

**STUDIA I RAPORTY
IUNG-PIB**

63(17)



**NAWOŻENIE – ASPEKTY PRODUKCYJNE
I ŚRODOWISKOWE**

**PROGRAM WIELOLETNI
2016-2020**

**WSPIERANIE DZIAŁAŃ W ZAKRESIE OCHRONY
I RACJONALNEGO WYKORZYSTANIA
ROLNICZEJ PRZESTRZENI PRODUKCYJNEJ W POLSCE
ORAZ KSZTAŁTOWANIA JAKOŚCI SUROWCÓW ROŚLINNYCH**

Puławy 2020



INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

**STUDIA I RAPORTY
IUNG-PIB**

63(17)

**NAWOŻENIE – ASPEKTY PRODUKCYJNE
I ŚRODOWISKOWE**

**PROGRAM WIELOLETNI
2016-2020**

**WSPIERANIE DZIAŁAŃ W ZAKRESIE OCHRONY
I RACJONALNEGO WYKORZYSTANIA
ROLNICZEJ PRZESTRZENI PRODUKCYJNEJ W POLSCE
ORAZ KSZTAŁTOWANIA JAKOŚCI SUROWCÓW ROŚLINNYCH**

Puławy 2020

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

Dyrektor: *prof. dr hab. Wiesław Oleszek*

Redakcja naukowa:

dr Tamara Jadczyzyn, dr Agnieszka Rutkowska

Autorzy:

*prof. dr hab. Antoni Faber, prof. dr hab. Ewa Stanisławska-Głubiak,
dr Tamara Jadczyzyn, dr Zuzanna Jarosz, prof. dr hab. Jolanta Korzeniowska,
dr Piotr Ochal, prof. dr hab. Alicja Pecio, dr hab. Dorota Piłkuła,
prof. dr hab. Anna Podleśna, dr Agnieszka Rutkowska, dr Piotr Skowron,
dr hab. Bożena Smreczak, dr Damian Wach, mgr inż. Aleksandra Zajczkowska*

Recenzenci:

*prof. dr hab. Ewa Stanisławska-Głubiak, dr Tamara Jadczyzyn,
prof. dr hab. Stanisław Krasowicz, prof. dr hab. Jan Łabętowicz,
dr hab. Dorota Piłkuła, prof. dr hab. Anna Podleśna, dr Agnieszka Rutkowska,
dr Piotr Skowron, dr hab. Janusz Smagacz, prof. IUNG-PIB*

Opracowanie redakcyjne i techniczne: *mgr Ewa Decka-Cywińska*

Okładka: krajobraz okolic Rogowa (fot. *dr Anna Nieróbca*)

ISBN 978-83-7562-327-7

Egzemplarz bezpłatny

Nakład 300 egz., B5

Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG-PIB w Puławach

tel. (81) 47 86 720; fax (81) 47 86 721

e-mail: iung@pulawy.pl; <http://www.iung.pulawy.pl>

STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB

**NAWOŻENIE – ASPEKTY PRODUKCYJNE
I ŚRODOWISKOWE**

SPIS TREŚCI

Wstęp	7
1. Ochal P., Smreczak B. – Zakwaszenie gleb i aktualne zagadnienia wapnowania	9
2. Rutkowska A. – Innowacje w zakresie badań nad nawożeniem azotem w Zakładzie Żywienia Roślin i Nawożenia IUNG-PIB oraz rozwój rynku nawozów azotowych w Polsce.....	21
3. Faber A., Jarosz Z. – Wpływ systemu uprawy roli na wielkość emisji amoniaku.....	39
4. Faber A., Jarosz Z. – Wymywanie azotu w zmianowaniu rzepak-zboża ozime	51
5. Wach D. – Potas w glebie i roślinie – aktualny stan wiedzy	67
6. Podleśna A. – Siarka – ważny makroskładnik pokarmowy.....	85
7. Pikuła D. – materia organiczna istotnym elementem żyzności gleb.....	103
8. Skowron P., Jadczyzyn T. – Zarządzanie nawozami naturalnymi w wybranych krajach Unii Europejskiej.....	113
9. Korzeniowska J., Stanisławska-Głubiak E., Jadczyzyn T. – Ewolucja metod oceny zasobności gleb Polski w przyswajalne formy mikroelementów	133
10. Stanisławska-Głubiak E., Korzeniowska J. – Analiza rynku nawozów mikroelementowych na tle potrzeb nawożenia mikroelementami w Polsce	145
11. Pecio A. – Innowacyjne produkty stosowane w produkcji roślinnej	163
12. Zajączkowska A., Korzeniowska J. – Wpływ nawożenia krzemem na zmniejszenie szkodliwego wpływu metali ciężkich dla roślin	179
13. Faber A., Jarosz Z. – Kalkulatory przydatne do wykonywania audytów klimatycznych w gospodarstwach rolnych	199

Wstęp

Nawożenie to bez wątpienia jeden z najważniejszych czynników agrotechnicznych decydujących o plonowaniu roślin uprawnych, jakości plonu, żyzności gleby, a także ekonomicznej efektywności produkcji roślinnej. Rola i znaczenie głównych składników pokarmowych zostały dobrze rozpoznane dzięki szeroko zakrojonym pracom badawczym prowadzonym w IUNG w ostatnich dekadach XX wieku, których zwieńczeniem były systemy doradztwa w zakresie wapnowania, nawożenia makroskładnikami i mikroelementami. Systemy owe były ukierunkowane na maksymalizację plonu i zwiększenie żyzności gleby. Przy ich tworzeniu mniej uwagi poświęcono aspektom środowiskowym nawożenia. Wyzwaniem obecnego wieku jest natomiast zwiększenie efektywności wykorzystania składników pokarmowych. Jest to warunkiem ograniczenia eksploatacji nieodnawialnych zasobów surowców wykorzystywanych do produkcji nawozów oraz zmniejszenia negatywnych zmian w środowisku przyrodniczym wskutek emisji biogenów z rolnictwa. Od rolników wymagane jest coraz lepsze i świadome zarządzanie składnikami nawozowymi. Odgrywa ono szczególną rolę w ograniczaniu strat gazowych azotu do atmosfery i wymywania azotanów do wód. Efektywność wykorzystania składników pokarmowych przez rośliny, a zatem i wielkość ich emisji zależą w dużym stopniu od zrównoważonego nawożenia wszystkimi makro- i mikroelementami na tle optymalnego odczynu gleby, od sposobu i terminu aplikacji nawozów, ale także od innych czynników agrotechnicznych wpływających na wzrost roślin uprawnych. W ostatnich latach na rynku dostępnych jest wiele innowacyjnych produktów, które nie będąc nawozami, stymulują wzrost roślin i zwiększają wykorzystanie składników pokarmowych. Wśród nich najliczniej występują preparaty humusowe i aminokwasy. Znaczenie niektórych pierwiastków chemicznych dla roślin zostało niedawno poznane, albo jest w trakcie badań.

Tak szeroki wachlarz zagadnień obejmują prace zamieszczone w niniejszym zeszycie Studia i Raporty IUNG-PIB, opracowane w ramach trzech zadań programu wieloletniego tj.: zadanie 1.6 pt. „Ocena wpływu rolnictwa na jakość wód oraz wspieranie działań mających na celu ochronę zasobów wodnych w Polsce”, zadanie 2.2 pt. „Wspieranie gospodarki nawozowej w Polsce i ocena jej skutków środowiskowych oraz doskonalenie systemów doradztwa nawozowego z uwzględnieniem stosowania produktów pofermentacyjnych z biogazowni” i zadanie 2.6 pt. „Analiza możliwości redukcji emisji gazów cieplarnianych, amoniaku oraz azotanów z rolnictwa w perspektywie do 2030 oraz do 2050”.

Kierownik zadania 1.6
dr Tamara Jadczyzyn

Kierownik zadania 2.2
dr Agnieszka Rutkowska

Kierownik zadania 2.6
dr Zuzanna Jarosz

Piotr Ochal, Bożena Smreczak

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

ZAKWASZENIE GLEB I AKTUALNE ZAGADNIENIA WAPNOWANIA*

Słowa kluczowe: wapnowanie, zakwaszenie gleb, potrzeby wapnowania, zapotrzebowanie na wapno nawozowe

Wstęp

Znaczna część gleb Polski, niezależnie od sposobu ich użytkowania, jest zakwaszona, a grunty orne w ponad 50% wykazują odczyn bardzo kwaśny i kwaśny (26). Stan ten nie ulega istotnym zmianom od początku prowadzenia badań odczynu gleb użytkowanych rolniczo w Polsce. Wysoki udział gleb o odczynie bardzo kwaśnym i kwaśnym utrudnia, a w wielu przypadkach uniemożliwia spełnianie ich funkcji produkcyjnych, siedliskowych, retencyjnych oraz uzyskiwanie wysokojakościowych surowców do produkcji żywności bezpiecznej dla zdrowia człowieka oraz wysokowartościowej paszy dla zwierząt gospodarskich (8, 23, 26).

Zakwaszenie gleb w Polsce ma genezę naturalną i wynika z przewagi opadów atmosferycznych nad parowaniem oraz rodzaju skał macierzystych, wśród których dominują polodowcowe skały osadowe silnie rozmyte i przesortowane przez wody lodowcowe (2, 5, 7, 9). Nakładają się na to procesy antropogenicznego zakwaszania gleb. Najważniejszymi z nich są: nawożenie mineralne nawozami azotowymi amonowymi i amidowymi oraz potasowymi, odprowadzanie składników zasadowych z wysokimi plonami roślin oraz emisje kwasotwórcze zanieczyszczeń powietrza – głównie SO_2 , NO_x i NH_3 (6, 7). Emisje te pochodzą ze spalania surowców energetycznych, głównie węgla i pochodnych ropy naftowej, a także z rolnictwa.

Odczyn jest podstawowym i najłatwiej mierzalnym wskaźnikiem jakości gleby, decydującym o przebiegu wielu procesów glebowych, a zakwaszenie gleb wiąże się ze spadkiem ich urodzajności i produktywności. W praktyce rolniczej do oceny zakwaszenia gleb stosowane są w naszym kraju pomiary pH w zawiesinie gleby w $1 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ chlorku potasu lub w wodzie. Wartości pH_{KCl} poniżej 4,5 wskazują na silną degradację środowiska glebowego (23).

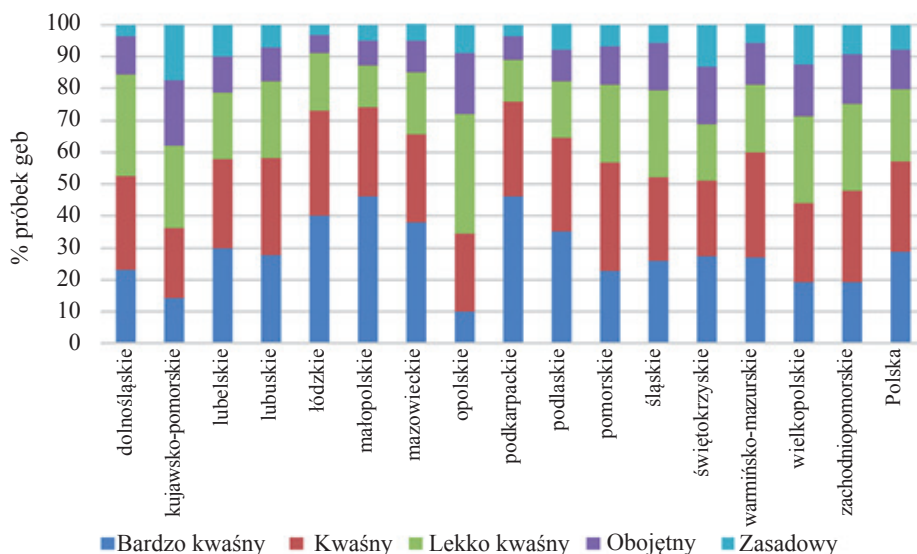
* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

Wapnowanie jest ważnym zabiegiem agrotechnicznym/środowiskowym o wielokierunkowym wpływie na właściwości fizyczne, chemiczne i biologiczne gleb. Sprzyja zwiększeniu pozytywnej aktywności mikrobiologicznej środowiska glebowego, intensyfikacji procesów mineralizacji, zwiększeniu dostępności i efektywności niektórych składników mineralnych. Wapnowanie, poprzez wpływ na zmniejszenie rozpuszczalności soli metali ciężkich, jest również czynnikiem zmniejszającym ich przemieszczanie się w łańcuchu troficznym (11, 12, 19). Mając na uwadze wielokierunkowy wpływ wapnowania na środowisko glebowe, w 2019 roku został uruchomiony przez Ministerstwo Środowiska we współpracy z Ministerstwem Rolnictwa i Rozwoju Wsi priorytetowy program na lata 2019–2023 pn.: „Ogólnopolski program regeneracji środowiskowej gleb poprzez ich wapnowanie”. Program ma na celu dofinansowanie zakupu wapna nawozowego i jest skierowany do rolników posiadających gospodarstwa rolne o powierzchni do 75 ha. Dotacje będą przysługiwały na zakup wapna przeznaczonego do wapnowania gleb wykazujących odczyn kwaśny i bardzo kwaśny – $\text{pH}_{\text{KCl}} \leq 5,5$.

W opracowaniu przedstawiono stan zakwaszenia gleb ornych użytkowanych rolniczo w Polsce, aktualny stan zużycia środków wapnujących, zapotrzebowanie na środki wapnujące oraz środowiskowy aspekt wapnowania gleb. Ocenę stanu zakwaszenia gleb użytków rolnych, potrzeby wapnowania oraz zapotrzebowanie na wapno oszacowano na podstawie bazy danych odczynu gleb (pH_{KCl}) w Polsce, obejmującej wyniki badań przeprowadzonych w latach 2014–2015 w ramach realizacji zadania 1.2 w programie wieloletnim (2011–2015) IUNG-PIB we współpracy z Krajową Stacją Chemiczno-Rolniczą i okręgowymi stacjami chemiczno-rolniczymi. Próbkę do oznaczeń pH_{KCl} były pobierane z powierzchniowej (0–20 cm) warstwy gleby i analizowane w okręgowych stacjach chemiczno-rolniczych zgodnie z PN-ISO 10390:1997 przy zachowaniu proporcji gleba/roztwór 1:5. W opracowaniu przedstawiono wyniki badań dla $n = 54\ 656$ próbek glebowych reprezentujących gleby mineralne.

Stan zakwaszenia gleb w Polsce

Analiza bazy danych odczynu (pH_{KCl}) gleb rolnych wskazuje, że 28,9% przebadanych próbek charakteryzowało się odczynem bardzo kwaśnym (pH poniżej 4,5), 28,3% próbek odczynem kwaśnym (pH 4,6–5,5), 22,4% próbek gleb odczynem lekko kwaśnym (pH 5,6–6,5), 12,5% próbek gleb odczynem obojętnym (pH 6,6–7,2) a 7,9% próbek gleb wykazywało odczyn zasadowy ($\text{pH} > 7,3$). Najsilniej zakwaszone gleby występują w województwach: łódzkim, małopolskim i podkarpackim – ponad 70% wszystkich gleb o odczynie bardzo kwaśnym i kwaśnym. Najmniej takich gleb stwierdzono w województwach: opolskim i kujawsko-pomorskim – około 35% (rys. 1).



Rys. 1. Stan zakwaszenia gleb w Polsce (% próbek gleb)

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Ochal i in., 2017 (26)

Uzyskane wyniki badań odczynu gleb są zbieżne z wynikami badań autorów, którzy w latach poprzednich dokonywali oceny stanu zakwaszenia gleb Polski w ramach badań chemizmu gleb gruntów ornych naszego kraju (21, 23, 28). Terełak (30) w wyniku prowadzonych badań monitoringowych właściwości chemicznych gleb Polski w latach 1992–1997 stwierdził około 57% próbek gleb kwaśnych i bardzo kwaśnych w bazie danych liczącej 48 398 danych. Badania odczynu gleb od 1995 r. prowadzone są również w ramach monitoringu chemizmu gleb gruntów ornych. W ostatnim raporcie Siebielec i in. (28) stwierdzili, że w roku 2015 znacznie wzrósł (do 36,1%) udział gleb bardzo kwaśnych o pH w KCl < 4,5 w stosunku do roku 2010 (23,61%). Sumaryczny udział gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych wzrósł w stosunku do roku 1995 (59,26%) do poziomu 65,3%.

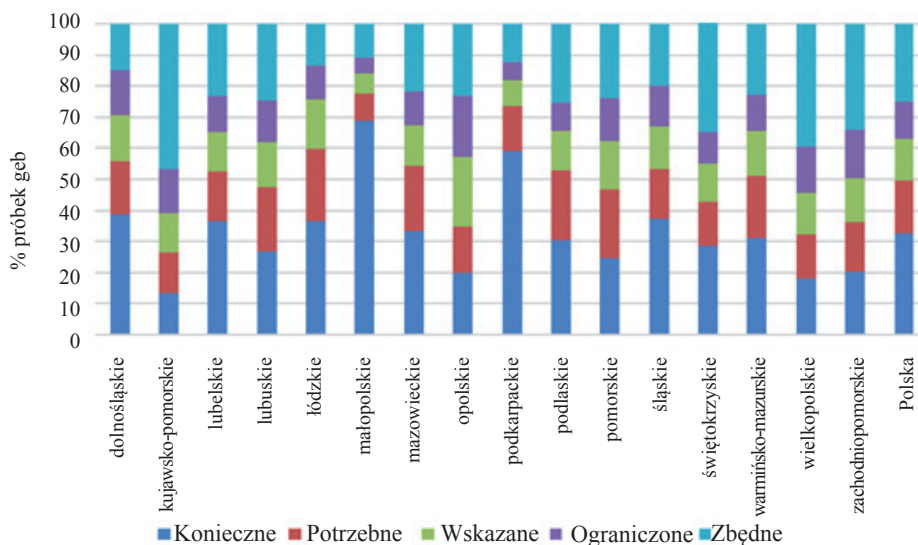
Istotnym źródłem danych o właściwościach agrochemicznych gleb użytkowanych rolniczo w kraju są okręgowe stacje chemiczno-rolnicze (OSChR). Do 1975 r. OSChR prowadziły badania i analizy stanu zakwaszenia gleb w Polsce na skalę masową, tzn. pobieranie próbek i analizę stanu zakwaszenia gleb wykonywano w odstępach kilkuletnich na całym areale użytków rolnych (niezależnie od wielkości i intensywności produkcji w gospodarstwie rolnym) (21). Wyniki tych badań wskazywały, że udział gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych wynosił około 58% w cyklu badań w latach 1955–1965 i 56% w latach 1966–1975. Po roku 1975 zaprzestano systematycznych badań masowych na rzecz badań w gospodarstwach, które wykazywały zapotrzebowanie na wyniki oznaczeń agrochemicznych właściwości gleby. Zakłada się, że analizy odczynu są przeważnie zlecane przez bardziej świadomych producentów rolnych, stosujących się do zaleceń nawozowych, w tym dotyczących wapnowania gleb, stąd

notowane są bardziej optymistyczne wyniki (21, 25, 26). Wyniki analiz odczynu pH_{KCl} uzyskane w latach 2012–2015 wskazują na mniejszy (40%) udział gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych w porównaniu latami 60. czy 70. XX w. (14). Rutkowska (27), analizując zmiany odczynu gleb w latach 2008–2016 na podstawie wyników monitoringu prowadzonego przez Krajową Stację Chemiczno-Rolniczą oraz okręgowe stacje chemiczno-rolnicze, stwierdziła, że 38,5% próbek gleb w bazie danych charakteryzowało się odczynem bardzo kwaśnym i kwaśnym.

Uzyskane wyniki badań monitoringowych i tzw. badań „masowych” dowodzą, że w skali całego kraju udział gleb zakwaszonych jest znaczny, a około połowa gleb użytków rolnych charakteryzuje się odczynem pH_{KCl} poniżej 5,5. Waga problemu jest zatem ogromna, ponieważ dotyczy powierzchni ok. 7 mln ha.

Potrzeby wapnowania

Potrzeby wapnowania gleb w Polsce wyznaczone na podstawie danych IUNG-PIB za lata 2014–2015 przedstawiono na rysunku 2. Około 32,5% przebadanych próbek gleb charakteryzuje się potrzebami wapnowania koniecznymi, 17,2% – potrzebnymi, 13,4% – wskazanymi, 12,0% – ograniczonymi, a tylko 25,0% – zbędnymi. Największymi potrzebami wapnowania koniecznymi i potrzebnymi charakteryzują się gleby użytkowane rolniczo w województwach: małopolskim – 77,5%, podkarpackim – 73,4%, łódzkim – 59,7%. W województwach: dolnośląskim, mazowieckim, śląskim, podlaskim, lubelskim, warmińsko-mazurskim udział gleb wykazujących potrzeby wapnowania przekracza połowę powierzchni areалу użytków rolnych i wynosi od 50,9% do 54,2%. Najmniejsze potrzeby wapnowania gleb występują w województwie kujawsko-pomorskim – 26,5% (rys. 2).

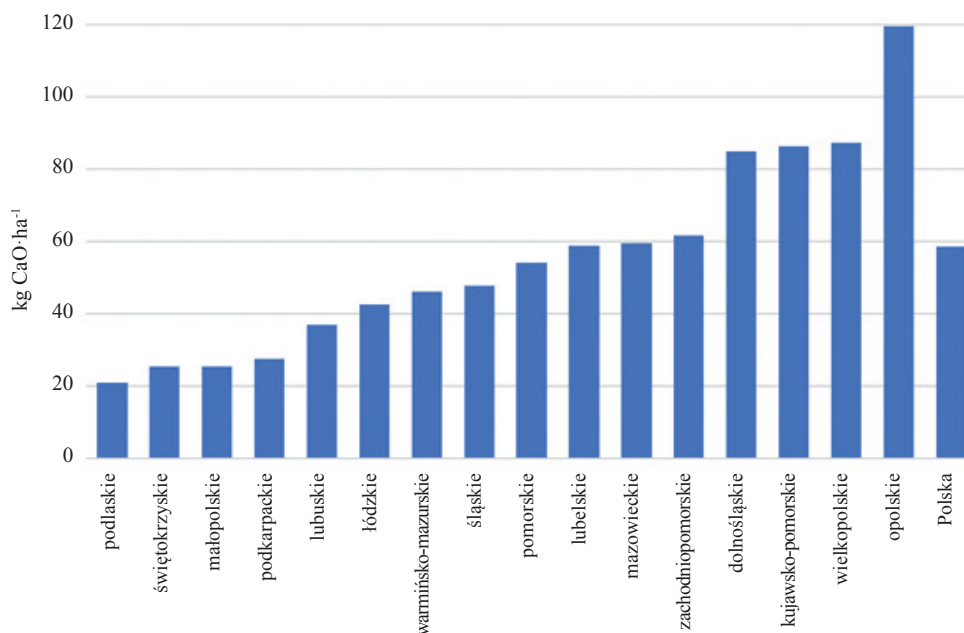


Rys. 2. Potrzeby wapnowania gleb w Polsce (% próbek gleb)

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Ochal i in., 2017 (26)

Zużycie wapna nawozowego

Bardzo istotnym elementem zrównoważonego systemu nawożenia jest regulacja odczynu gleby w wyniku zabiegu wapnowania. Przeciętny stan zużycia środków wapnujących w województwach za lata 2015–2019 przedstawia rysunek 3. Zużycie nawozów wapniowych w latach 2015–2019 było bardzo niskie i wyniosło przeciętnie w kraju $59 \text{ kg CaO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Analiza danych Głównego Urzędu Statystycznego (GUS) wskazuje, że zużycie nawozów wapniowych (CaO) w tym okresie było niemal 3-krotnie niższe niż na początku lat 90. ubiegłego stulecia, kiedy to zużywano najczęściej wapna w historii polskiego rolnictwa. Najwyższe zużycie środków wapnujących w latach 2015–2019 odnotowano w województwie opolskim (niemal $120 \text{ kg CaO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ – rys. 3). Najmniej wapna nawozowego zastosowano w województwach: podlaskim, świętokrzyskim, małopolskim, i podkarpackim – niewiele ponad $20 \text{ kg CaO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ (rys. 3) Należy zaznaczyć, że niskie zużycie wapna nawozowego występuje głównie w tych województwach, w których udział gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych wynosi ponad 50%.



Rys 3. Przeciętne zużycie wapna nawozowego w latach 2015–2019

Źródło: opracowanie własne Ochala na podstawie danych GUS (14)

Zapotrzebowanie na wapno nawozowe

Zapotrzebowanie na środki wapnujące oszacowano dla użytków rolnych, których powierzchnia wg GUS w 2016 r. wynosiła 14 545 270 ha. Z tej powierzchni, na podstawie bazy danych odczynu gleb za lata 2014–2015 r. i procentowego udziału

kategorii agronomicznych w województwach wydzielono powierzchnie użytków rolnych wymagających wapnowania (tab. 1).

Tabela 1
Powierzchnia (ha) gleb użytków rolnych wymagająca wapnowania, w podziale na klasy pH_{KCl} i kategorie agronomiczne gleb

Kategoria agronomiczna gleby	Wartość pH_{KCl}					Razem
	<4,5	4,5–5,1	5,2–5,6	5,7–6,1	6,2–6,6	
	powierzchnia użytków rolnych (ha)					
Bardzo lekkie	932 285,0	328 985,5	-	-	-	1 261 270,5
Lekkie	2 019 311,4	1 292 255,3	874 399,8	-	-	4 185 966,5
Średnie	873 117,9	727 891,3	580 699,4	597 811,3	-	2 779 520,0
Ciężkie	285 851,6	242 858,5	210 384,2	212 229,0	216 349,7	1 167 673,0
Razem	4 110 566	2 591 991	1 665 483	810 040	216 350	9 394 429,9

Źródło: opracowanie własne Ochal na podstawie danych Ochal i in., 2017 (26)

Do wyznaczenia dawek wapna zastosowano równania regresji 2° (9), na podstawie których wyliczono szacunkowe ilości wapna nawozowego niezbędne do uregulowania odczynu gleby do wartości optymalnej dla danej kategorii agronomicznej. Jako optymalne wartości przyjęto: $\text{pH}_{\text{KCl}} = 5,1$ dla gleb bardzo lekkich; $\text{pH}_{\text{KCl}} = 5,6$ dla gleb lekkich; $\text{pH}_{\text{KCl}} = 6,1$ dla gleb średnich $\text{pH}_{\text{KCl}} = 6,6$ i dla gleb ciężkich (tab. 2).

Tabela 2
Oszacowane dawki ($\text{t CaO} \cdot \text{ha}^{-1}$) wapna nawozowego niezbędne do regulacji odczynu gleb do optymalnego poziomu w podziale na klasy pH_{KCl} i kategorie agronomiczne gleb

Kategoria agronomiczna gleby	Wartość pH_{KCl}				
	<4,5	4,5–5,1	5,2–5,6	5,7–6,1	6,2–6,6
	szacunkowa ilość CaO ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)				
Bardzo lekkie	2,0	0,75	-	-	-
Lekkie	5,0	3,18	0,9	-	-
Średnie	6,0	4,6	2,4	0,8	-
Ciężkie	6,0	5,3	1,8	0,14	0,1

Źródło: opracowanie własne Ochal

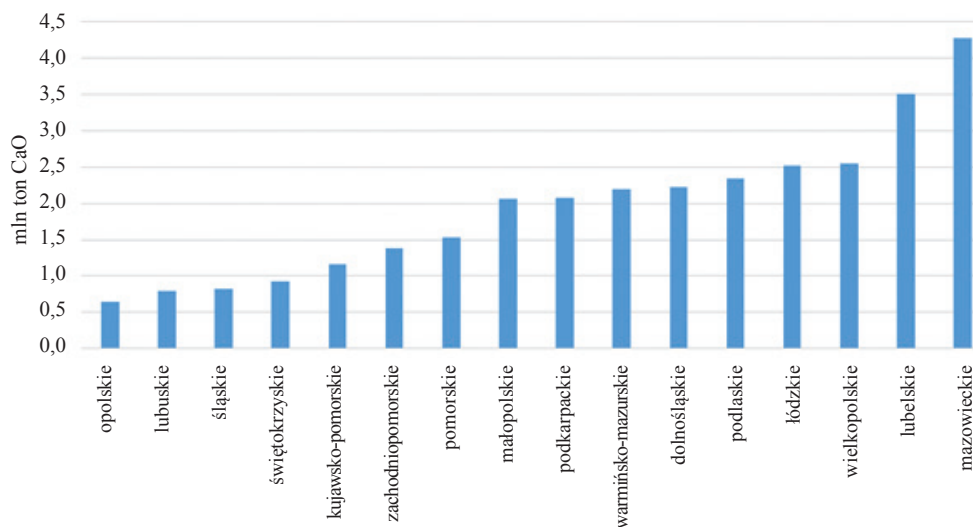
W tabeli 3 zamieszczono oszacowane ilości wapna niezbędne do regulacji odczynu gleb do poziomu optymalnego dla danej kategorii agronomicznej gleb .

Tabela 3
Zapotrzebowanie na wapno nawozowe (tony) dla gleb użytków rolnych w zależności od odczynu i kategorii agronomicznej

Kategoria gleby	Odczyn pH_{KCl}					Razem
	<4,5	4,5–5,1	5,2–5,6	5,7–6,1	6,2–6,6	
	CaO (t)					
Bardzo lekkie	1 864 570,0	246 739,1	-	-	-	2 111 309,2
Lekkie	10 096 557,1	4 109 371,7	786 959,8	-	-	14 992 888,7
Średnie	5 238 707,6	3 348 300,1	1 393 678,6	47 8249,0	-	10 458 935,4
Ciężkie	1 715 109,4	1 287 150,2	378 691,5	29 712,1	21 635,0	3 432 298,2
Razem	18 914 944,0	8 991 561,0	2 559 330,0	507 961,0	21 635,0	30 995 431,3

Źródło: opracowanie własne Ochal na podstawie danych Ochal i in., 2017 (26)

Jak wynika z tabeli 3, oszacowane zapotrzebowanie na środki wapnujące wynosi w skali kraju prawie 31 mln ton. Zapotrzebowanie to jest zróżnicowane w zależności od województwa i waha się w granicach od 0,6 mln ton w województwie opolskim do 4,3 mln ton w województwie mazowieckim (rys. 4).



Rys. 4. Zapotrzebowanie na wapno w województwach (mln ton)

Źródło: opracowanie własne Ochal na podstawie danych Ochal i in., 2017 (26)

Wpływ zakwaszenia gleb na środowisko przyrodnicze

Wpływ odczynu gleby na emisję biogenów do wód

Aby rośliny mogły efektywnie pobierać dostarczone składniki mineralne niezbędne jest dostosowanie pH gleby do ich wymagań. Nieuregulowany odczyn gleby powoduje, że rośliny nie mogą pobrać z roztworu glebowego większości składników pokarmowych dostarczonych w nawozach. Przyjmuje się, że optymalne pH_{KCl} dla pobierania fosforu wynosi 6,5 (2, 9, 16), a dla azotu – powyżej 5,0 (12, 20). W glebach o pH_{KCl} niższym od 6,5 fosfor zostaje silnie związany z cząstkami ilastymi gleby i razem z nimi, w wyniku erozji wodnej powierzchniowej, może być transportowany do wód powierzchniowych. W efekcie tego zjawiska zwiększa się pula dostępnych biogenów w wodach. Ponadto w wyniku takich procesów, jak: erozja wietrzna czy wymywanie w głąb profilu glebowego składniki, wniesione pierwotnie w celu odżywienia roślin, zostają bezpowrotnie stracone z cyklu produkcji rolniczej i rozproszone do środowiska wodnego (26). Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku HELCOM, działająca na rzecz ochrony wód Bałtyku, m.in. przed eutrofizacją, mając na uwadze konieczność ograniczania emisji azotu i fosforu do atmosfery i wód, wskazała wapnowanie jako jedno z szeregu rekomendowanych działań ograniczających dopływ biogenów do wód (16).

Zakwaszenie gleb a toksyczność metali

Odczyn uważany jest za jeden z głównych czynników wpływających na formę, w jakiej metale ciężkie występują w środowisku glebowym oraz ich dostępność dla roślin (3, 10, 19). Zmiana odczynu gleby do lekko kwaśnego i kwaśnego powoduje wzrost stężenia w roztworze glebowym ruchomych form metali ciężkich dostępnych dla roślin, a tym samym ryzyko ich zwiększonego pobierania i akumulacji w roślinach (3, 10). Nadmierna zawartość metali ciężkich wywołuje u roślin objawy toksyczności, w tym chlorozy i nekrozy części nadziemnych oraz powoduje obniżenie jakości plonów. Zakwaszenie gleb zwiększa mobilność metali ciężkich, szczególnie kadmu, niklu i cynku, w środowisku glebowym, w związku z czym mogą one być łatwiej pobierane przez rośliny oraz mikroorganizmy glebowe i transportowane w głąb profilu glebowego do wód gruntowych i powierzchniowych. Nadmierna koncentracja metali w produktach roślinnych zwiększa ryzyko przechodzenia jonów szkodliwych metali do łańcucha pokarmowego zwierząt i człowieka. Konsekwencją silnego zakwaszenia gleb jest także ograniczenie ich aktywności mikrobiologicznej (1, 18). Wapnowanie gleb jest jedną z metod ograniczania rozprzestrzeniania się metali w środowisku przyrodniczym.

Najczęściej objawy toksyczności u roślin powoduje glin. Jest on uwalniany z kompleksu sorpcyjnego w glebach bardzo kwaśnych wykazujących $\text{pH}_{\text{KCl}} < 4,5$. Istotą toksycznego wpływu glinu na system korzeniowy jest zastępowanie w apoplaście korzenia kationów zasadowych, głównie wapnia Ca^{2+} przez kationy glinu Al^{3+} . Reakcja roślin na nadmiar glinu ujawnia się poprzez obumieranie włóśników korzeniowych, w rezultacie zahamowanie wzrostu całego systemu korzeniowego, a w skrajnych przypadkach obumieranie korzeni roślin (13). Nadmierne pobieranie przez rośliny jonów glinu w glebach bardzo kwaśnych i ograniczenie wzrostu systemu korzeniowego w głąb profilu glebowego zmniejsza możliwość wykorzystania przez roślinę zapasów wody glebowej i zawartych w niej łatwo dostępnych dla roślin składników mineralnych, takich jak azotany oraz redukuje pobieranie składników trudniej dostępnych dla roślin, takich jak fosfor i potas, warunkujących wykorzystanie przez roślinę pobranego azotu.

Odczyn gleby a gazowe straty azotu

Azot podlega w glebie naturalnym przemianom mikrobiologicznym, które mogą być znacząco modyfikowane przez odczyn gleby (29). W procesie transformacji azotu jako związki przejściowe powstają gazowe formy azotu, tlenki azotu (NO_x – NO i NO_2) oraz tlenek diazotu (N_2O), które prowadzą do strat tego składnika z pól uprawnych. W procesie nityfikacji uwalniane są głównie tlenki azotu, zaś w wieloetapowym procesie denityfikacji, czyli redukcji azotanów do azotu cząsteczkowego N_2 (tzw. denityfikacja całkowita) uwalniane są duże ilości podtlenku azotu (N_2O). W naturalnych warunkach gleby kwaśne zawierają niewielkie ilości azotu azotanowego stanowiącego substrat denityfikacji. Natomiast w przypadku zastosowania nawożenia

azotowego w glebach uprawnych bardzo kwaśnych i kwaśnych, wykazujących wartości $\text{pH}_{\text{KCl}} < 5,5$, w procesie denitryfikacji do atmosfery emitowane są nadmierne ilości tlenków azotu. Udowodniono, że w glebach kwaśnych, do $\text{pH} 5,8\text{--}6,0$, przeważa emisja podtlenków azotu nad emisją azotu cząsteczkowego (13). Podtlenek azotu jest jednym z głównych gazów cieplarnianych a NO, jak i N_2O przyczyniają się do niszczenia warstwy ozonowej (4, 17, 22). Regulacja odczynu gleby do wartości optymalnych w przypadku gleb rolniczych w zakresie pH od 5,6 do 7,2 powoduje zwiększenie sekwestracji CO_2 oraz zmniejszenie emisji tlenków azotu do atmosfery (26).

Czynniki antropogeniczne a zakwaszenie gleb

Degradacja chemiczna gleb, która obejmuje również zakwaszenie, występuje zazwyczaj wtedy, gdy procesy naturalne zostaną wzmocnione przez czynniki antropogeniczne (7, 23, 26). Antropogeniczne przyczyny zakwaszenia gleb nasiliły się w drugiej połowie XX wieku. Za główne przyczyny tego zjawiska uznaje się emisje do atmosfery SO_2 , NO_x i NH_3 , które trafiają na powietrzną gleby w postaci suchego oraz mokrego opadu, tzw. „kwaśnych deszczy”. Kwaśne deszcze są skutkiem reakcji z cząsteczkami wody deszczowej produktów emisji gazowych, jak SO_2 , NO_x i NH_3 , powstających ze spalania paliw stałych i ciekłych w elektrowniach, zakładach przemysłowych i paleniskach domowych oraz w pojazdach mechanicznych. Według danych GUS (14) w 2016 r. emisja zanieczyszczeń gazowych w tys. ton dla dwutlenku siarki wyniosła 800000, a tlenków azotu – 723000 ton, co w przeliczeniu na 1 hektar powierzchni naszego kraju daje opad równy $26,5 \text{ kg SO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ i $23,1 \text{ kg NO}_x \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ i stanowi 1330 moli $\text{H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Dla zneutralizowania zakwaszającego działania tlenków siarki i azotu należałoby zastosować około $37,2 \text{ kg CaO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$.

Podsumowanie

Gleby użytkowane rolniczo w Polsce wykazują zakwaszenie wynikające z przebiegu procesów glebotwórczych i oddziaływań antropogenicznych; stosowania nawozów azotowych i potasowych, emisji tlenków SO_2 , NO_x pochodzących ze spalania przez przemysł i transport surowców energetycznych, głównie węgla i pochodnych ropy naftowej oraz emisji NH_3 z rolnictwa. Około 50% gleb użytków rolnych charakteryzuje się bardzo kwaśnym i kwaśnym odczynem ($\text{pH} \leq 5,5$).

Zakwaszenie gleb wciąż pozostaje dużą barierą w produkcji roślinnej i stanowi zagrożenie dla środowiska (15, 16, 22, 24). Produkcyjne, a także ekologiczne skutki zakwaszenia gleby przedstawiają wypadkowy efekt działania szeregu procesów, często współzależnych i trudnych do jednoznacznego zdefiniowania (22, 24). W przypadku produkcji rolniczej obserwowane niekorzystne zjawiska mierzone są najczęściej wielkością utraconego plonu uprawianej rośliny, małą zawartością materii organicznej w glebach oraz zwiększonym wymywaniem składników mineralnych.

Zakwaszenie gleb powoduje szereg ujemnych skutków dla środowiska. Zaliczyć do nich należy: niską efektywność wykorzystania azotu i fosforu, zwiększenie gazowych strat azotu, mobilność glinu i innych metali w glebie, pogorszenie jakości wód powierzchniowych wskutek ograniczonego wykorzystania przez rośliny makroelementów i migracji metali ciężkich.

Wapnowanie jest niezwykle ważnym zabiegiem oddziałującym na jakość i funkcje gleb oraz środowisko przyrodnicze. W warunkach naszego kraju w świetle przedstawionych informacji włączenie tego zabiegu do podstawowej praktyki rolniczej jest konieczne, ponieważ oszacowane sumaryczne zapotrzebowanie krajowego rolnictwa na wapno wynosi około 31 mln ton CaO, tj. około 62 mln ton w masie nawozów. Optylizmem napawa fakt, że na lata 2019–2023 został ustanowiony program rekompensujący zakup wapna do poprawy jakości gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych. Po zakończeniu tegoż okresu konieczna będzie ocena skuteczności prowadzonych działań.

Literatura

1. Bednarek W., Lipiński W.: Kationy wymienne w glebie poddanej oddziaływaniu zróżnicowanego nawożenia mineralnego. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 1998, **456**: 147-151.
2. Boguszewski W.: Wapnowanie gleb. PWRiL, Warszawa 1980, ss. 176.
3. Chłopecka A.: Wpływ różnych związków kadmu, miedzi, ołowiu i cynku na formy tych metali w glebie oraz na ich zawartość w roślinach. IUNG Seria R, 1994.
4. Clough T. J., Kelliher F. M., Sherlock R. R., Ford C. D.: Lime and soil moisture effects on nitrous oxide emissions from a urine patch. Soil Science Society of America Journal, 2004, **68**: 1600-1609.
5. Filipek T.: Przyrodnicze i antropogeniczne przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb. Nawozy i Nawożenie, 2001, **8**: 5-26.
6. Filipek T.: Dynamika antropogenicznych przyczyn zakwaszenia gleb w Polsce w ostatnich latach. Nawozy i Nawożenie, 2005, **23**: 67-83.
7. Filipek T., Skowrońska M.: Aktualnie dominujące przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce. Acta Agrophysica, 2013, **20(2)**: 283-294.
8. Fotyma M., Igras J.: Narodowy Program Wapnowania gleb w Polsce na lata 2007–2013. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2006, **1(11)**: 45-48.
9. Fotyma M., Zięba S.: Przyrodnicze i gospodarcze podstawy wapnowania gleb. Wyd. PWRiL, Warszawa, 1988, ss. 250. ISBN 83-09-01397-3.
10. Gębski M.: Czynniki glebowe oraz nawozowe wpływające na przyswajanie metali ciężkich przez rośliny. Post. Nauk Roln. 1998, **5**: 3-16.
11. Goulding K. W. T., Blake L.: Soil acidification and the mobilisation of toxic metals caused by acid deposition and fertiliser application. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 1998, **456**: 19-27.
12. Grzebisz W., Diatta J. B., Szczepaniak W.: Produkcyjne i ekologiczne uwarunkowania wapnowania gleb gruntów ornych. Nawozy i Nawożenie, 2006 **27**: 69-85.
13. Grzebisz W., Szczepaniak W., Diatta J.B.: Środowiskowe skutki zakwaszenia gleb uprawnych. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2013, **34(8)**: 19-26.
14. GUS, 2012–2016. ZWS, Ochrona środowiska. Warszawa. ISSN 0867-3217.
15. GUS: Rocznik Statystyczny Rolnictwa. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 2016–2018.
16. HELCOM Baltic Marine Environment Protection Commission (2013): HELCOM revised palette of measures for reducing phosphorus and nitrogen losses from agriculture.
17. Huetsch B. W., Zhang S., Feng K., Yan F., Schubert S.: Effect of pH on denitrification losses from different arable soils. Plant Nutrition Developments in Plant and Soil Sciences, 2001, **92**: 962-963.

18. Jadczyzszyn J., Jończyk K., Filipiak K., Siebielec G., Stuczyński T., Koza P.: Zasady racjonalnego użytkowania i kształtowania obszarów problemowych rolnictwa. Instrukcja upowszechnieniowa 178. Wydawnictwo IUNG-PIB, Puławy 2000, s. 27-54.
19. Kabata-Pendias A., Pendias H.: Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wyd. II. PWN Warszawa 1999.
20. Kopiński J.: Ocena zmian efektywności wykorzystania azotu w produkcji rolnej Polski. Rocz. Nauk. SERiA, 2017, **19(1)**: 88-94. ISSN 1508-3535.
21. Lipiński W.: Odczyn i zasobność gleb w świetle badań stacji chemiczno-rolniczych. Nawozy Nawożenie, 2000, **3**: 89-105.
22. Mørkved P., Dörsch P., Bakken L.: The N₂O product ratio of nitrification and its dependence on long-term changes in soil pH. Soil Biology and Biochemistry, 2007, **39(8)**: 2048-2057.
23. Ochal P.: Regeneracyjne wapnowanie gleb w Polsce. Instrukcja upowszechnieniowa nr 198 IUNG-PIB, Puławy 2012.
24. Ochal P.: Wapnowanie podstawowym elementem dobrych praktyk rolniczych. Studia i Raporty IUNG-PIB 2014, **37(11)**: 9-18.
25. Ochal P.: Aktualny stan i zmiany żyzności gleb w Polsce. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2015 **45(19)**: 9-26.
26. Ochal P., Jadczyzszyn T., Jurga B., Kopiński J., Matyka M., Madej A., Rutkowska A., Smreczak B., Łysiak M.: Środowiskowe aspekty zakwaszenia gleb w Polsce. Puławy 2017, Maszynopis.
27. Rutkowska A.: Ocena przestrzennego zróżnicowania odczynu gleb w Polsce w latach 2008–2016. Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy 2018, **56(10)**: 9-20.
28. Siebielec G., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A., Kowalik M., Kaczyński R., Koza P., Ukalska-Jaruga A., Łysiak M., Wójtowicz U., Poręba L., Chabros E. Raport z III etapu realizacji zamówienia „Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce w latach 2015-2017”.
29. Soon, Y. K., & Arshad, M. A. (2005): Tillage and liming effects on crop and labile soil nitrogen in an acid soil. Soil & Tillage Research, **80**: 23-33.
30. Terelak H.: Właściwości chemiczne gleb oraz zawartość metali ciężkich i siarki w glebach i roślinach. Puławy 1998. Maszynopis.

Adres do korespondencji:

dr inż. Piotr Ochal
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786842
e-mail: pochal@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Piotr Ochal	0000-0002-5246-319
Bożena Smreczak	0000-0001-8972-8636

Agnieszka Rutkowska

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

INNOWACJE W ZAKRESIE BADAŃ NAD NAWOŻENIEM AZOTEM
W ZAKŁADZIE ŻYWIENIA ROŚLIN I NAWOŻENIA IUNG-PIB
ORAZ ROZWÓJ RYNKU NAWOZÓW AZOTOWYCH W POLSCE*

Słowa kluczowe: nawożenie azotem, testy roślinne i glebowe, nawozy azotowe, rynek, rozwój, innowacje

Wstęp

W okresie powojennym, w latach 1945–1960, w celu upowszechnienia wśród rolników wiedzy na temat nawożenia mineralnego i demonstrowania jego efektów, Państwowy Instytut Naukowy Gospodarstwa Wiejskiego w Puławach (PINGW), a potem Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa oraz państwowe technika rolnicze, przeprowadziły na własnych polach doświadczalnych, jak również w powołanej sieci terenowych ośrodków wiedzy rolniczej, dużą liczbę prostych doświadczeń, a właściwie demonstracji polowych. Schemat tych doświadczeń, często jednopowtórzeniowych, obejmował z reguły osiem obiektów, uwzględniających trzy podstawowe składniki pokarmowe – azot, fosfor i potas, stosowane w różnych kombinacjach: N, P, K, NP, NK, PK, NPK, z uwzględnieniem obiektu kontrolnego, bez nawożenia. Do schematu wielu doświadczeń włączano obornik, jako nawóz porównawczy. W związku z planem budowy nowej, dużej fabryki nawozów azotowych, przeprowadzono liczne doświadczenia z porównaniem działania różnych form tych nawozów, w tym nieznanego dotąd mocznika. Na przełomie lat 60. i 70. ubiegłego wieku miały miejsce wydarzenia o fundamentalnym znaczeniu dla badań nawozowych i wprowadzania na szeroką skalę nawozów mineralnych do praktyki rolniczej. W 1950 roku po reorganizacji PINGW powstał Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa, uzupełniona została bardzo dotychczas nieliczna sieć okręgowych stacji chemiczno-rolniczych i wreszcie, w 1966 roku, w jednej z największych europejskich fabryk nawozów azotowych – Zakładach Azotowych „PUŁAWY II”,

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

uruchomiono produkcję nawozów azotowych, głównie saletry amonowej i mocznika. Tym samym rolnictwo polskie wkroczyło w okres chemizacji, który trwał praktycznie do początku XXI wieku. W okresie ostatnich 20 lat w zakresie nawożenia azotem pojawiło się szereg zmian zarówno w sferze badań, jak i produkcji.

W pracy przedstawiono historię badań nad nawożeniem azotem w IUNG-PIB w okresie 1950–2020. Słowo «innowacje» w tytule pracy dotyczy zarówno hipotez i schematów nawozowych doświadczeń polowych, jak również sposobu opracowania wyników i ich podsumowania w formie zaleceń dla praktyki rolniczej. W opracowaniu omówiono również kierunki zmian, jakim podlegał polski przemysł nawozów azotowych, od powstania w 1930 r. Państwowej Fabryki Nawozów Azotowych w Mościcach, do czasów współczesnych.

Określenie efektu wzrastających dawek nawozów azotowych

W latach 60. XX w., na polach państwowych techników rolniczych, założono ponad sto jednoczynnikowych doświadczeń płodozmiennych z nawożeniem azotem, fosforem i potasem (seria azotowa, fosforowa, potasowa). W doświadczeniach tych stosowano cztery dawki nawozów azotowych oraz pięć dawek nawozów fosforowych i potasowych (1). W tym samym czasie przeprowadzono analogiczne serie doświadczeń w Zakładach Doświadczalnych IUNG (3). Założono, że schematy tych doświadczeń powinny być zgodne z badaniami prowadzonymi w tym samym czasie w NRD, uzyskując w ten sposób dużą liczbę wyników opisujących reakcję różnych roślin uprawy polowej na wzrastające dawki nawozów (tab. 1).

Tabela 1
Średnie plony zbóż ozimych ($t \cdot ha^{-1}$) uzyskane w 582 doświadczeniach prowadzonych w latach 1962–1966

Dawka nawozów $kg \cdot ha^{-1}$	Żyto	Pszennica	Owies	Jęczmień jary
Bez nawozów	1,86	2,36	1,84	2,30
PK N 0	2,05	2,62	2,09	2,74
PK N 30	2,21	2,85	2,61	3,01
PK N 60	2,49	2,87	2,91	3,28
PK N 90	2,48	2,84	2,99	3,33

Źródło: Adamus i in., 1969 (1)

Z uwagi na lokalizację doświadczeń na różnych glebach możliwe było określenie wielkości plonów zbóż i efektu działania azotu z uwzględnieniem kompleksu przydatności rolniczej gleb (22).

Wyznaczenie optimum wielkości dawek nawozów azotowych

Prowadzone w poprzednim okresie badania doświadczalne uwzględniały jedynie trzy poziomy nawożenia azotem oraz obiekt kontrolny, co uniemożliwiało wyznaczenie

optymalnej dawki tego składnika. Dlatego na przełomie lat 80. i 90. XX w., przy współdziałaniu doświadczalnictwa terenowego, przeprowadzono ponad sto pięćdziesiąt doświadczeń płodozmiennych, z pięcioma–siedmioma dawkami azotu i obiektem kontrolnym (7, 10). Dane uzyskane z tych doświadczeń można było interpretować, wykorzystując wielomianowe funkcje ciągłe i funkcje nieciągłe, z równoczesnym wyznaczeniem optimum dawek azotu. Funkcje te miały następującą postać:

$$\text{Funkcja ciągła: } y = a + bN + cN^2, \quad N_{\text{opt}} = -b/2c$$

$$\text{Funkcje nieciągłe: } y_1 = a_1 + b_1N, \quad y_2 = a_2 + b_2N, \quad N_{\text{opt}} = (a_1 - a_2)/(b_2 - b_1),$$

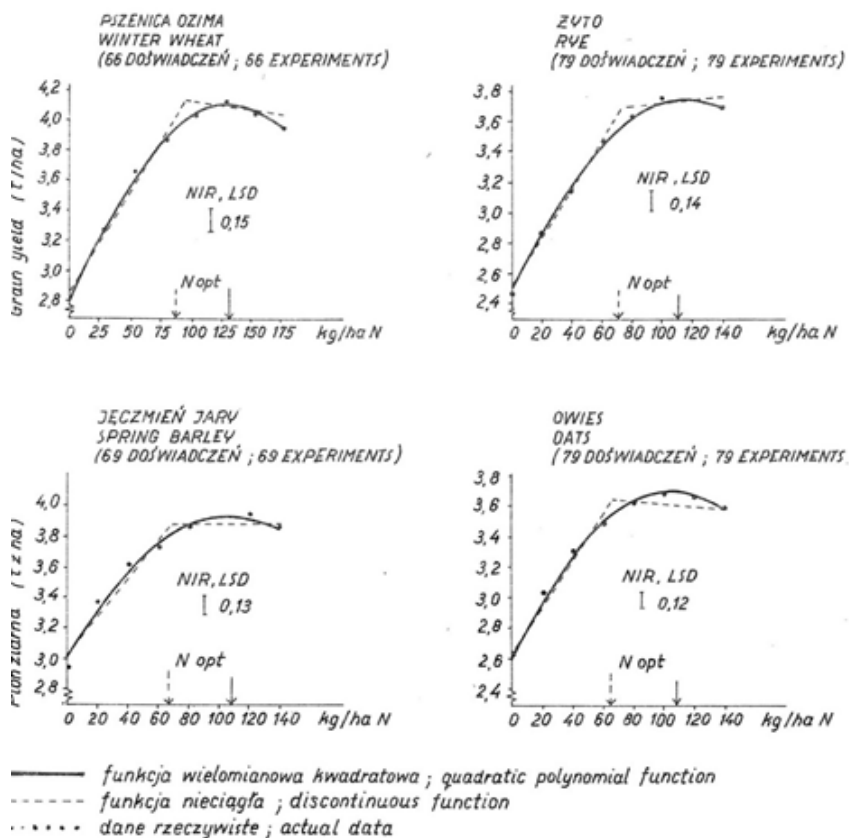
gdzie:

y = plon ziarna;

N = dawka azotu ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$);

a, b, c – współczynniki równania.

Wykresy funkcji dla uprawianych gatunków zbóż przedstawiono na rysunku 1, natomiast w tabeli 2 zamieszczono średnie optymalne dawki nawozów azotowych.



Rys. 1. Krzywe reakcji zbóż na nawożenie azotem

Źródło: Fotyma, 1988 (7)

Tabela 2

Optymalne dawki nawozów w 129 doświadczeniach terenowych prowadzonych w latach 1979–1983

Roślina	Funkcja ciągła		Funkcja nieciągła		Funkcja ciągła zmodyfikowana*	
	Nopt kg·ha ⁻¹	plon max t·ha ⁻¹	Nopt kg·ha ⁻¹	plon max t·ha ⁻¹	Nopt kg·ha ⁻¹	plon opt. t·ha ⁻¹
Pszenica	128	4,10	87	3,97	83	3,95
Żyto	115	3,85	70	3,60	82	3,71
Jęczmień	106	3,99	67	3,84	70	3,86
Owies	104	3,76	67	3,59	74	3,64

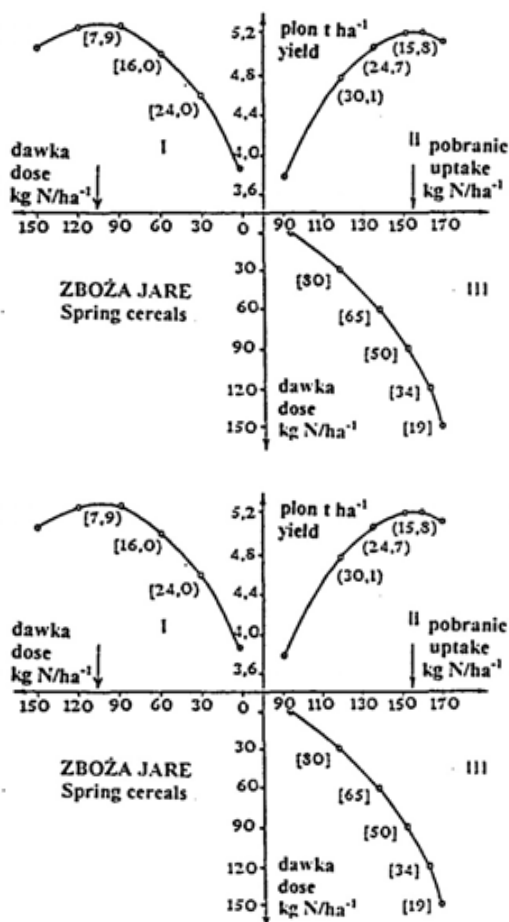
*dawka wyliczona dla plonu maksymalnego z funkcji ciągłej pomniejszonego o przedział ufnosci

Źródło: Fotyma, 1988 (7)

Optymalne dawki azotu wyliczone z funkcji ciągłej były znacznie większe od dawek wyznaczonych z funkcji nieciągłej. Wynika to z przebiegu funkcji ciągłej (parabolicznej), która jest znacznie spłaszczona w pobliżu wierzchołka. Dużemu przyrostowi dawek w tym obszarze odpowiada mały przyrost plonu, stąd optymalna dawka N jest przeszacowana. Z tego powodu, dla celów praktyki rolniczej, zalecono dawki mieszczące się pośrodku dawek wyliczonych z obydwu typów funkcji.

Warto zwrócić uwagę na znacznie większe plony uzyskiwane w tych doświadczeniach w porównaniu z plonami podanymi w tabeli 1. Wynika to zarówno z postępu w technice doświadczałnej, jak i ogólnego postępu w rolnictwie polskim.

Od połowy lat dziewięćdziesiątych wyniki doświadczeń zaczęto przedstawiać w postaci trzyczęściowych diagramów efektywności, które umożliwiają generalizację uzyskanych wyników i wykorzystanie ich w systemie doradztwa nawozowego (rys. 2). Diagramy te, oprócz klasycznej zależności plon–dawka nawozu przedstawiają również zależność pomiędzy plonem a ilością pobranego przez rośliny azotu oraz pomiędzy ilością pobranego składnika a wielkością dawki (10).

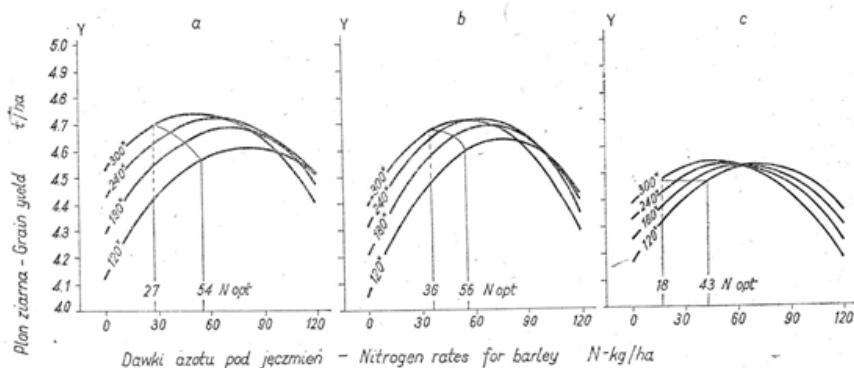


Rys. 2. Diagramy efektywności nawożenia zbóż azotem

Źródło: Fotyma, 2000 (10)

Efekt następczy nawozów azotowych

W latach 70. XX w. rozpoczęto również badania nad efektem następczym nawozów azotowych, stosowanych w dużych, zalecanych wówczas dawkach tego składnika (19). W latach 1974–1977 w zakładach doświadczalnych IUNG założono serię doświadczeń w dwupolowych członach zmianowań. W pierwszym roku pod roślinę okopową uprawianą na dużych poletkach stosowano cztery dawki nawozów azotowych w ilościach od 120 do 300 kg N·ha⁻¹. W drugim roku duże poletka, na których uprawiano jęczmień jary jako roślinę następczą dzielono na cztery części i w obrębie każdej z nich aplikowano pięć dawek nawozów azotowych (0–120 N·ha⁻¹). Reakcję jęczmienia na nawożenie opisano ciągłymi krzywymi wyznaczonymi dla każdej z dawek azotu stosowanych pod przedplon (rys. 3).



Rys. 1. Plony ziarna jęczmienia po różnych przedplonach: a — ziemniak, b — burak cukrowy, c — kapusta pastewna. x — dawki N pod przedplon
 Grain yields of barley after different forecrops: a — potatoes, b — sugar beets, c — fodder kale, x — N rates to forecrops
 a — $Y = 3,675757 + 0,00436.N - 0,000005.N^2 + 0,014933.n - 0,000075.n^2 - 0,000023.N.n$
 b — $Y = 3,642514 + 0,004012.N - 0,000005.N^2 + 0,018472.n - 0,000104.n^2 - 0,000023.N.n$
 c — $Y = 3,982614 + 0,001652.N - 0,000001.N^2 + 0,012232.n - 0,000069.n^2 - 0,000019.N.n$
 Y — plon ziarna jęczmienia — grain yield of barley
 N — dawka azotu pod przedplon — nitrogen rate for forecrop
 n — dawka azotu pod jęczmień — nitrogen rate for barley

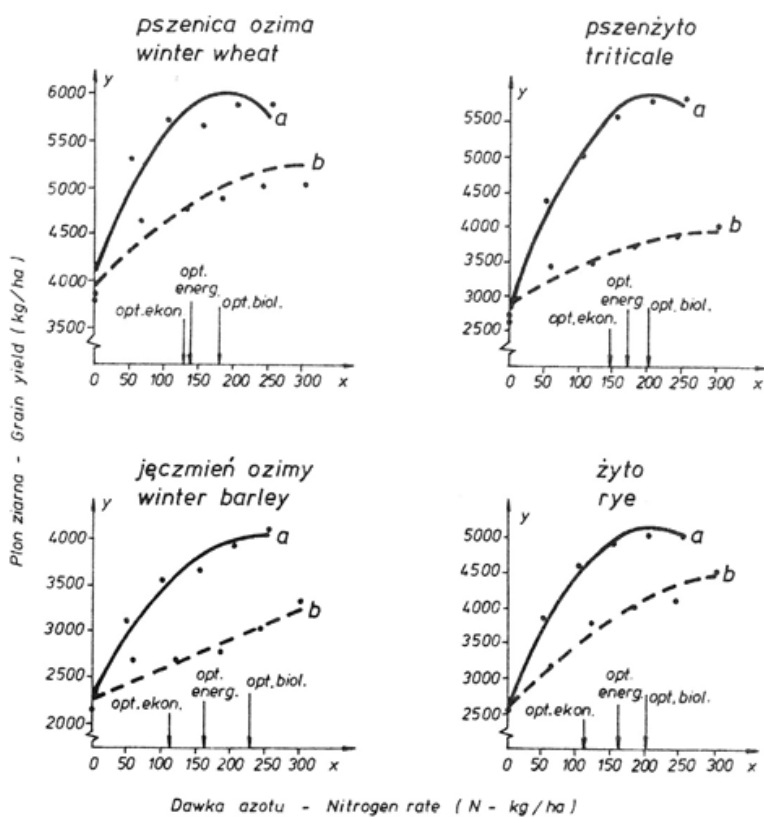
Rys. 3. Plony ziarna jęczmienia po różnych przedplonach

Źródło: Fotyma i Pętkowski, 1981 (19)

Optymalne dawki azotu pod jęczmień jary wyniosły od $28 \text{ N} \cdot \text{ha}^{-1}$ po przedplonie nawożonym największą dawką tego składnika, do $52 \text{ N} \cdot \text{ha}^{-1}$ pod przedplon, pod który stosowano dawkę najmniejszą. Efekt następczy azotu był zatem wyraźny, zwłaszcza w latach następujących po obfitującym w opady okresie jesienno-zimowym. Wyniki tych doświadczeń wskazywały wprawdzie na konieczność uwzględnienia w nawożeniu azotem efektu następczego tego składnika, jednak nie dawały wyraźnych zaleceń nawozowych.

Wyznaczenie równoważników nawozowych azotu stosowanego pod przedplon

W latach 1986–1989 w czterech zakładach doświadczalnych IUNG, na bazie wieloletnich doświadczeń płodozmiennych, przeprowadzono badania nad wyznaczeniem równoważnika nawozów azotowych stosowanych pod różne rośliny uprawiane w dwupolowych członach płodozmianu norfolkiego (15). Duże poletka dzielono na dwie części i na każdej z nich stosowano przemiennie, co dwa lata, sześć dawek nawozów azotowych. W pierwszym roku badano tzw. czysty efekt działania tych nawozów, a w roku drugim – efekt następczy. Wyniki, dla obydwu lat oddzielnie, opracowane z zastosowaniem ciągłych krzywych regresji przedstawiono na rysunku 4.



Rys. 1. Krzywe reakcji zbóż ozimych na bezpośrednie (a) i następcze (b) działanie nawożenia azotem
Direct effect (a) and residual effect (b) of nitrogen fertilization in winter cereals

pszenica	a:	$y = 4092 + 21,100 x - 0,058 x^2$
wheat	b:	$y = 3944 + 9,067 x - 0,016 x^2$
pszenżyto	a:	$y = 2799 + 30,320 x - 0,074 x^2$
triticale	b:	$y = 2874 + 6,900 x - 0,011 x^2$
jęczmień	a:	$y = 2268 + 15,300 x - 0,033 x^2$
barley	b:	$y = 2277 + 3,167 x$
żyto	a:	$y = 2635 + 24,920 x - 0,061 x^2$
rye	b:	$y = 2602 + 10,283 x - 0,013 x^2$

Rys. 4. Krzywe reakcji zbóż ozimych na bezpośrednie (a) i następcze (b) działania azotem
Źródło: Fotyma i in., 1992 (15)

Z równań regresji dla następczego działania azotu wyznaczono wielkość plonów roślin dla kolejnych dawek N (z poprzedniego roku), a następnie wartości te podstawiono do równań regresji dla bezpośredniego działania azotu. Dawkę azotu w działaniu bezpośrednim Y, umożliwiającą uzyskanie takiego samego plonu jak w działaniu następczym X, wyliczano z równania regresji prostej: $Y = a + bX$.

Dla dawki $X = 100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ w działaniu następczym wartość Y odpowiada równoważnikowi nawozowemu azotu stosowanego pod przedplon. Wartości te, zależnie od uprawianej rośliny i jej przedplonu, wynosiły od 20 do 35 kg. W wymiarze praktycznym oznacza to, że na każde 100 kg azotu zastosowanego pod przedplon, dawka składnika pod roślinę następczą może być obniżona o taką właśnie ilość azotu w nawozach. Wartość równoważników nawozowych azotu stosowanego pod przedplon waha się w szerokich granicach, zależnie od gatunków roślin, rodzaju gleby i ilości opadów w sezonie jesienno-zimowym. Podane wartości równoważnika należy zatem traktować orientacyjnie. Tym niemniej koncepcja tego równoważnika wydawała się obiecująca i w dalszych badaniach zastosowano ją w odniesieniu do azotu w nawozach naturalnych, azotu mineralnego w glebie, a nawet azotu atmosferycznego wiążanego przez rośliny bobowate.

Wykorzystanie azotu z nawozów

Oszacowanie stopnia wykorzystania azotu z nawozów wymaga dysponowania danymi o zawartości tego składnika w biomase roślin. Dlatego w materiale roślinnym pochodzącym z doświadczeń wieloletnich, prowadzonych w latach 1986–1989 w czterech zakładach doświadczalnych IUNG, oznaczono zawartość azotu w plonach głównych roślin uprawianych w zmianowaniach, a następnie wyliczono pobranie azotu z plonem. Uzyskane wyniki posłużyły do opracowania trzyczęściowych diagramów efektywności nawożenia zbóż tym składnikiem i obliczenia optymalnej rolniczo dawki azotu.

Wykorzystanie azotu z nawozów można określić metodą izotopową z zastosowaniem ^{15}N lub metodą różnicową. Zastosowanie pierwszej z metod, ze względu na koszty nawozów wzbogaconych izotopem, ogranicza się zwykle do doświadczeń wazonowych. Za pomocą metody różnicowej określa się natomiast wykorzystanie azotu z nawozów w doświadczeniach polowych.

W Zakładzie Żywienia Roślin i Nawożenia za pomocą metody izotopowej, a konkretnie metody rozcieńczenia izotopowego, określano stopień wykorzystania azotu z nawozów mineralnych przez rośliny bobowate (21), pszenicę ozimą (26) oraz mieszanki zbożowo strączkowe (28). Metoda ta pozwala na precyzyjne oszacowanie rzeczywistej ilości pobranego przez roślinę azotu pochodzącego z zastosowanych nawozów znakowanych izotopem ^{15}N . Umożliwia ona również śledzenie szlaku przemieszczania azotu w układzie gleba–roślina.

Wykorzystanie azotu z nawozów według metody różnicowej wylicza się ze wzoru:

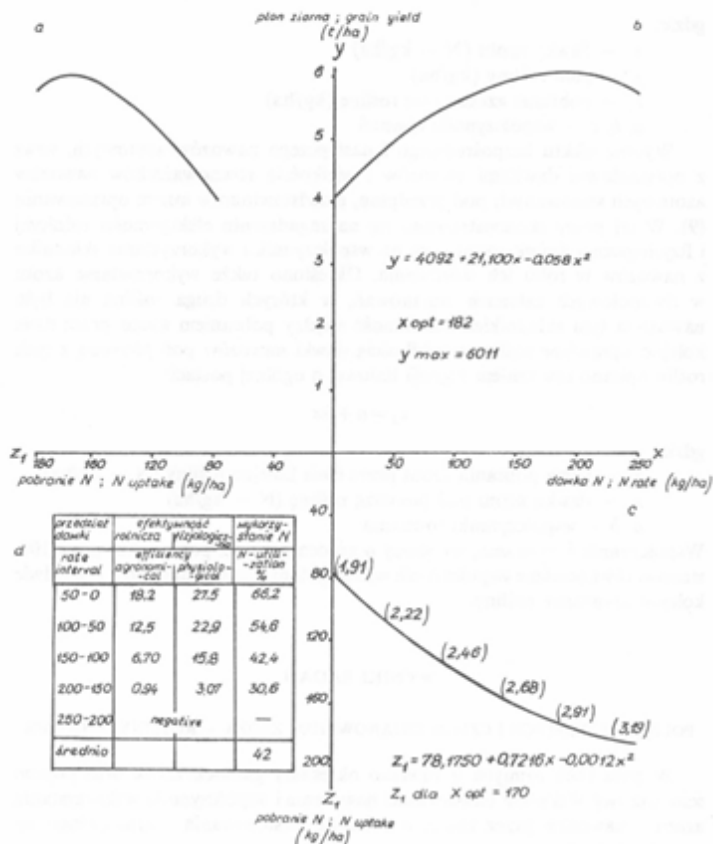
$$E_N = (P_N - P_0) / N \cdot 100$$

gdzie:

P_N i P_0 – pobranie azotu z plonem rośliny, odpowiednio w obiekcie nawożonym i nienawożonym;

N – dawka azotu.

Dysponując trzyczęściowym diagramem efektywności nawożenia, wykorzystanie azotu można wyliczyć jako iloraz efektywności rolniczej i efektywności fizjologicznej (rys. 5) (16).



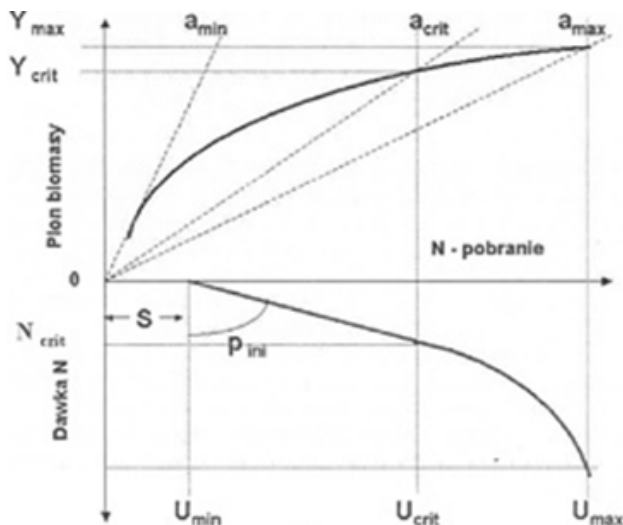
Rys. 1. Wskaźniki efektywności nawożenia i wykorzystania azotu z nawozów przez pszenicę ozimą
 a – zależność między wielkością plonu i ilością azotu pobranego przez roślinę
 b – zależność między wielkością plonu i wielkością dawek azotu zastosowanego w nawozie
 c – zależność między ilością azotu pobranego przez roślinę i wielkością dawek azotu zastosowanego w nawozie; w nawiasie pobranie N na 100 kg plonu ziarna zbóż + odpowiednia ilość słomy
 d – efektywność rolnicza, fizjologiczna i wykorzystanie N z nawozów w roku ich zastosowania

The efficiency of nitrogen fertilization and N-utilization for winter wheat
 a – the relation between the yield and nitrogen uptake
 b – the relation between the yield and nitrogen doses
 c – the relation between nitrogen uptake and nitrogen doses; in parenthesis N uptake for 100 kg of grain + corresponding yield of straw
 d – agronomical and physiological nitrogen efficiency and N-utilization in the 1st year

Rys. 5. Wskaźniki efektywności nawożenia i wykorzystania azotu z nawozów przez pszenicę ozimą
 Źródło: Fotyma i in., 1992 (16)

Wyniki statycznych doświadczeń prowadzonych w dwóch zakładach doświadczalnych IUNG w latach 1993–2005 (13, 14) posłużyły również do parametryzacji modelu QUADMOM. Z modelu tego można wyliczyć, oprócz wykorzystania azotu z nawozów, szereg wskaźników dotyczących efektywności

nawożenia azotem, jak: N_{crit} – optymalna dawka nawozów; U_{crit} – optymalne pobranie azotu z plonem; Y_{crit} – potencjalny plon rośliny; U_{min} – pobranie azotu z gleby; a_{crit} – krytyczne stężenie azotu w roślinie nielimitujące plonu; p_{ini} – wykorzystanie azotu z nawozów (rys. 6).



Rys 6. Schemat modelu QUADMÓD

Źródło: Fotyma i in., 2006 (14)

Testy glebowe zawartości azotu

W przedstawionych dotychczas badaniach koncentrowano się na funkcjach produkcji jako podstawie wyznaczania optymalnych dawek nawozów azotowych pod rośliny uprawy polowej. W latach 90. XX w. rozpoczęto badania nad przydatnością testu azotu mineralnego N_{min} do określania wielkości pogłównych dawek tych nawozów. Do tego celu wykorzystano doświadczenia polowe, prowadzone w cyklach dwuletnich, w czterech Zakładach Doświadczalnych IUNG (8, 9) oraz doświadczenia prowadzone w dwóch Zakładach Doświadczalnych IUNG w latach 1994–1999, w zmianowaniach czteropolowych, w których stosowano sześć dawek nawozów azotowych (12). W trakcie tych badań dokonano uściślenia metodyki pobierania, przechowywania i analizowania próbek gleby. Podjęto również próbę połączenia trzyczęściowych funkcji produkcji z zawartością azotu mineralnego w jeden spójny model służący określeniu wielkości optymalnych dawek nawozów azotowych pod zboża (20), sprowadzając go do następującego równania:

$$N_{opt} = ((Y_{opt} \times a_{crit}) - (N_{min} \times wp_{min})) \times wp_N$$

gdzie:

$Y_{opt} \times a_{crit}$ – przewidywane pobranie azotu z plonem rośliny;

wp_{min} – równoważnik nawozowy azotu glebowego;

wp_N – współczynnik wykorzystania azotu z nawozów.

Wykorzystanie tego modelu opiera się na oznaczeniu zawartości N_{\min} w glebie na określonym polu, a wiele zawartych w nim parametrów ma charakter szacunkowy. Parametry te muszą być określane na podstawie odpowiednio licznych ścisłych doświadczeń polowych, co wiąże się z dużymi nakładami pracy i środków. Dlatego dla uproszczenia systemu doradztwa dokonano kalibracji testu N_{\min} , wyznaczając przedziały jego zawartości odpowiadające stanowi zaopatrzenia roślin w azot mineralny pochodzący z gleby. Dla kompatybilności tego testu z testami na zawartość przyswajalnych form fosforu, potasu, magnezu oraz przedziałami potrzeb wapnowania, z góry założono pięć przedziałów zawartości azotu mineralnego w profilu glebowym.

U schyłku lat 90. XX w. rozpoczęto badania monitoringowe nad zawartością azotu mineralnego w glebach Polski. W latach 1997–2003, w około 5100 punktach zlokalizowanych na obszarze całej Polski, pod nadzorem metodycznym IUNG, okręgowe stacje chemiczno-rolnicze pobierały dwukrotnie w ciągu roku – wiosną i jesienią, próby z profilu glebowego 0–90 cm podzielonego na trzy warstwy. W próbach gleby oznaczano zawartość azotu amonowego i azotanowego, a następnie zawartość tą przeliczano na kilogramy azotu w określonej warstwie gleby oraz w całym profilu glebowym. Oznaczeń zawartości azotu mineralnego dokonywały okręgowe stacje chemiczno-rolnicze. Jako przeciętną miarę zawartości azotu w próbach gleby, przyporządkowanych do grup wydzielonych na podstawie składu granulometrycznego przyjęto medianę, a jako miarę rozproszenia – percentylowy rozkład danych (tab. 3). Na podstawie przeprowadzonych badań monitoringowych wyznaczono klasy zawartości azotu w glebie w terminie wiosennym i jesiennym. Zawartość azotu w okresie wiosny posłużyła do sformułowania zaleceń nawozowych, a w okresie jesieni – do oceny ryzyka zagrożenia środowiska glebowego nadmiarem azotu mineralnego.

Tabela 3

Klasy zawartości azotu mineralnego w profilu 0–90 cm gleby w okresie wiosny ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$)

Kategoria agronomiczna gleby	Klasa zawartości azotu mineralnego w $\text{kg N}_{\text{NO}_3} + \text{N}_{\text{NH}_4}$ w $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$				
	bardzo mała	mała	średnia	duża	bardzo duża
Bardzo lekka	<40	41–55	56–73	74–101	>101
Lekka	<51	52–70	71–90	91–123	>123
Średnia	<58	59–79	80–103	104–139	>139
Ciężka	<61	62–83	64–107	108–145	>145

Źródło: Fotyma i in. 2004 (17)

Test zawartości azotu we wskaźnikowych częściach roślin

W latach 80. XX w., w czterech Zakładach Doświadczalnych IUNG (19) przeprowadzono serię trzydziestu ośmiu doświadczeń polowych z żytem, pszenicą ozimą, jęczmieniem jarym i owsem w celu kalibracji testu zawartości azotu ogólnego w roślinach. Schemat dwuczynnikowych doświadczeń obejmował pięć poziomów

podstawowego nawożenia zbóż azotem – przewidziane pod zboża jare i po ruszeniu wegetacji pod zboża ozime oraz pięć dawek nawozów azotowych stosowanych pogłównie w fazie strzelania w źdźbło (tab. 4).

Tabela 4

Rozkład i wielkość dawek nawozów azotowych pod zboża

Podstawowa	Dawki nawozów azotowych (kg N·ha ⁻¹)				
	pogłównie				
0	0	40	80	120	160
40	0	40	80	120	-
80	0	40	80	-	-
120	0	40	-	-	-
160	0	-	-	-	-

Źródło: Chojnacki i Fotyma, 1981 (4)

Próby roślin pobierano od fazy 5–6 liścia do początku fazy kłoszenia w odstępach 10 dniowych, mierzono ich wysokość, a następnie analizowano zawartość azotu ogólnego w materiale roślinnym. Wielkość plonu ziarna korelowano z zawartością azotu w poszczególnych fazach rozwojowych. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że do diagnozowania stanu zaopatrzenia zbóż w azot najbardziej miarodajna jest faza strzelania w źdźbło, a zawartości poniżej 3,0% w suchej masie wskazują na niedostateczne zaopatrzenie roślin zbożowych w ten składnik. Krytyczna zawartość azotu w fazie strzelania w źdźbło związana jest ponadto z wysokością roślin, dlatego w przypadku gdy wysokość odbiega od uznanej za normalną, należy zastosować uzupełniającą dawkę azotu w celu skorygowania zawartości N w roślinach.

W latach 1981–1984 w czterech Zakładach Doświadczalnych IUNG przeprowadzono doświadczenia o podobnym schemacie, których celem było wyznaczenie krytycznej zawartości azotu w roślinach rzepaku (6). Próby roślin pobierano w pięciu fazach rozwojowych, określano ich suchą masę oraz zawartość azotu ogólnego. Krytyczną zawartość azotu w nadziemnych częściach roślin wyznaczono metoda krzywych granicznych oraz po raz pierwszy w Polsce, według równania Greenwooda, opisującego zależność krytycznej zawartości azotu od suchej masy roślin:

$$N_c = 1,35(1 + 3 \exp) - 0,26 W$$

gdzie:

N_c = krytyczna zawartość azotu w nadziemnej masie roślin (%);

W = sucha masa nadziemnych części roślin (t·ha⁻¹).

