



INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

**STUDIA I RAPORTY
IUNG-PIB**

53(7)

NAWOŻENIE A ŚRODOWISKO

**PROGRAM WIELOLETNI
2016-2020**

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

Puławy 2017

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

Dyrektor: *prof. dr hab. Wiesław Oleszek*

Redakcja naukowa:

dr Tamara Jadczyzyn, dr Agnieszka Rutkowska

Autorzy:

*mgr Alicja Filipek, dr Tamara Jadczyzyn, mgr Beata Jurga,
dr hab. Jerzy Kopiński, dr Piotr Ochal,
prof. dr hab. Alicja Pecio, dr Dorota Pikula,
dr hab. Anna Podleśna, prof. nadzw.; dr Agnieszka Rutkowska,
dr Ryszard Winiarski*

Recenzenci:

*prof. dr hab. Antoni Faber, dr Anna Gałzka, dr Tamara Jadczyzyn,
dr Mariusz Matyka, prof. nadzw.; dr Dorota Pikula,
dr hab. Anna Podleśna, prof. nadzw.; dr Agnieszka Rutkowska*

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

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

ISBN 978-83-7562-263-8

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 A ŚRODOWISKO

SPIS TREŚCI

Wstęp	7
1. P. O c h a l, J. K o p i ń s k i – Wpływ zakwaszenia gleb na środowisko i produkcję roślinną.....	9
2. A. R u t k o w s k a – Środowiskowe skutki niezrównoważonego nawożenia azotem i potasem.....	25
3. A. P e c i o – Efektywność wykorzystania azotu – sposoby wyznaczania oraz zastosowanie w badaniach rolniczych	39
4. B. J u r g a, A. F i l i p e k – Wpływ wybranych praktyk rolniczych na dostępność fosforu dla roślin – przegląd piśmiennictwa.....	55
5. A. P o d l e ś n a – Wpływ nawozów siarkowych na zróżnicowanie i aktywność mikroorganizmów glebowych.....	67
6. D. P i k u ł a, A. R u t k o w s k a – Skład frakcyjny próchnicy jako charakterystyka jakości materii organicznej	81
7. D. P i k u ł a – Resztki pozbiorowe jako źródło glebowej materii organicznej	93
8. T. J a d c z y s z y n, R. W i n i a r s k i – Wykorzystanie pofermentu z biogazowni rolniczych do nawożenia.....	105

Wstęp

Funkcją nawożenia, obok zabezpieczenia potrzeb pokarmowych roślin, jest także kształtowanie żyzności gleby. Warunkiem osiągnięcia obu celów jest zrównoważone stosowanie nawozów mineralnych i organicznych. Stosowanie zbyt małych dawek nawozów lub niezachowanie właściwych proporcji składników pokarmowych ogranicza plonowanie roślin i prowadzi do obniżenia żyzności gleby. Zbyt intensywne nawożenie może niekorzystnie oddziaływać na środowisko powodując jego eutrofizację na skutek emisji biogenów niewykorzystanych przez rośliny uprawne poza agrosystemy. Kluczowe znaczenie zarówno dla żywienia roślin, jak i ograniczenia emisji z rolnictwa ma glebowa materia organiczna. W odtwarzaniu jej zasobów dużą rolę ogrywają nawozy organiczne, którymi są przetworzone w różnym stopniu odpady lub produkty uboczne pochodzące z rolnictwa, przemysłu lub gospodarki komunalnej

W opracowaniu przedstawiono zagadnienia związane bezpośrednio z oddziaływaniem gospodarki nawozowej na środowisko glebowe. Omówiono aktualny stan zakwaszenia gleb w Polsce oraz wskazano produkcyjne i środowiskowe korzyści wynikające z wapnowania, które powinno być wsparte wprowadzeniem programu regeneracyjnego wapnowania gleb w Polsce. Przedstawiono środowiskowe skutki niezrównoważonego nawożenia azotem oraz dokonano przeglądu wskaźników służących określeniu efektywności wykorzystania tego składnika w systemie produkcji rolniczej. Omówiono metody agrotechniczne poprawiające efektywność wykorzystania zasobów fosforu, drugiego obok azotu pierwiastka biogenicznego, wpływającego na jakość wód glebowo-gruntowych oraz powierzchniowych. Zaprezentowano wyniki badań nad wpływem nawozów siarkowych na skład gatunkowy mikroflory glebowej oraz jej aktywność enzymatyczną, w znacznym stopniu warunkowane przez system uprawy gleby, nawożenie oraz rodzaj stosowanego nawozu. Opisano korzyści wynikające z pozostawiania w glebie resztek pozbiorowych jako alternatywną dla stosowania nawozów naturalnych metodę poprawy bilansu materii organicznej, wskazując na znaczenie korzeni roślin uprawnych w zwiększaniu zawartości węgla organicznego w glebie. Dokonano klasyfikacji oraz omówiono metody chemiczne, fizyczne i biologiczne, za pomocą których dokonuje się oceny wpływu różnych zabiegów agrotechnicznych, w tym nawożenia mineralnego i organicznego na jakość glebowej materii organicznej oraz skład frakcyjny próchnicy. Omówiono zasady stosowania pofermentu z biogazowni rolniczych, który jest cennym pod względem składu chemicznego produktem odpadowym, mogącym zastąpić nawozy naturalne w gospodarstwie, wskazując jednocześnie na ograniczenia związane z jego transportem, przechowywaniem oraz prawnymi aspektami zbywania do rolniczego wykorzystania tego odpadu.

