

STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB

ZESZYT 59(13): 9-18

2019

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa-Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

REGIONALNE ZRÓŻNICOWANIE BILANSÓW I STRAT AZOTU W POLSCE*

Słowa kluczowe: azot, bilans, efektywność wykorzystania azotu, straty azotu**Wstęp**

W Polsce, podobnie jak w pozostałych krajach OECD i UE, wykonuje się okresowe szacunki bilansu azotu brutto według ujednoczonej metodyki zaproponowanej przez OECD i EUROSTAT (10, 11). Szacowane na podstawie bilansu azotu brutto efektywność wykorzystywania azotu (NUE) oraz nadwyżka bilansowa azotu są ważnymi wskaźnikami oceny poprawności gospodarowania azotem w skali regionalnej (10) i krajów (3, 9). Im większy NUE, tym mniejsza nadwyżka bilansowa azotu, który w głównej mierze wymywany jest do wód, zaś w mniejszym stopniu ulega stratom gazowym. Wskaźniki te porównywane w czasie, ilustrują aktualne tendencje poprawy NUE, co wiąże się jednocześnie z ograniczeniem strat reaktywnego azotu do środowiska.

Zaletą bilansów azotu brutto, w których uwzględnia się wszystkie przychody azotu oraz jego rozchody (10), jest to, że obliczenia są proste i mało pracochłonne oraz to, iż jako dane wejściowe wykorzystuje się głównie dane statystyczne. Na podstawie bilansów brutto nie jest jednak możliwym wnioskowanie jakie mogą być efektywności i nadwyżki bilansowe przy zrównoważonym nawożeniu oraz jakie są aktualnie straty azotu poprzez wymywanie i emisje gazowe podtlenku azotu i amoniaku. Zazwyczaj przyjmuje się jedynie, że azot z nadwyżki bilansowej ulega stratom.

Ograniczeń takich nie mają zastosowania modeli mechanistycznych. Pozwalają one symulować bilanse azotu dla przyjętych scenariuszy, z uwzględnieniem zmienności pogodowej, oraz założonej agrotechniki (6). Modele pozwalają oszacować nie tylko NUE i nadwyżkę bilansową, ale także wyszacować ilościowo straty azotu przez wymywanie oraz emisje gazowe. Zastosowanie modeli wymaga jednak większych ilości danych na wejściu oraz jest praco- i czasochłonne.

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.6 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

Material i metodyka badań

Bilans azotu brutto, oszacowany w IUNG-PIB według metody OECD/EUROSTAT dla lat 2014-2016, zaczerpnięto z danych statystycznych (7). Elementy bilansu przedstawiono w postaci średnich ważonych na hektar użytków rolnych dla województw i kraju.

W symulacjach bilansu azotu wykorzystano model DNDC w wersji 9.2 (6), w kalibracji opracowanej w JRC EC dla Europy (12, 13). Model wykorzystywany jest do symulacji bilansów węgla, azotu, wody, emisji metanu, podtlenku azotu oraz sekwestracji węgla organicznego w glebach (6). Przed zastosowaniem model poddano kalibracji w celu dostosowania do specyficznych warunków Polski.

Symulacje wykonywano dla kategorii agronomicznych gleb ciężkich, średnich, lekkich oraz bardzo lekkich, użytkowanych jako grunty orne. Dla gleb tych ustalono metodą ekspercką na podstawie struktury zasiewów, prawdopodobne zmianowania roślin w 16 województwach. Dawki azotu pod każdą rośliną zmianowania dla każdej kategorii gleb ustalono jako najmniejsze według obowiązującego systemu zaleceń nawozowych i stosowano w dwóch dawkach dzielonych w postaci saletry amonowej. Symulacje wykonywano dla okresu dwudziestolecia z wykorzystaniem średnich dobowych danych meteorologicznych (temperatura minimalna, maksymalna, opad), udostępnionych przez JRC EC. Dane meteorologiczne były specyficzne dla każdego województwa. Symulacjami objęto trzy systemy uprawy: a) płuźnej z mineralnym nawożeniem azotem i zbiorem resztek poźniwnych, który był traktowany jako referencyjny dla dwóch kolejnych systemów zwiększających sekwestrację węgla organicznego w glebach; b) uproszczonej z mineralnym nawożeniem azotem oraz pozostawieniem resztek poźniwnych na polu oraz c) płuźnej z mineralnym nawożeniem azotem i obornikiem ($170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ raz w zmianowaniu roślin) i zbiorem resztek poźniwnych. Badane systemy uprawy imitują: a) uprawę w gospodarstwach bezinwentarzowych, b) uprawę w gospodarstwach bezinwentarzowych stosujących uprawę konserwującą oraz c) uprawę w tradycyjnych gospodarstwach posiadających inwentarz i stosujących obornik. Ogółem wykonano 3840 rocznych symulacji (20 lat \times 4 kategorie gleb \times 3 systemy uprawy \times 16 województw). Symulowanymi charakterystykami uwzględnionymi w tym opracowaniu były: dawka zastosowanego azotu w nawozach mineralnych i naturalnych ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), pobranie azotu wraz z plonem głównym i ubocznym ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), wymycie azotu z nawożonych gleb ($\text{kg NO}_3\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), emisja podtlenku azotu ($\text{kg N}_2\text{O-N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$) oraz emisja amoniaku ($\text{kg NH}_3\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$).