Testy roślinne NNI, SPAD, NDVI

Pod koniec lat 90. XX w. rozpoczęto badania nad oceną stanu odżywienia roślin azotem, opierając się na koncepcji „nitrogen nutrition index” (NNI) oraz testu pośredniego SPAD (9, 18). Test NNI opiera się na wspomnianej wyżej koncepcji

Greenwooda, zgodnie z którą istnieje ścisła zależność o charakterze prawa biologicznego pomiędzy zawartością azotu w roślinie a ilością nagromadzonej przez nią suchej masy. Znając zatem suchą masę roślin, możliwe jest wyznaczenie krytycznej zawartości azotu w częściach nadziemnych w czasie wegetacji. Stosunek obliczonej w ten sposób zawartości krytycznej do aktualnej zawartości azotu w roślinie stanowi indeks stanu odżywienia roślin – NNI. Wartość tego indeksu bliska 1 określa optymalny stan odżywienia roślin tym składnikiem, a wartości niższe lub wyższe świadczą odpowiednio o odżywieniu niedostatecznym lub luksusowym pobieraniu azotu. Wadami tego testu, podobnie zresztą jak innych roślinnych testów azotu, jest duża zmienność wartości NNI w obrębie pola oraz pracochłonność związana z pobieraniem prób roślinnych. Generalną wadą wszystkich roślinnych testów azotu jest trudność przełożenia ich wyników na wielkość zalecanej pogłównie dawki nawozów azotowych.

Dla uniknięcia tej trudności, podjęto próby zastosowania w warunkach Polski testu pośredniego SPAD. W teście tym wykorzystuje się zależność pomiędzy indeksem zieloności liścia, a w praktyce – zawartości chlorofilu i adsorpcji przez rośliny światła o określonej długości fali. Różnica absorpcji światła przy długościach fali 650 nm i 940 nm stanowi indeks SPAD i mierzona jest za pomocą aparatu optycznego zwanego N-Testerem. Badania nad przydatnością tego podejścia podjęto w IUNG-PIB na początku XXI wieku. Test wymagał kalibracji polegającej na wyznaczeniu wartości indeksu SPAD przy określonym stanie odżywienia roślin azotem. Kalibracji dokonano na podstawie doświadczeń polowych z różnymi roślinami (11, 24). Test SPAD opiera się na pomiarze adsorpcji światła i jest wykonywany na pojedynczych liściach roślin. Uogólnienie indeksu SPAD na całe pole wymaga dokonania wielu pomiarów na roślinach wybranych subiektywnie w różnych jego punktach, co poddaje w wątpliwość przydatność tego testu w warunkach praktycznego rolnictwa. Pewnym rozwiązaniem tego problemu jest pomiar odbicia światła od określonej powierzchni łąnu roślin i wyznaczenie tzw. indeksu wegetacji NDVI. Indeks NDVI wyliczany jest ze wzoru:

$$NDVI = (NIR - R)/(NIR + R)$$

gdzie:

R – pomiar ilości światła w spektrum światła czerwonego;

NIR – pomiar ilości światła w spektrum podczerwieni.

Pomiaru wartości NDVI dokonywano z zastosowaniem spektrometru GreenSeeker wyposażonego we własne źródło światła o długościach fali 656 i 770 nm. Badania były prowadzone w dwóch statycznych doświadczeniach polowych, łącznie z pomiarami wartości SPAD i indeksu NNI. Umożliwiło to porównanie trzech testów roślinnych azotu. Pewną wadą testu NDVI jest konieczność uwzględnienia stopnia pokrycia powierzchni pola przez łąn roślin, a więc dokonania równoległego pomiaru wartości LAI (indeks powierzchni liści) (24).

W okresie ostatnich 20 lat upowszechnia się nowy paradygmat badań nad nawożeniem azotem. Paradygmat ten wynika z kilku podstawowych przesłanek: konieczności ochrony gleb, wód i powietrza przed nadmiarem nieorganicznych związków azotu, upowszechniania zasad tzw. rolnictwa precyzyjnego i postępu technicznego w zakresie maszyn do wysiewu nawozów wyposażonych w GPS i czujniki spektrometryczne do określania aktualnego indeksu wegetacyjnego ładu roślin oraz postępu w technologii produkcji nawozów azotowych i wieloskładnikowych, uwzględniającego regulację dostępności składników pokarmowych w okresie wegetacji roślin (25–27).

Innowacje na rynku nawozów azotowych w Polsce

Historia polskiego przemysłu nawozowego rozpoczęła się w podtarnowskich Mościcach, w 1930 r., wraz z otwarciem Państwowej Fabryki Nawozów Azotowych. Kolejnym krokiem było połączenie jej z poniemieckimi zakładami na terenie Chorzowa, w wyniku czego powstały Zjednoczone Fabryki Związków Azotowych w Mościcach i Chorzowie, którymi kierował Eugeniusz Kwiatkowski. Jednak gwałtowny rozwój tego segmentu nastąpił po wojnie, kiedy to wznowiły swoją działalność fabryki w Mościcach i w Chorzowie. Powstały ponadto nowe zakłady – we Włocławku (Zakłady Azotowe „Włocławek”, obecnie Anwil S.A.), w Policach (Zakłady Chemiczne „Police” S.A., obecnie Grupa Azoty Zakłady Chemiczne „Police” S.A.), w Kętrzynie (Zakłady Przemysłu Azotowego „Kętrzyn”, obecnie Grupa Azoty Zakłady Azotowe „Kętrzyn” S.A.) oraz w Puławach (Zakłady Azotowe „Puławy”, obecnie Grupa Azoty Zakłady Azotowe „Puławy” S.A.).

W 1948 r. komunistyczny rząd zdecydował o utworzeniu Zakładów Przemysłu Azotowego „Kętrzyn”. W kolejnych latach uruchomiono instalację ciągu nawozowego, m.in. amoniaku, kwasu azotowego i saletrzaku. Zapotrzebowanie rolnictwa polskiego na nawozy mineralne ciągle rosło, dlatego 19 grudnia 1960 r. uchwałą Rady Ministrów, zapadła decyzja o lokalizacji fabryki nawozów azotowych w Puławach, której zadaniem miała być produkcja saletry amonowej metodą wieżową (saletry priloowanej). W 1987 r. powstała w Kętrzynie druga linia nawozów azotowych oraz instalacja mocznika.

Pierwszymi nawozami azotowymi produkowanymi w kraju były saletrzak i mocznik.

Mocznik to nawóz w postaci białych granulek, rozpuszczalny w wodzie, zawierający 46% azotu w formie amidowej, która jest łatwo pobierana przez rośliny pozakorzeniowo (dolistnie). Pobieranie mocznika przez korzenie roślin zachodzi wolniej, ponieważ nawóz ten przechodzi w glebie, w wyniku hydrolizy enzymatycznej, w formę amonową, a następnie azotanową. Wadą tradycyjnego mocznika jest jednak wielkość granulek, dlatego w drugiej dekadzie XXI wieku, Grupa Azoty Zakłady Azotowe „Puławy” S.A. uruchomiła produkcję mocznika metodą rotaformerową, dzięki której uzyskano większe granule, ułatwiając mieszanie z innymi nawozami o podobnym

uziarnieniu i gęstości nasypowej. Mocznik uzyskany tą metodą produkowany jest pod nazwą PULGRAN® oraz PULGRAN®S. PULGRAN®S, powstający ze stopu mocznika i siarczanu amonu, zawiera dodatkowo 8,4% siarki w formie siarczanowej.

Zastosowanie mocznika jako składnika stałych nawozów wieloskładnikowych daje możliwości uzyskania wysokiej, łącznej zawartości składników pokarmowych. W związku z tym, podejmowano w przeszłości próby uruchamiania produkcji nawozów wieloskładnikowych z udziałem mocznika, na przykład wytworzenia nawozów z wykorzystaniem superfosfatów i mocznika. Ze względu na dużą zawartość wody w superfosfatach, która uwalniała się w wyniku reakcji z mocznikiem, powodując upłynnianie granulowanych mieszanin (2), próby te kończyły się niepowodzeniem. Znaczne usprawnienie procesów wytwarzania nawozów zawierających mocznik i składniki superfosfatów nastąpiło w wyniku prac koordynowanych przez Grande Paroisse (obecnie Borealis), efektem których jest technologia wytwarzania nawozów typu UPS (urea – superphosphate) (2, 23). Ze względu na pewne ograniczenia wynikające z doboru odpowiednich surowców fosforytowych czy dodatkowe operacje technologiczne, związane chociażby z budową dodatkowych magazynów, technologia ta uniemożliwia produkcję nawozów w sposób ciągły.

Obecnie prace badawczo-rozwojowe zmierzają w kierunku otrzymania mocznika z inhibitorami ureazy. Celem tych działań jest sprostanie uwarunkowaniom prawnym. W 2016 r. weszła w życie dyrektywa w sprawie redukcji emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych (5), która zmienia pułapy emisji przemysłowych, w tym amoniaku. Dyrektywa zobowiązuje wszystkie państwa członkowskie Unii Europejskiej do zmniejszenia emisji amoniaku o 1% w ciągu każdego roku od 2020 do 2029 r., natomiast w 2030 r. o 17%. Sugerowanymi możliwościami redukcji strat azotu pochodzących z nawozów mineralnych jest wykorzystywanie nawozów o spowolnionym lub kontrolowanym uwalnianiu składników pokarmowych bądź zastąpienie mocznika nawozami saletrzanymi. W dniu 4 czerwca 2020 r. Sejm RP przyjął ustawę o zmianie ustawy o nawozach i nawożeniu oraz o Państwowej Inspekcji Ochrony Roślin i Nasiennictwa (30). W artykule 20b ustawa zabrania stosowania mocznika w formie granulowanej, z wyłączeniem stosowania mocznika w formie granulowanej zawierającego inhibitor ureazy albo powłokę biodegradowalną.

Saletrzak to nazwa handlowa mineralnych nawozów azotowych zawierających 27,5% azotu w formie azotanu amonu z dodatkiem mielonego wapnia (saletrzak wapniowy) lub dolomitu (saletrzak magnezowy). Od końca lat 60. XX w. jest to jeden z najchętniej stosowanych przez rolników nawozów azotowych. Obecny na rynku Salmag® zawiera oprócz azotu w formie azotanowej i amonowej, 3% wapnia rozpuszczalnego w wodzie i 4% magnezu rozpuszczalnego w wodzie. Zawartość dwóch form azotu czyni z Salmag® nawóz uniwersalny w polskich warunkach glebowo-klimatycznych.

Rozwój nawozów saletrzanych zmierzał w kierunku wprowadzenia do nich dodatkowych składników II-rzędowych. W wyniku prac technologicznych

wprowadzono na rynek Saletrzak 27 standard z borem oraz Salmag S (saletrzak z siarką). Odpowiednikami nawozów saletrzanych z Grupy Azoty są nawozy Canwil i Canwil S produkowane przez Anwil S.A. Rozwój nawozów saletrzanych zmierza w kierunku dodawania do nich mikroelementów. W 2019 r. opracowano w Instytucie Nowych Syntezy Chemicznych w Puławach, nowe formuły nawozów z miedzią i cynkiem, na nośnikach zeolitowych lub polikwasach asparaginowych.

Pod koniec lat 80. w Zakładach Azotowych „Puławy” S.A. wyprodukowano kolejny nawóz – roztwór saletrzano-mocznikowy (RSM). Jest to wysokoskoncentrowany nawóz azotowy wytwarzany w trzech wersjach: 28% N, 30% N oraz 32% N, zawierający wszystkie dostępne formy azotu – azotanową, amonową i amidową. Jego płynna forma umożliwia równomierne rozproszczenie na powierzchni pola, co czyni ten nawóz wysoce skutecznym w warunkach suszy.

Od 2010 r. Grupa Azoty Zakłady Azotowe „Puławy” S.A. realizowała inwestycję w Nowy Kompleks Nawozowy, przygotowując się do uruchomienia produkcji nowych nawozów typu PULGRAN® S i PULASKA i RSMS. Produkty te stanowią odpowiedź na zapotrzebowanie rolników na nawozy zawierające dwa składniki pokarmowe – azot oraz siarkę, w związku z udokumentowanymi niedoborami siarki w glebach Polski. Grupa płynnych nawozów azotowo-siarkowych typu PULASKA® i RSMS o zawartości 20–26% azotu oraz 3–6% siarki to produkty o nowym składzie i znacznie korzystniejszej koncentracji składników pokarmowych w porównaniu z wytwarzanymi dotychczas na polskim rynku nawozami jednoskładnikowymi, tj. mocznik i siarczan amonu. Obecność trzech związków chemicznych azotu: mocznika, azotanu amonu i siarczanu amonu w jednym nawozie pozwala na ograniczenie wad zarówno samego mocznika (straty azotu w postaci amoniaku), jak i siarczanu amonu (kwaśny charakter nawozu oraz wysoka zawartość siarki w stosunku do potrzeb pokarmowych roślin), stosowanych jako odrębne nawozy jednoskładnikowe.

Na zakończenie warto wspomnieć o nawozach azotowych, których dodatkiem są związki stymulujące wzrost systemu korzeniowego roślin, np. kwasy humusowe, zwiększających efektywność pobierania azotu z gleby przez rośliny czy płynne nawozy zawierające aminokwasy o działaniu usprawniającym szlaki metabolizmu azotu w roślinie.

Podsumowanie

W opracowaniu dokonano podsumowania dorobku IUNG-PIB w zakresie klasycznego podejścia do nawożenia azotem, z wykorzystaniem specjalnie zaprojektowanych, często unikalnych schematów doświadczeń polowych. W badaniach tych stosowano różne podejścia do optymalizacji dawek nawozów azotowych, od funkcji produkcji po testy glebowe i roślinne. Dla wyznaczenia parametrów funkcji produkcji i przedziałów wartości glebowych i roślinnych testów azotu konieczne było prowadzenie licznych doświadczeń polowych o złożonych niekiedy schematach. W szczytowym okresie tego etapu badań prowadzono w Zakładzie Nawożenia IUNG

po kilkadziesiąt, do kilkuset doświadczeń 2–4-letnich i po kilkanaście doświadczeń wieloletnich. Z tych ostatnich przetrwały do dzisiaj jedynie dwa doświadczenia statyczne. Innowacje w zakresie badań nad azotem w IUNG były odzwierciedleniem zmian i tendencji na rynku nawozów azotowych w Polsce oraz zmieniających się wyzwań i priorytetów rozwoju społeczeństwa i gospodarki.

Literatura

1. Adamus M., Boratyński B., Kozłowska H., Kuleszyński R.: Wyniki doświadczeń polowych z wysokimi dawkami azotu, fosforu i potasu, prowadzonych w Państwowych Technikach Rolniczych. Część I. Efektywność nawożenia zbóż. Pamiętnik Puławski, 1969, **37**: 43-68.
2. Archard P., Schwob Y., Limousin L.: A new route for urea superphosphate fertilizers. Phosphorus and Potassium, 1994, **191**: 27-33.
3. Boguszewski W., Ruszkowski M.: Nawożenie zbóż dużymi dawkami nawozów mineralnych, Wydawnictwo PWRiL, 1968.
4. Chojnacki A., Fotyma E.: Określenie wielkości uzupełniającej dawki azotu pod zboża na podstawie analizy chemicznej materiału roślinnego. Pamiętnik Puławski, 1981, **76**: 107-117.
5. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylenia dyrektywy 2001/81/WE (Tekst mający znaczenie dla EOG), Dz.U. UE z 17.12.2016, L 3441/1.
6. Faber A., Chojnacki A., Kryszkowska T.: Określenie wielkości wiosennej dawki azotu pod rzepak na podstawie analizy roślin. Pamiętnik Puławski, 1989, **95**: 109-124.
7. Fotyma E.: Reakcja roślin uprawy polowej na nawożenie azotem. Pamiętnik Puławski, 1988, **93**: 37-60.
8. Fotyma E.: Przydatność glebowego testu N_{min} w nawożeniu zbóż ozimych. *Fragm. Agron.*, 1995, **12(3)**: 59-78.
9. Fotyma E.: Wykorzystanie glebowych i roślinnych testów do określania potrzeb nawożenia azotem w warunkach zrównoważonego rolnictwa. Pamiętnik Puławski, 2000, **120(I)**: 81-89.
10. Fotyma E.: Zasady nawożenia azotem z wykorzystaniem testów glebowych i roślinnych. *Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilization*, 2000, **3(4)**: 19-37.
11. Fotyma E., Bezdusznik D.: Wykorzystanie testu NNI i SPAD do oceny stanu odżywienia roślin azotem. *Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilization*, 2000, **4(5)**: 78-90.
12. Fotyma E., Fotyma M.: Zawartość azotu mineralnego w glebie. *Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilization*, 2000, **4(5)**: 91-101.
13. Fotyma E., Fotyma M., Filipiak K.: Zastosowanie modelu QUADMODO do interpretacji wyników doświadczeń z nawożeniem azotem i modelowana potrzeb nawozowych roślin. *Frag. Agron.*, 2000, **71(93)**: 41-48.
14. Fotyma E., Fotyma M., Filipiak K.: Application of model QUADMODO for interpretation the results of experiments with spring barley nitrogen fertilization. *Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilization*, 2006, **3(28)**: 52-60.
15. Fotyma E., Fotyma M., Maćkowiak H.: Wycena efektu bezpośredniego i następczego nawożenia azotem w dwupolowych członach zmianowań. Pamiętnik Puławski, 1992, **100**: 37-60.
16. Fotyma E., Fotyma M., Pietrasz-Kęsik G.: Wykorzystanie azotu z nawozów przez rośliny uprawy polowej. Pamiętnik Puławski, 1992, **101**: 7-34.
17. Fotyma E., Fotyma M., Pietruch C.: Zawartość azotu mineralnego w glebach gruntów ornych w Polsce, *Nawozy i Nawożenie* 2004, **3(20)**: 11-54.
18. Fotyma E., Pecio A.: Zależność pomiędzy zawartością azotu a nagromadzeniem suchej masy przez zboża. Pamiętnik Puławski, 2000, **114**: 193-100.
19. Fotyma M., Pentkowski A.: Działanie następcze azotu w członie zmianowania rośliny okopowe – jęczmień jary. Pamiętnik Puławski, 1981, **76**: 27-39.

20. Fotyma M.: Zastosowanie testu N_{min} w doradztwie nawozowym i ochronie środowiska. Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilization, 2004, **3(20)**: 5-10.
21. Kocoń A.: Wykorzystanie przez bobik azotu z mocznika ^{15}N stosowanego dolistnie lub doglebowo. Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilization, 2002, **1(10)**: 293-299.
22. Mazurek J., Ruszkowski M., Witek T.: Produkcyjność pszenicy ozimej i żyta na różnych kompleksach glebowych. Pamiętnik Puławski, 1971, **45**: 55-63.
23. Pat. WO 92/1044 (25.06.1992, zgłoszony 05.12.1990).
24. Pecio A., Fotyma M., Mikołowicz P.: Usefulness of plant tests for evaluation the nitrogen nutritional status of winter wheat and maize. Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilization, 2009, **36**: 5-104.
25. Pecio A., Niedźwiecki J., Debaene G.: Rozpoznanie pola podstawą precyzyjnego nawożenia roślin. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2016, **48(2)**: 105-129.
26. Rutkowska A.: Nitrogen study on accumulation and allocation of nitrogen applied at anthesis on top of early nitrogen applications in winter wheat. Journal of Plant Nutrition. 2009, **32(8)**: 1306-132.
27. Rutkowska A.: Productivity, nitrogen use efficiency and water use efficiency of maize for corn in long term field experiment. Polish J. Agron., 2019, **37**: 11-15.
28. Rutkowska A., Pikuła D.: Efficacy of N-nitrogen in fertilization of pea mixtures with wheat, barley, and oats. Plant Soil Environ, 2016, **62(8)**: 367-372.
29. Ten Berge H.F.M., Pikuła D., Goedhart P.W., Schröder J.J.: Apparent nitrogen fertilizer replacement value of grass-clover leys and of farmyard manure in an arable rotation. Part I: grass-clover leys. Soil Use and Management, 2016), **32**: 9-19.
30. Ustawa a dnia 7 maja 2020 r. o zmianie ustawy o nawozach i nawożeniu oraz ustawy o Państwowej Inspekcji Ochrony Roślin i Nasiennictwa, Dz.U.2020.1069

Dziękuję prof. dr hab. Dr. H.C. Mariuszowi Fotymie za pomoc w przygotowaniu historycznej części pracy, dr Alinie Bochniarz za udostępnienie archiwalnych numerów „Pamiętnika Puławskiego” oraz mgr Ewie Decka-Cywińskiej za wsparcie w opracowaniu graficznym.

Adres do korespondencji:

*dr Agnieszka Rutkowska
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 840
e-mail: agrut@iung.pulawy.pl*

AUTOR	ORCID
Agnieszka Rutkowska	0000-0001-9799-0327

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz

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

WPLYW SYSTEMU UPRAWY ROLI NA WIELKOŚĆ EMISJI AMONIAKU*

Słowa kluczowe: amoniak, emisja, rola, system uprawy

Wstęp

W gospodarstwach rolnych nieposiadających inwentarza żywego jednym ze sposobów zwiększenia reprodukcji substancji organicznej w glebie jest wnoszenie do niej słomy (11, 12). Zabieg ten połączony z zastąpieniem orki płużnej uprawą uproszczoną (płytkie wżruszenie gleby, bez odwracania skiby) lub bezorkową (siew bezpośredni) przyczynia się do zwiększenia sekwestracji węgla organicznego w glebie i ogranicza uwalnianie CO₂ do atmosfery (9, 10). Poprawia to nie tylko żyzność gleby, ale jest również dość skutecznym sposobem mitygacji zmian klimatu spowodowanych przez rolnictwo (4, 15).

Wnoszenie do gleby dodatkowych ilości węgla zmienia w pewnym zakresie stosunek węgla do azotu, co ma wpływ na przemiany w niej obu tych składników (5). W efekcie może to zmieniać nie tylko przyswajalność azotu dla roślin, ale również jego straty, które zachodzą przez wymywanie azotanów oraz emisje gazowe do atmosfery podtlenku azotu i amoniaku (1).

Emisje amoniaku (NH₃) mają negatywny wpływ na zdrowie ludzi i zwierząt oraz na środowisko, powodując jego eutrofizację i zakwaszenie (6). W części mogą być one przekształcane w podtlenek azotu, który przyczynia się do nasilenia zmian klimatu (8). Rolnictwo, które jest głównym emitentem NH₃, zobowiązane jest do podejmowania działań zmniejszających jego straty gazowe (2). Istniejące w tym zakresie możliwości zostały opisane między innymi w kodeksie doradczym dobrych praktyk ograniczających emisje amoniaku (13).

Wielkości emisji amoniaku zależą głównie od dawek stosowanych nawozów mineralnych, naturalnych i organicznych oraz form tych nawozów. Szacuje się je,

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.6 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

stosując empiryczne wskaźniki emisji specyficzne dla form nawozów (7). Dostępne są one dla mineralnych nawozów azotowych ogółem, form tych nawozów, obornika, osadów ściekowych oraz odpadów organicznych. Brak dotąd oficjalnie przyjętych wskaźników emisji dla resztek poźniwnych i słomy, choć wiadomo, że rozkład zawartych w nich białek prowadzi do emisji NH_3 . Wynika to z ograniczonej liczby pomiarów emisji prowadzonych przez cały okres wegetacji w różnych środowiskach. W literaturze informacje na temat wpływu na emisje NH_3 uprawy roli i dodatku do gleb słomy są skąpe. Emisje tego gazu rosły wraz z dawką mocznika i dodatku słomy w uprawie ryżu (18). Malały wraz ze wzrostem uwilgotnienia gleby i dodatkiem słomy kukurydzianej, natomiast rosły przy przesuszeniu gleby (16). Pozostawienie na polu resztek poźniwnych zwiększało straty gazowe amoniaku (3). Ich wielkość zależała od zawartości azotu, wilgotności i stosunku węgla do azotu w słomie, temperatury, stężenia NH_3 w powietrzu oraz prędkości wiatru. Straty gazowe NH_3 rosły w uprawie bezorkowej, z pozostawieniem na polu słomy, w stosunku do uprawy płuźnej (14). Obie uprawy nawożone były mocznikiem, który charakteryzuje się dużymi stratami amoniaku, stosowanym na powierzchnię pola (7). W systemie uprawy uproszczonej z pozostawieniem słomy na polu emisja NH_3 malała o $0,46 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (17). Wielkości emisji tego gazu zależały od zawartości amoniaku w glebie, jej wilgotności i temperatury.

Celem pracy było oszacowanie emisji amoniaku w województwach dla zmianowania roślin, w którym stosowano uprawę płuźną ze zbiorem słomy oraz uprawę płuźną, uproszczonej i bezorkową z pozostawieniem na polu całej ilości słomy. Ze względu na brak współczynników emisji dla słomy do jej szacowania wykorzystano mechanistyczny model DNDC (*DeNitrification-DeComposition*).

Material i metodyka badań

W badaniach wykorzystano model DNDC, który został skalibrowany dla warunków Europy i poddany rekaliibracji w IUNG-PIB. Model wymaga wprowadzenia takich danych wejściowych, jak: minimalna i maksymalna temperatura, suma opadów, szerokość geograficzna, zawartość azotu w opadach, stężenie NH_3 w powietrzu, tempo wzrostu zawartości CO_2 w powietrzu, zawartość łu koloidalnego w glebie, ciężar objętościowy i pH gleby, zawartość węgla organicznego, NO_3 i NH_4 w powierzchniowej warstwie gleby, uprawiane rośliny w zmianowaniu, terminy ich siewu i zbioru, ilości słomy pozostającej na polu, uprawy roli i daty ich wykonania, rodzaj nawozu azotowego oraz jego dawki i terminy zastosowania.

Symulacje wykonano dla 136 kwadratów o wymiarach $50 \times 50 \text{ km}$, które pokrywały całe terytorium Polski. Wykorzystano w nich dzienne dane meteorologiczne z okresu 20 lat, które pozyskano z JRC EC. Symulacje wykonano dla typu gleb ilastych żyznych według klasyfikacji WRB. Wymagane przez model charakterystyki gleb pochodziły z baz danych IUNG-PIB. Symulacje wykonano dla zmianowania roślin: rzepak ozimy – pszenica ozima – pszenica ozima – pszenżyto ozime. W badaniach

uwzględniono cztery warianty uprawy roli: pluzną ze zbiorem słomy (U1), pluzną z przyoraniem całej słomy (U2), uproszczoną (bez odwracania skiby) z pozostawieniem słomy (U3) oraz bezorkową (siew bezpośredni) (U4) z pozostawieniem na polu całej ilości słomy. Uprawiane rośliny nawożono azotem w postaci saletry amonowej w dawkach: rzepak – 180; pszenica – 100; pszenica – 120, pszenżyto – 100 kg N·ha⁻¹. Dawki nawozów dzielono na przedsięwne i pogłównne w proporcji 60/40%. Dodatkowo na słomę pozostawianą na polu stosowano 30 kg N·ha⁻¹ w uprawach U2–U4 w celu przyspieszenia jej mineralizacji. W polu rzepaku, w którym występują znaczne ilości azotu następczego, nie stosowano dodatkowego nawożenia tym składnikiem na rozkład słomy. Średnia ilość azotu wniesiona do gleby wraz ze słomą w każdym polu zmianowania wynosiła 40 kg N·ha⁻¹.

Uzyskane z symulacji wielkości emisji NH₃ przedstawiono jako mediany policzone dla województw i dla kraju. Wyrażono je w kg NH₃-N·ha⁻¹ lub w kg NH₃·ha⁻¹ (NH₃-N·ha⁻¹ * 1,21589 = kg NH₃·ha⁻¹). Obliczenia statystyczne wykonano w programach Excel i Stagraphics.

Wyniki badań

Emisje NH₃ w polu rzepaku ozimego były zróżnicowane w poszczególnych województwach i uprawach (tab. 1).

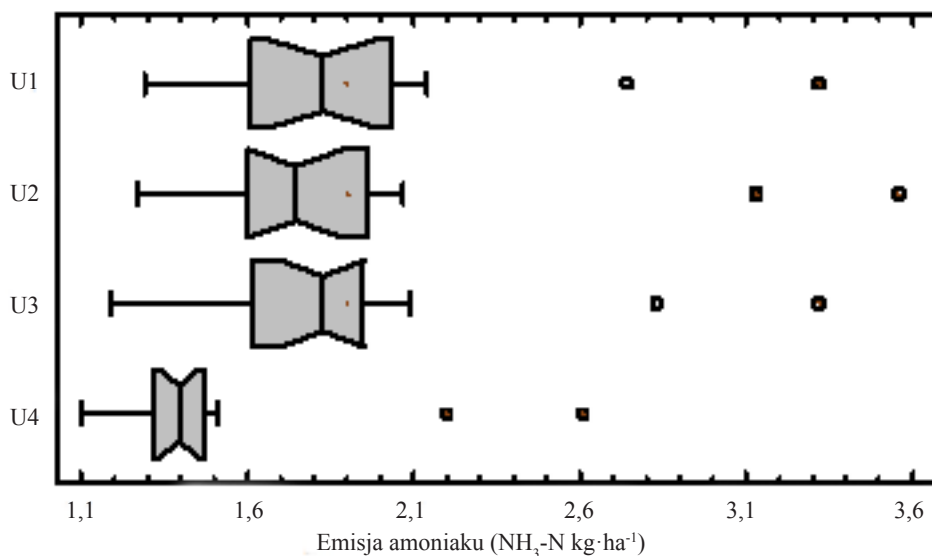
Tabela 1
Mediany emisji amoniaku w polu rzepaku ozimego w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami poźniwnymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Emisja amoniaku (NH ₃ -N kg ha ⁻¹)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	2,06	2,07	1,91	1,46
Kujawsko-pomorskie	35	3,32	3,56	3,32	2,61
Lubelskie	45	1,87	1,89	1,95	1,45
Lubuskie	25	1,29	1,34	1,19	1,17
Łódzkie	35	1,41	1,39	1,47	1,13
Małopolskie	35	1,73	1,61	1,76	1,34
Mazowieckie	75	1,53	1,59	1,65	1,29
Opolskie	15	1,71	1,72	1,75	1,35
Podkarpackie	40	1,85	1,76	1,83	1,37
Podlaskie	45	1,33	1,27	1,40	1,10
Pomorskie	45	2,14	2,01	2,09	1,48
Śląskie	35	1,80	1,65	1,58	1,40
Świętokrzyskie	20	1,69	1,73	1,82	1,39
Warmińsko-mazurskie	70	1,86	1,81	1,88	1,42
Wielkopolskie	55	2,74	3,13	2,83	2,20
Zachodniopomorskie	55	2,01	1,92	1,94	1,51

U1 – uprawa pluzna ze zbiorem słomy, U2 – uprawa pluzna z przyoraniem całej słomy, U3 – uprawa uproszczona (bez odwracania skiby) z pozostawieniem całej słomy, U4 – uprawa bezorkowa (siew bezpośredni) z pozostawieniem całej słomy

Źródło: opracowanie własne

Wśród województw największe emisje NH_3 odnotowano w kujawsko-pomorskim, zaś najmniejsze w lubuskim i podlaskim. W przypadku upraw roli, ich wielkości zawierały się w przedziałach: płużnej ze zbiorem słomy – 1,29–3,32; płużnej z przoraniem słomy – 1,27–3,56; uproszczonej z pozostawieniem na polu słomy – 1,19–3,32 oraz bezorkowej z pozostawieniem słomy 1,10–2,61 $\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Wykonane testy wykazały, że mediany emisji dla kraju nie różniły się istotnie dla upraw U1 (1,82), U2 (1,74) i U3 (1,82 $\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$) (rys. 1). Natomiast mediana emisji w uprawie bezorkowej z pozostawieniem całej ilości słomy na polu (U4) wynosiła 1,40 $\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$ i jej zmienność była wyraźnie mniejsza od pozostałych, co może wskazywać, że słoma pozostawiona na powierzchni pola w uprawie bezpłużnej silnie wiązała (uwsteczniała) azot, ograniczając jego straty gazowe.



Rys. 1. Mediany i zmienność szacunków emisji amoniaku w polu rzepaku

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W polu pszenicy ozimej uprawianej po rzepaku ozimym emisje NH_3 wyraźnie wzrosły w porównaniu z polem rzepaku (tab. 2). W województwach największe ich wartości odnotowano w kujawsko-pomorskim, zaś najmniejsze w lubuskim. W badanych uprawach roli wielkości emisji wahały się w zakresach wynoszących: płużnej ze zbiorem słomy – 1,98–4,61; płużnej z przyoraniem słomy – 2,23–5,60; uproszczonej z pozostawieniem na polu słomy – 1,92–5,08 oraz bezorkowej z pozostawieniem słomy – 2,25–4,26 $\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Przeprowadzone testy statystyczne wykazały, że mediany emisji dla kraju, wynoszące odpowiednio: 3,26; 3,44; 3,28; 2,88 $\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$, nie różniły się statystycznie istotnie. Przesądziła o tym stosunkowo duża zmienność szacunków emisji (rys. 2).

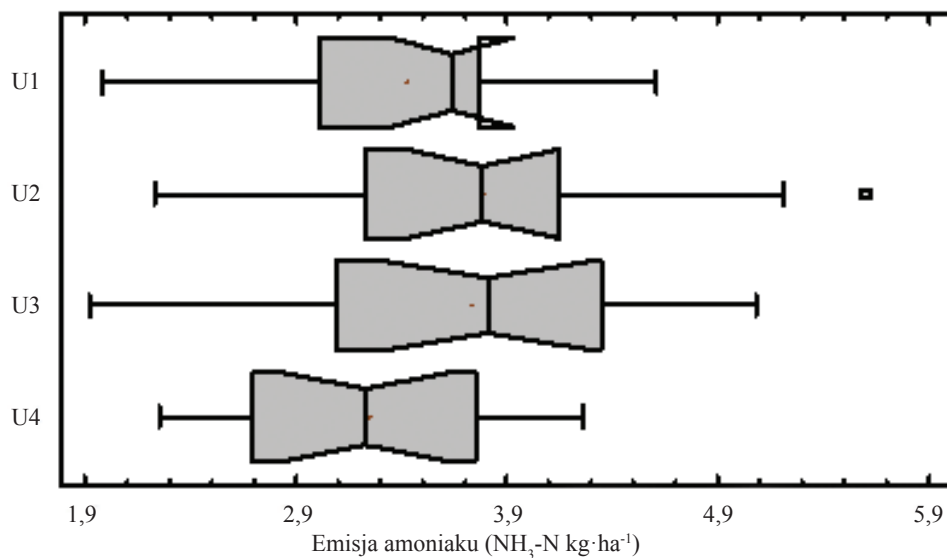
Tabela 2

Mediany emisji amoniaku w polu pszenicy ozimej uprawianej po rzepaku ozimym w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami pożywnymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Emisja amoniaku ($\text{NH}_3\text{-N kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	3,68	3,82	2,92	3,02
Kujawsko-pomorskie	35	4,61	5,60	5,08	4,26
Lubelskie	45	3,65	4,19	3,98	3,51
Lubuskie	25	1,98	2,23	1,92	2,42
Łódzkie	35	2,54	2,87	2,60	2,25
Małopolskie	35	3,99	4,38	4,45	3,85
Mazowieckie	75	2,90	3,27	3,31	2,73
Opolskie	15	3,11	3,18	3,26	2,66
Podkarpackie	40	3,71	3,97	4,66	4,18
Podlaskie	45	2,41	2,65	2,87	2,47
Pomorskie	45	3,63	3,68	3,69	3,27
Śląskie	35	3,77	4,09	4,09	3,68
Świętokrzyskie	20	3,42	3,61	3,68	3,10
Warmińsko-mazurskie	70	3,58	4,11	4,25	3,58
Wielkopolskie	55	4,09	5,21	5,05	3,82
Zachodniopomorskie	55	3,77	3,75	3,93	3,19

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne



Rys. 2. Mediany i zmienność szacunków emisji amoniaku w polu pszenicy ozimej uprawianej po rzepaku ozimym

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W polu pszenicy ozimej uprawianej po pszenicy ozimej emisje NH_3 były nieco mniejsze w stosunku do przedplonu (tab. 3).

Tabela 3

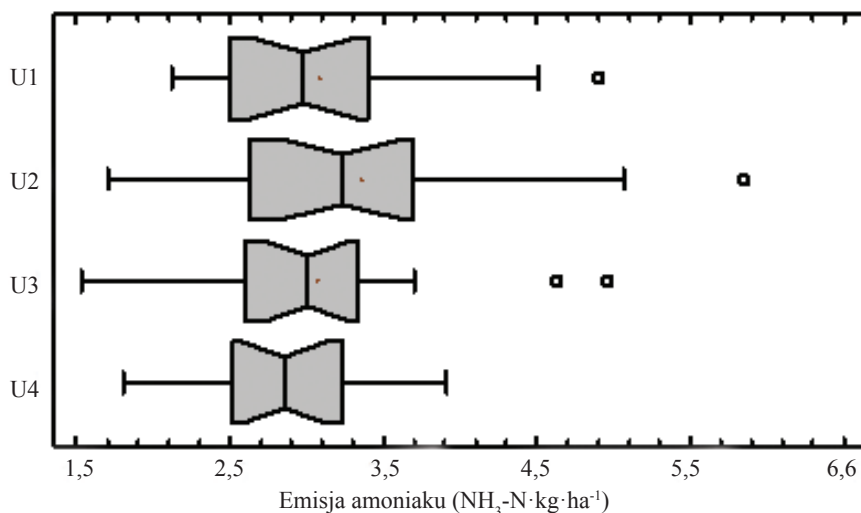
Mediany emisji amoniaku w polu pszenicy ozimej uprawianej po pszenicy ozimej w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami poźniwymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Emisja amoniaku ($\text{NH}_3\text{-N}$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	2,48	2,20	2,04	2,07
Kujawsko-pomorskie	35	4,90	5,85	4,96	3,91
Lubelskie	45	2,74	3,22	2,94	2,77
Lubuskie	25	2,32	1,70	1,53	1,80
Łódzkie	35	2,45	2,28	2,08	2,09
Małopolskie	35	3,04	2,85	2,98	3,16
Mazowieckie	75	2,71	3,06	2,76	2,58
Opolskie	15	3,30	3,21	3,04	2,93
Podkarpackie	40	3,04	3,24	3,26	3,00
Podlaskie	45	2,12	2,42	2,44	2,46
Pomorskie	45	3,50	3,69	3,31	3,20
Śląskie	35	2,92	3,33	3,03	2,68
Świętokrzyskie	20	3,05	3,66	2,97	2,72
Warmińsko-mazurskie	70	2,50	4,17	3,70	3,49
Wielkopolskie	55	4,51	5,07	4,63	3,63
Zachodniopomorskie	55	3,82	3,70	3,36	3,27

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W województwach największe emisje amoniaku odnotowano w kujawsko-pomorskim, zaś najmniejsze w lubuskim. W badanych uprawach roli wielkości emisji wahały się w zakresach wynoszących: płużnej ze zbiorem słomy – 2,12–4,90; płużnej z przoraniem słomy – 1,7–5,85; uproszczonej z pozostawieniem na polu słomy – 1,53–4,96 oraz bezorkowej z pozostawieniem słomy – 1,8–3,91 $\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Testy statystyczne wykazały, że mediany emisji dla kraju, wynoszące odpowiednio: 2,98; 3,23; 3,01; 2,85 $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$, nie różniły się istotnie statystycznie. Również w tym przypadku przypisać to należy stosunkowo dużej zmienności szacunków emisji (rys. 3).



Rys. 3. Mediany i zmienność szacunków emisji amoniaku w polu pszenicy ozimej uprawianej po pszenicy ozimej

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W polu pszenicy ozimego uprawianego po pszenicy stwierdzano emisje NH_3 większe niż w przypadku rzepaku, lecz mniejsze niż w polach pszenicy ozimej (tab. 4).

Tabela 4

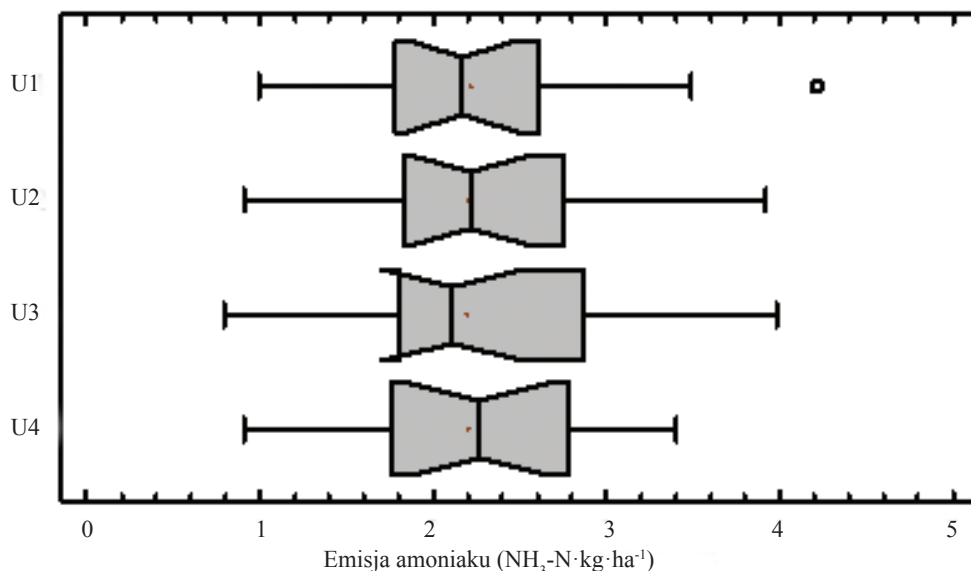
Mediany emisji amoniaku w polu pszenicy ozimego uprawianego po pszenicy ozimej w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami poźniwnymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Emisja amoniaku ($\text{NH}_3\text{-N}$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	1,24	0,91	0,99	1,24
Kujawsko-pomorskie	35	4,22	3,92	3,98	3,40
Lubelskie	45	1,86	1,94	1,94	1,91
Lubuskie	25	0,99	0,92	0,79	0,91
Łódzkie	35	1,21	1,17	1,12	1,32
Małopolskie	35	2,71	3,02	3,02	2,99
Mazowieckie	75	1,70	1,75	1,70	1,67
Opolskie	15	2,15	1,91	2,01	2,30
Podkarpackie	40	2,51	2,76	2,86	2,66
Podlaskie	45	1,86	2,16	2,20	2,08
Pomorskie	45	2,19	2,31	2,21	2,23
Śląskie	35	2,26	2,27	2,02	2,45
Świętokrzyskie	20	1,86	1,94	1,90	1,84
Warmińsko-mazurskie	70	2,72	3,11	3,10	2,91
Wielkopolskie	55	3,49	2,76	2,87	2,93
Zachodniopomorskie	55	2,46	2,31	2,36	2,46

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Największe emisje amoniaku odnotowano w województwie kujawsko-pomorskim, zaś najmniejsze w lubuskim. W badanych uprawach roli wielkości emisji wahały się w zakresach wynoszących: płużnej ze zbiorem słomy – 0,99–4,22; płużnej z przyoraniem słomy – 0,91–3,92; uproszczonej z pozostawieniem na polu słomy – 0,79–3,98 oraz bezorkowej z pozostawieniem słomy – 0,91–3,4 kg $\text{NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Testy statystyczne nie wykazały istotności różnic pomiędzy medianami emisji dla poszczególnych upraw, które dla kraju wynosiły odpowiednio: 2,17; 2,22; 2,11; 2,26 kg $\text{NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Brak istotności różnic również w tym przypadku wynikał ze stosunkowo dużej zmienności szacunków emisji (rys. 4).

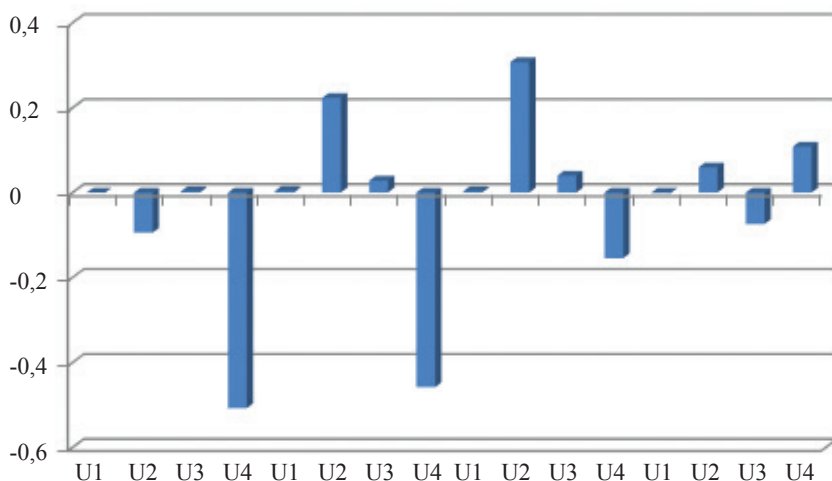


Rys. 4. Mediany i zmienność szacunków emisji amoniaku w polu pszenżyta ozimego uprawianego po pszenicy ozimej

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Analizując różnice między emisjami NH_3 w poszczególnych uprawach: z przyoraniem słomy (U2) oraz pozostawianiem słomy na polu (U3 i U4) w stosunku do emisji w uprawie płużnej ze zbiorem słomy (U1), można stwierdzić dwie wyraźniejsze tendencje (rys. 5). W polach z uprawą pszenicy i pszenżyta emisje amoniaku rosły, kiedy słomę przyorywano, co wiązało się zapewne ze zwiększoną jej mineralizacją i uwalnianiem dodatkowego azotu. W polach rzepaku i pszenic uprawianych bezorkowo emisje malały, co mogło wiązać się uwstecznieniem azotu przez słomę zalegającą na powierzchni pola. W uprawie uproszczonej z pozostawieniem słomy na polu (U3) emisje nieznacznie różniły się od stwierdzonych w uprawie płużnej ze zbiorem słomy (U1).



Rys. 5. Różnice w emisjach ($\text{kg NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) pomiędzy poszczególnymi uprawami (U2–U4), a uprawą płużną ze zbiorem słomy (U1 = 0)

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Symulowane przy użyciu modelu DNDC emisje amoniaku były, z wyjątkiem pola rzepaku, większe od emisji oszacowanych w zależności od wielkości dawki azotu według wskaźników emisji zalecanych przez EMEP/EEA (7); (tab. 5).

Tabela 5

Mediany symulowanych emisji amoniaku dla Polski według modelu DNDC oraz EMEP/EEA

Roślina	Uprawa	Dawka N	Emisja amoniaku (NH_3 , $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)		Różnica DNDC-EMEP/EEA
			DNDC	EMEP/EEA*	
Rzepak	1	180	2,21	2,88	-0,67
	2	180	2,12	2,88	-0,76
	3	180	2,21	2,88	-0,67
	4	180	1,70	2,88	-1,18
Pszenica	1	100	3,96	1,60	2,36
	2	130	4,18	2,08	2,10
	3	130	3,99	2,08	1,91
	4	130	3,50	2,08	1,42
Pszenica	1	120	3,62	1,92	1,70
	2	150	3,93	2,40	1,53
	3	150	3,66	2,40	1,26
	4	150	3,47	2,40	1,07
Pszenżyto	1	100	2,64	1,60	1,04
	2	130	2,70	2,08	0,62
	3	130	2,57	2,08	0,49
	4	130	2,75	2,08	0,67
Mediana	-	-	3,11	2,08	1,05

*współczynnik emisji NH_3 dla gleb o $\text{pH} < 7$ wynosi 1,6% zastosowanej dawki N

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W polach pszenic i pszenżyta największe różnice emisji występowały w uprawie płużnej ze zbiorem słomy. Zmniejszenie intensywności uprawy roli i pozostawienie słomy na polu obniżało wielkość różnic emisji. Mediana symulowanych emisji dla wszystkich systemów uprawy roli rozpatrywanych łącznie była większa o $1,05 \text{ kg NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$, czyli o 50,5% w stosunku do oszacowanej według zużycia nawozów azotowych na podstawie wskaźnika emisji EMEP/EEA (7).

Podsumowanie

Emisja amoniaku symulowana przy użyciu modelu DNDC zależała w sposób znaczący od zmianowania roślin. Mediany emisji dla poszczególnych pól zmianowania, policzone dla upraw łącznie, różniły się w sposób znaczący i wynosiły: rzepak – 1,71; pszenica po pszenicy – 3,67; pszenica po rzepaku – 3,04 oraz pszenżyto – $2,20 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$. Tylko w polu rzepaku stwierdzono istotny statystycznie wpływ uprawy bezorkowej z pozostawieniem słomy na polu na obniżenie emisji tego gazu. W stosunku do uprawy płużnej ze zbiorem słomy stwierdzono tendencje do wzrostu emisji NH_3 w polach pszenic i pszenżyta w uprawie płużnej, w której słomę przyorywano. Natomiast tendencję do obniżania się emisji stwierdzano w polach rzepaku i pszenic uprawianych bezorkowo z pozostawieniem słomy na polu. W uprawie uproszczonej z przyorywaniem słomy emisje nieznacznie różniły się od stwierdzonych w uprawie płużnej ze zbiorem słomy.

Symulowane przez model emisje były przeciętnie o 50% większe w stosunku do szacowanych według zużycia nawozów azotowych na podstawie wskaźników emisji zalecanych przez Europejską Agencję Środowiska. Jednak metodyka ta nie uwzględnia emisji NH_3 z pozostawionej na polu słomy czy resztek poźniwnych.

Literatura

1. Ambus P., Jensen E. S.: Crop residue management strategies to reduce N-losses—interaction with crop N supply. *J. Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 2001, **32(7-8)**: 981-996.
2. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylenia dyrektywy 2001/81/WE.
3. DeRuiter F. J., Huijsmans J. F. M.: Ammonia emission from crop residues. Quantification of ammonia volatilization based on crop residue properties. Wageningen UR, 2012, Report 470, pp. 29.
4. Faber A., Jarosz Z.: Modelowanie bilansu węgla organicznego w glebie oraz emisji gazów cieplarnianych w skali regionalnej w Polsce. *Problemy Rolnictwa Światowego*, 2018, **18 (XXXIII)**, **3**: 102-112.
5. Garnier P., Néel C., Aita C., Recous S., Lafolie F. Mary B.: Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. *European J. Soil Sci.*, 2003, **54(3)**: 555-568.
6. Giannakis E., Kushta J., Bruggeman A., Lelieveld J.: Costs and benefits of agricultural ammonia emission abatement options for compliance with European air quality regulations. *Environmental Sciences Europe*, 2019, **31**: 93.

7. Hutchings N., Webb J., Amon B.: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019.
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). Published: IGES, Japan, 2006. See Chapter 11 on N₂O emissions from managed soils.
9. Jacobs A., Rauber R., Ludwig B.: Impact of reduced tillage on carbon and nitrogen storage of two haplic luvisols after 40 years. Soil and Tillage Research, 2009, **102(1)**: 158-164.
10. Krasuska E., Faber A., Jarosz Z., Kaczyński R.: Modelling soil organic carbon sequestration under crops for biofuels in Poland. Polish Journal of Agronomy, 2016, **27**: 126-136.
11. Kopiński J., Kuś J.: Wpływ zmian organizacyjnych w rolnictwie na gospodarkę glebową materia organiczną. Problemy Inżynierii Rolniczej, 2011, **2**: 47-53.
12. Kuś J., Madej A.: Zagospodarowanie słomy a bilans glebowej materii organicznej. Zagadnienia Doradztwa Rolniczego, 2017, **4 (90)**: 40-57.
13. MRiRW: Kodeks doradcy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczenia emisji amoniaku. Warszawa, 2019.
14. Rochette P., Angers D. A., Chantigny M. H., MacDonald J. D., Bissonnette N., Bertrand N.: Ammonia volatilization following surface application of urea to tilled and no-till soils: A laboratory comparison. Soil & Tillage Research, 2009, **103**: 310-315.
15. Rutkowska B., Szulc W., Szara E., Skowrońska M., Jadczyzyn T.: Soil N₂O emission under conventional and reduced tillage methods and maize cultivation. Plant Soil Environmental, 2017, **63(8)**: 342-347.
16. Yan L., Zhang Z., Chen Y., Gao Q., Lu W., Abdelrahman A. M.: Effect of water and temperature on ammonia volatilization of maize straw returning. Monitoring of Contaminated Sites and Remediation. 2016, **98**: 5-6
17. Yang Y., Zhou C., Li N., Han K., Meng Y., Tian X., Wang L.: Effects of conservation tillage practices on ammonia emissions from Loess Plateau rain-fed winter wheat fields. Atmospheric Environment, 2015, **104**: 59-68.
18. Wang J., Wang D., Zhang G., Wang C.: Effect of wheat straw application on ammonia volatilization from urea applied to a paddy field. 2012, **94**: 73-84.

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Antoni Faber, dr Zuzanna Jarosz
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 767, 81 47 86 766
e-mail: faber@iung.pulawy.pl, zjarosz@iung.pulawy.pl

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

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz

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

WYMYWANIE AZOTU W ZMIANOWANIU RZEPAK-ZBOŻA OZIME*

Słowa kluczowe: azotany, wymywanie, zmianowanie roślin, rola, system uprawy, słoma

Wstęp

Azot to główny czynnik plonotwórczy, dlatego w rolnictwie jest stosowany w formie nawozów w celu uzyskiwania zadowalających plonów (10, 19). Stosowanie tego składnika w dawkach większych niż mogą pobrać rośliny prowadzi do jego strat przez wymywanie z gleb w formie azotanów (NO_3) lub strat gazowych do atmosfery, głównie w formie amoniaku (NH_3) oraz podtlenku azotu (N_2O) (10, 21). Straty te są w pewnym zakresie nieuniknione i obciążają finansowo rolnika, ale również prowadzą do niekorzystnych skutków środowiskowych (10, 19, 21). W przypadku NO_3 jest to zanieczyszczenie i eutrofizacja wód gruntowych i otwartych, co pogarsza ich walory przyrodnicze i użytkowe (5). Ochronę przed nadmiernym zanieczyszczeniem wód NO_3 ma zapewniać na obszarze Unii Europejskiej *dyrektywa azotanowa* (7), która została zaimplementowana w prawodawstwie państw członkowskich. W Polsce jest to *Prawo wodne* (22) oraz *rozporządzenie w sprawie przyjęcia programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami* (18). Program ten realizowany jest na terytorium całej Polski.

Obowiązujące regulacje prawne (18, 22) oraz opracowane kodeksy dobrych praktyk, mających na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotem ze źródeł rolniczych (15, 24), miały przyczynić się do zmniejszenia strat azotu. W 2000 r. wynosiły one w EU-27 średnio $44 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, w tym NH_3 – 17, NO_3 – 16, N_2O – 2 oraz NO_x – 2 $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (23). W Polsce, według modelu MITERRA-EUROPE, przy nawożeniu azotem w produkcji wynoszącym w 2020 r. w województwach $49\text{--}66 \text{ kg N ha}^{-1}$ i średniej dla kraju $57 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, wymycie azotanów wynosić miało odpowiednio: $8\text{--}20$ i $13 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (1). Natomiast w tym samym roku przy zrównoważonym nawożeniu wahającym się

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.6 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

w województwach w zakresie 33–54 i średniej dla kraju 42 kg N·ha⁻¹ wymycie azotanów wynosić miało odpowiednio: 7–12 i 9 kg N·ha⁻¹ (1).

Wymycie NO₃ z gleby zależy głównie od: dawki azotu, jego pobrania przez rośliny, wielkości opadów, składu granulometrycznego i przewodnictwa hydraulicznego gleb oraz zastosowanej uprawy roli (3, 4). Czynniki te decydują o ruchliwości anionu NO₃⁻ w glebie, a jest ona bardzo duża, ponieważ ujemnie naładowane frakcje gleby nie mogą sorbować ujemnie naładowanych azotanów. Oznacza to, że nagromadzone w glebie i niepobrane przez rośliny NO₃ przemieszczają się w profilu glebowym wraz z wodą. Kiedy przedostaną się one do wód gruntowych, istnieją małe szanse na ich oczyszczenie się drogą denitryfikacji (3).

Orka zwiększa napowietrzenie gleby, porowatość, przewodnictwo wodne, co zwiększa mineralizację materii organicznej, w wyniku czego uwalniany jest N i może rosnąć wymywanie NO₃ (3). Uprawa uproszczona i bezorkowa (siew bezpośredni) może się przyczyniać do powstawania mikroporów w glebie, w wyniku czego może wzrastać wymywanie NO₃ (3). Jednakże pozostawienie na polu resztek poźniwnych w systemie uprawy bezorkowej może na jakiś czas zwiększać immobilizację azotu i zmniejszać wymywanie (2, 3). W przypadku wniesienia do gleby słomy zwiększa się w niej pula azotu organicznego o około 43 kg N·ha⁻¹ (6). Z tej ilości w wyniku mineralizacji słomy 15% N ulega stratom, z czego przez wymywanie 5–6% (6). Największe wymywanie zachodzi w okresie jesienno-zimowym, gdy pole jest nieobsiane. Mniejsze jest wymycie z gleb o strukturze drobnoziarnistej niż gruboziarnistej (17), ze względu na wolniejszy drenaż wody i większy potencjał denitryfikacji.

Pomiary lub symulacje wymycia NO₃ są raczej niewykonalne dla rolników praktyków. Pomocne dla nich w ocenach ryzyka wymywania N mogą być współczynniki wymywania opracowywane na podstawie metadanych empirycznych. Pozwalają one oszacować potencjalne wymycie azotanów. Według IPCC wymywanie azotu azotanowego z gleby osiąga wartość 30% zastosowanej dawki N wtedy, gdy opad jest większy niż ewapotranspiracja (12). Z badań Lin i in. (14) wynika, że jest ono mniejsze i wynosi 19% zastosowanej dawki. Według najnowszych badań jest ono jeszcze mniejsze i może być oszacowane ze wzoru (25):

$$\text{NO}_3\text{-N (kg}\cdot\text{ha}^{-1}) = 0,1 * \text{dawka N (kg}\cdot\text{ha}^{-1}) * (2,84 + 0,030 * \text{dawka N (kg}\cdot\text{ha}^{-1}))$$

Jak dotąd zawartość NO₃ w wodach przesiąkających przez profil glebowy nie jest obligatoryjnie normowana. W literaturze niekiedy odnosi się ją do maksymalnego dopuszczalnego poziomu zanieczyszczenia wody pitnej ustanowionego przez WHO, które wynosi 10 mg N-NO₃·L⁻¹, co odpowiada 50 mg NO₃·L⁻¹ (26). Czyni się tak pomimo tego, że według UE powinno się dążyć do utrzymania zanieczyszczenia wód pitnych na poziomie połowy tych stężeń (5). Normy dopuszczalnego zanieczyszczenia wody pitnej azotanami ustanowione zostały ze względu na ochronę zdrowia. Nie są one wygórowane ze względów środowiskowych, gdyż uważa się, że system wodny może być uważany za eutroficzny, gdy całkowita koncentracja N osiąga poziom

0,4–6 mg N·L⁻¹ (1,8–26,5 mg NO₃·L⁻¹) (16). Akceptowalne krytyczne stężenia N w roztworze glebowym są jeszcze mniejsze i wynoszą dla: zmian w wegetacji 0,2–5 mg N·L⁻¹ (0,9–22,1 mg NO₃·L⁻¹) oraz nierównowagi odżywczej 0,2–0,4 mg·L⁻¹ (0,9–17,7 mg NO₃·L⁻¹) (5).

Celem badań było symulowanie wymywania azotanów z gleb w zmianowaniu rzepak ozimy – pszenica ozima – pszenica ozima – pszenżyto ozime, przy użyciu mechanistycznego modelu DNDC w okresie 20-lecia, w zależności od warunków pogodowych, dawek azotu, systemu uprawy roli i sposobu gospodarowania słąmą. Model ten, zgodnie z metodyką IPCC, może być traktowany jako metoda szacunków poziomu 3 (najdokładniejsza). Może symulować zależności zachodzące między zmianami klimatu i stosowanymi praktykami rolniczymi (np. rodzaj nawozu, sposób uprawy). Występuje znaczne zapotrzebowanie na modele biogeochemiczne, ponieważ doświadczenia polowe są kosztowne i wymagają dużo czasu.

Material i metodyka

W badaniach wykorzystano mechanistyczny model DNDC, który został skalibrowany dla warunków Europy i poddany rekaliibracji w IUNG-PIB. Model wymaga wprowadzenia takich danych wejściowych, jak: minimalna i maksymalna temperatura, suma opadów, szerokość geograficzna, zawartość azotu w opadach, stężenie NH₃ w powietrzu, tempo wzrostu zawartości CO₂ w powietrzu, zawartość iłu koloidalnego w glebie, jej ciężar objętościowy i pH gleby, zawartość węgla organicznego, NO₃ i NH₄ w powierzchniowej warstwie gleby, uprawiane rośliny w zmianowaniu, terminy ich siewu i zbioru, ilości słomy pozostającej na polu, stosowane zabiegi uprawy roli i daty ich wykonania, rodzaj nawozu azotowego oraz jego dawki i terminy zastosowania.

Symulacje wykonano dla okresu 20-lecia w 136 kwadratach o wymiarach 50×50 km, które pokrywały całe terytorium Polski. Wykorzystano w nich codzienne dane meteorologiczne z okresu 20 lat, które pozyskano z JRC EC (<https://data.jrc.ec.europa.eu/dataset?tags=CGMS>). Symulacje wykonano dla typu gleb ilastych żyznych według klasyfikacji WRB. Wymagane przez model charakterystyki gleb pochodziły z baz danych IUNG-PIB. Symulacje wykonano dla zmianowania roślin: rzepak ozimy – pszenica ozima – pszenica ozima – pszenżyto ozime. W badaniach uwzględniono cztery warianty uprawy roli: płużną ze zbiorem słomy (U1), płużną z przyoraniem całej słomy (U2), uproszczoną (bez odwracania skiby) (U3) oraz bezorkową (siew bezpośredni) (U4) z pozostawieniem na polu całej ilości słomy. Uprawiane rośliny nawożono azotem w postaci saletry amonowej w dawkach: rzepak – 180; pszenica – 100; pszenica – 120; pszenżyto – 100 kg N·ha⁻¹. Dawki nawozów dzielono w proporcji 60/40%. Dodatkowo na słomę pozostawioną na polu stosowano 30 kg N·ha⁻¹ w uprawach U2–U4 w celu przyśpieszenia jej mineralizacji. W polu rzepaku, w którym występują znaczne ilości azotu następczego, nie stosowano dodatkowego nawożenia wpływającego na rozkład słomy. Średnia

ilości azotu wniesiona do gleby wraz ze słomą w każdym polu zmianowania wynosiła $40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Uzyskane z symulacji wielkości wymycia NO_3 przedstawiono jako mediany policzone dla województw i dla kraju. Wyrażono je w $\text{kg NO}_3\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1}$ lub w $\text{kg NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($\text{NO}_3\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1} * 4,42 = \text{kg NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$). Na podstawie wymycia NO_3 oraz objętości przesączy glebowych policzono jego stężenia w wodzie drenującej poza profil glebowy. Uzyskane wartości porównano z maksymalnymi dopuszczalnymi zanieczyszczeniami wody pitnej azotanami wg WHO (26). Symulowane wymycia azotanów porównano z wymyciami oszacowanymi według równania podanego przez Wang i in. (25). Obliczenia statystyczne wykonano w programach Excel i Stagraphics.

Wyniki badań i dyskusja

W polu rzepaku ozimego mediana wymycia azotanów dla całego zbioru symulacji, policzona niezależnie od systemu uprawy, wynosiła $18,1 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Była to wartość leżąca w zakresie stwierdzanym w Polsce $8\text{--}23 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (17), w Szwecji $16\text{--}23 \text{ kg}$ (8, 9) i leżąca poza zakresem $11\text{--}14 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ stwierdzanym w Niemczech (11). Wymycia były zróżnicowane w województwach i badanych systemach uprawy (tab. 1).

Tabela 1

Mediany wymycia azotanów w polu rzepaku ozimego w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami późniwymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Wymycie azotanów ($\text{NO}_3\text{-N} \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	17,0	21,6	20,1	16,2
Kujawsko-pomorskie	35	12,9	18,7	19,0	16,2
Lubelskie	45	13,6	19,0	18,2	13,6
Lubuskie	25	21,5	29,5	30,2	24,2
Łódzkie	35	17,2	24,1	21,8	18,4
Małopolskie	35	22,5	25,3	24,7	17,6
Mazowieckie	75	12,6	18,1	18,1	14,4
Opolskie	15	14,8	19,6	19,6	15,2
Podkarpackie	40	20,3	26,5	26,5	19,4
Podlaskie	45	13,7	18,6	18,1	14,2
Pomorskie	45	10,5	17,3	16,2	13,4
Śląskie	35	16,1	20,4	21,6	16,1
Świętokrzyskie	20	12,3	19,7	19,4	12,6
Warmińsko-mazurskie	70	13,6	18,5	18,2	14,9
Wielkopolskie	55	16,6	22,7	22,7	17,1
Zachodniopomorskie	55	11,7	16,5	16,1	13,8
Polska	680	14,3	19,7	19,5	15,6

U1 – uprawa płuzna ze zbiorem słomy, U2 – uprawa płuzna z przyoraniem całej słomy, U3 – uprawa uproszczona (bez odwracania skiby) z pozostawieniem całej słomy, U4 – uprawa bezorkowa (siew bezpośredni) z pozostawieniem całej słomy

Źródło: opracowanie własne

Największe wymycia azotanów, niezależnie od systemu uprawy, występowały w województwach: małopolskim, lubuskim i podkarpackim. W badanych systemach uprawy wymycia rosły istotnie statystycznie w szeregu: $U1 = U4 < U2 = U3$. W stosunku do uprawy płuźnej ze zbiorem słomy pozostawienie na polu słomy zwiększało istotnie statystycznie wymycia jedynie w uprawie płuźnej z przyoraniem słomy oraz w uprawie uproszczonej z pozostawieniem na polu słomy.

W polu pszenicy ozimej uprawianej po rzepaku mediana wymycia dla całego zbioru symulacji wynosiła $7,6 \text{ kg NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$ i była znacznie mniejsza od wymyc stwierdzanych w Polsce $32\text{--}41 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ (17) w Szwecji $32\text{--}94 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ (8, 9) oraz w Niemczech $10\text{--}16 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ (11). Największe wymycia wystąpiły w województwach podkarpackim, podlaskim, dolnośląskim i opolskim (tab. 2).

Tabela 2

Mediany wymycia azotanów w polu pszenicy ozimej po rzepaku ozimym w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami poźniwnymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Wymycie azotanów ($\text{NO}_3\text{-N kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	9,2	10,6	12,4	9,5
Kujawsko-pomorskie	35	5,7	7,1	7,1	5,7
Lubelskie	45	7,5	9,4	9,0	7,4
Lubuskie	25	7,3	9,0	9,9	5,1
Łódzkie	35	8,3	9,0	8,7	7,8
Małopolskie	35	5,8	9,4	8,7	6,4
Mazowieckie	75	5,7	7,0	7,1	5,8
Opolskie	15	8,1	10,1	11,1	8,7
Podkarpackie	40	10,0	10,7	10,6	9,0
Podlaskie	45	9,5	10,4	9,8	9,4
Pomorskie	45	6,6	7,7	7,7	6,6
Śląskie	35	5,8	8,4	7,9	5,4
Świętokrzyskie	20	3,5	4,7	4,8	3,6
Warmińsko-mazurskie	70	7,5	8,5	8,3	7,3
Wielkopolskie	55	4,7	6,1	6,1	4,4
Zachodniopomorskie	55	5,1	6,9	6,5	4,1
Polska	680	7,0	8,8	8,5	6,5

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W badanych systemach uprawy wymycia rosły istotnie statystycznie w szeregu: $U1 = U4 < U2 = U3$. Szereg ten był więc identyczny jak w polu rzepaku. Nie potwierdziła się informacja z badań przeprowadzonych w Niemczech, że ograniczona uprawa zmniejsza wymywanie NO_3 ($15\text{--}17 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) w stosunku do uprawy płuźnej ($16\text{--}34 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) w pszenicy uprawianej następczo po rzepaku (11). W stosunku do uprawy płuźnej ze zbiorem słomy pozostawienie na polu słomy zwiększało istotnie statystycznie wymycia jedynie w uprawie płuźnej z przyoraniem słomy oraz w uprawie uproszczonej z pozostawieniem na polu słomy.

W polu pszenicy ozimej uprawianej po pszenicy wymycie azotanów było nadal dość niskie z medianą dla całego zbioru danych $7,8 \text{ NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$, a więc o $0,2 \text{ NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$ większą niż w przedplonie. Największe wymycia wystąpiły w województwach: małopolskim, podkarpackim i dolnośląskim (tab. 3). W systemach uprawy wymycia rosły istotnie statystycznie według szeregu: $U1 > U4 > U2 = U3$.

Tabela 3

Mediany wymycia azotanów w polu pszenicy ozimej po pszenicy ozimej w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami poźniwnymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Wymycie azotanów ($\text{NO}_3\text{-N kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	6,3	9,7	11,9	8,9
Kujawsko-pomorskie	35	5,1	10,1	9,8	8,8
Lubelskie	45	5,0	9,5	9,3	7,8
Lubuskie	25	0,5	7,1	6,6	4,4
Łódzkie	35	3,5	7,9	7,8	7,2
Małopolskie	35	6,4	12,4	12,5	12,1
Mazowieckie	75	4,2	9,3	9,5	8,4
Opolskie	15	3,8	7,2	6,6	4,7
Podkarpackie	40	6,0	9,8	10,8	9,5
Podlaskie	45	5,3	12,0	12,0	11,5
Pomorskie	45	4,2	12,3	12,0	9,8
Śląskie	35	3,5	6,7	6,6	6,5
Świętokrzyskie	20	3,7	10,4	10,1	8,9
Warmińsko-mazurskie	70	4,5	13,1	13,2	12,5
Wielkopolskie	55	2,4	5,7	5,6	4,9
Zachodniopomorskie	55	4,8	9,8	7,2	5,6
Polska	680	4,3	9,7	9,6	8,6

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W ostatnim polu zmianowania, w którym uprawiano pszenżyto ozime po pszenicy, wymycie azotanów w całym zbiorze symulacji osiągnęło wartość mediany $16,4 \text{ kg NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Było więc ponad dwukrotnie większe od stwierdzonego w przedplonie pszenicy (tab. 3). Największe wymycia stwierdzano w województwach: podkarpackim, małopolskim i śląskim (tab. 4). W systemach uprawy wymycia rosły istotnie statystycznie według szeregu: $U1 = U4 > U2 = U3$.

Tabela 4

Mediany wymycia azotanów w polu pszenżyta po pszenicy ozimej
w zależności od systemu uprawy roli oraz gospodarki resztkami poźniwnymi

Województwo	Liczba symulacji	Wymycie azotanów ($\text{NO}_3\text{-N kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	10,7	16,4	18,0	13,7
Kujawsko-pomorskie	35	10,6	17,8	17,6	13,1
Lubelskie	45	13,6	20,9	21,0	18,9
Lubuskie	25	10,1	19,4	19,2	13,4
Łódzkie	35	13,4	18,5	19,5	15,2
Małopolskie	35	15,2	22,6	20,9	19,5
Mazowieckie	75	11,8	16,3	16,3	15,0
Opolskie	15	10,5	15,5	15,5	14,0
Podkarpackie	40	16,5	22,0	25,2	21,8
Podlaskie	45	12,2	17,0	16,9	14,7
Pomorskie	45	13,9	22,6	22,6	21,2
Śląskie	35	15,7	23,6	23,5	19,8
Świętokrzyskie	20	14,7	22,8	22,7	20,6
Warmińsko-mazurskie	70	13,0	17,4	17,3	16,6
Wielkopolskie	55	9,8	15,8	15,9	12,0
Zachodniopomorskie	55	9,6	13,4	12,8	11,8
Polska	680	12,6	18,2	18,6	15,1

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Z przytoczonych dotąd danych wynika, że w zmianowaniu wymycia NO_3 malały w szeregu rzepak > pszenżyto > pszenica. Uzasadniona zatem była rezygnacja ze stosowania w polu rzepaku dodatkowego nawożenia azotem korzystnie wpływającego na rozkład słomy. Zwłaszcza, że wiadomo jest, iż zawyżona dawka N w rzepaku może zwiększać wymycie o $0,5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ na każdy kilogram zastosowanego w nadmiarze azotu (8). Z cytowanych badań wynika ponadto, że optymalizacja wiosennych dawek azotu w tej uprawie jest skutecznym sposobem ograniczenia wymywania azotu w następczo uprawianej pszenicy (8). W prowadzonych badaniach dawka azotu pod rzepak była na tyle dobrze dobrana, że wymycia w następczo uprawianej pszenicy ozimej były niskie. W uprawie zbóż znacznie większe wymycia notowano w polu pszenżyta ozimego niż polach pszenic ozimych.

Pogłębienie przedstawionych dotąd analiz danych możliwe jest dla wyników całego zmianowania rozpatrywanego ogółem (tab. 5). Wymycia w nim azotanów przy nawożeniu $100\text{--}220 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ (tab. 5) są tylko nieco większe od podanych dla praktyki rolniczej w 2020 r., które przy zrównoważonym nawożeniu w województwach rzędu $33\text{--}54 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ i średnim w kraju $42 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ miały wynosić odpowiednio: 7–12 oraz $9 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ (1).

Tabela 5

Mediany wymycia azotanów w całym zmianowaniu w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami poźniowymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Wymycie azotanów ($\text{NO}_3\text{-N kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	200	10,0	13,5	15,2	11,6
Kujawsko-pomorskie	140	8,2	14,0	13,7	11,0
Lubelskie	180	10,6	14,3	13,8	10,7
Lubuskie	100	8,7	14,2	14,6	9,3
Łódzkie	140	10,9	13,8	14,1	11,5
Małopolskie	140	10,8	17,5	16,7	14,9
Mazowieckie	300	8,8	12,8	12,9	11,4
Opolskie	60	9,3	12,8	13,3	11,4
Podkarpackie	160	13,3	16,4	18,0	14,5
Podlaskie	180	10,9	14,5	14,5	12,9
Pomorskie	180	8,6	14,8	14,1	11,6
Śląskie	80	10,8	14,4	14,8	11,3
Świętokrzyskie	140	8,0	15,1	14,8	10,8
Warmińsko-mazurskie	280	10,3	15,3	15,3	13,7
Wielkopolskie	220	7,3	11,0	11,0	8,5
Zachodniopomorskie	220	7,4	11,6	10,0	8,7
Polska	2720	9,6	14,2	14,3	11,4

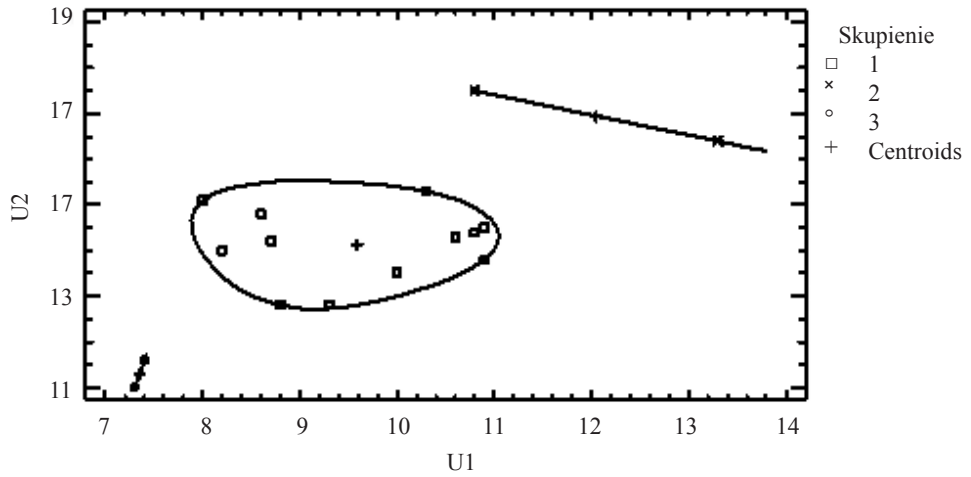
Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Najmniejsze wymycia wystąpiły w uprawie płużnej ze zbiorem słomy. Pozostawienie na polu słomy zwiększało wymycia w systemach uprawy bezorkowej, płużnej i uproszczonej. Symulowane wymycia były zbliżone do stwierdzonego dla gliny pylastej $14,4 \text{ kg NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$ w województwie opolskim (13) i mniejsze od stwierdzonego w badaniach lizymetrycznych dla gliny, które dla zbliżonego nawożenia wynosiło $18,3 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ (17).

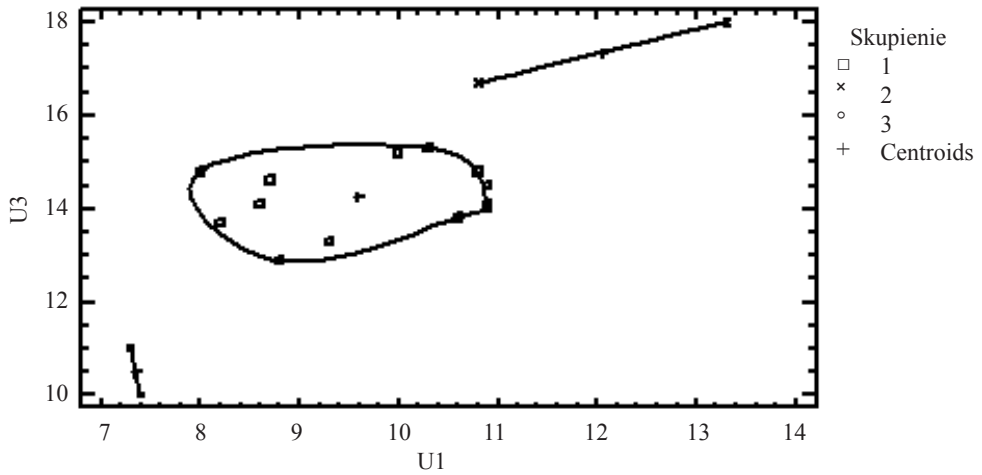
Odnosząc wymycia NO_3 w systemie uprawy płużnej ze zbiorem słomy (najpowszechniejszy system w praktyce) do pozostałych systemów uprawy roli (U2, U3 i U4) wydzielono trzy tożsame skupienia województw (rys. 1–3).

Niezależnie od stosowanego systemu uprawy, należały do nich województwa małopolskie i podkarpackie (największe wymycia; skupienie 2), wielkopolskie i zachodniopomorskie (małe wymycia; skupienie 3) oraz pozostałe województwa (średnie wymycia; skupienie 1) (tab. 5, rys. 1–3). Duże wymycia (skupienie 2) wynikają z większej ilości opadów w województwach podkarpackim i małopolskim, zaś małe wymycia (skupienie 3) z mniejszej ilości opadów w województwach wielkopolskim i zachodniopomorskim (tab. 6).