Kierownik zadania 1.6
dr Tamara Jadczyzyn

Kierownik zadania 2.2
dr Agnieszka Rutkowska

Piotr Ochal, Jerzy Kopiński

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

WPLYW ZAKWASZENIA GLEB NA ŚRODOWISKO I PRODUKCJĘ ROŚLINNĄ*

Słowa kluczowe: wapnowanie, potrzeby wapnowania, stan zakwaszenia gleb w Polsce, wpływ zakwaszenia na środowisko, wpływ zakwaszenia na plonowanie roślin

Wstęp

Polska jest krajem o znacznym potencjale produkcyjnym rolnictwa, wynikającym z relatywnie dużej, w stosunku do 27 krajów UE, powierzchni użytków rolnych (33). Areal gruntów ornych w kraju systematycznie zmniejsza się i, jak podaje Główny Urząd Statystyczny (GUS), ich powierzchnia w 2016 r. wyniosła 10 734 tys. ha, wobec 12 222 tys. ha w roku 2005 (20). Oprócz wielkości powierzchni użytków rolnych, ważna jest ich jakość. Syntetyczny wskaźnik jakości polskich gleb oceniany jest na 60-70 punktów w stosunku do 100 punktów u naszych zachodnich i południowych sąsiadów. W połączeniu z niesprzyjającymi warunkami klimatycznymi nie powinno zatem dziwić, że produktywność większości gleb Polski nie osiąga nawet połowy produktywności gleb innych krajów europejskich. Kolejnym bardzo istotnym aspektem wpływającym na jakość gleb użytkowanych rolniczo w Polsce jest ich pochodzenie polodowcowe. Ponad 90% obszaru Polski zajmują gleby wytworzone ze skał osadowych, głównie okrucowych luźnych przyniesionych przez lodowce ze Skandynawii (1, 3, 5, 6, 9, 23, 25, 34, 39, 40). W związku z tym, większość naszych gleb z natury jest silnie lub umiarkowanie zakwaszona, o małej zdolności zatrzymywania wody i składników pokarmowych oraz niskiej zawartości substancji organicznej (1, 3, 6, 9). Nakładają się na to także procesy antropogenicznego zakwaszania, a jednym z ważniejszych jest działalność przemysłu i emisja związków SO_2 , NO_x i NH_3 (4, 6). Antropogeniczna emisja tlenków azotu pochodzi prawie wyłącznie ze spalania surowców energetycznych, głównie węgla i pochodnych ropy naftowej (3, 6).

Odczyn gleb jest podstawowym i najłatwiej mierzalnym wskaźnikiem ich jakości, a wartości $\text{pH}_{\text{KCl}} < 4,5$ wskazują na niebezpieczeństwo degradacji środowiska glebowego

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

(3, 6, 9, 13, 35, 39). Według Grzebisza i in. (14) pierwotnym skutkiem środowiskowym zakwaszenia gleb jest redukcja (zmniejszenie wielkości) systemu korzeniowego, mająca charakter przestrzenny, a prowadząca do dysfunkcji rośliny w całym profilu glebowym. W konsekwencji prowadzi to do zwiększonego wymycia azotanów, chlorków i siarczanów oraz do braku możliwości pobierania kationów, głównie wapnia i magnezu, w ilościach niezbędnych do prawidłowego pobierania i gospodarki azotem. Jest to szczególnie niebezpieczne w warunkach utrzymujących się od wielu lat niekorzystnych relacji pomiędzy N:P:K w stosowanych w Polsce nawozach mineralnych na niekorzyść fosforu i potasu (28).

W celu przeciwdziałania zakwaszeniu i jego negatywnym skutkom w środowisku należałoby stosować na szeroką skalę nawozy zawierające związki wapnia lub wapnia i magnezu (środki wapnujące, wapna nawozowe); (3, 6, 9, 15, 22). Wapnowanie jest ważnym zabiegiem zarówno agrotechnicznym, jak i środowiskowym, o wielostronnym wpływie na właściwości fizyczne, fizykochemiczne i biologiczne gleby. Sprzyja zwiększeniu aktywności mikrobiologicznej środowiska glebowego, aktywizacji procesów mineralizacji, zwiększeniu dostępności i efektywności części składników mineralnych. Wapnowanie poprzez wpływ na zmniejszenie rozpuszczalności soli metali ciężkich jest również czynnikiem zmniejszającym ich przemieszczanie w łańcuchu troficznym (11, 13, 14).

Skutki zakwaszenia gleb, będące wypadkową procesów akumulacji i neutralizacji protonów (H^+) w środowisku, rozpatruje się najczęściej w bardzo wąskim, uproszczonym ujęciu biorąc pod uwagę tylko straty produkcyjne w rolnictwie. Według Grzebisza i in. (15) zbiory roślin uprawianych na glebach o odczynie kwaśnym i bardzo kwaśnym mogą być mniejsze o 15-25%. Jednak tak wąskie ujęcie zjawiska zakwaszenia gleb uprawnych pomija szereg negatywnych skutków wywołanych procesami zakwaszającymi gleby, prowadzącymi do zakłócenia funkcjonowania nie tylko pól uprawnych, lecz także ekosystemów do nich przyległych, wodnych czy też atmosfery (14).

Celem niniejszego opracowania jest wykazanie aspektu środowiskowego zabiegu wapnowania wynikającego z oszacowanych strat głównych składników pokarmowych NPK w wyniku silnego zakwaszenia gleb użytkowanych rolniczo.

Material i metody badań

Podstawą analizy porównawczej przeprowadzonej na poziomie województw były dane GUS (16, 17, 18, 19, 20) dotyczące: zbiorów upraw poszczególnych roślin, zużycia nawozów mineralnych (NPK) i wapniowych, pogłowia zwierząt inwentarskich, oceny stanu zakwaszenia. Analiza obejmowała okresy lat 2006-2011 i 2012-2015. Do obliczenia produktywności roślinnej zastosowano współczynniki przeliczeniowe plonów roślin na jednostki zbożowe (21). Masę i ilości składników nawozowych w nawozach naturalnych obliczono na podstawie standardowych współczynników ich zawartości w kale i moczu dla poszczególnych kategorii użytkowych zwierząt, przyjętych w modelu „*SFOM*” (24, 37).