Uzyskane z symulacji serie wyników, z dwudziestolecia dla kategorii gleb w województwach, zostały uśrednione do wartości średniorocznych (średnie arytmetyczne). Następnie dla systemów uprawy policzono średnie ważone charakterystyki symulowanych parametrów. Jako wagę przyjęto areale kategorii agronomicznych gleb w każdym województwie. Dla każdego województwa i Polski

policzono ponadto średnie ważone wartości analizowanych charakterystyk z systemów uprawy. Jako wagi przyjęto udziały systemów uprawy a) 10%, b) 40% oraz c) 50%.

NUE obliczono ze wzoru:

$$\text{NUE (\%)} = (\text{pobranie N/przychód N}) \cdot 100$$

Zastosowany azot obejmował następujące źródła: nawozy mineralne i naturalne, depozycja z opadami oraz N zawarty w resztkach poźniwnych.

Nadwyżkę bilansową N obliczono ze wzoru:

$$\text{Nadwyżka bilansowa N} = \text{przychód N} - \text{pobranie N}$$

Zależności regresyjne pomiędzy NUE a: nadwyżką bilansową, wymyciem $\text{NO}_3\text{-N}$, emisją N_2O oraz NH_3 policzono w programie Statgraphics.

Celem badań było porównanie bilansów brutto azotu z bilansem symulowanym przy użyciu komputerowego modelu DNDC dla województw i Polski, określenie potencjalnych możliwości zwiększenia efektywności wykorzystywania tego składnika oraz scharakteryzowanie zależności pomiędzy efektywnością jego wykorzystania a wymyciem, emisją podtlenku azotu i amoniaku w Polsce.

Wyniki i dyskusja

Według bilansu azotu brutto przychody N w województwach wahały się w granicach od 76 (podkarpackie) do 171 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ UR (wielkopolskie), przy średniej dla kraju 132 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ UR (tab. 1). Według symulacji wykonanych przy użyciu modelu DNDC przychody azotu zawierały się w przedziale 122 (dolnośląskie) do 143 (łódzkie) $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ GO ze średnią dla kraju wynoszącą 136 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ GO. Traktując przychody N w województwach w obu bilansach jako serie danych niezależnych stwierdzono, że średnie przychody azotu dla Polski w obu bilansach nie różnią się od siebie istotnie statystycznie (tab. 2).

Tabela 1

Porównywane bilanse azotu dla województw i Polski

Województwo	Bilans azotu brutto*				Bilans azotu wg DNDC**			
	Przychód N	Pobranie N	Nadwyżka bilansowa N	NUE	Przychód N	Pobranie N	Nadwyżka bilansowa N	NUE
	($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	(%)	($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	(%)
Dolnośląskie	121	94	27	78	122	65	56	55
Kujawsko-pomorskie	157	90	66	58	142	88	54	63
Lubelskie	110	80	31	72	134	74	59	57
Lubuskie	105	80	25	76	141	108	33	79
Łódzkie	138	77	61	56	143	112	32	80
Małopolskie	94	80	14	86	124	57	68	46
Mazowieckie	124	75	49	61	140	108	31	79
Opolskie	152	112	40	74	125	70	56	57
Podkarpackie	76	65	11	86	126	85	41	71

Tabela 1 cd.