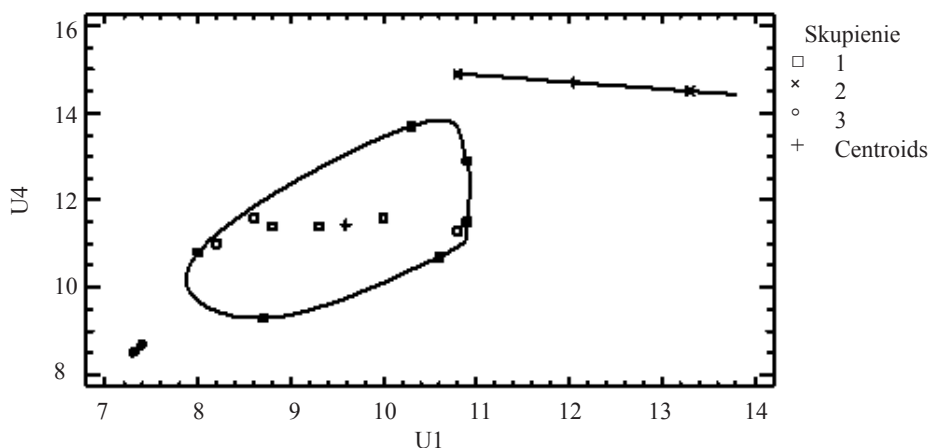
Rys. 1. Wymycia azotanów (kg NO₃-N·ha⁻¹) w systemie uprawy płużnej ze zbiorem słomy (U1) oraz w systemie uprawy płużnej z przyoraniem słomy (U2)

Źródło: opracowanie własne



Rys. 2. Wymycia azotanów (kg NO₃-N·ha⁻¹) w systemie uprawy płużnej ze zbiorem słomy (U1) oraz w systemie uprawy uproszczonej z pozostawieniem słomy na polu (U3)

Źródło: opracowanie własne



Rys. 3. Wymycia azotanów ($\text{kg NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$) w systemie uprawy płuźnej ze zbiorem słomy (U1) oraz w systemie uprawy bezorkowej z pozostawieniem słomy na polu (U4)

Źródło: opracowanie własne

Tabela 6

Mediany rocznych sum opadów i przesączy glebowych w województwach

Województwo	Opad		Przesącz glebowy	
	Mediana	MAD	Mediana	MAD
	mm		mm	
Dolnośląskie	574	77	93	52
Kujawsko-pomorskie	529	91	90	44
Lubelskie	603	75	133	49
Lubuskie	535	89	81	36
Łódzkie	576	70	116	48
Małopolskie	705	113	149	66
Mazowieckie	574	51	106	42
Opolskie	620	68	87	38
Podkarpackie	753	92	192	78
Podlaskie	573	55	125	28
Pomorskie	588	85	145	59
Śląskie	631	104	120	53
Świętokrzyskie	644	75	123	49
Warmińsko-mazurskie	615	66	155	46
Wielkopolskie	545	81	90	43
Zachodniopomorskie	552	78	108	35
Polska	582	78	118	47

Źródło: opracowanie własne; MAD – średnie odchylenie bezwzględne wokół mediany

Przedstawiona specyfika regionalnego zróżnicowania wymywania NO_3 jest na tyle mała, że uzyskane wyniki wydają się potwierdzać celowość objęcia całego terytorium kraju programem działań mających na celu ograniczenie odpływu azotu ze źródeł rolniczych (18, 22).

Na podstawie przedstawionego wymycia azotanów w zmianowaniu (tab. 5) oraz wielkości przesączy glebowych (tab. 6) przeliczonych na objętość (1 mm przesączu $\text{ha}^{-1} = 10\,000 \text{ L} \cdot \text{ha}^{-1}$) możliwe było oszacowanie stężenia NO_3 w przesączach glebowych (tab. 7).

Tabela 7

Mediany stężenia azotanów w przesączach glebowych

Województwo	Liczba symulacji	Stężenia azotanów w przesączach glebowych ($\text{mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)			
		U1	U2	U3	U4
Dolnośląskie	200	47,5	64,2	72,2	55,1
Kujawsko-pomorskie	140	40,5	69,1	67,7	54,3
Lubelskie	180	35,2	47,5	45,9	35,6
Lubuskie	100	47,5	77,5	79,7	50,7
Łódzkie	140	41,5	52,6	53,7	43,8
Małopolskie	140	32,1	52,1	49,7	44,3
Mazowieckie	300	36,7	53,4	53,8	47,5
Opolskie	60	47,5	65,4	68,0	58,3
Podkarpackie	160	30,6	37,8	41,4	33,4
Podlaskie	180	38,5	51,3	51,3	45,6
Pomorskie	180	26,2	45,1	43,0	35,4
Śląskie	80	39,0	52,0	53,4	40,8
Świętokrzyskie	140	29,6	55,9	54,7	39,9
Warmińsko-mazurskie	280	29,5	43,8	43,8	39,2
Wielkopolskie	220	35,9	54,0	54,0	41,7
Zachodniopomorskie	220	30,3	47,5	40,9	35,6
Polska	2720	36,3	52,3	53,6	42,8

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W systemie uprawy płuźnej ze zbiorem słomy stężenia NO_3 były mniejsze od maksymalnego dopuszczalnego stężenia w wodzie pitnej, które wynosi $50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (26). W uprawie bezorkowej z pozostawieniem na polu słomy stężenia niekiedy przekraczały ten limit, jakkolwiek mediana dla kraju była od niego mniejsza ($42,8 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$). W pozostałych systemach uprawy (U2, U3), w których mediana dawki azotu wynosiła $180 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, limity stężenia były przekraczane, z medianami dla kraju $52,3$ oraz $53,6 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Przekroczenia te nie są wielkie i były zbliżone do stężeń $49\text{--}52 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ stwierdzonych w warunkach Niemiec przy dawce $160 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (11). Obniżenie stwierdzonych stężeń jest oczywiście możliwe, ale wymagałoby zmniejszenia dawek N (25), co wiązałoby się w sposób nieuchronny ze spadkami plonów. W przypadku dawek N zastosowanych w tych badaniach na wymyciu azotanów zaważyła w sposób znaczący pozostawiona na polu słoma (tab. 8). Jej przyoranie lub pozostawienie na polu przy uprawie uproszczonej powodowało wzrosty wymycia odpowiednio o $1,1\text{--}5,6$ oraz $0,8\text{--}6,0 \text{ NO}_3\text{-N kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Były one większe od stwierdzanych w literaturze wzrostów o $2,0\text{--}2,4 \text{ NO}_3\text{-N kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (6). Bliższe cytowanej wartości były stężenia w uprawie bezorkowej.

Mediany i różnice median wymycia azotanów dla badanych upraw roli
w zależności od dawek zastosowanego azotu

Roślina	Uprawa roli	Dawka N	Wymycie azotanów	Różnice wymycia U(2,3,4)-U1
		kg·ha ⁻¹	NO ₃ -N kg·ha ⁻¹	NO ₃ -N kg·ha ⁻¹
Rzepak	U1	180	14,3	0
	U2	220	19,7	5,4
	U3	220	19,5	5,2
	U4	220	15,6	1,3
Pszenica	U1	100	7,7	0
	U2	170	8,8	1,1
	U3	170	8,5	0,8
	U4	170	6,5	-1,2
Pszenica	U1	120	4,3	0
	U2	190	9,7	5,4
	U3	190	9,6	5,3
	U4	190	8,6	4,3
Pszenżyto	U1	100	12,6	0
	U2	170	18,2	5,6
	U3	170	18,6	6,0
	U4	170	15,1	2,5
Mediana	-	-	11,5	-

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Pomiary stężenia azotanów w profilu glebowym na większą skalę przestrzenną są praktycznie niewykonalne. Dlatego symulacje wymywania azotanów są obiecującą alternatywą pozyskania danych w tej skali, ale wymagają one dobrze skalibrowanego modelu i sporej liczby danych wejściowych. Spełnienie tych warunków nie zawsze jest możliwe, z tego względu co jakiś czas podejmowane są próby oszacowania, na podstawie empirycznych metadanych globalnych, prostego współczynnika, który umożliwiłaby oszacowanie wymycia azotanów w zależności od zastosowanej dawki azotu (12, 14). W ostatnim czasie opracowano proste równanie, które ma temu służyć (25):

$$\text{NO}_3\text{-N (kg}\cdot\text{ha}^{-1}) = 0,1 * \text{dawka N (kg}\cdot\text{ha}^{-1}) * (2,84 + 0,030 * \text{dawka N (kg}\cdot\text{ha}^{-1}))$$

Według tego równania wymycie azotanów rośnie krzywoliniowo i na przykład przy dawce 100 kg N·ha⁻¹ wynosi 6%, a przy dawce 300 kg N·ha⁻¹ stanowi 12% zastosowanej dawki azotu (25). Przydatność tego równania powinna być szerzej sprawdzona przed jego stosowaniem. Póki co stwierdzić można, że szacunki wymycia według podanego równania leżą w pobliżu zakresu wymycia N w okresie 30-lecia, które przy dawkach 120–150 kg N·ha⁻¹ wynosiły 8–12% zastosowanej dawki azotu (20). Opisana zgodność pomiarów i szacunków wymycia zachęcała do porównania

uzyskanych w badaniach własnych symulacji wymyc NO_3 z szacunkami wykonanymi według równania podanego przez Wang i in. (25) (tab. 9).

Tabela 9

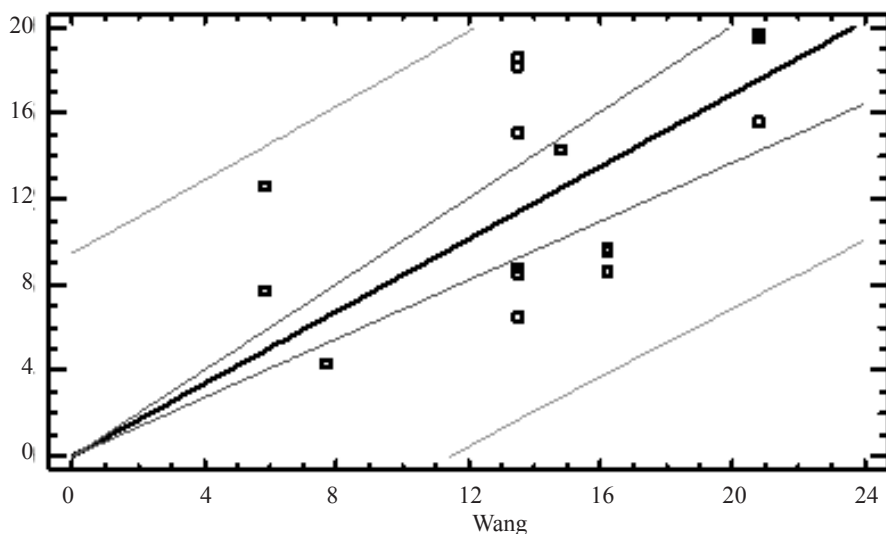
Wymycia azotanów symulowane według modelu DNDC oraz szacowane według zależności opracowanej przez Wang i in. (2019)

Roślina	Uprawa	Dawka N	DNDC		Wang i in. (2019)	
		kg·ha ⁻¹	NO ₃ -N kg·ha ⁻¹	% dawki N	NO ₃ -N kg·ha ⁻¹	% dawki N
Rzepak	U1	180	14,3	7,9	14,8	8,2
	U2	220	19,7	9,0	20,8	9,4
	U3	220	19,5	8,9	20,8	9,4
	U4	220	15,6	7,1	20,8	9,4
Pszenica	U1	100	7,7	7,7	5,8	5,8
	U2	170	8,8	5,2	13,5	7,9
	U3	170	8,5	5,0	13,5	7,9
	U4	170	6,5	3,8	13,5	7,9
Pszenica	U1	120	4,3	3,6	7,7	6,4
	U2	190	9,7	5,1	16,2	8,5
	U3	190	9,6	5,1	16,2	8,5
	U4	190	8,6	4,5	16,2	8,5
Pszenżyto	U1	100	12,6	12,6	5,8	5,8
	U2	170	18,2	10,7	13,5	7,9
	U3	170	18,6	10,9	13,5	7,9
	U1	170	15,1	8,9	13,5	7,9
Mediana	-	-	11,5	7,4	13,5	7,9

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Analiza wyników prowadzi do wniosku, że szacunki wykonane według równania są nieco większe (mediana 13,5 NO₃-N kg·ha⁻¹) niż symulowane przy użyciu modelu DNDC (mediana 11,5 NO₃-N kg·ha⁻¹). Jednakże zależność pomiędzy nimi jest regresją liniową 1:1, a wszystkie wymycia NO₃ mieszczą się w zakresie limitu ufności (rys. 4). Uzyskany wynik zachęcać może do dalszych weryfikacji współczynnika wymycia opracowanego przez Wang i in. (25) dla kombinacji różnych dawek azotu, gleb i warunków pogodowych.



Rys. 4. Zależność pomiędzy wymyciami azotanów ($\text{NO}_3\text{-N}$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) symulowanymi przy użyciu model DNDC oraz szacowanymi z równania Wang i in. (25) ($Y = 0,844 * X$, $r^2 = 89,4\%$; linie bliskie regresji (linia pogrubiona) – limit predykcji, linie dalsze równoległe do linii regresji – limit ufności).

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

W badaniach symulowano wymycie azotanów dla województw i Polski przy użyciu modelu DNDC. Stwierdzono, że w zmianowaniu rzepak ozima – pszenica ozima – pszenica ozima – pszenżyto ozime mediana wymycia azotanów w okresie dwudziestolecia wynosiła $12,8 \text{ kg NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Mediany wymycia malały w poszczególnych polach zmianowania ($\text{kg NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$): rzepak ($18,1$) > pszenżyto ($16,4$) > pszenica ($7,6$) > pszenica ($7,8$). Na wielkość wymyc miało wpływ współdziałanie: rośliny, dawki nawożenia azotem, pogody, gleby, systemu uprawy i gospodarowania słąmą. Wymycia w województwach w systemie uprawy płużnej ze zbiorem słąmy oraz bezorkowej (siew bezpośredni) z pozostawieniem na polu słąmy nie różniły się istotnie lub były zbliżone. Uprawa płużna z przyoraniem słąmy oraz uprawa uproszczona (bez odwracania skiby) z pozostawieniem na polu słąmy charakteryzowały się nieistotnie różnymi wymyciami, które były jednak istotnie większe niż w uprawie płużnej ze zbiorem słąmy. Pozostawienie na polu słąmy oraz zwiększenie dawki azotu na jej rozkład o $30 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ powodowało zwiększenie wymycia azotanów o $4,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (mediana) w stosunku do uprawy płużnej ze zbiorem słąmy. Największe wzrosty wymycia wystąpiły przy przyoraniu słąmy oraz pozostawieniu jej na polu w uprawie uproszczonej. Wymycia azotanów miały dość ograniczoną specyfikę w poszczególnych województwach, co przemawiało za celowością objęcia całego kraju programem działań mających na celu ograniczenie odpływu azotu ze źródeł rolniczych. Stężenia azotanów w wodzie przesiąkającej profil glebowy były w województwach w systemie uprawy płużnej ze zbiorem słąmy mniejsze

od maksymalnego dopuszczalnego stężenia w wodzie pitnej, które wynosi $50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. W uprawie bezorkowej z pozostawieniem na polu słomy stężenia niekiedy przekraczały ten limit, jakkolwiek mediana dla kraju była od niego mniejsza ($42,8 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$). W systemach uprawy płuźnej i uproszczonej z pozostawieniem na polu słomy, w których mediana dawki azotu wynosiła $180 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, limity stężenia były przekraczane z medianami dla kraju $52,3$ oraz $53,6 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Symulowane wyniki wymycia azotanów dość dobrze zgadzały się z szacunkami wymycia wykonanymi według globalnego współczynnika wymycia.

Uzyskane rezultaty potwierdzają celowość stosowania zaleceń Kodeksu Dobrej Praktyki Rolniczej. Bez rozpoznania współdziałania wielu czynników wpływających na wielkość wymycia azotanów nie jest możliwe poprawne zaplanowanie działań, które prowadzą do ograniczenia strat azotu. Redukcja rolniczych strat azotu z jednej strony ma znaczenie dla poprawy jakości wód, z drugiej zaś stanowi wymiar ekonomiczny.

Literatura

1. Alterra.: Ocena wyznaczonych w Polsce stref wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu. Kontrakt 2006/441164/MAR/B1 Wdrażanie Dyrektywy Azotanowej (91/676/EWG). Zadanie 3. Alterra. Nauki Przyrodnicze, Uniwersytet i Ośrodek Badawczy Wageningen, 2006.
2. Bellido L., Muñoz-Romero V., López-Bellido R. J.: Nitrate accumulation in the soil profile: long-term effects of tillage, rotation and N rate in a Mediterranean Vertisol. *Soil. Till. Res.*, 2013, **130**: 18-23.
3. Bibi S., Dahlawi S. S., Naem A.: Environmental impacts of nitrogen use in agriculture, nitrate leaching and mitigation strategies. In: K.R. Hakeem et al. (eds.), *Soil Science: Agricultural and Environmental Prospectives*. Springer International Publishing, Switzerland, 2016.
4. Cameron K.C., DiH.J., Moir J.L.: Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Ann. Appl. Biol.*, 2013, **162**: 145-173.
5. DeVries W., Kros H. Reinds G.J. i in.: Developments in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. *Alterra-rapport*, Alterra, Wageningen and CCE 2007, 1382.
6. DiH. J., Cameron K.C.: Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, **46**: 237-256.
7. Dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG). Dz.U. UE L z dnia 31 grudnia 1991 r.
8. Engström L.: Nitrogen dynamics in crop sequences with winter oilseed rape and winter wheat. Doctoral Thesis Swedish University of Agriculture, Skara 2010.
9. Engström L., Stenberg M., Aronsson H., Lindén B.: Reducing nitrate leaching after winter oilseed rape and peas in mild and cold winters. *Agron. Sustain. Dev.*, 2011, **31**: 337-347.
10. Erisman J.W. et al.: The European nitrogen problem in a global perspective. In: Sutton M. A. i in. (eds.) *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press 2011.
11. Henke J., Böttcher U., Neukam D., Sieling K., Kage H.: Evaluation of different agronomic strategies to reduce nitrate leaching after winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) using a simulation model. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 2008, **82**: 299-314.
12. IPCC, 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Chapter 11: N₂O Emissions From Managed Soils, and CO₂ Emissions From Lime and Urea Application, Hayama. Institute for Global Environmental Strategies.

13. Kuczuk A., Pospolita J.: Nitrogen leaching from soils in the aspect of its balance. *J. Rese. Appl. Agric. Eng.*, 2019, **64(3)**: 39-50.
14. Lin B.L., Sakoda A., Shibasaki R., Suzuki M.: A modelling approach to global nitrate leaching caused by anthropogenic fertilisation. *Water Res.*, 2001, **35(8)**: 1961-1968.
15. MRiRW, MGMIŻŚ.: Zbiór zaleceń dobrej praktyki rolniczej mający na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniami azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych. Warszawa, 2019 (red. IUNG-PIB).
16. OECD. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Final Report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), Environmental Directive. OECD, Paris, 1982.
17. Pondeł H., Ruszkowska M., Sykut S., Terelałak H.: Wymywanie składników nawozowych z gleb w świetle badań Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa. *Roczniki Gleboznawcze*, XLII, Warszawa, 1991: 97-107.
18. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 5 czerwca 2018r. w sprawie przyjęcia Programu działań mających na celu ograniczenie odpływu azotu ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu (Program azotanowy). *Dz.U. z dnia 12 lipca 2018r. poz. 1339*.
19. Rütting T., Aronsson H., Delin S.: Efficient use of nitrogen in agriculture. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 2018, **110**: 1-5.
20. Sebito M., Mayer B., Nicolardot B., Pinay G., Mariotti A.: Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils. *PNAS*, 2013, **110**, **45**: 18185-18189.
21. Sutton M.A., Howard C.M., Erisman J.W.: *The European nitrogen assessment: sources effects and policy perspectives*. Cambridge University Press, 2011, New York.
22. Ustawa z 20 lipca 2017 r. Prawo wodne. *Dz.U. z 2017 r. poz. 1566, z późn. zm.*
23. Velthof G.L., Oudendag D., Witzke H.P., Asman W.A., Klimont Z., Oenema O.: Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *J. Environ. Qual.*, 2009, **38**, **2**: 402-417.
24. Wałczak J. (red.): *Ograniczenie zanieczyszczenia azotem pochodzenia rolniczego metodą poprawy jakości wód. FDPA*, 2018.
25. Wang Y., Ying H., Yin Y., Zheng H., Cui Z.: Estimating soil nitrate leaching of nitrogen fertilizer from global meta-analysis. *Sci. Total Env.*, 2019, **657**: 96-102.
26. World Health Organization. *Guidelines for drinking water quality. Recommendations, Vol. 1*. WHO, Geneva, Switzerland, 1984.

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Antoni Faber, dr Zuzanna Jarosz
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 767, 81 47 86 766
e-mail: faber@iung.pulawy.pl, zjarosz@iung.pulawy.pl

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

Damian Wach

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

POTAS W GLEBIE I ROŚLINIE – AKTUALNY STAN WIEDZY*

Słowa kluczowe: formy i frakcje potasu w glebie, pobieranie potasu, funkcje potasu w roślinie, zawartość potasu w roślinie

Wstęp

Potas jest jednym ze składników pokarmowych pobieranych przez rośliny w największych ilościach. Odgrywa podstawową rolę w wielu procesach biochemicznych i fizjologicznych, takich jak fotosynteza, synteza związków zapasowych, transport bliski i daleki związków organicznych i nieorganicznych, ochrona przed stresami. Potas poprzez pełnione funkcje wpływa na wielkość i jakość plonów roślin uprawnych. Praca została napisana na podstawie dostępnej literatury przedmiotu. Przedstawiono w niej formy i frakcje, w jakich pierwiastek ten występuje w glebie oraz czynniki, które wpływają na jego pobieranie i transport w roślinach. Wskazano również funkcje pełnione przez potas, jego wpływ na plon roślin uprawnych oraz przedziały zawartości tego pierwiastka w komórkach roślinnych wraz z metodami ich oceny.

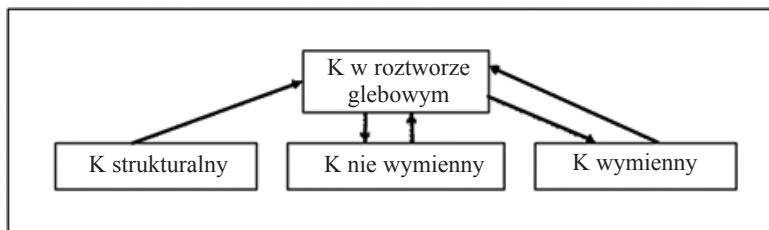
Potas w glebie

Istnieją dwa podejścia do podziału potasu zawartego w glebie: teoretyczne (konceptyjno-funkcjonalne) i praktyczne (metodyczno-analityczne) (8). Pierwsze z nich jest nakierowane na zmiany fizykochemiczne form, jakim podlega potas w glebie i ich wzajemne zależności, natomiast drugie podejście obejmuje badania frakcji i przemian potasu decydujących o jego dostępności dla korzeni roślin.

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

Formy potasu w glebie (podejście koncepcyjno-funkcjonalne)

W ujęciu fizykochemicznym (teoretycznym) wyróżnia się cztery formy potasu w glebie (rys. 1), z którymi ten pierwiastek jest związany z różną siłą. O stanie równowagi pomiędzy tymi formami decydują przede wszystkim procesy wymiany kationów, natomiast inne procesy zachodzące w glebie, jak adsorpcja – desorpcja, utlenianie – redukcja czy mineralizacja – immobilizacja, mają bardzo niewielkie znaczenie (8).



Rys.1. Formy potasu w glebie

Źródło: Fotyma, 2011(8)

Potas strukturalny, jako bezwodny kation K^+ tworzy wiązania koordynacyjne w siatkach pierwotnych minerałów glinokrzemianowych, głównie typu mik i skaleni. Udział potasu w mikach może się zawierać w granicach 6–11%, a w minerałach alkalicznych z grupy skaleni – od 4 do 15% K (6). Potas zawarty w minerałach pierwotnych stanowi największe ilościowo źródło tej formy składnika w glebie. Pierwotne minerały glinokrzemianowe ulegają stopniowym procesom wietrzenia poprzez różne etapy pośrednie, tak zwanych minerałów wtórnych, aż do końcowego ich rozpadu na związki jonowe i koloidalne, które przechodzą do roztworu glebowego (rys. 2). Powstające w procesie wtórne minerały glinokrzemianowe ulegają stopniowemu zubożeniu ze strukturalnego potasu, ale uzyskują większą powierzchnię czynną i większą zdolność wymiany kationów (8). Tempo przebiegu procesów wietrzenia kształtują warunki środowiskowe, głównie temperatura, dostępność wody czy odczyn. W następstwie zachodzących procesów wietrzenia w ciągu roku uwalnia się średnio od 0,1% do 2% potasu (11).

mika (10% K) → uwodniona mika (6–8% K) → illit (4–6% K) → minerały przejściowe (3% K) → montmorylonit (≈1% K)

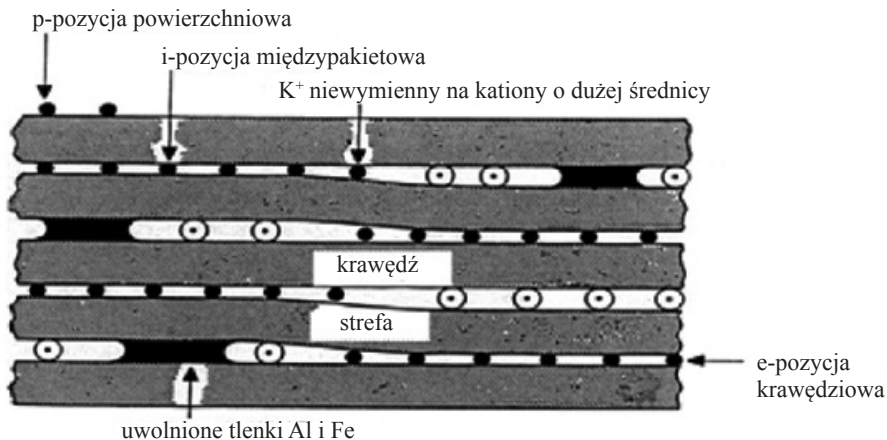
Rys. 2. Uproszczony przebieg wietrzenia pierwotnych glinokrzemianów

Źródło: Grzebisz, 2008a (11)

Potas niewymienny występuje w przestrzeniach między-pakietowych wtórnych minerałów ilastych, w których jony K^+ zubożniają ujemne ładunki powstające w wyniku substytucji Si^{4+} przez Al^{3+} w warstwach krzemowych i Al^{3+} przez Mg^{2+} w warstwie glinowej. Oddziaływania te są na tyle silne, że potas w tej formie jest

trudno dostępny dla roślin (rys. 3, pozycja i). Część tych jonów nie jest uwodniona, podobnie jak w minerałach pierwotnych, i wiąże pakiety dużymi siłami, a inna występuje w formie uwodnionej i łatwiej ulega procesom wymiany. Jednak proces uwalniania tych jonów jest powolny (8, 11).

Potas wymienny występuje jako uwodniony kation na powierzchniach zewnętrznych i krawędziach wtórnych minerałów ilastych oraz na powierzchniach tlenków i wodorotlenków żelaza i glinu oraz cząsteczek glebowej substancji organicznej. Jon potasu jest tutaj wiązany znacznie mniejszymi siłami niż potas niewymienny i może ulegać podstawianiu przez inne kationy znajdujące się w roztworze glebowym. W **pozycji i** jony potasu są adsorbowane niewymiennie (potas niewymienny), natomiast w **pozycjach p** (na powierzchniach zewnętrznych minerałów ilastych) i **pozycjach e** (na krawędziach minerałów) są adsorbowane wymiennie i wiązane znacznie mniejszymi siłami, przez co może następować ich uwalnianie do roztworu glebowego (rys. 3). W glebach Polski ilość potasu wymiennego wzrasta wraz ze wzrostem zawartości cząstek ilastych (8, 11).



Rys. 3. Pozycje zajmowane przez jon potasu w jednostce strukturalnej uwodnionego illitu, p – powierzchniowe, e – krawędziowe, i – międzypakietowe

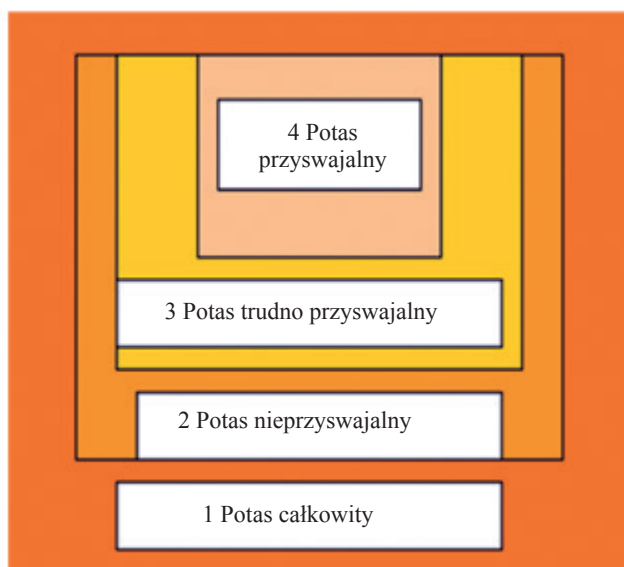
Źródło: Mengel i Kirby, 1982 (18)

Potas w roztworze glebowym (rozpuszczalny) występuje wyłącznie w formie uwodnionych, jednowartościowych kationów K^+ , które są silnie przyciągane do ujemnie naładowanych cząstek koloidów glebowych. Kation potasu nie tworzy podwójnych czy kompleksowych wiązań z cząsteczkami związków nieorganicznych i organicznych. Ponad 99% potasu w roztworze glebowym występuje jako wolny kation K^+ . Stężenie potasu w roztworze glebowym jest niewielkie i pozostaje w granicach $0,1-1,0 \text{ mmol } K^+ \cdot \text{dm}^{-3}$, co więcej, jest bardzo zmienne w sezonie wegetacyjnym. Nieodwracalne ubytki potasu z roztworu glebowego zachodzą w wyniku pobierania tego pierwiastka przez rośliny i wymywania kationu potasowego z profilu glebowego. Jednak w dłuższych okresach, i bez ingerencji rolnika, równowaga potasu ustala się

w wyniku procesów wymiany jonowej pomiędzy potasem w roztworze glebowym i potasem wymiennym w minerałach ilastych. Na zawartość tej formy potasu w glebie w niewielkim stopniu wpływa zawartość cząstek ilastych (8, 11).

Fracje potasu w glebie (podejście metodyczno-analityczne)

Podejście metodyczno-analityczne ma na celu oznaczenie frakcji potasu glebowego, charakteryzowanych przyswajalnością zawartego w nich składnika dla roślin i możliwością ich wydzielenia analitycznego. W praktyce badań agrochemicznych wyróżnia się cztery zasadnicze frakcje potasu (rys. 4).



Rys. 4. Frakcje potasu w glebie

Źródło: Fotyma, 2011(8)

Potas całkowity obejmuje całość tego składnika znajdującą się w danej próbce gleby. Tę frakcję można oznaczyć metodą roztwarzania gleby kwasem fluorowodorowym z następującą ekstrakcją innymi mocnymi kwasami lub metodą fluorescencji rentgenowskiej. W badaniach agrochemicznych oznacza się często potas rozpuszczalny w wodzie królewskiej, traktując go jako potas całkowity (ISO 11466). W rzeczywistości jednak metodą tą ekstrahuje się tylko pewną część (na ogół poniżej 20%) potasu całkowitego, gdyż nie uzyskuje się pełnego roztworzenia materiału glebowego (8, 9).

Potas nieprzyswajalny stanowi 90–98% potasu całkowitego. Od strony fizykochemicznej jest to potas zawarty w siatkach krystalicznych pierwotnych minerałów glinokrzemianowych. Może on przechodzić w formy przyswajalne dla

roślin tylko w wyniku długotrwałych procesów wietrzenia skał i minerałów glebowych. Zawartość tej frakcji potasu oznaczana jest pośrednio poprzez odjęcie od potasu całkowitego, potasu trudno przyswajalnego i przyswajalnego (8, 9).

Potas trudno przyswajalny stanowi 1–10% potasu całkowitego i od strony fizykochemicznej jest to potas zaadsorbowany niewymiennie w przestrzeniach międzypakietowych glebowych minerałów ilastych typu 2:1 (potas niewymienny, pozycja i, rys. 3). Do najczęściej stosowanych metod oznaczania należy metoda ekstrakcji gleby wrzącym roztworem kwasu azotowego. Potas niewymienny staje się dostępny dla roślin w dłuższym okresie czasu, po wyczerpaniu rezerw potasu przyswajalnego. Proces ten zależy zarówno od właściwości gleby i stanu jej uwilgotnienia, jak i od oddziaływania korzeni roślin (8, 9).

Potas przyswajalny stanowi 1–2% potasu całkowitego i w ujęciu fizykochemicznym obejmuje jony potasu w roztworze glebowym oraz potas zaadsorbowany wymiennie na powierzchniach i brzegach minerałów ilastych, wodorotlenków żelaza i glinu oraz substancji próchnicowych. Potas przyswajalny oznaczany jest metodami statycznymi przez ekstrakcję gleby wodą lub słabymi roztworami kwasów i zasad zawierającymi kationy wodoru lub metali ulegających wymianie na jon potasowy. Metodą standardową, najbardziej uzasadnioną od strony fizykochemii potasu jest ekstrakcja gleby roztworem octanu amonu, którą (umownie) oznacza się tzw. „czysty” potas wymienny (DIN 19730). Jednak w praktyce badań agrochemicznych stosowane są z reguły tak zwane uniwersalne roztwory ekstrakcyjne pozwalające na jednoczesne oznaczenie przyswajalnych form innych/różnych składników mineralnych. Do najczęściej stosowanych należą roztwory mleczanu lub octanu wapnia (metoda Egnera-Riehma), wodorotlenku sodu (metoda Olsena) czy mieszaniny kwasu octowego, azotowego oraz azotanu i fluorku amonu (metoda Mehlicha). Ilości ekstrahowanego potasu nie są odnoszone bezpośrednio do potrzeb pokarmowych roślin w stosunku do tego składnika. Wyznacza się natomiast zależności regresyjne pomiędzy ilością potasu przyswajalnego i wskaźnikami roślinnymi. Tak skalibrowana metoda stanowi test potasu przyswajalnego. Przy kalibracji testu, poza ilością ekstrahowanego potasu, uwzględnia się inne, czynniki wpływające na jego przyswajalność dla roślin – jak skład granulometryczny, czyli zawartość cząstek ilastych w glebie (8, 9).

Czynniki decydujące o dostępności i szybkości pobierania potasu przez rośliny

Potas jest, spośród kationów, składnikiem pobieranym przez rośliny, w największych ilościach. Rozpoznanie mechanizmów i czynników odpowiedzialnych za pobieranie potasu stanowi podstawowy element efektywnej strategii nawożenia. O szybkości i ilości pobranego przez rośliny potasu decydują procesy egzogenne (środowisko wzrostu) i procesy endogenne (potrzeby rośliny).

Do najważniejszych czynników środowiskowych wpływających na szybkość pobierania potasu należą: zasobność gleby w K, obecność materii organicznej, odczyn i wilgotność gleby oraz dostępność w glebie innych składników pokarmowych.

Bezpośredni wpływ na zawartość jonów potasowych w roztworze glebowym ma gatunek i kategoria agronomiczna gleby. Gleby gliniaste (kategoria agronomiczna – średnia), bogate w illit, w naturalny sposób charakteryzują się dużą dostępnością i łatwością przechodzenia tego pierwiastka do roztworu glebowego. Ilość materii organicznej, a szczególnie resztek poźniwnych pozostawianych przez rośliny przedplonowe w istotny sposób wpływa na ilość potasu w glebie. Wysoko plonujące rośliny pobierają duże ilości potasu w okresie wegetacji, a tym samym pozostawiają dużo potasu w resztkach poźniwnych, który może ulec mineralizacji. Przykładowo rzepak akumuluje w swych organach do $400 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$. Większość, bo prawie 90% składnika, znajduje się w resztkach poźniwnych i pozostaje na polu w opadłych przed zbiorem liściach oraz w słomie i korzeniach. Odczyn gleby wpływa nie tylko na uwalnianie jonów potasowych z minerałów ilastych i ich dostępność w roztworze glebowym, ale również na wzrost systemu korzeniowego. Za optymalny odczyn, przy którym nie występują ograniczenia pobierania potasu przyjmuje się zakres pH 5,5–7,2. Z kolei wilgotność gleby decyduje bezpośrednio o ilości i szybkości przepływu masowego, a tym samym o ilości dostępnego potasu w strefie włósnikowej korzeni, jak również odgrywa rolę w szybkości wzrostu korzeni. Obecność innych składników pokarmowych szczególnie azotu (jonu azotanowego), wpływa na pobranie potasu, w związku z tym, że są one transportowane jako jony towarzyszące. Pobranie potasu i azotu przez kukurydzę przy plonie $6,3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ wynosiło $163 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $119 \text{ kg K}_2\text{O} \cdot \text{ha}^{-1}$, natomiast uzyskanie plonu $9,5 \text{ t}$ ziarna z hektara spowodowało, że pobranie tych składników wzrosło do odpowiednio: 191 i $235 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (12). Należy również pamiętać, że kationy mogą konkurować między sobą o przenośniki błonowe. Szczególnie magnez i wapń konkurują z potasem o miejsca przyłączenia do błon komórkowych, dlatego na glebach zasobnych w te składniki pokarmowe można obserwować ograniczenia w pobieraniu potasu przez rośliny (11, 12, 17).

Spośród czynników roślinnych decydujących o pobieraniu potasu, należy wyszczególnić fazę rozwojową, wielkość systemu korzeniowego, potrzeby pokarmowe w stosunku do tego składnika oraz aktualną jego zawartość w roślinie.

Wielkość systemu korzeniowego, jaki wytwarzają rośliny bezpośrednio przekłada się na ilość pobieranego potasu. Głębsze korzenie się roślin stwarza lepsze warunki do pobierania nie tylko potasu, ale i innych składników pokarmowych, co więcej wpływa na poprawę zaopatrzenia w potas kolejnych roślin w zmianowaniu. Szybkość i wielkość pobrania potasu w dużym stopniu zależy od samych potrzeb pokarmowych w stosunku do potasu poszczególnych gatunków roślin uprawnych i ich faz rozwojowych, w których wykazują największe zapotrzebowanie. Z kolei aktualny stan odżywienia potasem, a dokładniej zawartość potasu w liściach, stymuluje siłę ssącą liści i zdolność roślin do pobierania wody, która jest środowiskiem transportu potasu (11, 12, 17).

Nawozy potasowe

Nawozy potasowe stanowią ważny segment w produkcji, handlu i zastosowaniu przez rolników. Zużycie nawozów potasowych w przeliczeniu na czysty składnik w latach 2006–2017 wynosił średnio 471,9 tys. t·rok⁻¹. Najniższe zużycie zanotowano w sezonie 2012/2013, tj. 390 tys. t·rok⁻¹, a najwyższe w 2017 r. – 555 tys. t·rok⁻¹ (14).

Podziału nawozów potasowych można dokonać na wiele sposobów, uwzględniając ich właściwości fizyczne i chemiczne, np. stan fizyczny, formułację fizyczną, skład chemiczny czy zawartość potasu. Poniżej przedstawiono charakterystykę najczęściej występujących na rynku nawozów potasowych.

Sole potasowe

Są nawozami chlorkowymi, zawierającymi 38–42%, 48–52%, 56–58% lub 58–62% tlenku potasu. Mają formę drobno- lub grubokrystaliczną, barwy białej lub czerwonej. Są łatwo rozpuszczalne w wodzie. Sole o niższej zawartości tlenku potasu oprócz potasu i chloru mogą zawierać ściśle ustalone w procesie produkcyjnym ilości magnezu, siarki i sodu. Stosuje się je przedsięwzię. Sole potasowe są zalecane pod rośliny chlorolubne – buraki (cukrowe i pastewne) i neutralne w stosunku do chloru – zboża, kukurydza, rzepak.

Siarczan potasu

Nawóz ten składa się z 48–52% tlenku potasu, 17–18% siarki oraz poniżej 2,5% chloru. Nawóz krystaliczny, rozpuszczalny w wodzie, ale słabiej niż sól potasowa. Stosuje się go przedsięwzię pod rośliny, które są wrażliwe na chlorki – ziemniak, tytoń i rośliny jagodowe oraz drzewa owocowe. Jest też źródłem siarki w warunkach jej niedoboru.

Kainit magnezowy

Nawóz pochodzenia naturalnego należący do rozdrobnionych kopalin, rozpuszczalny w wodzie. Zawiera 9–16% tlenku potasu, a także duże zawartości chlorku sodu, magnezu i mikroelementów. Przydatny w nawożeniu buraków cukrowych i do stosowania na użytki zielone jako źródło sodu. Nawozu tego nie powinno się używać na glebach ciężkich, torfowych i zawierających mało wapnia. Jednak jest dopuszczony do stosowania w uprawach ekologicznych.

Saletra potasowa

Nawóz o dużej zawartości potasu, całkowicie rozpuszczalny w wodzie. Zawiera 45% tlenku potasu i 13% azotu w formie saletranej. Służy do sporządzania roztworów płynnych nawozów potasowych. Nie zawiera chlorków, więc może być stosowany pod rośliny na nie wrażliwe.

Kamex

Nawóz zaliczany do potasowo-magnezowych, ponieważ zawiera w swoim składzie 40% tlenku potasu i 6% siarczanu magnezu oraz pewne ilości chloru. Jest rozpuszczalny w wodzie.

Hortisul

Składa się z 52% tlenku potasu i 45% trójtlenku siarki. Ma znikomą zawartość chlorków, dlatego jest przydatny w uprawie ziemniaka i drzew owocowych. Jego walorem jest fakt, że podnosi zawartość cukrów np. w owocach oraz wpływa pozytywnie na intensywność barwy. Można go również stosować w uprawach ekologicznych.

Kalimagnezja

Nawóz nie zawiera chlorków, natomiast składa się z tlenku potasu (26–28%) oraz siarczanu potasu i siarczanu magnezu.

Przy projektowaniu nawożenia potasowego należy wziąć pod uwagę nie tylko zasobność gleby i potrzeby pokarmowe, ale również formę i skład chemiczny nawozów potasowych oraz wrażliwość poszczególnych gatunków roślin uprawnych na chlorki, które mogą występować w tych nawozach w dużych ilościach.

Potas w roślinie **Funkcje potasu w roślinach**

W komórkach roślinnych potas znajduje się zarówno w cytoplazmie, jak i w organellach komórkowych, głównie w wakuoli i chloroplastach. Bierze udział w procesach osmotycznych – wpływa na wzrost komórek merystematycznych oraz reguluje prace aparatów szparkowych. Spełnia rolę aktywatora około 80 enzymów związanych m.in. z procesami fotosyntezy, produkcji energii oraz syntezy węglowodanów, białek i tłuszczów. Równoważy ujemny ładunek wielu anionów nieorganicznych i przede wszystkim organicznych. Bierze udział w transporcie jonów, związków organicznych i nieorganicznych zarówno we floemie, jak i w ksylemie.

Jednym z ważniejszych enzymów aktywowanych przez kation potasowy jest kinaza pirogronowa (PK – *phosphate kinase*). Enzym ten katalizuje przenoszenie grup fosforanowych z fosfoenolopirogronianu (PEP) na adenozyno-dwufosforan (ADP). W wyniku tego procesu powstają adenozynotrójfosforan (ATP) i pirogronian. Jest to ostatni etap procesu oddychania komórkowego – glikolizy. Innym ważnym enzymem aktywowanym przez kation potasu jest syntaza skrobi, która katalizuje przyłączanie glukozy do cząsteczek skrobi. Dlatego rośliny niedostatecznie zaopatrzone w potas nagromadzają rozpuszczalne węglowodany, kosztem skrobi. Potas pełni również kluczową funkcję w aktywacji ATP-az błonowych odpowiedzialnych za transport protonów przez błony komórkowe niezależnie od gradientu stężeń. Enzym ten odgrywa istotną rolę w procesie elongacji i osmoregulacji komórek. Odpowiedniego stężenia potasu wymaga również synteza białek zachodząca w rybosomach. Zaburzenia syntezy białek prowadzą do nagromadzania w roślinach rozpuszczalnych związków azotu w postaci azotanów i amin (16, 17, 18). Z kolei w procesie fotosyntezy, potas jako pierwiastek odpowiedzialny za regulację pracy aparatów szparkowych wpływa na dostępność CO₂ – substratu fotosyntezy, ale również odgrywa rolę w regulacji aktywności karboksylazy rybulozobifosforanu (*RuBP carboxylase*). Zmniejszenie

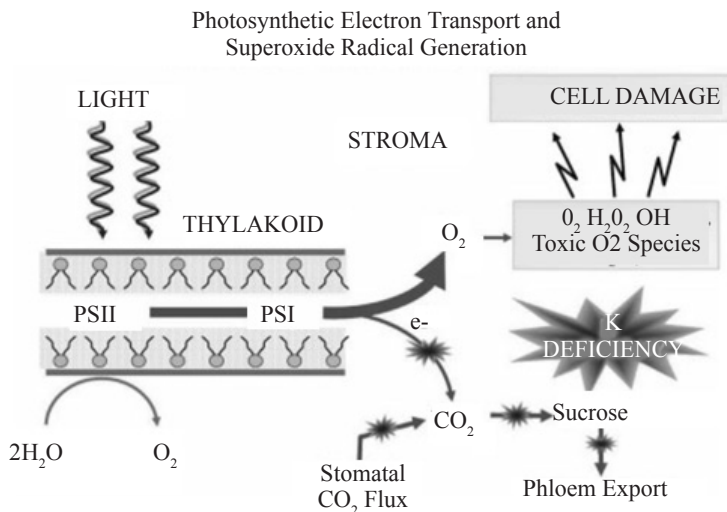
fotosyntetycznej asymilacji CO₂ ogranicza ilość wytwarzanych asymilatów oraz ich transport przez floem z miejsca ich produkcji (tj. głównie liści) do pozostałych organów rośliny. W wyniku tych niekorzystnych zjawisk i przy jednoczesnym niedoborze potasu nasila się generowanie reaktywnych form tlenu (4,5).

Bardzo ważna funkcja fizjologiczna potasu polega na regulacji gospodarki wodnej roślin, przede wszystkim utrzymywanie właściwego turgoru, czyli ciśnienia wewnątrzkomórkowego. Niedostateczne zaopatrzenie roślin w potas powoduje znaczne obniżenie turgoru, ogranicza wzrost komórek i tym samym szybkość wzrostu całej rośliny. Potas wpływa na turgor komórek poprzez utrzymanie integralności i stabilności błony komórkowej, szczególnie w warunkach stresu suszy. Bierze udział w regulacji ekspresji genów odpowiedzialnych za syntezę akwaporyn, czyli transbłonowych białek, które tworzą kanały w błonach komórkowych. Odgrywają one kluczową rolę w utrzymaniu odpowiednich stosunków wodnych w roślinie poprzez regulację potencjału osmotycznego i przewodnictwa hydraulicznego oraz przez zmiany przepuszczalności wody w roślinie (20, 21). Zmiany turgoru komórek wywołane zmianami stężenia potasu decydują o ruchach roślin, takich jak kurczenie się po dotknięciu liści mimozy, zamykanie „pułapek” przez rośliny owadożerne czy reorientacja liści w stosunku do słońca, a przede wszystkim o ruchach aparatów szparkowych. Potas odgrywa kluczową rolę w regulacji turgoru komórek przyszparkowych w trakcie ruchu szparek. Zamykanie szparek poprzedzane jest szybkim uwalnianiem jonów K⁺ z komórek przyszparkowych do apoplastu liści, natomiast zamykanie spowodowane jest przez napływ jonów potasowych i zwiększenie turgoru (17, 21).

Kolejna funkcja fizjologiczna potasu polega na równoważeniu ładunków cytoplazmy. Dzięki małej gęstości ładunku elektrycznego kation potasu ma mniejszy wpływ destrukcyjny na cząsteczki wody i w mniejszym stopniu niż inne, podobne chemicznie jony narusza wiązania wodorowe zarówno w cząsteczkach wody, jak i pomiędzy cząsteczkami wody i makrocząsteczkami związków organicznych (białka, kwasy nukleinowe). W tej roli potas nie może być zastąpiony przez inne kationy jednowartościowe, jak sód czy rubid, które mają znacznie większą gęstość ładunku elektrycznego. Równoważenie ładunków elektrycznych przez potas ma miejsce również w procesie transportu azotanów, aminokwasów i nukleotydów w ksylemie i floemie. W chloroplastach następuje proces wymiany kationów K⁺ z kationami H⁺, co pozwala na utrzymanie właściwego gradientu pH (17, 18).

Potas bierze udział w przeciwdziałaniu wielu stresom biotycznym i abiotycznym. Najlepiej rozpoznany jest wpływ potasu na łagodzenie skutków stresu suszy. W warunkach suszy i przy niedostatecznym zaopatrzeniu rośliny w potas zamykają się aparaty szparkowe w wyniku czego zahamowaniu ulegają procesy dopływu i redukcji CO₂. Powoduje to nagromadzenie w komórce reaktywnych form tlenu (RTF) (rys. 5). Reaktywne formy tlenu, przy ich niskim stężeniu w komórkach roślinnych, pełnią szereg funkcji fizjologicznych, takich jak: sygnalizacja programowanej śmierci komórki, sygnalizacja i wyzwalanie odpowiedzi obronnej na stresy (termiczny, świetlny, osmotyczny) czy na atak patogenów oraz regulacja procesów wzrostu

i rozwoju (19). Jednak po przekroczeniu punktu fitotoksyczności powodują, w związku z ich dużymi zdolnościami utleniającymi, uszkodzenia (peroksydację) białek, DNA i lipidów w komórkach (19, 21).



Rys. 5. Schemat powstawania reaktywnych form tlenu w chloroplastach liści roślin deficytowo zaopatrzonych w potas

Źródło: Cakmak, 2005 (5)

Susza często wiąże się z większym, a nawet nadmiernym dla roślin dopływem energii słonecznej. Współdziałanie suszy i nadmiernego dopływu energii, zwłaszcza przy braku potasu, polega na większym ograniczeniu redukcji CO_2 na rzecz powstawania RFT. Ponadto brak potasu zmniejsza również przepływ asymilatów we floemie i następuje nadmierne nagromadzenie węglowodanów w częściach nadziemnych kosztując korzeni roślin. Podobny do opisanego powyżej jest mechanizm negatywnego oddziaływania na rośliny stresu niskich temperatur. Przy niskich temperaturach względny nadmiar energii słonecznej jest zużywany na fotoutlenianie i produkcję szkodliwych rodników tlenowych. Ten proces ulega nasileniu w warunkach niedoboru potasu. Ponadto zwiększa się wtedy również aktywność enzymu oksydazy NADPH, zlokalizowanej w błonach cytoplazmatycznych komórek roślinnych. Enzym ten zwiększa przepływ elektronów z NADPH na tlen i postawanie RFT z opisanymi już ujemnymi skutkami polegającymi na uszkodzaniu błon cytoplazmatycznych chloroplastów (5).

Dobre zaopatrzenie roślin w potas zmniejsza również skutki porażenia roślin przez choroby i szkodniki. Amtmannem i in. (1) na podstawie analizy ponad 2000 wyników obserwacji polowych i wegetacyjnych stwierdzili korzystny efekt nawożenia potasem, który ujawnił się w 70% badań nad porażeniem chorobami grzybowymi i bakteryjnymi i w 63% badań nad wpływem szkód powodowanych przez owady i drobną faunę. Jak wspomniano wcześniej, potas jest aktywatorem szeregu

enzymów decydujących o syntezie węglowodanów i białek. Przy niedoborze tego składnika mogą się nagromadzać w roślinach proste związki węgla i azotu, jak cukry redukujące, kwasy organiczne, aminokwasy i nawet azotany. Stwarza to korzystne warunki dla rozwoju patogenów i szkodników, żerujących na roślinie. Natomiast stan lepszego odżywienia potasem pozwala roślinom przeznaczyć więcej zasobów na rozbudowę ścian komórkowych w celu ochrony przed infekcjami i atakami owadów oraz uzyskać więcej składników, które mogą być użyte do obrony roślin i naprawy uszkodzeń.

Funkcje plonotwórcze potasu

Plonotwórcza rola potasu nie polega na bezpośrednim wzroście plonów roślin uprawnych, a należy ją rozpatrywać w kontekście zmniejszania wpływu czynników stresowych powodujących zmniejszenie potencjału plonowania oraz pogorszenia jakości plonu użytkowego. Potas odgrywa podstawową rolę w wielu procesach biochemicznych i fizjologicznych. Zatem optymalne zaopatrzenie roślin w potas, jak opisano w poprzednim rozdziale, wpływa na szereg ważnych procesów, do których należą m.in.:

- sprawny przebieg fotosyntezy i wzrost tolerancji na suszę poprzez regulację gospodarki wodnej;
- odporność roślin na niskie temperatury i wymarzenie jako efekt wpływu potasu na gospodarkę azotem i cukrami;
- zmniejszona podatność roślin na wyleganie poprzez udział w formowaniu tkanki mechanicznej;
- zwiększone pobieranie i wzrost efektywności pobranego azotu, co wiąże się z aktywnością H^+ -ATPazy;
- zwiększona odporność na atak szkodników oraz porażenie przez choroby poprzez poprawę gospodarki azotowej (mocniejsze ściany komórkowe czy wytwarzanie niekorzystnych dla patogenów związków azotowych) (10, 11).

Potas, oprócz pośredniego wpływu na wielkość plonu roślin uprawnych wpływa również na cechy jakościowe plonu użytkowego. Do głównych cech jakościowych zależnych od odżywienia roślin potasem należy zawartość białek, skrobi i tłuszczów. Synteza białek ściśle zależy od prawidłowo działających rybosomów oraz dostępności związków azotowych. Jak wiadomo, zarówno praca rybosomów, jak i gospodarka azotowa jest regulowana odpowiednią zawartością potasu w ich komórkach i całej roślinie. W przypadku skrobi, potas odgrywa ważną rolę zarówno w samej syntezie tej substancji zapasowej (reguluje pracę syntazy skrobiowej), jak i wpływa na ilość dostępnych substratów – glukozy, która jest końcowym produktem fotosyntezy (procesu, który wymaga potasu do prawidłowego zachodzenia przemiany energii świetlnej w biochemiczną). Potas bierze udział w kontroli enzymów odpowiedzialnych za syntezę tłuszczów oraz enzymów, które mają wpływ na produkcję m.in.: melanin (zmniejsza ilość tych barwników w ziemniakach, przez co ogranicza pojawianie się

ciemnej plamistości – poprawa jakości); kwasu askorbinowego – ogranicza oddychanie i utlenianie owoców (jabłka, gruszki); ścian komórkowych – zmniejsza podatność na uszkodzenia mechaniczne oraz zwiększa miąższość owoców (11).

Pobieranie potasu przez rośliny i jego przemieszczanie w roślinie

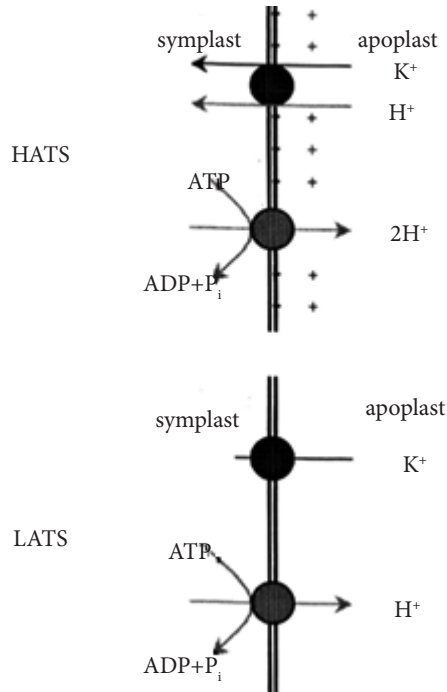
Potas występuje jako jon K^+ i nie tworzy związków organicznych, a rozmiar i gęstość ładunku kationu potasowego decydują o selektywnym pobieraniu tego pierwiastka przez rośliny. Rośliny pobierają jony potasu z roztworu glebowego, gdzie pierwiastek ten występuje w stężeniu od ok. 5 do ponad $10 \text{ mmol K} \cdot \text{dm}^{-3}$, chociaż dość często nie przekracza $1 \text{ mmol K} \cdot \text{dm}^{-3}$ (11). Pobieranie potasu przez rośliny może następować w dwojaki sposób, zależnie od jego dostępności w roztworze glebowym. Kation potasu wnika do pozornie wolnej przestrzeni korzenia w wyniku przemieszczania z prądem wody (przepływu masowego) lub na zasadzie dyfuzji. Jest to przemieszczanie bierne, niewymagające nakładu energii. Aby wnikać do symplastu, kation potasu musi się jednak przemieścić przez błonę cytoplazmatyczną, pokonując jej barierę hydrofobową. Stężenie potasu w cytoplazmie jest względnie stałe i wynosi średnio $120 \text{ mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$ (7). Stężenie to jest zatem o rząd wielkości większe od stwierdzanego w apoplacie, co oczywiście wyklucza przemieszczanie potasu w wyniku chemicznego gradientu stężeń. Przemieszczanie potasu wbrew gradientowi chemicznemu jest określane jako transport aktywny i wymaga nakładu energii. Schemat aktywnego transportu jonów potasowych przedstawiono na rysunku 6.

Przy niskich stężeniach, tj. poniżej $1 \text{ mmol K} \cdot \text{dm}^{-3}$ w pozornie wolnej przestrzeni korzenia zwanej apoplastem, za jego transport przez błony cytoplazmatyczne odpowiada specyficzny system HATS (*high-affinity transport system*). Pobieranie potasu w takich warunkach odbywa się przy udziale transporterów błonowych wbrew potencjałowi elektrochemicznemu, z wydzielaniem do apoplastu dwóch jonów wodorowych na każdy przemieszczany jon potasu. Proces ten wymaga dużego nakładu energii zakumulowanej w komórce roślinnej w formie ATP i jest katalizowany H^+ -ATPazę (błonowa pompa protonowa). W wyniku uwalniania dwóch jonów wodorowych w obrębie błony cytoplazmatycznej wytwarza się ujemny potencjał elektrochemiczny, który powoduje „przeciąganie” jonów K^+ z udziałem nośników białkowych. Są one specyficzne dla określonych kationów, a ich aktywacja (przyłączanie i uwalnianie kationu) wymaga również nakładu energii zakumulowanej w ATP. Po przemieszczeniu kationu potasu lub innych kationów następuje depolaryzacja błony cytoplazmatycznej i proces powtarza się od nowa (18).

W warunkach wysokich stężeń potasu, tj. znacznie większych niż $1 \text{ mmol K}^+ \cdot \text{dm}^{-3}$, jego transport ma charakter niespecyficzny (pasywny) i określany jest jako LATS (ang. *low-affinity transport system*). Jest on zgodny z różnicą potencjału elektrochemicznego i zachodzi za pomocą selektywnych kanałów białkowych, a nie nośników błonowych jak to miało miejsce w przypadku HATS. Stężenia jonów potasu w apoplacie są rzędu kilku do kilkunastu $\text{mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$, natomiast w cytoplazmie komórki

wynoszą kilkadziesiąt do niemal $200 \text{ mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$, co wyklucza ich przemieszczanie do cytoplazmy na zasadzie gradientu chemicznego. Wewnętrzna ściana błony o selektywnej przepuszczalności, jaką stanowi plazmalema jest jednak naładowana ujemnie i wytwarza gradient elektrochemiczny w stosunku do naładowanych dodatnio kationów potasu. Umożliwia to ich przemieszczanie do wnętrza komórki pozornie bez nakładu energii. W rzeczywistości jednak każdy przemieszczony kation potasu powoduje depolaryzację błony cytoplazmatycznej i dla przywrócenia właściwego stanu jej naładowania uwalnia się do apoplastu jeden proton (H^+). Tak więc, jak wspomniano wcześniej, do przebiegu tego procesu potrzeba wydatkowania energii w postaci ATP (18).

Obydwa systemy wymagają nakładu energii w postaci ATP, przy czym w transporcie niespecyficznym nakład energetyczny jest dwukrotnie mniejszy. Systemy HATS i LATS obok omówionych różnic w mechanizmie przemieszczania kationu K^+ przez błony cytoplazmatyczne i innych zakresów stężeń tego kationu w apoplacie, w których działają, różnią się pod względem wrażliwości na obecność jonów towarzyszących. System HATS jest wrażliwy na obecność kationów NH_4^+ i Na^+ , które działają toksycznie, natomiast w systemie LATS przemieszczanie potasu zachodzi znacznie szybciej, jeżeli anionem towarzyszącym jest Cl^- , a nie SO_4^{2-} (3, 7).



Rys. 6. Mechanizmy przemieszczania jonu K^+ przez błonę cytoplazmatyczną; mechanizm specyficzny HATS i niespecyficzny LATS

Źródło: Britto i Kronzucker, 2007 (3)

Jony potasowe po wnikięciu do komórek epidermy korzeni, aby dotrzeć do docelowych części roślin – łodygi i liści, muszą się jeszcze przedostać do wiązek przewodzących. Dalszy transport potasu w kierunku wiązek przewodzących odbywa się w symplacie poprzez plazmodesmy lub w apoplaste w przestrzeniach międzykomórkowych i ścianach komórkowych epidermy i miękiszu korowego korzenia. Przemieszczanie jonów z symplastu plazmodesm do apoplastu naczyń w walcu osiowym następuje w sposób aktywny (tj. z nakładem energii) przez zorientowane zewnętrznie kanały białkowe w błonie cytoplazmatycznej (17).

Daleki transport potasu w roślinie ma charakter dwukierunkowy, od korzeni do wierzchołkowych części nadziemnych i odwrotnie. Po przemieszczeniu do wiązek naczyniowych ksylemu, kation potasu jest transportowany ze wstępującym prądem wody w apoplaste naczyń, zgodnie z gradientem potencjału wody. Rolę pomocniczą w transporcie wody odgrywa tzw. parcie korzeniowe. Oba te procesy w dużej mierze zależą od samego kationu potasowego. W komórkach epidermy i miękiszu korowego korzeni (cytoplazma i wakuola) duże stężenie potasu wytwarza gradient osmotyczny powodujący zasysanie wody przez korzeń. Z kolei stężenie potasu w komórkach przysparkowych liści decyduje o otwieraniu i zamykaniu aparatów szparkowych i w efekcie o rozmiarze transpiracji. Dzięki temu potas w naczyniach (ksylemie) przemieszcza się dość swobodnie (8, 17). Jak wspomniano wyżej, daleki transport potasu jest dwukierunkowy i zachodzi również w wiązkach sitowych floemu. Stężenie kationu potasowego w soku floemu jest znacznie większe niż w soku ksylemu (tab. 1).

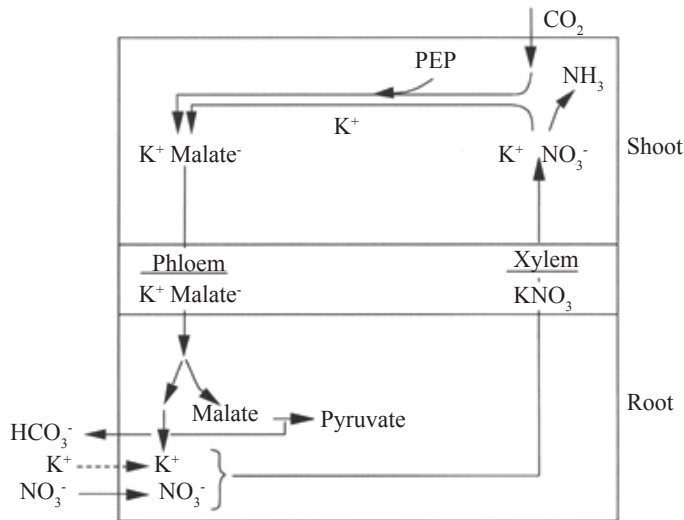
Tabela 1

Wybrane składniki soku floemu i ksylemu *Lupinus albus* i *Nicotina glauca*

Składnik	Sok ksylemu	Sok floemu	Sok ksylemu	Sok floemu
	<i>Lupinus albus</i> ¹ (mol·m ⁻³)		<i>Nicotina glauca</i> ² (mg·L ⁻¹)	
K ⁺	9,0	66,9	204,3	3673,0
Na ⁺	2,4	8,1	46,2	116,3
H ₂ PO ₄ ⁻	1,25	10,0	68,1	434,6
Sacharoza	n.w.	652,0	n.w.	155–168
Aminokwasy	7,20	41,0	283	10,8088
NH ₄ ⁺	n.o.	n.o.	9,7	45,3

Źródło: ¹ Kopcewicz i Lewak, 2007 (16), ² Marshner, 2012 (17); n.w. – nie wykryto, n.o. – nie oznaczano

Ten obieg potasu w roślinie wydaje się nieekonomiczny energetycznie, jednak należy pamiętać, że jego celowość wiąże się z rolą potasu jako kationu towarzyszącego w transporcie anionów nieorganicznych i organicznych (rys. 7). W soku ksylemu potas K⁺ jest kationem towarzyszącym w transporcie azotanów NO₃⁻ do nadziemnych części roślin, a w soku floemu kationem towarzyszącym w transporcie węglowodanów, jabłczanu i aminokwasów do korzenia (17).



Rys. 7. Model obiegu potasu w roślinie, transport azotanów w ksylemie i jabłczanu we floemie
Źródło: Marschner, 2012 (17)

Nagromadzenie i zawartość potasu w roślinach

Potas podobnie jak azot występuje w największych stężeniach w suchej masie roślin. Zawartość potasu w roślinach jest zależna od gatunku, organu oraz wieku i według Epsteina i Blooma (7) pozostaje w granicach $8\text{--}80 \text{ g K}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., wg Kopcewicza i Lewaka (16) $0,5\text{--}10\%$ s.m., a wg Grzebisza (11) wynosi $1\text{--}6\%$ s.m. Natomiast zawartość K w komórkach roślinnych mieści się w przedziale $100\text{--}200 \text{ mM}$ (w cytosolu i chloroplastach). Przy czym w tych przedziałach komórkowych potas nie może być zastąpiony innym nieorganicznym pierwiastkiem, np. Na^+ . Dla porównania, w wakuoli zawartość potasu waha się między 10 a 200 mM lub nawet może sięgać do 500 mM w komórkach okołoszparkowych. Jednak funkcje jonów potasowych w procesach osmoregulacyjnych mogą być pełnione przez inne kationy (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) lub związki organiczne (np. cukry) (17).

W optymalnych warunkach odżywienia starsze liście zawierają z reguły więcej potasu, natomiast u roślin niedożywionych znacznie więcej potasu znajduje się w młodych, aktywnych metabolicznie liściach. Jest to związane z dużą mobilnością potasu w roślinie i transportowaniem go do miejsc o największym zapotrzebowaniu dla utrzymania funkcjonowania procesów życiowych. Rozmieszczenie potasu we wszystkich częściach i organach rośliny jest dosyć równomierne. Dla przykładu, w vegetatywnych częściach roślin zbożowych stężenie potasu wynosiło $25\text{--}55 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., a w liściach buraka cukrowego $47\text{--}60 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Wyjątek stanowią organy generatywne (nasiona) zaopatrywane w potas wyłącznie przez ksylem i zawierające znacznie mniejsze stężenia potasu w suchej masie (8, 10, 11).

Dynamika akumulacji potasu ma specyficzny przebieg, jednak wykazuje małą zmienność gatunkową (pszenica, kukurydza, rzepak, ziemniak, kukurydza, bawełna, ryż,

soja). Wszystkie te gatunki w początkowych fazach rozwojowych akumulują relatywnie niedużą ilość potasu, jednak stanowi on o pobieraniu azotu, przez co wpływa na plon końcowy. Krytyczna faza pobierania tego pierwiastka przypada na fazę wzrostu liniowego rośliny (tab. 2), w której następuje intensywne akumulacja biomasy, uwarunkowana dostępnością azotu i wody. W tej fazie dobowe akumulacja potasu waha się od kilku do kilkunastu $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{dzień}^{-1}$ (np. burak cukrowy $8\text{--}15 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{dzień}^{-1}$, rzepak ozimy $3\text{--}7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{dzień}^{-1}$). Jest to możliwe w warunkach optymalnego zaopatrzenia gleby w ten pierwiastek i przy odpowiednio głębokim systemie korzeniowym wytworzonym przez rośliny. W fazie dojrzałości pełnej potas gromadzi się głównie w łodygach i liściach. Kukurydza w fazie dojrzałości technologicznej zawiera w ziarnie ok. 20% tego pierwiastka, podobna ilość znajduje się w liściach, natomiast 60% K zlokalizowana jest w łodygach. Udział procentowy potasu zakumulowanego w ziarnie kukurydzy waha się w przedziale 16–34%, a w ziarnie zbóż 18–24%. Sytuacja jest odmienna w przypadku roślin okopowych. Bulwy ziemniaka akumulują w fazie dojrzałości technologicznej 60–70% potasu, podczas gdy korzenie buraka cukrowego nie więcej niż 20% całej puli pobranego składnika (11, 12, 13, 22).

Tabela 2

Krytyczne fazy reakcji wybranych roślin uprawnych na potas

Roślina uprawna	Krytyczne fazy rozwoju
Zboża	od strzelania w źdźbło do początku nalewania ziarna
Rzepak	od fazy rozety do pełni kwitnienia
Burak cukrowy	od drugiej pary liści do końca pierwszej połowy sierpnia
Ziemniak	od początku zawiązywania do pełnej dojrzałości bulw
Kukurydza	od piątego liścia do dojrzałości młecznego ziarniaków
Motylkowate	od drugiego liścia do pełni kwitnienia pędu głównego

Źródło: Grzebisz, 2008b (12)

Ocena zaopatrzenia roślin w potas

Przy ocenie stanu odżywienia roślin potasem należy wziąć pod uwagę dwa główne czynniki mające wpływ na jej poprawność. Pierwszym z nich jest wybór organu rośliny, z którego pobierane są próbki, drugim natomiast – faza rozwojowa, w której próbki zostaną pobrane. Tak jak wspomniano powyżej, rozłożenie potasu w poszczególnych organach roślin jest stosunkowo równomierne, więc znaczenie pierwszego czynnika jest niewielkie. Natomiast drugi czynnik ma duże znaczenie i krytyczne zawartości potasu są podawane dla ściśle określonej fazy rozwojowej danej rośliny lub grupy roślin. Dla roślin zbożowych diagnozowanych w fazie pierwszego kolanka krytyczne zawartości potasu podawane przez różnych autorów pozostają w granicach od 20 (17) do $45 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. (2), a nawet do $55 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. (11). Jak widać, zakres zawartości krytycznych jest na tyle szeroki, że może to budzić wątpliwości odnośnie przydatności tej metody do diagnostyki. Dlatego w praktyce przyjmuje się, że rośliny zbożowe w fazie strzelania w źdźbło powinny zawierać około $30 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. (8, 9).

Pierwsze objawy niedoboru potasu są trudne do stwierdzenia na podstawie obserwacji wizualnych. Możliwe jest to na podstawie analiz chemicznych części wskaźnikowych roślin i porównania uzyskanych wyników z wartościami krytycznymi, których przykłady zostały przedstawione w tabeli 3. Wizualne objawy niedoboru potasu pojawiają się w sytuacji, gdy rośliny są narażone na przedłużający się deficyt tego składnika. Są to chlorozy dolnych (najstarszych) liści, gdyż potas jest remobilizowany z nich do młodych liści. Symptomy te pojawiają się najpierw na wierzchołkach blaszki liściowej i postępują wzdłuż brzegów. Kolejnym symptomem jest pojawianie się żółtawobrazowych, nekrotycznych plam na wierzchołach i krawędziach starszych liści. Ostatnim etapem pogłębiającego się niedoboru potasu jest więdnienie i obumieranie liści, przy czym liście na ogół pozostają na łodydze. Zmiany chlorotyczne i nekrotyczne powodowane są w znacznym stopniu przez wolne rodniki tlenowe, których produkcja wzrasta w warunkach niedoboru potasu. Rodniki tlenowe pochodzą głównie z zakłóceń w funkcjonowaniu fotosyntetycznego łańcucha transportu elektronów, w którym potas odgrywa istotną rolę ochronną (4,11,17).

Tabela 3

Zawartość potasu w krytycznych fazach wybranych roślin uprawnych

Roślina uprawna	Krytyczna faza rozwojowa	Zawartość K (% s.m.)
Pszonica ozima	faza pierwszego kolanka	3,5–5,5
Jęczmień jary	faza pierwszego kolanka	3,5–5,5
Kukurydza	wiechowanie/kwitnienie	3,0–4,5
Burak cukrowy	czerwiec/lipiec	3,8–7,0
Rzepak ozimy	początek kwitnienia	2,8–5,0
Ziemniak	początek kwitnienia	5,0–6,6
Groch siewny	początek kwitnienia	2,2–3,5

Źródło: Grzebisz, 2008a (11)

Podsumowanie

Potas obok azotu i fosforu należy do głównych składników pokarmowych warunkujących nie tylko prawidłowy wzrost i rozwój roślin, ale także wielkość i jakość ich plonu. Ilość potasu pobieranego przez rośliny zależy w większym stopniu od czynników środowiskowych, tj. zasobność podłoża i dostępność wody, niż czynników wynikających z samej rośliny, które odnoszą się do jej potrzeb pokarmowych. W związku z mnogością funkcji pełnionych przez potas w roślinach nawożenie tym pierwiastkiem ma duże znaczenie, szczególnie w aspekcie jego współdziałania z azotem jako głównym składnikiem plonotwórczym. Optymalne zaopatrzenie roślin w potas, zwłaszcza w fazach krytycznego zapotrzebowania, pozwala na realizację potencjału plonotwórczego roślin uprawnych.

Literatura

1. Amtmann A., Troufflard S., Armengaud P.: The effect of potassium nutrition on pest and disease resistance in plants. *Physiol. Plantarum*, 2008, **133**: 682-691.

2. Bergmann W.: Nutritional disorders of plants: development, visual and analytical diagnosis. Verlag Gustaw Fisher, Jena, 1992, 741 pp.
3. Britto D.T., Kronzucker H.J.: Mechanisms of potassium transport in plants. IFS Proceedings, York U.K., 2007, 605, 24 pp.
4. Cakmak I.: The role of potassium in alleviating detrimental effect of abiotic stresses in plants. J. Plant Nutr. Soil Sc., 2005, **168**: 521-530.
5. Cakmak I.: Role of potassium in alleviating abiotic stress. IFS Proceedings No 611, York U.K., 2007, 20 pp.
6. Diatta J.B. Geochemia potasu. W. Grzebisz: Pierwiastki w środowisku – Potas. J. Elem. 2004, Vol. **9/4** (Supplement): 17-26.
7. Epstein E., Bloom A.J.: Mineral nutrition of plants. Second edition. Sinauer Associates, Sunderland MA USA, 2005, 400 pp.
8. Fotyma M., Potas w agrosystemach. Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilization, 2011, **45**: 5-78.
9. Fotyma M., Kęsik K., Lipiński W., Filipiak W., Purchała L.: Testy glebowe jako podstawa doradztwa nawozowego. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2015, **42(16)**: 9-51.
10. Grzebisz W.: Potas w produkcji roślinnej. Międzynarodowy Instytut Potasowy, Bazylea, 2004, ss. 88.
11. Grzebisz W.: Nawożenie roślin uprawnych. Tom 1. Podstawy nawożenia, PWRiL, Poznań, 2008a, ss. 428.
12. Grzebisz W. Nawożenie roślin uprawnych. Tom 2. Nawozy i systemy nawożenia, PWRiL, Poznań, 2008b, ss. 378.
13. Grzebisz W., Barłóg P., Feć M.: The dynamics of nutrient uptake by sugar beet and its effect on dry matter and sugar yield. Bibliotheca Frag. Agron., 1998, **3(98)**: 242-249.
14. Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym: 2006/2007 – 2016/2017. GUS, 2007-2018.
15. Hodson M.J., Bryant J.A.: Functional biology of plants. Wiley-Blackwell, Oxford, 2012, ss. 336.
16. Kopcewicz J., Lewak S.: Fizjologia roślin. PWN, Warszawa. 2005, ss. 806.
17. Marschner P.: Marschner's mineral nutrition of higher plants, 3rd ed. Academic Press, London, U.K. 2012, ss. 651.
18. Mengel A., Kirkby E.A.: Principles of plant nutrition. 3ed. Edition. IPI, Bern, 1982.
19. Nowicka B., Kruk J.: Reaktywne formy tlenu w roślinach – więcej niż trucizna. Kosmos, 2013, **62(301)**: 583-596.
20. Premachandra, G.S., Saneoka H., Ogata S.: Cell membrane stability and leaf water relations as affected by potassium nutrition of water-stressed maize. J. Exp. Bot., 1991, **42**: 739-745
21. Wang M., Zheng Q., Shen Q., Guo S.: The critical role of potassium in plant stress response. Int. J. Mol. Sci., 2013, **14**: 7370-7390.
22. Wrońska M.: Cynk jako czynnik żywieniowy zwiększający efektywność nawożenia azotem kukurydzy uprawianej na ziarno. Maszynopis. AR Poznań, 2006, ss. 236.

Adres do korespondencji:

dr Damian Wach
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 836
e-mail: dwach@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Damian Wach	0000-0002-5857-5654

Anna Podleśna

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

SIARKA – WAŻNY MAKROSKŁADNIK POKARMOWY*

Słowa kluczowe: chlorofil, białko, fotosynteza, plon, odporność na stresy, nawozy

Wstęp

Siarka, obok azotu, fosforu i potasu, jest jednym z głównych składników pokarmowych niezbędnych dla normalnego wzrostu roślin. Jej nieznaczny niedobór często pozostaje niezauważony, ale niska zawartość w glebach prowadzi do wielorakich zmian w metabolizmie roślin uprawnych. Uwidaczniają się one zmianami w zabarwieniu roślin oraz deformacjami w rozwoju ich organów wegetatywnych i generatywnych, a w konsekwencji znacznym spadkiem plonowania.

Praca przedstawia podstawowe informacje odnośnie siarki jako ważnego składnika w żywieniu roślin, które zebrano na podstawie tematycznej literatury krajowej i zagraniczną. Jej celem było przedstawienie głównych funkcji fizjologicznych siarki w roślinie i symptomów jej niedoboru, a także roli tego składnika w kształtowaniu wysokości i jakości plonu oraz w ochronie przeciwko chorobom i szkodnikom. Przedstawiono także najważniejsze nawozy siarkowe i główne zasady ich stosowania.

Potrzeby pokarmowe roślin odnośnie siarki

W ujęciu ogólnym zapotrzebowanie roślin na siarkę jest definiowane jako „minimalna dawka siarki pobrana i wykorzystana przez rośliny, która jest wystarczająca do uzyskania maksymalnego plonu, jego jakości i kondycji tych roślin”, wyrażone w kg siarki w plonie zebranym z ha powierzchni uprawy (3). Jednak w świecie roślin uprawnych potrzeby pokarmowe względem siarki są zróżnicowane. Zależą one w pierwszym rzędzie od gatunku i fazy rozwojowej oraz wielkości wytwarzanego plonu. Zapotrzebowanie na siarkę wynika także z jej obecności w wielu substancjach

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

roślinnych, tj. białko, glukozytolany, glutation, ferredoksyna czy specyficzne olejki eteryczne (np. w cebuli i czosnku) produkowane przez te rośliny. Biorąc pod uwagę wymienione czynniki, przyjęto, że pod względem wymagań w stosunku do siarki rośliny uprawne dzielą się na 3 grupy (27):

- rośliny o bardzo dużym zapotrzebowaniu na siarkę, pobierające 40–80 kg S z hektara, tj. rzepak, kapusta, gorczyca, rzodkiew, rzepa, czosnek i cebula.
- rośliny o dużym zapotrzebowaniu na siarkę, pobierające 30–40 kg S z hektara, do których zalicza się rośliny bobowate, a zwłaszcza lucernę i koniczynę. Stosunkowo wysokie wymagania tych roślin w stosunku do siarki wynikają z symbiozy z bakteriami wiążącymi azot atmosferyczny oraz z produkcji dużych ilości białka. Do tej grupy roślin należy także kukurydza potrzebująca dużo siarki ze względu na tworzenie znacznej biomasy.
- rośliny o stosunkowo niewielkim zapotrzebowaniu na siarkę, pobierające 15–25 kg S z hektara, tj. trawy łąkowe i pastwiskowe, zboża oraz ziemniaki.