Plon potencjalnie możliwy w warunkach optymalnego odczynu gleby i plon potencjalnie utracony z powodu niewłaściwego odczynu obliczono według równań:

$$y = \frac{x}{\left(1 - \frac{a}{100}\right)} \quad z = y - x$$

gdzie: y – plon potencjalnie możliwy w warunkach optymalnego (uregulowanego) odczynu;

x – plon rzeczywisty;

a – współczynnik utraty plonu wyrażony w %;

z – plon potencjalnie utracony z powodu nieuregulowanego odczynu gleb.

Ze względu na to, że równania regresji (zależności) pomiędzy wielkością plonów roślin a pH gleby mają postać wielomianów drugiego stopnia, a odpowiadające im wykresy są krzywoliniowe (9), współczynnik utraty plonu „a” wyliczono na podstawie równań (funkcji regresji) wyznaczonych przez Grzebisza i in. (15) w wyodrębnionych zakresach (przedziałach) odczynu gleb pH (Tab. 1).

Tabela 1

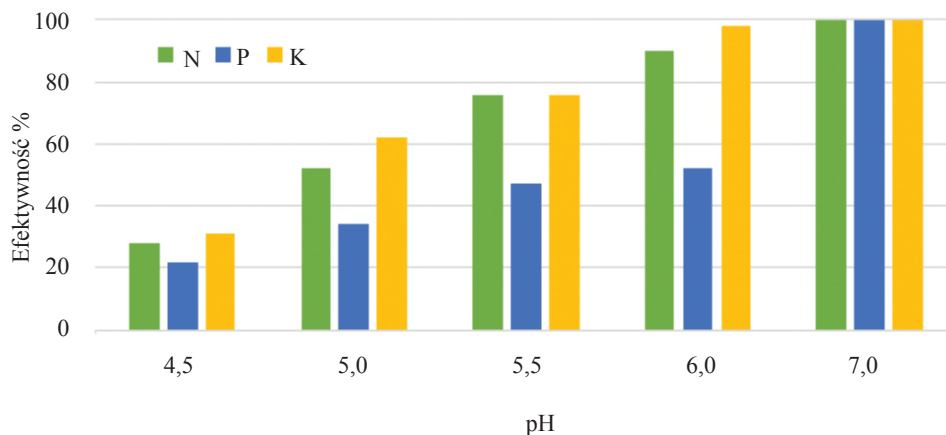
Współczynniki utraty plonu (a) w zależności od zakresu pH gleb

Ocena zakwaszenia gleb	Zakres pH	Współczynnik (a) (%)
Bardzo kwaśne	< 4,5	25
Kwaśne	4,6-5,5	15
Lekko kwaśny	5,6-6,5	5
Obojętne	6,6-7,2	1
Zasadowe	> 7,2	2

Źródło: obliczenia własne na podstawie opracowania Grzebisza i in., 2005 (15)

Wpływ odczynu gleby na efektywność wykorzystania podstawowych składników pokarmowych

Celem pośrednim regulowania odczynu gleby jest sterowanie procesami geochemicznymi i mikrobiologicznymi w taki sposób, aby zwiększyć rozpuszczalność, a tym samym przyswajalność i dostępność składników mineralnych. Odczyn gleby zmniejszając się poniżej wartości optymalnej dla danego pierwiastka prowadzi do szybkiego spadku jego efektywności plonotwórczej (Rys. 1). Z trzech podstawowych składników mineralnych (N, P, K), najsilniej na zakwaszenie gleby reaguje fosfor (13, 36). Także O c h a l (38) na podstawie wyników analiz glebowych wykonanych przez OSChR (Okręgowa Stacja Chemiczno-Rolnicza), wykazał ścisłą zależność między odczynem gleby, a zawartością w niej przyswajalnych form fosforu (Tab. 2).



Rys. 1. Względna efektywność plonotwórcza NPK w zależności od odczynu gleby

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Grzebisza i in., 2013 (13)

Tabela 2

Stan zasobności w fosfor gleb zaliczanych do różnych przedziałów odczynu

Odczyn	Udział próbek gleby zaliczonych do klas zawartości fosforu (%)					Ogółem
	b. niska	niska	średnia	wysoka	b. wysoka	
B. kwaśny	17,82	34,69	27,19	12,82	7,48	20,21
Kwaśny	11,69	31,26	29,81	15,71	11,52	29,39
L. kwaśny	4,61	19,17	27,01	21,19	28,02	28,00
Obojętny	2,31	10,15	19,03	19,87	48,64	14,74
Zasadowy	3,52	9,14	17,21	19,25	50,89	7,66
Ogółem	8,94	23,76	25,94	17,55	23,81	100,0

Źródło: opracowanie własne (38)

Gleby bardzo kwaśne w ponad 50%, a gleby kwaśne w ponad 40% próbek wykazują bardzo niską i niską zawartość przyswajalnego fosforu. W glebach o odczynie obojętnym i zasadowym udział gleb o bardzo niskiej i niskiej zawartości fosforu nie przekracza natomiast 13% (38). Próbkę gleb o uregulowanym odczynie w ponad 50% przypadków charakteryzowały się bardzo wysoką zawartością fosforu. Analizy te potwierdziły wyniki uzyskane przez Filipkai i n. (5). Wynika z nich, że zwiększając odczyn gleby poprawia się gospodarowanie tym składnikiem, gdyż jest on lepiej wykorzystywany przez rośliny i nie ulega rozproszeniu do przyległych ekosystemów, powodując np. eutrofizację.