Podlaskie	131	88	43	67	133	106	27	81
Pomorskie	130	87	43	67	134	91	42	71
Śląskie	123	84	40	68	133	84	49	64
Świętokrzyskie	106	65	41	61	133	100	33	76
Warmińsko-mazurskie	122	87	35	71	137	98	38	73
Wielkopolskie	171	92	79	54	140	114	25	83
Zachodnio-pomorskie	110	88	23	80	137	107	30	78
Polska	132	84	43	66	136	98	38	73

Źródło: * GUS (7); **opracowanie własne

Pobranie N w bilansie azotu brutto w Polsce oraz w większości województw było większe lub równe 80 kg N·ha⁻¹ (tab. 2), czyli wartości proponowanej jako minimalne pobranie (2).

Tabela 2

Porównanie średnich czynników w bilansie azotu brutto oraz w bilansie według DNDC dla Polski

Czynnik	Porównanie średnich (poziom ufności 95%)	Wartość prawdopodobieństwa (P)
Dawka N	średnie nie różnią się istotnie	0,306
Pobranie N	średnie nie różnią się istotnie	0,831
Różnica bilansowa N	średnie nie różnią się istotnie	0,902
NUE	średnie nie różnią się istotnie	0,975

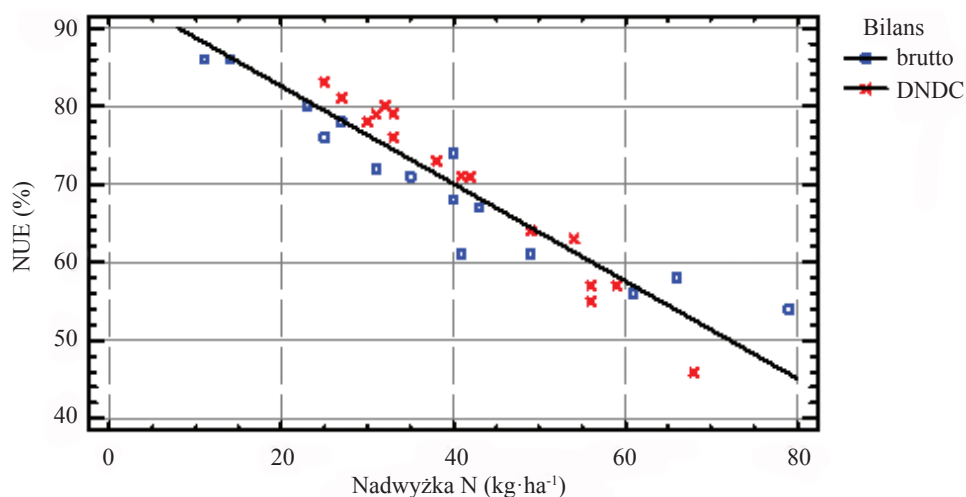
Źródło: opracowanie własne

Jedynie w województwie łódzkim, mazowieckim i świętokrzyskim pobrania były mniejsze od 80 kg N ha⁻¹, co nie wynikało ze zbyt niskich przychodów N, a raczej z działania czynników ograniczających pobieranie tego składnika. Odmienna sytuacja miała miejsce w województwie podkarpackim, gdzie mniejsze od 80 kg ha⁻¹ pobranie wynikało raczej z niskiego przychodu N. Symulacje z użyciem modelu DNDC wykazały, że w Polsce i w większości województw pobrania przekraczały 80 kg N·ha⁻¹, z wyjątkiem dolnośląskiego, lubelskiego, małopolskiego i opolskiego. W tych ostatnich województwach ograniczenie pobierania wynikało z innych przyczyn niż niskie przychody N. Średnie pobrania dla kraju nie różniły się od siebie istotnie w obu bilansach (tab. 2).

Nadwyżki bilansowe N w kraju i województwach były, według bilansu brutto, mniejsze od tymczasowo ustalonej wartości dopuszczalnej (2), która wynosi 80 kg N·ha⁻¹ (tab. 1). Jedynie w województwie wielkopolskim osiągały wartość zbliżoną do dopuszczalnej. Według symulacji DNDC w Polsce i w województwach nadwyżki bilansowe były mniejsze od 80 kg N·ha⁻¹. Średnie nadwyżki bilansowe dla kraju nie różniły się od siebie istotnie statystycznie w obu bilansach (tab. 2).