W praktyce rolniczej wielkość pobrania tego składnika jest jednak ściśle uzależniona od zawartości siarki siarczanowej w glebie, przebiegu pogody (temperatura i opady), odczynu gleb, nawożenia i obecności innych jonów w środowisku glebowym. Pobranie siarki przez rośliny w Polsce jest generalnie małe, co wynika z niższego, w porównaniu z krajami Europy Zachodniej, poziomu plonów. Stąd średnie i wysokie pobranie siarki stwierdza się w rejonach Polski charakteryzujących się wysokim poziomem kultury rolnej. Wielkość zapotrzebowania głównych roślin uprawnych w warunkach naszego kraju przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1

Jednostkowe pobranie siarki przez rośliny uprawne w kg S·t⁻¹·m.plonu

Roślina	kg S·t ⁻¹	Roślina	kg S·t ⁻¹
Rzepak	20,00	Owies	3,75
Kukurydza	5,00	Jęczmień	3,75
Pszenica	4,50	Siano łąkowe	3,00
Pszenżyto	4,50	Buraki cukrowe	0,80
Żyto	4,00	Ziemniaki	0,50

Źródło: Grzebisz i Przygocka-Cyna, 2003 (8)

Rola plonotwórcza siarki

Wpływ siarki na wzrost i rozwój roślin uprawnych oraz ich końcowy plon wynika z jej wielorakich i niemożliwych do zastąpienia funkcji fizjologicznych. Wszelkie najważniejsze procesy fizjologiczno-biochemiczne mogą prawidłowo przebiegać w rosnącej roślinie tylko w sytuacji jej optymalnego zaopatrzenia w siarkę (19). Jest to specyficzny składnik, ponieważ pełni on dodatkowo rolę budulcową (białka i fotosynteza), zapewnia roślinie sprawne oddychanie (glutation) i funkcjonowanie enzymów (związanych z metabolizmem azotowym, tj. reduktaza azotanowa i nitrogenaza) oraz właściwe cechy jakościowe (białko, tłuszcz, smak i zapach),

a dodatkowo pełni funkcję ochronną względem stresów biotycznych (choroby grzybowe i szkodniki) oraz abiotycznych (chłód, susza).

Rzepak ozimy najbardziej, spośród roślin uprawnych, reaguje na nawożenie siarką. Doświadczenia polowe prowadzone w ostatnich latach w Polsce i innych krajach Europy wykazują wzrost plonu nasion rzepaku pod wpływem zastosowanej siarki, odpowiednio o 0,15–2,7 t·ha⁻¹. Plon nasion wzrasta na ogół po zastosowaniu dawek niższych, w zakresie 30–40 kg S·ha⁻¹. Dawki wyższe ocenia się jako za wysokie i często w takich obiektach obserwuje się wręcz spadek plonu nasion. Korzystne działanie nawożenia siarką wykazali Malarz i in. (13), którzy uzyskali wzrost plonu nasion rzepaku aż do dawki 90 kg S·ha⁻¹ (tab. 2).

Tabela 2

Plony nasion i elementy struktury plonu rzepaku ozimego nawożonego siarką

Nawożenie S (kg·ha ⁻¹)	Plon nasion (t·ha ⁻¹)	Liczba		Masa nasion w łuszczyńce (mg)	Masa 1000 nasion (g)
		łuszczyń na roślinie	nasion w łuszczyńce		
0	3,92	116	21,5	115,7	5,28
30	4,14	116	21,9	119,5	5,14
60	4,25	130	22,6	125,8	5,30
90	4,46	129	22,6	123,3	5,25
NIR ($\alpha = 0,05$)	0,13	7	0,4	4,0	0,08

Źródło: Malarz i in., 2011a,b (13, 14), zmodyfikowane

Zboża także reagują na nawożenie siarką przyrostem plonu ziarna, chociaż należą do grupy roślin o najmniejszym zapotrzebowaniu na ten składnik, a badania wskazują na zróżnicowaną ich reakcję na stosowane nawozy siarkowe. W ciągu trwania doświadczeń (20) notowano wzrost plonu ziarna pszenicy ozimej od 0,13 do 0,49 t·ha⁻¹. Nieco wyższe przyrosty stwierdzono u pszenicy jarej i wynosiły one 0,30–0,43 t·ha⁻¹ (20). Przyrost plonu zbóż wynika głównie ze wzrostu liczby kłosów na jednostce powierzchni i wzrostu liczby nasion z kłosa lub lepszego wypełnienia ziarna. Reakcja roślin na nawożenie siarką jest z reguły bardziej widoczna w warunkach większego jej deficytu i wyższych dawek nawozów azotowych.

Burak cukrowy jest zaliczany do grupy roślin o dużym zapotrzebowaniu na siarkę, chociaż nie zawiera specyficznych związków bogatych w ten składnik (9). Jednak w krótkim czasie wytwarza dużą biomasę, przez co wymaga sprawnego i wydajnego przebiegu fotosyntezy, która warunkuje wzrost roślin przez dostarczenie roślinom dużej puli asymilatów oraz wpływa na gromadzenie cukru w korzeniach. To z kolei wymaga odpowiedniej zawartości chlorofilu w liściach, którego produkcja jest możliwa przy właściwym zaopatrzeniu rośliny w siarkę. W efekcie burak cukrowy potrzebuje odpowiedniej ilości siarki dla zabezpieczenia swoich wymagań produkcyjnych.

Doświadczenie prowadzone przez Potarzyckiego i Lewicką (24) wykazało dużą zmienność plonów korzeni buraka oraz cukru biologicznego i technologicznego

uzależnioną od warunków termiczno-wilgotnościowych w okresie dużego zapotrzebowania roślin na składniki pokarmowe. Badania polowe ww. autorów (21) prowadzone na glebie średniej, na którą corocznie stosowano obornik wykazały, że największym działaniem plonotwórczym charakteryzował się nawóz zawierający w swoim składzie 20 kg S·ha⁻¹, na którym przeciętny plon korzeni był o 8% wyższy w porównaniu z obiektem z nawozem niewnoszącym siarki mineralnej.

Rola siarki w kształtowaniu cech jakościowych płodów rolnych

Rzepak

Rzepak potrzebuje wysokiego nawożenia mineralnego, w tym dużych dawek azotu. Aby procesy biochemiczne przebiegały w roślinach prawidłowo, azot musi być w odpowiednim stosunku do siarki. Wiele badań potwierdza, że zastosowanie siarki w uprawie rzepaku na glebie z niedoborem tego składnika powodowało wzrost plonu nasion i/lub wzrost zawartości tłuszczu (22). Nawożenie siarką poprawia również wartość odżywczą oleju, zwiększając w nim udział niezbędnych nienasyconych kwasów tłuszczowych (NNKT). Jednakże dawki siarki nie mogą być zbyt wysokie i najczęściej dla uzyskania tych celów zaleca się dawkę 30–40, rzadziej 60 kg S·ha⁻¹.

Drugą ważną cechą jakościową nasion rzepaku jest zawartość białka, która na ogół wzrasta pod wpływem nawożenia siarką (tab. 3). W warunkach Polski obserwuje się wzrost tego parametru do dawki 60 kg S·ha⁻¹. Niedobór siarki powoduje pogorszenie jakości białka ze względu na niską zawartość aminokwasów siarkowych.

Tabela 3

Plon nasion i cechy jakościowe rzepaku ozimego w zależności od dawki siarki

Nawożenie S (kg·ha ⁻¹)	Plon nasion (t·ha ⁻¹)	Zawartość (%)		Wydajność (t·ha ⁻¹)	
		tłuszcz surowy	białko ogólne	tłuszcz surowy	Białko ogólne
0	3,92	43,8	20,7	1,49	0,706
30	4,14	43,9	20,7	1,57	0,747
60	4,25	43,6	21,0	1,59	0,773
90	4,46	43,6	20,9	1,68	0,808
NIR ($\alpha = 0,05$)	0,13	r.n.	r.n.	0,05	0,023

r.n. – różnice nieistotne

Źródło: Malarz i in., 2011a (13)

Ważnym elementem jakości nasion rzepaku jest odpowiednia zawartość glukozyolanów, które odpowiadają za specyficzny smak i zapach tych roślin oraz odgrywają ważną rolę w odporności rzepaku względem patogenów i są rezerwą siarki w roślinie. Niestety ich koncentracja w nasionach rzepaku wzrasta wraz ze wzrostem dawki siarki (tab. 4). Nie jest to zjawisko korzystne, ponieważ glukozyolany zaliczane są do tzw. związków antyżywniowych, co oznacza, że mają one negatywny wpływ na rozwój i ogólny stan zdrowia zwierząt gospodarskich. Znaczna część tych związków trafia do śruty rzepakowej i makuchów, które stosuje się jako wysokobiałkowe pasze

treściwe w chowie zwierząt. Za dopuszczalną normę glukozynolanów w paszach rzepakowych, stosowanych w żywieniu zwierząt, przyjęto poziom 15–20 $\mu\text{M} \cdot \text{g}^{-1}$ s.m.b.

Tabela 4
Zawartość glukozynolanów w nasionach rzepaku ozimego w zależności od nawożenia siarką

Nawożenie S ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	Zawartość ($\mu\text{M} \cdot \text{g}^{-1}$)		Suma	
	alkenowe	indolowe	($\mu\text{M} \cdot \text{g}^{-1}$)	(%)
0	12,1	4,1	16,2	100
30	12,7	4,5	17,2	106,2
60	14,1	4,6	18,7	115,4
90	14,6	4,1	18,7	115,4
NIR ($\alpha = 0,05$)	1,5	r.n.	1,7	-

r.n. – różnice nieistotne

Źródło: Malarz i in., 2011 (13)

Ziemniak

Doświadczenia Klikockiej (11) potwierdzają korzystne oddziaływanie siarki siarczanowej w uprawie ziemniaka zarówno w aspekcie wielkości, jak i jakości plonu bulw (tab. 5). Zastosowanie siarczanu wapnia zwiększało zawartość białka w bulwach ziemniaka i zmniejszało intensywność ich ciemnienia enzymatycznego. Siarka nawozowa powoduje także wzrost zawartości w bulwach makro- i mikroelementów a także zawartości karotenu, witaminy C i skrobi. Obniża natomiast zawartość cukrów redukujących, tj. glukozy i fruktozy, co poprawia jakość ziemniaków przeznaczonych na frytki i chipsy. Wysoka zawartość tych cukrów jest przyczyną ciemnienia wyrobów i powoduje ich gorzki smak. Nawożenie siarką oddziałuje na jakość ziemniaka również w sposób pośredni, chociażby przez zwiększenie zawartości innych składników pokarmowych w bulwach, w tym także potasu. Jak wiadomo, wyższa zawartość potasu poprawia ich wartość żywieniową, a także przeciwdziała ciemnieniu bulw i wpływa na lepsze ich przechowywanie.

Tabela 5

Wpływ siarki na plon i jakość bulw ziemniaka

Dawka i forma siarki ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	Plon bulw ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)	Parametr jakościowy (%)		
		sucha masa	zawartość białka	zawartość skrobi
0	22,6	22,7	8,41	14,6
25 – SO_4	25,1	22,4	8,92	14,7
25 – S	23,2	22,1	9,06	15,0
50 – SO_4	24,0	21,5	8,86	14,8
50 – S	24,4	21,5	9,92	14,8
NIR ($P < 0,05$)	1,19	0,22	0,33	0,13

Źródło: Klikocka, 2004 (11), zmodyfikowane

Burak cukrowy

Zdaniem Potarzyckiego i Lewickiej (24) azot α -aminowy (tzw. azot szkodliwy) oraz zawartość K i Na są określane mianem melasotworów, których obecność w miazdze korzeniowej utrudnia odzyskanie cukru (tab. 6). Korzystne

działanie nawozów siarkowych w uprawie buraka polega na obniżaniu w korzeniach zawartości potasu, sodu i azotu α -aminowego, którego wysoka koncentracja powoduje zmniejszenie nie tylko ekstrakcji cukru, ale także klarowności soku. Nawożenie siarką jest niezbędne dla utrzymania wspomnianych parametrów jakościowych poprzez poprawę stosunku N:S, zwłaszcza w warunkach wysokich dawek azotu. Z badań wynika, że krytyczny stosunek N:S warunkujący uzyskanie dużego plonu buraka o dobrej jakości wynosi 11:1 (29).

Tabela 6

Wpływ dawek siarki na plon i cechy jakościowe buraka cukrowego

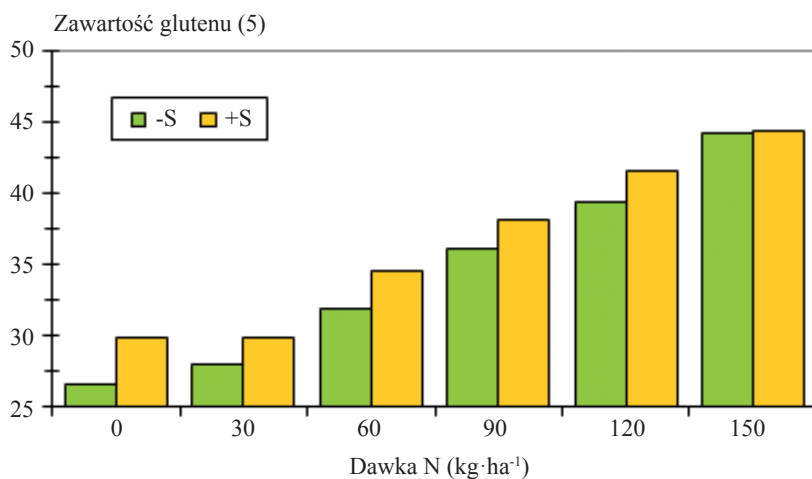
Wyszczególnienie	Dawka nawożenia siarką (mg·wazon ⁻¹)				
	0	10	50	200	2000
N/S w młodych liściach	57,3d*	57,7d	33,6c	18,1b	11,3a
Plon korzeni (g/roślinę)	75,0c	115,7c	286,0b	400,7a	367,3a,b
Zawartość sacharozy (%)	12,9c	14,0b	15,0a,b	15,5a	15,3a
Zawartość potasu (mmol kg ⁻¹ korzeni)	98,1a	95,1a	60,9b	39,6d	48,6c
Zawartość sodu (kg ⁻¹ korzeni)	6,5a	6,5a	5,2bb	1,4c	1,6c
Zawartość N α -aminowego (%)	66,0a	60,5a	38,1	24,0b	26,6b
Straty cukru (%)	3,3a	4,2a	2,2b	1,6c	1,7c
Plon cukru (g/roślinę)	7,3c	12,0c	34,4b	53,6a	48,4a

*wartości w wersach oznaczone tymi samymi literami nie różnią się istotnie

Źródło: Hoffmann i in., 2004 (9)

Pszenica

Nawożenie siarką wpływa na wiele elementów jakości technologicznej ziarna pszenicy. W efekcie stosowania siarki obserwuje się na ogół zwiększoną zawartość białka i glutenu, które są uznawane za podstawowe wskaźniki jakościowe tego zboża (20, 21). Zmianom tych cech towarzyszy często poprawa biologicznej jakości białek poprzez wzrost wartości indeksu glutenu. Składniki glutenu są ze sobą połączone różnymi wiązaniami, wśród których ważną rolę odgrywiają wiązania disulfidowe. Dzięki takiej budowie gluten tworzy zwartą sieć, która stanowi podstawę struktury ciasta. Przyjmuje się, że wiele ważnych cech ciasta, tj. elastyczność i odporność na rozciąganie jest związanych z zawartością składników siarkowych we frakcjach glutenu (np. aminokwasy siarkowe), ponieważ są one odpowiedzialne za połączenia między molekułami. Korzystne oddziaływanie siarki jest w tym przypadku związane z tworzeniem dwusiarczkowych mostków. Stwierdza się także istotny wpływ siarki na obniżenie zawartości popiołu oraz wzrost wartości celności i wyrównania, co znacznie poprawia wartość przemiałową ziarna. Pod wpływem siarki nawozowej często poprawiają się cechy chemiczne mąki, tj. zawartość białka, glutenu i rozplywalność glutenu, a także niektóre cechy reologiczne ciasta pszennego (rys. 1). Deficyt siarki w uprawie pszenicy uwidacznia się jako pogorszenie cech pieczywa bowiem obniżeniu ulega zarówno objętość bochenka, jak i stosunek jego wysokości do szerokości. Stąd objętość bochenków wyprodukowanych z pszenicy nawożonej tylko azotem była od 24 do 34% mniejsza niż upieczonych z ziarna pszenicy nawożonej azotem i siarką (21).



Rys. 1. Wpływ siarki i azotu na zawartość glutenu w ziarnie pszenicy ozimej

Źródło: Podleśna i in., 2003 (21)

Jęczmień

Zalecenia dotyczące jęczmienia browarnego zawarte w Polskiej Normie (23) określają, że ziarno technologiczne powinno zawierać 9,5–11,5% białka. Aby nie przekroczyć tych wartości, należy stosować niższe dawki azotu, które powinny być w największym stopniu wykorzystane do produkcji ziarna. Badania Eriksena i in. (4) wykazały, że jeśli nawożenie jęczmienia azotem jest zbilansowane przez dodatek siarki, wówczas nawet mniejsza dawka N jest wystarczająca do produkcji ziarna o pożądanych właściwościach. Odpowiednie zaopatrzenie jęczmienia w siarkę powoduje obniżenie stosunku N:S, wzrost koncentracji aminokwasów siarkowych (metioniny i cysteiny) oraz zmiany proporcji grup hordein (białek typowych dla ziarna jęczmienia), co wpływa na produkcję białka o dobrych parametrach technologicznych (2).

W badaniach Barczak (1) dawka siarki silnie oddziaływała na zawartość azotu ogólnego i białkowego w ziarnie jęczmienia jarego. Udział azotu białkowego w jego zawartości ogólnej w ziarnie jęczmienia wynosił 88,6%, co wskazuje na wydajną syntezę białka roślinnego. Jest to ważny wskaźnik, zwłaszcza w przypadku rośliny pastewnej, potwierdzający jednocześnie ważną rolę siarki w metabolizmie azotu. Dawka siarki wywierała także największy, spośród badanych czynników, wpływ na skład aminokwasowy, w tym na 22,2% wzrost metioniny przy dawce 40 kg S·ha⁻¹ i skład frakcyjny białka ziarna jęczmienia. Jej zastosowanie spowodowało zwiększenie się zawartości N-globulin, co wynika prawdopodobnie z faktu, iż frakcja ta w ziarnie zbóż wyróżnia się wyjątkowo dużą liczbą grup hydrosulfidowych (-SH) i disulfidowych (-S-S-). Rozszerzone badania z udziałem zwierząt laboratoryjnych wykazywały na ogół wyższe w porównaniu z obiektem kontrolnym wartości takich wskaźników, jak strawność rzeczywista (TD), wartość biologiczna (BV) i wykorzystanie białka netto (NPU), co dowodzi ważnej roli siarki w utrzymaniu dodatniego bilansu azotowego tych zwierząt.

Rośliny bobowate

U tej grupy roślin siarka spełnia podwójną rolę: 1) jest niezbędna do procesów symbiotycznego wiązania azotu i 2) do syntezy białka. Przy niedostatku siarki produkowane jest białko mniej wartościowe, czyli zawierające mniejszą ilość aminokwasów egzogennych. Rośliny tworzą wówczas mniej metioniny, która staje się podstawowym aminokwasem limitującym jakość nasion tych roślin. Mają one też mniej cysteiny, która jest uważana za niezbędny składnik diety człowieka i paszy dla zwierząt. Również proces wiązania N_2 przez rośliny bobowate jest wysoce wrażliwy na niedobór siarki. Rośliny deficytowe w siarkę wytwarzają mniejsze i mniej liczne brodawki korzeniowe, co ma wpływ na efektywność wiązania N_2 i syntezę białka (5). Siarka jest niezbędna także do funkcjonowania białka ferredoksyny i enzymu nitrogeazy, które zawierają klastery metalosiarkowe: żelazo-siarkowy i molibdeno-żelazo-siarkowy, a które odgrywają kluczową rolę w procesie wiązania azotu atmosferycznego (12). Zależność między odpowiednim zaopatrzeniem w siarkę a zwiększeniem zawartości białka w częściach nadziemnych i nasionach bobu oraz peluszki została stwierdzona już w latach 70. XX w. (6). Również Barczak (1) wykazała, że siarka była czynnikiem, który istotnie determinował zawartość azotu ogólnego i azotu białkowego w nasionach łubinu oraz ziarnie jęczmienia. Najwyższe przyrosty obu form azotu stwierdzono pod wpływem dawki 4–60 kg S·ha⁻¹. Zastosowanie siarki w już najniższej dawce 20 kg·ha⁻¹ powodowało wzrost wartości wskaźnika aminokwasów egzogennych (EAAI) określanego jako ważne kryterium wartości odżywczej białka.

Rola siarki w adaptacji roślin do stresowych warunków środowiska

Rośliny optymalnie zaopatrzone w siarkę odznaczają się również większą odpornością na stresy biotyczne, tj. występowanie chorób i szkodników oraz abiotyczne, czyli na suszę, wysoką temperaturę czy chłód. Barczak (1) prowadziła kilkuletnie badania nad wpływem siarki na plonowanie i cechy jakościowe jęczmienia, łubinu i gorczyca. Wykazała w nich, że pozytywna reakcja plonu badanych gatunków na nawożenie tym składnikiem była wyraźnie silniejsza w latach suchych. Siarka ma również istotny wpływ na tworzenie naturalnej odporności roślin przeciwko patogenom, a przede wszystkim na ograniczanie rozwoju niektórych chorób grzybowych. W przypadku roślin z rodziny krzyżowych, tj. rzepak, gorczyca czy kapusta ochronne działanie siarki tłumaczy się jej obecnością w glukozytolanach, czyli tzw. metabolitach wtórnych. Stwierdzono m.in., że produkty rozpadu glukozytolanów hamowały wzrost grzybów wywołujących suchą zgniliznę kapustnych (*Phoma lingam*) i zgniliznę twardzikową (*Sclerotinia sclerotiorum*). W ocenie Jędrzycki i in. (10) są one efektywne także przeciwko mączniakowi rzekomemu kapustnych (*Peronospora parasitica*) i czerni krzyżowych (*Alternaria* spp.) (tab. 7). W reakcjach obronnych roślin ważną rolę odgrywa również glutation, który zawiera jony siarki. Biochemiczne funkcje glutationu w zainfekowanych roślinach polegają na produkcji

ligniny (wzmocnienie ścian komórkowych) i fitoaleksyn, które są syntetyzowane dopiero po ataku choroby, w komórkach usytuowanych blisko miejsca infekcji. Jednakże wymienione substancje nie blokują całkowicie choroby, mogą natomiast znacznie ograniczyć jej rozmiar.

Tabela 7

Porażenie rzepaku ozimego przez patogeny grzybowe (%)

Dawka siarki (kg·ha ⁻¹)	<i>Leptosphaeria maculans</i>	<i>Alternaria spp.</i> na łuszczynach	<i>Pyrenopeziza brassicae</i>	<i>Erysiphe cruciferarum</i>
SD Baborówko				
0	13,0a*	19,3a	58,0a	73,7a
60	10,7a	21,7b	50,3b	70,0a
RZD Grabów				
0	11,8a	42,7a	-	72,3a
60	15,3b	29,7b	-	62,0b

*wartości w kolumnach oznaczone tymi samymi literami nie różnią się istotnie

Źródło: Jędrzycka i in., 2002 (10), zmodyfikowane

Objawy deficytu siarki na plantacjach roślin uprawnych

Wizualne objawy niedoboru danego pierwiastka mogą być bardzo skutecznym narzędziem diagnostycznym dla określenia stanu zaopatrzenia rośliny w składnik pokarmowy. Pierwszym zauważalnym objawem deficytu siarki są przejaśnienia na najmłodszych liściach w przeciwieństwie do niedoboru azotu (N), który objawia się przejaśnieniem na liściach starszych. Azot, odwrotnie do siarki, jest składnikiem bardzo ruchliwym w roślinie i podlega przemieszczaniu z liści starszych do młodych, i te starsze stają się żółte. Żółknięcie i jasne przejaśnienia na liściach wynikają z tego, że deficyt siarki powoduje rozpad chlorofilu. Występuje wówczas także zahamowanie wzrostu roślin w wyniku skrócenia międzywęźli.

Rzepak i rośliny z rodziny krzyżowych

Największe wymagania żywieniowe względem siarki ma rzepak oraz inne rośliny z rodziny krzyżowych, i na nich najczęściej spotyka się objawy jej niedoboru. Głównym objawem deficytu siarki u tej grupy roślin jest chloroza zaczynająca się od brzegowych części liści, chociaż tkanka wokół nerwów pozostaje zielona. Powstaje wówczas tzw. marmurkowatość w powiązaniu z łyzeczkowanym wygięciem blaszki górnych liści na lodydze. Liście stają się sztywne i łatwo ulegają złamaniu. Deformacja ta jest wynikiem napięć w tkance liści roślin z niedoborami siarki. Na te zniekształcenia są narażone najbardziej liście, które osiągnęły około 50% swojej końcowej masy. Deficyt siarki powoduje także pojawienie się antocyjanowego zabarwienia na dolnej stronie liści, które jest często obserwowane na plantacjach już wczesną wiosną, po podaniu nawozów azotowych (fot. 1).

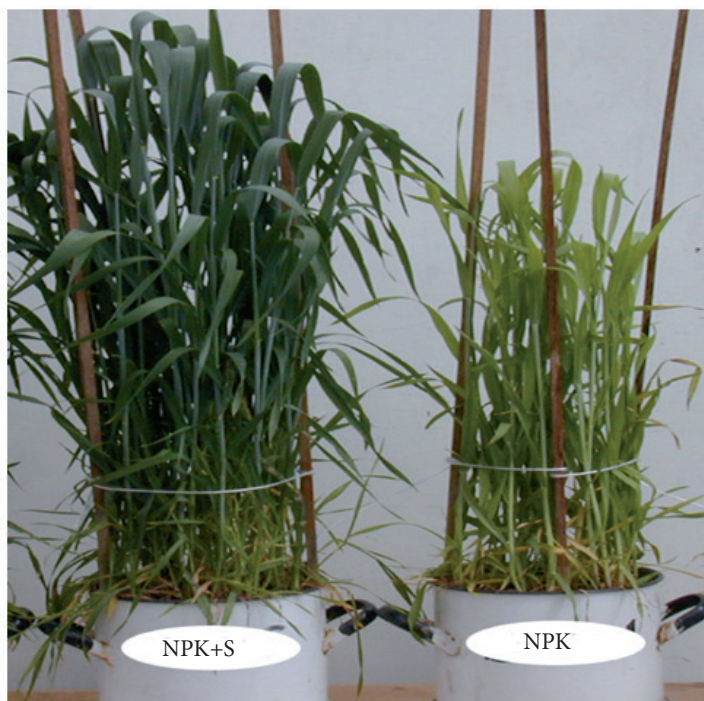


Fot. 1. Charakterystyczne objawy silnego niedoboru siarki w uprawie rzepaku ozimego
Źródło: Podleśna, 2003 (16)

Jeśli niedobór siarki jest znaczny i pojawił się wcześniej, może dojść do deformacji i zaniku żółtego barwnika płatków korony kwiatu. Zmienione płatki są jasnożółte, o mniejszej powierzchni i jajowatym kształcie, przez co stają się mniej atrakcyjne dla pszczoł. W przypadku silnego deficytu, kwiaty rzepaku opadają zaraz po otwarciu. W wyniku tych zmian zmniejsza się zarówno liczba, jak i rozmiar łuszczyń, które są jasnozielone z antocyjanowym przebarwieniem i charakterystycznym wygięciem. Zawierają tylko 1–5 nasion, co daje mały plon w porównaniu z 15–20 nasionami wytwarzanymi w łuszczyńce rzepaku optymalnie zaopatrzonego w siarkę.

Zboża

Deficyt siarki u roślin zbożowych można rozpoznać po chlorozie międzynaczyniowej młodych, w pełni rozwiniętych liści. Obserwuje się wówczas przebarwienia w postaci jasnozielonych pasków, które biegną równolegle wzdłuż nerwów. Młode liście zbóż z niedoborem siarki są żółtozielone oraz węższe i krótsze w porównaniu z prawidłowo odżywionymi tym składnikiem (fot. 2). Charakterystycznym objawem deficytu S jest także sztywność liści. Generalnie, symptomy niedoboru siarki objawiają się na liściach najmłodszych, ale w przypadku silnego niedoboru objawy dotyczą całych roślin.



Fot. 2. Objawy silnego deficytu siarki w roślinach pszenicy

Źródło: Podleśna, 2011 (18)

Kukurydza

Symptomy deficytu siarki w uprawie kukurydzy objawiają się żółknięciem najmłodszych liści. Kiedy rośliny są małe, łagodne objawy niedoboru S są obserwowane jako tzw. chloroza międzyżyłkowa pojawiających się nowych liści. Wraz z rozwojem roślin stają się bardziej wyraźne i całe liście przybierają żółte zabarwienie, z wyraźnie zieleńszymi nerwami. Typowe objawy niedoboru siarki nie pojawiają się równo na polu, ale raczej jako plamy czy pasy wzdłuż pola. Powszechnie symptomy te obserwuje się na roślinach rosnących na obniżeniach, w miejscach gdzie pokrywa z resztek poźniwnych jest grubsza lub gdzie siew był płytszy.

Rośliny okopowe

Ziemniak także reaguje na niedobory siarki w glebie. Przede wszystkim obserwuje się wówczas chlorozę liści młodszych, która rozchodzi się od końcowych części liści i wyraźnie zaznacza się zielona tkanka wokół nerwów liści. Zmienia się pokrój roślin, które nie wydłużają łodyg, co prowadzi do karłowatości (11).

Rośliny buraka cukrowego wykazują objawy deficytu siarki jako wyraźne żółknięcie liści, często włącznie z nerwami (24).

Diagnostyka zaopatrzenia roślin uprawnych w siarkę

Z uwagi na to, że deficyt siarki jest niekorzystny dla wzrostu i rozwoju roślin, a często ma charakter ukryty, zaleca się aby w czasie wegetacji wykonać analizy zawartości tego pierwiastka w tzw. wskaźnikowych częściach roślin (tab. 8). Ponieważ siarka jest powiązana metabolicznie z azotem, analizy te służą do oceny stanu zaopatrzenia roślin w te dwa składniki, opierając się na zawartościach optymalnych wyznaczonych dla poszczególnych gatunków roślin. Wartości niższe od zawartości optymalnych wskazują na konieczność uzupełnienia deficytu siarki w czasie wegetacji roślin w formie zabiegu dokarmiania dolistnego.

Tabela 8

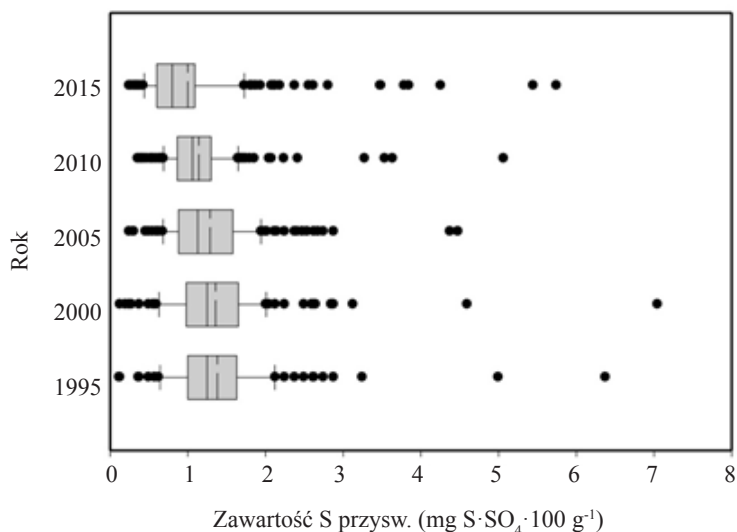
Optymalne zawartości siarki i azotu w organach wskaźnikowych wybranych roślin

Roślina	Faza pobierania próbki	Optymalna zawartość (%)		
		N	S	N/S
Rzepak ozimy	przed kwitnieniem, młode liście z górnej części łodygi	4,8	0,55–0,65	8,7–7,4
Pszemica ozima	całe rośliny tuż przed kwitnieniem	1,6	0,18–0,30	8,9–5,3
Burak cukrowy	środkowe, w pełni rozwinięte liście, początek lipca	4,7	0,4	11,8
Trawy	pełen odrost w dojrzałości do koszenia lub spasanania	2,4	0,3	8,0

Źródło: Grzebisz, 1997 (7)

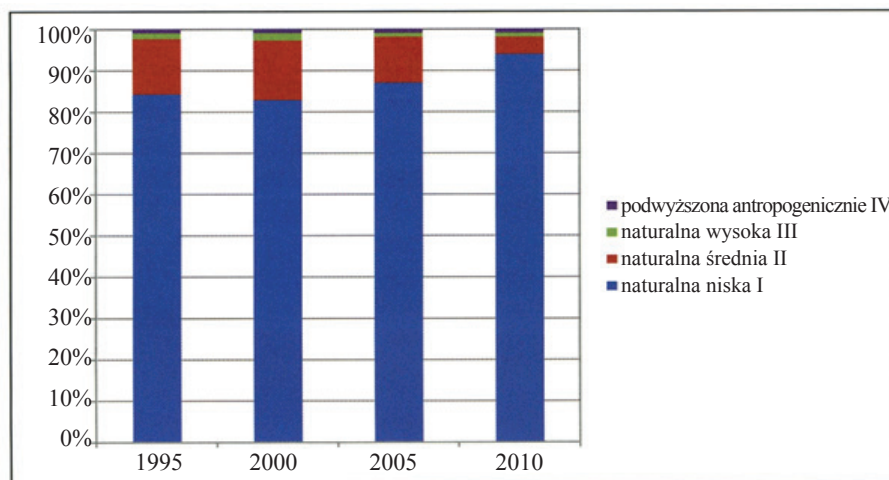
Aktualne zaopatrzenie gleb w siarkę i jej niedobory

Najnowsze opublikowane badania prowadzone w IUNG-PIB w Puławach (25) potwierdzają, że w 198 punktach monitoringowych, tj. w 91,7% wszystkich profili pobranych z gleb użytkowanych rolniczo w Polsce, stwierdzono niską zawartość siarki siarczanowej, czyli siarki przyswajalnej dla roślin (rys. 2). Autorzy opracowania podkreślają systematyczny spadek przeciętnej zawartości siarki na przestrzeni lat prowadzonego monitoringu, z 1,38 do 1,00 mg S-SO₄ · 100 g⁻¹, odpowiednio w latach 1995 i 2015. Jedynie w 2 próbkach poziom tej formy siarki mieścił się w zakresie zawartości określanej jako antropogenicznie podwyższona (IV). Także udział profili gleb o zawartości siarki w klasie „naturalnie niska I” wzrasta wraz z każdym kolejnym badaniem (rys. 3). Przedstawione wyniki wskazują, że stan zaopatrzenia gleb Polski w siarkę przyswajalną pogarsza się i może skutkować jej deficytem dla gatunków roślin uprawnych wrażliwych na niedobory tego składnika.



linia przerywana – średnia, linia ciągła – mediana, prostokąt – dolny i górny kwartył, linie pionowe na zewnątrz prostokątów – 10 i 90 percentyl, kropki – wartości odstające (poniżej 10 i powyżej 90 percentyla)

Rys. 2. Rozkład zawartości przyswajalnej siarki w glebach Polski w kolejnych latach badań
Źródło: Siebielec i in., 2017 (25)



Rys. 3. Udział profili w poszczególnych stopniach zawartości siarki przyswajalnej (S-SO₄) dla roślin
Źródło: Siebielec i in., 2012 (26)

Nawozy siarkowe

Ze względu na przeważający w kraju udział gleb o niskiej zasobności w siarkę dostępną dla roślin i ciągły jej wywóz z pól uprawnych wraz z plonami, zagrożenie deficytem (25, 26), a nawet wyliczony niedobór tego składnika (28) staje się coraz bardziej powszechny w rolnictwie polskim. Źródłem siarki dla roślin są nawozy naturalne oraz glebowa materia organiczna, co wiąże się z uprawą roślin pozostawiających dużo resztek poźniwnych. Jednak zawartość siarki w wymienionych źródłach jest niska, a jej udostępnienie roślinom wymaga odpowiednich warunków termiczno-wilgotnościowych i czasu. W celu sprawnego i efektywnego uzupełnienia niedoborów siarki w glebach uprawnych oraz zwiększenia jej dostępności dla roślin zaleca się stosowanie nawozów mineralnych. Stanowią one główne źródło tego pierwiastka, którym rolnik powinien sterować w zależności od potrzebnej dawki, formy, terminu oraz sposobu aplikacji. W uprawie roślin ozimych, wieloletnich lub traw można stosować siarkę o wolniejszym działaniu. Natomiast spotykane niedobory, i potrzeby roślin uprawnych, muszą być uzupełniane większą dawką, szybko działającej formy siarczanowej. Do najważniejszych nawozów siarkowych należy zaliczyć (15, 18):

- siarczan amonu – $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, od lat uważany za dobre źródło azotu i siarki. To typowy nawóz przedsiewny o dłuższym i powolniejszym działaniu. Ze względu na zakwaszający wpływ na środowisko glebowe jest szczególnie polecany do stosowania w warunkach uregulowanego lub wysokiego odczynu gleby;
- superfosfat prosty – $[\text{CaSO}_4 \text{ Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2]$, oprócz 32% siarki (SO_3) zawiera 19% P_2O_5 i 20% CaO rozpuszczalnych w wodzie. Jest to typowy nawóz przedsiewny dedykowany pod wszystkie rośliny uprawne;
- siarczan potasu – K_2SO_4 – jest źródłem łatwo przyswajalnych form potasu i siarki. Ponieważ zawiera 18% S przyswajalnej, zwykle zaleca się jego stosowanie pod rośliny wymagające wyższych dawek tego składnika. Jest przeznaczony do nawożenia zarówno podstawowego, jak i pogłównego. Jednak ze względu na dużą rozpuszczalność w wodzie i możliwość strat siarki przez wypłukiwanie powinien być stosowany wczesną wiosną;
- siarczan magnezu (kizeryt) – $\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ zawiera siarkę i magnez w formie bezpośrednio pobieranej przez rośliny. Może być stosowany na glebę lub w formie płynnej (w formie tzw. dokarmiania dolistnego);
- sól Epsom – $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – jest stosowana do dolistnego dokarmiania roślin siarką w czasie wegetacji;
- siarczan wapnia (gips) – $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ – jest to nawóz o małej rozpuszczalności w wodzie i powolnym udostępnianiu siarki roślinom. Zaleca się, aby gips przed użyciem rozdrobnić, co powoduje zwiększenie jego rozpuszczalności i wzrost efektywności nawozowej;

- siarka elementarna nie jest bezpośrednio pobierana przez rośliny. Aby mogła działać efektywnie jako nawóz siarkowy musi ulec przemianom (utlenieniu) do siarczanów, która jest możliwa dzięki bakteriom z rodzaju *Thiobacillus* oraz niektórym grzybom. Proces utleniania tej formy siarki zależy od: właściwości fizycznych nawozów, tj. stopień ich rozdrobnienia, właściwości chemicznych gleby, czyli jej odczynu (preferują kwaśny) oraz warunków pogodowych, tj. wilgotności gleby i temperatury, które w całym kompleksie wpływają na obecność w glebie i efektywność działania bakterii siarkowych;
- nawozy wieloskładnikowe, w których zawartość siarki wynosi na ogół kilka procent.

Ponieważ siarka jest pobierana z roztworu glebowego przez korzenie roślin w formie siarczanów (anion SO_4^{2-}) zatem najszybciej działają nawozy, które mają tę formę składnika. Także jon $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ obecny w nawozach tiosiarczanowych (jak np. w tiosiarczanie amonu czy tiosiarczanie potasu) utlenia się szybko do siarczanu i jest prawie natychmiast gotowy do pobrania przez rośliny (15, 18). Z tego względu nawozy siarczanowe powinny być stosowane w praktyce rolniczej w niedalekiej odległości czasowej od okresu największego zapotrzebowania roślin, a ich dostępność ma sprostać wymaganiom żywieniowym uprawianych roślin. Jednakże należy pamiętać, iż efektywność tego typu nawozów maleje wraz ze wzrostem czasu, jaki upływa od ich wysiewu do pobrania. Wiąże się to z faktem, iż anion siarczanowy nie jest wiązany przez kompleks sorpcyjny gleby, co skutkuje możliwością strat tych jonów, obecnych przez dłuższy czas w glebie, poprzez wymycie do wód glebowych. Wielkość strat siarki siarczanowej zależy od jej puli pozostającej w glebie i częstości oraz nasilenia opadów, wilgotności gleby. W tym przypadku należy uwzględnić tzw. okresy krytyczne, czyli okresy największego zapotrzebowania na siarkę, kiedy rośliny muszą być bezwarunkowo zaopatrzone w ten składnik. Zwiększy to jej wykorzystanie przez rośliny i zmniejszy straty. Z kolei siarka elementarna może dostarczyć dostępnych siarczanów w wydłużonych okresach czasu, ponieważ jej stopniowa przemiana do siarczanów może zmniejszyć straty (18). Jednakże od momentu, kiedy siarka elementarna ulegnie przemianom do siarczanu staje się podatna na wymywanie podobnie jak siarczany pochodzące z siarczanu amonu.

Podsumowanie

Zbilansowane nawożenie roślin uprawnych, uwzględniające siarkę, wpływa na utrzymanie prawidłowego metabolizmu, co warunkuje uzyskanie odpowiednio wysokich plonów, jak też korzystnie oddziałuje na ich jakość. Pojawiające się na plantacjach niedobry siarki wskazują, że składnik ten powinien być traktowany jako czynnik ograniczający realizację celów produkcyjnych. Aby zapobiec tej sytuacji, należy uwzględnić siarkę w planach nawożenia, opierając się na znajomości jej

zawartości w glebach, potrzeb roślin uprawnych oraz przemian tego składnika w glebach i wielkości jego strat. Ważne jest także uzależnienie dawki siarki od innych składników pokarmowych, a zwłaszcza od dawki azotu.

Literatura

1. Barczak B.: Siarka jako czynnik pokarmowy kształtujący wielkość i jakość plonów wybranych roślin uprawnych. Rozprawy **144**, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy w Bydgoszczy, 2010.
2. Castle S.L., Randal P.J.: Effect of sulfur deficiency on the synthesis and accumulation of proteins in the developing wheat seed. *Aust. J. Plant Physiol.*, 1987, **14**: 503-516.
3. De Kok L.J., Castro A., Durenkamp M., Stuiver C.E.E., Westerman S., Yang L., Stulen I.: Sulphur in plant physiology. Proceedings No 500, The International Fertiliser Society, York, UK, 2002, pp.1-26.
4. Eriksen J., Nielsen M., Mortensen J.V., Schjorring J.J.: Redistribution of sulphur during generative growth of barley plants with different Sulphur and nitrogen status. *Plant Soil*, 2001, **230**: 239-246.
5. Ganeshamurthy A.N., Reddy K.S.: Effect of integrated use of farmyard manure and sulphur in a soybean and wheat cropping system on nodulation, dry matter production and chlorophyll content of soybean on swell-shrink soils in central India. *J. Agron. Crop Sci.*, 2000, **185**: 91-97.
6. Goźliński H.: Działanie nawozowe siarki (SO_4^{2-}) przy różnych poziomach nawożenia azotem. Cz. II. Badania nad peluszką, bobem, koniczyną, gorczycą i ziemniakami. *Rocz. Nauk Rol., A*, **97(1)**: 95-112.
7. Grzebisz W.: Czy nawożenie siarką jest już konieczne?. *Top Agrar Polska*, 1997, **1**: 20-23.
8. Grzebisz W., Przygócka-Cyna K.: Aktualne problemy gospodarowania siarką w rolnictwie polskim. *Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilization*, 2003, **4(17)**: 64-77.
9. Hoffmann Ch., Stockfisch N., Koch H.J.: Influence of sulphur supply on yield and quality of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) – determination of a threshold value. *Eur. J. Agron.*, 2004, **21**: 69-80.
10. Jędrzycka M., Podleśna A., Lewartowska E.: Wpływ nawożenia azotem i siarką na zdrowotność roślin rzepaku ozimego. *Pam. Puł.* 2002, **130**: 329-337.
11. Klikocka H.: Nawożenie ziemniaka siarką. *Fragm. Agron.*, 2004, **3(83)**: 80-94.
12. Kopcewicz J., Lewak S.: *Fizjologia roślin*. PWN, 2005 Warszawa.
13. Malarz W., Kozak M., Kotecki A.: Wpływ nawożenia siarką na wysokość i jakość plonu nasion odmian rzepaku ozimego. *Zesz. Nauk. UR we Wrocławiu*, 2011, **581**: 107-116.
14. Malarz W., Kozak M., Kotecki A.: Wpływ nawożenia siarką na rozwój i cechy morfologiczne odmian rzepaku ozimego. *Zesz. Nauk. UR we Wrocławiu*, 2011, **581**: 117-126.
15. Pedersen C.A., Knudsen L., Schnug E.: Sulphur fertilization. W: *Sulphur in Agroecosystems*, E. Schnug (Red.), Kluwer Academic Publishing, 1998: 115-134.
16. Podleśna A.: Nawożenie siarką – nowy problem w rolnictwie. *Więś Jutra*, 2003, **10**: 16-18.
17. Podleśna A.: Nawożenie siarką jako czynnik kształtujący metabolizm roślin uprawnych i jakość plodów rolnych. *Pam. Puł.*, 2005, **139**: 161-174.
18. Podleśna A.: Nawozy siarkowe. Gips czy kizeryt? *Rol. Dzierz.*, 2011, **2(167)**: 82-84.
19. Podleśna A.: Studia nad rolą siarki w kształtowaniu gospodarki mineralnej oraz wielkości i jakości plonu wybranych roślin uprawnych. *Monografie i Rozprawy Naukowe*, 2013, **37**: 1-141.
20. Podleśna A., Cacak-Pietrzak G.: Kształtowanie plonu oraz parametrów przemiałowych i wypiekowych pszenicy jarej poprzez nawożenie azotem i siarką. *Pam. Puł.*, 2006, **142**: 381-392.
21. Podleśna A., Cacak-Pietrzak G., Sowiński M.: Reakcja pszenicy ozimej na nawożenie siarką w doświadczeniu polowym. *Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilization*, 2003, **4(17)**: 169-179.
22. Podleśna A., Strobel W.: Wpływ nawożenia siarką i azotem na zawartość tłuszczu i białka w nasionach rzepaku ozimego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 2009, **542**: 373-379.
23. Polska Norma: Słód browarniany, 1997, PN-A-79082.

-
24. Potarzycki J., Lewicka L.: Efektywność plonotwórcza nawozów wieloskładnikowych w uprawie buraka cukrowego. *Biuletyn IHAR*, 2002, **222**: 111-118.
 25. Siebielec G., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A., Kowalik M., Kaczyński R., Koza P., Ukalska-Jaruga A., Łysiak M., Wójtowicz M., Poręba L., Chabros E.: Zawartość siarki ogólnej i jej przyswajalnych form. W: Raport z III etapu realizacji zamówienia „Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce w latach 2015–2017”. IUNG-PIB w Puławach, 2017: 51-32.
 26. Siebielec G., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska B., Terelak H., Koza P., Łysiak M., Gałązka R., Pecio M., Miturski T., Hryńczak B.: Zawartość siarki ogólnej i jej przyswajalnych form. W: Monitoring chemizmu gleb ornych w latach 2010-2012. Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2012: 54-57.
 27. Siuta J., Rejman-Czaikowska M.: Siarka w biosferze. *PWRiL*, 1980, ss. 393.
 28. Szulc W.: Potrzeby nawożenia roślin uprawnych siarką oraz metody ich wyznaczania. *Rozprawy Naukowe i Monografie*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 2008, **332**.
 29. Thomas S., Bilsborrow P., Hocking T., Bennett J.: Sulfur deficiency in sugar beet (*Beta vulgaris*). *Laudbauforschung Volkenrode Soderheft*, 2000, **218**: 97-100.
-

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Anna Podleśna
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 831, 835
e-mail: ap@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Anna Podleśna	0000-0001-5652-8881

Dorota Pikula

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

MATERIA ORGANICZNA ISTOTNYM ELEMENTEM ŻYZNOŚCI GLEB*

Słowa kluczowe: próchnica, płodozmian, struktura gruzelkowata, organizmy glebowe, odczyn gleby

Wstęp

Żyzność gleby to zdolność do zaspokajania potrzeb roślin poprzez dostarczanie wody, powietrza i składników pokarmowych, uwarunkowana jej właściwościami fizycznymi, chemicznymi i biologicznymi (14). Miarą żyzności gleby może być ilość wytworzonej biomasy korzeni lub wielkość oraz jakość plonu roślin uprawnych. Wyróżnić możemy żyzność gleby naturalną i agrotechniczną. Naturalna żyzność gleby jest wynikiem procesu glebotwórczego i zależy od składu granulometrycznego, zwłaszcza zawartości koloidów glebowych, zawartości składników pokarmowych i materii organicznej w glebie, a także jej odczynu. Na żyzność gleby wpływają zarówno stosunki wodno-powietrzne w glebie, jak i obecność drobnoustrojów glebowych. Agrotechniczna żyzność gleby to naturalna żyzność gleby modyfikowana za pomocą zabiegów agrotechnicznych, tj. nawożenie nawozami organicznymi, naturalnymi lub mineralnymi, uprawa roli, melioracja i płodozmian (14, 15). Charakterystyczną cechą pokrywy glebowej Polski jest duża zmienność glebowa, uwarunkowana rodzajem skały macierzystej, z której powstała. Biorąc pod uwagę ten aspekt, ponad 40% gleb użytków rolnych została wytworzona ze skał macierzystych o niskiej jakości w sensie tworzywa glebowego (3, 11). W związku z tym w Polsce żyzność gleb i ich możliwości produkcyjne są ograniczone przewagą gleb lekkich (35%) i bardzo lekkich (30%), a więc słabo próchnicznych charakteryzujących się często odczynem bardzo kwaśnym i kwaśnym (20, 21). Istotnym wskaźnikiem oceny żyzności gleb jest zawartość w nich materii organicznej (2, 4, 7, 10). Glebowa materia organiczna wraz z jej specyficznymi frakcjami: kwasów huminowych, kwasów fulowych i humin oraz z bioróżnorodnością środowiska glebowego stanowi

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

kapitał przyrodniczy, który odgrywa kluczową rolę w kształtowaniu właściwości i jakości gleb, jest też wyznacznikiem zrównoważenia środowiska glebowego (16, 18, 19, 22, 23, 24, 29). Próchnica uczestnicząc w globalnym cyklu węgla, spełnia również wiele funkcji środowiskowych wynikających z transportu związków węgla do wód powierzchniowych i gruntowych oraz do atmosfery. Stanowi zatem główne ogniwo w sekwestracji węgla i/lub uwalnianiu CO₂ do atmosfery (12, 28). Spośród wielu funkcji glebowej materii organicznej niezwykle istotna jest jej 3–4-krotnie większa zdolność do magazynowania wody w porównaniu z frakcją mineralną gleby, co jest szczególnie korzystne w zmniejszeniu skutków niedoboru wody (19). Niewłaściwe gospodarowanie glebową materią organiczną skutkuje spadkiem żyzności gleb, jak również utratą znacznych ilości wody zmagazynowanej w próchnicy. Można zatem z całą pewnością stwierdzić, że ubytek próchnicy w glebie zmniejsza jej możliwości retencyjne, stając się tym samym bardzo ważnym czynnikiem zwiększającym podatność gleb na suszę, a więc obniżającym ich żyzność. Celem pracy jest przedstawienie aktualnych informacji o glebowej materii organicznej w aspekcie utrzymania/poprawy żyzności gleb uprawnych.

Skład glebowej materii organicznej

W skład materii organicznej wchodzi wszystkie związki organiczne węgla. Głównym źródłem tego komponentu glebowego są oprócz próchnicy i mikroorganizmów glebowych, wprowadzane do gleby resztki roślinne, wydzieliny korzeniowe, korzenie roślin oraz nawozy naturalne i organiczne (7, 8, 22). Materia organiczna obejmuje zatem świeży materiał organiczny wprowadzony do gleby, szczątki korzeni roślin, liście, odchody, żywe organizmy żyjące w glebie, produkty ich działalności życiowej oraz trwałą próchnicę (29). Próchnicę definiuje się natomiast jako serie wielocząsteczkowych brunatnych i czarnych substancji powstałych w wyniku wtórnej syntezy z pierwotnej materii organicznej. Próchnica stanowi ok. 90% materii organicznej, dlatego często jest synonimicznie stosowana z pojęciem materii organicznej. Składa się z węgla (58%), tlenu (28%), wodoru (4–5%), azotu (1,5–7%) i części mineralnych (2–8%) (8, 29). Z informacji, jakie można znaleźć w literaturze wynika, iż do dziś struktura chemiczna próchnicy nie została dostatecznie poznana (6). Jej geneza powiązana jest z produkcją biomasy w rolnictwie, w lasach oraz w innych naturalnych i półnaturalnych ekosystemach, lecz istotnym jej źródłem może być również tzw. zewnętrzna materia organiczna – ZMO (ang. EOM – *exogenous organic matter*) pochodząca z recyklingu nawozów organicznych, ścieków i różnych bioodpadów (6).

Makro- i mikroorganizmy glebowe czerpią z materii organicznej energię oraz niezbędne dla ich rozwoju składniki pokarmowe. W glebach pływających, wytworzonych z piasków masa organizmów glebowych wynosi od 1 do 3 t·ha⁻¹, w czarnych ziemiach wytworzonych z glin i ilów sięga nawet 10 t·ha⁻¹ (21). Stąd gleby zasobne w związki próchnicowe odznaczają się dużą aktywnością biologiczną. Mikroorganizmy

glebowe, szybko namnażając się, znacząco poprawiają właściwości fitosanitarne gleb, a wprowadzona świeża materia organiczna może być intensywnie przetwarzana do bezpostaciowych, amorficznych związków organicznych, z których powstaje próchnica. Dla jej jakości i stabilności bardzo ważny jest udział w puli całkowitego węgla organicznego frakcji swoistych związków próchnicznych, czyli kwasów huminowych, kwasów fulwowych i humin (22, 24, 29). Kwasy huminowe to słabe alifatyczne i aromatyczne kwasy organiczne, nierozpuszczalne w wodzie w środowisku kwaśnym (29). Zawierają około 58% węgla i charakteryzują się barwą od ciemnobrązowej do czarnej. Kwasy fulwowe są grupą związków zawierających mniej pierścieni aromatycznych, ale więcej tlenu niż kwasy huminowe, przez co są rozpuszczalne w wodzie w całym zakresie pH. Zawierają ok. 55% węgla i mają barwę od żółtej do żółtobrązowej. Ta frakcja kwasów humusowych odpowiedzialna jest za wymywanie zasadowych składników z gleby, w związku z tym nie jest korzystna dla jakości próchnicy (22). Huminy to grupa związków o barwie czarnej, nierozpuszczalnych w wodzie w całym zakresie pH. Huminy stanowią najważniejszą frakcję substancji humusowych, decydują o stabilności próchnicy, poprawiają jej strukturę i pojemność wodną oraz stanowią rezerwuar składników odżywczych dla roślin (22, 24, 29). Substancje humusowe zawierają przeciętnie ok. 50–58% węgla, 3–6% wodoru, 33–43% tlenu, 1–5% azotu i do 1% siarki (7). Spośród różnych materiałów organicznych w glebie substancje humusowe mają najdłuższy czas obiegu – wynosi on od ok. 20 do 1000 lat. Dla porównania, czas obiegu labilnej frakcji próchnicy to maksymalnie 15 lat (tab. 1.). W tabeli poniżej przedstawiono czas obiegu w glebie różnych materiałów organicznych.

Tabela 1

Czas obiegu różnych materiałów organicznych w glebie

Materiał organiczny	Czas obiegu (lata)
Resztki pozbiorowe	0,5–2
Biomasa mikroorganizmów	0,1–0,4
Biomasa makroorganizmów	1–8
Labilna frakcja próchnicy	1–15
Substancje humusowe	20–1000

Źródło: Robert, 2001 (26)

Próchnica jest także rezerwuarem składników pokarmowych dla roślin, tj. makro- i mikroelementów, które po rozkładzie materii organicznej w wyniku procesu mineralizacji stają się dostępne dla roślin (8, 29).

Akumulacja materii organicznej w glebie – wpływ na jej właściwości

Dzięki określonym frakcjom próchnicy– kwasom huminowym i huminom, charakteryzujących się większą zdolnością buforową w porównaniu z materiałami ilastymi gleby, próchnica może stabilizować odczyn gleb, zwiększając równocześnie ich właściwości buforowe (8, 29). Poszczególne frakcje próchnicy działają także ochronnie, gdyż zatrzymują na zasadzie filtra metale ciężkie w glebie. Szczególną rolę w kształtowaniu właściwości gleby, oprócz materii organicznej, mają mikroorganizmy glebowe. Drobnoustroje te, uczestnicząc w procesie mineralizacji i humifikacji materii organicznej, wraz z substancjami humusowymi, przyczyniają się do tworzenia struktury gruzełkowej gleby (1, 16). Gleba o zróżnicowanej wielkości gruzełek, przeważnie od 0,5 do 5 mm, stwarza optymalne warunki wodno-powietrzne i wpływa korzystnie na prawidłowy rozwój korzeni. W efekcie zwiększa się urodzajność gleb, bowiem im wyższe plony roślin uprawnych, tym więcej świeżej materii organicznej pozostającej w glebie, która może być źródłem trwałej próchnicy (1, 7, 16). Z uwagi na to, że największy wpływ na zawartość materii organicznej w glebie mają warunki klimatyczne, szczególnie temperatura powietrza i opady, to w warunkach klimatu chłodniejszego jej zawartość w glebie jest większa. Prawidłowość ta wynika ze spowolnienia tempa procesu mineralizacji wraz ze spadkiem temperatury powietrza. Szacuje się, że w porównywalnych warunkach siedliskowych i glebowych zawartość materii organicznej zwiększa się 2–3-krotnie z obniżeniem temperatury o 10°C (7). Drugim ważnym czynnikiem, który wpływa korzystnie na akumulację materii organicznej w glebie jest wilgotność. Gleby uwilgotnione zawierają więcej tego komponentu, niż gleby przesuszone. Według Morissa (19), zwiększenie zawartości substancji humusowych w glebie o 0,5% może skutkować zatrzymaniem na powierzchni 1 ha gleby ok. 80 m³ wody. Taka ilość odpowiada około 8 mm opadu atmosferycznego zatrzymanego w warstwie próchnicznej gleby. Spadek zawartości glebowej materii organicznej zawsze generuje w glebie nie tylko obniżenie jej żyzności, ale i utratę zdolności retencyjnej. W efekcie gleba straci szereg innych swoich właściwości, m.in. ciemną barwę i możliwość szybkiego nagrzewania się. W tabeli 2 zaprezentowano charakterystykę właściwości gleby kształtowanych przez glebową materię organiczną (29).

Tabela 2

Charakterystyka właściwości gleby warunkowanych materią organiczną

Właściwości	Źródło	Skutek
Barwa	ciemna barwa gleby jest spowodowana obecnością materii organicznej	szybsze nagrzewanie gleby wiosną na glebach żyznych. Zwiększone albedo warstwy ornej (gdy jest mniej próchnicy)
Retencja	materia organiczna może wiązać wodę w ilości 20-krotnie przewyższającej jej masę	poprawa właściwości gleb lekkich, zmniejszenie skutków suszy
Struktura agregatowa	tworzenie połączeń z minerałami ilastymi, kationami, polisacharydami z udziałem mikroorganizmów	struktura agregatowa kształtuje stosunki wodne, powietrzne i przepuszczalność gleb
Gęstość właściwa	materiał organiczny posiada niższą gęstość niż materiał mineralny gleby	mniejsza gęstość gleby powoduje wzrost porowatości, ze względu na interakcje składników organicznych i nieorganicznych
Rozpuszczalność w wodzie	materia organiczna jest nierozpuszczalna w wodzie ze względu na tworzenie połączeń z minerałami ilastymi i kationami wielowartościowymi	tylko niewielka część materii organicznej ulega migracji w głąb profilu glebowego
Buforowanie	materia organiczna wykazuje właściwości buforowe w zakresie słabokwaśnym, obojętnym i zasadowym	utrzymywanie stałego odczynu gleby
Pojemność wymiany kationów (PWK)	całkowita kwasowość substancji humusowych waha się w zakresie 300–1400 cmol (+)/kg	zwiększenie PKW wielu gleb zależy od zawartości materii organicznej
Mineralizacja	rozkład materii organicznej uwalnia do środowiska m.in CO ₂ , H ₂ O, NH ₃ , fosfor, potas, wapń, siarkę i magnez	źródło składników pokarmowych niezbędnych dla wzrostu i rozwoju roślin
Chelatowanie kationów metali ciężkich	materia organiczna tworzy kompleksy z kationami wielowartościowymi	wiązanie kationów metali ciężkich, częściowa ich detoksykacja oraz regulowanie bioprzyzwajalności mikroskładników

Źródło: Stevenson, 1994 (29)

Nasilenie procesów degradacyjnych może prowadzić do całkowitej utraty przez glebę funkcji produkcyjnych czy retencyjnych. W efekcie następuje jej wyłączenie z użytkowania rolniczego (5). Warto zatem podkreślić, że prawidłowe użytkowanie gleb jest niezwykle ważne, ponieważ nie tylko ogranicza proces ich degradacji i pozwala uzyskać duże plony roślin uprawnych, ale jest także ważnym czynnikiem wiązania związków węgla w postaci próchnicy przyczyniającym się do zmniejszenia efektu cieplarnianego (12, 28). Intensywne użytkowanie gleb w monokulturach, jak podaje literatura, niszczy strukturę gleb, prowadzi do nadmiernej aeracji siedlisk oraz mineralizacji próchnicy (7, 8, 30, 31). W efekcie do atmosfery uwalnia się dużo CO₂, którego emisja stanowi istotną pozycję w obniżeniu zawartości materii organicznej w glebie.

Skuteczność różnych zabiegów agrotechnicznych na zwiększenie zawartości materii organicznej w glebie potwierdzają liczne wieloletnie badania prowadzone w IUNG-PIB, jak i w innych jednostkach naukowych zarówno w Polsce, jak i zagranicą (4, 13, 15, 16, 17, 18). Dobroczynnie na zwiększenie zawartości materii organicznej w glebie, jak i na retencję wody wpływa pozostawianie w glebie wszelkich resztek po zbiorach roślin, stosowanie nawozów naturalnych i organicznych, uprawa międzyplonów i mieszanek trawiasto-motyłkowatych (15, 18, 23). Korzystne oddziaływanie obornika i odpowiedniego płodozmianu na przyrost próchnicy w glebie potwierdzają 40-letnie badania prowadzone w należącym do IUNG-PIB Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym w Grabowie. W wieloletnim eksperymencie uwzględniono podstawowe czynniki agrotechniczne, które mogą wpływać na zawartość materii organicznej w glebie, tj. zmianowanie roślin – zubożające glebę z materii organicznej, wprowadzenie do zmianowani rośliny bobowatej i międzyplonów z gorzycy, nawożenie obornikiem i azotem mineralnym (16, 17, 23, 24). Dotychczasowe wyniki badań wskazują, że na akumulację materii organicznej w glebie największy wpływ ma zmianowanie, następnie nawożenie obornikiem. Stwierdzono też korzystny wpływ nawożenia azotem mineralnym na stabilizację zawartości węgla organicznego i próchnicy (23, 24). Inne, 50-letnie badania prowadzone w Zakładzie Doświadczalnym „Bałcyny” Spółka z o.o. nad uprawą roślin w płodozmianie i monokulturze dowodzą natomiast, że długoletnia gospodarka bezobornikowa, zarówno w monokulturowej uprawie roślin, jak również w płodozmianie, sukcesywnie obniża ilość materii organicznej w glebie (30, 31). Monokulturowa uprawa roślin łącząca natomiast nawożenie mineralne i systematyczną aplikację obornika nie powoduje ubytków glebowej materii organicznej (27). Jednak z powodu rosnącej tendencji zakwaszenia gleby, obniżenie odczynu gleby w przyszłości może być czynnikiem zwiększającym mineralizację glebowej materii organicznej i powodować obniżenie jej zawartości w glebie. W wyniku obniżenia pH kationy wapnia i magnezu są wypierane z kompleksu sorpcyjnego gleby i stopniowo pogarszają się właściwości gleby. Gleba traci zdolności buforowe, pojawia się toksyczny glin oraz następuje uruchomienie szkodliwych metali ciężkich do łańcucha troficznego. Niezbędne jest w takich przypadkach wykonanie zabiegu wapnowania gleb (20).

Strategia ochrony zasobów materii organicznej w glebach UE

Od wielu lat w krajach Unii Europejskiej, także w Polsce, następuje utrata gleb na cele pozarolnicze związana z urbanizacją, rozwojem sieci drogowej i przemysłu. Jednocześnie następuje znaczące pogorszenie jakości gleb i powstają zakłócenia funkcji, które pełnią w krajobrazie i ekosystemach, związane ze spadkiem zawartości materii organicznej (6, 10, 25). W wyniku mineralizacji w naszych warunkach klimatycznych ubywa rocznie nawet 4% glebowej materii organicznej. Obniżenie zawartości próchnicy w glebie o 0,5% zmniejsza zdolność do zatrzymywania

składników pokarmowych i wody (zdolność sorpcyjna gleby pylasto-ilastej obniża się o 4%, a piaszczysto-gliniastej nawet o 15%) (1, 8). W polityce Unii Europejskiej w ostatniej dekadzie można zatem dostrzec wyraźne dążenie do nadania ochronie gleb rangi równej ochronie powietrza i wody. Problemy ochrony gleb w ostatnich latach znalazły swoje miejsce w różnych dokumentach przyjętych na forum światowym i europejskim (6, 10, 25). Znaczenie ochrony gleb zostało mocno uwypuklone w 6 Programie Działań Środowiskowych UE, w którym wskazano osiem podstawowych zagrożeń i procesów degradacji gleb istotnych z punktu widzenia polityki ochrony zasobów przyrody w UE, tj.: erozję, zanieczyszczenie gleb ze źródeł lokalnych i rozproszonych, ubytek glebowej materii organicznej, utratę bioróżnorodności, zagęszczenie, zasolenie, osuwiska i powodzie oraz utratę powierzchni w wyniku urbanizacji. W polskich aktach prawnych nie ma jednak jednoznacznych przepisów chroniących zasoby materii organicznej w glebie.

Na szczeblu krajowym obowiązek utrzymania odpowiedniej dla naszych warunków glebowo-klimatycznych zawartości materii organicznej w glebie nakłada Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej (dobrowolnie). Dodatkowo w założeniu Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich (PROW) na lata 2014–2020 zawarto także klauzulę dotyczącą ochrony gleb przed degradacją powodującą ubytek próchnicy. Również w broszurze Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi pt. „Gospodarowanie wodą w rolnictwie w obliczu suszy”, wydanej dla rolników, wskazano na potrzebę zwiększania zawartości materii organicznej w glebach uprawnych (9). Konieczność zrównoważonego gospodarowania glebową materią organiczną została również zaproponowana przeze mnie do pkt. 8.1. „*Innovative, systemic zero-pollution solutions to protect health, environment and natural resources from persistent and mobile chemicals*” Europejskiego Zielonego Ładu.

Podsumowanie

Aktualnie w Polsce i Europie przeważają gospodarstwa specjalizujące się w produkcji roślinnej lub zwierzęcej. Skutkuje to w pierwszym przypadku deficytem nawozów naturalnych (obornika, gnojowicy) i prowadzi do pogorszenia właściwości gleb, w drugim nadmiarem tych nawozów i trudnościami w zagospodarowaniu nawozów naturalnych, głównie gnojowicy. Ograniczenie dopływu materii organicznej do gleb w postaci np. obornika, przy jednocześnie dużym udziale w strukturze zasiewów zbóż i buraka cukrowego oraz przy znikomej powierzchni roślin wieloletnich powoduje znaczne straty tego ważnego komponentu żyzności gleby. Próba wykorzystania jedynie nawozów mineralnych jako rekompensaty do poprawy żyzności gleb powoduje tzw. „efekt błędnego koła”, gdyż azot mineralny przyspiesza proces mineralizacji zarówno trwałego humusu, jak i świeżo wprowadzanej do gleby materii organicznej. W zawiązku z powyższym, wszelkie działania związane z agrotechniką roślin uprawnych powinny być ukierunkowane na gromadzenie próchnicy (przewaga

procesów humifikacji nad mineralizacją), gdyż materia organiczna po tym procesie przekształca się w trwały humus, który odpowiedzialny jest z kolei za tworzenie struktury gruzełkowej gleby.

Obecnie poważnym problemem jest brak lub niedostateczna ilość danych dotyczących zawartości i dynamiki tworzenia/rozkładu materii organicznej na poziomie gospodarstw rolnych. Obecnie rzadko wykonuje się analizy zawartości węgla organicznego w glebie przed i po wdrożeniu proekologicznych rozwiązań na poziomie gospodarstwa, a wyniki z gospodarstw lub gmin są sporadycznie upowszechnione. Aktualnie istnieje potrzeba ustalenia również zależności między materią organiczną gleby, zarówno między zawartością węgla organicznego, jak i zawartością zdefiniowanych frakcji węgla organicznego (kwasów huminowych, kwasów fulwowych i humin) i właściwościami gleby.

W celu przeciwdziałania degradacji gleb należy szerzej propagować celowość zwiększania glebowej materii organicznej w glebie, poprzez kampanie informacyjne na temat funkcji glebowej materii organicznej, jej zawartości w glebach, praktyk zwiększających zawartość próchnicy w glebie. Należy również upowszechnić medialnie informacje dotyczące jakości materii organicznej, czyli funkcji poszczególnych substancji humusowych, głównych składników glebowej materii organicznej w glebie. W Polsce brakuje informacji o jakości materii organicznej gleb użytkowanych rolniczo oraz o stopniu ich humifikacji. Parametry te mają wymiar środowiskowy, są niezbędne do oceny ryzyka wymywania labilnych form próchnicy, jak i skutków środowiskowych nadmiaru lub zmniejszenia zawartości materii organicznej w glebie. Potrzebne są również obowiązkowe przepisy prawne chroniące zasoby materii organicznej w glebie na szczeblu krajowym.

Literatura

1. Czyż E., Dexter A.R., Gajda A.: Wpływ uproszczonej uprawy roli na właściwości fizyczne i mikrobiologiczne wybranych gleb. Zesz. Nauk. Połud.-Wschod. Oddz. PTIE i PTG, Rzeszów, 2010, **13**: 33-35.
2. Dick W.A., Gregorich E.G.: Developing and maintaining soil organic matter levels. In: Schonning P., Elmholt S., Christensen, B.T. (eds). *Managing soil quality. Challenges in modern agriculture*, CABI Publishing, Wallingford-Oxon, 2004: 103-120.
3. Duer I.: Kształtowanie żyzności gleby w rolnictwie zrównoważonym. *Mat. Szkol. IUNG-PIB*, 2001/2002, 80/01: 7-13.
4. Franzluebbers A.J.: Soil organic matter stratification ratio as a indicator of soil quality. *Soil Tillage Res.*, 2002, **66**: 95-106.
5. Gliński J., Horabik J., Lipiec J.: *Encyclopedia of Agrophysics*. 2011, pp. 1027.
6. Gonet S.S. *Materia organiczna w tematycznej strategii ochrony gleb Unii Europejskiej*. *Roczn. Gleboz.*, Warszawa, 2007, LVIII, 3/4: 15-26.
7. Gonet S.S.: *Ochrona zasobów materii organicznej*, W: *Rola materii organicznej w środowisku*; Markiewicz M., PTSH, Wrocław, 2007: 27-29.
8. Gonet S.S., Smal H., Chojnicki J.: Właściwości chemiczne gleb. *Gleboznawstwo*, 2015: 189-200.

9. Gospodarowanie wodą w rolnictwie w obliczu susz. Broszura pod redakcją Dobrzańskiej N., i Dembka W. Departament Komunikacji i Promocji MR i RW, Warszawa 2020.
10. Komunikat Komisji Europejskiej do Rady Europejskiej, Parlamentu Europejskiego, Komitetu Ekonomiczno-Społecznego oraz Komitetu Regionów – W kierunku tematycznej strategii ochrony gleb. COM (2002) 179 wersja końcowa. Komisja Wspólnot Europejskich, Bruksela, 2002.
11. Krasowicz S., Kuś J.: Kierunki zmian w produkcji rolniczej w Polsce do roku 2020 – próba prognozy. Zag. Ekon. Rol., 2010, Warszawa, **3**: 5-18.
12. Lal R.: Węgiel glebowy i nasilenie efektu cieplarnianego. Rolnictwo polskie i ochrona jakości wody, Zesz. Eduk., 2000, **6**: 22-36.
13. Liu X., Herbert S.J., Hashemi A.M., Zhang X. and Ding G.: Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation – a review. Plant Soil Environ., 2006 **52**: 531-543.
14. Lityński T., Jurkowska H.: Żyzność gleby i odżywianie się roślin. Warszawa, 1982. ss. 643.
15. Marks M., Magdalena J., Kostrzewska M.K.: Eksperymenty wieloletnie w badaniach rolniczych w Polsce. Wydawnictwo UMW Olsztyn, 2018, ss. 280.
16. Martyniuk S., Pikuła D., Kozieł M.: Soil properties and productivity in two long-term crop rotations differing with respect to organic matter management on an Albic Luvisol. Scientific Reports, 2019, **9**: 1-9.
17. Mazzoncini M., Sapkota T. B., Barber P., Antocji D., Risaliti R.: Long-term effect of tillage, nitrogen fertilization and cover crops on soil organic carbon and total nitrogen content, Soil Till. Res., 2011, **114**: 165-174.
18. Mercik S., Stępień W., Lenart S.: Żyzność gleb w trzech systemach nawożenia: mineralnym, organicznym i organiczno-mineralnym – w doświadczeniach wieloletnich. Cz. I. Właściwości fizyczne i fizykochemiczne gleb, Folia Univ. Agric. Stetin 211, Agric., 2000, **84**: 311-316.
19. Morris G.D.: Sustaining national water supplies by understanding the dynamic capacity that humus has to increase soil water-holding capacity. Thesis submitted for Master of Sustainable Agriculture, Faculty of Rural Mangamnet The University of Sydney, 2004.
20. Ochal P., Kopiński J.: Wpływ zakwaszenia gleb na środowisko i produkcję roślinną. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2017, **53(7)**: 9-25.
21. Pietr S.: Odczyn gleby a materia organiczna, W: Leksykon nawożenia. PWR przy wyłącznej współpracy z Grupą Azoty, 2017: 54-59.
22. Pikuła D.: Rola substancji humusowych oraz innowacyjne produkty zwiększające ich zawartość w glebie. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2016, **48(2)**: 81-93.
23. Pikuła D., Rutkowska A.: Effect of leguminous crop and fertilization on soil organic carbon in 30-years field experiment. Plant Soil Environ., 2014, **60(11)**: 507-511.
24. Rutkowska A. Pikuła D.: Effect of crop rotation and nitrogen fertilization on the quality and quantity of soil organic matter. Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment., 2013.
25. Reports of the Technical Working Groups established under the Thematic Strategy for Soil Protection., EUR 21319 EN/5, 2004, 1-79.
26. Robert M.: Soil carbon sequestration for improved land management. World Soil Resources Report, 2001, 96.
27. Rychcik B.: Ekologiczne i produkcyjne skutki uprawy grochu siewnego w płodozmianie i narastającej monokulturze. Rozpr. hab., UMW w Olsztynie, 2009.
28. Sapek B.: Gleba jako źródło i „pułapka” na gazy cieplarniane. Zesz. Eduk., 2000, **6**: 52-6.
29. Stevenson F.J.: Humus chemistry: genesis, composition, reactions. Humus Chemistry. 2nd ed., New York, Chichester. John Wiley, 1994, p. 489-496.
30. Zawisłak K., Adamiak J., Tyburski J.: Dynamika substancji organicznej i składników mineralnych w warstwie uprawnej gleby pod wieloletnimi monokulturami. Cz. I. Gatunki o większych wymaganiach glebowych, Zesz. Prob. Post. Nauk Rol., 1988a, **331**: 227-235.

31. Zawiaślak K., Adamiak J., Tyburski J.: Dynamika substancji organicznej i składników mineralnych w warstwie uprawnej gleby pod wieloletnimi monokulturami. Cz. II. Gatunki o mniejszych wymaganiach glebowych, Zesz. Prob. Post. Nauk Rol., 1988b, **331**: 237-245.
-

Adres do korespondencji:

dr hab inż. Dorota Pikula
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 837
e-mail: dpikula@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Dorota Pikula	0000-0003-4173-197X

Piotr Skowron, Tamara Jadcyszyn

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

ZARZĄDZANIE NAWOZAMI NATURALNYMI
W WYBRANYCH KRAJACH UNII EUROPEJSKIEJ*

Słowa kluczowe: nawozy naturalne, azot, fosfor, dyrektywa azotanowa, Unia Europejska, konwencja helsińska

Wstęp

Nowoczesne i zrównoważone rolnictwo opiera się na racjonalnym gospodarowaniu dostępnymi zasobami, co wiąże się z koniecznością zamykania obiegu pierwiastków w agroekosystemach poprzez ich powtórne wykorzystanie. Z tego względu duże znaczenie w utrzymaniu żyzności gleby odgrywają nawozy naturalne, które stanowią źródło substancji organicznej oraz niezbędnych dla prawidłowego wzrostu i rozwoju roślin makro- i mikroelementów. Prawidłowe zarządzanie nawozami naturalnymi, oparte na bilansie składników pokarmowych, pozwala zmniejszyć zużycie nawozów mineralnych i znacząco zredukować koszty produkcji roślinnej, przy równoczesnej poprawie żyzności i urodzajności gleby, warunkującej uzyskanie wysokich plonów o dobrej jakości (9, 21, 22, 47). Bilans ten powinien być obliczony na podstawie analizy zawartości podstawowych pierwiastków biogenicznych w tych nawozach, regularnej oceny zasobności gleby oraz po uwzględnieniu potrzeb nawozowych uprawianych roślin (21, 22).

W Europie stosowanie nawozów naturalnych jest regulowane przepisami prawnymi i zaleceniami dobrej praktyki rolniczej (17). W Polsce, aktualnie obowiązującymi aktami prawnymi są: ustawa Prawo wodne (44) i akt wykonawczy do tej ustawy – rozporządzenie Rady Ministrów w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” (program azotanowy); (34). Rozwiązania prawne dotyczące nawozów naturalnych mają na celu ograniczenie ilości stosowanego azotu i poprawę jego wykorzystania. Aktualnie nie obowiązują żadne regulacje wspólnotowe dotyczące stosowania fosforu w rolnictwie. Mimo to niektóre

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

kraje i regiony europejskie wdrożyły własne przepisy ograniczające stosowanie fosforu w rolnictwie, wykorzystując zapisy dyrektywy azotanowej (91/676/ EWG) (5) w zakresie krajowych planów działania, ramowej dyrektywy wodnej (2000/60/ IEC) (7) w zakresie planów gospodarowania wodami w dorzeczu, oraz dyrektywę w sprawie emisji przemysłowych (2010/75/UE) (8) (1, 20).

Nieumiejętne, nieracjonalne i niezgodne z przepisami stosowanie nawozów naturalnych skutkuje emisjami biogenów do środowiska wodnego i atmosfery (10, 39, 40). Duże ilości N i P w wodach przyczyniają się do nadmiernej eutrofizacji wód, czego konsekwencją jest pogorszenie jakości wody (19). Ponadto bezpowrotna utrata pierwiastków biogenicznych z agroekosystemu ma wymiar ekonomiczny, ponieważ wymaga zwiększenia nakładów ponoszonych na nawozy mineralne i pośrednio wpływa na ceny żywności (11).