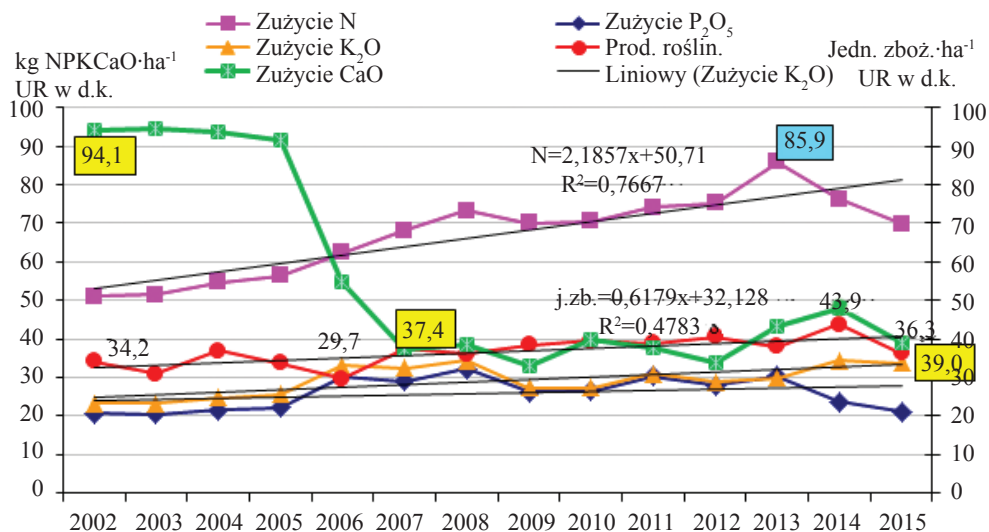
Efektywność zabiegu wapnowania najczęściej ocenia się jako przyrost plonów roślin (efekt) w następstwie przeprowadzonego zabiegu (nakład), a nie strat składników mineralnych. Według Grzebisza (13) na wyprodukowanie 1 tony nasion rzepaku (wraz plonem ubocznym) roślina potrzebuje netto 60 kg N·ha⁻¹, a na 1 t pszenicy – ok. 30 kg. Biorąc powyższe wartości wskaźnikowe pod uwagę (Tab. 1), można wyliczyć tzw. zapotrzebowanie brutto, które przy założeniu wykorzystania na poziomie np.

70% na glebach kwaśnych, wynosi odpowiednio 85 i 43 kg N·ha⁻¹. Różnice pomiędzy wartościami brutto i netto wskazują, jakie ilości azotu mogą być potencjalnie wymyte z takiej gleby kwaśnej po zastosowaniu nawozów mineralnych (13).

Znaczenie zabiegu wapnowania dla kształtowania produktywności roślinnej i ochrony środowiska

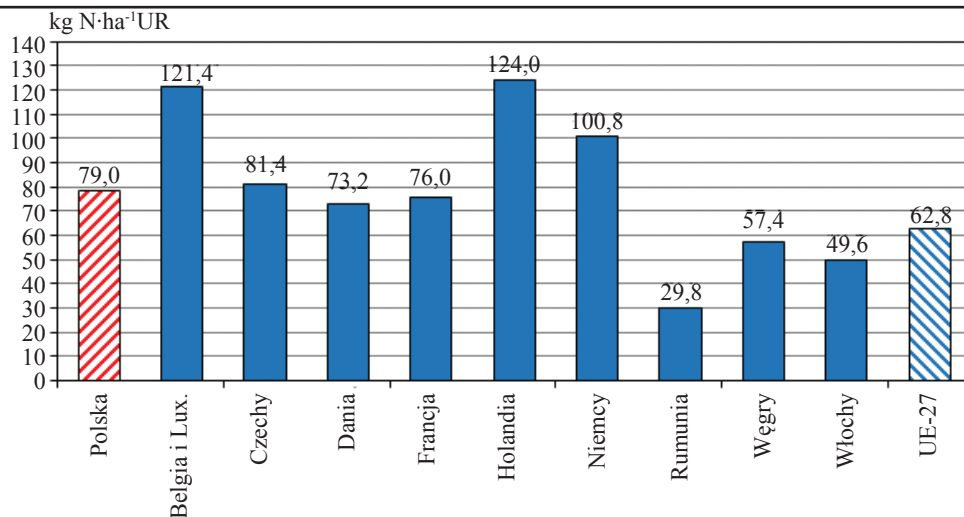
W Polsce w latach 2000-2015 wartość produkcji globalnej roślinnej w rolnictwie w cenach bieżących wzrosła o 66%, podczas gdy wzrost liczony w cenach stałych wyniósł tylko 3% (18). Nadmierne uzależnienie dochodów od dotacji z funduszy unijnych (2) w konsekwencji może osłabiać wysiłki (działania) na rzecz poprawy efektywności technicznej produkcji rolniczej (26).

Wzrostowi intensywności produkcji roślinnej od początku XXI w., a więc także w okresie funkcjonowania w UE, nie towarzyszyło podobnie duże tempo wzrostu plonowania roślin (29, 30); (Rys. 2). Obecnie Polska należy do pięciu czołowych krajów UE pod względem wysokości stosowanych dawek azotu w nawozach mineralnych i ustępuje jedynie Belgii z Luksemburgiem, Czechom, Niemcom i Holandii (Rys. 3). Konsekwencją tego zjawiska jest wzrost tzw. nawozochłonności produkcji roślinnej, czyli zużycia nawozów mineralnych na jednostkę podstawowej produkcji roślinnej, jaką stanowi 100 kg ziarna zbóż, czyli tzw. jednostka zbożowa (j. zb.). Wskaźnik ten jest „odwrotnością” efektywności nawożenia obliczonej z funkcji produkcji (8, 32).