Efektywność wykorzystywania azotu uznaje się tymczasowo za pożądaną, jeśli mieści się ona w przedziale 50-90% (2). Według bilansu azotu brutto efektywności w Polsce i w województwach mieściły się w tym przedziale (tab. 1). Podobny wynik dał model DNDC, z wyjątkiem województwa mazowieckiego, gdzie NUE uzyskało wartość mniejszą od 50%. Średnie wartości NUE dla kraju, według obu bilansów, nie różniły się istotnie (tab. 2).

Podjmując badania przypuszczano, że ze względów metodycznych porównywane bilanse będą się wysoce od siebie różnić. Badania tego nie potwierdziły, przynajmniej w odniesieniu do średnich wartości parametrów bilansu dla Polski. Bilans brutto szacowany był dla użytków rolnych, natomiast bilans DNDC dla gruntów ornych. Przypuszczano więc, że na ogół ekstensywnie użytkowane w Polsce użytki zielone, które charakteryzują się mniejszymi wartościami NUE (5), zaniżą średnie wartości elementów bilansu dla kraju. Hipoteza ta nie została potwierdzona. Inną znaną różnicą w obu porównywalnych bilansach jest to, że bilans N brutto uwzględnia aktualne przychody, zaś bilans DNDC przychody zgodne z zaleceniami nawozowymi. Stwarza to możliwość oceny bilansów pod kątem możliwości zwiększenia NUE.



Rysunek 1. Zależność pomiędzy efektywnością wykorzystania azotu (NUE) a nadwyżką bilansową azotu ($NUE = 94,97 - 0,623 \cdot \text{nadwyżka N}$; $R^2 = 87,7^{***}$; $n = 32$)

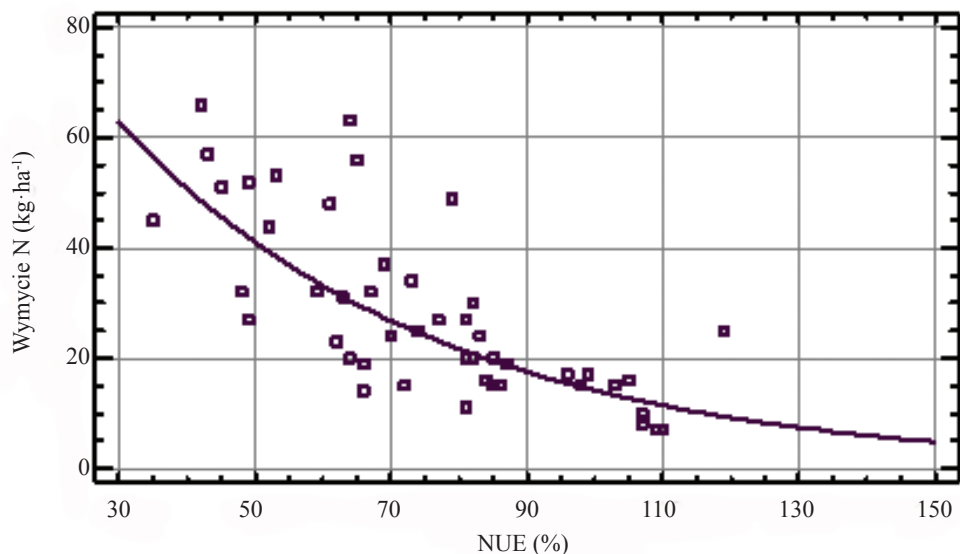
Źródło: opracowanie własne

Poprawa NUE w Polsce, według obu bilansów, możliwa jest do osiągnięcia poprzez ograniczenie nadwyżki bilansowej N (rys. 1). Stwierdzenie to w oczywisty sposób wynika z definicji obu wskaźników, co nie wskazuje jednak jak technicznie zwiększyć NUE.

Z literatury wynika, że zwiększenie wykorzystania azotu NUE można osiągnąć w trojaki sposób poprzez: zmniejszenie przychodu N, tam gdzie jest on zbyt wysoki; wyeliminowanie działania czynników ograniczających plonowanie (innych niż azot) oraz przekierowanie nadmiernych przychodów N z regionu o niskiej efektywności wykorzystania N do regionu o lepszej efektywności wykorzystywania N (1). Biorąc pod uwagę oba bilanse można stwierdzić (tab. 1), że bilans N jest zrównoważony i nie wymaga interwencji w województwach: podlaskim, pomorskim, śląskim, warmińsko-mazurskim i zachodniopomorskim. W województwach kujawsko-pomorskim i wielkopolskim przychód N zbliża się do granicy niskich NUE (50%). Dalsza intensyfikacja nawożenia N w tych województwach jest niecelowa. W obu tych województwach obniżenie przychodu zwiększyłoby NUE (tab. 1). W województwach:

dolnośląskim, lubelskim, łódzkim, małopolskim, mazowieckim i świętokrzyskim pobieranie N jest ograniczane przez czynniki inne niż przychód azotu (tab. 1). Można w nich zwiększyć NUE poprzez eliminację tych czynników. Z bilansów wynika ponadto, że zwiększenie przychodu N mogłoby zwiększyć NUE tylko w województwie lubuskim i podkarpackim (tab. 1).