Celem pracy jest wskazanie obowiązujących przepisów prawa i przedstawienie najważniejszych zasad zarządzania nawozami naturalnymi w wybranych krajach Unii Europejskiej, należących do zlewiska Morza Bałtyckiego (kraje – strony konwencji helsińskiej) oraz w Holandii.

Nawozy naturalne w regulacjach międzynarodowych

Regulacje w Unii Europejskiej

Dyrektywa azotanowa (91/676/EWG) (5) została przyjęta w roku 1991. Głównym jej celem, zgodnie z artykułem 1, jest: „zmniejszenie zanieczyszczenia wody spowodowanego lub wywołanego przez azotany pochodzące ze źródeł rolniczych, oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu”, a także promowanie stosowania dobrych praktyk rolniczych. Nieracjonalne stosowanie nawozów naturalnych jest postrzegane jako jedna z głównych przyczyn zanieczyszczenia wód azotanami pochodzenia rolniczego. Dyrektywa nakłada na państwa członkowskie obowiązek monitorowania jakości wód i wyznaczania obszarów podatnych na zanieczyszczenie azotanami pochodzenia rolniczego (NVZs – Nitrogen Vulnerable Zones, w Polsce: OSN – Obszary Szczególnie Narażone). Niezbędnym elementem wdrażania dyrektywy było opracowanie przez każdy kraj kodeksu dobrej praktyki rolniczej do dobrowolnego stosowania oraz programów działań dla obszarów OSN, które są oparte na zasadach zawartych w wyżej wymienionym kodeksie. Wytyczne, które powinny się znaleźć w kodeksie, obejmują:

1. Terminy, kiedy rolnicze wykorzystanie niektórych rodzajów nawozu jest zakazane.
2. Pojemność zbiorników do przechowywania nawozów naturalnych, która musi wystarczyć do ich składowania w czasie, kiedy rolnicze wykorzystanie jest zabronione.
3. Ograniczenie rolniczego wykorzystania nawozów ze względu na warunki glebowe, klimatyczne, nachylenie terenu, praktyki rolnicze, zapotrzebowanie roślin na azot.

4. Limit azotu w nawozach naturalnych stosowanych w okresie jednego roku równy 170 kg N ha^{-1} .

Ramowa dyrektywa wodna (2000/60/EC) (7) ustanawia fundamenty wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. Głównym celem środowiskowym jest ochrona wód powierzchniowych i podziemnych na całym terytorium UE w aspekcie całościowym, a więc dotyczącym również zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego. Podejmowane działania mają doprowadzić do osiągnięcia i utrzymania dobrego stanu wszystkich wód, zapobiegać ich degradacji oraz zapewnić zachowanie wysokiej jakości wód tam, gdzie one nadal istnieją. Co ważne, dyrektywa stanowi, że skuteczne działania wymagają wczesnej interwencji na poziomie monitoringu, ustanowienia wartości dopuszczalnych, kontroli emisji oraz stabilnych i długoterminowych działań ochronnych (37).

Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/1009 (31) z 5 czerwca 2019 roku ustanawia przepisy dotyczące udostępniania na rynku produktów nawozowych UE, zastępując **Rozporządzenie (WE) nr 2003/2003 Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie nawozów (35)**, ale w całości będzie miało zastosowanie dopiero od 16 czerwca 2022 r. Kluczowe elementy nowych przepisów dotyczą przede wszystkim otwarcia wspólnego rynku na produkty nawozowe pochodzenia organicznego i organiczno-mineralnego, wprowadzenia nowych zasad dotyczących bezpieczeństwa, jakości i oznaczeń nawozów, wprowadzenia nowego podziału nawozów (na podstawie kategorii funkcji produktów (PFC)) i ich materiałów składowych, czy określenia nowych wartości dopuszczalnych dla zanieczyszczenia metalami ciężkimi w nawozach. Nowe rozporządzenie otworzy rynek UE na przetworzone produkty nawozowe, a także będzie wspierać rozwój technologii odzysku pierwiastków biogenicznych w celu ich nawozowego wykorzystania w systemie gospodarki o obiegu zamkniętym, co przełoży się na mniejsze zużycie zasobów i niezależność od surowców spoza UE (13). Rozporządzenie będzie obowiązywać w UE bez konieczności transpozycji przez państwo członkowskie. Po wdrożeniu, każdy produkt nawozowy o statusie nawozu UE będzie można sprzedawać w dowolnym kraju Unii, a państwa członkowskie będą mogły dopuszczać do obrotu również inne produkty nawozowe, niespełniające wymagań ww. rozporządzenia, zgodnie z obowiązującym prawem krajowym.

Zarządzanie nawozami naturalnymi musi być zgodne z wymaganiami określonymi w **rozporządzeniu Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) 1069/2009 (30)** określającym przepisy sanitarne dotyczące produktów ubocznych pochodzenia zwierzęcego, nieprzeznaczonych do spożycia przez ludzi, a także **rozporządzeniu Komisji (UE) nr 142/2011 (24)**, które jest aktem wykonawczym wdrażającym wyżej wymienione rozporządzenie oraz wykonującym **dyrektywę Rady 97/78/WE (6)** w odniesieniu do niektórych próbek i przedmiotów zwolnionych z kontroli weterynaryjnych na granicach. Jest to nadrzędny akt prawny, dotyczący ubocznych

produktów pochodzenia zwierzęcego i produktów pochodnych, a wszystkie przepisy krajowe formułowane są zgodnie z wytycznymi zawartymi w tym rozporządzeniu (18). Rozporządzenie sankcjonuje między innymi szereg zasad dotyczących zarządzania nawozami naturalnymi zdefiniowanymi jako wszelkie odchody i/lub mocz zwierząt hodowlanych ze ściółką lub bez ściółki. Nawozy takie mogą być zastosowane na glebę bez uprzedniej obróbki wstępnej, stosowane do produkcji nawozów organicznych lub środków poprawiających właściwości gleby, zgodnie z art. 32 rozporządzenia 1069/2009, kompostowane lub przetwarzane na biogaz, stosowane jako paliwo do spalania z uprzednią obróbką wstępną lub bez niej czy stosowane do produkcji innych produktów ubocznych wskazanych w art. 33, 34 oraz 36 tego rozporządzenia i wprowadzane do obrotu zgodnie z tymi zapisami (np. karma dla zwierząt, kosmetyki, produkty lecznicze).

II Konwencja helsińska – „Konwencja o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego” (14, 15) obejmuje różne środki i propozycje działań w celu eliminowania i zapobiegania zanieczyszczeniom Morza Bałtyckiego i wspierania jego odnowy biologicznej oraz zachowania równowagi ekologicznej. Załącznik III dotyczący zapobiegania zanieczyszczeniom ze źródeł lądowych, w części 2 – zapobieganie zanieczyszczeniom z rolnictwa, zawiera szereg zasad zarządzania produkcją zwierzęcą, które powinny stanowić podstawę dla ustawodawstwa krajów – stron konwencji. W załączniku można znaleźć zalecenia co do obsady zwierząt w gospodarstwie, lokalizacji gospodarstw zwierzęcych, przechowywania nawozów naturalnych i wód technologicznych, techniki stosowania nawozów naturalnych i ich dawek oraz innych działań, które powinny być wdrażane w rolnictwie w celu ochrony wód i redukcji emisji amoniaku. Część 2 załącznika III została dodana zgodnie z zaleceniem HELCOM 21/1 i weszła w życie 31 grudnia 2000. W tej chwili trwają prace nad Strategią Odzysku Pierwiastków Biogenicznych, która w założeniu ma za zadanie zarekomendować krajom – stronom konwencji działania, które znacząco poprawią wykorzystanie azotu i fosforu z nawozów naturalnych i pozwolą zmniejszyć ich negatywne oddziaływanie na środowisko.

Nawozy naturalne w regulacjach krajów zlewiska Morza Bałtyckiego

Polska

W Polsce aktualnie obowiązującymi aktami prawnymi regulującymi kwestie zarządzania nawozami naturalnymi, są **ustawa Prawo wodne** (44) i akt wykonawczy do tej ustawy – obowiązujące od 12.07.2018 r. **Rozporządzenie Rady Ministrów w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” (program azotanowy)** (34).

Maksymalna ilość azotu całkowitego wprowadzana z nawozami naturalnymi nie może przekraczać $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ rocznie. Gospodarstwa prowadzące produkcję rolną na powierzchni większej niż 10 ha lub utrzymujące zwierzęta gospodarskie w liczbie od 10 DJP według stanu średniorocznego są zobowiązane do sporządzenia planu nawożenia azotem albo wyliczenia maksymalnych dawek azotu. Dla większych gospodarstw o uprawach na powierzchni powyżej 100 ha (50 ha upraw intensywnych), z obsadą powyżej 60 DJP lub przyjmujących nawozy naturalne, plan nawożenia azotem jest obligatoryjny. Gospodarstwa prowadzące przemysłową hodowlę zwierząt muszą dodatkowo uzyskać pozytywną opinię okręgowej stacji chemiczno-rolniczej. Wszystkie gospodarstwa zobowiązane są do prowadzenia ewidencji zabiegów agrotechnicznych związanych z nawożeniem azotem.

Pojemność bezpiecznych dla środowiska miejsc przechowywania nawozów naturalnych musi być wystarczająca do przyjęcia całej ich produkcji w okresie, kiedy ich stosowanie jest niemożliwe. Pojemność minimalna wynosi 5 miesięcy dla nawozów naturalnych stałych i 6 miesięcy dla nawozów naturalnych płynnych. Możliwe jest, pod pewnymi warunkami, przechowywanie obornika na polu w okresie nie dłuższym niż 6 miesięcy.

Nawozów naturalnych stałych nie można stosować na grunty orne od początku listopada, natomiast na trwałych użytkach zielonych i uprawach wieloletnich od początku grudnia. Początek okresu zakazanego dla nawozów naturalnych płynnych zależy od rodzaju uprawy i długości okresu wegetacji, który jest determinowany lokalizacją gospodarstwa. Na gruntach ornym zlokalizowanych w regionach o krótszym okresie wegetacji zabronione jest stosowanie nawozów naturalnych od 16 października, natomiast w regionach o dłuższym okresie wegetacji oraz w pozostałej części kraju – od 21 października. W całej Polsce, wszystkich nawozów naturalnych nie można stosować do końca lutego. W 2020 roku Ministerstwo Rolnictwa zezwoliło na wcześniejsze stosowanie nawozów naturalnych od 15 lutego, ze względu na korzystny przebieg warunków klimatycznych (34).

Nawozy naturalne nie mogą być stosowane na glebach zamrzniętych, zalanych wodą, nasyconych wodą lub przykrytych śniegiem. Szczegółowo określone zostały warunki wykorzystania takich nawozów w pobliżu wód powierzchniowych i terenów o dużym nachyleniu.

Ładunek fosforu w postaci nawozów naturalnych jest limitowany w Polsce pośrednio poprzez limit określony dla azotu.

Dania

Obowiązujące zasady dotyczące przechowywania, przeładunku, przetwarzania i wykorzystania nawozów naturalnych i organicznych oraz odpadów, które można wykorzystywać rolniczo, zawarte są w **Rozporządzeniu w sprawie przepisów ochrony środowiska w zakresie hodowli zwierząt oraz przechowywania**

i stosowania nawozów (Husdyrgødningssbekendtgørelsen) (29). Rozporządzenie jest corocznie aktualizowane przez duńskie Ministerstwo Środowiska i Żywności, a w swej treści oparte na aktualnych przepisach UE dotyczących ochrony środowiska oraz na duńskich krajowych planach działań wdrażanych od 1985 roku, mających na celu łagodzenie wpływu rolnictwa na środowisko.

Dawka azotu, która może być zastosowana w postaci nawozów naturalnych i organicznych nie może przekraczać $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, z wyjątkiem gospodarstw utrzymujących bydło, które uzyskały derogacje uzasadnione długim okresem wegetacji i odpowiednią strukturą upraw. W tym przypadku maksymalna dawka azotu w wyprodukowanych w gospodarstwie nawozach naturalnych może wynosić do $230 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$.

Maksymalna dawka fosforu jest ustalana co roku i w sezonie 2019/2020 wynosi od 30 do $39 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Wielkość dawki jest uzależniona od rodzaju nawozu naturalnego, odległości od zbiorników wodnych, lokalizacji gospodarstwa w rejonach zagrożenia wód zanieczyszczeniami (22% powierzchni gruntów ornych w Danii) czy posiadanych derogacji dotyczących azotu.

Udokumentowana pojemność miejsc do składowania nawozów naturalnych musi być wystarczająca do ich przechowywania przez cały czas, kiedy stosowanie ich na pola jest zakazane. W zależności od kierunku produkcji zwierzęcej i systemu uprawy roślin w gospodarstwie okres ten wynosi od 6 do 9 miesięcy. Wszystkie zbiorniki na nawozy naturalne płynne muszą być przykryte pokrywą z trwałych materiałów lub naturalnym kożuchem, zmniejszającymi emisje amoniaku i odorów. Grubość kożucha musi być dokumentowana co miesiąc, a braki powinny być uzupełniane słomą. Wszystkie zbiorniki na nawozy naturalne stałe muszą być zbudowane z trwałych materiałów, a te które nie przyjmują codziennej partii nawozu muszą być przykryte. W przyzmacz na polu może być przechowywany obornik z obory głębokiej o zawartości suchej masy powyżej 30%.

W terminie od zbioru roślin z pola do 1 lutego stosowanie nawozów naturalnych płynnych jest zakazane. Tak więc okres stosowania tych nawozów jest uzależniony od długości wegetacji i rodzaju uprawianej rośliny. W przypadku roślin o długim okresie wegetacji nawożenie można stosować w nieprzekraczalnym terminie do 1 października. Nawozy naturalne stałe mogą być stosowane w okresie od 1 lutego do 15 listopada, w przypadku roślin ozimych. Jeśli w strukturze upraw nie występują rośliny ozime, nawożenie takimi nawozami można wykonywać od 1 lutego do zbioru roślin z pola oraz w okresie od 20 października do 15 listopada.

Nawozy naturalne nie mogą być stosowane na terenach zamarzniętych, pokrytych śniegiem i nasyconych wodą. Ograniczenia dotyczą też terenów o wysokim ryzyku wymywania do wód powierzchniowych (rzeki, strumienie, jeziora $> 100 \text{ m}^2$) i morskich, jeśli średnia dawka azotu w gospodarstwie jest wyższa niż $80 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, a także terenów nachylonych $> 6^\circ$ zlokalizowanych bliżej niż 20 m od wód powierzchniowych.

Na polach bez roślinności i pastwiskach stosowanie nawozów naturalnych płynnych jest zabronione, z wyjątkiem nawozów przetworzonych w celu redukcji strat amoniaku (np. zakwaszona gnojowica). Dozwolone są wyłącznie metody stosowania ograniczające straty azotu, na przykład z wykorzystaniem aplikatorów doglebowych lub naglebowych (węże wleczone, redlice, płozy itd.).

Istotnym elementem zarządzania nawozami naturalnymi w Danii jest system dokumentowania zabiegów nawożenia obowiązkowy dla każdego gospodarstwa z corocznym raportowaniem do Ministerstwa Środowiska i Żywności. Tabele standardowych zawartości biogenów służące do wyliczania dawek nawozów naturalnych są corocznie aktualizowane przez Uniwersytet Aarhus. Wartości normatywne są obliczane wg modelu, na podstawie dużej liczby danych z gospodarstw zwierzęcych (skład chemiczny paszy, system utrzymania zwierząt, skład chemiczny produktów zwierzęcych, emisje do środowiska). Rolnicy mogą także wykorzystywać analizy chemiczne nawozów ze swojego gospodarstwa w celu optymalizacji własnego planu nawożenia.

Estonia

W Estonii zasady postępowania z nawozami naturalnymi są regulowane **Ustawą Parlamentu Republiki Estonii Prawo wodne** (43).

Maksymalne dopuszczalne dawki pierwiastków biogenicznych wprowadzanych na pola uprawne w postaci nawozów naturalnych (w tym pozostawionych przez zwierzęta na pastwisku) wynoszą odpowiednio: $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ oraz średnio $25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ w okresie 5 lat. Przede wszystkim jednak dawki muszą być zbilansowane na podstawie założonego plonu roślin.

Miejsca składowania nawozów naturalnych wyprodukowanych w gospodarstwie muszą mieć pojemność pozwalającą na ich przechowywanie (wraz z odciekami, wodami opadowymi itp.) w bezpieczny dla środowiska sposób przez minimum 9 miesięcy. Pod pewnymi warunkami możliwe jest przechowywanie obornika na polu (m.in. maksymalnie do 2 miesięcy, za specjalną zgodą do 8 miesięcy, zakazane pomiędzy 1 listopada a 31 grudnia). Kompostowanie nawozów naturalnych również jest uwarunkowane spełnieniem szeregu wymagań.

Zakazane jest stosowanie mineralnych nawozów azotowych od 15 października, nawozów naturalnych płynnych od 1 listopada (metodą rozbryzgową od 20 października), a nawozów naturalnych i organicznych stałych od 1 grudnia. Estońska Rada Ochrony Środowiska może od 15 października zróżnicować rozpoczęcie okresu zakazu stosowania nawozów naturalnych w zależności od warunków pogodowych i przebiegu okresu wegetacyjnego. Datą rozpoczynającą okres stosowania wszystkich rodzajów nawozów zawierających azot jest 20 marca. W strefach ochrony wód nie wolno uprawiać gleby, stosować wszelkich nawozów i środków ochrony roślin oraz składować nawozów naturalnych.

Na glebach bez roślinności nawozy naturalne muszą być wymieszane z glebą tak szybko jak to możliwe, ale nie później niż w ciągu 48 godzin. Od 1 stycznia 2021 r. okres ten będzie skrócony do 24 godzin. Bezwzględnie zakazane jest ich stosowanie na polach zlokalizowanych na stokach o nachyleniu >10%, natomiast na stokach o nachyleniu 5–10% zakaz obowiązuje od 1 października do 20 marca. Ewentualne wyjątki od tej reguły znajdują się w **Rozporządzeniu Ministra Środowiska Estonii „Podstawy określania nachylenia gruntu w obrębie obszarów uprawnych i wyjątków dotyczących nawożenia na zboczach”** (27).

Stosowanie nawożenia na trwałych użytkach zielonych jest zabronione, za wyjątkiem azotu i fosforu, pochodzących z odchodów wypasanych zwierząt, jeśli ładunki tych pierwiastków nie przekraczają dopuszczalnych limitów. Na terenach wrażliwych za zanieczyszczenie wód azotanami pochodzenia rolniczego (obszary występowania płytkich i niezabezpieczonych wód gruntowych, obszary krasowe) dawka azotu nie może być wyższa niż $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, a obsada zwierząt większa niż $1,5 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$.

W celu określenia zawartości N i P w nawozach naturalnych oraz określenia ich maksymalnych dawek, gospodarstwa korzystające z systemu dopłat bezpośrednich są zobowiązane do analizy ich próbek w akredytowanych laboratoriach odpowiednio wcześniej przed terminem stosowania (analiza obejmuje azot rozpuszczalny w wodzie, fosfor, potas i węgiel całkowity). W pozostałych przypadkach wymagane jest korzystanie z tabeli wartości normatywnych zawartych w **Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa Estonii „Obliczone zawartości składników pokarmowych w różnych rodzajach obornika, współczynniki przeliczania zwierząt gospodarskich na jednostki żywego inwentarza oraz metodologia obliczania pojemności magazynowej obornika”** (26). Do przygotowania planu nawożenia można także wykorzystać tabele zawartości przyswajalnych form N, P i K w nawozach naturalnych z wyżej wymienionego rozporządzenia oraz tabele dopuszczalnych ilości składników pokarmowych wprowadzanych w nawozach dla poszczególnych roślin uprawnych z **Rozporządzenia Ministra Środowiska Estonii „Wymogi dotyczące stosowania i przechowywania nawozów do ochrony wód gruntowych i powierzchniowych oraz zapobiegania i ograniczania zanieczyszczeń pochodzących z produkcji rolnej”** (28) i instrukcji nawożenia dla rolników „Väetamise ABC” (16).

Wszelkie aktywności rolnicze (uprawa, nawożenie, wypas zwierząt itd.) muszą być dokumentowane w rejestrze prowadzonym dla każdego pola, który musi być archiwizowany przez okres 10 lat.

Finlandia

Finlandia do regulacji zarządzania nawozami naturalnymi i organicznymi zaimplementowała dyrektywę azotanową przyjmując **Dekret rządu Finlandii w sprawie ograniczenia niektórych emisji pochodzących z rolnictwa** (4), znany

jako „dekret azotanowy”, którego celem było zmniejszenie strat azotu do wód i atmosfery podczas przechowywania, przetwarzania i stosowania nawozów.

Maksymalna dopuszczalna dawka azotu całkowitego w postaci nawozów naturalnych i organicznych zawierających odchody zwierzęce jest określona na $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, z czego w okresie jesiennym, po 1 października można zastosować $35 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Jednocześnie określono sumaryczny limit azotu rozpuszczalnego ($\text{N-NO}_3 + \text{N-NH}_4$ lub N organiczny, rozpuszczalne w wodzie lub lekkim roztworze NaCl) w nawozach mineralnych, naturalnych, organicznych produktach nawozowych wprowadzonych na rynek i odchodach zwierzęcych pozostawionych na pastwiskach. Jest on uzależniony od rodzaju gleby, uprawianej rośliny i wynosi od $250 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ dla traw uprawianych na glebach mineralnych, do $40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ dla roślin bobowatych.

Pojemność bezpiecznych dla środowiska miejsc do składowania nawozów naturalnych musi umożliwić przechowanie całej jego produkcji w gospodarstwie lub całej ilości otrzymanej ze źródeł zewnętrznych, w okresie 12 miesięcy. Jeśli ilość przechowywanego nawozu naturalnego stalego nie przekracza 25 m^2 rocznie, miejsce składowania nie musi być trwałym elementem infrastruktury gospodarstwa, ale musi zapewniać nieprzepuszczalne podłoże i przykrycie. Stały nawóz naturalny lub organiczny może być przechowywany na polu w okresie, kiedy można go stosować, ale nie dłużej niż 4 tygodnie przed zastosowaniem. W wyjątkowych przypadkach dozwolone jest przechowywanie na przyzmach obornika o zawartości suchej masy powyżej 30% z zachowaniem zasad ochrony wód.

Zakaz stosowania nawozów naturalnych i organicznych obowiązuje od 1 listopada do 31 marca, ale przy braku możliwości zastosowania nawożenia jesiennego w październiku, ze względu na przebieg warunków atmosferycznych (opady), można wykonać ten zabieg do końca listopada. Nawozy muszą być wymieszane z glebą w ciągu 24 godzin.

Gospodarstwo musi posiadać plan nawożenia zawierający informacje o terminie i ilości zastosowanych nawozów mineralnych, naturalnych i organicznych oraz plonach roślin. Obliczenia dla nawozów naturalnych wykonuje się na podstawie analiz chemicznych przeprowadzanych co 5 lat (azot rozpuszczalny, azot całkowity i fosfor całkowity) lub wartości tabelarycznych.

Kwestia nawożenia fosforem jest regulowana przez **Ustawę Republiki Finlandii o produktach nawozowych (45)** i **Dekret Ministerstwa Rolnictwa i Leśnictwa Finlandii w sprawie produktów nawozowych (2)**. Maksymalna dopuszczalna dawka fosforu rozpuszczalnego w cytrynianie amonu wynosi $325 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ sumarycznie w ciągu 5 lat ($65 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$). Jednak dotyczy to nawozów, które spełniają kryteria produktu nawozowego (są wprowadzone na rynek, poddane wcześniej procesom technologicznym, mają udokumentowany skład i spełniają kryteria jakościowe produktu nawozowego). Należy więc założyć, że obecnie ładunek fosforu w postaci nawozów naturalnych jest limitowany w Finlandii jedynie pośrednio poprzez limit azotu.

Litwa

W zakresie zarządzania nawozami naturalnymi obowiązującym prawem na Litwie jest **Dekret Ministerstwa Środowiska i Ministerstwa Rolnictwa Litwy o środowiskowych wymaganiach dotyczących zarządzania nawozami naturalnymi** (3).

Ilość azotu, którą można zastosować na użytkach rolnych w postaci nawozów naturalnych jest ograniczona do $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ przy uwzględnieniu pozostałości po wypasie zwierząt. Ograniczeniem jest również obsada zwierząt, która nie może przekraczać $1,7 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$. Gospodarstwa, które mają większą obsadę muszą ją zredukować, zwiększyć powierzchnię użytków rolnych lub przekazywać do gospodarstw, które nie przekraczają tego limitu.

Pojemność bezpiecznych dla środowiska miejsc do przechowywania nawozów naturalnych (płyty, przykryte zbiorniki) musi umożliwiać magazynowanie ich produkcji w gospodarstwie przez czas, kiedy ich stosowanie jest zakazane, jednak nie krócej niż przez 6 miesięcy. Pojemność ta może być zmniejszona, jeśli część obornika jest przechowywana w oborze. Po spełnieniu dodatkowych wymagań możliwe jest przechowywanie obornika na polu przez okres do 6 miesięcy.

Plan nawożenia jest wymagany dla gospodarstw, które stosują nawozy naturalne na powierzchni większej niż 30 ha; po sporządzeniu musi być przedstawiony organom kontrolnym. Podstawą planu nawożenia jest analiza gleby pod kątem zawartości azotu, fosforu i potasu oraz wymagania pokarmowe roślin i zawartość N, P i K w nawozach naturalnych, pozyskane z publikacji służb doradczych lub z analiz laboratoryjnych. Dawki nawozów naturalnych są obliczane pośrednio na podstawie obsady zwierząt i maksymalnej dawki azotu.

Stosowanie nawozów naturalnych jest dozwolone w okresie wegetacyjnym od 1 kwietnia do 15 listopada, ale od 15 czerwca do 1 sierpnia nawożenie można wykonywać tylko na odłogach, łąkach, pastwiskach i polach przeznaczonych pod oziminy. Nawozy naturalne muszą być wymieszane z glebą w ciągu 24 godzin.

W prawie litewskim nie ma zapisów regulujących zagadnienia fosforu w nawozach naturalnych.

Łotwa

Zagadnienia dotyczące redukcji emisji azotu do wód gruntowych, powierzchniowych i atmosfery, spowodowanych działalnością rolniczą zostały określone w dwóch aktach prawnych implementujących dyrektywę azotanową – **Rozporządzeniu Rady Ministrów Republiki Łotewskiej o wymogach dotyczących ochrony wody, gleby i powietrza przed zanieczyszczeniami spowodowanymi działalnością rolniczą** (32) i **Rozporządzeniu Rady Ministrów Republiki Łotewskiej o szczególnych wymogach dotyczących prowadzenia działalności zanieczyszczającej w gospodarstwach zwierzęcych** (33). Obszary szczególnie

narażone na zanieczyszczenie azotanami wynoszą 12,8% powierzchni Łotwy i przede wszystkim na tym obszarze zarządzanie nawozami zawierającymi azot jest ściśle kontrolowane. W całym kraju obowiązują ogólne zasady postępowania z nawozami naturalnymi wynikające z dobrej praktyki rolniczej, np. zakaz stosowania nawozów na terenach zalanych, zamrzniętych czy pokrytych śniegiem, natomiast inne przepisy obowiązujące na OSN są dobrowolne.

Maksymalna dopuszczalna dawka azotu całkowitego w postaci nawozów naturalnych nie może przekraczać $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ i musi być wyliczona na podstawie zawartości N w nawozie. Do obliczeń można wykorzystać wyniki analiz próbek nawozów pobranych przed zastosowaniem lub dane tabelaryczne z rozporządzenia nr 834. Przepisy nie przewidują możliwości stosowania derogacji na terenie Łotwy.

Zakazane jest stosowanie nawozów naturalnych i pofermentu na gruntach ornych pomiędzy 20 października a 15 marca (nawozy mineralne zawierające N od 15 października), natomiast na użytkach zielonych od 5 listopada do 15 marca (nawozy mineralne zawierające N od 15 września).

Na całym terytorium Łotwy obornik stały i poferment muszą być wymieszane z glebą w ciągu 24 godzin, natomiast płynne nawozy naturalne w ciągu 12 godzin.

Gospodarstwa o powierzchni większej niż 20 ha muszą dokumentować wszystkie działania agrotechniczne na poziomie pola i posiadać plan nawożenia opracowany na podstawie badań gleby wykonywanych co 5 lat z wykorzystaniem wartości tabelarycznych, dotyczących zapotrzebowania roślin na azot czy zawartości N w nawozach naturalnych. Dane te są raportowane drogą elektroniczną co roku w terminie do 30 listopada i muszą być przechowywane w gospodarstwie przez 3 lata.

W przypadku wystąpienia ryzyka lokalnego zanieczyszczenia wód spowodowanego działalnością rolniczą, władze i służby ochrony środowiska mogą wprowadzać dodatkowe ograniczenia, włącznie z zakazem stosowania nawozów.

Rozporządzenie nr 829 dotyczy problemu ograniczenia zanieczyszczenia środowiska na różnych etapach produkcji zwierzęcej. W przypadku posiadania co najmniej 10 DJP w gospodarstwie (w OSN co najmniej 5), nawozy naturalne muszą być składowane w specjalnie przygotowanych miejscach zabezpieczonych przed niekontrolowanymi emisjami. Pojemność miejsc do przechowywania nawozów naturalnych musi umożliwiać przyjęcie ich 8-miesięcznej produkcji w danym gospodarstwie. Nadmiar nawozu może być przekazywany do innego gospodarstwa w celu przechowywania lub wykorzystania. Obornik o zawartości suchej masy co najmniej 45% może być przechowywany w oborze, ale nie dłużej niż 24 miesiące. W wyjątkowych przypadkach, po uzyskaniu zezwolenia, obornik o zawartości co najmniej 30% może być przechowywany na gruncie, nie dłużej niż 5 miesięcy pomiędzy 1 maja a 30 września, z wykorzystaniem nieprzepuszczalnych bądź chłonnych podłoży i przykrycia. Nawozy naturalne płynne muszą być przechowywane w szczelnych, przykrytych zbiornikach.

Łotwa nie posiada przepisów regulujących zagadnienia nawożenia fosforem.

Niemcy

Stosowanie nawozów naturalnych i organicznych produktów nawozowych jest usankcjonowane przez **Rozporządzenie w sprawie stosowania nawozów, dodatków do gleby, substancji kulturowych i dodatków roślinnych zgodnie z zasadami kodeksu dobrej praktyki rolniczej w nawożeniu (niemieckie rozporządzenie w sprawie nawożenia – DüV)** (36), którego celem było wdrożenie unijnej dyrektywy azotanowej. Jednak niektóre kraje związkowe mogą mieć bardziej restrykcyjne przepisy dotyczące zarządzania nawozami naturalnymi.

Maksymalna dopuszczalna dawka azotu całkowitego w postaci nawozów organicznych, organiczno-mineralnych i naturalnych nie może przekraczać w gospodarstwie średnio $170 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ UR}\cdot\text{rok}^{-1}$. W przypadku kompostów limit wynosi $510 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ UR}\cdot\text{rok}^{-1}$, średnio w okresie 3 lat. Ograniczenia dotyczące nawożenia fosforem występują jedynie w sytuacji, gdy zawartość jego przyswajalnych form wynosi średnio powyżej $20 \text{ mg P}\cdot 100 \text{ g}^{-1}$ gleby (ekstrakcja octanem wapnia – CAL), lub $25 \text{ mg P}\cdot 100 \text{ g}^{-1}$ gleby (ekstrakcja mleczanem wapnia – Egnera-Riehma DL). W takiej sytuacji dawka P we wszystkich nawozach zawierających fosfor nie może przekraczać oczekiwanego pobrania tego pierwiastka przez rośliny. W przypadku stwierdzenia zanieczyszczenia wód fosforem pochodzenia rolniczego, służby ochrony środowiska mogą wydać decyzję nakazującą ograniczenie lub zaprzestanie nawożenia fosforem w gospodarstwie.

Pojemność miejsc do składowania nawozów naturalnych musi być dostosowana do ilości powstającej w gospodarstwie i pozwalać na bezpieczne przechowywanie przez cały okres, kiedy stosowanie na pola jest zakazane. Przy obliczaniu pojemności należy wziąć pod uwagę możliwe odcieki lub/i wody opadowe, a także czas przebywania zwierząt na pastwisku czy wykorzystanie nawozów naturalnych do innych celów niż nawożenie we własnym gospodarstwie (przetwarzanie, przekazywanie innym rolnikom lub do biogazowni).

Nawozy zawierające znaczne ilości azotu nie mogą być stosowane na użytkach rolnych od momentu zebrania z pola plonu głównego do 31 stycznia. Na użytkach zielonych i w uprawie roślin wieloletnich, wysiewanych do 15 maja – w terminie od 1 listopada do 31 stycznia. Na gruntach ornym z międzyplonem lub rzepakiem ozimym (siew do 15 września), jęczmieniem ozimym po zbożach (siew do 1 października) – można zastosować $30 \text{ kg N-NH}_4\cdot\text{ha}^{-1}$ lub $60 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ do 1 października. Obornik stały lub kompost nie może być stosowany od 1 grudnia do 15 stycznia. Służby rolnicze krajów związkowych mają możliwość regulacji terminu rozpoczęcia i zakończenia stosowania nawozów naturalnych, do 4 tygodni według regionalnych uwarunkowań, związanych z przebiegiem warunków pogodowych czy okresu wegetacyjnego, ale sama długość okresu zakazanego nie może ulec zmianie.

Wymieszanie zastosowanych nawozów naturalnych z glebą jest wymagane w ciągu 4 godzin (od 1 lutego 2025 – 1 godziny). Nie dotyczy to obornika stałego, kompostu, nawozów organicznych i organiczno-mineralnych o zawartości suchej masy mniejszej

niż 2%. Opóźnienia mogą wystąpić jedynie w sytuacji, gdy warunki pogodowe uniemożliwiają wykonanie zabiegów. Płynne nawozy organiczne i organiczno-mineralne (w tym płynne nawozy naturalne) mogą być również zastosowane metodą wtrysku doglebowego w uprawie pasowej.

Wszystkie gospodarstwa są zobowiązane do dokumentowania zabiegów związanych z nawożeniem oraz do opracowania planu nawożenia azotem i fosforem dla każdego pola. W gospodarstwach o powierzchni powyżej 15 ha konieczne jest także sporządzanie bilansu N i P dla poszczególnych pól i dla całego gospodarstwa. Do opracowania planu nawożenia i bilansu wykorzystuje się dane producenta nawozu, dane tabelaryczne lub analizy nawozów naturalnych i organicznych, dane tabelaryczne dotyczące zapotrzebowania roślin uprawnych na azot oraz wyniki analiz gleby. Średnia z trzech lat nadwyżka bilansowa azotu nie może przekraczać $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. W przypadku fosforu średnia sześciolatnia nadwyżka bilansowa nie może przekraczać $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Nawozy mogą być zastosowane jedynie w przypadku, gdy znana jest zawartość azotu całkowitego, azotu przyswajalnego lub azotu amonowego oraz zawartość fosforu.

Rozporządzenie daje też możliwości regionalnego zaostrzania przepisów w sytuacji zanieczyszczenia lokalnych wód azotem pochodzenia rolniczego.

Szwecja

W Szwecji zarządzanie nawozami naturalnymi zostało uregulowane w **Zasadach i wytycznych Szwedzkiej Rady Rolnictwa w sprawie zagadnień rolno-środowiskowych w odniesieniu do składników pokarmowych roślin** (46) oraz w **Rozporządzeniu Ministerstwa Przedsiębiorczości i Przemysłu Królestwa Szwecji w sprawie zagadnień rolno-środowiskowych** (25). Jednak w pełnym wymiarze obowiązują one jedynie na obszarach szczególnie narażonych na zanieczyszczenie wód azotanami pochodzenia rolniczego, przy czym najbardziej restrykcyjne są w trzech okręgach: Blekinge, Skåne i Halland.

Maksymalna dopuszczalna dawka azotu w postaci nawozów naturalnych i organicznych obowiązuje jedynie na OSN i wynosi $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, średnio dla całej powierzchni użytków rolnych w gospodarstwie. Istnieje też ograniczenie jesiennej dawki azotu pod rośliny ozime – $60 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ dla rzepaku i $40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ dla pszenicy. W strefach OSN rolnicy są zobowiązani do przestrzegania tzw. dawek maksymalnych dla poszczególnych gatunków roślin, w zależności od poziomu plonowania, które są co roku publikowane przez Szwedzką Radę Rolnictwa.

W całym kraju, dla gospodarstw utrzymujących powyżej 10 DJP, pojemność miejsc do składowania nawozów naturalnych musi zapewniać możliwość przechowywania nawozów z co najmniej 10 miesięcy produkcji. Wyjątkiem są gospodarstwa z hodowlą bydła, owiec, kóz i koni, gdzie limit ten wynosi 6 miesięcy, a w przypadku takich gospodarstw posiadających powyżej 100 DJP – 8 miesięcy. Na obszarach OSN wszystkie gospodarstwa z hodowlą bydła, owiec, kóz i koni powyżej 10 DJP

muszą posiadać pojemność na nawozy wyprodukowane w okresie 8 miesięcy, a poniżej 10 DJP – 6 miesięcy. Miejsca składowania muszą być zabezpieczone przed przedostawaniem się odcieków do gruntu i emisji gazowych do atmosfery. Szwedzka Rada Rolnictwa może ustalać bardziej restrykcyjne przepisy dotyczące przechowywania nawozów naturalnych na obszarach OSN.

Na całym obszarze Szwecji maksymalna dopuszczalna dawka fosforu w postaci nawozów naturalnych i organicznych wynosi $22 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, średnio dla okresu 5 lat. Na glebach o wysokiej i bardzo wysokiej zawartości przyswajalnego P (ekstrakcja mleczanem wapnia – Egnera-Riehma DL) można stosować fosfor tylko w ilości pobieranej przez rośliny podczas całego okresu wegetacyjnego.

Na całym obszarze Szwecji nawozy naturalne i organiczne nie mogą być stosowane w okresie od 1 grudnia do 28 lutego, a po zastosowaniu muszą być wymieszane z glebą w ciągu 12 godzin. Na OSN zakaz stosowania obejmuje okres od 1 listopada do 18 lutego. Dodatkowo pomiędzy 1 a 31 sierpnia nawozy naturalne i organiczne można stosować na tych obszarach tylko pod rosnące rośliny lub uprawy ozime. Obornik stały (z wyjątkiem ptasiego) może być stosowany od 1 do 31 października, również na pola bez roślinności. W okręgach Blekinge, Skåne i Halland dodatkowo nawozy muszą być wymieszane z glebą w ciągu 4 godzin, w każdym przypadku, a nawozy naturalne i organiczne płynne muszą być stosowane techniką iniekcji doglebowej albo rozcieńczone wodą (w proporcji 2:1).

Rolnicy są zobowiązani do posiadania planu nawożenia opracowanego na podstawie danych tabelarycznych, aktualizowanych co roku przez Szwedzką Radę Rolnictwa. Obliczenia wymaganej powierzchni do stosowania nawozów naturalnych i organicznych wykonywane są na podstawie zawartości fosforu w nawozach. Dostępne jest też narzędzie kalkulacyjne VERA, wspomagające rolnika przy opracowaniu planu nawożenia, bilansu składników pokarmowych i zarządzania nawozami.

Holandia

Podstawowym aktem prawnym w Holandii, implementującym dyrektywę azotanową i ramową dyrektywę wodną jest **Ustawa Królestwa Niderlandów Prawo nawozowe (Meststoffenwet – MSW) (42)** wraz z aktami wykonawczymi. Wszystkie kwestie związane z zarządzaniem nawozami naturalnym w rolnictwie są opisywane przez te regulacje. Drugim kluczowym elementem polityki holenderskiego rządu dotyczącej ochrony środowiska przed zanieczyszczeniami pochodzenia rolniczego jest aktualizowany co 4 lata Program działań dotyczący dyrektywy azotanowej (aktualnie 6. program działań na lata 2018–2021) wyjaśniający dotychczas podjęte działania i nakreślający cele na przyszłość, które sukcesywnie wprowadzane są do obowiązującego prawa.

Maksymalna dopuszczalna dawka azotu w postaci nawozów naturalnych wynosi $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Na obszarach, gdzie obowiązują derogacje dawka może być zwiększona do $230 \text{ N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ lub $250 \text{ N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ w zależności od regionu.

Rzeczywista dawka azotu zależy od dopuszczalnej dawki N pochodzącej ze wszystkich źródeł pod poszczególne gatunki roślin, rodzaju gleby i regionu. Istnieją możliwości zwiększenia dawki azotu z uwzględnieniem wszystkich źródeł dla niektórych roślin i gleb, wysokiego poziomu plonowania lub niekorzystnych zjawisk klimatycznych.

Maksymalna dopuszczalna dawka fosforu w postaci nawozów naturalnych jest ustalana co roku i wynosi aktualnie $60 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ($26 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) dla gruntów ornych oraz $90 \text{ P}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ($39 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) dla użytków zielonych. Jeżeli powierzchnia pól w gospodarstwie jest niewystarczająca do wykorzystania całej ilości fosforu z nawozów naturalnych, gospodarstwo jest zobowiązane do ich przetwarzania. Pod tym pojęciem mieści się zarówno przekazywanie nawozów innym gospodarstwom, przetwarzanie w gospodarstwie i poza nim lub eksport za granicę.

Nawożenie może być stosowane również na obszarach naturalnych lub obszarach niewykorzystywanych rolniczo (boiska, ogrody, kempingi, użytki zielone z funkcją środowiskową), które należą do gospodarstwa. Na przykład dla użytków zielonych, na których nie jest prowadzona produkcja rolna, a należą do gospodarstwa, limit ten wynosi $70 \text{ P}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ($30 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$).

Standardy dla azotu i fosforu aktualizowane są co roku, a wszystkie obliczenia dotyczące dawek nawozów i powierzchni gruntów, na których można stosować nawozy naturalne są wykonywane według stanu gospodarstwa na dzień 15 maja bieżącego roku. Rolnicy są zobowiązani posiadać plan nawożenia, który uwzględnia również bilans N i P, obliczany dla całego gospodarstwa.

Każde gospodarstwo z produkcją zwierzęcą musi zapewnić bezpieczne dla środowiska miejsca do składowania nawozów naturalnych przez okres 7 miesięcy.

Gnojowicę można stosować od 16 lutego do 15 września na gruntach ornych (od 1 sierpnia tylko pod rzepak ozimy lub pod rośliny uprawiane na poplon), a na użytkach zielonych do 31 sierpnia. Gnojowica może być stosowana tylko metodami iniekcji doglebowej. Obornik można stosować na gruntach ornych od 1 lutego do 31 sierpnia na glebach piaszczystych i lessowych lub przez cały rok na glebach ilastych i torfowych, natomiast na użytkach zielonych do 31 sierpnia (gleby piaszczyste i lessowe) lub do 15 września (gleby ilaste i torfowe). Obornik musi być wymieszany z glebą jak najszybciej po zastosowaniu.

Podsumowanie

Wszystkie kraje Unii Europejskiej zaimplementowały dyrektywę azotanową i ramową dyrektywę wodną, wprowadzając do przepisów prawa zasady zarządzania nawozami naturalnymi, których celem było zarówno zmniejszenie presji na środowisko, jak również poprawa efektywności ich wykorzystania w rolnictwie. Zasady te, pod pewnymi względami, są zbliżone we wszystkich krajach, jednak istnieją różnice uwarunkowane zmiennością klimatu, właściwościami środowiska glebowego czy lokalną specyfiką produkcji roślinnej i zwierzęcej.

Wspólne dla wszystkich krajów są ograniczenia stosowania wszystkich nawozów zawierających azot w niesprzyjających warunkach, czy to ze względu na przebieg warunków pogodowych, hydrologicznych, bliskość zbiorników i cieków wodnych, czy nachylenie terenu. Przy ustalaniu okresów zakazanych, wszystkie kraje biorą pod uwagę specyfikę klimatyczną, decydującą o okresie wegetacji i nasileniu warunków sprzyjających stratom pierwiastków biogenicznych. Zbliżone są również techniczne zasady przechowywania nawozów naturalnych, a różnice dotyczące pojemności wynikają z różnej długości okresu, kiedy stosowanie nawozów jest zabronione. Tylko niektóre z państw dopuszczają przechowywanie nawozów naturalnych stałych poza ustalonymi w infrastrukturze gospodarstwa stałymi miejscami (Estonia, Finlandia, Litwa). W krajach EU powszechnie obowiązuje limit $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ wprowadzanego w postaci nawozów naturalnych, ale niektóre kraje spośród analizowanych (Dania i Holandia) posiadają derogacje umożliwiające im stosowanie większych dawek N. Niektóre kraje wprowadziły również do swoich przepisów limity dotyczące ładunku fosforu wprowadzanego w nawozach naturalnych (Dania, Estonia, Holandia, Szwecja). W przypadku Łotwy i Szwecji ograniczenia dotyczą jedynie części terytorium kraju,

Literatura

1. Amery F., Schoumans O.: Agricultural phosphorus legislation in Europe. Merelbeke, ILVO, 2014, pp. 45.
2. Dekret Ministerstwa Rolnictwa i Leśnictwa Finlandii w sprawie produktów nawozowych; <https://ec.europa.eu/growth/tools-databases/tris/en/index.cfm/search/?trisaction=search.detail&year=2015&num=19&mLang=EN> (dostęp 01.07.2020)
3. Dekret Ministerstwa Środowiska i Ministerstwa Rolnictwa Litwy o środowiskowych wymaganiach dotyczących zarządzania nawozami naturalnymi (D1-261/3D-200); <https://e-seimas.lrs.lt/portal/legalAct/lt/TAD/TAIS.260167/asr> (dostęp 01.07.2020)
4. Dekret Rządu Finlandii w sprawie ograniczenia niektórych emisji pochodzących z rolnictwa (1250/2014); <https://www.finlex.fi/en/laki/kaannokset/2014/en20141250> (dostęp 01.07.2020)
5. Dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX%3A31991L0676> (dostęp 01.07.2020)
6. Dyrektywa Rady 97/78/WE z dnia 18 grudnia 1997 r. ustanawiająca zasady regulujące organizację kontroli weterynaryjnej produktów wprowadzanych do Wspólnoty z państw trzecich; <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX%3A31997L0078> (dostęp 01.07.2020)
7. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej; <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=celex:32000L0060> (dostęp 01.07.2020)
8. Dyrektywa 2010/75/UE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola); <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=celex%3A32010L0075> (dostęp 01.07.2020)
9. Edmeades D. C.: The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*, 2003, **66**: 165-180.
10. Evanylo G., Sherony C., Spargo J., Starner D., Brosius M., Haering K.: Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2008, **127**: 50-58.
11. Fezzi C., Rigby D., Bateman J., Hadley D., Posen P.: Estimating the range of economic impacts on farms of nutrient leaching reduction policies. *Agricultural Economics*, 2008, **39**: 197-205.

12. Gonet S. S.: Rola nawozów naturalnych w obiegu węgla i azotu w środowisku glebowym. Nawozy i Nawożenie, 2006, **4(29)**: 11-122.
13. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów, Zamknięcie obiegu – plan działania UE dotyczący gospodarki o obiegu zamkniętym, 2015, COM(2015) 614/2; <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52015DC0614> (dostęp 01.07.2020)
14. Konwencja o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego, 1992; https://helcom.fi/media/publishingimages/Helsinki-Convention_July-2014.pdf (dostęp 01.07.2020)
15. Konwencja o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego, sporządzona w Helsinkach dnia 9 kwietnia 1992 r.; <http://prawo.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20000280346/T/D20000346L.pdf>
16. Kanger J., Kevvai T., Kevvai L., Kärblane H., Astover A., Ilumäe E., Lauringson E., Loide V., Penu P., Rooma L., Sepp K., Talgre L., Tamm U.: Väetamise ABC, Saku, 2014, pp. 27.
17. Król M.: Legal framework on environmental law for agricultural production in Poland. Polityki Europejskie, Finanse i Marketing, 2015, **13(62)**: 86-106.
18. Kukier E., Kozieł N., Goldsztejn M., Kwiatek K.: Aktualne wymagania sanitarno-weterynaryjne dla nawozów organicznych i polepszaczy gleby w Polsce. Życie Weterynaryjne, 2016, **9(2)**: 125-127.
19. LeMoal M., Gascuel-Oudou C., Ménesguen A., Souchon Y., Étrillard C., Levain A., Moatar F., Pannard A., Souchu P., Lefebvre A., Pinay G.: Eutrophication: A new wine in an old bottle? Science of The Total Environment, 2019, **651(1)**: 1-11.
20. Oenema O.: Governmental policies and measures regulating nitrogen and phosphorus from animal manure in European agriculture. J. Anim. Sci., 2004, **82**: 196-206.
21. Pietrzak S.: Obieg składników nawozowych w gospodarstwie rolnym – rys historyczny i współczesne podejście. Woda Środowisko – Obszary Wiejskie, 2003, **3, 1(7)**: 9-24.
22. Pikuła D.: Racjonalne gospodarowanie nawozami naturalnymi i organicznymi. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2014, **37(11)**: 57-67.
23. Pikuła D.: Aspekty środowiskowe gospodarowania materią organiczną w rolnictwie. Studia Ekonomiczne i Regionalne, 2015, **8(2)**: 98-112.
24. Rozporządzenie Komisji (UE) nr 142/2011 z dnia 25 lutego 2011 r. w sprawie wykonania rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 1069/2009 określającego przepisy sanitarne dotyczące produktów ubocznych pochodzenia zwierzęcego, nieprzeznaczonych do spożycia przez ludzi, oraz w sprawie wykonania dyrektywy Rady 97/78/WE w odniesieniu do niektórych próbek i przedmiotów zwolnionych z kontroli weterynaryjnych na granicach w myśl tej dyrektywy; <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX%3A32011R0142> (dostęp 01.07.2020)
25. Rozporządzenie Ministerstwa Przemysłu i Przemysłu Królestwa Szwecji w sprawie zagadnień rolno-środowiskowych (1998:915); https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-1998915-om-miljohansyn-i-jordbruket_sfs-1998-915 (dostęp 01.07.2020)
26. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa Estonii „Obliczone zawartości składników pokarmowych w różnych rodzajach obornika, współczynniki przeliczania zwierząt gospodarskich na jednostki żywego inwentarza oraz metodologia obliczania pojemności magazynowej obornika” (RT I, 01.10.2019, 11); <https://www.riigiteataja.ee/akt/101102019011> (dostęp 01.07.2020)
27. Rozporządzenie Ministra Środowiska Estonii „Podstawy określania nachylenia gruntu w obrębie obszarów uprawnych i wyjątków dotyczących nawożenia na zboczach” (RT I, 30.04.2019, 14); <https://www.riigiteataja.ee/akt/130042019014> (dostęp 01.07.2020)
28. Rozporządzenie Ministra Środowiska Estonii „Wymogi dotyczące stosowania i przechowywania nawozów do ochrony wód gruntowych i powierzchniowych oraz zapobiegania i ograniczania zanieczyszczeń pochodzących z produkcji rolnej”, (RT I, 04.10.2019, 4); <https://www.riigiteataja.ee/akt/104102019004> (dostęp 01.07.2020)
29. Rozporządzenie Ministra Środowiska i Żywności Królestwa Danii w sprawie przepisów ochrony środowiska w zakresie hodowli zwierząt oraz przechowywania i stosowania nawozów (Husdyrgødningsbekendtgørelsen) z 30 lipca 2019, (BEK nr 760 af 30/07/2019); <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/a/2019/760> (dostęp 01.07.2020)

30. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 1069/2009 z dnia 21 października 2009 r. określające przepisy sanitarne dotyczące produktów ubocznych pochodzenia zwierzęcego, nieprzeznaczonych do spożycia przez ludzi, i uchylające rozporządzenie (WE) nr 1774/2002; <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX%3A32009R1069> (dostęp 01.07.2020)
31. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/1009 z dnia 5 czerwca 2019 r. ustanawiające przepisy dotyczące udostępniania na rynku produktów nawozowych UE, zmieniające rozporządzenia (WE) nr 1069/2009 i (WE) nr 1107/2009 oraz uchylające rozporządzenie (WE) nr 2003/2003; <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX%3A32019R1009> (dostęp 01.07.2020)
32. Rozporządzenie Rady Ministrów Republiki Łotewskiej nr 834 z 23 grudnia 2014 o wymogach dotyczących ochrony wody, gleby i powietrza przed zanieczyszczeniami spowodowanymi działalnością rolniczą (OP 2015/3.4); <https://likumi.lv/ta/id/271376-noteikumi-par-udens-un-augsnes-aizsardzibu-no-lauksaimnieciskas-darbibas-izraisita-piesarnojuma-ar-nitratiem> (dostęp 01.07.2020)
33. Rozporządzenie Rady Ministrów Republiki Łotewskiej nr 829 z 23 grudnia 2014 o szczególnych wymogach dotyczących prowadzenia działalności zanieczyszczającej w gospodarstwach zwierzęcych (OP 2015/2.8); <https://likumi.lv/ta/id/271374-ipasas-prasibas-piesarnojoso-darbibu-veiksana-dzīvnieku-novietnes> (dostęp 01.07.2020)
34. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” (Dz.U. 2020 poz. 243)
35. Rozporządzenie (WE) nr 2003/2003 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 13 października 2003 r. w sprawie nawozów; <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=celex%3A32003R2003> (dostęp 01.07.2020)
36. Rozporządzenie w sprawie stosowania nawozów, dodatków do gleby, substancji kulturowych i dodatków roślinnych zgodnie z zasadami kodeksu dobrej praktyki rolniczej w nawożeniu (niemieckie rozporządzenie w sprawie nawożenia – DüV); https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/ (dostęp 01.07.2020)
37. Rószczka K.: Prawna ochrona wód w procesie produkcji rolnej. Przegląd Prawa Rolnego, 2007, 2: 77-92.
38. Rutkowska A., Pikuła D.: Effect of crop rotation and nitrogen fertilization on the quality and quantity of soil organic matter. Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment. Intech, 2012: 249-168.
39. Sharples A.N., Meisinger J.J., Breeuwsma A., Sims J.T., Daniel T.C., Schepers J.S.: Impacts of animal manure management on ground and surface water quality. Hatfield J.L., Stewart B.A. (Eds.) Animal Waste Utilization: Effective Use of Manure as a Soil Resource. Sleeping Bear Press, Boca Raton, FL, 1998: 173-242.
40. Sims J.T., Simard R.R., Joern B.C.: Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. J. Environ. Qual., 1998, 27: 277-293.
41. Szósty holenderski program działań dotyczący dyrektywy azotanowej (2018–2021); <https://www.rijksoverheid.nl/binaries/rijksoverheid/documenten/rapporten/2017/12/22/zesde-nederlandse-actieprogramma-betreffende-de-nitraatrichtlijn-2018-2021/zesde-nederlandse-actieprogramma-betreffende-de-nitraatrichtlijn-2018-2021.pdf> (dostęp 01.07.2020)
42. Ustawa Królestwa Niderlandów Prawo nawozowe; <https://wetten.overheid.nl/BWBR0004054/2020-02-20#Opschrift> (dostęp 01.07.2020)
43. Ustawa Parlamentu Republiki Estonii Prawo wodne z dnia 22 stycznia 2019 r. (RT I, 22.02.2019, 1); <https://www.riigiteataja.ee/en/eli/ee/508102019001/consolide/current> (dostęp 01.07.2020)
44. Ustawa Prawo Wodne z dnia 20 lipca 2017 r. (Dz.U. 2017 poz. 1566).
45. Ustawa Republiki Finlandii o produktach nawozowych (539/2006); https://finlex.fi/fi/laki/kaannokset/2006/en20060539_20100340.pdf (dostęp 01.07.2020)
46. Zasady i wytyczne Szwedzkiej Rady Rolnictwa w sprawie zagadnień rolno-środowiskowych w odniesieniu do składników pokarmowych roślin (SJVFS 2004: 62); <https://jordbruksverket.se/vaxter/odling/vaxtnaring/sprida-godset#> (dostęp 01.07.2020)

-
47. Zavattaro L., Bechini L., Grignani C., van Evert F. K., Mallast J., Spiegel H., Sandén T., Pecio A., Giráldez Cervera J. V., Guzmán G., Vanderlinden K., D'Hose T., Ruysschaert G., ten Berge H. F. M.: Agronomic effects of bovine manure: A review of long-term European field experiments. *European Journal of Agronomy*, 2017, **90**: 127-138.
-

Adres do korespondencji:

dr Piotr Skowron

Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia

IUNG-PIB

ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy

tel. 814786830

e-mail: pskowron@iung.pulawy.pl

AUTOR

ORCID

Tamara Jadczyszyn

0000-0002-4755-6992

Piotr Skowron

0000-0001-5092-1447

Jolanta Korzeniowska, Ewa Stanisławska-Głubiak, Tamara Jadczyzyn

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

EWOLUCJA METOD OCENY ZASOBNOŚCI GLEB POLSKI W PRZYSWAJALNE FORMY MIKROELEMENTÓW*

Słowa kluczowe: mikroelementy, ekstrakcja, metody specyficzne, 1 M HCl, Mehlich 3, liczby graniczne

Wstęp

Wielkość i jakość plonów roślin uprawnych zależy głównie od poziomu ich zaopatrzenia w wodę oraz składniki pokarmowe, wśród których podstawowe znaczenie mają makroelementy, takie jak: azot, fosfor, potas, magnez i siarka. Rola mikroelementów jako składników drugorzędnych nie zawsze była przez rolników doceniana. Tymczasem mikroskładniki, takie jak: bor, miedź, żelazo, mangan, molibden i cynk, biorą udział w wielu procesach metabolicznych w roślinie, wpływając na optymalne wykorzystanie makroelementów oraz ogólną kondycję i zdrowotność roślin. Niska zawartość mikroelementów w roślinach może ograniczać wielkość i jakość plonów, mimo dobrego zaopatrzenia w podstawowe makroskładniki, dlatego oznaczanie zawartości mikroelementów w glebach uprawnych i ocena zasobności gleby w formy przyswajalne dla roślin powinny być w szerszym zakresie praktykowane przez rolników niż dotychczas. W sytuacji wykrycia niskiej zawartości któregośkolwiek mikroelementu, możliwe jest uzupełnienie jego niedoboru poprzez nawożenie doglebowe lub dolistne (23).

Oznaczenie całkowitej zawartości mikroskładników w glebie nie jest przydatne do diagnozowania potrzeb nawożenia. Rośliny pobierają bowiem jedynie część pierwiastka z całkowitej jego puli, w stopniu zależnym od wielu czynników, między innymi od właściwości gleby i właściwości samej rośliny. Oceniając zasobność gleby w mikroelementy, niezbędne jest oznaczenie tylko form dostępnych dla roślin. W tym celu stosuje się różne testy glebowe (ekstrahenty), które mają za zadanie imitować pobieranie mikroelementów przez rośliny (17).

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

Ocena zasobności gleby składa się z 3 etapów: 1) ekstrakcji pierwiastka z gleby, 2) oznaczenia zawartości pierwiastka w ekstrakcie, 3) wyceny zawartości wg odpowiednich liczb granicznych. W ramach etapu 1 używane są metody ekstrakcji, które nie tylko najlepiej imitują pobieranie pierwiastków przez rośliny, ale są również możliwie proste, wiarygodne i niedrogie. Szczególnie przydatny jest test glebowy, który pozwala na równoczesną ekstrakcję wszystkich mikroelementów jednym roztworem ekstrakcyjnym. Użycie takiego uniwersalnego ekstrahenta znacznie obniża koszt analizy gleby, a co za tym idzie jej cenę. Dzięki temu badania chemiczne gleb mogą być bardziej dostępne dla rolników.

Etap 2, czyli oznaczenie ilości pierwiastka w ekstrakcie, aktualnie realizuje się najczęściej techniką ICP. W poprzednich latach były to na ogół skomplikowane i pracochłonne metody kolorymetryczne (19).

Wycena zawartości mikroelementów w glebie (etap 3) polega na określeniu, czy ilość przyswajalnych dla roślin form jest niska, średnia czy wysoka. Służą do tego specjalne wartości nazywane liczbami granicznymi lub też wartościami czy limitami krytycznymi. Ze względu na różną ilość ekstrahowanych pierwiastków przez różne ekstrahenty, każdy z nich wymaga osobnych liczb granicznych. Opracowanie takich liczb, nazywane niekiedy kalibracją testu, jest niezbędnym etapem przy wprowadzaniu nowego ekstrahenta do praktyki laboratoryjnej.

Badaniami nad metodyką oznaczania zawartości mikroelementów w polskich glebach od kilkadziesiąt lat zajmuje się Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa (IUNG), a oceną zasobności polskich gleb w te składniki – okręgowe stacje chemiczno-rolnicze (OSChR). W ramach badań prowadzonych w IUNG metody oceny zasobności stosowane w OSChR są systematycznie udoskonalane. W efekcie tych prac początkowo OSChR-y stosowały tzw. metody specyficzne, następnie metodę opierającą się na 1 M HCl, a aktualnie prowadzone są prace nad wdrożeniem metody Mehlich 3.

Metody specyficzne

W latach 60. XX w. stacje chemiczno-rolnicze rozpoczęły oznaczanie zawartości mikroelementów w glebach Polski przy użyciu tzw. metod specyficznych, powszechnie stosowanych wtedy na świecie. Metody te bazowały na stosowaniu dla każdego mikroelementu innego (specyficznego) ekstrahenta. Bor ekstrahowano przy pomocy gorącej wody, miedź przy użyciu kwasu azotowego, mangan metodą siarczanową, molibden przy użyciu szczawianu amonowego oraz cynk, stosując słaby kwas solny. Pierwiastki w ekstraktach oznaczano kolorymetrycznie lub metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej (tab. 1).

Tabela 1

Ekstrakcja i oznaczanie mikroelementów w glebie metodami specyficznymi

Mikroelemnet	Ekstrahent Autor	Oznaczenie pierwiastka w ekstrakcie ¹
B	gorąca woda Berger i Truog 1944 (1)	kolorymetrycznie z diantrymidem lub z kurkumina
Cu	0,43 N HNO ₃ Westerhoff 1955 (24)	kolorymetrycznie z dwukupralem; AAS
Mn	MgSO ₄ ·7H ₂ O + Na ₂ SO ₃ ; pH 8 Schachtschabel 1955 (21)	kolorymetrycznie metodą nadsiaczanową lub formaldozynową; AAS
Mo	(NH ₄) ₂ C ₂ O ₄ ·H ₂ O + (COOH) ₂ ·2H ₂ O; pH 3,3 Grigg 1953 (8)	kolorymetrycznie metodą rodankową
Zn	0,1 M HCl Wear i Sommer 1948 (25)	kolorymetrycznie metodą ditizonową; AAS

¹metody badań laboratoryjnych w stacjach chemiczno-rolniczych. Cz. I. Badanie gleb (19).

Źródło: opracowanie własne

Ocenę zasobności gleby prowadzono za pomocą tzw. tymczasowych liczb granicznych, opracowanych w większości w innych krajach. W przypadku B, Mn i Mo przyjęto liczby z Instytutu Żywnienia w Jenie (tab. 2, 4, 5), a dla Cu – liczby opracowane przez Westerhoffa i Knabea (tab. 3). Jedynie liczby dla cynku przyjęto za PTG (tab. 6).

Tymczasowe liczby dla wszystkich mikroelementów były 3-stopniowe, tzn. określały niską, średnią i wysoką zawartość pierwiastka w glebie. Ocena zasobności B i Cu była uzależniona od zwięzłości gleby, a Mn, Mo i Zn od jej odczynu (tab. 2–6).

Tabela 2

Tymczasowe liczby graniczne do oceny zawartości B w glebie oznaczanego w gorącej wodzie w mg·kg⁻¹

Zawartość w glebie	Gleby	
	lekkie	średnie i ciężkie
Niska	do 0,15	do 0,29
Średnia	0,16–0,30	0,30–0,60
Wysoka	od 0,31	od 0,61

Źródło: Zawartość rozpuszczalnych form mikroelementów w glebach polskich, 1985 (27)

Tabela 3

Tymczasowe liczby graniczne do oceny zawartości Cu oznaczanej metodą Westerhoffa w glebie w mg·kg⁻¹

Zawartość w glebie	Gleby		
	lekkie	średnie i ciężkie	torf
Niska	do 2,0	do 1,5	do 1,0
Średnia	2,1–3,5	1,6–2,5	1,1–2,0
Wysoka	od 3,6	od 2,6	od 2,1

Źródło: Zawartość rozpuszczalnych form mikroelementów w glebach polskich, 1985 (27)

Tabela 4

Tymczasowe liczby graniczne do oceny zawartości Mn oznaczanego metodą Schachtschabela w glebie w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

Zawartość w glebie	pH w 1 M KCl					
	do 6,0	6,2	6,4	6,6	6,8	7,0 i wyżej
Niska	do 15	do 20	do 30	do 40	do 50	do 60
Średnia	15–26	21–30	31–40	41–50	51–60	61–70
Wysoka	od 26	od 31	od 41	od 51	od 61	od 71

Źródło: Zawartość rozpuszczalnych form mikroelementów w glebach polskich, 1985 (27)

Tabela 5

Tymczasowe liczby graniczne do oceny zawartości Mo w glebie oznaczanego metodą Grigga w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

Zawartość w glebie	Liczba molibdenowa (wartość pH + zawartość Mo x 10)
Niska	do 6,2
Średnia	6,3–8,2
Wysoka	od 8,3

Źródło: Zawartość rozpuszczalnych form mikroelementów w glebach polskich, 1985 (27)

Tabela 6

Tymczasowe liczby graniczne do oceny zawartości Zn w glebie oznaczanego metodą Weara i Sommer w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

Zawartość w glebie	Odczyn gleby	
	kwaśny i obojętny	zasadowy
Niska	do 2	do 4
Średnia	2–5	4–8
Wysoka	od 5	od 8

Źródło: Zawartość rozpuszczalnych form mikroelementów w glebach polskich, 1985 (27)

Posługując się metodami specyficznymi, stacje chemiczno-rolnicze wykonały w latach 1965–1983 oznaczenia mikroelementów w ponad 400 000 próbek glebowych pobranych z 49 województw Polski. Wyniki tych badań zostały zebrane i opracowane w ramach współpracy OSChR-ów z IUNG-iem. Efektem była praca nazywana potocznie „atlasem mikroelementowym” (27). Zawierała ona tabelaryczne zestawienie niskiej, średniej i wysokiej zawartości mikroelementów w poszczególnych gminach oraz 5 map Polski przedstawiających % gleb o niskiej zawartości mikroelementów we wszystkich gminach naszego kraju.

Wspólna ekstrakcja 1 M HCl

W roku 1984 Ministerstwo Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej zleciło IUNG-owi opracowanie nowej metody diagnostyki niedoborów mikroelementów w glebie, która mogłaby być wdrożona w stacjach chemiczno-rolniczych w miejsce stosowanych kilku metod specyficznych. Problemem priorytetowym, narzuconym przez Ministerstwo, było opracowanie metody ekstrakcji wszystkich mikroelementów jednym roztworem ekstrakcyjnym w celu obniżenia kosztów badań zasobności

gleby. Zmiany wymagały również budzące wątpliwości liczby graniczne adaptowane z krajów o innych warunkach klimatyczno-glebowych.

Poszukiwaniem nowej metody zajęł się zespół prof. Gembarzewskiego z Wrocławskiego Oddziału IUNG. Prowadzone w latach 1984–1986 badania składały się z dwóch etapów. W I etapie poszukiwano roztworu umożliwiającego jednoczesną ekstrakcję wszystkich mikroelementów z gleby, w II – opracowano liczby graniczne do interpretacji wyników ekstrakcji.

W I etapie badań spośród 11 testowanych ekstrahentów wybrany został roztwór 1 M HCl, który okazał się najlepszym ekstrahentem do wspólnej ekstrakcji mikroskładników z gleby w warunkach naszego kraju. Roztwór 1 M HCl porównywano między innymi z takimi ekstrahentami, jak: 0,43 M HNO₃, 0,1 M HCl, 1 M octan amonu, EDTA, DTPA czy metoda Lakanena i Ervio (4). Badania przeprowadzono, używając zbioru 165 próbek glebowych i odpowiadających im 165 próbek roślinnych. W próbkach tych oznaczano zawartość mikroelementów, przy czym w próbkach glebowych oznaczono mikroelementy wszystkimi 11 testowanymi metodami ekstrakcji. Ponadto w próbkach glebowych oznaczono cechy gleby wpływające na dostępność mikroelementów dla roślin, takie jak: pH, powierzchnia właściwa oraz zawartość pyłu, iłu i części splawialnych, zawartość Corg i przyswajalnego fosforu. Wyboru ekstrahenta dokonano na podstawie analizy korelacji pomiędzy współczynnikiem bioakumulacji mikroelementów R/G (zawartość w roślinie/zawartość w glebie) a różnymi cechami gleby. Istotą przyjętej metody było stwierdzenie, że istnienie istotnej silnej korelacji pomiędzy R/G a cechami gleby stwarza możliwość wyliczenia równań regresji, które mogą być użyte do opracowania liczb granicznych do oceny zasobności gleby. W wyniku przeprowadzonych badań wykazano, że spośród testowanych 11 ekstrahentów jedynie roztwór 1 M HCl dawał istotne korelacje dla wszystkich sześciu mikroelementów i w związku z tym mógł być przyjęty jako wspólny ekstrahent (6). Roztwór 1 M HCl jest stosunkowo silnym ekstrahentem, jednak autorzy tej metody wychodzili z założenia, że silniejszy ekstrahent zapewnia informacje nie tylko o aktualnych, ale również o potencjalnie dostępnych ilościach mikroelementów, które mogą przechodzić do roztworu glebowego w wyniku zmian zachodzących w glebie w dłuższym okresie czasu.

W II etapie badań, przy wykorzystaniu równań regresji, zostały opracowane liczby graniczne do interpretacji wyników tej ekstrakcji (5, 7). Opracowano liczby dla sześciu mikroelementów: B, Cu, Fe, Mn, Mo i Zn. Efekty badań, czyli metodę ekstrakcji oraz liczby graniczne, wdrożono w 1986 r. w stacjach chemiczno-rolniczych. Opracowane w 1986 roku liczby graniczne zostały w kolejnych latach skorygowane na podstawie przeprowadzonych w latach 1986–1990 dużych serii doświadczeń z nawożeniem pszenicy i kukurydzy mikroelementami. Łącznie, we współpracy z Wojewódzkimi Ośrodkami Postępu Rolniczego wykonano ok. 150 ścisłych doświadczeń polowych, których wyniki wykorzystano do uściślenia liczb granicznych dla miedzi i cynku. Korekta liczb została przeprowadzona na podstawie zależności pomiędzy zawartością mikroelementu w glebie oznaczanego w 1 M HCl a reakcją

roślin na nawożenie tym mikroelementem. Wdrożone w 1986 i skorygowane w 1990 roku liczby graniczne obowiązują w stacjach chemiczno-rolniczych do chwili obecnej (26).

Podobnie jak w przypadku roztworów specyficznych, liczby do 1 M HCl są 3-stopniowe i nie zależą od gatunku rośliny uprawnej (są takie same dla wszystkich roślin), ale od odczynu, zwięzłości gleby lub zawartości w niej fosforu. Liczby przedstawiono w tabelach 7–12 ze względu na ograniczoną aktualnie dostępność broszury, w której je opublikowano.

Tabela 7

Ocena zawartości B w glebach mineralnych w wyciągu 1 M HCl (mg·kg⁻¹)

Ocena zawartości	pH w 1 M HCl			
	do 4,5	4,6–5,5	5,6–6,5	od 6,5
niska	<0,8	<1,0	<1,3	<2,2
średnia	0,8–2,6	1,0–3,2	1,3–4,3	2,2–7,2
wysoka	>2,6	>3,2	>4,3	>7,2

Źródło: Zalecenia nawozowe, 1990 (26)

Tabela 8

Ocena zawartości Cu w glebach mineralnych w wyciągu 1 M HCl (mg·kg⁻¹)

Ocena zawartości	Gleba			
	bardzo lekka	lekka	średnia	ciężka
Niska	<0,9	<1,6	<2,3	<5,0
Średnia	0,9–2,5	1,6–4,9	2,3–6,7	5,0–15,0
Wysoka	>2,5	>4,9	>6,7	>15,0

Źródło: Zalecenia nawozowe, 1990 (26)

Tabela 9

Ocena zawartości Fe w glebach mineralnych w wyciągu 1 M HCl (mg·kg⁻¹)

Ocena zawartości	Fe – wszystkie gleby mineralne
Niska	<700
Średnia	700–3800
Wysoka	>3800

Źródło: Zalecenia nawozowe, 1990 (26)

Tabela 10

Ocena zawartości Mn w glebach mineralnych w wyciągu 1 M HCl (mg·kg⁻¹)

Ocena zawartości	pH w 1 M KCl															
	do 4,5				4,6–5,0				5,1–5,5				od 5,6			
	gleby															
	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
Niska	<9	<13	<16	<18	<12	<21	<28	<40	<15	<30	<50	<75	<17	<40	<85	<110
Średnia	9–90	13–130	16–160	18–180	12–125	21–210	28–280	40–390	15–150	30–310	50–510	75–750	17–170	40–400	85–830	110–1100
Wysoka	>90	>130	>160	>180	>125	>210	>280	>390	>150	>310	>510	>750	>170	>400	>830	>1100

I – gleby bardzo lekkie, II – lekkie, III – średnie, IV – ciężkie

Źródło: Zalecenia nawozowe, 1990 (26)

Tabela 11
Ocena zawartości Mo w glebach mineralnych w wyciągu 1 M HCl (mg·kg⁻¹)

Ocena zawartości	Zawartość P ₂ O ₅ w mg na 100 g gleby										
	do 5				5–10				od 10,1		
	pH w 1 M KCl										
	do 4,5	4,6–5,5	5,6–6,5	od 6,6	do 4,5	4,6–5,5	5,6–6,5	od 6,6	do 4,5	4,6–5,5	od 5,6
Niska	<0,180	<0,075	<0,030	<0,020	<0,110	<0,040	<0,025	<0,020	<0,030	<0,025	<0,020
Średnia	0,180–1,000	0,075–0,400	0,030–0,140	0,020–0,100	0,110–0,570	0,040–0,220	0,025–0,125	0,020–0,085	0,030–0,140	0,025–0,100	0,020–0,075
Wysoka	>1,000	>0,400	>0,140	>1,00	>0,570	0,220	>0,125	>0,085	>0,140	>0,100	>0,075

Źródło: Zalecenia nawozowe, 1990 (26)

Tabela 12.
Ocena zawartości Zn w glebach mineralnych w wyciągu 1 M HCl (mg·kg⁻¹)

Ocena zawartości	Gleba			
	bardzo lekka	lekka	średnia	ciężka
Niska	<0,7	<1,4	<4,6	<11,5
Średnia	0,7–3,3	1,4–6,3	4,6–20,5	11,5–51,1
Wysoka	>3,3	>6,3	>20,5	>51,1

Źródło: Zalecenia nawozowe, 1990 (26)

Metoda Mehlich 3

Od 2012 roku IUNG-PIB prowadzi we współpracy z Krajową Stacją Chemiczno-Rolniczą prace nad wdrożeniem metody Mehlich 3 do oceny zasobności gleb w makro- i mikroskładniki. Metoda ta pozwala na jednoczesną ekstrakcję makro- i mikroelementów z gleby jednym roztworem ekstrakcyjnym (18). Przeprowadzanie jednej ekstrakcji wszystkich składników pokarmowych równocześnie zamiast użycia kilku różnych ekstrahentów jest dużym uproszczeniem i skróceniem procedury analitycznej, a tym samym wiąże się ze znaczną redukcją kosztów analiz. Procedury stosowane wcześniej przez okręgowe stacje chemiczno-rolnicze do badania zasobności gleby wymagały stosowania trzech różnych roztworów ekstrakcyjnych: mleczanu wapnia do oznaczania P i K, chlorku wapnia do oznaczania Mg oraz 1 M HCl do oznaczania mikroelementów.

W latach 2012–2014 w Głównym Laboratorium Analiz Chemicznych IUNG-PIB w Puławach opracowano procedurę ekstrakcji i oznaczania zawartości makro- i mikroelementów w glebie według metody Mehlich 3 dostosowaną do potrzeb okręgowych stacji chemiczno-rolniczych (2). W 2015 roku metoda Mehlich 3 wraz z odpowiednimi liczbami granicznymi została wdrożona w laboratoriach OSCHR w zakresie oznaczania makroelementów (3, 11).

W celu wdrożenia metody Mehlich 3 do oznaczania mikroelementów konieczne było porównanie jej skuteczności z dotychczas stosowanym 1 M HCl, a w przypadku zadowalających wyników, opracowanie liczb granicznych do tej metody odpowiednich dla warunków glebowych naszego kraju. Badania te zostały podjęte w 2015 roku

przez oddział wrocławski IUNG w ścisłej współpracy z Krajową Stacją Chemiczno-Rolniczą.

Przeprowadzone na podstawie 330 próbek glebowych i 330 roślinnych porównanie przydatności roztworu 1 M HCl i Mehlich 3 do ekstrakcji mikroelementów z gleb Polski nie wykazały zdecydowanie lepszego działania roztworu Mehlich 3 (9, 12, 14). Jednak ze względu na zbliżoną lub tylko w nielicznych przypadkach nieco gorszą skuteczność tego ekstrahenta zdecydowano się na wdrożenie go do stacji chemiczno-rolniczych. Uznano, że korzyści wynikające ze wspólnej ekstrakcji makro- i mikroelementów jednym roztworem i zmniejszenia kosztów analiz usprawiedliwiają wprowadzenie roztworu Mehlich 3 do oznaczania mikroelementów w glebie dla potrzeb nawozowych. Niższa cena analiz gleby umożliwia rolnikom częstsze ich wykonywanie, co przekłada się na właściwy dobór dawek nawozów. Bardziej precyzyjne nawożenie rzutuje zarówno na uzyskiwany poziom plonów, jak również na ochronę środowiska w Polsce.

Kolejnym etapem wdrażania nowej metody oznaczania zawartości mikroelementów w glebie było opracowanie liczb granicznych niedoboru B, Cu, Fe, Mn i Zn dla pszenicy i rzepaku (13, 23). Liczby zostały opracowane na podstawie zbioru danych uzyskanych z 1921 pól z pszenicą i 1944 pól z rzepakiem rozmieszczonych równomiernie na terenie całego kraju. Z pól tych w latach 2016 i 2017 próbobiornicy okręgowych stacji chemiczno-rolniczych pobrali próbki gleby i odpowiadające im próbki roślinne. We wszystkich pobranych próbkach roślinnych oznaczono zawartość mikroelementów, a w próbkach glebowych oprócz mikroelementów oznaczonych metodą Mehlich 3 również pH, skład granulometryczny oraz zawartość węgla organicznego i przyswajalnego fosforu. Ponadto dla każdego pola zebrano dane odnośnie plonu ziarna pszenicy i nasion rzepaku. Uzyskana w ten sposób baza danych, zawierająca ok. 150 000 wyników, stała się podstawą do opracowania liczb granicznych.

Liczby graniczne wyznaczono dwiema niezależnymi metodami: 1) metodą równań regresji oraz 2) tzw. metodą wysokich plonów, opisanymi przez Korzeniowską i in. (13) oraz Stanisławską-Głubiak i in. (23). Porównanie liczb wyliczonych metodą równań regresji i metodą wysokich plonów wykazało ich bardzo duże podobieństwo, co potwierdziło wiarygodność tych liczb.

Opracowane liczby dla roztworu Mehlich 3 są jednostopniowe w odróżnieniu od trzystopniowych liczb dla 1 M HCl. Uznano za wystarczające wyznaczenie jedynie granicy niskiej zawartości mikroelementu w glebie, poniżej której zalecane jest nawożenie roślin tymi składnikami. Ponadto dotychczasowe liczby do metody 1 M HCl są zróżnicowane tylko w zależności od wybranych właściwości gleby. Liczby do metody Mehlich 3 uwzględniają, prócz właściwości gleby, również wrażliwość roślin i są opracowane oddzielnie dla pszenicy i rzepaku (tab. 13 i 14). W najbliższej przyszłości planowane jest opracowanie liczb dla kukurydzy.