Rys. 2. Zmiany intensywności produkcji wg poziomu nawożenia mineralnego NPKCa i produktywności roślinnej w Polsce w latach 2002-2015

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (17, 19)



Rys. 3. Zużycie nawozów azotowych w latach 2010-2014 w wybranych krajach UE

Źródło: opracowanie własne (27) na podstawie danych EF (10)

Bezpośrednim skutkiem nadmiernej nawozochłonności jest zwiększenie zagrożeń dla środowiska glebowego i wodnego (14) oraz zmniejszenie efektywności nakładów poniesionych na produkcję. Pełną ocenę nawozochłonności umożliwi dopiero uwzględnienie pogłębiającego się zróżnicowania regionalnego (29, 33). Do istotnych czynników o charakterze organizacyjnym, wpływających na niską efektywność nawożenia należy niewłaściwy stan agrochemiczny gleb, tj. niska zasobność w makro- i mikrośladniki nawozowe oraz niski odczyn pH gleb, czyli ich nadmierne zakwaszenie. Dlatego mniejszą efektywność działania składników w nawozach mineralnych (w procesie produkcji roślinnej) tylko częściowo można tłumaczyć gorszymi warunkami glebowo-klimatycznymi (31). Na glebach kwaśnych w miarę obniżenia ich odczynu, pobieranie składników pokarmowych przez rośliny ulega silnemu zakłóceniu, co skutkuje zmniejszeniem plonów (13, 14, 22), a niewykorzystane składniki nawozowe stanowią zagrożenie dla środowiska glebowego i wodnego. W Polsce, pomimo poprawy wykorzystania azotu w latach 2012-2014, które w odniesieniu do lat 2000-2003 wzrosło o 7 p.p. i znacznie przekroczyło poziom 60% (Tab. 3), tkwią jeszcze znaczne rezerwy szczególnie w poprawie stanu agrochemicznego gleb (28).

Utrzymując się od 2007 roku niskie w skali kraju zużycie nawozów wapniowych (Rys. 2), widoczne po wejściu Polski do UE i zaniechaniu dotowania nawozów wapniowych oraz niekorzystne relacje pomiędzy głównymi makrośladnikami nawozowymi (N:P:K); (Tab. 3) powodują, że stało się ono w znaczącym stopniu, m.in. z uwagi na działanie tzw. prawa minimum Liebig'a (15), czynnikiem limitującym produktywność roślin, efektywność techniczną i ekonomiczną wykorzystania głównie azotu, ale też innych makro- i mikrośladników (12). Utrzymywanie takiej sytuacji sprzyja wysokim nadwyżkom bilansowym azotu, a w konsekwencji rzutuje na bezpieczeństwo żywnościowe, w tym żywności oraz środowiskowe (28).

Tabela 3

Zmiany efektywności wykorzystania azotu brutto w produkcji rolniczej Polski na tle wybranych wskaźników stanu agrochemicznego gleb

Wyszczególnienie	Okres lat				Zmiana*
	2000-2003	2004-2007	2008-2011	2012-2015	
Efektywność wykorzystania N	56,8	57,0	58,6	64,0**	7,2
Udział gleb o:					
niskim i b. niskim odczynie pH	52	49	45	39	-13
niskiej i b. niskiej zasobności w fosfor (%)	34	33	32	31	-3
niskiej i b. niskiej zasobności w potas (%)	46	43	42	39	-7
Relacja w nawozach mineralnych					
N	1	1	1	1	-
P ₂ O ₅	0,36	0,39	0,37	0,32	-0,04
K ₂ O	0,45	0,48	0,42	0,41	-0,04

* różnica wielkości bezwzględnych pomiędzy latami 2012-2014 a 2002-2004

** - dotyczy lat 2012-2014

Źródło: opracowanie własne (27, 28) na podstawie danych GUS (18, 19, 20)

Różnice poziomu intensywności produkcji, mierzonej zużyciem makroskładników nawozowych NPKCa pomiędzy województwami, są często ponad dwukrotne (Tab. 4). Z jednej strony funkcjonuje niskonakładowe rolnictwo tradycyjne, a z drugiej rolnictwo wysokointensywne, odpowiadające wyzwaniom ekonomiczno-rynkowym. Zasadniczo zmiany poziomu intensywności i koncentracji produkcji w Polsce zachodzą w linii północny zachód – południowy wschód. Tym niemniej poziom zużycia CaO w nawozach wapniowych obniżył się w latach 2012-2015 w odniesieniu do lat 2001-2005 we wszystkich województwach (poza lubuskim). Największe spadki zużycia wapna nawozowego, rzędu 70-80%, miały miejsce w województwach: śląskim, małopolskim, podkarpackim, warmińsko-mazurskim i podlaskim. Przeciętna dawka CaO w Polsce uległa obniżeniu dla tych porównywanych okresów o 53% (Tab. 4). Średni poziom zużycia NPK, zarówno w nawozach mineralnych, jak i naturalnych, w latach 2006-2011 i 2012-2015 nie uległ większym zmianom, chociaż na poziomie poszczególnych województw można zaobserwować różne kierunki i tendencje tych zmian, wynikające ze zmian strukturalnych produkcji rolniczej (27).

Tabela 4

Zużycie nawozów mineralnych NPKCa i naturalnych w województwach Polski w różnych okresach lat XXI w.

Województwo	Zużycie nawozów wapniowych (kg CaO·ha ⁻¹ UR w dk)			Zmiana* %	Nawożenie mineralne i naturalne razem (kg NPK·ha ⁻¹ UR w dk)		Nawożenie mineralne (kg NPK·ha ⁻¹ UR w dk)	
	2001-2005	2006-2011	2012-2015		2006-2011	2012-2015		2006-2011
Dolnośląskie	175,6	75,2	73,6	-58,1	185,2	190,6	151,8	164,1
Kujawsko-pomorskie	98,9	49,1	61,5	-37,8	277,4	265,2	175,1	174,9
Lubelskie	70,2	34,3	36,8	-47,5	179,0	185,1	115,7	133,7
Lubuskie	31,7	39,9	36,3	14,7	172,9	172,9	126,8	126,9
Łódzkie	112,7	35,3	37,3	-66,9	242,3	238,7	137,8	140,4
Małopolskie	84,5	10,7	14,6	-82,7	154,2	149,0	73,1	80,0
Mazowieckie	53,6	27,4	26,4	-50,7	212,7	212,1	107,8	105,1
Opolskie	199,8	104,8	98,2	-50,8	250,8	259,6	186,7	204,7
Podkarpackie	70,9	13,7	18,4	-74,0	124,1	119,7	66,2	76,1
Podlaskie	58,6	14,7	16,2	-72,3	239,3	249,5	96,3	101,7
Pomorskie	90,5	52,1	57,5	-36,5	204,2	206,6	134,9	143,0
Śląskie	290,9	43,2	44,5	-84,7	199,7	207,5	118,3	126,6
Świętokrzyskie	65,0	10,0	18,9	-71,0	179,2	180,6	101,1	114,7
Warmińsko-mazurskie	160,1	40,3	42,2	-73,7	221,2	192,9	125,4	106,3
Wielkopolskie	74,8	51,8	58,4	-21,9	296,1	286,9	163,4	158,4
Zachodniopomorskie	114,3	71,8	66,4	-41,9	163,8	178,2	130,4	148,7
Polska	93,6	41,1	44,0	-53,0	215,2	215,5	127,4	132,6

