji nie budzi zastrzeżeń. Jest prosty w realizacji i zrozumiały przez rolników. Do niewątpliwych korzyści wprowadzenia systemu kontroli i stosowania nawozów, zaliczyć należy uporządkowanie gospodarki nawozowej w krajowej produkcji zwierzęcej. Produkcja, przechowywanie i aplikacja nawozów naturalnych stała się na przestrzeni ostatniej dekady, jednym z najważniejszych elementów organizacji gospodarstw. Pod względem ważkości, są one traktowane przez hodowców na równi z osiąganymi wynikami produkcji i ich ekonomiczną efektywnością. Niewątpliwie takie postrzeganie kwestii ochrony środowiska jest miarą olbrzymiego przełomu, jaki dokonał się w świadomości rolników na przestrzeni ostatnich 10 lat. Takie podejście świadczy również o sukcesie funkcjonowania samego systemu.

## Literatura

BMELV. (2007). Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen. Bekanntmachung der Neufassung der Düngeverordnung vom 27. Februar 2007. EWG, 1991.

DLG. (2005). Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere. Arbeiten der DLG 199. DLG-Verlag, Frankfurt (Main).

DLG. (2014). Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere, 2nd ed. Arbeiten der DLG 199. DLG-Verlag, Frankfurt (Main).

Dyrektywa dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG, Dz.U.UE L z dnia 31 grudnia 1991 r.

Establishment of Criteria for the Assessment of the Nitrogen Content of Animal manures. European Commission, Final Report November 1999.

Grönroos J., Luostarinen S., Hellstedt M., Nousiainen J., Munther J. (2016). Finnish normative manure system. System documentation and first results. Manuscript.

Gustafson G., Salomon E., Jonsson S. (2007). Barn balance calculations of Ca, Cu, K, Mg, Mn, N, P, S and Zn in a conventional and organic dairy farm in Sweden. Agriculture, Ecosystems and Environment 119: 160-170.

Helcom. (2013). Deklaracja Helsińska. Helcom HOD 44/2013.

Jordbruksverket. (2014). Guidelines for fertilisation and liming 2015. Jordbruksinformation 12-2014. Swedish Board of Agriculture, Jönköping, Sweden (In Swedish).

Kaasik A. (2012). Sõnnikuhoidlatest välisõhku lenduvate lämmastik-

(NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>) ja väävlühendite (H<sub>2</sub>S) emissioonifaktorite määramine. SA Keskkonnainvesteeringute Keskuse 2010.a. keskkonnakorralduse alamprogrammi projekt nr. 5 (sihtfinantseerimise leping nr. 10-10-1583).

Karlsson S., Rodhe L. (2002). Emission factors for calculating NH<sub>3</sub> emissions from agriculture. Upp-sala, Sweden: JTI – Swedish Institute of Agricultural and environmental engineering (In Swedish).

Konwencji o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego z 2000. Dz.U. 2000 nr 28 poz. 346.

Poulsen H. D., Børsting C. F., Rom H. B., Sommer S. G. (2001). Kvælstof, fosfor og kalium i husdyr-gødning-normtal 2000. DJF rapport nr. 36 (Husdyrbrug): 152.

Poulsen H. D., Kristensen V. F. (1998). Standard values for farm manure. A revaluation of the Danish Standard Values concerning the Nitrogen, Phosphorus and Potassium content of manure. DIAS report no. 7, 160 pp. (English version of Beretning 736 from 1997).

Regulation of Cabinet of Ministries No.834 Regulation Regarding Protection of Water and Soil from Pollution with Nitrates Caused by Agricultural Activity (adopted in 23 December 2014).

Salomon E., Rodhe L. (2006). Content of nutrients and trace elements in stored manure from laying hens. In: S. O. Petersen (Ed.) *Technology for Recycling of Manure and Organic Residues in a Whole-Farm Perspective vol. II*. The 12th RAMIRAN International Conference, Aarhus, Denmark, September 11-13, 2006. DIAS report no. 12: 173-175.

Sindhøj E., Kaasik A., Kuligowski K., Sipilä I., Tamm K., Tonderski A., Rodhe L. (2013). Manure properties on case-study farms in the Baltic Sea Region. Knowledge report ([www.balticmanure.eu](http://www.balticmanure.eu))/JTI-rapport *Lantbruk & Industri* nr 417. JTI – Institutet för jord-bruks- och miljöteknik, Uppsala.

Statistics Sweden. (2014). Use of fertilisers and animal manure in agriculture in 2012/13. Statistics Sweden, Stockholm.



Steineck S., Gustafson G., Andersson A., Tersmeden M., Bergström J. (2000). Plant nutrients and trace elements in livestock wastes in Sweden. Report 5111, Swedish environmental protection agency, Stockholm. ISBN 91-620-5111-3, ISSN 0282-7298.

## **EUROPEAN AND NATIONAL STANDARDS FOR BALANCING FERTILIZERS ON FARMS**

### **S u m m a r y**

The Nitrates Directive imposes mandatory reduction levels for dispersal of compounds released during the collection, storage and application of natural fertilizers in agriculture. These requirements also result from the provisions of the Declaration of Helsinki (2013) and the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area (1992). Therefore, the European Union has implemented systems for regulating the use of animal manure as fertilizers and maintains the national laboratory systems to determine the composition of natural fertilizers for agricultural purposes. Fertilizer plans are legally required in Denmark (farms larger than 10 ha), Estonia (farms larger than 300 LU), Finland (farms subject to the IED Directive), Latvia (farms larger than 20 ha and lying in Nitrate Vulnerable Zones), Lithuania (farms larger than 50 ha), Poland (farms subject to the IED Directive and lying in Nitrate Vulnerable Zones), Sweden (farms larger than 100 LU) and Russia. Fertilizer plans are not required for farmers in Belarus, Germany, and Ukraine.

**Key words:** fertilizer plans, nutrient budget, livestock production.