Tabela 13

Liczby graniczne niskiej zawartości mikroelementów w glebie oznaczanych metodą Mehlich 3 dla pszenicy w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

Pierwiastek	Cecha gleby	Niska zawartość $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
B	pH	
	$\leq 5,5$	<0,10
	5,6–6,5	<0,25
	6,6–7,2	<0,40
	$\geq 7,3$	<0,55
Cu	Corg (%)	
	$\leq 1,0$	<1,4
	1,1–1,5	<1,6
	1,6–2,0	<1,8
	$\geq 2,1$	<2,2
Fe	P_{M3} ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	
	≤ 100	<190
	101–200	<240
	≥ 201	<280
Mn	pH	
	$\leq 5,5$	<30
	5,6–6,5	<45
	6,6–7,2	<60
	$\geq 7,3$	<75
Zn	P_{M3} ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	
	≤ 100	<3,0
	101–200	<3,5
	201–300	<4,5
	≥ 301	<6,0

Corg – węgiel organiczny, P_{M3} – fosfor oznaczony metodą Mehlich 3

Źródło: opracowanie własne

Tabela 14

Liczby graniczne niskiej zawartości mikroelementów w glebie oznaczanych metodą Mehlich 3 dla rzepaku

Pierwiastek	Cecha gleby	Niska zawartość $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
B	Corg (%)	
	do 1,5	<0,30
	1,1–1,5	<0,50
	1,6–1,2	<0,70
	od 2,1	<0,90
Cu	Corg (%)	
	do 1,5	<1,0
	od 1,6	<2,0
Fe	-	<200
Mn	pH	
	do 5,5	<30
	od 5,6	<50
Zn	P_{M3} ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	
	do 100	<2,5
	101–200	<3,0
	201–300	<4,0
	od 301	<5,5

Corg – węgiel organiczny, P_{M3} – fosfor oznaczony metodą Mehlich 3

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

Niedobory mikroelementów w glebie prowadzą do obniżania wielkości i jakości plonów ziemiopłodów i powinny być uzupełniane nawożeniem. Poczynając od połowy lat 60. XX w. stacje chemiczno-rolnicze we współpracy z Instytutem Nawożenia Uprawy i Gleboznawstwa cyklicznie przeprowadzały monitoring niedoborów mikroelementów w glebach Polski (tab. 15). Początkowo ocena niskiej zawartości przyswajalnych dla roślin form mikroskładników prowadzona była przy wykorzystaniu metod specyficznych i odpowiadających im liczb granicznych. Badania przeprowadzone w latach 1965–1983 na podstawie ponad 400 000 próbek glebowych wykazały, że ponad 40% użytków rolnych wykazywało niedobory Mo, B i Cu, 25% niedobory Mn, i tylko 9% niedobory Zn.

W roku 1986 metody specyficzne zostały zastąpione metodą z 1 M HCl i liczbami granicznymi opracowanymi specjalnie dla tego ekstrahenta. Trzy cykle monitoringu przeprowadzone w latach 1987–2013 wykorzystujące tę nową metodę wykazały średnio 76% niedoborów B, 36% Cu, ok. 20% Fe i Mo, 15% Zn oraz 7% Mn (tab. 15). Główna różnica pomiędzy wyceną metodami specyficznymi a metodą z 1 M HCl dotyczyła boru, którego niedobory szacowane nową metodą dotyczyły aż 3/4 użytków rolnych w Polsce. Wykazane w cyklu 1987–1993 znacznie mniejsze niedobory Mo, niż stwierdzone w latach 1965–1983 metodami specyficznymi, nie zostały w kolejnych cyklach potwierdzone. Od 1994 roku zaniechano bowiem wykonywania analiz Mo w glebach ze względu na ich dużą pracochłonność, małą wiarygodność i szkodliwość dla ludzi i środowiska.

Liczby graniczne do metod specyficznych i do metody z 1 M HCl nie były zróżnicowane w zależności od gatunku rośliny. Stwierdzenie niskiej zawartości mikroelementu skutkowało zaleceniem nawożenia nim każdego gatunku uprawianego na tej glebie. Wiadomo jednak, że poszczególne gatunki roślin różnią się zdolnością pobierania mikropierwiastków z gleby, a także wrażliwością na ich niedobory, co stwarza potrzebę zróżnicowania liczb granicznych dla poszczególnych gatunków roślin uprawnych. Problem ten został rozwiązany przy zamianie obowiązującej w OSChR metody 1 M HCl na metodę Mehlich 3, dla której opracowano odrębne liczby dla pszenicy i rzepaku.

Ocena zasobności gleb przeprowadzona metodą Mehlich 3 i opracowanymi dla niej liczbami wykazała zróżnicowanie niedoborów mikroelementów w zależności od gatunku rośliny (tab. 15). Na podstawie 3865 próbek glebowych pobranych z terenu całej Polski wykazano, że aż 45% gleb wykazywało niedobór B dla rzepaku i jedynie 19% dla pszenicy. Duże różnice wystąpiły również w przypadku Cu, gdzie 30% gleb charakteryzowało się niedoborem tego pierwiastka dla pszenicy, a tylko 14% dla rzepaku. Biorąc pod uwagę dużą wrażliwość rzepaku i małą pszenicy na niedobór B oraz znacznie większą wrażliwość pszenicy na niedobór Cu niż rzepaku (10), wydaje się, że poziom liczb granicznych dla obu gatunków jest ustalony właściwie.

Tabela 15

Niedobory mikroelementów w glebach Polski w % użytków rolnych

Okres	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn	Liczba prób	Metoda	Roślina
1965–1983	41	41	x	25	44	9	ok. 400000	metody specyf. ¹	wszystkie
1987–1993	75	37	x	11	23	14	11184 (Mo) -78278 (B)	1 M HCl ²	wszystkie
1994–1999	79	36	x	7	x	13	ok. 70000	1 M HCl ³	wszystkie
2000–2012	74	34	21	3	x	17	37000 (B), 55000 (reszta)	1 M HCl ⁴	wszystkie
Średnia	76	36	21	7	23	15			
2016–2017	19	30	21	16	x	20	3865	Mehlich 3 ⁵	pszenica
2016–2017	45	14	10	15	x	14			rzepak

¹Zawartość..., 1985 (27), ²Obojski i Strączyński, 1995 (20), ³Kucharzewski i Dębowski, 2000 (15),

⁴Lipiński, 2013 (16), ⁵Stanisławska-Głubiak i in., 2019 (23), x – oznaczeń nie wykonywano

Źródło: opracowanie własne

Literatura

- Berger K.C., Truog E.: Boron tests and determination for soils and plants. *Soil Sci.*, 1944, **57(1)**: 25-36.
- Boreczek B., Sumorek-Gołąbek A., Janda B.: Wielopierwiastkowa analiza gleb metodą Mehlich III. Główne Laboratorium Analiz Chemicznych IUNG-PIB Puławy, 2012, ss. 17 (materiały niepublikowane do użytku wewnętrznego).
- Fotyma M., Kęsik K., Lipiński W., Filipiak K., Purchała L.: Testy glebowe jako podstawa doradztwa nawozowego. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2015, **42(16)**: 9-51.
- Gembarzewski H., Kamińska W., Korzeniowska J.: Zastosowanie 1M roztworu HCl jako wspólnego ekstrahenta do oceny zasobności gleby w przyswajalne formy mikroelementów. *Prace Kom. Nauk. PTG*, 1987, **IV/8**: 1-9.
- Gembarzewski H., Korzeniowska J.: Ocena zasobności gleby w mikroelementy według „starych” i „nowych” liczb granicznych a doradztwo nawozowe. *Prace Kom. Nauk. PTG*, 1989, **IV/10**: 24-37.
- Gembarzewski H., Korzeniowska J.: Simultaneous extraction of B, Cu, Fe, Mn, Mo and Zn from mineral soils, and an estimation of the results. *Agribiological Research-Zeitschrift für Agrarbiologie Agrikulturchemie Okologie*, 1990, **43(2)**: 115-127.
- Gembarzewski H., Korzeniowska J.: Wybór metody ekstrakcji mikroelementów z gleby i opracowanie liczb granicznych przy użyciu regresji wielokrotnej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 1996, **434**: 353-364.
- Grigg J.L.: A rapid method for the determination of molybdenum in soils. *Analyst*. 1953, **78(929)**: 470-473.
- Kantek K., Korzeniowska J.: Przydatność ekstrahentów Mehlich 3 i 1 M HCl do oceny niedoborów miedzi w glebie pod kątem monitoringu środowiska. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 2013, **24(3)**: 1-5.
- Katyal J.C., Randhawa N.S.: Micronutrients. *FAO Fertilizer and plant nutrition Bulletin*, 1983, **7**: 1-82.
- Kęsik K., Lipiński W., Jadczyzyn T., Boreczek B., Janda B., Sumorek-Gołąbek A., Kocoń A., Ochal P., Piłkuła D., Bochniarz A.: Liczby graniczne oraz procedura badawcza oznaczania metodą Mehlich 3 ruchomych form fosforu, potasu i magnezu w glebach mineralnych. Instrukcja wdrożeniowa nr 230, IUNG-PIB Puławy, ss. 26.

12. Korzeniowska J., Stanisławska-Głubiak E.: Comparison of 1 M HCl and Mehlich 3 for assessment of the micronutrient status of polish soils in the context of winter wheat nutritional demands. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 2015, **46(10)**: 1263-1277.
13. Korzeniowska J., Stanisławska-Głubiak E., Lipiński W.: Opracowanie liczb granicznych niedoboru mikroelementów w glebie oznaczanych przy użyciu ekstrahenta Mehlich 3 dla polskich warunków glebowych. Część I. Pszenica. *Soil Sci. Ann.*, 2019, **70(4)**: 314-23.
14. Korzeniowska J., Stanisławska-Głubiak E., Lipiński W.: Porównanie wyników ekstrakcji mikroelementów z gleby roztworem 1 M HCl i Mehlich 3. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu: Rolnictwo*, 2016, **619**: 59-68.
15. Kucharzewski A., Dębowski M.: Odczyn i zawartość mikroelementów w glebach Polski. *Zesz. Prob. Post. Nauk Rol.*, 2000, **471**: 627-635.
16. Lipiński W.: Zasobność gleb polski w mikroelementy. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2013, **34(8)**: 121-131
17. McLaughlin M.J., Zarcinas B.A., Stevens D.P., Cook N.: Soil testing for heavy metals. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 2000, **3**: 1661-1700.
18. Mehlich A.: Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 1984, **15(12)**: 1409-1416.
19. Metody badań laboratoryjnych w stacjach chemiczno-rolniczych. Cz. I. Badanie gleb. IUNG Puławy, 1980.
20. Obojski J., Strączyński S.: Odczyn i zasobność gleb polskich w makro- i mikroelementy. *Wyd. IUNG Puławy*, 1995, ss. 40.
21. Schachtschabel P.: Manganese in soil. *Die Phosphorsaure*, 1955, **15**: 133-139.
22. Stanisławska-Głubiak E., Korzeniowska J.: Zasady nawożenia mikroelementami roślin uprawnych. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2007, **8**: 99-110.
23. Stanisławska-Głubiak E., Korzeniowska J., Lipiński W.: Opracowanie liczb granicznych niedoboru mikroelementów w glebie oznaczanych przy użyciu ekstrahenta Mehlich 3 dla polskich warunków glebowych. Część II. Rzepak. *Soil Sci. Ann.*, 2019, **70(4)**: 324-30.
24. Westerhoff H.: Beitrage zur Kupferbestimmung im Boden, *Landwirtschaftliche Forschung*, 1955, **7**: 190-192.
25. Wear J.I., Sommer A.L.: Acid-extractable zinc of soils in relation to the occurrence of zinc deficiency symptoms of corn: A method of analysis. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 1948, **12**: 143-144.
26. Zalecenia nawozowe. Praca zbiorowa. Cz. I. Liczby graniczne do wyceny w glebach makro- i mikroelementów. IUNG Puławy, 1990, ss. 44.
27. Zawartość rozpuszczalnych form mikroelementów w glebach polskich. Synteza wyników badań wykonanych przez okręgowe stacje chemiczno-rolnicze w latach 1965–1983. IUNG Puławy, 1985, ss. 122.

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Jolanta Korzeniowska
Zakład Herbologii i Technik Uprawy Roli
IUNG-PIB
ul. Orzechowa 61, 50-540 Wrocław
tel. 71 363 8707, w. 112
e-mail: j.korzeniowska@iung.wroclaw.pl

AUTOR	ORCID
Ewa Stanisławska-Głubiak	0000-0003-1852-6732
Jolanta Korzeniowska	0000-0003-3701-9576
Tamara Jadczyzsyn	0000-0002-4755-699

Ewa Stanisławska-Głubiak, Jolanta Korzeniowska

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

**ANALIZA RYNKU NAWOZÓW MIKROELEMENTOWYCH NA TLE
POTRZEB NAWOŻENIA MIKROELEMENTAMI W POLSCE***

Słowa kluczowe: mikroelementy, niedobory, pszenica, rzepak, kukurydza, burak cukrowy, nawozy mikroelementowe

Wstęp

Mikroelementy do niedawna nie były doceniane przez rolników jako składniki, które są niezbędne do prawidłowego wzrostu i rozwoju roślin uprawnych. Obecnie wiedza na temat ich funkcji biochemicznych i fizjologicznych, jaką pełnią w roślinie, jest szeroko dostępna. Coraz więcej producentów rolnych zdaje sobie sprawę, że niedostateczny poziom odżywienia roślin mikroelementami prowadzi do obniżenia ich odporności na niekorzystne warunki środowiska, takie jak: choroby i szkodniki, susza, mróz czy konkurencyjność chwastów. Następstwem tego jest obniżenie poziomu plonowania i pogorszenie jakości plonu. Pomimo tego nawożenie roślin mikroelementami do tej pory nie było stosowane na większą skalę. Potwierdzają to badania IUNG-PIB przeprowadzone we współpracy z Krajową Stacją Chemiczno-Rolniczą w latach 2010–2011 na polach pszenicy ozimej zlokalizowanych w gospodarstwach o średniej intensywności (23). Wykazano stosunkowo duże niedobory mikroelementów w roślinach pszenicy. Niską zawartością Zn i Mn charakteryzowało się odpowiednio: 38 i 29% próbek. Stwierdzono również niską zawartość Cu (21%) i B (18%). W zgromadzonych próbkach prawie wcale nie zaobserwowano niedoborów Mo (3%) i tylko nieliczne Fe (11%).

Rośliny uprawne, w zależności od gatunku, mają zróżnicowane potrzeby pokarmowe odnośnie poszczególnych mikroelementów, a także różną wrażliwość na ich niedobór. Niektóre gatunki, a nawet odmiany, łatwiej pobierają trudno dostępne formy mikroelementów z gleby niż inne. Dzieje się tak w wyniku wydzielania przez

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

korzenie substancji chelatujących zwanych fitosideroforami, co zostało stwierdzone głównie u zbóż i traw (29, 48, 53).

Nawożenie roślin mikroelementami wymaga większej wiedzy i większej precyzji niż nawożenie makroelementami. W sprzedaży dostępna jest szeroka gama nawozów mikroelementowych zarówno produkcji krajowej, jak i zagranicznej. Asortyment tych nawozów jest tak różnorodny, że producenci rolni mogą mieć kłopoty z wyborem odpowiedniego nawozu dostosowanego do potrzeb rośliny uprawnej i warunków jej uprawy. Często rolnicy ulegają agresywnej reklamie dystrybutorów nawozów, zwłaszcza firm zagranicznych, kupując produkty nawozowe, których skład nie jest dopasowany do aktualnego stanu odżywienia mikroelementami uprawianej rośliny. Zakup nawozu mikroelementowego powinien być poprzedzony dokładną analizą potrzeb nawożenia tymi składnikami. W tym celu można wykorzystać komputerowe doradztwo mikroelementowe dostępne na stronie internetowej Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa-Państwowego Instytutu Badawczego (46). W zależności od rekomendowanej dawki mikroskładnika, rolnik może dopasować odpowiedni nawóz spośród szerokiej oferty produktów dolistnych i doglebowych prezentowanych w niniejszej pracy.

Zawartość mikroelementów w glebach Polski

Mikroelementy w glebie związane są głównie z jej najdrobniejszą frakcją granulometryczną, tzw. frakcją ilastą. Istotne zróżnicowanie zawartości mikroelementów stwierdza się raczej pomiędzy gatunkami niż typami gleb. Średnia ich zawartość jest zdecydowanie większa w glebach cięższych, o większej zawartości frakcji ilastych (gleby pyłowe i gliniaste), niż lżejszych, piaszczystych (tab.1).

Tabela 1

Całkowita zawartość mikroelementów w glebach Polski (mg·kg⁻¹)

Mikroelement	Gleby piaszczyste	Gleby pyłowe i gliniaste	Gleby organiczne
Mn	240	500	150
Zn	37	70	60
B	10	30	25
Cu	6	15	5
Mo	1,5	3,0	1,0

Źródło: Kabata-Pendias i Pendias, 1999 (14)

Całkowita zawartość mikroelementów w glebie nie jest dobrym wskaźnikiem dla określenia potrzeb nawozowych roślin. Przemiany, jakim podlegają mikroelementy w glebie i związana z nimi ilość form dostępnych dla roślin, zależy od takich czynników, jak: skład granulometryczny, odczyn gleby, potencjał redoks, zawartość materii organicznej, zawartość fosforu, a także od różnych interakcji pomiędzy składnikami. Dlatego diagnostyka potrzeb nawozowych roślin uprawnych

w odniesieniu do mikroelementów opiera się na oznaczeniu zawartości w glebie tzw. form przyswajalnych, czyli wyekstrahowanych z gleby określonym roztworem.

W latach 1987–2012 stacje chemiczno-rolnicze we współpracy z Instytutem Nawożenia Uprawy i Gleboznawstwa cyklicznie przeprowadzały monitoring zawartości przyswajalnych dla roślin form mikroelementów w glebach Polski, oznaczanych po ich ekstrakcji roztworem 1 M HCl. W tabeli 2 przedstawiono skalę niedoborów mikroelementów oszacowaną na podstawie badań przeprowadzonych na podstawie kilkudziesięciu tysięcy próbek dla każdego z pierwiastków.

Tabela 2
Procentowy udział gleb o niskiej zawartości przyswajalnych form mikroelementów w Polsce

Mikroelement	Lata badań				
	1987–1993 ¹	1994–1999 ²	2000–2012 ³	2016–2017 ⁴⁾	
				pszenica	rzepak
B	75	79	74	19	45
Cu	37	34	34	30	14
Fe	-	28	21	21	10
Mn	11	7	3	16	15
Mo	23	x	x	x	x
Zn	14	13	17	20	14

¹Obojski i Strączyński, 1995 (30), ²Kucharzewski i Dębowski, 2000 (25), ³Lipiński, 2013 (27), ⁴Stanisławska-Głubiak i in. 2019 (47); x – nie wykonywano oznaczeń

Z przedstawionego zestawienia wynika, że największy niedobór przyswajalnych form mikroelementów w glebie dotyczył boru (średnio 76% gleb), a następnie miedzi (średnio 35% gleb). W ostatnim cyklu badań (2000–2012) stwierdzono wzrost deficytu cynku i zmniejszenie się deficytu manganu w stosunku do lat 1987–1999. Od 1994 roku nie wykonywano analiz molibdenu w glebach na masową skalę, ze względu na uciążliwą procedurę analityczną. Przyjęto, że niedobór tego pierwiastka występuje tylko w glebach kwaśnych i zabieg wapnowania powinien go wyeliminować.

Badania z lat 2000–2012 wskazują na znaczne regionalne zróżnicowanie zasobności gleb w mikroelementy (27). Najwięcej gleb ubogich w bor występowało na obszarze województw: podlaskiego (ponad 90%), zachodniopomorskiego, kujawsko-pomorskiego, wielkopolskiego i świętokrzyskiego (ponad 80%). Największy udział gleb deficytowych w miedź odnotowano w województwach opolskim i podlaskim (ok. 60%), a w mangan w województwach mazowieckim i wielkopolskim (powyżej 7%). Gleby ubogie w cynk występowały głównie na obszarze Mazowsza, Dolnego Śląska i Lubelszczyzny (ponad 30%). Najwięcej gleb ubogich w żelazo stwierdzano w województwach: kujawsko-pomorskim, wielkopolskim i podlaskim. Na podkreślenie zasługuje fakt występowania w kraju obszarów, na których deficyt mikroelementów dotyczył kilku z nich jednocześnie. Do tych regionów należały województwa wielkopolskie i mazowieckie, a także podlaskie, lubelskie, warmińsko-mazurskie i kujawsko-pomorskie.

Po wprowadzeniu nowej procedury analitycznej do oznaczeń zawartości makro- i mikroelementów w glebie, z wykorzystaniem wspólnego ekstrahenta Mehlich 3, w IUNG-PIB we współpracy z Krajową Stacją Chemiczno-Rolniczą opracowano liczby graniczne niedoboru mikroelementów w zależności od gatunku rośliny, który miałby być uprawiany na badanej glebie (22, 47). Deficyt poszczególnych mikroelementów w latach 2016–2017 oceniony tymi liczbami, zwłaszcza boru i miedzi, był wyraźnie zróżnicowany dla rzepaku i pszenicy (tab. 2). Generalnie, średnio dla obu gatunków roślin znacznie zmniejszył się udział gleb niedoborowych w bor w stosunku do ocen z lat 1987–2012. Jednocześnie odnotowano wzrost niedoborów manganu. Różnice te wynikały z innych kryteriów oceny, ale częściowo mogły również wynikać z rzeczywistych zmian zasobności polskich gleb w mikroelementy.

Wrażliwość roślin na niedobory mikroelementów

Poszczególne gatunki roślin uprawnych różnią się znacznie wrażliwością na deficyt mikroelementów (tab. 3). Oznacza to, że ten sam poziom zawartości danego pierwiastka w glebie może być wystarczający dla jednego gatunku, a zbyt niski dla innego. Różną tolerancję na niedobór mikroelementów mogą wykazywać nie tylko gatunki, ale również odmiany roślin. Różnice we wrażliwości odmian pszenicy na niedobór mikroelementów często tłumaczy się ich różną zdolnością do wydzielania tzw. fitosideroforów.

Tabela 3

Wrażliwość najważniejszych roślin uprawnych na niedobór mikroelementów

Roślina	B	Cu	Mn	Mo	Zn
Pszenica	1	3	3	0	1
Jęczmień	0	3	2	1	0
Żyto	0	0	2	0	0
Pszenżyto	0	1	1	0	0
Owies	0	3	3	1	0
Rzepak	3	1	2	2	0
Burak cukrowy	3	2	3	2	1
Kukurydza	2	2	2	0	3

0 – brak, 1 – mała, 2 – średnia, 3 – duża

Źródło: opracowanie własne

Reakcja roślin na nawożenie mikroelementami

W Instytucie Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa od wielu lat prowadzono badania dotyczące potrzeb mikroelementowych najważniejszych gospodarczo roślin uprawnych oraz ich reakcji na nawożenie mikroelementami. Badania najczęściej opierano na doświadczalnictwie polowym prowadzonym na szeroką skalę oraz zbiorze

danych zebranych z pól produkcyjnych, ale także na wynikach ścisłych doświadczeń wazonowych i mikropoletkowych. Poniżej przedstawiono badania IUNG, poparte wynikami innych autorów, w odniesieniu do pszenicy ozimej, rzepaku ozimego, buraka cukrowego oraz kukurydzy.

Pszenica ozima

Korzeniowska (18) na podstawie badań własnych oraz innych autorów wskazała na konieczność nawożenia pszenicy **miedzią** przy niedostatecznej zawartości tego składnika w glebie. Intensywny poziom agrotechniki, a zwłaszcza wysoki poziom nawożenia azotowego, zwiększa dodatkowo zapotrzebowanie pszenicy na ten pierwiastek. W badaniach Korzeniowskiej (18) pszenica w większości przypadków reagowała na nawożenie miedzią 11–23% zwykłą plonów, a z doniesień innych autorów wynika, że przy jej deficycie w glebie wzrost plonów może wynosić nawet 40–100% (15, 16). Decyzja o nawożeniu miedzią powinna zależeć nie tylko od zasobności gleby, ale również od uprawianej odmiany. W przeprowadzonych badaniach wykazano, że odmiany pszenicy powszechnie uprawiane w Polsce różnią się istotnie efektywnością wykorzystania tego pierwiastka. Wyodrębniono odmiany o dużym, średnim i małym zapotrzebowaniu na Cu, ale ze względu na częste zmiany w krajowym rejestrze odmian lista tych odmian jest częściowo zdezaktualizowana. Celowe byłoby włączenie testowania potrzeb miedziowych pszenicy do Porejestrowego Doświadczalnictwa Odmianowego (PDO).

Przy niskiej zasobności gleby w miedź najkorzystniejsze jest przedsięwzięcie nawożenia doglebowe tym pierwiastkiem, które wykazuje kilku-, a niekiedy nawet kilkunastoletni efekt następczy (4, 10, 11, 28). Zalecana dawka to raz na kilka lat 6–10 kg Cu·ha⁻¹ w zależności od rodzaju gleby, w formie siarczanu miedzi. Na gleby cięższe i o większej ilości substancji organicznej należy stosować wyższe dawki. Jeśli deficyt miedzi zostanie wykryty w czasie wegetacji roślin, powinno się wykonać oprysk dolistny. Najlepsze efekty przynosi zabieg wykonany w fazie początku strzelania w źdźbło z użyciem dawki 300 g·ha⁻¹ w formie siarczanu miedzi. Skuteczne, choć droższe są również nawozy zawierające miedź w formie chelatów.

Pszenica jako gatunek nie jest wrażliwa na niedobór **boru**, niemniej w warunkach jego niskiej zawartości w glebie może reagować zwykłą plonów na nawożenie tym pierwiastkiem. Korzeniowska (18) stwierdziła, że duże uzależnienie reakcji pszenicy na aplikację boru od pogody sprawia, że efekt nawożenia tym pierwiastkiem jest mało przewidywalny. Pszenica zareagowała istotnym 6–35% przyrostem plonu na dolistną aplikację boru w czterech na sześć przeprowadzonych doświadczeń, ale w jednym doświadczeniu 3 odmiany zareagowały istotną, niespodziewaną 12–23% jego obniżką. Z badań przeprowadzonych w naszym kraju przez innych autorów wynika, że nawożenie borem pszenicy może spowodować 6–10% wzrost plonów (8, 52). Według różnych autorów najlepsze efekty daje nawożenie

doglebowe w dawce 1–2 kgB·ha⁻¹ (8, 31, 36, 37, 49). Wróbel i Sienkiewicz-Cholewa (52) zalecają dla pszenicy ozimej nawożenie doglebowe pogłówne w dawce 1,2–1,8 kg B·ha⁻¹ w formie 0,2% roztworu H₃BO₃, który jest rozlewany na powierzchnię gleby w fazie krzewienia.

Według Korzeniowskiej (18), reakcja pszenicy na nawożenie **cynkiem** związana była nie tylko z niską zawartością tego pierwiastka w glebie, ale również ze stosunkiem cynku do fosforu i cynku do miedzi w glebie. Pszenica zareagowała zwyżką plonów na nawożenie cynkiem na polach, gdzie było go za mało w stosunku do fosforu i miedzi. Na glebach lekkich o niskiej i średniej zasobności w cynk i równoczesnych wysokich zawartościach fosforu i miedzi mogą wystąpić korzystne efekty nawożenia pszenicy cynkiem. Potrzeby nawożenia cynkiem mogą również wystąpić przy stosowaniu wysokich dawek skoncentrowanych nawozów fosforowych. Wynika to z antagonizmu cynku i fosforu oraz cynku i miedzi szeroko udokumentowanego w literaturze (1, 6, 7, 13, 24, 26, 54). W opisaney sytuacji można spodziewać się ok. 10% wzrostu plonów ziarna na skutek aplikacji 10 kg cynku na 1 ha. Dawka ta okazała się najkorzystniejsza zarówno pod względem przyrostu plonu, jak i efektywności nawożenia. Z doniesień literaturowych wynika, że cynk powinien być stosowany przedsięwnie, doglebowo, raz na kilka lat (1, 2, 3, 5, 32, 33). Wielu autorów podkreśla wieloletnie działanie następcze nawożenia tym pierwiastkiem (2, 3, 8, 12, 35). Dobrym źródłem cynku jest ZnSO₄ ze względu na łatwą rozpuszczalność, dostępność i niski koszt.

Rzepak ozimy

W ścisłych doświadczeniach polowych przeprowadzonych w warunkach niskiej bądź średniej zawartości miedzi w glebie odnotowano istotny wzrost plonów pod wpływem dolistnego nawożenia **miedzią** w dawce 250 g·ha⁻¹, a w niektórych przypadkach także w wyniku nawożenia doglebową dawką miedzi – 12 kg·ha⁻¹. Zwyżki plonów kształtowały się na poziomie 2–9% w stosunku do plonów roślin nietraktowanych miedzią (38). Badano również reakcję wybranych odmian rzepaku na nawożenie tym pierwiastkiem (39). W przypadku 2 odmian na 5 badanych dolistna aplikacja miedzi spowodowała zwyżkę plonów nasion oraz wzrost zawartości tłuszczu i zawartości miedzi w nasionach. Te same odmiany zareagowały również wzrostem zawartości tłuszczu i koncentracji miedzi w nasionach na dawkę doglebową 12 kg Cu·ha⁻¹.

W badaniach Sienkiewicz-Cholewy i Kieloch (42) doglebowe nawożenie rzepaku **borem** w dawce 2 kg·ha⁻¹, w warunkach niskiej zasobności gleby w ten pierwiastek, spowodowało wzrost plonów o 10% w porównaniu z glebą nienawożoną. Stwierdzono także znaczny wzrost zawartości tłuszczu w nasionach, o 1,0–1,4 punktu procentowego w odniesieniu do suchej masy, po zastosowaniu łącznego nawożenia borem i miedzią w dawkach odpowiednio: 2 i 5 kg·ha⁻¹.

W badaniach Stanisławskiej-Głubiak (43, 44) prowadzonych na 33 polach produkcyjnych na terenie 8 województw rzepak zareagował na dolistne nawożenie **molibdenem** istotnym wzrostem plonu nasion w stosunku do roślin nienawożonych Mo. Na glebach lekkich była to średnia zwyżka na poziomie $0,11 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, przy czym skuteczna okazała się tu dawka $120 \text{ g Mo}\cdot\text{ha}^{-1}$. W grupie doświadczeń prowadzonych na glebach średnich i ciężkich wzrost plonu wynosił średnio $0,17 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. W tym przypadku już dawka $60 \text{ g Mo}\cdot\text{ha}^{-1}$ była wystarczająca. Istotnie gorsze rezultaty uzyskano po oprysku roślin dawką $30 \text{ g Mo}\cdot\text{ha}^{-1}$. Molibden stosowano w 2 terminach: wiosną, kilka dni po ruszeniu wegetacji oraz na początku formowania łodygi, jednak nie stwierdzono istotnego wpływu terminu aplikacji na skuteczność działania Mo. Zaobserwowano natomiast, że wysoka zawartość fosforu w glebie może ograniczać dodatnią reakcję roślin na dolistną aplikację molibdenu, a duża zawartość miedzi i manganu może ją stymulować. Oprócz wzrostu plonów dolistne nawożenie molibdenem, w sytuacji niedostatecznego zaopatrzenia rzepaku w ten składnik, może powodować wzrost koncentracji Mo w nasionach o 40%–50%, co jest korzystne w przypadku materiału siewnego lub surowca paszowego. Najlepszych rezultatów należy spodziewać się po zastosowaniu dawki $60\text{--}120 \text{ g Mo}\cdot\text{ha}^{-1}$.

W badaniach polowych innych autorów największe zwyżki plonów uzyskano po zastosowaniu molibdenu łącznie z borem lub kompletem mikroelementów (34, 40, 41). W niemieckich zaleceniach dla praktyki rolniczej zwraca się uwagę na znaczenie boru, molibdenu oraz manganu w nawożeniu rzepaku ozimego (9).

Kukurydza

Na podstawie 45 doświadczeń polowych zlokalizowanych na terenie całego kraju stwierdzono, że kukurydza uprawiana na kiszonkę w 60% przypadków reagowała wzrostem plonów na doglebowe nawożenie **cynkiem** (17). Najwyższe plony uzyskano po zastosowaniu $20 \text{ kg Zn}\cdot\text{ha}^{-1}$, w formie siarczanu cynku, ale najlepszą efektywność nawożenia uzyskano, stosując dawkę $10 \text{ kg Zn}\cdot\text{ha}^{-1}$. Średni przyrost plonów wskutek aplikacji $20 \text{ kg Zn}\cdot\text{ha}^{-1}$ wynosił 9,7%. Na nawożenie cynkiem najczęściej reagowały rośliny na glebach bardzo lekkich i lekkich.

W doświadczeniach wazonowych przeprowadzonych na 6 glebach lekkich o zróżnicowanych parametrach fizykochemicznych wykazano, że potrzeby mikroelementowe kukurydzy dotyczą nie tylko cynku, ale również **boru i miedzi**, co zostało udokumentowane wzrostem plonów w wyniku doglebowego nawożenia tymi pierwiastkami (19). Nie stwierdzono natomiast plonotwórczego działania manganu, a nawet odnotowano jego negatywne działanie na poziom plonów.

Pozytywna reakcja kukurydzy na nawożenie **borem** została potwierdzona w doświadczeniach polowych (21). Zwyżki plonów zielonej masy kukurydzy uprawianej na kiszonkę, uzyskane po nawożeniu $2 \text{ kg B}\cdot\text{ha}^{-1}$, kształtowały się w zakresie 11,3–30,2% w warunkach niskiej lub średniej zawartości tego pierwiastka w glebie.

Zwyżki plonów badanych 6 odmian kukurydzy uprawianej na ziarno były uzależnione od zawartości boru dostępnego w glebie i jej odczynu (51). Dawka $2 \text{ kg B} \cdot \text{ha}^{-1}$ w postaci kwasu borowego zastosowana dogłębowo przyniosła największe efekty plonotwórcze i była najbardziej opłacalna. W przypadku wykonania oprysku interwencyjnego w okresie wegetacji kukurydzy, najlepiej zastosować dawkę $250\text{--}300 \text{ g B} \cdot \text{ha}^{-1}$ w postaci kwasu borowego lub schelatyzowanej formy boru.

Częste wystąpienie niedoborów **miedzi** w roślinach kukurydzy oraz wzrost plonów na skutek nawożenia Cu, pomimo wystarczającej zawartości tego pierwiastka w glebie, świadczy o stosunkowo dużych potrzebach kukurydzy w stosunku do miedzi (20). Nawożenie miedzią zwiększało plon o 10–19%. Problem niedoboru **molibdenu** dotyczył jedynie kukurydzy uprawianej na glebie silnie zakwaszonej. Zastosowanie w takim przypadku molibdenu spowodowało niemal tak dużą zwyżkę plonów, jak w wyniku wapnowania gleby.

Burak cukrowy

Potrzeby mikroelementowe buraka cukrowego zostały określone przez Wróbla (50) na podstawie 115 doświadczeń prowadzonych na polach produkcyjnych oraz 8 ścisłych doświadczeń polowych, w których stosowano nawożenie mikroelementami. Autor stwierdził, że wzrost poziomu nawożenia NPK i związany z tym wzrost plonów buraka powodował zmniejszenie zawartości w roślinach przede wszystkim **boru, miedzi i molibdenu**. Niedobory cynku, manganu i żelaza występowały rzadziej. Wykazano korzystne działanie dogłębowego nawożenia deficytowymi mikroelementami zarówno stosowanymi oddzielnie, jak również w kombinacji. Efekt plonotwórczy odnotowywano najczęściej w uprawach wysokoplonujących. Udowodniono pozytywny wpływ nawożenia molibdenem nie tylko na wielkość plonów, ale również na zawartość cukru w korzeniach buraka. Rekomendowane dawki mikroelementów, które wykazały wysoką efektywność ekonomiczną to 2 kg B , 8 kg Cu , 2 kg Mn , $0,4 \text{ kg Mo}$ i $8 \text{ kg Zn} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Zalecenia do nawożenia mikroelementami

Zalecenia nawozowe dotyczące nawożenia mikroelementami roślin uprawnych zostały opracowane na podstawie wyników badań prowadzonych w IUNG-PIB z uwzględnieniem danych literaturowych. Określono zasady, którymi rolnicy powinni się kierować przy podejmowaniu decyzji o nawożeniu upraw mikroelementami (45). Przy niskiej zawartości mikroelementów w glebie, dawki nawozów mieszczą się w zakresach podanych w tabeli 4. Dokładne ustalenie dawki mikroelementu jest uzależnione od wielu czynników. Oprócz wrażliwości gatunku i zasobności gleby w mikroelement należy wziąć pod uwagę czynniki modyfikujące przyswajalność mikroelementu dla roślin, a więc np. pH gleby, jej teksturę, zawartość fosforu

w glebie, regularność nawożenia obornikiem i wapnowania, poziom nawożenia azotem i formę nawozu azotowego. Dla przeciętnego rolnika jest to dość skomplikowane. Dlatego w IUNG-PIB opracowano program komputerowy o nazwie „Kalkulator potrzeb nawożenia mikroelementami roślin uprawnych”, za pomocą którego można uzyskać informację, czy nawożenie danym mikroelementem jest konieczne, czy tylko wskazane bądź zbędne (46).

Tabela 4

Dawki mikroelementów zalecane przy niskiej zasobności gleb (w przeliczeniu na formę pierwiastkową)

Mikroelement	Dawka doglebowa kg ha ⁻¹	Dawka dolistna g ha ⁻¹
B	2–3*	200–400**
Cu	6–0	300
Zn	8–2	600
Mn	-	1200
Mo	-	40 (60–120**)

*najwyższą dawkę stosować pod buraki uprawiane na glebach alkalicznych; **dawka dla rzepaku. Cu i Zn doglebowo stosować raz na 4–5 lat, B doglebowo można stosować zawsze pod roślinę wrażliwą

Program wylicza również wielkość dawki i podaje najlepszy sposób nawożenia (dolistnie lub doglebowo). Rekomendowane dawki mikroelementów podawane są w ilości czystego składnika na hektar. Program jest dostępny bezpłatnie online na stronie IUNG-PIB (<http://www.iung.pulawy.pl>).

Oferta nawozów mikroelementowych na rynku krajowym

Oferta nawozów zawierających mikroelementy, które znajdują się w sprzedaży jest bardzo bogata. Obok nawozów typowo mikroelementowych, zawierających tylko jeden mikroelement, proponowane są również nawozy makroelementowe (N, P, K, Ca, Mg i S w różnych kombinacjach) z dodatkiem jednego lub wielu mikroskładników. Nawozy te w większości przeznaczone są do stosowania dolistnego i mają charakter uniwersalny bądź są dedykowane pod określone rośliny uprawne, np. zboża, rzepak czy kukurydzę. Zestaw mikroelementów i ich koncentracja w nawozach przeznaczonych pod konkretne uprawy są dostosowane do wymagań gatunku rośliny. Oferta nawozów do stosowania doglebowego jest znacznie skromniejsza niż nawozów dolistnych.

W nawozach dolistnych w zależności od rodzaju nawozu i producenta zawartość mikroskładników waha się w szerokich granicach. Nawozy jednoskładnikowe charakteryzują się znacznie większą koncentracją mikroelementu w porównaniu z jego zawartością spotykaną w nawozach makroelementowych z dodatkiem wielu mikroelementów (tab. 5).

Nawozy dolistne zarówno jednoskładnikowe (tab. 6), jak i makroelementowe z dodatkiem wielu mikroelementów (tab. 7) występują w formie płynnej bądź stałej (krystalicznej lub mikrogranulatu) przeznaczonej do rozpuszczania w wodzie.

Tabela 5

Zakres zawartości mikroelementów w nawozach dolistnych (%)

Mikroskładnik	Rodzaj nawozu	
	mikroelementowe jednoskładnikowe	makroelementowe z dodatkiem wielu mikroelementów
B	11,0–20,8	0,01–11,0
Cu	5,0–15,0	0,01–5,0
Fe	3,0–13,0	0,02–6,3
Mn	5,0–13,0	0,01–10,1
Mo	3,0–13,0	0,001–8,1
Zn	5,0–15,0	0,005–5,0

Źródło: opracowanie własne

Tabela 6

Jednoskładnikowe nawozy mikroelementowe do stosowania **dolistnego** (stan na 29.02.2020)

Producent	Nawóz	Zawartość w %					
		B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
Nawozy w formie płynnej							
ADOB	Cu EDTA		7,4				
	Fe EDTA			5			
	Mn EDTA				5,8		
	Zn EDTA						7,4
	Fe DTPA			3			
	Fe DTPA			6			
EKOPLON	EKOLIST MONO Bor	11					
	EKOLIST MONO Miedź		6				
	EKOLIST MONO Mangan				11,4		
	EKOLIST MONO Molibden					4,5	
INSOL SP. Z O.O. (INS)	INSOL B	11					
	INSOL Cu		5,0				
	INSOL Mn				5,0		
	INSOL Zn						5,0
INTERMAG	BORMAX	11,0					
	MIKROVIT MIEDŹ 80		6,5				
	MIKROVIT ŹELAZO 75			6,0			
	MIKROVIT MANGAN 160				11,3		
	MIKROVIT CYNKG 112						8,4
	MIKROVIT MOLIBDEN 33					3,0	
Nawozy w formie stałej do rozpuszczania w wodzie							
ADOB	Fe HBED			7			
	Zn HBED						9,0
	Cu EDTA		15				
	Mn EDTA					13	
	Zn EDTA						15
	Fe DTPA			7			
	Fe DTPA			11			
	Cu IDHA		10				
	Fe IDHA			9			
	Mn IDHA				9		
EKOPLON	Solubor DF	17,5					
	Maxibor 21	20,8					0,02
INTERMAG	MIKROCHELAT Cu-15		15,0				
	MIKROCHELAT Mn-13				13,0		
	MIKROCHELAT Zn-15						15,0
	MIKROCHELAT Fe-13			13,0			
	MIKROCHELAT Fe-8			8,0			

Źródło: opracowanie własne

Tabela 7

Nawozy makroelementowe z dodatkiem wielu mikroelementów do stosowania **dolistnego**
(stan na 29.02.2020)

Producent	Nawóz	Zawartość w %											
		N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
Nawozy w formie płynnej													
ADOB	ADOB 2,0 Cu IDHA	2							4,4				
	ADOB Bor	5,8						11,0					
	ADOB 2,0 Mo	3,9										8,1	
	ADOB 2,0 Mn	6,5				2,0					10,1		
	ADOB Mikro	5		5				0,5	0,16	0,3	1,1	0,04	0,4
	Basfoliar 36 Extra	27				3,2		0,02	0,2	0,02	1,0	0,005	0,01
	Basfoliar 34	27				0,5			0,1		0,1		
	Basfoliar 12-4-6 + S	12	4	6		+	+	0,02	0,01	0,02	0,01	0,005	0,005
INSOL SP. Z O.O. (INS)	INSOL 3	15,0				4,6		0,28	0,56	1,2	1,68	0,01	1,12
	INSOL 4					6,5		0,5	0,2	0,4	0,7	0,005	0,35
	INSOL 5					2,3		0,8	0,1	0,3	0,5	0,01	0,33
	INSOL 6					8,3		0,50	0,10	0,4	0,73	0,001	0,30
	INSOL 7	15,0						0,50	0,50		1,1		1,50
	INSOL K	15,0				4,1	4,3	0,1	0,2	0,6	0,5	0,005	0,6
	INSOL Fos	5,0	35							0,03			
INTER MAG	MIKRO PLUS							0,2	0,1	2,0	0,8	0,05	0,3
	PLONVIT ZBOŻA	15,0				2,0	4,5	0,014	0,90	0,80	1,1	0,005	1,00
	PLONVIT RZEPAK	15,0				2,5	2,5	0,5	0,100	0,50	0,50	0,005	0,500
	PLONVIT KUKURYDZA	15,0				2,0	4,2	0,40	0,60	0,70	0,7	0,005	1,10
	PLONVIT BURAK	15,0			3,0*	2,0	1,8	0,5	0,2	0,2	0,65	0,05	0,5
	PLONVIT ZIEMNIAK	15,0				2,5	2,5	0,4	0,2	0,3	0,6	0,05	0,65
	PLONVIT MOTYLKOWE	15,0			0,02**	2,0	1,6	0,5	0,2	0,3	0,40	0,006	0,3
	PLONVIT ZEL	14,3	14,3	14,3	0,0008**	1	0,7	0,02	0,05	0,1	0,05	0,001	0,05
	WAPNOVIT TURBO	8,5			17,0	0,7		0,05	0,02			0,001	0,020
NITROMAG	27,5				3,0	0,7	0,025	0,22	0,03	0,80	0,004	0,020	
Nawozy w formie stałej do rozpuszczania w wodzie													
ADOB	ADOB Mikro Rzepak	4,7					13,5	10	0,5	0,3	1,5	0,1	0,3
	ADOB Mikro Zboże	10		5			31		1,5	0,3	3,0	0,02	0,5
	ADOB Mikro Kukurydza	7	20			3	10	2	0,1	0,2	0,5	0,01	4
	ADOB Mikro Trawa	10	10	10		4,5	8,8		0,5	0,1	2,0	0,01	0,6
	Magplus	10,5				15,0		0,05	0,02		0,08	0,01	0,05
	Magboron	10,8				15,5		0,2					
	Calcplus	14,6			26,5			0,03	0,01	0,07	0,04	0,004	0,03

Tabela 7 cd.

Producent	Nawóz	Zawartość w %											
		N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
EKO PŁON	Maximus PKMg (PLATINUM EXTRA)		25	20		10	22	0,05	0,06	0,11	0,01	0,001	0,04
	Maximus Amino Mikro kukurydza		11	7				2,0	2,0	2,0	3,0	0,04	5,0
	Maximus Amino Mikro rzepak	11,0		7				2,0	1,5	3,0	4,0	0,04	1,5
	Maximus Amino Mikro zboża	11,0		7				0,34	5,0	2,0	4,0	0,04	2,0
	Maximus Amino Mikro Universal		11	7		2		0,34	2,0	6,0	3,0	0,04	2,0
	Maximus Ekstra 20+20+20	20	20	20		0,3	0,6	0,05	0,06	0,11	0,01	0,001	0,04
	Maximus Ekstra P	12	50	6		0,7	1,4	0,05	0,06	0,11	0,01	0,001	0,04
	Maximus Ekstra K	14	8	32		1,3		0,05	0,06	0,11	0,01	0,001	0,04
	Maximus Ekstra Mg	15	5	5		12	23	0,05	0,06	0,11	0,01	0,001	0,04
	Maximus Ekstra S	7		15			50	0,05	0,06	0,11	0,01	0,001	0,04
	Maximus Ekstra PK	5	20	35			3,8	2,0	0,06	0,11	0,01	0,001	0,04
Maximus Ekstra Zn+B+Mg		25	20		10	22	0,05	0,06	0,11	0,01	0,001	3,5	
INTER MAG	PŁONVIT NITRO	31,0	12	10	0,001**	0,1	2,1	0,03	0,03	0,15	0,07	0,002	0,07
	PŁONVIT OPTY	20,0	20	20	0,001**	0,1	1,1	0,03	0,03	0,15	0,07	0,002	0,07
	PŁONVIT PHOSPHO	11,0	53	5	0,001**	0,1	0,5	0,03	0,03	0,15	0,07	0,002	0,07
	PŁONVIT KALI	11,0	12	38	0,001**	0,1	1,1	0,03	0,03	0,15	0,07	0,002	0,07
	PŁONVIT SULFI	7,0		15			50	0,05	0,06	0,11	0,01	0,001	0,04
	PŁONVIT BOROSULF	6,0				5,3	11	8,0			1,0	0,04	0,1
	MIKROPLUS ULTRA							0,7	0,4	6,3	2,8	0,15	0,9

+ obecność składnika w nawozie, * obecność Na, ** obecność Co

Źródło: opracowanie własne

Nawozy doglebowe makroelementowe z udziałem jednego lub dwóch mikroelementów (tab. 8) występują tylko w formie stałej i zawierają bor (0,1 lub 0,2%) lub sód (2,2–5%), a w jednym przypadku cynk (0,2%). Nawozy z zawartością boru i sodu przeznaczone są głównie pod rzepak i burak cukrowy, natomiast z udziałem cynku – pod kukurydzę.

W ofercie rynkowej znajdują się również nawozy doglebowe makroelementowe z dodatkiem wielu mikroelementów, które występują głównie w formie stałej (8 rodzajów nawozów), a tylko 2 rodzaje w formie płynnej (tab. 9). W nawozach stałych najczęściej występuje cynk (0,05–0,5%) i bor (0,09–0,1%), następnie miedź (0,01–0,1%), rzadziej żelazo (0,5%) i mangan (0,1–0,2%).

Na stronie internetowej IUNG-PIB dostępna jest wyszukiwarka nawozów, w tym również mikroelementowych, zawierająca informacje o producencie, składzie nawozu i sposobie stosowania.

Tabela 8

Nawozy makroelementowe z dodatkiem jednego lub dwóch mikroelementów do stosowania **dogłębowego** (stan na 29.02.2020)

Producent	Nawóz	Zawartość w %								
		N	P	K	Ca	Mg	S	B	Na	Zn
Nawozy w formie stałej										
LUVENA	Lubofos pod Rzepak	3,5	10	21	2	2,5	14,5	0,2		
	Lubofos pod Buraki	3,5	10	18,5	2	2,5	14,5	0,2	2,2	
SIARKOPOL	Tarnogran R z B	3	16,5	19	5	5	21	0,2		
AZOTY Tarnów	Saetrzak 27 stand. z B	27			2	4		0,2		
FOSFAN S.A.	Suprofos Rzepak	4	12	22			14	0,2		
	Suprofos 21	3,5	10	21	2		14	0,2		
	Suprofos 24	3	10	24	2	2	10	0,2	3	
	Polski CukroVit PK 10-32		10	32		2	5	0,2		
	Polski CukroVit pod buraki	4	9	23		2	9,5	0,1	5	
ZAK S.A.	Salmag z borem	27			3	4		0,2		
FOSFORY Grupa Puławy	Amofoska NPK+B	5	10	25	4		14	0,1		
	Amofoska NPKMg+B	4	12	12	10	2,5	15	0,1		
	Amofoska Corn	4	10	22	4		10	0,1		0,2
	Amofoska z borem	5	12,5	25	4		14	0,1		

Źródło: opracowanie własne

Tabela 9

Nawozy makroelementowe z dodatkiem wielu mikroelementów do stosowania **dogłębowego** (stan na 29.02.2020)

Producent	Nawóz	Zawartość w %											
		N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
Nawozy w formie płynnej													
ADOB	ADOB SB-2 (zaw. g/L)	230	19			3		0,75			2,4		
	ADOB PO (zaw. g/L)	200	40	52,5		4,5	3,5	0,75	2				
Nawozy w formie stałej													
LUVENA	Lubofoska pod zboża	4	10	18	12,5		26		0,1		0,2		
	Lubofos Corn	5	10	21	2		18,5	0,09					0,2
SIARKOPOL Tarnobrzeg	Tarnogran K	3	17,5	21	6	3	18	0,1					0,3
	Tarnogran pod zboża	4	35	20	5	2	13		0,1		0,1		0,1
	WapMag z MIKRO				28	16		0,1	0,1			0,012	0,1
Z.Ch. POLICE	Polimag S	10	8	15		5	35	0,1	0,1		0,2		0,5
	Polifoska Tytan	6	25	25			5			0,5			0,05
FOSFAN S.A.	Suprofos 27	3	13	27		2	5		0,01	0,5			

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

Najlepszym sposobem uzupełnienia stwierdzonych niedoborów mikroelementów w glebie, takich jak **bor, miedź i cynk**, jest nawożenie doglebowe w jednorazowej dawce wystarczającej na kilka lat, zastosowanej pod roślinę wrażliwą na deficyt danego mikroskładnika. Można zalecaną dawkę mikroelementu zastosować w postaci tzw. soli technicznych, czyli boraksu (11% B) oraz siarczanów miedzi (25% Cu) i cynku (23% Zn). Można również skorzystać z oferowanych na rynku nawozów posiadających w swoim składzie mikroelementy, niemniej oferta mikroelementowych nawozów doglebowych jest niewielka. Na ogół są to nawozy zawierające makroelementy, o największym udziale fosforu i potasu, uzupełnione niewielkim dodatkiem jednego lub kilku mikroskładników. Ilość takiego nawozu, jaką stosuje się na hektar, jest limitowana zalecaną dawką makroskładnika, np. fosforu i potasu, a to powoduje, że dawka wprowadzanego do gleby mikroskładnika jest kilkukrotnie mniejsza niż zalecana. Stąd zastosowanie takiego nawozu jednorazowo w zmianowaniu może być niewystarczające do uzupełnienia niedoboru mikroelementów w glebie i należałoby go stosować nawet corocznie.

Nie zaleca się uzupełniania niedoborów **molibdenu i manganu** w postaci nawożenia doglebowego, ponieważ jego skuteczność jest krótkotrwała. W tym przypadku rekomendowane jest nawożenie dolistne roślin wrażliwych na niedobory tych mikroelementów. Można to zrobić, rozpuszczając w wodzie molibdenian amonu (54% Mo) i siarczan manganu (23% Mn), regulując dopuszczalne stężenie cieczy ilością wody bądź zastosować gotowe nawozy jednoskładnikowe zawierające wybrany mikroelement w formie schelatowanej.

Pozostałymi mikroelementami można również nawozić dolistnie, korzystając z bardzo bogatej oferty nawozów dolistnych. Należy jednak zdawać sobie sprawę, że w przypadku niskiej zawartości mikroelementu w glebie nawozy te będą służyć jedynie do poprawy stanu odżywienia rośliny w mikroelement, nie wzbogacając gleby w deficytowy składnik. Do tego rodzaju nawożenia nadają się nawozy mikroelementowe jednoskładnikowe, w których koncentracja mikroelementu waha się od kilku do kilkunastu procent w masie nawozu. Należy je w pierwszej kolejności aplikować na gatunki wrażliwe na niedobór danego mikroelementu.

Dolistne nawozy makroelementowe z dodatkiem wielu mikroelementów charakteryzują się znacznie mniejszymi ich stężeniami niż nawozy jednoskładnikowe. Średnio zawierają 1,2% boru, 0,6% miedzi, po 1% żelaza i manganu, 0,8% cynku i 0,02% molibdenu. Wiele z nich zawiera zaledwie kilka setnych, a nawet kilka tysięcznych procenta mikroskładnika w odniesieniu do masy nawozu. Stosując tego rodzaju nawozy, nie można liczyć na jakikolwiek efekt związany z poprawą zaopatrzenia roślin w dany mikroelement. Jeśli producenci zalecają stosowanie nawozów w ilości 1–2 l·ha⁻¹, to na przykład, przyjmując wyliczone średnie zawartości boru (1,2%) i miedzi (0,6%), dostarczymy roślinom maksymalnie 24 g B i 12 g Cu·ha⁻¹. W konfrontacji z zalecanymi dawkami dolistnymi są to ilości

niewystarczające, nawet jeśli wykonamy oprysk kilka razy w ciągu sezonu wegetacyjnego (tab. 4). Nawozy te należy traktować jako poprawiające stan odżywienia roślin w makroelementy, a niewielki dodatek mikroelementów pełni tu rolę stymulującą przyrost biomasy.

Literatura

1. Alloway B.J.: Zinc in Soils and Crop Nutrition, International Zinc Association, Brussels, Belgium, 2004: 1-129.
2. Brennan R.F.: Availability of previous and current applications of zinc fertilizer using single superphosphate for the grain production of wheat on soils of South Western Australia. *J. Plant Nut.*, 1996, **19(7)**: 1099-1115.
3. Brennan R.F.: Residual value of zinc fertiliser for production of wheat. *Aust. J. Exp. Agric.*, 2001, **41(4)**: 541-547.
4. Brennan R.F.: Long-term residual values of copper fertiliser for production of wheat grain. *Aust. J. Exp. Agric.*, 2006, **46**: 77-83.
5. Cakmak I.: Identification and correction of widespread zinc deficiency in turkey – a success story. *Proceedings 552, International Fertilisers Society, York, UK*, 2004, 1-26.
6. Cakmak I., Braun H.J.: Genotypic variation for zinc efficiency. In: *Application of Physiology in Wheat Breeding*, Reynolds M.P., Ortiz-Monasterio J.I., McNab A. (Eds), CIMMYT, Mexico 2001, 183-199.
7. Erdal I., Yilmaz A., Taban S., Eker S., Torun B., Cakmak I.: Phytic acid and phosphorus concentrations in seeds of wheat cultivars grown with and without zinc fertilization. *J. Plant Nut.*, 2002, **25(1)**: 113-127.
8. Faber A.: Bezpośrednie i następcze działanie nawożenia borem, miedzią, molibdenem i cynkiem w zmianowaniu czteropolowym. *Wyd. IUNG Puławy*, 1992, **H(2)**: 1-81.
9. Finck A.: Rapsdüngung – Bericht über deutsche Literatur. *Beiträge zur Düngung von Winterraps. UFOP- Schriften*, 1997, **9**: 9-48.
10. Franzen D.: Wheat responses to copper and other micronutrients. *Proceedings of the 24th Workshop, Manitoba-North Dakota Zero Tillage Farmers Association*, 2002, dostępne jako: <http://www.mandakzerotill.org/Archives.htm>.
11. Gartrell J.W.: The residual effectiveness of copper fertilisers for wheat in Western Australia. *Aust. J. Exp. Agri. Anim. Husb.*, 1980, **20**: 370-376.
12. Grewal H.S., Graham R.D.: Residual effects of subsoil zinc and oilseed rape genotype on the grain yield and distribution of zinc in wheat. *Plant Soil*, 1999, **207**: 29-36.
13. Imtiaz M., Alloway B.J., Khan P., Memon M.Y., Siddiqui S., Aslam M., Shah S.K.H.: Zinc deficiency in selected cultivars of wheat and barley as tested in solution culture. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 2006, **37(11-12)**: 1703-1721.
14. Kabata-Pendias A., Pendias H.: *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN, Warszawa, 1999: 1-398.
15. Karamanos R.E., Goh T.B., Harapiak J.T.: Determining wheat response to copper in prairie soils. *Can. J. Soil Sci.*, 2003, **83(2)**: 213-221.
16. Karamanos R.E., Pomarenski Q., Goh T.B., Flore N.A.: The effect of foliar copper application on grain yield and quality of wheat. *Can. J. Plant Sci.*, 2004, **84(1)**: 47-56.
17. Korzeniowska J.: Potrzeby nawożenia cynkiem kukurydzy uprawianej na kiszonce w świetle wyników doświadczeń polowych. *Rocz. Glebozn.*, 1994, **45(1/3)**: 91-99.
18. Korzeniowska J.: Potrzeby nawożenia pszenicy cynkiem, miedzią i borem w warunkach glebowo-klimatycznych Polski. *Monografie i Rozprawy Naukowe, IUNG-PIB*, 2008, **20**: 1-108.
19. Korzeniowska J., Gembarzewski H.: Reakcja na nawożenie mikroelementami kukurydzy uprawianej na glebach lekkich w świetle doświadczeń wazonowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 1996, **434**: 118-122.

20. Korzeniowska J., Gembarzewski H.: Wpływ następczy nawożenia miedzią, cynkiem i molibdenem kukurydzy na tle zróżnicowanego odczynu gleby. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 1996, **434**: 118-138.
21. Korzeniowska J., Gembarzewski H.: Potrzeby nawożenia mikroelementami kukurydzy uprawianej na kiszonce. *Rocz. Glebozn.*, 1999, **50(1/2)**: 79-84.
22. Korzeniowska J., Stanisławska-Głubiak E., Lipiński W.: Opracowanie liczb granicznych niedoboru mikroelementów w glebie oznaczanych przy użyciu ekstrahenta Mehlich 3 dla polskich warunków glebowych. Część I. Pszenica. *Soil Sci. Ann.*, 2019, **70(4)**: 314-23.
23. Korzeniowska J., Stanisławska-Głubiak E., Kantek K., Lipiński W., Gaj R.: Micronutrient status of winter wheat in Poland. *Journal of Central European Agriculture*, 2015, **16(1)**: 54-64.
24. Krauze A.: Wpływ nawożenia cynkiem na plony i jakości ziarna pszenicy ozimej w zależności od dawki i sposobu nawożenia fosforem. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 1996, **434**: 185-191.
25. Kucharzewski A., Dębowski M.: Odczyn i zawartość mikroelementów w glebach Polski. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 2000, **471**: 627-635.
26. Li H.Y., Zhu Y.G., Smith S.E., Smith F.A.: Phosphorus-zinc interactions in two barley cultivars differing in phosphorus and zinc efficiencies. *J. Plant Nutr.*, 2003, **26(5)**: 1085-1099.
27. Lipiński W.: Zasobność gleb Polski w mikroelementy. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2013, **34(8)**: 121-131.
28. Malhi S.S., Piening L.J., Macpherson D.J.: Effect of copper on stem melanosis and yield of wheat: Sources, rates and methods of application. *Plant Soil*, 1989, **119**: 199-204.
29. Marschner H., Romheld V., Kissel M.: Different strategies in higher plants in mobilization and uptake of iron. *J. Plant Nutr.*, 1986, **9**: 695-713.
30. Obojski J., Strączyński S.: Odczyn i zasobność gleb polskich w makro- i mikroelementy. *Wyd. IUNG Puławy*, 1995: 1-40.
31. Pant J., Rerkasem B., Noppakoonwong R.: Effect of water stress on the boron response of wheat genotypes under low boron field conditions. *Plant Soil*, 1998, **202(2)**: 193-200.
32. Prasad B., Sharma M.M., Sinha S.K.: Evaluating zinc fertilizer requirement on typical haplaquent in the rice-wheat cropping system. *J. Sustain. Agric.*, 2002, **19(3)**: 39-49.
33. Rafique E., Rashid A., Ryan J., Bhatti A. U.: Zinc deficiency in rainfed wheat in Pakistan: magnitude, spatial variability, management, and plant analysis diagnostic norms. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 2006, **37(1-2)**: 181-197.
34. Schröder G., Falke H.: Zur Bor- und Molybdändüngung zu Winterraps. *Landwirtschaft*, 1992, **4**: 46-47.
35. Sharma C.M., Bhardwaj S.K.: Effect of phosphorus and zinc fertilization on yield and nutrient uptake in wheat and their residual effect on soybean. *Indian J. Agron.*, 1998, **43(3)**: 426-430.
36. Soyul S., Topal A., Sade B., Akgun N., Gezgin S., Babaoglu M.: Yield and yield attributes of durum wheat genotypes as affected by boron application in boron-deficient calcareous soils: An evaluation of major turkish genotypes for boron efficiency. *J. Plant Nutr.*, 2004, **27(6)**: 1077-1106.
37. Subedi K.D., Budhathoki C.B., Subedi M.: Variation in sterility among wheat (*Triticum aestivum* L.) genotypes in response to boron deficiency in Nepal. *Euphytica*, 1997, **95**: 21-26.
38. Sienkiewicz-Cholewa U.: Wpływ nawożenia miedzią na wielkość plonu i stan odżywienia rzepaku ozimego. *Zesz. Nauk. UP we Wrocławiu*, 2008, **568**: 49-56.
39. Sienkiewicz-Cholewa U.: Reakcja wybranych odmian rzepaku ozimego na nawożenie miedzią. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 2010, **556(1)**: 279-285.
40. Sienkiewicz-Cholewa U., Gembarzewski H.: Badania nad potrzebami nawożenia mikroelementami podwójnie ulepszonych odmian rzepaku ozimego. *IUNG Puławy*, 1997, S(81).
41. Sienkiewicz-Cholewa U., Gembarzewski H.: Wpływ nawożenia rzepaku ozimego borem i molibdenem na plony. W: *Zbilansowane nawożenie rzepaku. Aktualne problemy*. AR Poznań, 2000: 175-180.
42. Sienkiewicz-Cholewa U., Kieloch R.: Effect of sulphur and micronutrients fertilization on yield and fat content in winter rape seeds (*Brassica napus* L.). *Plant Soil and Environment*, 2015, **61(4)**: 164-170.

43. Stanisławska-Głubiak E.: Wpływ niektórych czynników glebowych na efekty dolistnego nawożenia rzepaku ozimego molibdenem, *Annales UMCS Sec. E, Agricultura*, 2008, **63(4)**: 65-71.
44. Stanisławska-Głubiak E.: Wpływ dolistnego nawożenia rzepaku ozimego molibdenem na zawartość tego pierwiastka w nasionach. *Annales UMCS Sec. E, Agricultura*, **63(3)**: 119-126.
45. Stanisławska-Głubiak E., Korzeniowska J.: Zasady nawożenia mikroelementami roślin uprawnych. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2008, **8**: 99-110.
46. Stanisławska-Głubiak E., Korzeniowska J., Pietruch C.: Programy komputerowe jako narzędzia wspomagające efektywne i bezpieczne nawożenie roślin mikroelementami. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2012, **28(2)**: 21-30.
47. Stanisławska-Głubiak E., Korzeniowska J., Lipiński W.: Opracowanie liczb granicznych niedoboru mikroelementów w glebie oznaczanych przy użyciu ekstrahenta Mehlich 3 dla polskich warunków glebowych. Część II. *Rzepak, Soil Sci. Ann.*, 2019, **70(4)**: 324-30.
48. Suzuki M., Takahashi M., Tsukamoto T., Watanabe S., Matsushashi S., Yazaki J., Kishimoto N., Kikuchi S., Nakanishi H., Mori S., Nishizawa N.K.: Biosynthesis and secretion of mugineic acid family phytosiderophores in zinc-deficient barley. *The Plant Journal*, 2006, **1**: 85-97.
49. Topal A., Gezgin S., Akgun N., Dursun N., Babaoglu M.: Yield and yield attributes of durum wheat (*Triticum durum* desf.) as affected by boron application. In: *Boron in plant and animal nutrition*, Ed. by Goldbach et al., Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, 2002: 401-406.
50. Wróbel S.: Określenie potrzeb nawożenia buraka cukrowego mikroelementami. *Monografie i Rozprawy Naukowe, IUNG-PIB*, 2002, **2**: 1-96.
51. Wróbel S., Korzeniowska J.: Ocena potrzeb nawożenia kukurydzy borem. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2007, **8**: 127-142.
52. Wróbel S., Sienkiewicz-Cholewa U.: Określenie potrzeb nawożenia pszenicy ozimej borem. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 2004, **502**: 459-466.
53. Zhang F.S., Treeby M., Romheld V., Marschner H.: Mobilization of iron by phytosiderophores as affected by other micronutrients. *Plant and Soil*, 1991, **130**: 173-178.
54. Zhu Y.G., Smith S.E., Smith F.A.: Zinc (Zn)-phosphorus (P) interactions in two cultivars of spring wheat (*Triticum aestivum* L.) differing in P uptake efficiency. *Ann. Bot.*, 2001, **88**: 941-945.

Adres do korespondencji:

*prof. dr hab. Ewa Stanisławska-Głubiak,
Zakład Herbologii i Techniki Uprawy Roli
IUNG-PIB
ul. Orzechowa 61, 50-540 Wrocław
tel. 71 363 8707, w. 114
e-mail: e.głubiak@iung.wrocław.pl*

AUTOR	ORCID
Ewa Stanisławska-Głubiak	0000-0003-1852-6732
Jolanta Korzeniowska	0000-0003-3701-9576

Alicja Pecio

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

INNOWACYJNE PRODUKTY STOSOWANE W PRODUKCJI ROŚLINNEJ*

Słowa kluczowe: nawozy o kontrolowanym uwalnianiu składników, stabilizatory azotu, aminokwasy, kwasy humusowe, hydrożel, nanonawozy, odpady

Wstęp

Ze względu na nasilające się skutki zmian klimatycznych, postępującą degradację gleb, produkcję energii oraz potrzebę zagospodarowywania odpadów, rolnicy i ogrodnicy wciąż poszukują nowych rozwiązań, które pozwolą im zwiększyć rentowność produkcji, efektywność wykorzystania czynników produkcji oraz zmniejszyć ujemny wpływ na środowisko. Naprzeciw temu wychodzą innowacje w zakresie żywienia roślin i nawożenia. Przyszłość nawożenia upatruje się w stosowaniu nawozów wolnodziałających i o kontrolowanym uwalnianiu składników pokarmowych, nawozów zawierających aminokwasy oraz środków sprzyjających gromadzeniu materii organicznej i zatrzymujących wodę w glebie, a także w nanotechnologii. Innowacyjność to też zdolność zarządzających i zarządzanych do tworzenia i wdrażania nowych technik i technologii (2). W literaturze przedmiotu występują różne definicje innowacyjności i innowacji. Ogólnie należy przyjąć, że rozwiązania innowacyjne wprowadzają coś nowego, twórczego i bardziej atrakcyjnego w stosunku do poprzedniego stanu.

Celem pracy było przedstawienie innowacyjnych produktów w zakresie nawożenia roślin uprawnych. Artykuł ma charakter przeglądowy, stanowi próbę syntetycznego ujęcia zmian zachodzących na rynku nawozów stosowanych w rolnictwie.

Nawozy o spowolnionym lub kontrolowanym uwalnianiu azotu

Nawozy zawierające azot mają największe znaczenie w uprawie roślin, które pobierają ten składnik głównie w formie jonów amonowych i azotanów, a także

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

niewielkie ilości w formie mocznika. Azot zastosowany w formie nawozów mineralnych wykorzystywany jest przez rośliny uprawne jedynie w 50–70%. Pozostała część ulega immobilizacji, czyli wbudowaniu w biomasę mikroorganizmów glebowych, lub jest tracona na skutek ulatniania się N w formie amoniaku do atmosfery oraz poprzez wymycie do głębszych warstw – głównie forma azotanowa. Straty azotu mają bezpośredni wpływ na zmniejszenie potencjału plonowania roślin. Mniejsza ilość dostępnego azotu oznacza mniejszy plon masy zielonej, czy też ziarna, a w efekcie straty finansowe rolnika.

Straty azotu powodują też poważne konsekwencje dla środowiska naturalnego, takie jak globalne ocieplenie i utrata różnorodności biologicznej. Podtlenek azotu (N_2O) uwalniany w procesie nitrifikacji (czyli transformacji jonów amonowych do azotanów) jest gazem cieplarnianym, który jest 300 razy bardziej szkodliwy od dwutlenku węgla (CO_2) (15). Amoniak jest uwalniany do atmosfery, a azotany są wymywane do niższych warstw gleby lub do wód, co prowadzi do eutrofizacji oraz wspomnianej już utraty bioróżnorodności.

Kontrolę dostępności azotu w środowisku wzrostu roślin uprawnych można prowadzić, stosując nawozy, w których proces uwalniania azotu z granulki podlega kontroli na drodze chemicznej lub fizycznej. Na tej podstawie specjalistyczne nawozy azotowe dzielą się na dwie podgrupy:

- 1) wolno uwalniające azot – należą do nich produkty kondensacji mocznika z innymi związkami, np. z formaldehydem tworzą polimery moczniko-formaldehydowe;
- 2) kontrolujące uwalnianie azotu – np. nawozy otoczkowane lub kapsułkowane.

Do nawozów wolno uwalniających azot należą produkty, które uzyskuje się przez pełną chemiczną syntezę. Substratami w tym procesie są mocznik oraz związki organiczne, głównie aldehydy, tworzące polimery, które kształtują w zróżnicowany sposób szybkość uwalniania azotu. W produkcji rolniczej znaczenie mają trzy produkty kondensacji obu grup związków, tj. ureaform (UF), który stanowi około 40% rynku tej grupy nawozów, izobutyliidenodimocznik (IBDU) (wraz z CDU – krotonyliidenodimocznik) stanowiący około 15% rynku tej grupy oraz krotonyliidenodimocznik (CDU/CrotoduR).

W przypadku nawozów o kontrolowanym uwalnianiu azotu podstawowym składnikiem jest nawóz konwencjonalny, dobrze rozpuszczalny w wodzie. Nawozy z tej grupy zawierają mocznik, w którym zawartość azotu mieści się w zakresie 30–42%. Po zakończeniu granulowania, granule pokrywane są warstwą ochronną w celu ograniczenia dopływu wody z gleby do ich wnętrza. Do budowy okrywy granulki używa się polew siarkowych, polimerów syntetycznych, np. żywice mocznikowo-formaldehydowe, woski itd. lub polew siarkowo-polimerowych. Rola ochronna okrywy siarkowej zależy od grubości warstwy, natomiast rozkład jest funkcją aktywności mikroorganizmów glebowych. Jest więc tym szybszy, im gleba jest cieplejsza i wilgotniejsza, a pH kształtuje się w zakresie obojętnym do zasadowego.

Klasycznym przykładem nawozów o kontrolowanym uwalnianiu azotu są nawozy z grupy Osmocote®.

Dobrym środkiem na bardziej efektywne wykorzystanie azotu dzięki minimalizacji strat są również stabilizatory azotu (inhibitory nityfikacji oraz inhibitory ureazy).

Zadaniem inhibitorów nityfikacji jest hamowanie procesu nityfikacji, czyli utleniania azotu amonowego do azotanów. Spośród wielu inhibitorów nityfikacji, w praktyce wykorzystywane są trzy, a mianowicie: nitrapiryna, DCD (dicyjanodiamid) oraz DMPP (fosforan 3,4-dimetylopirazolu). Pierwszy z wymienionych inhibitorów znany jest na rynku jako N-lock™ Max. Nitrapiryna w znacznej części działa bakteriocydalnie, czyli częściowo zabija bakterie z rodzaju *Nitrosomonas*, hamując w ciągu dwóch tygodni od zastosowania proces nityfikacji o ok. 80%. W praktyce zaleca się stosowanie N-lock™ Max łącznie z nawozem azotowym (RSM, mocznik) lub natychmiast po jego aplikacji.

Drugi z inhibitorów, dicyjanodiamid (DCD), zawiera aż 67% azotu i jest dodawany w różnych ilościach do nawozów mineralnych oraz do gnojowicy. Działanie DCD jako inhibitora nityfikacji wpływa bakteriostatycznie na bakterie z rodzaju *Nitrosomonas*. Bakterie nie są zabijane, ale inhibitor zmniejsza w ciągu 6–8 tygodni ich aktywność. W ciągu 2 tygodni od zastosowania DCD hamuje proces nityfikacji o około 50%.

Najnowszy inhibitor nityfikacji, DMPP, jest składnikiem nawozów azotowych (grupa COMPO Expert: NovaTec®One, NovaTec®26). Dodany do nawozu zawierającego kation amonowy hamuje przez pewien okres aktywność mikroorganizmów utleniających ten związek.

Działanie inhibitorów ureazy w glebie polega na kontroli procesów przekształcania form organicznych w formy mineralne, np. mocznika w formę amonową (hydroliza mocznika), który jest podstawowym organicznym nawozem azotowym. W ten sposób można zmniejszyć straty wywołane ulatnianiem się amoniaku, które zachodzą intensywnie w glebie o odczynie zasadowym.

Na rynku UE są dostępne różne inhibitory ureazy, jednak zdaniem wielu badaczy spośród inhibitorów spowalniających rozkład mikrobiologiczny mocznika najbardziej efektywny jest Triamid N-(n-butylo) tiofosforowy – NBPT. Jak wynika z badań Marcinkowskiej i Kierónczyka (28), redukcja emisji gazowego amoniaku pod wpływem małego dodatku NBPT kształtuje się nawet na poziomie około 80%, co w konsekwencji powoduje, iż jest on bardziej efektywny pod względem działania nawozowego od saletry amonowej.

W Polsce na rynku pojawiły się dwa nawozy na bazie mocznika zawierające inhibitor ureazy NBPT, tj. UREAstabil oraz moNolith46®. Do stosowania w rolnictwie zarejestrowano także inhibitor ureazy Agrotain® – produkt płynny, zawierający dwa aktywne składniki: N-(n-butylo) tiofosforan triamid – NBPT (25%) i N-metylopirolidynę (10%) oraz Limus® Clear opatentowany połączeniem działania dwóch substancji czynnych NBPT i NPPT (triamid kwasu N-(n-propylo) tiofosforowego), który zmniejsza straty azotu z nawozów na bazie mocznika. Preparat jest o ok. 40%

skuteczniejszy w hamowaniu działania enzymu ureaza niż pojedyncza substancja czynna (NBPT) (16).

Nawozy fosforowe o kontrolowanej szybkości uwalniania fosforu

Do grupy tej zalicza się nawozy fosforowe o bardzo zróżnicowanej szybkości uwalniania fosforu. Często określane są terminem „nawozy fosforowe o kontrolowanej szybkości uwalniania fosforu” (C-RPF, ang. *controlled-release phosphate fertilizers*), co ma raczej związek z ich mniejszą rozpuszczalnością w wodzie w porównaniu z superfosfatami. Do tej licznej i niejednorodnej grupy należą takie nawozy, jak:

- fosforyty (PR, ang. *phosphoric rock*) określane jako reaktywne lub miękkie;
- fosforyty zakwaszone częściowo (PAPR, ang. *partially acidulated phosphoric rocks*);
- fosforyty termiczne – spieki fosforytowe (termofosfaty) (9).

Fosforyty miękkie to wzbogacone w procesie flotacji skały fosforanowe. Ich nawozowe użytkowanie nie jest w rolnictwie czymś nowym, ale w skali globalnej udział tej grupy nawozów stanowi zaledwie 2%.

Fosforyty zakwaszone częściowo powstają w wyniku celowego niedokwaszenia fosforytu w procesie produkcji superfosfatu. Do zakwaszania fosforytów używa się kwasu siarkowego i fosforowego, rzadziej azotowego.

Odmiernym wariantem technologicznym, stosowanym w produkcji tej grupy nawozów fosforowych, są produkcyjne mieszaniny superfosfatu z fosforytem, które powstają na skutek zmieszania superfosfatu z fosforytem lub dodania fosforytu do dojrzewającego superfosfatu.

Technologiczne i agrochemiczne zalety fosforytów zakwaszonych częściowo wynikają z mniejszego zużycia kwasu (fosforowego lub siarkowego) niż w produkcji superfosfatu, większej koncentracji fosforu w nawozie, tzw. wzbogacone nawozy fosforowe, obecności fosforu w dwóch formach, to znaczy szybko i wolno działającej, mniejszej podatności fosforu zawartego w nawozie na uwstecznianie w glebie, mniejszej rozpuszczalności w glebie, a tym samym mniejszego zagrożenia dla środowiska, mniejszych kosztów transportu surowców, a także nawozów z fabryki do gospodarstwa, możliwości użycia do produkcji nawozów surowca zawierającego mniej fosforu.

Ogólna koncepcja agrochemiczna stosowania fosforytów jako nawozów i wprowadzania do gleby czystych fosforytów lub częściowo niedokwaszonego fosforytu zakłada, że w glebie zachodzą procesy jego dalszego rozkładu. Analiza cech chemicznych częściowo zakwaszonych fosforytów wykazała obecność w nawozie związków fosforu zarówno łatwo, jak i słabo rozpuszczalnych, czynne i stałe oddziaływanie produktów hydrolizy pierwszorzędowego fosforanu wapnia na rozpuszczalność fosforytu oraz korzystne zmiany fizyczne i chemiczne w nawozie w następstwie wtórnego zakwaszenia nawozu, zwiększające szybkość uwalniania ortofosforanów z fosforytu (9).

Nawozy fosforowe pochodzenia termicznego powstają w wyniku trzech typów procesów termicznych, tj.: kalcynacja, czyli rozkład węglanów z jednoczesnym usunięciem CO₂, sintering – termiczna aglomeracja małych cząstek substratu, ale bez osiągnięcia punktu topnienia oraz fuzja, czyli traktowanie surowców mineralnych temperaturami powyżej punktu topnienia.

Powstające w ten sposób nawozy fosforowe zawierają wapń, magnez lub sód, a więc z natury mają odczyn alkaliczny. Na ich wytworzenie zużywa się jednak bardzo dużo energii. Surowcem wyjściowym do produkcji tych nawozów są, jako trudniej poddające się obróbce mokrej, apatyty ze złóż magmowych (9).