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (17, 19)

* - zmiana w latach 2012-2015 w odniesieniu do lat 2001-2005

W Polsce w latach 2006-2011 i 2012-2015 produkcja roślinna potencjalnie utracona z powodu nieuregulowanego odczynu gleb przekraczała rocznie średnio 4 j. zb. · ha⁻¹ UR w dk (Tab. 5) i była na ogół dwukrotnie większa niż tracona z powodu niekorzystnych warunków pogodowych (31). Relatywnie najmniejsze potencjalne straty produkcji roślinnej ponoszone są w województwie kujawsko-pomorskim, a największe w województwie łódzkim. Wyniki te potwierdzają opinię K r a s o w i c z a (33), że czynniki organizacyjne w większym stopniu oddziałują na wyniki ekonomiczno-produkcyjne niż warunki przyrodnicze, w tym pogodowe. Relacje pomiędzy zużyciem środków produkcji (w tym nawozów mineralnych) a wielkością uzyskiwanej produkcji rzutują nie tylko na efektywność i opłacalność produkcji, ale także na tzw. nawozochłonność, a tym samym na możliwość ograniczenia generowanych przez rolnictwo zagrożeń środowiskowych, powodowanych przez utratę niewykorzystanych w produkcji rolniczej składników nawozowych.

Tabela 5

Rzeczywista i potencjalnie możliwa produktywność roślinna
w województwach w okresach lat 2006-2011 i 2012-2015

Województwo	Globalna produktywność roślinna rzeczywista (j. zb. · ha ⁻¹ UR w dk) (x)		Globalna produktywność roślinna potencjalnie możliwa (j. zb. · ha ⁻¹ UR w dk)(y = x + z)		Produkcja roślinna potencjalnie utracona przez zakwaszenie gleb (j. zb. · ha ⁻¹ UR w dk) (z)	
	2006-2011	2012-2015	2006-2011	2012-2015	2006-2011	2012-2015
Dolnośląskie	45,4	49,7	49,9	54,0	4,5	4,3
Kujawsko-pomorskie	43,1	48,0	46,4	51,5	3,3	3,5
Lubelskie	34,5	39,3	38,8	43,6	4,3	4,3
Lubuskie	32,3	38,7	36,1	42,4	3,8	3,7
Łódzkie	34,6	36,5	40,3	41,8	5,7	5,2
Małopolskie	31,8	33,3	36,0	37,6	4,2	4,3
Mazowieckie	31,1	32,8	35,9	37,4	4,7	4,5
Opolskie	54,0	60,2	57,8	64,3	3,9	4,0
Podkarpackie	32,7	33,2	38,1	38,1	5,3	4,9
Podlaskie	29,5	29,9	33,8	33,8	4,3	4,0
Pomorskie	38,2	41,7	42,8	46,1	4,6	4,4
Śląskie	38,7	39,3	42,9	43,2	4,2	3,9
Świętokrzyskie	32,8	33,7	36,3	37,1	3,4	3,4
Warmińsko-mazurskie	33,7	34,6	37,6	38,1	3,9	3,5
Wielkopolskie	41,0	46,1	45,4	50,2	4,4	4,1
Zachodniopomorskie	38,5	44,6	42,7	48,7	4,2	4,2
Polska	36,7	39,5	41,0	43,5	4,3	4,0

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (17, 19)

Nawozochłonność produkcji roślinnej, liczona w stosunku do całkowitej dawki NPK z nawozów mineralnych i naturalnych, wynosiła w latach 2006-2011 średnio $5,9 \text{ kg} \cdot \text{j. zb.}^{-1}$, a w latach 2012-2015 zmniejszyła się o $0,4 \text{ j. zb.}$ i wyniosła średnio $5,5 \text{ kg} \cdot \text{j. zb.}^{-1}$ (Tab. 6). Mimo jej zmniejszenia w okresie krótko- i długoterminowym, jak uważa *F o t y m a i i n .* (8), jest ona zbyt duża, jeżeli weźmiemy pod uwagę, że warunki naturalne do produkcji rolnej są gorsze niż w wielu krajach UE, a jednostkowe pobranie składników mineralnych jest stałe. W Polsce najmniejszą całkowitą nawozochłonność produkcji roślinnej mają województwa Polski południowo-wschodniej: małopolskie i podkarpackie, a jednocześnie województwa intensywnego rolnictwa, tj. dolnośląskie i zachodniopomorskie (Tab. 6). Natomiast wysoka całkowita nawozochłonność przede wszystkim notowana jest w województwach mających znaczne zasoby nawozów naturalnych. Inną niepokojącą konsekwencją tego stanu są zagrożenia środowiskowe, wynikające z możliwości migracji do wód powierzchniowych i gruntowych niewykorzystanych w procesie produkcji, a więc potencjalnie traconych składników nawozowych wprowadzanych do gleby w postaci nawozów mineralnych i naturalnych. Szczególnie niebezpieczne są biogenne związki azotu i fosforu. Obecnie wartość możliwych strat składników nawozowych z powodu nieuregulowanego odczynu gleb szacowane są przeciętnie w Polsce na ok. $20 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR w dk}$ (użytki rolne w dobrej kulturze, wg definicji GUS); (Tab. 6) i znacznie przekraczają straty powodowane przez niekorzystne warunki pogodowe (31). W poszczególnych województwach wielkość strat składników NPK, w latach 2012-2015, mieściła się w przedziale od ok. 15 kg w województwach: dolnośląskim, lubuskim, podkarpackim i zachodniopomorskim do ok. $29 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR w dk}$ w łódzkim i podlaskim.