Bilans azotu brutto nie daje możliwości wyszacowania wymycia azotanów oraz emisji gazowych N_2O i NH_3 . Umożliwiają to symulacje DNDC (4), które mogą (jak sądzimy po braku istotności różnic w elementach bilansu) scharakteryzować te straty dla Polski.

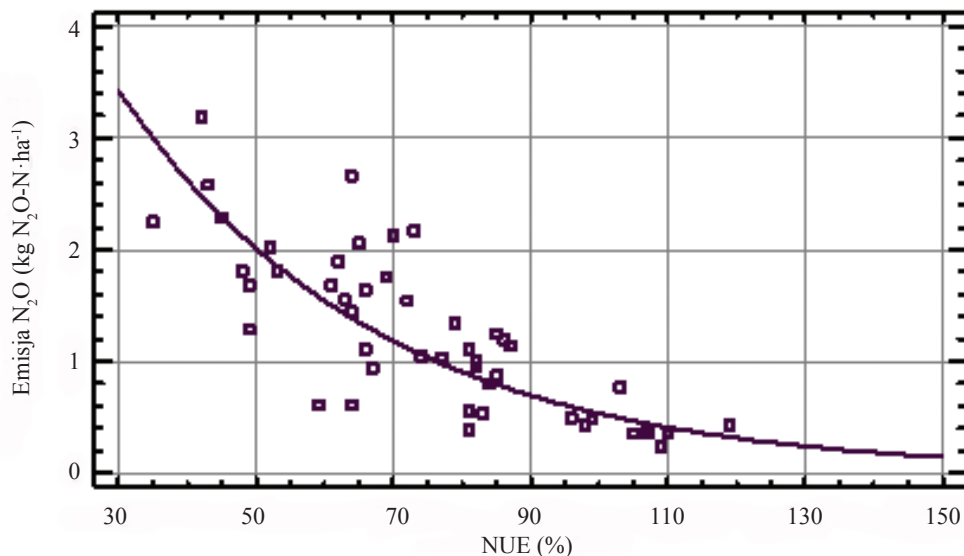


Rysunek 2. Zależność pomiędzy wymywaniem azotu a efektywnością jego wykorzystywania
($NUE = \exp(4,777 - 0,0213 \cdot NUE)$; $R^2 = 57,2^{***}$; $n = 48$)

Źródło: opracowanie własne

Zależność pomiędzy NUE a wymyciem azotanów najlepiej opisywała regresja wykładnicza, według której wymycie malało wraz z wzrostem NUE (rys. 2). Oszacowane z tej zależności wymycie N dla średniego dla kraju NUE (73%) wynosiło $25 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$, co odpowiadało 18,3% średniego przychodu N. Według metodyki IPCC w glebach nasyconych wodą wymycie może wynosić średnio 30% przychodu N i wahać się w granicach 10-80% (8).

Do opisu zależności pomiędzy emisją podtlenku azotu a efektywnością wykorzystania azotu NUE najlepiej dopasowaną funkcją była regresja wykładnicza, która wskazywała zmniejszanie się emisji wraz ze wzrostem NUE (rys. 3).