Aminokwasy

Aminokwasy to związki organiczne zawierające przynajmniej jedną grupę aminową i jedną karboksylową. Są naturalnym, łatwo rozpoznawalnym przez rośliny nośnikiem składników pokarmowych i czynnikiem stymulującym wzrost. Należą do najważniejszych związków organicznych znajdujących się w żywych organizmach, ponieważ to z nich zbudowane są białka. Niektóre aminokwasy stanowią produkty wyjściowe do produkcji enzymów i hormonów. Mimo że rośliny mają zdolność tworzenia wszystkich aminokwasów z azotu, węgla, tlenu i wodoru, to proces biosyntezy jest bardzo energochłonny. Dlatego bezpośrednie podanie młodym roślinom aminokwasów wraz z deficytowymi składnikami pokarmowymi pozwala tę energię zaoszczędzić, a jednocześnie dynamizuje tempo ich rozwoju. Aminokwasy są także prekursorami syntezy fitohormonów roślinnych (substancji wzrostowych), a dostarczenie ich w nawozach stymuluje rośliny do zwiększenia produkcji tych związków (11).

W produkcji roślinnej aminokwasy są stosowane jako nawozy mikroelementowe lub biostymulatory. Wprowadzenie aminokwasów do składu nawozów stało się przełomem w odżywianiu dolistnym roślin. Rola wykorzystywanych w nawozach aminokwasów polega na chelatyzowaniu składników, czyli neutralizowaniu ich ładunku. Molekuły aminokwasów, w odróżnieniu od soli technicznych czy syntetycznych chelatów, są elektrycznie obojętne, dlatego mogą być transferowane w komórce rośliny przez ektodesmy (pory) do membrany plazmatycznej (plasmalemma). Końcowa absorpcja minerałów z plasmalemy do cytoplazmy jest możliwa dzięki aminokwasom zawartym w nawozie. W związku z tym czas pobrania składników pokarmowych z nawozów, w których są one skompleksowane aminokwasami, jest bardzo krótki, gdyż wynosi tylko 2–4 godziny. Ponadto wykorzystanie składników pokarmowych jest prawie stu procentowe (35).

W ostatnich latach środki nawozowe z aminokwasami zyskują na popularności. Należy zaznaczyć, że wysoki efekt odżywczy warunkowany jest wykorzystaniem naturalnych aminokwasów do produkcji takich nawozów. Ich bardzo wysoka przyswajalność wynika z faktu, że są one uzyskiwane w wyniku enzymatycznej hydrolizy białek roślinnych, czyli są pochodzenia roślinnego. Dzięki pełnej

kompatybilności z metabolizmem nawożonych roślin, zapewniają szybki i łatwy transport składników pokarmowych wewnątrz roślin do miejsc, w których jest największy deficyt danego składnika. Zwiększają też wykorzystanie nawozów mineralnych, szczególnie azotowych, co zdecydowanie wpływa na zmniejszenie zawartości szkodliwych azotanów w warzywach i owocach. Zalety te sprawiają, że nawozy z aminokwasami są coraz popularniejsze, mimo że dużo droższe od tradycyjnych nawozów. Pierwszymi na polskim rynku nawozami zawierającymi aminokwasy pochodzenia roślinnego są: Metalosate Ca, Metalosate Potassium oraz Metalosate Multimineral, produkowane przez amerykańską firmę Albion.

Szczególnie silne działanie kompleksujące wykazują glicyna i kwas glutaminowy. Glicyna jest najmniejszym, a zarazem najbardziej mobilnym i najszybciej wchłanianym przez rośliny aminokwasem. Znalazła zastosowanie m.in. w nawozach AminoUltra firmy InterMag, które aplikowane nalistnie są szybciej i efektywniej przyswajane niż standardowe nawozy mikroelementowe.

Biostymulatory aminokwasowe są jedną z nowszych propozycji na zwiększenie odporności roślin i efektywności plonowania (19). Szczególnie istotne znaczenie w nawozach mają następujące aminokwasy: tryptofan, który jest prekursorem auksyn, odpowiedzialnych za szybkość wydłużania się łodyg i korzeni oraz za otwieranie się pąków liściowych i aktywność enzymów, glicyna i kwas glutaminowy, które są podstawowymi składnikami tkanek roślinnych oraz chlorofilu, dzięki czemu rośliny mogą produkować więcej asymilatów w procesie fotosyntezy, prolina – podana przed kwitnieniem wpływa na płodność pyłku oraz lizyna, metionina i kwas glutaminowy, które pobudzają ziarna pyłku do kiełkowania i stymulują wzrost łagiewki pyłkowej, a także metionina, która reguluje aktywność wytwarzania przez rośliny etylenu i wpływa na dojrzewanie owoców.

Aminokwasy doskonale sprawdzają się w warunkach stresowych, tj. wysoka temperatura, niska wilgotność, przymrozki, atak szkodników, grad, okresowe podtopienia, choroby lub fitotoksyczne działanie pestycydów, które oddziałują negatywnie na metabolizm roślin. Także w momencie wystąpienia długotrwałych okresów suszy w trakcie wegetacji, które osłabiają kondycję roślin, tradycyjne środki chemiczne nie zawsze są skuteczne. Stąd lepszym rozwiązaniem w tym przypadku wydają się preparaty, które są inicjatorem procesów i naturalnych mechanizmów obronnych roślin, a nie środki zwalczające np. chorobę. Roślinom można dostarczyć aminokwasy, które bezpośrednio wpływają na ich procesy enzymatyczne i biochemiczne. Preparaty te stymulują odporność roślin, a także łagodzą lub eliminują niepożądane skutki stresu (10). Przykładem może być Aminoplant firmy Agrosimex, który jest pierwszym biostymulatorem zawierającym wolne aminokwasy i krótkie łańcuchy peptydowe. Poprzez korzystny wpływ na procesy metaboliczne przyczynia się do szybszego wzrostu i regeneracji roślin, zwiększa plon i poprawia jego jakość.

Preparaty na bazie substancji humusowych

Substancje humusowe są podstawowymi, organicznymi składnikami gleby. Powstają w wyniku rozkładu resztek roślinnych oraz zwierzęcych na skutek działania biotycznych i abiotycznych czynników środowiska. Naturalne, łatwo dostępne i wyróżniające się nieograniczonymi możliwościami otwierają znakomite perspektywy przed współczesnym rolnictwem i sadownictwem, wpisującym się w filozofię poszanowania środowiska naturalnego.

Substancje humusowe są stosowane najczęściej jako stymulatory wzrostu lub mikronawozy. W przeciwieństwie do analogicznych syntetycznych regulatorów wzrostu wpływają nie tylko na przemianę materii roślin, ale mogą wykazywać działanie poprawiające ich środowisko życia, czyli warunki glebowe (6, 34). W wyniku prowadzonych badań naukowych dowiedziono, że podczas stosowania preparatów zawierających substancje humusowe znacząco poprawia się struktura podłoża, wzrastają jego zdolności buforowe, zwiększa się pojemność wymiany jonowej, a bytujące w glebie pożyteczne mikroorganizmy stają się bardziej aktywne (26). Szczególną uwagę należy zwrócić na właściwości adaptogenne kwasów humusowych, które skutecznie zwiększają odporność roślin na suszę, nadmierną wilgotność, choroby oraz zbyt wysokie stężenie soli azotu w podłożu.

Atutem preparatów humusowych jest także zwiększanie zdolności przyswajania przez rośliny substancji odżywczych, co z kolei pozwala ograniczyć ilość stosowanych nawozów mineralnych, przy jednoczesnym zachowaniu dużej masy plonu (8, 17). Coraz większą popularnością cieszą się więc organiczne mikronawozy mineralne zawierające humiany potasu, humiany sodu oraz dodatek takich pierwiastków, jak: żelazo, miedź, mangan, molibden, kobalt czy bor, dostępnych w postaci związków chelatowych. Rozwiązanie to znalazło zastosowanie na glebach węglanowych, w których stężenie mikroelementów jest bardzo wysokie, jakkolwiek pierwiastki te występują w formie niedostępnej dla roślin. Warto jednak pamiętać, że organiczne mikronawozy mineralne wytwarza się na bazie ligandów syntetycznych, a ich produkcja wymaga zastosowania kwasu monochlorooctowego i etylenodiaminy, co stwarza poważne zagrożenie dla organizmów żywych i przyczynia się do zanieczyszczenia środowiska naturalnego. Nawozy te stosowane systematycznie powodują ponadto odkładanie się ligandów syntetycznych w glebie, co z kolei prowadzi do pogorszenia się jej struktury i w perspektywie prowadzi do degradacji podłoża. Kwasy humusowe, których produkcja i zastosowanie nie niesie niebezpieczeństwa dla człowieka i otaczającej go przyrody są zatem bardziej bezpieczną, ekologiczną metodą nawożenia gleby (23, 26, 27).

Na rynku znajduje się szereg produktów do stosowania w produkcji roślinnej, wśród których wymienić należy preparaty o szerokim spektrum działania, tj.: GumiSil-A, Greenhum, HumiAgra, Rosahumus, Humus Active, Humus-I, Perfekt, Biohumus, Plonar Active Ekodarpol, Tradecorp Humistar, Bio Złoto Aktywator, Lonite firmy

Milagro, Wapno microflora, Lignohumat Super, Humat potasowy, Lignohumat Super Humic, Humus Plus, Totalhumus, Humico Active.

Hydrożele

Zmiany klimatu, które w ostatnich latach są przyczyną nieregularnych opadów deszczu i występujących okresów suszy, często powodują zmniejszenie wydajności upraw polowych. Gwałtowne deszcze, występujące podczas trwania suszy w okresie wegetacyjnym roślin, powodują spływanie wody z pól wraz z nawozami i środkami ochrony roślin. Stosowanie sztucznych nawodnień, które mogą zlikwidować jedynie niedobory wody, nie zawsze jest możliwe i z reguły bardzo drogie. Z problemami tymi borykają się szczególnie gospodarstwa posiadające gleby lekkie, przepuszczalne, wrażliwe na brak opadów. Jednym ze sposobów częściowego zmniejszenia deficytu wody może być zastosowanie przez rolników, ogrodników i leśników dodatków doglebowych powodujących zwiększenie retencji wodnej, a tym samym poprawiających strukturę gleby. Do grupy takich produktów należą hydrożele (21).

Hydrożele, popularnie nazywane też agrożelami, czyli superabsorbenty polimerowe (SAPs) są związkami wielkocząsteczkowymi zdolnymi chłonać wodę lub płyny fizjologiczne w ilościach od 10-krotnie do nawet 1000-krotnie większych od ich masy. Należą do grupy polimerów. Hydrożele polimerowe są to materiały o charakterystycznej budowie, która warunkuje ich nietypowe właściwości. Wyróżniają one te związki na tle innych tworzyw sztucznych, w wyniku czego polimery te znajdują zastosowanie w wielu dziedzinach, w tym także w rolnictwie (5, 24, 32).

Hydrożele po wymieszaniu z glebą potrafią zatrzymać bardzo duże ilości wody z opadów lub nawadniania, a następnie powolnie oddawać wodę do dyspozycji korzeni roślin. Stwierdzono, że hydrożele pozwalają uwalniać nawet 95 procent wody z powrotem do systemu korzeniowego, dlatego ich stosowanie zapewnia stały dostęp wilgoci dla korzeni roślin, eliminując przy tym narażanie ich na tzw. stres wodny (21). Dzięki temu można zapobiec wędnięciu i usychaniu roślin, nawet podczas długotrwałych okresów suszy. Hydrożele umożliwiają zmniejszenie częstości podlewania, lepszy rozwój korzeni oraz szybsze kiełkowanie nasion, dzięki dłuższemu utrzymaniu składników pokarmowych w korzeniach.

Zastosowanie hydrożelu wiąże się z ciekawym zjawiskiem. Otóż hydrożele, pochłaniając kolejne porcje wody, znacznie zwiększają swoją objętość. Natomiast oddając wodę w miarę przesychnienia gleby, kurczą się. Poprzez zwiększanie i zmniejszanie objętości hydrożele poprawiają strukturę gruzelkową gleby (32). Mogą one zatrzymywać także niektóre składniki pokarmowe, ograniczając ich wymywanie do głębszych warstw gleby. W szczególności są to kationy (K^+ , NH_4^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2}). W ten sposób hydrożele pomagają zmniejszyć zanieczyszczenie wód gruntowych i korzystnie wpływają na kondycję roślin (14).

Niezaprzeczalną zaletą hydrożeli jest również ich 100% biodegradowalność, co oznacza, że są bezpieczne dla środowiska (32).

Hydrożele sprzedawane są zazwyczaj w postaci proszku lub żelowego granulatu, który najlepiej jest dozować w okresie przygotowania gleby do siewu czy sadzenia w okolice systemu korzeniowego i wymieszać z glebą. Należy pamiętać, że zanim hydrożel będzie mógł oddawać wodę roślinom, musi najpierw wchłonąć jej zapas. Dlatego po zastosowaniu hydrożelu niezbędne jest wstępne nawodnienie gleby. Wówczas woda jest najefektywniej pochłaniana przez hydrożel.

W sprzedaży dostępne są hydrożele o chłonności wody od 200 do 600 g/g. I tak np. chłonność 200 g/g oznacza, iż 1 gram hydrożelu jest w stanie wchłonąć 200 g wody. Do obliczania tego parametru stosuje się wodę destylowaną, gdyż zawartość różnych substancji w wodzie może zmienić zdolność chłonną polimeru. Zastosowanie hydrożeli o mniejszej chłonności powoduje, iż trzeba zwiększyć ich dawki, a to zwiększa koszty inwestycji. Z kolei polimery o bardzo dużej chłonności są mocno narażone na uszkodzenia mechaniczne (14). Na rynku dostępnych jest wiele preparatów do stosowania w ogrodnictwie i sadownictwie, np. Hydrogel HRT Polska, TerraCottem – nawóz z hydrożelem, AquaGel, Substral (hydrożel + ukorzeniacz do kwiatów balkonowych).

Nanonawozy

Nanotechnologia jest szybko rozwijającą się interdyscyplinarną dziedziną wiedzy, która zajmuje się tworzeniem nanostruktur, czyli struktur na poziomie pojedynczych atomów oraz cząsteczek w celu kontrolowania wielu struktur już na poziomie cząsteczkowym. Znajduje dziś szerokie zastosowanie w wielu dziedzinach życia człowieka, stwarzając nowe możliwości rozwoju, między innymi w medycynie, przemyśle, rolnictwie, produkcji zwierzęcej oraz w przetwórstwie i magazynowaniu żywności.

Znaczenie nanotechnologii wynika stąd, że pierwiastki, czy znane związki chemiczne po rozdrobnieniu do rozmiarów nano, nabywają (ujawniają) nieznane wcześniej, a przy tym bardzo przydatne właściwości. Nanocząsteczki są zazwyczaj bardzo aktywne chemicznie. Mogą też łatwiej przenikać do wnętrza komórek i tam ingerować w procesy metaboliczne.

W rolnictwie dzięki nanotechnologii możliwe jest wprowadzenie nowych, skutecznych regulatorów wzrostu roślin, nawozów, czy też środków ochrony roślin. Dużą szansą dla rolnictwa są preparaty zawierające nanocząsteczki przeciwko szkodnikom, a także środki grzybobójcze oraz zaprawy nasienne z zastosowaniem nanomateriałów.

Największe jednak nadzieje związane z nanotechnologią dotyczą rolnictwa precyzyjnego, które z założenia ma przynosić rolnikowi oszczędność czasu, pracy, zużytkowanej energii i środków produkcji typu nawozy mineralne czy pestycydy. Wizjonerzy rolnictwa przyszłości przewidują, że w ramach rolnictwa precyzyjnego powszechne będzie korzystanie z sieci nanocząsteczek rozlokowanych w glebie i roślinach. Pozwolą one na bardzo precyzyjną kontrolę procesów przebiegających zarówno w glebie, jak i w roślinach.

Naukowcy sukcesywnie rozwijają też nowe systemy dostarczania substancji odżywczych. Opierają się one między innymi na 60-atomowych kapsułach węglowych zawierających w swym wnętrzu składniki odżywcze, głównie mikroelementy (4, 20). Zawartość jest uwalniana tylko we wnętrzu rośliny i to dopiero w odpowiedzi na sygnał fizjologiczny – niedobór danego pierwiastka lub np. inwazję patogenicznego grzyba. Szczególną uwagę zwrócono na miedź, która w formie pojedynczych atomów wykazuje silne właściwości grzybobójcze. Można więc przypuszczać, że dzięki nowej technologii, zmniejszeniu ulegnie zagrożenie niektórymi chorobami grzybowymi. Będą one eliminowane w bardzo wczesnych fazach rozwojowych, ale nie przy użyciu fungicydów, lecz nawożenia mineralnego.

W nawozach metale szlachetne przekształcone w nanocząsteczki sprawiają, że minimalna ilość tych metali wpływa na ich skuteczne i długotrwałe działanie. Zastosowanie nanomateriałów w rolnictwie stwarza realne szanse nie tylko na poprawę kondycji roślin, ale może również przyczynić się do zmniejszenia zużycia środków ochrony roślin, a także do poprawy struktury gleby (3).

Obecnie szczególnie dużym zainteresowaniem cieszy się nanosrebro wykazujące silne właściwości antyseptyczne. Stąd też jego duża skuteczność w walce z bakteriami, grzybami, drożdżami czy wirusami. Wykazuje ono również działanie ochronne przed zakażeniem ran przez bakterie i grzyby oraz stymuluje mechanizmy obronne roślin (29). Wpływa na lepsze natlenienie komórek roślinnych, aktywizuje procesy życiowe roślin, jak oddychanie, pobieranie czy transport składników pokarmowych w roślinie (1, 3).

Produktem, który niedawno pojawił się na rynku, a który zyskuje coraz większe uznanie rolników jest nawóz z nanocząstkami srebra. Nanosrebro to mikroskopijnej wielkości cząstki w postaci jonów, których nie da się dostrzec gołym okiem. Takie rozdrobnienie sprawia, że mają one duży potencjał oddziaływania bakteriobójczego, wirusobójczego i grzybobójczego. Właściwości srebra były już znane i wykorzystywane w starożytności, szczególnie w czasach zarazy. Dzięki aktywności biologicznej, którą charakteryzuje się nanosrebro, może ono niszczyć szkodliwe dla roślin mikroorganizmy. Główny mechanizm działania nanocząsteczek srebra na komórki bakterii polega na jej szczelnym otoczeniu, uniemożliwieniu poruszania się oraz wywołaniu ostatecznej śmierci drobnoustrojów. Zablockowana komórka nie może budować nowej ściany komórkowej, przylegając do innych komórek, ani koniugować, a grupy tiolowe cysteiny reagują z tlenem atomowym i tworzą wiązania siarkowe między aminokwasami, które są zabójcze dla bakterii. Bakterie tracą możliwość oddychania, gdyż dochodzi do zakłócenia przepływu elektronów i zamknięcia łańcucha oddechowego, powodując obumarcie komórki (30). Przeprowadzone badania polegające na ekspozycji komórek *Chlamydomonas reinhardtii* na działanie jonów srebra (AgNO_3) lub nanocząsteczek srebra wykazały, że to jony srebra są bardziej skuteczne w pierwszej godzinie kontaktu z materiałem biologicznym, natomiast po ok. 2 godzinach większą siłą niszczenia komórek mają nanocząstki srebra (33). Według Banacha i in. (1), użycie nanocząsteczek

srebra na kultury bakteryjne *Staphylococcus aureus*, *Staphylococcus epidermidis* oraz *Pseudomonas aeruginosa*, *Sclerotinia sclerotiorum*, potwierdziło założenie, iż nanocząsteczki te wnikają do protoplazmy bakterii, zaburzając działanie ich mitochondriów oraz materiału genetycznego. Przeprowadzone liczne badania potwierdzają tezę, iż działanie nanosrebra na bakterie powoduje ich degradację w 95–100% (31).

Nawozy zawierające nanocząsteczki srebra działają również na poziomie komórkowym roślin, wpływają korzystnie na podstawowe procesy fizjologiczne. Przeznaczone są one do stosowania w uprawie wszystkich gatunków roślin polowych, warzyw gruntowych i pod osłonami, roślin sadowniczych, na plantacjach roślin jagodowych oraz ozdobnych.

Inteligentny nawóz został także zaprezentowany przez Pratima Biswasa z Washington University na spotkaniu stowarzyszenia naukowego American Chemical Society w Nowym Orleanie (12). Jest to nanokompozyt złożony z azotu, fosforu, potasu, cynku i tytanu. Jego cząsteczki mają kilka mikronów, a wielkość inkluzji waha się od 20 do 100 nanometrów. Według autora konieczne są zmiany w sposobie produkcji żywności i w całym systemie rolniczym. Aby sprostać wymaganiom rosnącej populacji, do 2050 roku produkcja żywności powinna wzrosnąć o 50%. Nawóz nanokompozytowy zwiększa przyrost biomasy o 26% w stosunku do nawozów konwencjonalnych (12). Nawóz wchłaniany przez liście jest skuteczny, powodując wzrost roślin większy o 97% w stosunku do roślin nawożonych tradycyjnymi nawozami.

Przewiduje się, że nanotechnologia spowoduje gwałtowny spadek użycia nawozów. Nanokompozyt stworzony przez zespół Biswasa może być stosowany 3 razy rzadziej (12). Nawóz taki może być dostarczony na różne sposoby, między innymi w trakcie przygotowania nasion, razem ze składnikami odżywczymi lub środkami ochronnymi przeciwko mikroorganizmom i insektom. Można dostarczyć go w trakcie masowego oczyszczania wody lub rozpylić razem z odpowiednimi składnikami, czy pokryć nim nasiona. Można nawozić glebę lub zastosować dolistnie.

Wyniki badań wskazują, że nawozy nanokompozytowe to obiecujący materiał również ze względu na bezpieczeństwo środowiska. Biswas (12) zasugerował, że najnowsze nawozy mogą zmniejszyć ryzyko zanieczyszczenia środowiska oraz nie szkodzą owadom zapylającym. Wszystko dzięki rzadkiemu stosowaniu i możliwości bezpośredniego dostarczenia nawozu roślinom. Właśnie dlatego nawozy te mogą okazać się przyjazne dla środowiska. Nowe nawozy mogą być rozwiązaniem problemów nadużywania nawozów sztucznych oraz zanieczyszczenia wody.

Trwają też prace nad nanokapsułami dla insektycydów. Badacze zakładają, że powinny one uwalniać swoją śmiertcionośną zawartość dopiero po dostaniu się do przewodu pokarmowego szkodnika. Mało tego, preparat użytkowy będzie jednocześnie zawierał nanoczuJNIKI określające przydatność gatunkową owada. Chodzi o to, aby przypadkowy i niegroźny owad, który tylko incydentalnie uszkodził naszą uprawę, nie zginął. Nowa broń ma działać z chirurgiczną precyzją (20).

Innowacyjne technologie przetwarzania odpadów na nawozy wykorzystywane w rolnictwie

W wyniku działalności człowieka, zarówno tych związanych z jego bytowaniem, jak i tych związanych z działalnością przemysłową i rolniczą powstaje wiele różnorodnych materiałów odpadowych. Szacuje się, że w krajach wysoko rozwiniętych przy wzroście liczby ludności rocznie 1–2% produkcja przemysłowa rośnie o 4–6% i w podobnym tempie zwiększa się ilość wytwarzanych w ciągu roku odpadów (25).

Spośród wielu kierunków przetwarzania odpadów szczególne miejsce mają technologie ukierunkowane na przyrodnicze ich wykorzystanie, głównie na cele nawozowe i poprawę właściwości gleb użytkowanych rolniczo. Do celów nawozowych najlepiej nadają się odpady biodegradowalne. Pod pojęciem „odpady biodegradowalne” rozumie się wszystkie odpady ulegające tlenowemu lub beztlenowemu rozkładowi. Do odpadów ulegających biodegradacji zalicza się głównie odpady komunalne i rolnicze oraz niektóre przemysłowe. Z odpadów biodegradowalnych, obecnie największą ilość do zagospodarowania stanowią osady ściekowe, odpady z przemysłu rolno-spożywczego oraz odpady rolnicze z dużych ferm oraz produkcji pieczarek. Zgodnie z obowiązującymi przepisami prawnymi muszą one zostać poddane procesowi uzdatniania, który pozwoli na ich powtórne wykorzystanie. Może to być np. kompostowanie, produkcja biogazu bądź nawozów organiczno-mineralnych.

Wśród nieorganicznych odpadów przemysłowych do przyrodniczego wykorzystania nadają się głównie odpady przemysłu energetycznego, a w szczególności popioły głównie ze spalania węgla brunatnego, a także odpadowy miął z węgla brunatnego. Mają one znaczenie dla poprawy właściwości fizycznych gleb piaszczystych.

Ważną grupę wśród odpadów przemysłowych stanowią odpady, które ze względu na obecność związków zasadowych (CaCO_3 , MgCO_3 , CaO , MgO itp.) wykorzystywane są w produkcji nawozów stosowanych w rolnictwie do odkwaszania gleb nadmiernie zakwaszonych. (7, 18, 25). Nawozy te stanowią około 1/3 wszystkich surowców do produkcji nawozów wapniowych. Pochodzą one z wielu przemysłów (25). Największe praktyczne znaczenie w przyrodniczym wykorzystaniu mają odpady z przemysłu: hutniczego, chemicznego, budowlanego, energetycznego i spożywczego.

W produkcji nawozów i polepszaczy glebowych najczęściej tworzy się kompozycje nawozowe z wykorzystaniem kilku różnych odpadów o zróżnicowanych właściwościach fizykochemicznych. Przy ustalaniu składu nawozów bierze się pod uwagę wymagania różnych gatunków roślin, pod które te nawozy mają być stosowane oraz właściwości gleb (22).

Nawozy wytworzone z odpadów powinny mieć taką formę fizyczną, aby można je było równomiernie wysiać na glebę nowoczesnymi maszynami używanymi w rolnictwie. Dlatego końcowym etapem produkcji nawozów z odpadów jest przetworzenie ich w formę granul o jak najbardziej wyrównanej granulacji lub peletu,

jeżeli nie ma możliwości granulacji. Taka postać nawozów umożliwia również ich łatwe magazynowanie. (18)

Stosowanie odpadów na użytkach rolnych związane jest z ryzykiem zanieczyszczenia nie tylko wód podziemnych i gleb, ale może także stanowić czynnik ryzyka dla jakości wytworzonych płodów rolnych. Należy podkreślić, że postęp badań w zakresie przyrodniczego wykorzystania odpadów tworzy z jednej strony nowe możliwości ich wykorzystania, ale z drugiej rozpoznawane są coraz lepiej złożone, długofalowe interakcje, jakim odpady podlegają w środowisku glebowym, co skutkuje odpowiednimi zmianami w systemach prawnych, normach i technologiach ich stosowania, zapewniając coraz lepsze bezpieczeństwo ich nawozowego stosowania na użytkach rolnych (25).

Innowacyjne produkty do regulowania odczynu gleby

Rynek polski dysponuje szerokim asortymentem nawozów wapniowych. Powstają one zwykle jako produkty uboczne w wyniku rozkruszania skał wapiennych lub jako odpady z różnych gałęzi przemysłu.

Przykładem innowacyjnego produktu jest niewątpliwie preparat bi calc+, który został wprowadzony na rynek w 2020 roku przez firmę Polcalc Sp. z o.o. Jest to innowacyjne granulowane wapno węglanowe wzbogacone o hiperaktywne szczepy bakterii *Bacillus* sp. Mikroorganizmy te przyspieszają procesy rozkładu substancji organicznej na prostsze związki dostępne dla roślin oraz wzmacniają odporność roślin na choroby powodowane przez grzyby i bakterie. Nawóz produkowany jest z ekstremalnie rozdrobnionej mączki wapiennej (93–98% CaCO_3), w której aż 50% cząstek ma średnicę mniejszą niż 0,02 mm. Stopień rozdrobnienia mączki wpływa na aktywność chemiczną i szybkość rozpuszczenia w środowisku glebowym.

Granulowane wapno węglanowe bi calc+ jest całkowicie bezpiecznym nawozem zarówno dla zwierząt, roślin, jak i organizmów glebowych (13).

Podsumowanie

Ze względu na nasilające się skutki zmian klimatycznych, postępującą degradację gleb, produkcję energii oraz potrzebę zagospodarowywania odpadów, rolnicy i ogrodnicy wciąż poszukują nowych rozwiązań, które pozwolą im zwiększyć rentowność produkcji, efektywność wykorzystania czynników produkcji oraz zmniejszyć ujemny wpływ na środowisko. Przyszłość nawożenia roślin upatruje się w stosowaniu nawozów wolno działających i o kontrolowanym uwalnianiu składników pokarmowych, powszechniejszym stosowaniu nawozów zawierających aminokwasy oraz środków sprzyjających gromadzeniu materii organicznej i zatrzymujących wodę w glebie, a także w nanotechnologii.

Kontrola dostępności składników pokarmowych w środowisku wzrostu roślin wynika z konieczności ograniczenia ich strat zarówno do atmosfery, jak i do gleby

i wód, a także zwiększenia efektywności ich wykorzystania. Do nawozów wolno uwalniających azot należą produkty kondensacji mocznika z innymi związkami, a kontrolujące uwalnianie azotu, np. nawozy otoczkowane lub kapsułkowane. Dobrym środkiem są również stabilizatory azotu, tj. inhibitory nityfikacji oraz inhibitory ureazy. Do nawozów o kontrolowanej szybkości uwalniania fosforu należą fosforyty, określane jako reaktywne lub miękkie, fosforyty zakwaszone częściowo oraz fosforyty termiczne, czyli spieki fosforytowe (termofosfaty).

W odżywianiu dolistnym roślin przełomem stało się wprowadzenie do składu nawozów aminokwasów naturalnych. W produkcji roślinnej stosowane są jako nawozy mikroelementowe lub biostymulatory. Rola wykorzystywanych w nawozach aminokwasów polega na chelatyzowaniu składników, czyli neutralizowaniu ich ładunku, co znacznie skraca czas pobrania składników pokarmowych z nawozów i zwiększa wykorzystanie składników pokarmowych do niemal 100%.

Coraz większą popularnością cieszą się organiczne mikronawozy mineralne zawierające humiany potasu, humiany sodu oraz dodatek takich pierwiastków, jak: żelazo, miedź, mangan, molibden, kobalt czy bor, dostępnych w postaci związków chelatowych. Stosowane często substancje humusowe jako stymulatory wzrostu lub mikronawozy mogą w przyszłości być wykorzystywane także do poprawy właściwości gleby.

W celu zatrzymywania wody bardzo przydatne okazują się hydrożele, czyli superabsorbenty polimerowe (SAPs), które po wymieszaniu z glebą potrafią zatrzymać bardzo duże ilości wody z opadów lub nawadniania, a następnie powolnie oddawać wodę do dyspozycji korzeni roślin. Dzięki temu można zapobiec wędnięciu i usychaniu roślin nawet podczas długotrwałych okresów suszy. Hydrożele pozwalają na mniejsze zużycie wody, lepszy rozwój korzeni oraz szybsze kiełkowanie nasion, dzięki dłuższemu utrzymaniu składników pokarmowych w korzeniach.

Nanotechnologia jest szybko rozwijającą się interdyscyplinarną dziedziną wiedzy, która zajmuje się tworzeniem nanostruktur, czyli struktur na poziomie pojedynczych atomów oraz cząsteczek w celu kontrolowania innych struktur już na poziomie cząsteczkowym. Znaczenie nanotechnologii bierze się stąd, że pierwiastki, czy znane związki chemiczne po rozdrobnieniu do rozmiarów nano, nabywają (ujawniają) nieznanne wcześniej, a przy tym bardzo przydatne właściwości. W rolnictwie, dzięki nanotechnologii możliwe jest wprowadzenie nowych skutecznych regulatorów wzrostu roślin, nawozów, czy też środków ochrony roślin. Zastosowanie nanomateriałów może przyczynić się do zmniejszenia zużycia środków ochrony roślin, a także do poprawy struktury gleby.

Współcześnie opracowano wiele nowych innowacyjnych technologii i sposobów uzdatniania odpadów, umożliwiając w coraz doskonalszy sposób ich powtórne wykorzystanie jako surowca nadającego się do przetworzenia na produkt użyteczny. Spośród wielu kierunków przetwarzania odpadów szczególne miejsce mają technologie ukierunkowane na przyrodnicze ich wykorzystanie, głównie na cele nawozowe i poprawę właściwości gleb użytkowanych rolniczo. Do celów nawozowych najlepiej

nadają się odpady biodegradowalne, wśród których obecnie największą ilość do zagospodarowania stanowią osady ściekowe, odpady z przemysłu rolno-spożywczego oraz odpady rolnicze z dużych ferm oraz produkcji pieczarek. Muszą zostać poddane procesowi uzdatniania, który pozwoli na ich powtórne wykorzystanie (np. kompostowanie, produkcja biogazu, produkcja nawozów organiczno-mineralnych) i stosowanie w rolnictwie.

Przykładem innowacyjnego produktu do regulacji odczynu gleby jest preparat bi calc+, który został wprowadzony na rynek w 2020 roku przez firmę Polcalc Sp. z o.o. Jest to innowacyjne granulowane wapno węglanowe wzbogacone o hiperaktywne szczepki bakterii *Bacillus sp.*

Literatura

1. Banach M., Kowalski Z., Wzorek Z.: Nanosrebro – wytwarzanie, właściwości bakteriobójcze, zastosowanie. *Chemik*, 2007, **9**: 435-438.
2. Baruk J.: Innowacyjność przedsiębiorstw w warunkach transformacji systemowej. *Wiadomości Statystyczne*, 1994, **2**: 9-11.
3. Brodowska M.S.: Nanosrebro w rolnictwie. 2020; <https://nawozy.eu/wiedza/porady-ekspertow/nawozenie>.
4. Chen H.: Nanoscale science and engineering for agriculture and food systems. Prof USDA Conference, Nov 18–19, 2002, Washington DC.
5. Drabczyk A., Kudłack S., Bialik-Wąs K., Tyliczak B.: Charakterystyka hybrydowych materiałów hydrożelowych. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, PAN, Oddział w Krakowie, 2016, **II/2**: 581-588.
6. Dziamski A.: Wpływ nawożenia organicznego na zawartość i jakość próchnicy gleb. Substancje humusowe w glebach i nawozach. Pr. Zbior. Red. B. Dębska, S. Gonet. PTSH, Wrocław, 2003, 127-140.
7. Filipiek T., Badora A., Lipiński W., Brodowska M.S., Domańska J., Harasim P., Kozłowska-Strawska J., Skowron P., Skowrońska M., Tkaczyk P.: Zakwaszenie i wapnowanie gleb. Fundacja programów Pomocy dla Rolnictwa FAPA, 2015, ss. 236.
8. Glick B.R., Todarov B., Czarny J., Cheng Z., Duan J.: Promotion of plant growth by bacterial ACC deaminase. *Crit. Rev. Plant. Sci.*, 2007, **26**: 227-242.
9. Grzebiś W.: Nawożenie roślin uprawnych, PWRiL, 2008, **2**: 172-188.
10. Haliniarz M.: Biostymulatory – preparaty o wielokierunkowym zastosowaniu w rolnictwie. 2017; <https://nawozy.eu/wiedza/porady-ekspertow/z-kraju.html>.
11. <https://doradztwowyarzynicze.pl/aminokwasy-dlaczego-warto-stosowac>.
12. <https://nano-magazine.com/news/2018/4/4/nanoparticle-fertilisers-show-promise>.
13. <https://polcalc.pl/encyklopedia/nowy-innowacyjny-produkt-bi-calc>.
14. <https://poradnikogrodniczy.pl/jak-stosowac-hydrozele.php>.
15. <https://smoglab.pl/co-i-jak-nas-truje-tlenki-azotu-1/>.
16. <https://www.agro.basf.pl/Documents/etykiety/limus-clear-ulotka.pdf>.
17. Jones C.A., Jeffrey S.J., Muga A.: Effect of low rate commercial humic acid on phosphate availability, micronutrient uptake, and sprong wheat yield. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 2007, **38**: 921-933.
18. Kęsik K., Jadczyś T.: Wprowadzanie do obrotu środków wapnujących i nawozów mineralnych zawierających wapń. IUNG PIB, Puławy, 2012, ss. 27.
19. Knapik M.: Zastosowanie biostymulatorów we współczesnym rolnictwie. *FASCICLES of Student Scientific Movement the Jan Kochanowski University in Kielce*, 2018, v. 27, **2**: 79-84.
20. Koniczny W.: Technologia maleńkości. *Farmer*, 12/2012; <https://www.farmer.pl/produkcja-roslinna/nawozy>.
21. Kotic A.: Hydrożel polimerowy – przyszłość w nawadnianiu upraw? <https://Sadyogrody.pl>.

22. Krzywyy E., Wołoszczyk C., Moździerz E.: Possibility of producing granulated organic-mineral fertilizers from some municipal and industrial wastes. *Chemik*, 2015, **69(10)**: 684-697.
23. Kwiatkowska J., Maciejewska A.: Wpływ rodzajów substancji organicznej na właściwości fizykochemiczne gleby i zawartość węgla organicznego. *Rocz. Gleb.*, 2008, Tom LIX, **1**: 128-133.
24. Lecejejski P.: Wpływ wielkości dodatku hydrożelu na zmiany uwilgotnienia i tempo przesuszania gleby piaszczystej w warunkach laboratoryjnych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 2008, T.10, **2(18)**: 316-328.
25. Łabętowicz J., Stępień W., Kobiłak M.: Innowacyjne technologie przetwarzania odpadów na nawozy agroekologicznej użyteczności. *Inżynieria Ekologiczna Ecological Engineering*, 2019, v. 20, **1**: 13-23.
26. Maciejewska A., Kwiatkowska J.: Niektóre właściwości chemiczne gleby oraz jej zdolności buforowe po zastosowaniu nawozu organiczno-mineralnego z węgla brunatnego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 2002, **482**: 351-357.
27. Maciejewska A., Kwiatkowska J.: Kształtowanie się właściwości fizyko-chemicznych gleby użyźnionej Rekulterem. *Rocz. Gleb.*, 2004, Tom LV, **3**: 147-153.
28. Marcinkowski T., Kierończyk M.: Efektywność inhibitora ureazy NBPT w ograniczaniu emisji amoniaku z mocznika i roztworów saletrzano-mocznikowych (RSM) stosowanych w mineralnym żywieniu roślin. *Czasopismo Inżynierii Łądowej, Środowiska i Architektury*, lipiec-wrzesień 2015, t. XXXII, z. **62 (3/I/15)**: 271-279.
29. Morones J.R., Elechiguerra J.L., Camacho A., Holt K., Kouri J.B., Ramirez J.T., Yacaman M.J.: The bactericidal effect of silver nanoparticles. *Journal of Nanotechnology*, 2005, **16**: 2346-2353.
30. Mroczek-Sosnowska N., Jaworski S., Siennicka A., Gondak A.: Unikalne właściwości nanocząstek srebra. *Nanotechnologia. Polskie drobiarstwo*, 2013, **2**: 6-8.
31. Piccapetra F.: Colloidal stability of silver nanoparticles and their interactions with the alga *Chlamydomonas reinhardtii*. PhD Thesis, ETH ZURICH, DISS. ETH, 2012, No. 20365; <http://ecollection.library.ethz.ch/eserv/eth:5853/eth-5853-02.pdf>.
32. Skiba A.: Badania wybranych materiałów polimerowych pod kątem ich wykorzystania w otrzymywaniu nawozów mikroskładnikowych. Praca doktorska, 2018, phavi.umcs.pl.
33. Song J.Y., Kim B.S.: Rapid biological synthesis of silver nanoparticles using plant leaf extracts. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2009, **32**: 79-84.
34. Ulukan H.: Effect of soil applied humic acid at different sowing times on some yield components of wheat (*Triticum* spp. Hybrids.). *Int. J. Bot.*, 2008, **4(2)**: 164-175.
35. Zachaj K.: Nawozy z aminokwasami – dlaczego warto je stosować? <https://doradztwosadownicze.pl>.

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Alicja Pecio
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 834
e-mail: alicia.pecio@iung.pulawy.pl

AUTOR
Alicja Pecio

ORCID
0000-0001-7780-8313

Aleksandra Zajączkowska, Jolanta Korzeniowska

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

WPLYW NAWOŻENIA KRZEMEM NA ZMNIĘSZENIE SZKODLIWEGO WPLYWU METALI CIĘŻKICH DLA ROŚLIN*

Słowa kluczowe: metale ciężkie, toksyczność dla roślin, stres, krzem

Wstęp

Nadmiar metali ciężkich w glebach jest zagrożeniem zarówno dla wód, jak i dla całego łańcucha pokarmowego. Źródłem metali jest spalanie paliw, przemysł, górnictwo, a także wprowadzanie do gleby osadów ściekowych, nawozów i środków ochrony roślin (23). Zanieczyszczenia metaliczne są trwałe i toksyczne, przez co stwarzają problemy środowiskowe, wpływają negatywnie na rośliny, zwierzęta i ostatecznie na zdrowie ludzi (43, 54). Metale z gleby poprzez wymywanie w głąb profilu lub poprzez spływy powierzchniowe mogą przedostawać się do wód, a następnie zanieczyszczać Bałtyk (10). Rośliny rosnące w środowisku z nadmiarem metali ciężkich wykazują zmiany metabolizmu (3, 33), niższą produkcję biomasy (18, 28) oraz nadmierne gromadzenie metali w swoich tkankach (29, 53). Istnieje możliwość zapobiegania tym zmianom poprzez różne zabiegi agrotechniczne. Jedną z możliwości łagodzenia toksyczności metali ciężkich dla roślin jest nawożenie krzemem (22).

Krzem (Si) jest drugim po tlenie najbardziej rozpowszechnionym pierwiastkiem w skorupie ziemskiej i odgrywa bardzo ważną rolę w obiegu materii. Wchodzi w skład ponad 370 minerałów skałotwórczych i stanowi 26% całości skorupy ziemskiej. Jest jednym z podstawowych składników gleb i elementem niemal wszystkich skał macierzystych (9). Krzem nie występuje w stanie wolnym w przyrodzie, a w postaci krzemionki (SiO_2) lub krzemianów. Są to formy praktycznie nierozpuszczalne w wodzie, a w związku z tym niedostępne dla roślin. Jedyną przyswajalną formą Si jest kwas ortokrzemowy (H_4SiO_4). Mimo dużej zawartości Si w glebie pobieranie tego pierwiastka jest utrudnione, ponieważ uwalnianie kwasu krzemowego

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

z krzemionki oraz krzemianów jest procesem nadzwyczaj powolnym i ograniczonym (32). Kwas ortokrzemowy w momencie uwolnienia do roztworu glebowego staje się niestabilny, jego cząsteczki wykazują wysoką skłonność do polimeryzacji i bardzo łatwo przechodzi w nierozpuszczalne i niedostępne formy dla roślin. W związku z tym przyswajalna ilość krzemu dla roślin w glebach jest relatywnie niewielka i paradoksalnie rośliny rosnące na glebie zawierającej bardzo duże ilości Si mogą doświadczać jego niedoboru.

Chociaż Si nie był uważany za pierwiastek niezbędny dla roślin wyższych, udowodniono, że jest on korzystny dla zdrowego wzrostu i rozwoju wielu gatunków roślin, w szczególności jednoliściennych, takich jak ryż czy trzcina cukrowa (15, 16). Niektórzy autorzy uważają, że w najbliższej przyszłości Si może zostać uznany za pierwiastek niezbędny dla roślin (14, 33). Korzystne jego działanie jest szczególnie wyraźne u roślin narażonych na stres abiotyczny i biotyczny (15, 16, 37). W ciągu ostatnich dwóch dekad przeprowadzono wiele badań mających na celu wyjaśnienie roli Si w zwiększonej tolerancji i odporności roślin na stresy abiotyczne i biotyczne. W literaturze światowej znajdują się informacje dotyczące roli, jaką pełni Si w zwiększaniu tolerancji roślin na suszę (5), choroby (47), zasolenie (49). Stosunkowo najmniej jest poznany udział Si w łagodzeniu skutków toksyczności metali ciężkich. Niniejszy artykuł przedstawia najnowsze badania dotyczące możliwości zmniejszenia negatywnych skutków toksyczności Cd, Zn i Cu dla roślin poprzez egzogenną aplikację Si.

Zmniejszenie szkodliwego wpływu Cd na skutek aplikacji Si

Analizując literaturę światową na temat wpływu krzemu na łagodzenie toksyczności metali ciężkich, można stwierdzić, że najwięcej badań przeprowadzono na temat kadmu. Pierwiastek ten charakteryzuje się największą mobilnością ze wszystkich metali (7) i dlatego w łatwy sposób przedostaje się do roślin. Obecność Cd w roślinie powoduje zaburzenie wielu jej procesów metabolicznych i fizjologicznych (13, 45). Kadm przyczynia się również do zmniejszenia pobierania i rozprowadzania składników mineralnych i wody (11, 19). Prowadzi to do zahamowania wzrostu i rozwoju roślin, a nawet ich śmierci (25, 59).

Badania nad łagodzeniem przez Si stresu spowodowanego nadmiarem kadmu, o których donosi literatura prowadzone są w kulturach wodnych lub w wazonach wypełnionych glebą (tab. 1). W pierwszym przypadku Cd i Si są dodawane do pożywki wodnej, w drugim Cd jest dodawany do gleby, a Si aplikowany doglebowo lub dolistnie. Literatura opisuje różne efekty stosowania Si w sytuacji wystąpienia stresu Cd u roślin. Najczęściej prace donoszą o wpływie krzemu na: plon, zawartości Cd w różnych organach roślin, zawartość chlorofilu i aldehydu malonowego (MDA) w liściach, zmiany aktywności enzymów antyoksydacyjnych, zmniejszenie transportu Cd z korzeni do pędów oraz immobilizację Cd w roślinach i w glebie.

Tabela 1

Wzrost plonu i spadek zawartości Cd w roślinach pod wpływem aplikacji Si w stosunku do obiektów z samym Cd

Autorzy, Roślina doświadczalna	Metoda	Skażenie Cd	Forma i sposób aplikacji Si	Dawka Si	Wzrost biomasy w % ¹	Zmniejszenie zawartości Cd w % ¹
Dresler i in., 2015 Kukurydza – siewki	kultury wodne	50 μM	K ₂ SiO ₃ do pożywki	0,1; 0,5; 1,5; 3,0 i 5,0 mM	pędy: nie korzenie: nie	pędy: nie korzenie: tak ³
Farooq i in., 2013 Bawełna – młode rośliny	kultury wodne	1 i 5 μM	Na ₂ SiO ₃ do pożywki	1 mM	liście: 31 ² /57 ³ łodygi: 26/35 korzenie: 25/61	liście: 30 ² /30 ³ łodygi: 30/40 korzenie: 20/30
Shi i in., 2005 Ryż – siewki	kultury wodne	27 μM	K ₂ SiO ₃ do pożywki	1,8 mM	pędy: 42	pędy: 24 korzenie: 21
Song i in., 2009 Kapusta chińska –siewki	kultury wodne	0,5 i 5,0 mg·L ⁻¹	K ₂ SiO ₃ do pożywki	1,5 mM	pędy: 13 ² /25 ³ korzenie: 22/41	pędy 15 ² /36 ³ korzenie: wzrost
Vaculic i in., 2009 Kukurydza – siewki	kultury wodne	5 μM	SiO ₂ + NaOH do pożywki	35 mM	pędy: 24 korzenie: 14	pędy: wzrost korzenie: wzrost
Vaculic i in., 2012 Kukurydza – siewki	kultury wodne	5 i 50 μM	SiO ₂ + NaOH do pożywki	5 mM	korzenie: 14 ² /28 ³	pędy: wzrost korzenie: 14
Hussain i in., 2015 Pszenvica – dojrza – łość pełna	piasek wysycony pożywką	25; 50 i 75 μM	Na ₂ SiO ₃ do pożywki	1,5 mM	pędy: tak korzenie: tak	ziarno: tak słoma: tak/nie ⁶
Liang i in., 2005 Kukurydza – młode rośliny	wazony z glebą	20; 40 mg·kg ⁻¹	Na ₂ SiO ₃ doglebowo	50; 400 mg·kg ⁻¹	pędy: tak korzenie: tak	pędy: tak korzenie: tak
Liu i in., 2009 Ryż – siewki i dojrzałość pełna	wazony z glebą	5; 10; 20 i 30 mg·kg ⁻¹	zole Si dolistnie	5 mM	ziarno: tak słoma: tak	ziarno: tak słoma: tak
Naeem i in., 2014 Pszenvica – dojrza – łość pełna	wazony z glebą	10 mg·kg ⁻¹	CaSiO ₃ doglebowo	50; 100 i 150 mg·kg ⁻¹	biomasa: nie	ziarno: tak słoma: tak korzenie: nie
Rizwan i in., 2012 Pszenvica – młode rośliny	wazony z glebą	0,7 mg·kg ⁻¹	amorficzny Si, doglebowo	1; 10 i 15 t·ha ⁻¹	nie badano	pędy 15-36 ⁴ korzenie: wzrost
Treder i Cieślński, 2005, Truskawka – dojrzałość pełna	wazony z glebą, 2 gleby	4,4; 8,8; 13, 2 i 17,6 μM Cd·kg ⁻¹	K ₂ SiO ₃ doglebowo i dolistnie	a) 16,7 mM·kg ⁻¹ gleby b) 16,7 mM·roślinie ⁻¹ c) 16,7+16,7	nie badano	łodygi: tak/nie ⁵ liście: tak/nie owoce: tak/nie,
Zhao i in., 2020 Ryż – dojrzałość pełna	wazony z glebą, 2 gleby	5 mg·kg ⁻¹	Na ₂ SiO ₃ doglebowo	90 i 120 mg·kg ⁻¹ SiO ₂	biomasa: 14,5–17,5/ 39,5–43,1 ^(4,5)	słoma: tak ziarno: tak korzenie: tak

¹Słów „nie” i „tak” użyto gdy odczytanie dokładnych wartości z wykresu było niemożliwe; ²dla pierwszej dawki Cd; ³dla drugiej dawki Cd; ⁴zależnie od dawki Si; ⁵zależnie od gleby i sposobu aplikacji; ⁶zależnie od odmiany

Źródło: opracowanie własne

Zmniejszenie spadku biomasy roślin

Kadm w podłożu powoduje zahamowanie wzrostu i rozwoju roślin, co objawia się depresją plonów. Aplikacja Si najczęściej zmniejsza ten spadek i powoduje, że na obiekcie Cd+Si uzyskuje się większe plony niż na obiekcie z samym Cd bez dodatku Si. Większość prac opisujących to zjawisko dotyczy reakcji siewek roślin rosnących w kulturach wodnych (tab. 1). Farooq i in. (17) wykazali, że dodanie Si do pożywki zanieczyszczonej Cd powodowało zmniejszenie depresji biomasy liści i korzeni. Biomasa roślin uzyskana na obiekcie Cd+Si była o 30–60% większa niż na obiekcie Cd bez Si, przy czym wyższa dawka Si powodowała większy korzystny efekt. Vaculik i in. (57) stwierdzili, że obiekt Cd+Si charakteryzował się o 24% większą biomasa pędów i 14% większą biomasa korzeni 13-dniowych siewek kukurydzy w porównaniu z obiektem z samym Cd. Również w badaniach Shi i in. (48), Songa i in. (52) oraz Hussain i in. (21) zastosowany Si zmniejszał depresję plonów młodych roślin ryżu, kapusty chińskiej i pszenicy spowodowaną toksycznością Cd.

Zmniejszenie spadku plonów na skutek aplikacji Si obserwowano również w badaniach prowadzonych w wazonach wypełnionych glebą (tab. 1). Liang i in. (34) stwierdzili, że wprowadzenie Si do gleby zanieczyszczonej Cd zmniejszało spadek plonów pędów i korzeni kukurydzy, co świadczy o wpływie Si na wzrost tolerancji kukurydzy na stres spowodowany przez ten pierwiastek. W badaniach Zhao i in. (60) dodatek Si do gleby spowodował wzrost plonów ryżu o 20–28% w stosunku do obiektów z Cd bez Si. Również Liu i in. (35) wykazali zmniejszenie spadku plonu ziarna i słomy ryżu wskutek dolistnej aplikacji zoli krzemowych.

Niekiedy jednak nie odnotowano korzystnego wpływu Si na biomasę roślin zatrutych Cd. Dresler i in. (12) nie wykazali dodatniego wpływu krzemu aplikowanego do pożywki na biomasę młodych, 10-dniowych siewek kukurydzy rosnących w kulturach wodnych z nadmiarem Cd. Jednak sam Si bez Cd działał na siewki korzystnie, powodując 34% wzrost biomasy pędów i 37% wzrost biomasy korzeni w stosunku do obiektu kontrolnego bez Si.

Zmiany zawartości kadmu w roślinach

Zawartość Cd w roślinach rosnących w podłożu zanieczyszczonym tym pierwiastkiem silnie wzrasta. Aplikacja Si zmienia zawartość tego metalu w roślinach (tab. 1). Zmiany te nie są jednak jednoznaczne, a autorzy informują o różnych wynikach. Najczęściej aplikacja Si w sytuacji stresu wywołanego nadmiarem Cd jest dla roślin korzystna i powoduje zmniejszenie zawartości tego metalu w roślinach, co ma dodatni wpływ na plony.

Farooq i in. (17) wykazali zmniejszenie zawartości Cd o ok. 30% w liściach, 30–40% w łodygach i 20–30% w korzeniach 2-miesięcznych roślin bawełny, a Shi i in. (48) – w korzeniach i pędach siewek ryżu uprawianych hydroponicznie, gdzie Cd i Si dodawano do pożywki. Zhao i in. (60) w badaniach wazonowych wykazali, że dogłębne zastosowanie Si zmniejszyło akumulację Cd w ziarnie, słomie

i korzeniach ryżu w porównaniu z obiektem bez dodatku Si w glebach zarówno kwaśnych, jak i zasadowych. Liu i in. (35) wykazali, że dzięki dolistnemu zastosowaniu Si w formie zoli zawartość Cd w ziarnie i słomie ryżu uprawianego na glebie skażonej Cd uległy znacznemu zmniejszeniu. Jednak zmniejszenie zawartości w słomie było znacznie mniejsze niż w ziarnie. Natomiast Dresler i in. (12), w zależności od dawki Si dodanej do pożywki zanieczyszczonej Cd, wykazali ok. 30% zmniejszenie akumulacji Cd w korzeniach, przy jednoczesnym braku zmian koncentracji tego metalu w pędach 10-dniowych siewek kukurydzy uprawianej hydroponicznie.

Nie zawsze jednak wyniki badań były tak jednoznaczne. Wielu autorów wykazało, że zmiany zawartości zależą od odmiany rośliny lub gleby, na której jest uprawiana. Hussain i in. (21) w doświadczeniu wazonowym badali wpływ Cd i Si na dwie odmiany pszenicy. Odmiana, która akumulowała znacznie większe ilości Cd reagowała na dodatek Si zmniejszeniem zawartości Cd w słomie, podczas gdy u drugiej odmiany akumulującej mniej Cd nie stwierdzono takiej reakcji na Si. Obie odmiany akumulowały zbliżone zawartości Cd w ziarnie i dodatek Si u obu odmian zmniejszał tę akumulację. Autorzy zalecają nawożenie krzemem pszenicy uprawianej na glebach o podwyższonej zawartości tego pierwiastka. Treder i Ciesliński (55) badali wpływ Si stosowanego doglebowo i dolistnie na zawartość Cd w roślinach truskawek rosnących na glebie piaszczystej i piaszczysto-gliniastej zanieczyszczonej Cd w warunkach doświadczenia wazonowego. Autorzy ci wykazali korzystne efekty zastosowania krzemu jedynie na glebie piaszczystej; były one zależne od poziomu zanieczyszczenia Cd i sposobu aplikacji Si. Przy dawce $17,6 \mu\text{M Cd}\cdot\text{kg}^{-1}$ w glebie piaszczystej zarówno aplikacja dolistna, jak i doglebowa Si były skuteczne w obniżaniu zawartości Cd w liściach truskawek w stosunku do obiektu kontrolnego bez Cd. Natomiast tylko doglebowa aplikacja Si obniżała zawartość Cd w owocach. Również Naeem i in. (40) w doświadczeniu wazonowym wykazali wpływ dodatku Si do gleby o podwyższonej zawartości Cd na zmniejszenie zawartości tego metalu w ziarnie i słomie 4 odmian pszenicy, przy czym większym dawkom Si odpowiadały większe spadki zawartości Cd. Autorzy ci nie zaobserwowali jednak wpływu Si na zmianę zawartości Cd w korzeniach.

Na uwagę zasługują wyniki badań, w których aplikacja krzemu powodowała zmniejszenie zawartości Cd w pędach przy równoczesnym wzroście zawartości tego metalu w korzeniach. W badaniach Songa (52), prowadzonych w kulturach wodnych, zawartość Cd w pędach kapusty chińskiej zmniejszyła się o 15–36%, ale wzrosła w korzeniach o 22–46%. Podobne wyniki spadku zawartości Cd w pędach przy jednoczesnym wzroście jego zawartości w korzeniach młodych roślin pszenicy uzyskali w badaniach wazonowych Rizwan i in. (44). Świadczy to o zatrzymywaniu Cd w korzeniach i zmniejszeniu transportu tego metalu z korzeni do pędów pod wpływem zastosowanego Si.

Zupełnie inne wyniki badań wpływu Si na rośliny poddane stresowi kadmowemu uzyskali Vaculic i in. (57). Autorzy ci pomimo korzystnego wpływu dodatku

Si na biomasę roślin, niespodziewanie wykazali wzrost zawartości Cd nie tylko w korzeniach, ale również w pędach 13-dniowych siewek kukurydzy uprawianej hydroponicznie. Autorzy wyjaśniają, że Si musi uruchamiać jakieś inne mechanizmy obronne w roślinie, niezwiązane ze zmniejszeniem pobierania Cd przez rośliny. Ci sami autorzy w kolejnych badaniach potwierdzili wzrost Cd w siewkach kukurydzy na skutek dodatku Si, ale tym razem przy spadku zawartości tego metalu w korzeniach (58).

Zmiany zawartości chlorofilu

Kadm powoduje zmniejszenie ilości chlorofilu a i b w liściach, co ma negatywny wpływ na fotosyntezę, a tym samym na plonowanie roślin. Krzem łagodzi te objawy, zmniejszając degradację chlorofilu. W badaniach Hussaina i in. (21) dodatek Si do pożywki zawierającej kadm ograniczał spadek zawartości chlorofilu a i b w liściach pszenicy.

Zmiany aktywności enzymów antyoksydacyjnych

W wyniku zatrucia roślin kadmem dochodzi do stresu oksydacyjnego i powstawania reaktywnych form tlenu (ROS) w tkankach roślin. W zwalczaniu stresu kluczową rolę odgrywają enzymy antyoksydacyjne, takie jak: dysmutaza ponadtlenkowa (SOD), katalaza (CAT), peroksydaza gwajakolowa (POD) czy peroksydaza askorbinianowa (APX), redukujące ROS. Poziom aktywności tych enzymów może być wskaźnikiem nasilenia stresu. Wielu naukowców badało wpływ aplikacji krzemu przy stresie wywołanym nadmiarem kadmu na zmiany aktywności enzymów antyoksydacyjnych, jednak wyniki ich prac nie są jednoznaczne (często były przeciwstawne). Farooq i in. (17) wykazali znaczny wzrost aktywności enzymów antyoksydacyjnych w roślinach zatrutych Cd w stosunku do roślin rosnących na pożywce bez Cd. Dodatek Si do pożywki z Cd powodował dalszy wzrost SOD, POD, CAT i APX w liściach i korzeniach bawełny. Autorzy stwierdzają, że świadczy to o wzroście aktywności tych enzymów na skutek aplikacji krzemu, a tym samym o zwiększeniu możliwości rośliny do walki ze stresem. Song i in. (52) wykazali natomiast znaczny spadek aktywności SOD, CAT i APX w liściach bawełny z obiektów zanieczyszczonych kadmem w stosunku do obiektu kontrolnego. Jednak podobnie jak w pracy Farooqa i in. (17) na obiektach z Cd + Si stwierdzano wzrost aktywności enzymów w stosunku do obiektów z samym Cd. W badaniach Hussaina i in. (21) z dwiema odmianami pszenicy stres spowodowany kadmem zmniejszał znacząco aktywność SOD w obu odmianach proporcjonalnie do zastosowanej dawki. Dodatek Si zapobiegał temu zmniejszeniu, a nawet zwiększał aktywność SOD w porównaniu z obiektem kontrolnym bez Cd. Inaczej było w przypadku aktywności POD. Kadm powodował zwiększenie aktywności POD w obu odmianach w stosunku do obiektu kontrolnego bez Cd, a dodatek Si jeszcze podnosił tę aktywność. Jednocześnie kadm powodował zwiększenie aktywności CAT u jednej odmiany, a zwiększenie u drugiej, a dodatek Si tylko u jednej z nich powodował wzrost aktywności CAT w stosunku do obiektu z samym Cd.

Zmiany zawartości MDA

Aldehyd malonowy (MDA) jest markerem stresu oksydacyjnego. Wzrost jego zawartości wskazuje na oksydatywne uszkodzenie lipidów (peroksydacja lipidów). Zmniejszenie się jego zawartości w tkankach świadczy o zmniejszeniu stresu. Song i in. (52) wykazali, że dodatek Cd do pożywki powodował 1,4–1,6 razy większą zawartość MDA w młodych roślinach bawełny, a dodatek Si zmniejszał tę zawartość o 13–22%. Również w badaniach Hussaina i in. (21) stres spowodowany kadmem skutkowało wzrostem zawartości MDA w liściach pszenicy, a dodatek Si do pożywki obniżał tę zawartość.

Zmniejszenie transportu Cd z korzeni do pędów

Jednym z mechanizmów tolerancji roślin na metale ciężkie jest ograniczanie transportu metali z korzeni do pędów poprzez zatrzymywanie i gromadzenie ich w korzeniach. Rośliny w ten sposób chronią aparat fotosyntetyczny, który metale mogłyby zakłócać. O zmniejszeniu przemieszczania się Cd z korzeni do pędów na skutek aplikacji Si donoszą Song i in. (52) i Rizwan i in. (44) w badaniach z kapustą chińską i pszenicą. Świadczy o tym według nich mniejsza zawartość Cd w pędach przy jednoczesnej większej jego zawartości w korzeniach na obiektach Cd + Si w porównaniu z obiektami z Cd bez Si. Również Naeem i in. (40) wykazali zmniejszenie transportu Cd z korzeni do pędów 4 odmian pszenicy rosnącej na glebie o podwyższonej zawartości Cd na skutek dodatku krzemu do gleby. Potwierdzeniem zmniejszenia transportu Cd z korzeni do pędów przez Si mogą być badania Shi i in. (48). Autorzy ci przy użyciu mikroskopu elektronowego wykazali silne osadzanie się krzemu w okolicach endodermy korzeni młodych siewek ryżu. Tak utworzona bariera fizyczna może według nich zmniejszać porowatość ścian komórkowych wewnętrznych tkanek korzenia, powstrzymując w ten sposób transport Cd przez apoplast.

Immobilizacja Cd w ścianach komórkowych pędów

Vacuolic i in. (56) sugerują, że zmniejszenie toksyczności Cd przez Si może być spowodowane zwiększonym wiązaniem tego metalu przez apoplast pędów, a nie apoplast korzeni. Badanie hydroponiczne prowadzone ze znacznym ¹⁰⁹Cd wykazały, że aplikacja Si nie wpływała na zmiany w rozmieszczeniu Cd w korzeniach, a zwiększała jego wiązanie w apoplaście pędów siewek kukurydzy. Podobne wyniki uzyskali Liu i in. (35). Stwierdzili oni, że zastosowanie Si w formie zoli znacznie zwiększyło zawartość Cd związanego w ścianach komórkowych młodych pędów ryżu rosnącego na pożywce zanieczyszczonej Cd w porównaniu z obiektami bez Si. Jednocześnie nie stwierdzono takiego efektu dla korzeni. Może to być jeden z mechanizmów łagodzenia toksyczności Cd przez Si. Powszechnie przyjmuje się, że sekwestracja metali ciężkich w mniej aktywnych metabolicznie częściach komórki, takich jak ściany komórkowe, jest ważnym mechanizmem tolerancji metali ciężkich przez rośliny (46, 36).

Immobilizacja Cd w glebie

Naeem i in. (40) wykazali, że dodatek Si (CaSiO_3) do gleby zanieczyszczonej Cd powodował immobilizację tego pierwiastka w glebie, która miała wpływ na zmniejszone pobieranie Cd przez korzenie pszenicy. Immobilizacja ta nie miała związku ze wzrostem pH gleby. Badania Naeema i in. (40) sugerują, że reakcje unieruchomienia metali w glebie alkalicznej powodowane przez Si są niezależne od pH gleby. Zhao i in. (60) tłumaczą korzystny efekt oddziaływania Si na rośliny poddane stresowi Cd spadkiem przyswajalności tego pierwiastka wskutek tworzenia się kompleksu Cd-Si, którego nie mogą pobierać rośliny ryżu.

Zmniejszenie szkodliwego wpływu Zn na skutek aplikacji Si

Cynk jest zaliczany do mikroelementów i w niewielkich ilościach jest niezbędny roślinom. Pierwiastek ten odgrywa ważną rolę w wielu procesach metabolicznych, takich jak aktywacja enzymów, synteza białek oraz metabolizm węglowodanów i lipidów. Jednak nadmiar Zn jest dla roślin toksyczny; powoduje zaburzenia metabolizmu, co ma odzwierciedlenie we wzroście i rozwoju roślin (6). Jednym z czynników łagodzących toksyczność Zn dla roślin może być egzogenna aplikacja Si. W ostatnich latach na świecie przeprowadzono szereg badań sprawdzających reakcję roślin na dodatek Si w warunkach stresu wywołanego nadmiarem cynku. Wszystkie badania były prowadzone w kulturach wodnych, gdzie Zn i Si dodawano do pożywki (tab. 2). Podobnie jak w przypadku toksyczności Cd, badano jak dodatek Si wpływał na: plon, zawartości Zn w różnych organach roślin, zawartość chlorofilu i aldehydu malonowego (MDA) w liściach, zmiany w strukturze chloroplastów i korzeni, zmiany aktywności enzymów antyoksydacyjnych oraz immobilizację Zn w roślinach i w podłożu.

Tabela 2

Wzrost plonu i spadek zawartości Zn w roślinach pod wpływem aplikacji Si w stosunku do obiektów z samym Zn

Autorzy, Roślina doświadczalna	Metoda	Skażenie Zn	Forma i sposób aplikacji Si	Dawka Si	Wzrost biomasy w %	Zmniejszenie zawartości Zn w %
Anwaar i in., 2015 Bawełna – młode rośliny	kultury wodne	25; 50 μM	Na ₂ SiO ₃ do pożywki	1 mM	liście: 34 ¹ /76 ² łodygi: 26/111 korzenie: 21/62	liście: 19 ¹ /34 ² łodygi: 23/50 korzenie: 30/48
Gu i in., 2012 Ryż – 40-dniowe siewki	kultury wodne	200 μM	Kwas krzemowy do pożywki	0,5; 1,8 mM	liście: tak łodygi: tak korzenie: tak	liście: tak łodygi: tak korzenie: tak
Kaya i in., 2009 Kukurydza – 5-tygodniowe rośliny	wazony, podłoże wysyczone pożywką	0,5 mM	Na ₂ SiO ₃ do pożywki	1 mM	pędy: 40 korzenie: 52	pędy: 34 korzenie: 25
Mehrabanjoubani i in., 2015 Ryż – młode rośliny i dojrzałość pełna	kultury wodne	100 μM	Na ₂ SiO ₃ do pożywki	1,5 mM	pędy: tak korzenie: nie	pędy: tak korzenie: tak ziarno: nie
Song i in., 2011 Ryż – 14-dniowe siewki	kultury wodne 2 odmiany	2,0 mM	K ₂ SiO ₃ do pożywki	1,5 mM	pędy: tak korzenie: tak	pędy: tak korzenie: wzrost
Song i in., 2014 Ryż – 10-dniowe siewki	kultury wodne	2,0 mM	K ₂ SiO ₃ do pożywki	1,5 mM	Zn nie powodował spadku biomasy	pędy: tak korzenie: wzrost
Bokor i in., 2014 Kukurydza – 10-dniowe siewki	kultury wodne	182 μM	SiO ₂ +NaOH do pożywki	1; 2,5; 5 mM	pędy: spadek korzenie: spadek	pędy: tak korzenie: tak

¹ dla pierwszej dawki Zn, ²dla drugiej dawki Zn

Źródło: opracowanie własne

Zmniejszenie spadku biomasy roślin

W prowadzonych w kulturach wodnych badaniach Anwara i in. (2) dodanie 25 i 50 μM Zn do pożywki powodowało istotny spadek plonów liści, łodyg i korzeni młodych roślin bawełny. Dodatek Si zwiększał zdolność roślin do radzenia sobie z nadmiarem cynku i zmniejszał spadek biomasy (tab. 2). Na obiekcie Zn + Si plon liści był wyższy o 34–76%, łodyg o 26–116%, a korzeni o 21–62% niż na obiekcie z samym Zn. Podobne wyniki uzyskali Kaya i in. (24), gdzie Si podnosił o 42% plony pędów i o 50% plony korzeni 5-tygodniowych roślin kukurydzy w stosunku do obiektów z samym Zn.

W badaniach Songa i in. (51) dodatek Si znacznie łagodził spadek biomasy pędów i korzeni spowodowany nadmiarem Zn u dwóch odmian ryżu, przy czym efekt ten był większy dla pędów niż korzeni. Również Gu i in. (20) wykazali korzystny wpływ dodatku Si na biomasę 40-dniowych roślin ryżu poddanych stresowi cynkowemu w warunkach kultur wodnych. Wpływ ten był większy przy wyższej dawce Si i podobnie jak w badaniach Songa i in. (51), większy dla pędów niż korzeni. Zbliżone wyniki uzyskali Mehrabanjoubani i in. (39). Biomasa pędów

młodych roślin ryżu była istotnie większa na obiektach ze 100 μM Zn i dodatkiem Si w porywaniu z obiektem z samym Zn w pożywce, ale nie zaobserwowano istotnego wpływu Si na biomasę korzeni.

Zupełnie odmienne wyniki otrzymali Bokor i in. (4) w hydroponicznej uprawie kukurydzy. Nie tylko nie wykazali oni korzystnego działania Si na łagodzenie objawów toksyczności Zn, ale zaobserwowali negatywne działanie dodatku Si na plon suchej masy korzeni i pędów 10-dniowych siewek kukurydzy poddanej stresowi cynkowemu. Dawka 182 μM Zn powodowała 38% depresję plonów pędów w stosunku do obiektu kontrolnego bez Zn, a każda kolejna dawka Si jeszcze pogłębiała tę depresję, powodując największy 54% spadek przy 5,0 mM Si.

Zmiany zawartości Zn w roślinach

Nadmiar Zn w podłożu powoduje nadmierną koncentrację tego pierwiastka w roślinach, która może zakłócać różne przemiany metaboliczne. W tej sytuacji aplikacja krzemu prowadzi do zmian w pobieraniu i akumulacji Zn, na ogół łagodzących jego toksyczność (tab. 2). W badaniach Anwaara i in. (2) dodatek Si powodował znaczne zmniejszenie zawartości Zn w liściach, łodygach i korzeniach młodych roślin bawełny narażonych na stres wywołany nadmiarem cynku. Również Mehrabanjoubani i in. (39), Kaya i in. (24) oraz Gu i in. (20) sygnalizują istotne zmniejszenie zawartości Zn w pędach i korzeniach siewek ryżu na skutek zastosowania dodatku Si w sytuacji nadmiernej ilości Zn w podłożu. Ponadto we wspomnianych badaniach Gu i in. (20), gdzie stosowano 0, 5 i 1, 8 mM Si, wyższa dawka Si była bardziej efektywna niż niższa, powodując większy spadek zawartości Zn w roślinach. Większą efektywność wyższych dawek Si udowodnili również Bokor i in. (4). W badaniach z 10-dniowymi siewkami kukurydzy wykazali, że dodatek 5 mM Si powodował prawie dwukrotnie większy spadek zawartości Zn w korzeniach niż dodatek 1 mM Si.

Odmienne wyniki uzyskali Song i in. (51). W badaniach z dwiema odmianami ryżu zaobserwowano znaczny wzrost zawartości Zn w pędach i korzeniach 14-dniowych siewek ryżu rosnących na pożywce skażonej Zn. Dodatek Si do pożywki powodował dalszy wzrost zawartości Zn w korzeniach, ale przy jednoczesnym znacznym spadku w pędach. Wyniki te zostały potwierdzone przez późniejsze badania tych samych autorów (50). Sugerują one wpływ Si na zatrzymywanie Zn w korzeniach i ograniczanie jego transportu do pędów.

Zmiany zawartości chlorofilu

Nadmiar Zn w podłożu powoduje zmniejszenie ilości chlorofilu w liściach. Dodatek krzemu może łagodzić te niekorzystne zmiany. W badaniach Anwaara i in. (2) zawartość chlorofilu a i b w liściach bawełny istotnie spadała wraz ze wzrostem zawartości Zn w pożywce. Dodatek Si do pożywki powodował wzrost zawartości chlorofilu a i b w porównaniu z obiektem bez tego dodatku. Podobne wyniki dotyczące

liści 10-dniowych siewek ryżu uprawianych hydroponicznie uzyskali Song i in. (50) oraz Kaya i in. (24) w badaniach dotyczących 5-tygodniowych roślin kukurydzy.

Zmiany w strukturze chloroplastów

Według badań Songa i in. (50), przeprowadzonych przy użyciu mikroskopu elektronowego, chloroplasty młodych siewek ryżu uprawianego hydroponicznie nierównomiernie powiększyły swoją objętość, a ich grana była widocznie uszkodzona na skutek stresu wywołanego nadmiarem Zn. Dodanie do pożywki Si znacznie temu przeciwdziało. Uzyskane wyniki sugerują, że Si złagodził negatywny wpływ Zn na ultrastrukturę chloroplastów ryżu.

Lignifikacja korzeni

Nadmiar metali w podłożu może skutkować wzrostem lignifikacji korzeni. Bokor i in. (4) przy użyciu mikroskopu fluorescencyjnego wykazali wzrost lignifikacji korzeni 10-dniowych siewek kukurydzy poddanej stresowi cynkowemu w warunkach kultur wodnych. Jednocześnie autorzy ci nie wykazali korzystnego działania Si, przeciwdziałającemu temu zjawisku. Dodatek Si do pożywki nie powodował zmian w lignifikacji korzeni na obiektach z Zn.

Zmiany aktywności enzymów antyoksydacyjnych

Na nadmiar cynku w podłożu, wywołującego stres oksydacyjny, rośliny reagują zmianą aktywności enzymów antyoksydacyjnych. W tej sytuacji dodatek Si do podłoża modyfikuje aktywność enzymów, przyczyniając się do łagodzenia stresu.

Anwaar i in. (2) wykazali znaczący wzrost aktywności SOD, POD, CAT i APX w liściach i korzeniach młodych roślin bawełny przy skażeniu pożywki $25 \mu\text{M}$ Zn, co wskazuje na walkę rośliny ze stresem wywołanym nadmiarem tego metalu. Jednak przy wzroście dawki do $50 \mu\text{M}$ Zn bawełna zareagowała znacznym spadkiem aktywności enzymów, co świadczy o ograniczonych możliwościach rośliny do walki ze stresem Zn. Dodanie Si do pożywki istotnie zwiększało aktywność enzymów, dowodząc pozytywnej roli tego pierwiastka w walce ze stresem oksydacyjnym.

Song i in. (51) badali wpływ Si na zmiany aktywności SOD, CAT i APX w korzeniach siewek ryżu w warunkach stresu wywołanego Zn. Autorzy ci wykazali niewielki spadek aktywności SOD i CAT oraz dużo większy APX na obiektach z $2 \mu\text{M}$ Zn w porównaniu z obiektem kontrolnym. Zastosowany dodatek Si znacznie zwiększał aktywność wszystkich 3 enzymów, nawet do poziomu dużo wyższego niż na obiektach kontrolnych bez Zn. Odmienne wyniki uzyskali Bokor i in. (4). Podobnie jak poprzedni autorzy wykazali oni spadek aktywności SOD i POD w korzeniach 10-dniowych siewek kukurydzy przy dawce $182 \mu\text{M}$ Zn w pożywce. Jednak dodatek Si nie złagodził tego spadku, wręcz przeciwnie – prowadził do dalszego istotnego spadku aktywności enzymów. Równocześnie Autorzy ci nie wykazali żadnych zmian aktywności CAT ani pod wpływem stresu Zn, ani dodatku Si.

Zmiany zawartości MDA

Anwaar i in. (2) informują, że nadmiar Zn w pożywce znacznie podniósł poziom MDA w korzeniach i liściach bawełny uprawianej hydroponicznie. Zastosowanie Si znacząco obniżało poziom MDA, co świadczy o hamowaniu w roślinach uszkodzeń oksydacyjnych lipidów spowodowanych toksycznością Zn. Znaczne obniżenie zawartości MDA w korzeniach 14-dniowych siewek ryżu przez dodatek Si w warunkach stresu cynkowego wykazali również Song i in. (51).

Immobilizacja Zn w roślinach

Gu i in. (20) uważają, że mechanizm łagodzenia toksyczności Zn przez Si w młodych siewkach ryżu związany jest między innymi z przemieszczaniem się Zn wewnątrz rośliny. Badania lokalizacji Zn prowadzone przy użyciu mikroskopu fluorescencyjnego oraz skaningowego wykazały możliwość formowania się nierozpuszczalnych kompleksów Si-Zn w ścianach komórkowych mniej aktywnych metabolicznie tkanek, szczególnie w sklerenchymie korzeni. Jednak Autorzy ci zauważają, że dodatek Si zwiększał frakcję Zn związaną ze ścianą komórkową nie tylko w korzeniach, ale również w łodygach oraz pochwach i blaszkach liściowych. Autorzy podsumowują, że tworzenie kompleksów Zn-Si w mniej aktywnych tkankach roślin jest odpowiedzialne za detoksykację i sekwestrację Zn. Również Neumann i Nieden (41) wykazali, że Si zwiększa tolerancję roślin na toksyczność Zn poprzez formowanie krzemianów Zn w cytoplazmie wewnątrz komórek. Formowanie krzemianów cynku jest częścią mechanizmu tolerancji roślin na ten metal i może łagodzić toksyczność Zn przez aplikację Si.

Immobilizacja Zn w podłożu

Aplikacja Si do podłoża skażonego Zn może prowadzić do wytrącania się nierozpuszczalnych soli cynkowo-krzemowych. Bokor i in. (4) informują o możliwości wytrącania się nierozpuszczalnego krzemianu cynku Zn_2SiO_4 przy aplikacji Si i Zn do pożywki w doświadczeniu prowadzonym w warunkach kultur wodnych.

Zmniejszenie szkodliwego wpływu Cu na skutek aplikacji Si

Miedź podobnie jak cynk zalicza się do mikroelementów i jest roślinom niezbędna do życia, uczestnicząc między innymi w transporcie elektronów podczas jasnej fazy fotosyntezy (38). Pomimo ważnej roli jaką odgrywa, jej nadmiar może powodować poważne uszkodzenia roślin (30). Pierwiastek ten jest powszechnie na świecie stosowany w fungicydach, co może prowadzić do jego nadmiernego gromadzenia się w glebie i toksycznego działania na rośliny. Według badań z ostatnich lat jednym ze sposobów ograniczania stresu wywołwanego przez nadmiar Cu w podłożu może być nawożenie roślin Si. Tak jak w przypadku Zn, wszystkie badania prowadzone były w warunkach kultur wodnych, gdzie Cu i Si dodawano do pożywki (tab. 3).

Autorzy badali wpływ Si na plon, zawartości Cu w różnych organach roślin, zawartość chlorofilu w liściach, zmiany aktywności enzymów antyoksydacyjnych, zmiany w ekspresji genów oraz immobilizację Cu w roślinach.