Możliwości ograniczenia niekorzystnego oddziaływania czynników pogodowych są dość ograniczone, istnieją natomiast możliwości poprawy odczynu gleb przez zabieg wapnowania. Uregulowanie odczynu gleb doprowadziłoby do poprawy plonowania roślin (wzrostu produktywności) i lepszego wykorzystania składników nawozowych, czyli spadku nawozochłonności. W konsekwencji znacznie ograniczyłoby to potencjalne zagrożenie środowiska z tytułu prowadzenia produkcji rolniczej, ponieważ wielkość strat składników bezpośrednio zależy od poziomu zakwaszenia gleb i całkowitej nawozochłonności produkcji roślinnej. W Polsce występuje dość duże zróżnicowanie regionalne, w tym zróżnicowanie potrzeb w zakresie odkwaszenia gleb (Tab. 7).

Tabela 6

Nawozochłonność i możliwe straty składników nawozowych powodowane przez zakwaszenie gleb w województwach Polski w okresach lat 2006-2011 i 2012-2015

Województwo	Rzeczywista całkowita nawozochłonność produkcji roślinnej (kg NPK·j. zb. ⁻¹)		Potencjalnie możliwa całkowita nawozochłonność produkcji roślinnej (kg NPK·j. zb. ⁻¹)		Możliwe straty składników powodowane przez zakwaszenie gleb (kg NPK·ha ⁻¹ UR w dk)		%
	2006-2011	2012-2015	2006-2011	2012-2015	2006-2011	2012-2015	
Dolnośląskie	4,1	3,8	3,5	3,5	18,5	15,1	7,9
Kujawsko-pomorskie	6,4	5,5	5,7	5,1	21,3	17,9	6,8
Lubelskie	5,2	4,7	4,5	4,2	22,4	18,4	9,9
Lubuskie	5,4	4,5	4,2	4,1	20,3	15,2	8,8
Łódzkie	7,0	6,5	5,8	5,7	39,9	29,9	12,5
Małopolskie	4,8	4,5	3,9	4,0	20,4	16,9	11,4
Mazowieckie	6,8	6,5	5,8	5,7	32,3	25,7	12,1
Opolskie	4,6	4,3	4,0	4,0	18,0	16,3	6,3
Podkarpackie	3,8	3,6	3,0	3,1	20,3	15,4	12,8
Podlaskie	8,1	8,4	7,1	7,4	35,0	29,3	11,7
Pomorskie	5,3	5,0	4,6	4,5	24,8	19,9	9,6
Śląskie	5,2	5,3	4,4	4,8	21,5	18,7	9,0
Świętokrzyskie	5,5	5,4	4,8	4,9	18,8	16,7	9,3
Warmińsko-mazurskie	6,6	5,6	5,9	5,1	25,3	17,5	9,1
Wielkopolskie	7,2	6,2	6,0	5,7	31,8	23,5	8,2
Zachodniopomorskie	4,3	4,0	3,6	3,7	17,9	15,2	8,5
Polska	5,9	5,5	5,0	5,0	25,1	19,9	9,2

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (17, 19)

Tabela 7

Potrzeby wapnowania gleb w Polsce w latach 2012-2015

Województwo	Liczba przebadanych próbek (szt.)	Przebadana powierzchnia (tys. ha)	Potrzeby wapnowania (%)				
			konieczne	potrzebne	wskazane	ograniczone	zbędne
Dolnośląskie	135264	414,8	20	16	21	20	23
Kujawsko- pomorskie	149358	384,5	11	10	13	16	50
Lubelskie	109160	94,5	24	14	13	14	35
Lubuskie	45029	139,3	11	14	19	20	36
Łódzkie	80671	135,2	27	19	17	14	23
Małopolskie	30268	35,1	41	14	12	10	23
Mazowieckie	108519	209,5	27	17	16	14	26
Opolskie	105268	235,8	11	17	30	25	17
Podkarpackie	56632	87,0	45	16	12	10	17
Podlaskie	46882	98,0	22	19	17	13	29
Pomorskie	117646	330,9	17	19	21	17	26
Śląskie	43350	222,5	25	16	21	19	19
Świętokrzyskie	30966	39,4	24	11	11	12	42
Warmińsko- mazurskie	148031	409,5	18	16	18	18	30
Wielkopolskie	217482	590,0	12	12	15	19	42
Zachodniopomorskie	141367	436,0	12	13	17	18	40
POLSKA	1565893	3861,9	19	15	17	17	32

Źródło: dane GUS (16)

Obecnie najwięcej gleb kwaśnych i bardzo kwaśnych, wymagających pilnego wapnowania, występuje w województwach: małopolskim i podkarpackim, ale także w łódzkim, mazowieckim, podlaskim i warmińsko-mazurskim (Tab. 7). Z tego powodu w tych województwach potencjalne straty składników nawozowych przekraczają 10% w odniesieniu do ich rzeczywistego zużycia. Zwłaszcza w województwie łódzkim, mazowieckim, ale także w podlaskim i warmińsko-mazurskim nie należy zwiększać dawek nawozów azotowych – bez uwzględnienia ilości składników w posiadanych zasobach nawozów naturalnych – przed uregulowaniem odczynu gleb, gdyż wystąpi tu duża presja środowiskowa powodowana nadmiarem azotu. Ilościowo straty te w województwie podkarpackim czy małopolskim są mniejsze, z uwagi na bardzo niski poziom intensywności produkcji rolniczej, mierzonej zużyciem nawozów mineralnych i naturalnych. Relatywnie (procentowo) małe straty, pomimo bardzo intensywnej produkcji roślinnej, występują w województwie opolskim, które jest najlepiej ocenianym województwem w kraju pod względem kultury rolnej. Rozpatrując skutki produkcyjne i środowiskowe nawożenia trzeba koniecznie uwzględniać naturalne warunki do produkcji rolnej (w tym odczyn gleby) oraz wielkość uzyskiwanych plonów roślin (a więc możliwe potrzeby pokarmowe roślin).