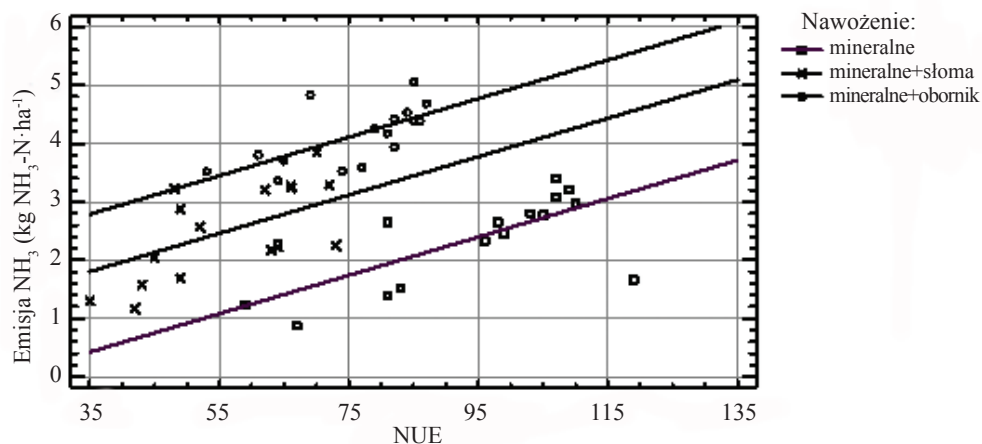


Rysunek 3. Zależność pomiędzy emisją podtlenku azotu a efektywnością wykorzystywania azotu
 $(N_2O = \exp(2,028 - 0,0266 \cdot NUE); R^2 = 66,7^{***}; n = 48)$

Źródło: opracowanie własne

W odniesieniu do średniego NUE dla Polski (73%) emisja osiągała wartość 1,09 kg N₂O-N ha⁻¹ r⁻¹, co odpowiadało 0,8% przychodu N. Według metodyk szacunku IPCC wynosi ona 1% przychodu N z rozrzutem w granicach 0,2-5% (8)

Zależność pomiędzy emisją amoniaku a NUE opisano regresjami liniowymi o jednakowym współczynniku regresji i istotnie różnych wyrazach wolnych (rys. 4). Wskazują one, że emisja amoniaku rosła ze wzrostem NUE. Największe emisje występowały, kiedy stosowano nawozy mineralne i obornik, mniejsze były emisje w zmianowaniach z nawożeniem mineralnym i pozostawieniem na polu słomy, a najmniejsze w przypadku nawożenia roślin tylko nawozami mineralnymi. Oszacowane dla średniego dla kraju NUE (73%) wartości emisji dla poszczególnych praktyk nawozowych wynosiły odpowiednio: 4,04; 3,05 i 1,67 kg NH₃-N·ha⁻¹ r⁻¹, co odpowiadało: 2,97; 2,24 oraz 1,23 % przychodu azotu. Według metodyk IPCC emisja amoniaku wynosi średnio 10% przychodu azotu przy rozrzucie szacunków w granicach 3-30% (8).



Rysunek 4. Zależność pomiędzy emisją amoniaku a efektywnością wykorzystywania azotu NUE (Nawożenie mineralne: $\text{NH}_3 = -0,731 + 0,0329 \cdot \text{NUE}$; Nawożenie mineralne + słoma: $\text{NH}_3 = 0,638 + 0,0329 \cdot \text{NUE}$; Nawożenie mineralne + obornik: $\text{NH}_3 = 1,640 + 0,0329 \cdot \text{NUE}$; $R^2 = 74,1$; $n = 48$)
 Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie i wnioski

Przeprowadzone badania miały na celu porównanie bilansów brutto azotu z bilansem symulowanym przy użyciu komputerowego modelu DNDC dla województw i Polski, określenie potencjalnych możliwości zwiększenia efektywności wykorzystywania azotu oraz scharakteryzowanie zależności pomiędzy efektywnością wykorzystania azotu a wymyciem azotanów, emisją podtlenku azotu i amoniaku w Polsce. Przeprowadzone badania wykazały, że:

1. Średnie dla Polski wartości przychodów, pobrania, nadwyżki bilansowej oraz efektywności wykorzystywania azotu nie różniły się statystycznie istotnie w porównywanych bilansach.
2. Bilans azotu brutto oszacowany został dla użytków rolnych, zaś bilans azotu DNDC dla gruntów ornych. Brak istotnych różnic w elementach porównywanych bilansów może wskazywać, że uwzględnienie w bilansie brutto użytków zielonych nie zaniżyło wartości elementów bilansu dla Polski.
3. Analiza obu bilansów sugerowałaby, że bilans azotu jest zrównoważony i nie wymaga interwencji w województwach: podlaskim, pomorskim, śląskim, warmińsko-mazurskim i zachodniopomorskim. W województwach kujawsko-pomorskim i wielkopolskim przychód azotu zbliża się do granicy niskich efektywności, co wskazuje, że dalsza intensyfikacja nawożenia N w tych województwach jest niecelowa, a obniżenie przychodów mogłoby zwiększyć efektywność azotu. W województwach: dolnośląskim, lubelskim, łódzkim,

małopolskim, mazowieckim i świętokrzyskim pobieranie N jest ograniczane przez czynniki inne niż przychód azotu. Eliminacja tych czynników mogłaby zwiększyć w nich efektywności wykorzystywania azotu;