Tabela 3

Wzrost plonu i spadek zawartości Cu w roślinach pod wpływem aplikacji Si w stosunku do obiektów z samą Cu

Autorzy, Roślina doświadczalna	Metoda	Skażenie Cu	Forma i sposób aplikacji Si	Dawka Si	Wzrost biomasy w %	Zmniejszenie zawartości Cu w %
Ali i in., 2016 Bawełna – 8-tygodniowe rośliny	kultury wodne	25 i 50 μM	Na_2SiO_3 do pożywki	1 mM	liście: 44 ¹ /65 ² łodygi: 18/14 korzenie: 76/98	liście: 46 ¹ /38 ² łodygi: 25/21 korzenie: 6/9
Collin i in., 2014 Bambus – 1-roczone rośliny	kultury wodne	1,5 i 100 μM	$\text{Si}(\text{KOH})_2$ do pożywki	1,1 mM	biomasa: nie	liście: 45 ¹ /nie ² łodygi: 47/24 korzenie: 60/ wzrost
Keller i in., 2015 Pszenvica – 20-dniowe rośliny	kultury wodne	7 i 30 μM	$\text{H}_4\text{SiO}_4 + \text{KOH}$ do pożywki	1 mM	Cu nie powodowała spadku biomasy	pędy: nie/tak korzenie: wzrost/tak
Oliva i in., 2011 Wrzosiec – 20/30-dniowe rośliny	kultury wodne	500 μM	Na_2SiO_3 do pożywki	0,5 i 1 mM	biomasa: tak	liście: nie ³ /62 ⁴ łodygi: nie/80 korzenie: wzrost
Vieira Filho i Monteiro, 2020 Proso olbrzymie – 45-dniowe rośliny	piasek wysycony pożywką	250; 500 750 μM	K_2SiO_3 do pożywki	1 i 3 mM	pędy: tak korzenie: tak	liście: tak korzenie: tak

¹dla pierwszej dawki Cu; ²dla drugiej dawki Cu; ³dla pierwszej dawki Si; ⁴dla drugiej dawki Si

Źródło: opracowanie własne

Zmniejszenie spadku biomasy

Podobnie jak w przypadku Cd i Zn, nadmierne ilości Cu w podłożu powodują zmniejszenie biomasy roślin, a dodatek Si łagodzi tę obniżkę (tab. 3). W badaniach Ali i in. (1) nadmiar Cu w pożywce powodował znaczny spadek biomasy 8-tygodniowych roślin bawełny rosnącej w warunkach kultur wodnych. Dodatek Si do pożywki zwiększał biomasę liści o 44–65%, łodyg o 14–18%, a korzeni aż o 76–98% w stosunku do obiektów z samą Cu bez dodatku Si. Korzystne działanie Si wykazali również Vieira Filho i Monteiro (58). W doświadczeniu z prosem olbrzymim (*Panicum maximum*) stosowali 3 dawki Cu – 250, 500 i 750 μM oraz 2 dawki Si – 1 i 3 mM. Plony pędów i korzeni prosa spadały systematycznie wraz ze wzrostem dawek Cu, a dodatek Si powodował zmniejszenie spadku plonów. Zaobserwowano, że przy najwyższej dawce Cu (750 μM) skuteczna była tylko wyższa dawka Si (3 mM), natomiast niższa dawka Si (1 mM) nie łagodziła spadku plonów. Również Oliva i in. (42) zaobserwowali znaczne zmniejszenie spadku biomasy wrzośca (*Erica andevalensis*) na skutek aplikacji Si do pożywki zawierającej 500 μM Cu.

Przeciwnie wyniki uzyskali Collin i in. (8). W badaniach tych autorów dodatek 1,1 mM Si do pożywki zawierającej 1,5 lub 100 μM Cu nie zmniejszał istotnie spadku

biomasy 1-letnich roślin bambusa uprawianych hydroponicznie. Natomiast na podstawie badań Kellera i in. (26) nie można wnioskować o skuteczności aplikacji Si. W ich doświadczeniu hydroponicznym nie zaobserwowano istotnego spadku biomasy 20-dniowych siewek pszenicy przy 7 i 30 μM Cu w pożywce.

Zmniejszenie zawartości Cu w roślinach

Rośliny rosnące przy nadmiarze Cu w podłożu akumulują znacznie większe ilości tego metalu w swoich tkankach w stosunku do roślin z obiektów kontrolnych. Dodatek Si często powoduje zmniejszenie zawartości, jednak mniej jednoznacznie niż było to w przypadku Cd czy Zn. Ali i in. (1) wykazali, że dodatek Si do pożywki zawierającej nadmiar miedzi zmniejszył zawartość Cu w liściach, łodygach i korzeniach bawełny o odpowiednio: 38–46%, 21–25% i 6–9% w stosunku do obiektu z samą Cu. Zwraca uwagę najmniejsza reakcja korzeni, co wskazuje na zatrzymywanie Cu w korzeniach, a tym samym ograniczanie jej transportu do pędów. Podobne wyniki uzyskali Oliwa i in. (42) w doświadczeniu z wrzoścem. Dodanie 1 mM Si do pożywki zawierającej 500 μM Cu powodowało zmniejszenie zawartości Cu w liściach wrzośca o 62%, a w łodygach o 80%. Jednocześnie dodatek Si powodował wzrost zawartości Cu w korzeniach. Sugeruje to, podobnie jak w badaniach Ali i in. (1), zmniejszenie transportu Cu z korzeni do pędów poprzez zatrzymywanie tego metalu w korzeniach. Również Vieira Filho i Monteiro (58) zaobserwowali większą efektywność Si w obniżaniu zawartości Cu w liściach niż korzeniach prosa olbrzymiego rosnącego przy nadmiarze Cu w pożywce. Autorzy ci wykazali, że dodatek Si obniżał zawartość Cu w liściach prosa przy wszystkich trzech poziomach zanieczyszczenia – 250, 500 i 750 μM , a w korzeniach jedynie przy najwyższym poziomie – 750 μM .

Nieco inne wyniki uzyskali Keller i in. (26), badając wpływ dodatku Si na zawartość Cu w pędach i korzeniach pszenicy. W badaniach stosowano dwie dawki Cu – 7 i 30 μM . Zastosowany Si obniżał zawartość Cu w pędach i korzeniach tylko w roślinach rosnących przy wyższej dawce Cu (30 μM). W przypadku mniejszej dawki (7 μM) dodatek Si nie zmieniał zawartości Cu w pędach oraz powodował wzrost jej zawartości w korzeniach w stosunku do obiektu bez Si. Jeszcze bardziej niejednoznaczne wyniki uzyskali Collin i in. (8). Autorzy ci badali wpływ dodatku Si na zawartość Cu w roślinach bambusa rosnącego przy mniejszej (1,5 μM Cu) i większej (100 μM) dawce Cu. Zastosowany Si obniżył zawartość Cu w liściach jedynie przy dawce 1,5 μM Cu, w łodygach obniżał przy obu dawkach, a w korzeniach przy dawce 1,5 μM Cu obniżył, a przy 100 μM Cu powodował jeszcze większy wzrost zawartości.

Zmiany zawartości chlorofilu

W badaniach Ali i in. (1) wykazano zmniejszenie zawartości chlorofilu a i b w liściach bawełny uprawianej hydroponicznie pod wpływem 25 i 50 μM Cu w pożywce w stosunku do obiektu kontrolnego. Dodatek Si do pożywki częściowo hamował ten proces. Rośliny bawełny z obiektów Cu + Si wykazywały istotnie

większą zawartość chlorofilu w stosunku do roślin rosnących na obiektach z samą Cu.

Mniej jednoznaczne wyniki uzyskali Keller i in. (26), którzy badali wpływ Si na zawartość chlorofilu a+b w liściach 20-dniowych siewek pszenicy uprawianej hydroponicznie przy 7 i 30 μM Cu w pożywce. W badaniach tych korzystne działanie Si wykazano jedynie przy 30 μM Cu. Przy dawce 7 μM Cu krzem nie tylko nie działał korzystnie, ale nawet obniżał zawartość chlorofilu w liściach w stosunku do obiektu z samą Cu.

Zmiany aktywności enzymów antyoksydacyjnych

W badaniach Ali i in. (1) zaobserwowano znaczny wzrost SOD, POD, CAT i APX w liściach i korzeniach młodych roślin bawełny w odpowiedzi na nadmiar Cu w pożywce. Dodatek Si do pożywki powodował dalszy wzrost aktywności tych enzymów w porównaniu z obiektem z samą Cu.

Zmiany ekspresji genów

Dodatek Si może zmienić ekspresję niektórych genów u roślin narażonych na nadmiar Cu w podłożu, co może mieć związek z tolerancją na stres wywołany nadmiarem tego metalu. Li i in. (31) w badaniach hydroponicznych z rzodkiewnikiem (*Arabidopsis thaliana*) wykazali wzrost ekspresji w korzeniach dwóch genów mających związek z transportem miedzi – COPT1 i HMA5 na skutek wysokiego poziomu Cu w pożywce, a dodatek Si redukował ekspresję tych genów. Sugeruje to, że aplikacja Si może poprawić odporność rzodkiewnika na stres Cu. Również Khandeker i in. (27) twierdzą, że Si wywołuje w roślinach zmiany pozwalające na skuteczniejszą reakcję na toksyczność Cu i że zmiany te występują na poziomie ekspresji genów.

Immobilizacja i ograniczanie transportu Cu w roślinach

Badania Collina i in. (8) nie wykazały bezpośredniego wpływu Si na łagodzenie stresu spowodowanego nadmierną ilością Cu u roślin bambusa. Autorzy ci, wykorzystując najnowsze techniki badawcze, takie jak skaningowy mikroskop elektronowy (SEM), fluorescencyjną analizę rentgenowską (XRF) czy rentgenowską spektroskopię absorpcyjną (XANES i EXAFS), wykazali, że główne strategie radzenia sobie bambusa z wysokimi stężeniami Cu w podłożu polegają na: sekwestracji Cu w korzeniach, wiązaniu Cu(II) z ligandami aminowymi i karboksylowymi oraz tworzeniu organicznych i nieorganicznych związków Cu-S. Natomiast aplikacja Si zwiększyła jedynie zawartość organicznych i nieorganicznych związków Cu-S w pędach, co nie miało wpływu na wzrost tolerancji roślin bambusa na nadmiar Cu.

Keller i in. (26), wykorzystując technikę fluorescencji rentgenowskiej, badali rozkład Cu w przekroju poprzecznym korzeni 20-dniowych siewek pszenicy uprawianej hydroponicznie z nadmiarem Cu w pożywce. Zaobserwowali oni, że na obiektach z samą Cu bez Si, Cu była zlokalizowana głównie w walcu osiowym, podczas gdy na obiektach Cu + Si – w pobliżu skórki korzeni. Wskazuje to na ograniczenie apoplastycznego transportu Cu w głąb korzenia poprzez unieruchomienie

jej w zewnętrznej cienkiej warstwie korzeni w pobliżu skórki. Oprócz tego przy użyciu rentgenowskiej spektroskopii fotoelektronowej (XPS) wykazano, że dodany Si osadza się w pobliżu endodermy korzeni, co może wpływać na ograniczenie przemieszczania się Cu poprzez tak pogrubioną endodermę. Ponadto dodatek Si zwiększał zawartość anionów organicznych w korzeniach, głównie cytrynianu. Może to wskazywać na zwiększone kompleksowanie jonów Cu w korzeniach w obecności Si, a tym samym jej unieruchamianie i dezaktywację.

Podsumowanie

W ostatnich latach pojawiło się wiele prac podejmujących temat wpływu egzogennej aplikacji Si na łagodzenie toksyczności metali dla roślin. Najwięcej prac dotyczy toksyczności Cd, a w dalszej kolejności Zn i Cu. Większość badań prowadzona była w środowisku kultur wodnych, gdzie metale i Si dodawano do specjalnie przygotowywanych pożywek wodnych zawierających komplet składników pokarmowych. Jedynie kilka prac dotyczących Cd omawia doświadczenia wazonowe, w których podłożem jest gleba. Doświadczenia w kulturach wodnych umożliwiają precyzyjne badania, jednak nie odzwierciedlają prawdziwych warunków wzrostu i rozwoju roślin. Autorzy najczęściej omawiają, jak w sytuacji nadmiaru metali w pożywce dodatek Si wpływa na: plonowanie roślin, zawartość metali w tkankach roślinnych, zawartość chlorofilu i aldehydu malonowego, zmiany aktywności enzymów oksydacyjnych i ekspresji genów, zmiany w strukturze chloroplastów i tkanek korzeni oraz immobilizację metali wewnątrz roślin i w podłożu. Wyniki omówionych w poprzednich rozdziałach prac nie są jednoznaczne, a nawet często sobie przeczą. Rozbieżności te są spowodowane przede wszystkim różnymi właściwościami poszczególnych metali, gatunkami roślin i ich fazami rozwojowymi oraz różnymi dawkami metali i krzemu używanymi w poszczególnych badaniach. Generalnie jednak można stwierdzić, że w sytuacji stresu wywołanego nadmiarem metali egzogenna aplikacja Si zwiększa tolerancję roślin na ich toksyczność poprzez zwiększoną akumulację metali w korzeniach, ograniczanie ich transportu z korzeni do pędów oraz immobilizację metali poprzez wytrącanie nierozpuszczalnych kompleksów w nieaktywnych metabolicznie częściach komórki. Jednak mechanizmy te nie są w pełni zrozumiałe i wciąż wymagają dalszych badań.

Literatura

1. Ali S., Rizwan M., Ullah N., Bharwana S.A., Waseem M., Farooq M.A., Farid M.: Physiological and biochemical mechanisms of silicon-induced copper stress tolerance in cotton (*Gossypium hirsutum* L.). *Acta Physiol Plant*, 2016, **38(11)**: 262.
2. Anwaar S.A., Ali S., Ali S., Ishaque W., Farid M., Farooq M.A., Sharif M.: Silicon (Si) alleviates cotton (*Gossypium hirsutum* L.) from zinc (Zn) toxicity stress by limiting Zn uptake and oxidative damage. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2015, **22(5)**: 3441-3450.
3. Bączek-Kwinta R., Juzoń K., Borek M., Antonkiewicz J.: Photosynthetic response of cabbage in cadmium-spiked soil. *Photosynthetica*, 2019, **57(3)**: 731-739.

4. Bokor B., Vaculík M., Slovákóvá L., Masarovič D., Lux A.: Silicon does not always mitigate zinc toxicity in maize. *Acta Physiol Plant*, 2014, **36(3)**: 733-743.
5. Bukhari M. A., Ashraf M. Y., Ahmad R., Waraich E. A., Hameed M.: Improving drought tolerance potential in wheat (*Triticum aestivum* L.) through exogenous silicon supply. *Pak. J. Bot.*, 2015, **47(5)**: 1641-1648.
6. Chaney R. L.: Cadmium and zinc. Trace elements in soils, 2010, 409-440.
7. Clemens S.: Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, 2006, **88(11)**: 1707-1719.
8. Collin B., Doelsch E., Keller C., Cazevieuille P., Tella M., Chaurand P., Meunier J. D.: Evidence of sulfur-bound reduced copper in bamboo exposed to high silicon and copper concentrations. *Environ. Pollut.*, 2014, **187**: 22-30.
9. Conley D.J.: Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle. *Global Biogeochem. Cycl.*, 2002, **16(4)**: 68-1.
10. Deluga W.: Znaczenie marketingu ekologicznego w zachowaniu czystości wód Morza Bałtyckiego. *Folia Pomer. Univ. Technol. Stetin. Oecon.*, 2018, 92, DOI: 10.21005/oe.2018.92.3.01.
11. Di Toppi L. S., & Gabbrielli R.: Response to cadmium in higher plants. *Environ. Exp. Bot.*, 1999, **41(2)**: 105-130.
12. Dresler S., Wójcik M., Bednarek W., Hanaka A., & Tukiendorf A.: The effect of silicon on maize growth under cadmium stress. *Russ. J. Plant Physiol.*, 2015, **62(1)**: 86-92.
13. Ekmekçi Y., Tanyolac D., & Ayha B.: Effects of cadmium on antioxidant enzyme and photosynthetic activities in leaves of two maize cultivars. *J. Plant Physiol.*, 2008, **165(6)**: 600-611.
14. Epstein E., Bloom A.J.: Mineral nutrition of plants: principles and perspectives. Second edition, 2005.
15. Epstein E.: Silicon. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 1999, **50(1)**: 641-664.
16. Epstein E.: The anomaly of silicon in plant biology. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 1994, **91(1)**: 11-17.
17. Farooq M.A., Ali S., Hameed A., Ishaque W., Mahmood K., Iqbal Z.: Alleviation of cadmium toxicity by silicon is related to elevated photosynthesis, antioxidant enzymes; suppressed cadmium uptake and oxidative stress in cotton. *Ecotox. Environ. Safe.*, 2013, **96**: 242-249.
18. Gołda S., Korzeniowska J.: Comparison of phytoremediation potential of three grass species in soil contaminated with cadmium. *Environmental Protection and Natural Resources; Journal of Institute of Environmental Protection-National Research Institute*, 2016, **27(1)**: 8-14.
19. Gomes M.P., & Soares A.M.: Cadmium effects on mineral nutrition of the Cd-hyperaccumulator *Pfaffia glomerata*. *Biologia*, 2013, **68(2)**: 223-230.
20. Gu H.H., Zhan S.S., Wang S.Z., Tang Y.T., Chaney R.L., Fang X.H., Qiu R.L.: Silicon-mediated amelioration of zinc toxicity in rice (*Oryza sativa* L.) seedlings. *Plant Soil*, 2012, **350(1-2)**: 193-204.
21. Hussain I., Ashraf M.A., Rasheed R., Asghar A., Sajid M.A., Iqbal M.: Exogenous application of silicon at the boot stage decreases accumulation of cadmium in wheat (*Triticum aestivum* L.) grains. *Braz. J. Bot.*, 2015, **38(2)**: 223-234.
22. Jia-Wen W.U., Yu S.H.I., Yong-Xing Z.H.U., Yi-Chao W.A.N.G., Hai-Jun G.O. N.G.: Mechanisms of enhanced heavy metal tolerance in plants by silicon: a review. *Pedosphere*, 2013, **23(6)**: 815-825.
23. Karczewska A.: Ochrona gleb i rekultywacja terenów zdegradowanych. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego, 2012.
24. Kaya C., Tuna A.L., Sonmez O., Ince F., Higgs D.: Mitigation effects of silicon on maize plants grown at high zinc. *J. Plant Nutr.*, 2009, **32(10)**: 1788-1798.
25. Kaznina N.M., Titov A.F.: The influence of cadmium on physiological processes and productivity of Poaceae plants. *Biology Bulletin Reviews*, 2014, **4(4)**: 335-348.
26. Keller C., Rizwan M., Davidian J.C., Pokrovsky O.S., Bovet N., Chaurand P., Meunier J.D.: Effect of silicon on wheat seedlings (*Triticum turgidum* L.) grown in hydroponics and exposed to 0 to 30 μ M Cu. *Planta*, 2015, **241(4)**: 847-860.
27. Khandekar S., Leisner S.: Soluble silicon modulates expression of *Arabidopsis thaliana* genes involved in copper stress. *J. Plant Physiol.*, 2011, **168(7)**: 699-705.

28. Korzeniowska J., Stanisławska-Głubiak E.: Phytoremediation potential of *Phalaris arundinacea*, *Salix viminalis* and *Zea mays* for nickel-contaminated soils. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 2019, **16(4)**: 1999-2008.
29. Korzeniowska J., Stanisławska-Głubiak E., Igras J.: Applicability of energy crops for metal phytostabilization of soils moderately contaminated with copper, nickel and zinc. *J. Food Agric. Environ.*, 2011, **9(3-4)**: 693-697.
30. Korzeniowska J., Stanisławska-Głubiak E.: Phytoremediation potential of *Miscanthus × giganteus* and *Spartina pectinata* in soil contaminated with heavy metals. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2015, **22(15)**: 11648-11657.
31. Li J., Leisner S.M., Frantz J.: Alleviation of copper toxicity in *Arabidopsis thaliana* by silicon addition to hydroponic solutions. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 2008, **133(5)**: 670-677.
32. Liang Y., Nikolic M., Bélanger R., Gong H., & Song A.: Silicon in agriculture. Dordrecht: Springer, 2015, **10**: 978-94.
33. Liang Y., Sun W., Zhu Y. G., Christie P.: Mechanisms of silicon-mediated alleviation of abiotic stresses in higher plants: a review. *Environ. Pollut.*, 2007, **147(2)**: 422-428.
34. Liang Y., Wong J. W. C., Wei L.: Silicon-mediated enhancement of cadmium tolerance in maize (*Zea mays* L.) grown in cadmium contaminated soil. *Chemosphere*, 2005, **58(4)**: 475-483.
35. Liu C., Li F., Luo C., Liu X., Wang S., Liu T., Li X.: Foliar application of two silica sols reduced cadmium accumulation in rice grains. *J. Hazard. Mater.*, 2009, **161(2-3)**: 1466-1472.
36. Liu C.P., Shen Z.G., Li X.D.: Accumulation and detoxification of cadmium in *Brassica pekinensis* and *B. chinensis*. *Biol. Plant*, 2007, **51**: 116-120.
37. Ma J. F., Mitani N., Nagao S., Konishi S., Tamai K., Iwashita T., Yano M.: Characterization of the silicon uptake system and molecular mapping of the silicon transporter gene in rice. *Plant. Physiol.*, 2004, **136(2)**: 3284-3289.
38. Maksymiec W.: Effect of copper on cellular processes in higher plants. *Photosynthetica*, 1998, **34(3)**: 321-342.
39. Mehrabanjoubani P., Abdolzadeh A., Sadeghipour H. R., Aghdasi M.: Impacts of silicon nutrition on growth and nutrient status of rice plants grown under varying zinc regimes. *Theor. Exp. Plant Physiol.*, 2015, **27(1)**: 19-29.
40. Naeem A., Ghafoor A., Farooq M.: Suppression of cadmium concentration in wheat grains by silicon is related to its application rate and cadmium accumulating abilities of cultivars. *J. Sci. Food Agric.*, 2015, **95(12)**: 2467-2472.
41. Neumann D., Nieden U.Z.: Silicon and heavy metal tolerance of higher plants. *Phytochem*, 2001, **56**: 685-692.
42. Oliva S.R., Mingorance M.D., Leidi E.O.: Effects of silicon on copper toxicity in *Erica andevalensis* Cabezudo and Rivera: a potential species to remediate contaminated soils. *J. Environ. Monit.*, 2011, **13(3)**: 591-596.
43. Puschenreiter M., Horak O., Friesl W., Hartl W.: Low-cost agricultural measures to reduce heavy metal transfer into the food chain – a review. *Plant Soil Environ*, 2005, **51(1)**: 1-11.
44. Rizwan M., Meunier J.D., Miche H., Keller C.: Effect of silicon on reducing cadmium toxicity in durum wheat (*Triticum turgidum* L. cv. Claudio W.) grown in a soil with aged contamination. *J. Hazard. Mater.*, 2012, **209**: 326-334.
45. Rizzardo C., Tomasi N., Monte R., Varanini Z., Nocito F.F., Cesco S., Pinton R.: Cadmium inhibits the induction of high-affinity nitrate uptake in maize (*Zeamays* L.) roots. *Planta*, 2012, **236(6)**: 1701-1712.
46. Rogalla H., Römheld V.: Role of leaf apoplast in silicon mediated manganese tolerance of *Cucumis sativus* L. *Plant Cell Environ.*, 2002, **25(4)**: 549-555.
47. Sakr N.: Silicon control of bacterial and viral diseases in plants. *J. Plant Prot. Res.*, 2016, **56(4)**.
48. Shi X., Zhang C., Wang H., Zhang F.: Effect of Si on the distribution of Cd in rice seedlings. *Plant Soil*, 2005, **272(1-2)**: 53-60.
49. Sienkiewicz-Cholewa U., Sumińska J., Sacała E., Dziągwa-Becker M., Kieloch R.: Influence of silicon on spring wheat seedlings under salt stress. *Acta Physiol. Plant*, 2018, **40(3)**: 54.

50. Song A., Li P., Fan F., Li Z., Liang Y.: The effect of silicon on photosynthesis and expression of its relevant genes in rice (*Oryza sativa* L.) under high-zinc stress. PLOS ONE, 2014, **9(11)**; <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113782>.
51. Song A., Li P., Li Z., Fan F., Nikolic M., Liang Y.: The alleviation of zinc toxicity by silicon is related to zinc transport and antioxidative reactions in rice. Plant Soil, 2011, **344(1-2)**: 319-333.
52. Song A., Li Z., Zhang J., Xue G., Fan F., Liang Y.: Silicon-enhanced resistance to cadmium toxicity in *Brassica chinensis* L. is attributed to Si-suppressed cadmium uptake and transport and Si-enhanced antioxidant defense capacity. J. Hazard Mater., 2009, **172(1)**: 74-83.
53. Stanisławska-Głubiak E., Korzeniowska J.: Phytotoxic thresholds for Zn in soil extracted with 1 M HCl. J Food Agric Environ, 2014, **12(1)**: 146-149.
54. Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M.R., Montanarella, L.: Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implication for food safety. Environ. Int., 2016, **88**: 299-309.
55. Treder W., Cieslinski G.: Effect of silicon application on cadmium uptake and distribution in strawberry plants grown on contaminated soils. J. Plant Nutr., 2005, **28(6)**: 917-929.
56. Vaculík M., Landberg T., Greger M., Luxová M., Stolaríková M., & Lux A.: Silicon modifies root anatomy, and uptake and subcellular distribution of cadmium in young maize plants. Ann. Bot., 2012, **110(2)**: 433-443.
57. Vaculík M., Lux A., Luxová M., Tanimoto E., Lichtscheidl I.: Silicon mitigates cadmium inhibitory effects in young maize plants. Environ. Exp. Bot., 2009, **67(1)**: 52-58.
58. Vieira Filho L. O., Monteiro F. A.: Silicon modulates copper absorption and increases yield of Tanzania guinea grass under copper toxicity. Environ. Sci. Pollut. Res., 2020, **27**: 31221-31232.
59. Wahid A., Ghani A.: Varietal differences in mungbean (*Vigna radiata*) for growth, yield, toxicity symptoms and cadmium accumulation. Ann. Appl. Biol., 2008, **152(1)**: 59-69.
60. Zhao Y., Liu M., Guo L., Yang D., He N., Ying B., Wang Y.: Influence of silicon on cadmium availability and cadmium uptake by rice in acid and alkaline paddy soils. J. Soils Sediments, 2020, **4**: 1-11.

Adres do korespondencji:

mgr inż. Aleksandra Zajączkowska
IUNG-PIB
Zakład Herbologii i Technik Uprawy Roli
ul. Orzechowa 61, 50-540 Wrocław
e-mail: a.zajaczkowska@iung.wroclaw.pl

AUTOR	ORCID
Jolanta Korzeniowska	0000-0003-3701-9576
Aleksandra Zajączkowska	0000-0002-9237-5568

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz

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

KALKULATORY PRZYDATNE DO WYKONYWANIA AUDYTÓW KLIMATYCZNYCH W GOSPODARSTWACH ROLNYCH*

Słowa kluczowe: rolnictwo, gospodarstwa, audyty klimatyczne, kalkulatory

Wstęp

Zamierzenia UE dotyczące ochrony klimatu oraz przeciwdziałania degradacji środowiska zostały określone w Europejskim Zielonym Ładzie (9). Zakłada on między innymi osiągnięcie zerowego poziomu emisji przez gospodarkę unijną do 2050 r. Elementem owego ładu jest Europejskie prawo o klimacie, w którym podkreślono, że osiągnięcie neutralności klimatycznej w UE wymagać będzie wkładu ze strony wszystkich sektorów gospodarki i państw członkowskich UE (10). Sektor rolno-spożywczy ma mieć istotną rolę w realizacji Europejskiego Zielonego Ładu według nakreślonej strategii „Od pola do stołu” (8). Zakłada ona: wniesienie wkładu do europejskiej agendy ochrony klimatu, ochronę środowiska i bioróżnorodności, promowanie zrównoważonej konsumpcji żywności, w tym zwłaszcza żywności zdrowej oraz poprawę pozycji rolników w tworzonym łańcuchu wartości. Szczegółowe cele strategii „Od pola do stołu” określone zostały w komunikacie komisji opublikowanym w maju 2020 r. (8). W odniesieniu do ochrony klimatu oczekuje się, że sektor rolno-spożywczy obniży emisję gazów cieplarnianych o 50–55% do 2030 r. w stosunku do emisji w 1990 roku. Szczegółowy plan działania w tym zakresie KE przedstawi we wrześniu 2020 r.

Realizacja nakreślonego celu redukcji emisji wymagać będzie szeroko zakrojonych działań w sektorze rolnictwa, użytkowania i zmian użytkowania gruntów oraz w przemyśle rolno-spożywczym. Jednym z nich mogą stać się audyty klimatyczne w gospodarstwach rolnych. Ich istota polega na szacowaniu emisji gazów cieplarnianych (CO_2 , CH_4 , N_2O) i pochłaniania emisji dwutlenku węgla w poszczególnych kierunkach

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.6 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

(systemach) produkcji w gospodarstwie. W tym celu wykorzystywane są zazwyczaj kalkulatory do szacowania emisji CO₂, CH₄, N₂O i pochłaniania CO₂.

Celem tego opracowania jest przedstawienie opisanych w literaturze kalkulatorów do szacowania emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych oraz określenie ich przydatności do wykonywania audytów klimatycznych w gospodarstwach rolnych. W opracowaniu wykorzystano prace opublikowane na temat kalkulatorów w ostatnich dwóch dekadach.

Kalkulatory dostępne na początku obecnej dekady

Lista kalkulatorów potencjalnie przydatnych do szacowania emisji gazów cieplarnianych i pochłaniania CO₂ w rolnictwie i leśnictwie obejmowała w 2012 r. łącznie 36 programów komputerowych (tab. 1). Jednakże tylko sześć z nich mogło być przydatnych do wykonywania audytów klimatycznych, ponieważ uwzględniały źródła emisji w poszczególnych kierunkach (systemach) produkcji w gospodarstwie. Należy do nich zaliczyć: CALM, COMET-Farm, Cool Farm Tool, FarmGAS, Farming Enterprise GHG Calculator oraz HOLOS (7).

CALM został opracowany w Wielkiej Brytanii (zastosowanie w Anglii i Walii) przez Country Land and Business Association (CLA) we współpracy z Savills i EEDA (7). Jest aplikacją internetową dla gospodarstw rolnych, w której uwzględniono: produkcję roślinną, ogrodnictwo, produkcję zwierzęcą (trzoda, bydło, drób, zwierzęta żywione w systemie wypasowym), produkcję mieszaną, zmiany użytkowania gruntów, zalesienia oraz rezerwy przyrody. Program szacuje emisje CO₂, CH₄, N₂O oraz sekwestrację węgla organicznego w glebie i roślinności drzewiastej w okresie roku oraz sporządza bilans emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych. Program był sprawdzony w 200 gospodarstwach w Wielkiej Brytanii. Ze względu na stopień złożoności może być stosowany przez doradców rolnych i naukowców. Program wykorzystuje głównie współczynniki emisji IPCC z 2001 r. poziomu pierwszego, które służyły kiedyś do wykonywania inwentaryzacji krajowych emisji gazów cieplarnianych. Modyfikacja tych współczynników jest możliwa w odniesieniu do dawki stosowanego obornika, miejsca wypasu zwierząt oraz mleczności krów. Danymi wejściowymi są: lokalizacja i powierzchnia gospodarstwa, zużycie energii, nawozów mineralnych i naturalnych, charakterystyka produkcji zwierzęcej, informacje o produkcji roślinnej (plony, zagospodarowanie słomy, powierzchnie upraw), zmiany użytkowania gruntów w ostatnim 20-leciu, informacje o glebach organicznych oraz informacje o lasach na gruntach ornych (powierzchnia, zagęszczenie drzewostanu, przyrosty drewna oraz pozyskiwanie drewna). Aplikacja jest obecnie dostępna na stronie CLA (6).

Tabela 1

Kalkulatory emisji gazów cieplarnianych potencjalnie przydatne do szacunków emisji gazów cieplarnianych z rolnictwa i leśnictwa opracowane do roku 2012

Nazwa kalkulatora	GHG				ŹRÓDŁA EMISJI														
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	inne	p. rolne	ogrodnictwo	pastwiska	łąki	agroleśn.	sady	p. zimerząca	lasy	zieleni m.	zalesienia	p. ryżu	mokrać	energia	inne	
Agri-LCI models	✓	✓	✓		✓ ¹						✓								
C-PLAN	✓	✓	✓		✓						✓	✓ ²							
CALM	✓	✓	✓		✓	✓					✓ ³								✓ ⁴
CAR Livestock	✓		✓								✓								
Carbon Footprint Calculator	✓	✓	✓	✓ ⁵	✓						✓	✓						✓	
CCT	✓ ⁶											✓							
CFF carbon calculator	✓	✓	✓		✓ ¹	✓					✓								
COLE calculators	✓ ⁶											✓							
COMET-VR/COMET2.0	✓	✓			✓		✓	✓	✓	✓								✓	✓ ⁷
COMET-FARM	✓	✓	✓		✓		✓	✓	✓	✓	✓					✓		✓	✓ ⁷
Cool Farm Tool	✓	✓	✓		✓			✓			✓					✓			
CTCC	✓												✓						
DNDC calculator	✓	✓	✓		✓														
FarmGAS	✓	✓	✓		✓ ⁸	✓	✓ ⁹				✓ ¹⁰	✓ ¹¹							
Farming Enterprise GHG Calculator	✓	✓	✓		✓		✓				✓								
Fieldprint Calculator	✓	✓			✓														
FSGGEC	✓	✓			✓														
FVS-CarbCalc	✓ ⁶											✓							
Greenhouse in Agriculture tools Grains Greenhouse Accounting Framework V4	✓ ⁶	✓	✓		✓							✓ ¹¹							
Greenhouse in Agriculture tools Dairy Greenhouse Accounting Framework V4	✓ ⁶	✓	✓								✓ ¹²							✓	
Greenhouse in Agriculture tools Beef Greenhouse Accounting Framework V6	✓ ⁶	✓	✓								✓ ¹³							✓	
Greenhouse in Agriculture tools Sheep Greenhouse Accounting Framework V2	✓ ⁶	✓	✓								✓ ¹⁴							✓	
HGCA Biofuel GHG Calculator	✓	✓	✓		✓ ¹⁵														
HOLOS	✓	✓	✓		✓ ¹⁶		✓				✓	✓ ¹⁷							
i-Tree Canopy				✓ ¹⁸								✓							✓ ¹⁹
International Wine Carbon Calculator	✓	✓								✓									
IPCC	✓ ²⁰				✓		✓	✓								✓			✓ ²¹
Lincoln Farm Carbon Calculator	✓	✓	✓		✓	✓												✓	
MANURE		✓	✓								✓								
NDFU	✓				✓ ^{22,23}		✓ ²⁴												
OVERSEER	✓	✓	✓		✓ ¹	✓													
RAPCOE	✓				✓	✓								✓					
USAID FCC: Agroforestry Tool	✓								✓										
USAID FCC: Afforestation/Reforestation tool	✓													✓					
USAID FCC: Forest Management tool	✓											✓							
USAID FCC: Forest Protection tool	✓											✓							

Źródło: Deneff i in., 2012 (7)

Objaśnienia:

1. Obejmuje grunty orne.
2. Obejmuje tereny leśne.
3. Obejmuje świnie, drób, nabiał, zwierzęta żywno na pastwiskach na obszarach o niekorzystnych warunkach gospodarowania oraz pastwiska nizinne.

4. Obejmuje pastwiska mieszane, rezerваты przyrody.
5. Uwzględnia wszystkie 6 GHG z Kioto (tj. CO₂, N₂O, CH₄, HFC, PFC, SF₆).
6. Obejmuje wyłącznie zmiany w rocznych zasobach węgla.
7. Docelowym użytkownikiem są tereny objęte programem badań w zakresie ochrony środowiska (CRP).
8. Systemy upraw ekstensywnych (do 4 upraw na gruntach suchych i 2 na gruntach upraw nawadnianych).
9. Systemy ekstensywnego wypasu (produkcja wołowiny i owiec).
10. Intensywny chów zwierząt gospodarskich (żywienie bydła i świń).
11. Zadrzewienia w gospodarstwach (nasadzenia ekologiczne).
12. Gospodarstwa mleczarskie, z ziemią pod pastwiskami, ziemią uprawną i nasadzeniami drzew.
13. Gospodarstwa rolne zajmujące się wypasem, z ziemią pod pastwiskami, ziemią uprawną i nasadzeniami drzew.
14. Gospodarstwa hodujące owce, z ziemią pod pastwiskami, ziemią uprawną i nasadzeniami drzew.
15. Gospodarstwa uprawiające rzepak i pszenicę do produkcji biodiesla i bioetanolu.
16. Obejmuje gleby organiczne.
17. Liniowe plantacje drzew.
18. Model oblicza pokrycie terenu (pokrycie drzew), ale może być wykorzystany do szacowania zasobów C w biomase drzew.
19. Pozwala na uwzględnienie każdej klasy pokrywy terenu (np. drzewa, trawa, budynki).
20. Obliczane są tylko zasoby C w glebie.
21. Obejmuje roślinność rodzimą, grunty odłogowane oraz ugory.
22. Grunty uprawne objęte ciągłą uprawą konserwującą (definicja znajduje się w protokole CCX).
23. Grunty orne przekształcone w trwałe użytki zielone, w tym trwałe pastwiska i uprawy lucerny na siano lub sianokiszonki.
24. Pastwiska użytkowane w celu zwiększenia sekwestracji węgla w glebie.
25. Obejmuje spalanie resztek poźniwnych oraz wapnowanie.
26. Tylko poprzez zmianę zasobów węgla w glebie.
27. Pośrednio, poprzez sekwestrację węgla.
28. Obejmuje GHG związane z czynnikami chłodniczymi.
29. Obejmuje N₂O, ale tylko jako efekt uboczny.
30. Metodologia obejmuje rozliczenia.
31. Gospodarowanie resztkami poźniwnymi i odpadami.
32. Sekwestracja C w glebie.
33. Obejmuje systemy sawanny.
34. Pośrednio poprzez zmiany w węglu organicznym gleby (SOC).
35. Tylko absorpcja CH₄.
36. Źródło: Zużycie paliwa drzewnego.
37. Obejmuje krzewy.

Kalkulator Cool Farm Tool opracowany został w Wielkiej Brytanii w ramach współpracy między J. Hiller i P. Smith (Uniwersytet Aberdeen) oraz C. Walter (Unilever) i może być stosowany globalnie (7). Udostępniony został użytkownikom w 2010 r. początkowo jako arkusz Excel, a obecnie jako aplikacja internetowa (5). Pozwala szacować emisje CO₂, CH₄, N₂O w gospodarstwie z produkcji roślinnej (na gruntach ornych, traw, traw i koniczyny, roślin bobowatych oraz ryżu uprawianego na mokro) oraz produkcji zwierzęcej (bydło, trzoda, owce i kozy) oraz sekwestrację węgla wskutek stosowania praktyk mitygacyjnych. Wykorzystuje w szacunkach współczynniki emisji IPCC poziomu pierwszego i drugiego, modele empiryczne oraz opublikowane równania empiryczne do szacowania emisji. Wymaga na wejściu między innymi takich danych, jak: informacje o produkcji roślinnej (dawki i rodzaje nawozów, użytkowanie gruntów, typ orki, zmiany w użytkowaniu gruntów w okresie ostatnich 20 lat), zwierzęcej (zwierzęta i ich pogłowie, żywienie zwierząt, gospodarowanie

obornikiem) oraz zużycie energii w gospodarstwie. Na wyjściu kalkulator podaje emisje dla całego gospodarstwa w rozbiciu na źródła emisji (całkowita emisja, emisja na jednostkę powierzchni oraz emisja na jednostkę produktu) oraz charakterystyki zużycia energii i związane z nimi emisje. Obecnie program dostępny jest bezpłatnie dla rolników w Internecie (5). Przez wielu fachowców oceniany jest jako jeden z lepszych na rynku.

COMET-Farm opracowano w USA (USDA, NRCS, CSU i NREL) w 2012 r. z przeznaczeniem do szacowania emisji (CO_2 , CH_4 , N_2O) w gospodarstwach rolnych na terenie USA (7). Pozwala on szacować emisje z produkcji roślinnej, zwierzęcej, użytków zielonych, agroleśnictwa, sadów oraz winnic. Szacunki wykonywane są z użyciem modelu symulacyjnego (DAYCENT), modeli empirycznych i współczynników emisji IPCC (poziom drugi i trzeci). Program wykorzystuje siedem baz danych dotyczących gleb (mapy), klimatu, statystyk rolniczych oraz stosowanych praktyk rolniczych. Ma on rozbudowany interfejs umożliwiający rolnikowi wprowadzenie danych. Na wyjściu użytkownik uzyskuje: emisje dla całego gospodarstwa, z podziałem na poszczególne kierunki produkcji, zwierzęta gospodarskie, nośniki energii oraz emisje na jednostkę produktu. Dwutlenek węgla jest szacowany z zastosowaniem modeli empirycznych, zaś N_2O z symulacji Monte-Carlo. Program jest na bieżąco aktualizowany i dostępny w Internecie (16).

FarmGAS opracowany w 2009 r. w Australii służy do szacowania emisji (CO_2 , CH_4 , N_2O) w gospodarstwach w tym kraju (7). Uwzględnia on: ekstensywną produkcję roślinną i ekstensywny wypas (bydło i owce), intensywną produkcję zwierzęcą (bydło mięsne, trzoda), ogrodnictwo oraz zadrzewienia śródpolne. W szacunkach kalkulator wykorzystuje współczynniki emisji IPCC poziomu pierwszego i drugiego. Na wejściu użytkownik wprowadza następujące dane: lokalizacja gospodarstwa, systemy produkcji, powierzchnia ogólna i powierzchnia systemów w gospodarstwie, dawki nawozów i typ nawozu oraz zawartość w nim N, powierzchnia resztek spalanych co rok, pogłowie byków i krów oraz ich śmiertelność, dane ekonomiczne oraz ceny za sekwestrację węgla organicznego. Na wyjściu użytkownik uzyskuje: emisje gazów cieplarnianych z całego gospodarstwa, według systemów produkcji i źródeł emisji oraz pochłanianie CO_2 , jak również emisję netto (różnica między emisją i pochłanianiem). Szacowane są również koszty emisji. Program jest dostępny w Internecie (3).

Farming Enterprise GHG Calculator jest internetowym kalkulatorem emisji CO_2 , CH_4 , N_2O w gospodarstwach (Queensland, Australia) z produkcji roślinnej (bez nawadniania i z nawadnianiem), z użytków zielonych oraz z produkcji zwierzęcej (7). Szacunki emisji CO_2 z gleby (0–30 cm) wykonywane są przy użyciu modelu SOCRATES, z produkcji zwierzęcej za pomocą współczynników emisji IPCC, zaś z paliw, nawozów azotowych i naturalnych według metodyk z narodowej inwentaryzacji emisji w Australii. Na wejściu użytkownik wprowadza: lokalizację gospodarstwa, zużycie paliw, powierzchnię upraw, dawki nawozów oraz pogłowie zwierząt. Na wyjściu kalkulator podaje emisję w ekwiwalentach CO_2 według źródeł emisji. Kalkulator dostępny jest w Internecie (13). Interesujące jest, że w USA

kalkulator ten adaptowano do celów edukacji dzieci na temat rolnictwa i emisji gazów cieplarnianych (14).

HOLOS opracowano w Kanadzie (*Agriculture and Agri Food Canada*) w 2008 r. i dedykowano szacunkom emisji GHG (CO_2 , CH_4 , N_2O) w gospodarstwach ze źródeł: uprawy roślinne, użytki zielone, produkcja zwierzęca (bydło mleczne i mięsne, cielęta, owce, świnie, drób i inne zwierzęta) oraz zadrzewienia śródpolne (7). W szacunkach emisji wykorzystywana jest metodyka IPCC (2006) adaptowana do warunków Kanady. Parametry zmian zawartości węgla organicznego w glebach zostały wzięte z modelu CENTURY. Program umożliwia również wybór różnych praktyk mitygacji i śledzenie ich wpływu na zmiany emisji. Wykorzystuje on bazy danych glebowych i klimatycznych. Użytkownik wprowadza takie dane, jak: powierzchnie upraw, nawodnień, łąk i pastwisk, system uprawy (rodzaj orki, dawki herbicydów i nawozów, dawki nawodnieniowe) oraz informacje o produkcji zwierzęcej (rodzaje zwierząt, pogłowie, dieta, okres wypasu, gospodarowanie obornikiem). Szacunki emisji podawane są dla całego gospodarstwa i w rozbiciu na źródła emisji. Kalkulator określa również przybliżone niepewności szacunków emisji. HOLOS jest dostępny jako program komputerowy, który można pobrać bezpłatnie (2).

Kalkulatory dostępne w bieżącej dekadzie

Liczba kalkulatorów potencjalnie przydatnych do szacowania emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych w rolnictwie wzrosła w ostatnich latach do 64 (11). Kalkulatory te poddano wstępnej ocenie z uwzględnieniem następujących kryteriów (11):

- dostępność dokumentacji,
- ukierunkowanie na systemy produkcji rolnej,
- przydatność do zastosowania w gospodarstwach,
- możliwość do zastosowania w gospodarstwach w Szkocji,
- dostępność informacji o wdrożeniu kalkulatora w praktyce.

W wyniku przeprowadzonej wstępnej oceny do dalszych analiz wybrano dziewięć kalkulatorów (krótka lista) przydatnych do szacowania emisji w gospodarstwach (tab. 2). Spośród kalkulatorów z krótkiej listy tylko trzy kwalifikowały się do wykonywania audytów klimatycznych w gospodarstwach ze względu na: ogólny cel, przejrzystość, poprawność naukową, kompleksowość, zakres zastosowań, praktyczność, format dostarczanej informacji, aspekty prawne i powtarzalność wyników. Były to: AgRE Calc, Cool Farm Tool oraz Solagro Carbon Calculator (11). Wszystkie one bazują na solidnej metodologii, jakkolwiek różnią się między sobą w podejściu i poziomie szczegółowości obliczeń (tab. 3).

Tabela 2
Kalkulatory potencjalnie przydatne do wykonywania audytów klimatycznych oraz ich kwalifikacja do krótkiej listy przydatności do audytów w gospodarstwach rolnych

Kalkulator	Kryteria przydatności				Dostępność	Komentarz	Kwalifikacja
	dokumentacja	ukierunkowanie	stosowalność w gospodarstwie	informacja o wdrożeniu			
1	2	3	4	5	6	7	8
AgRE Calc	brak, przyjazny	produkcja roślinna i zwierzęca	przydatny	dostępna			krótka lista
CALM	brak, przyjazny	produkcja roślinna i zwierzęca	przydatny	prawdopodobnie dostępna	on-line po rejestracji		krótka lista
Cool Farm Tool	dostępna + publikacje	produkcja roślinna i zwierzęca	przydatny	dostępna	bez opłat, po rejestracji		krótka lista
Farm Carbon Calculator	dostępna	produkcja roślinna i zwierzęca	przydatny	dostępna	bez opłat, po rejestracji		krótka lista
IMPACCT	częściowa	produkcja roślinna i zwierzęca	przydatny	dostępna	bez opłat	program sfinansowany przez UE	krótka lista
Solagro Carbon Calculator	dostępna + publikacje	produkcja roślinna i zwierzęca w UE-27	przydatny	testy przydatności	bez opłat, po rejestracji	program sfinansowany przez JRC EC	krótka lista
EX-ACT	dostępna	produkcja roślinna i zwierzęca	przydatny	dostępna		FAO	krótka lista
CCAFS-MOT	dostępna, przyjazny arkusz Excel	produkcja roślinna i zwierzęca	przydatny	publikacje		Uniwersytet w A berdeen	krótka lista
GLEAM-i	pełna dokumentacja	produkcja zwierzęca	przydatny	publikacje		FAO	krótka lista
SAEM	dostępna	główne systemy produkcji roślinnej i zwierzęcej	przydatny	publikacje		Bazujący na GLEAM	-
CPLANv0 calculator						trudno ocenić	-
CPLANv2 calculator						trudno ocenić	-
Bonsucro calculator	brak informacji	trzcina cukrowa	przydatny	brak informacji	niedostępny publicznie		-
Palm GHG	częściowa	palma oleista	przydatny	brak informacji	bez opłat		-
CCaIC	częściowa	różne lanocty produkcji	przydatny	prawdopodobnie dostępna		ogólny kalkulator śladu węglowego	-
Teagase/Bord Bia Farm Carbon Navigator	brak informacji	produkcja mleczna i wołowy w Irlandii	przydatny	prawdopodobnie dostępna		narzędzie informacyjne	-
AHDB Carbon footprinting Decision support tool	brak, przyjazny	zboża i rzepak	przydatny	brak informacji	bez opłat		-
Carbon Calculator Tool v1.5.0	brak informacji	farmy wiatrowe	nieprzydatny	brak informacji			-
COMET-Farm	brak informacji	produkcja roślinna, zwierzęca i agroleśnictwo	przydatny	brak informacji		zawiera specyficzne dane dla USA	-
COMET Planner	brak informacji	produkcja roślinna, zwierzęca i agroleśnictwo	przydatny	brak informacji		zawiera specyficzne dane dla USA	-
CarbonID™ Calculator	brak informacji	produkcja roślinna, tylko paliwa	przydatny	brak informacji			-
Vegetable Carbon Calculator	brak	produkcja ogrodnicza w Australii	przydatny	brak informacji	on-line po rejestracji		-
The Poultry Carbon Footprint Calculation Tool (PCFCT)	brak	produkcja drobiu w USA	przydatny	brak wdrożenia	niedostępny publicznie		-

Tabela 2, cd.

Kalkulator	Kryteria przydatności			informacja o wdrożeniu	Dostępność	Komentarz	Kwalifikacja
	dokumentacja	ukierunkowanie	stosowalność w gospodarstwie				
1	2	3	4	5	6	7	8
Tesco carbon footprint calculator	brak	?	?	brak informacji	niedostępny publicznie		-
ISR's Cotton Greenhouse Gas Calculator	brak	bowelna	brak informacji	brak informacji	niedostępny publicznie		-
Australian Dairy Carbon Calculator – DGAS	dostępna, przyjazny	produkcja mleka	przydatny	brak informacji			-
Pig Production Environmental Footprint Calculator (PPFEC)	dostępna	produkcja trzody w USA	przydatny	brak informacji	bez opłat		-
Farming Enterprise Greenhouse Gas Emissions Calculator	brak informacji	większość typów gospodarstw	przydatny w Australii	brak informacji		bardzo ogólny	-
Carbon Footprint Tool for Milk	dostępna	tylko gospodarstwa mleczne (Dania)	przydatny	prawdopodobnie dostępna	dostępny za opłatą	wymaga płatnych konsultacji w zakresie 2-0 LCA	-
US Cropland Greenhouse Gas Calculator	brak informacji	niektóre rośliny uprawiane w USA	przydatny	brak informacji			-
BovIS carbon footprint calculator	prawdopodobnie dostępna	gospodarstwa mleczne (N. Irlandia)	przydatny	brak informacji	on-line po rejestracji		-
Farm Energy Analysis Tool (FEAT)	dostępna	produkcja roślinna i mleka	przydatny	dostępna	on-line po rejestracji		-
Greenhouse Accounting Frameworks (GAF)	przyjazny	produkcja roślinna, mleka, wołowy i owiec (Australia)	przydatny	prawdopodobnie dostępna	bezpłatna		-
PigGas	częściowo dostępna, przyjazny	produkcja trzody (Australia)	przydatny	prawdopodobnie dostępna	bezpłatna		-
Annual Nutrient Cycle Assessment	brak informacji	gospodarstwa mleczne (Holandia)	przydatny	prawdopodobnie dostępna	dla rolników holenderskich		-
FarmGAS Calculator ST and Financial Tool	brak informacji	gospodarstwa australijskie	prawdopodobnie przydatny	dostępna	on-line po rejestracji		-
Holos	publikacje	główne typy gospodarstw w Kanadzie	przydatny	dostępna	bezpłatna		-
eFoodPrint ENV Tool	prawdopodobnie niedostępna	gospodarstwa w Hiszpanii	trudno określić	brak informacji	komercyjna		-
Alltech Dairy 'What If?' Tool	brak informacji	produkcja mleka, wołowy i baraniny	prawdopodobnie przydatny	brak informacji	on-line po rejestracji		-
Fieldprint® Platform	prawdopodobnie niedostępna	produkcja roślinna w USA	przydatny	prawdopodobnie dostępna	on-line po rejestracji		-
TropiC Farm Tool	brak informacji	produkcja roślinna i zwierzęca w tropikach	przydatny	brak informacji	on-line po rejestracji		-
Sainsbury farm carbon tool	prawdopodobnie niedostępna	Produkcja roślinna i zwierzęca	przydatny	prawdopodobnie dostępna	komercyjna		-
MILA	brak informacji	produkcja roślinna	niewiadoma	brak informacji	on-line po rejestracji		-
GHGFarm	dostępna	produkcja roślinna i zwierzęca	przydatny	brak informacji	niedostępny publicznie	współczynniki emisji dla Kanady	-

Tabela 2, cd.

Kalkulator	Kryteria przydatności			Dostępność	Komentarz	Kwalifikacja	
	dokumentacja	ukierunkowanie	stosowalność w gospodarstwie				informacja o wdrożeniu
1	2	3	4	5	6	7	8
Greenhouse gas footprint tool for Dairy Crest Direct	brak informacji	produkcja mleczna	przydatny	brak informacji	niedostępny publicznie		-
The Farm Smart™ System	brak informacji	produkcja mleczna w USA	przydatny	brak informacji	niedostępny publicznie		-
FeedPrint	dostępna	produkcja zwierzęca w Holandii	przydatny	prawdopodobnie dostępna	bezpłatna	dynamika składników pokarmowych	-
OVERSEER	dostępna	gospodarstwa w Nowej Zelandii	przydatny	dostępna	on-line po rejestracji		-
Carbon Calculator for New Zealand Agriculture and Horticulture	dostępna	produkcja roślinna, zwierzęca i ogrodnicza	przydatny	brak informacji	on-line po rejestracji	w Nowej Zelandii	-
Confronting Climate Change (CCC)	brak informacji	produkcja owoców i winorośli	prawdopodobnie przydatny	brak informacji	on-line po rejestracji	w Południowej Afryce	-
Orchard Carbon Calculator	brak informacji	sadownictwo w Australii	prawdopodobnie przydatny	brak informacji	on-line po rejestracji		-
Australian Wine Carbon Calculator	przyjazny arkusz Excel	produkcja wina w Australii	nieprzydatny	prawdopodobnie dostępna	bezpłatny	inwentaryzacja węgla	-
COLE (Carbon OnLine Estimator)	częściowo dostępna	leśnictwo w USA	nieprzydatny	brak informacji		inwentaryzacja węgla	-
U.S. Forest Carbon Calculation Tool (CCT)	dostępna	leśnictwo w USA	nieprzydatny	brak informacji		inwentaryzacja węgla	-
FVS	brak informacji	leśnictwo w USA	przydatny	brak informacji			-
CTCC	częściowo dostępna	leśnictwo w USA	nieprzydatny	brak informacji		dla pojedynczych drzew	-
Illinois Farm Sustainability Calculator	dostępna, przyjazny	produkcja roślinna i zwierzęca w USA	przydatny	brak informacji			-
Munions Carbon Footprint Calculator	nie dostępna, nieprzyjazny	zboża (peczyźni)	przydatny	prawdopodobnie brak			-
Cranfield Agri-LCI model	częściowo dostępna	produkcja roślinna i zwierzęca	nieprzydatny	dostępne publikacje	komercyjna		-
Carbon Trust Carbon Footprint Calculator	prawdopodobnie niedostępna	możliwy do zastosowania dla różnych produktów	nieprzydatny	prawdopodobnie dostępna	komercyjna	nieprzydatny do szacowania emisji rolniczych	-
DNDC model	dostępna	produkcja roślinna i obornik	model badawczy	dostępna	bezpłatna		-
Agriculture and Land Use National Greenhouse Gas Inventory Software (ALU)	prawdopodobnie dostępna	rolnictwo i leśnictwo	nieprzydatny	dostępna		Regionalne inwentaryzacje emisji	-
DairyGEM	dostępna	produkcja mleka, USA	przydatny	brak informacji		USDA	-
Integrated Farm System Model (IFSM)	dostępna	produkcja roślinna i zwierzęca w USA	przydatny	brak informacji		model biofizyczny	-

Źródło: Leimonen i in., 2019 (11)

Tabela 3
Porównanie właściwości wybranych trzech kalkulatorów do przeprowadzania audytów klimatycznych gospodarstw

Wyszczególnienie	AgRECalc	Cool Farm Tool	Solagro
Produkcja roślinna:			
– wzrost plonu	tak	tak	tak
– zmiany dawek nawozów mineralnych	tak	tak	tak
– zmiany rodzaju nawozów mineralnych	nie ¹	tak	tak
– stosowanie i dawka nawozów naturalnych	tak	tak	tak
– ograniczenie zużycia paliw	tak	tak	tak
– zmiany w gospodarowaniu np. sposobie orki	nie	tak	tak
– zwiększenie zadrzewienia	tak	tak	tak
– gospodarowanie zadrzewieniem	nie	tak	tak
Produkcja zwierzęca:			
– emisje związane ze zmianami w żywieniu	tak	tak	tak
– emisje N ₂ O z obornika w związku ze zmianami w żywieniu	tak/nie ^{2,3}	tak	nie
– emisje związane z paszami/bezpośrednie zmiany w użytkowaniu gruntów	nie	tak	nie
– zmiany w żywieniu/emisja metanu	tak	tak	tak
– zmiany w wydajności zwierząt/emisje z nawozów naturalnych	tak	tak/nie ⁴	tak
– zmiany w gospodarowaniu obornikiem	tak	tak	tak
– struktura pogłowia (emisje od zakupionych zwierząt)	nie	nie	nie
– ograniczenie zużycia paliwa i elektryczności w pomieszczeniach inwentarskich	tak	tak	tak

Objaśnienia: 1 – tylko mocznik ma inny współczynnik emisji w stosunku do innych nawozów; 2 – spożycie pasz jest szacowane przez kalkulator, nie zaś rzeczywiste; 3 – nieuwzględnione w wersji WEB; 4 – bardzo ograniczona informacja o wydajności zwierząt jest wprowadzana przez użytkownika (z wyjątkiem bydła)

Źródło: Leinonen i in., 2019 (11)

AgRE Calc jest internetowym kalkulatorem komercyjnym rozwijanym przez SAC Commercial Ltd, komercyjną spółkę holdingową SRUC, która zapewnia indywidualnym rolnikom w Szkocji bezpłatny dostęp do audytów klimatycznych w gospodarstwach (1). Kalkulator raczej nie nadaje się do zastosowań poza Szkocją.

Cool Farm Tool był już wcześniej opisany w tym artykule.

Kalkulator Solagro został opracowany na zlecenie JRC EC ze środków KE (4, 12, 15). Jest najbardziej kompleksowym narzędziem spośród tu opisywanych. Szacuje on bezpośrednie emisje N₂O z następujących źródeł: z mineralnych nawozów azotowych, nawozów naturalnych, resztek poźniwnych oraz powstające wskutek wypasu zwierząt. Pośrednie emisje tego gazu szacowane są z uwzględnieniem: emisji amoniaku z gleb oraz azotu wymywanego oraz zawartego w spływach powierzchniowych wód. Dodatkowo w szacunkach N₂O uwzględniane są: produkcja mineralnych nawozów azotowych, pasz i maszyn. Szacunki emisji metanu obejmują fermentację jelitową u zwierząt, gospodarowanie nawozami naturalnymi w pomieszczeniach inwentarskich i miejscach ich przechowywania oraz spalanie resztek poźniwnych. W szacunkach emisji dwutlenku węgla uwzględniono bezpośrednio emisje w gospodarstwie (olej napędowy i inne paliwa) oraz emisje pośrednie związane z przetwarzaniem nawozów

i pasz. Kalkulator uwzględnia także wychwytywanie emisji zachodzących wskutek zmiany w zasobach węgla organicznego w glebach, powstające w wyniku zmian w użytkowaniu gruntów (przekształcenie gruntów ornych w użytki zielone) oraz akumulację węgla w glebie i roślinach na skutek zadrzewień, zakrzewień (żywoploty), wprowadzenia upraw wieloletnich czy agroleśnictwa. W wychwytywaniu emisji uwzględniono także produkcję bioenergii. Jest to jedyny kalkulator, który uwzględnia ponadto emisje fluorowęglowodorów, perfluorowęglowodorów i sześćiofluorków siarki z urządzeń chłodniczych, maszyn, budynków chłodniczych i transportu.

W przypadku szacunków emisji N_2O z produkcji roślinnej kalkulator wykorzystuje współczynniki emisji IPCC (2006, poziom 1). Szacunki bezpośrednich emisji N_2O z nawozów naturalnych i organicznych zależą od dawek obornika, osadów ściekowych, kompostu czy innych substancji organicznych wnoszonych do gleby. Bezpośrednie emisje z resztek poźniwnych są zależne od rodzaju upraw i obliczane z wykorzystaniem wskaźników emisji IPCC. W szacunkach emisji metanu i podtlenku azotu uwzględniono również emisje spowodowane spalaniem resztek poźniwnych. Kalkulator szacuje także emisje powstające wskutek odwodnienia i rolniczego użytkowania gleb organicznych. Obliczenia pośrednich emisji podtlenku azotu opierają się na bilansie azotu na poziomie gospodarstwa. W szacunkach emisji z fermentacji jelitowej wykorzystywane są współczynniki emisji IPCC (2006, poziomu 2). Ilości azotu wydalanego przez zwierzęta szacowane są na podstawie współczynników emisji IPCC (2006; poziom 1). Jest to ilość stała właściwa dla każdej kategorii zwierząt i niezależna od spożycia paszy lub ich składu.

Kalkulator zawiera domyślne dane dotyczące 17 pojedynczych składników pasz (jest to mniej niż w przypadku innych kalkulatorów) oraz 35 kategorii mieszanek paszowych. Kalkulator uwzględnia także 16 praktyk ograniczających emisję gazów cieplarnianych w gospodarstwie.

Opisywane trzy kalkulatory uwzględniają metodykę IPCC (poziomu 1 lub 2) oraz międzynarodowe standardy LCA „od kołyski do bramy gospodarstwa” (z pewnymi zmianami). Każde z tych narzędzi ma podobne ramy obliczeniowe, kompleksowość i uwzględnia podobne praktyki ograniczania emisji w gospodarstwie. Oczywiście każdy z tych kalkulatorów różni się rozwiązaniami szczegółowymi.

Emisje z produkcji roślinnej ujęte są najbardziej kompleksowo w Cool Farm Tool, choć Solagro posiada również dość szczegółowy moduł uprawowy. Najgorszy pod tym względem jest AgRE Calc, który ma ograniczone opcje uprawowe (brak możliwości wyboru rodzajów nawozów mineralnych) i ograniczone opcje sekwestracji węgla organicznego w glebach i roślinności trwałej.

Bardziej fundamentalne różnice między tymi kalkulatorami ujawniają się, kiedy rozważa się produkcję zwierzęcą. Największe różnice dotyczą relacji pomiędzy poborem pasz (składników odżywczych) i wynikającą stąd emisją podtlenku azotu z pomieszczeń inwentarskich i gospodarowania nawozami naturalnymi (w zależności od ilości wydalanego azotu). W kalkulatorze Cool Farm Tool pobór pasz jest zawsze podawany przez użytkownika (niekiedy można stosować wartości domyślne).

W przeciwieństwie do tego AgRE Calc szacuje pobór pasz na podstawie rodzaju zwierząt i ich wydajności. Solagro jest tu wyraźnie najbardziej uproszczony, ponieważ w nim wydalanie azotu ma wartość stałą, zależną tylko od rodzaju zwierzęcia (metoda poziomu 1). Kalkulatory różnią się także sposobem uwzględnienia wydajności zwierząt. AgRE Calc wykorzystuje dość szczegółowe dane (np. średnia masa ciała i tempo wzrostu). W odróżnieniu Cool Farm Tool stosuje bardzo proste podejście, z wyjątkiem bydła, więc wydajność zwierząt jest wartością domyślną, która nie może być zmieniana przez użytkownika. Zmiany w żywieniu zwierząt są jak wiadomo bardzo istotną praktyką ograniczającą emisję w gospodarstwie. Kalkulatory wykorzystują jednak różne dane dotyczące emisji związanych z paszami. Solagro uwzględnia bardzo ograniczoną liczbę produktów paszowych, które użytkownik może wybrać, a ich wbudowane współczynniki emisji pochodzą z francuskiej bazy danych. Zarówno Cool Farm Tool, jak i AgRE Calc korzystają z holenderskiej bazy danych FeedPrint (możną ją pobrać z Internetu pod adresem: <http://webapplicaties.wur.nl/software/feedprintNL/index.asp>).

Wybór kalkulatora do stosowania w Polsce

Opracowanie nowego kalkulatora wymaga poniesienia kosztów rzędu 1–2 mln €. Z tego względu celowe może się okazać zastosowanie kalkulatora Solagro, ponieważ koszty jego opracowania pokryła KE. Jest to kalkulator dostępny bezpłatnie w postaci arkusza Excel, jego kod źródłowy jest jawny i może bez przeszkód prawnych być stosowany lub modyfikowany dla potrzeb danego kraju (15).

Podsumowanie

W literaturze panuje przekonanie, że wykonywanie audytów klimatycznych w gospodarstwach może się przyczynić do ograniczenia emisji gazów cieplarnianych poprzez uświadomienie rolnikom, jakie są źródła ich emisji oraz jak praktyki ograniczające emisje mogą je zmniejszyć lub wyeliminować. Dotąd opracowano stosunkowo niewiele kalkulatorów do wykonywania takich audytów. Korzystają one zazwyczaj z metodologii szacowania emisji IPCC oraz LCA. Ich przydatność praktyczna jest tym większa, im częściej wykorzystują współczynniki emisji IPCC poziomu drugiego. Ale nawet jeśli je wykorzystują – wyniki audytów mają istotne znaczenie wtedy, gdy wykonywane są wielokrotnie w tym samym gospodarstwie. Porównywanie audytów różnych gospodarstw jest niewskazane i może prowadzić do błędnych ocen. Każde bowiem gospodarstwo ma swoją specyfikę przyrodniczą i produkcyjną, która nie może być wystarczająco dobrze uwzględniona w dostępnych obecnie kalkulatorach emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych.

Literatura

1. AgRE Calc. Lower your farms's carbon foot print; <https://www.agrecalc.com/>.
2. Agriculture and Agri-Food Canada. HOLOS software program; <https://www.agr.gc.ca/eng/scientific-collaboration-and-research-in-agriculture/agricultural-research-results/holos-software-program/?id=1349181297838>.
3. Australian Farm Institute. FarmGas Calculator ST and Financial Tool; <http://calculator.farminstitute.org.au/login>.
4. B o c h u J.L., M e t a y e r N., B o r d e t C., G i m a r e t M.: Development of Carbon Calculator to promote low carbon farming practices – Methodological guidelines (methods and formula), Deliverable to EC-JRC-IES by Solagro, 2013.
5. CFA. Cool Farm Alliance. Cool Farm Tool; <https://coolfarmtool.org/>.
6. CLA CALM calculator; <https://www.cla.org.uk/node/14234>.
7. D e n e f K., P a u s t i a n K., A r c h i b e q u e S., B i g g a r S., P a p e D.: Report of Greenhouse Gas Accounting Tools for Agriculture and Forestry Sectors. Interim report to USDA under Contract No. GS23F8182H, 2012.
8. European Commission: Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. A Farm to Fork Strategy for a fair, healthy and environmentally-friendly food system. Brussels, 20.5.2020, COM(2020) 381 final, 2020.
9. Komisja Europejska: Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady Europejskiej, Rady, Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Europejski Zielony Ład. COM(2019) 640 final, 2019.
10. Komisja Europejska: Wniosek. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady ustanawiające ramy na potrzeby osiągnięcia neutralności klimatycznej i zmieniające rozporządzenie (UE) 2018/1999 (Europejskie prawo o klimacie), COM(2020) 80 final, 2020.
11. L e i n o n e n I., E o r y V., M a c L e o d M., S y k e s A., G l e n k K., R e e s R.: Comparative analysis of farm-based carbon audits. Climate Change, 2019; <https://www.climatexchange.org.uk/media/3584/farm-based-carbon-audits-final.pdf>.
12. M e t a y e r N., B o c h u J.L.: Development of Carbon Calculator to promote low carbon farming practices. User guidance manual for the Carbon Calculator v3.1. Solagro, 2016.
13. Queensland University of Technology. N₂O Network. Farming Enterprise Greenhouse Gas Emissions Calculator; <http://www.n2o.net.au/greenhouse/>.
14. Smithsonian National Museum of Natural History, in Washington D.C., USA; <https://forces.si.edu/soils/interactive/web/index.html>.
15. Solagro Carbon Calculator; <https://solagro.com/works-and-products/outils/carbon-calculator>.
16. USDA. Colorado State University. COMET Farm; <http://comet-farm.com/>.

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Antoni Faber, dr Zuzanna Jarosz
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 767, 81 47 86 766
e-mail: faber@iung.pulawy.pl, zjarosz@iung.pulawy.pl

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

W serii wydawniczej „RAPORTY PIB”, a od 2007 r. „STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB” ukazały się następujące pozycje:

1. *Wybrane aspekty agrochemicznych badań gleby*. Puławy, 2006.
2. *Zasady wprowadzania nawozów do obrotu*. Puławy, 2006.
3. *Regionalne zróżnicowanie produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2006.
4. *Monitoring skutków środowiskowych planu rozwoju obszarów wiejskich*. Puławy, 2007.
5. *Sprawdzenie przydatności wskaźników do oceny zrównoważonego gospodarowania zasobami środowiska rolniczego w wybranych gospodarstwach, gminach i województwach*. Puławy, 2007.
6. *Możliwości rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce*. Puławy, 2007.
7. *Współczesne uwarunkowania organizacji produkcji w gospodarstwach rolniczych*. Puławy, 2007.
8. *Efektywne i bezpieczne metody regulacji zachwaszczenia, nawożenia i uprawy roli*. Puławy, 2007.
9. *Wybrane elementy technologii produkcji roślinnej*. Puławy, 2007.
10. *Problem erozji gleb w procesie przemian strukturalnych na obszarach wiejskich*. Puławy, 2008.
11. *Uprawa roślin energetycznych a wykorzystanie rolniczej przestrzeni produkcyjnej w Polsce*. Puławy, 2008.
12. *Wybrane zagadnienia systemów informacji przestrzennej i obszarów problemowych rolnictwa w Polsce*. Puławy, 2008.
13. *Tworzenie postępu biologicznego w hodowli tytoniu i chmielu*. Puławy, 2008.
14. *Kierunki zmian w produkcji roślinnej w Polsce do roku 2020*. Puławy, 2009.
15. *Wybrane elementy regionalnego zróżnicowania rolnictwa w Polsce*. Puławy, 2009.
16. *Systemy wspomagania decyzji w zrównoważonej produkcji roślinnej*. Puławy, 2009.
17. *Stan i kierunki zmian w produkcji rolniczej (wybrane zagadnienia)*. Puławy, 2009.
18. *Produkcyjne i środowiskowe aspekty współczesnych metod nawożenia i regulacji zachwaszczenia*. Puławy, 2009.
19. *Oddziaływanie rolnictwa na środowisko przyrodnicze w warunkach zmian klimatu*. Puławy, 2010.
20. *Ocena zrównoważenia gospodarowania zasobami środowiska rolniczego w wybranych gospodarstwach, gminach, powiatach i województwach*. Puławy, 2010.
21. *Możliwości rozwoju obszarów problemowych rolnictwa (OPR) w świetle PROW 2007–2013*. Puławy, 2010.
22. *Możliwości rozwoju gospodarstw o różnych kierunkach produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2010.
23. *Związki fitogeniczne jako naturalna alternatywa antybiotykowych promotorów wzrostu*. Puławy, 2010.
24. *Wybrane aspekty przemian strukturalnych na obszarach wiejskich*. Puławy, 2010.
25. *Stan obecny i perspektywy nawożenia roślin w Polsce w aspekcie regulacji prawnych*. Puławy, 2010.
26. *Stan obecny i perspektywy rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce*. Puławy, 2010.
- 27(1). *Środowiskowe skutki działalności rolniczej i wdrażania PROW na obszarach problemowych rolnictwa*. Puławy, 2011.

- 28(2). *Techniki i technologie stosowane w produkcji roślinnej a środowisko przyrodnicze*. Puławy, 2012.
- 29(3). *Problemy zrównoważonego gospodarowania w produkcji rolniczej*. Puławy, 2012.
- 30(4). *Doskonalenie integrowanych technologii produkcji zbóż jarych i roślin pastewnych ze szczególnym uwzględnieniem początkowych elementów agrotechniki*. Puławy, 2012.
- 31(5). *Rola badań naukowych w kształtowaniu postępu w produkcji chmielu i tytoniu*. Puławy, 2012.
- 32(6). *Wybrane aspekty zrównoważonego rozwoju i specjalizacji gospodarstw rolniczych*. Puławy, 2013
- 33(7). *Działalność Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa-PIB w Puławach w zakresie wspierania doradztwa i praktyki rolniczej*. Puławy, 2013.
- 34(8). *Problemy gospodarki nawozowej w Polsce*. Puławy, 2013.
- 35(9). *Zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania gleb użytkowanych rolniczo – wybrane zagadnienia*. Puławy, 2013.
- 36(10). *Zmiany w technologiach produkcji roślinnej – oceny i wpływ na środowisko rolnicze*. Puławy, 2014.
- 37(11). *Dobre praktyki w nawożeniu*. Puławy, 2014.
- 38(12). *Jakość informacji w systemach wspomagania decyzji*. Puławy, 2014.
- 39(13). *Wykorzystanie odnawialnych źródeł energii pochodzenia rolniczego i ich wpływ na środowisko*. Puławy, 2014.
- 40(14). *Wybrane problemy rolnictwa polskiego z uwzględnieniem stanu jego zrównoważenia*. Puławy, 2014.
- 41(15). *Technologie produkcji zbóż i roślin pastewnych warunkujące wysoki plon i dobrą jakość*. Puławy, 2014.
- 42(16). *Podstawy nowoczesnego doradztwa nawozowego w Polsce*. Puławy, 2015.
- 43(17). *Wybrane problemy produkcji rolniczej z uwzględnieniem aspektu dóbr publicznych*. Puławy, 2015.
- 44(18). *Wybrane zagadnienia produkcji roślinnej w Polsce*. Puławy, 2015.
- 45(19). *Kształtowanie żyzności gleby*. Puławy, 2015.
- 46(20). *Wybrane zagadnienia związane z ochroną gleb przed degradacją*. Puławy, 2015.
- 47(1). *Problemy produkcji rolniczej w Polsce w kontekście ich oddziaływania na środowisko*. Puławy, 2016.
- 48(2). *Innowacje w nawożeniu*. Puławy, 2016.
- 49(3). *Siedliskowe i agrotechniczne uwarunkowania produkcji roślinnej w Polsce*. Puławy, 2016.
- 50(4). *Technologie produkcji roślinnej w warunkach zmieniającego się klimatu*. Puławy, 2016.
- 51(5). *Krajowe bazy danych o glebach*. Puławy, 2017.
- 52(6). *Redukcja emisji gazów cieplarnianych i amoniaku oraz metody adaptacji do zmian klimatu (wybrane zagadnienia)*. Puławy, 2017.
- 53(7). *Nawożenie a środowisko*. Puławy, 2017.
- 54(8). *Jakość gleb użytkowanych rolniczo i wskaźniki jej oceny*. Puławy, 2017.
- 55(9). *Uwarunkowania i kierunki zmian produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2018.
- 56(10). *Aktualne problemy nawożenia*. Puławy, 2018.
- 57(11). *Technologie produkcji roślinnej w warunkach zmieniającego się klimatu*. Puławy, 2018.

- 58(12).** *Stan zagrożeń dla jakości gleb w Polsce.* Puławy, 2018.
- 59(13).** *Środowiskowe aspekty gospodarki nawozowej.* Puławy, 2019.
- 60(14).** *Znaczenie postępu biologicznego i technologicznego w produkcji zbóż i roślin strączkowych.* Puławy, 2019.
- 61(15).** *Wybrane zagadnienia agrotechniki roślin uprawnych.* Puławy, 2020.
- 62(16).** *Uwarunkowania i perspektywy rozwoju produkcji rolniczej w różnych regionach Polski.* Puławy, 2020.

WSKAZÓWKI DLA AUTORÓW

W serii wydawniczej „**STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB**” publikowane są recenzowane prace z zakresu agronomii oraz ochrony i kształtowania środowiska rolniczego, wykonane w ramach zadań programów wieloletnich pn. „Kształtowanie środowiska rolniczego Polski oraz zrównoważony rozwój produkcji rolniczej” (2005-2010) oraz „Wspieranie działań w zakresie kształtowania środowiska rolniczego i zrównoważonego rozwoju produkcji rolniczej w Polsce” (2011-2015). W zeszytach problemowych o charakterze monografii, wydawanych w ramach tej serii, mogą być zamieszczane również prace autorów spoza IUNG-PIB, które merytorycznie mieszczą się w tematyce zadań programu wieloletniego. **Publikowane są prace problemowe, głównie mające charakter przeglądowy, z podkreśleniem znaczenia omawianych zagadnień dla rolnictwa polskiego.**

Wydruk tekstu do recenzji:

czcionka 12 p., z odstępem 1,5-wierszowym.

Przygotowanie do druku:

- tekst i tabele w programie Word,
- czcionka – Times New Roman
- układ pracy: słowa kluczowe, wstęp, wyniki i dyskusja bądź omówienie wyników, podsumowanie lub wnioski, literatura, dane kontaktowe, nr ORCID

tekst

- czcionka – 11 p. (spis pozycji literatury – 9 p.)
- wcięcie akapitowe – 0,5 cm

tabele

- podział na wiersze i kolumny (z funkcji tworzenia tabel)
- szerokość dokładnie 13 cm (tabele w pionie) lub 19 cm (tabele w poziomie)
- czcionka 9 p., pojedyncze odstępy międzywierszowe
- pod tabelą przypis ze wskazaniem źródła danych (autorstwa)

rysunki/fotografie

- czarno-białe/kolorowe (możliwie duża rozdzielczość)
- wykresy w programie Word lub Excel
- wymiary w zakresie 13 cm × 19 cm
- w podpisach czcionka 9 p.
- na nośniku lub w oddzielnych plikach
- pod rysunkiem przypis ze wskazaniem źródła danych (autorstwa)

jednostki miary

- system SI
- jednostki zapisywać potęgowo (np. t·ha⁻¹)

literatura

- spis literatury na końcu pracy w układzie alfabetycznym wg nazwisk autorów, w kolejności: nazwisko (pismo rozstrzelone), pierwsza litera imienia, tytuł pracy, miejsce publikacji: tytuł wydawnictwa (wg ogólnie przyjętych skrótów tytułów czasopism), rok, numer (pismo pogrubione), strony,
- cytowanie w tekście – jako numer pozycji ze spisu literatury (w nawiasach okrągłych) lub dodatkowo z nazwiskiem autora (pismo rozstrzelone).

Pracę do recenzji należy złożyć w 1 egzemplarzu. Po recenzji oryginalny egzemplarz recenzowany złożyć/przesłać do Redakcji, a ostateczną wersję pracy, uwzględniającą uwagi recenzenta i redaktora, przesłać e-mailem.

Dane kontaktowe:

mgr Ewa Decka-Cywińska

Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG-PIB

ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy

e-mail: edeka@iung.pulawy.pl



ISBN 978-83-7562-350-5

Egzemplarz bezpłatny