4. Zwiększenie efektywności wykorzystywania azotu zmniejszyłoby jego wymywanie, które obecnie wynosi dla Polski średnio $25 \text{ kg NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ oraz emisję podtlenku azotu, która wynosi średnio $1,09 \text{ kg N}_2\text{O}\cdot\text{N}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$.
5. Poprawa efektywności wykorzystywania azotu nie zmniejszy emisji amoniaku. Ich wielkość zależna jest od praktyk nawożenia. Średnia emisja będzie największa w przypadku łącznego stosowania nawozów mineralnych i obornika ($4,04 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), mniejsza w przypadku stosowania nawozów mineralnych i słomy ($3,05 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$) i najmniejsza w przypadku stosowania azotu w postaci nawozów mineralnych ($1,67 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$).

Literatura

1. Bodirsky B. L., Müller Ch. Robust relationship between yields and nitrogen inputs indicates three ways to reduce nitrogen pollution. *Environmental Research Letters*, 2014, 9, 111005 (4pp).
2. EUNitrogenExpertPanel. Nitrogen Use Efficiency (NUE) an indicator for the utilization of nitrogen I food systems. Wageningen University, Alterra, Wageningen, Netherlands, 2015.
3. EUROSTAT. Eurostat Statistics Explained. Agri-environmental indicator – gross nitrogen balance. April 2018 (https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_gross_nitrogen_balance#Analysis_at_country_level).
4. Faber A., Jarosz Z. Modelowanie bilansu azotu oraz emisji podtlenku azotu i amoniaku w skali regionalnej w Polsce. *Zeszyty Naukowe SGGW w Warszawie Problemy Rolnictwa Światowego*, 2018, **18(2)**: 70-81.
5. Faber A., Jarosz Z., Kopyński J., Matyka M. The relationships between nitrogen use efficiency and nitrogen input in crop production in Poland. *Polish Journal of Agronomy*, 2016, **26**: 15-20.
6. Giltrap D. L., Li C., Saggarr S. DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, **136**: 292-300.
7. GUS. Ochrona środowiska 2018. Warszawa 2018.
8. IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds), 2006, IGES, Japan, Chapter 11 on N_2O emissions from managed soils.
9. Kopyński J. Ocena zmian efektywności wykorzystania azotu w produkcji rolniczej Polski. *Roczniki Naukowe Stowarzyszenia Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu*, 2017, XIX (1), 85-91.
10. Kopyński J. Criterion to determine optimum surpluses of gross nitrogen balance on the level NUTS-0, NUTS-2. *Acta Scientiarum Polonorum. Agricultura*, 2016, **15(1)**: 29-36.
11. Kremer A. M. Nutrient budgets EU-27, Norway, Switzerland. Methodology and handbook. Luxembourg: Eurostat/OECD, EC Eurostat, ver. 1.02, 2013 ([https://ec.europa.eu/eurostat/documents/2393397/2518760/Nutrient_Budgets_Handbook_\(CPSA_AE_109\)_corrected3.pdf/4a3647de-da73-4d23-b94b-e2b23844dc31](https://ec.europa.eu/eurostat/documents/2393397/2518760/Nutrient_Budgets_Handbook_(CPSA_AE_109)_corrected3.pdf/4a3647de-da73-4d23-b94b-e2b23844dc31)).
12. Leip A., Achermann B., Billen G., Bleeker A., Bouwman A.F., de Vries W., Dragosits U., Döring U., Fernald D., Geupel M., Heldstab J., Johnes P., Le Gall A.C., Monni S., Nevečeřal R., Orlandini L., Prud'homme M., Reuter H.I., Simpson D., Seufert G., Spranger T., Sutton M.A., van Aardenne J., Voß M., Winiwarter W. Chapter 16. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: Sutton et al. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge University Press., 2011: 345–376.

13. Leip A., Marchi G., Koehler R., Kempen M., Britz W., Li C. Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe. *Biogeoscience*, 2008, **5**: 73-94.
-

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Antoni Faber
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 767
e-mail: faber@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Antoni Faber	0000-0002-3055-1968
Zuzanna Jarosz	0000-0002-3428-5804