Poprawa odczynu gleb w wyniku wapnowania jest najbardziej skuteczną i najprostszą metodą ograniczenia zagrożeń środowiskowych, wynikających ze słabego wykorzystania składników pokarmowych z nawozów. Ponadto nieuregulowany odczyn gleb ogranicza wykorzystanie innych tzw. pozanawozowych czynników produkcji, tj. postęp genetyczny i hodowlany, ochrona roślin (stosowanie biostymulatorów), itp. których znaczenie w Polsce ciągle wzrasta.

Podsumowanie

Aktualne problemy i przyszłe wyzwania związane z racjonalnym wykorzystaniem oraz zarządzaniem ekosystemami lądowymi dowodzą, że zakwaszenie stanowi jeden z ważniejszych elementów chemicznej degradacji gleb. Pomimo zmniejszonej ostatnio presji antropogenicznych przyczyn zakwaszenia, pozostaje ono dużą barierą w produkcji roślinnej i ochronie środowiska (3, 4). Produkcyjne, a także ekologiczne skutki zakwaszenia gleb przedstawiają wypadkowy efekt działania szeregu procesów, często współzależnych, a więc trudnych do jednoznacznego zdefiniowania (13, 14). Dlatego obserwowane niekorzystne zjawiska mierzone są najczęściej wielkością utraconego plonu uprawianej rośliny, małą zawartością oraz zwiększonym wymywaniem składników mineralnych.

Oszacowane sumaryczne zapotrzebowanie rolnictwa w Polsce na wapno, według różnych prognoz, waha się od 9,5 mln ton w wariancie minimalnym (regulacja odczynu $\text{pH}_{\text{KCl}} 5,1$) do 28,5 mln ton w wariancie maksymalnym (doprowadzenie gleb do optymalnej wartości pH dla danej kategorii agronomicznej) (5, 36, 39). Bez uregulowania odczynu trudno spodziewać się wzrostu konkurencyjności uzyskiwanych produktów roślinnych. Ponadto bez tego zabiegu nie jest możliwe zapewnienie optymalnej jakości produktów rolnych. Zakwaszenie gleb powoduje także szereg innych ujemnych skutków środowiskowych:

- obniżenie efektywności wykorzystania azotu i fosforu,
- zwiększenie gazowych strat azotu z nawozów,
- kumulacja glinu i manganu ruchomego oraz innych metali ciężkich w glebie,
- pogorszenie jakości wód powierzchniowych.

Z tego względu w 2006 roku, m. in. z inicjatywy IUNG-PIB, podjęto działania mające na celu wdrożenie regeneracyjnego programu wapnowania gleb w Polsce, które niestety do chwili obecnej nie zostały sfinalizowane (7). Programem tym miały być objęte wszystkie gleby użytkowane rolniczo, a przede wszystkim wykazujące odczyn bardzo kwaśny i kwaśny. Podjęcie w Polsce działań wspomagających rolników w kierunku zmniejszenia nadmiernego zakwaszenia gleb, czyli m. in. tam, gdzie wapnowanie jest konieczne i potrzebne, pozwoli ograniczyć straty składników nawozowych (NPK) zużywanych w produkcji roślinnej o ok. 10%, tj. średnio dla Polski o 20 kg NPK·ha⁻¹ UR w dk. Zatem podjęte w tym kierunku działania będą miały bezpośredni efekt środowiskowy.

Literatura

1. Boguszeński W.: Wapnowanie gleb. PWRiL, Warszawa 1980, 176 ss.
2. Chmurzyńska K.: Efekty WPR w odniesieniu do obszarów wiejskich, [w:] Wigier M. (red.) Analiza efektów realizacji polityki rolnej wobec rolnictwa i obszarów wiejskich. IERiGŻ-PIB (PW 2011-2014), Warszawa. 2011, **26**: 37-55.
3. Filipek T.: Przyrodnicze i antropogeniczne przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb. Nawozy i Nawożenie, 2001, **8**: 5-26.
4. Filipek T.: Dynamika antropogenicznych przyczyn zakwaszenia gleb w Polsce w ostatnich latach. Nawozy i Nawożenie, 2005, **23**: 67-83.
5. Filipek T., Fotyma M., Lipiński W.: Stan, przyczyny i skutki zakwaszenia gleb ornych w Polsce. Nawozy i Nawożenie, 2006, **27**: 7-38.
6. Filipek T., Skowrońska M.: Aktualnie dominujące przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce”. Acta Agroph., 2013, **20(2)**: 283-294.
7. Fotyma M., Igras J.: Narodowy program wapnowania gleb w polsce na lata 2007–2013 Studia i Raporty IUNG-PIB, 2006, **1**: 45-48.
8. Fotyma M., Igras J., Kopiński J., Podyma W.: Ocena zagrożeń nadmiarem azotu pochodzenia rolniczego w Polsce na tle innych krajów europejskich. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2010, **20**: 53-75.
9. Fotyma M., Zięba S.: Przyrodnicze i gospodarcze podstawy wapnowania gleb. Wyd. PWRiL, Warszawa, 1988, ss. 250.
10. Forecast of food, farming and fertilizer use 2015-2025: Fertilizers Europe, 2015, **1**, ss. 114.
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., (red.): Potas w produkcji roślinnej. Poznań: AR w Poznaniu, IPI, 2004.
13. Grzebisz W., Diatta J. B., Szczepaniak W.: Produkcyjne i ekologiczne uwarunkowania wapnowania gleb gruntów ornych. Nawozy i Nawożenie, 2006, **27**: 69-85.
14. Grzebisz W., Diatta J. B., Szczepaniak W.: Produkcyjne i ekologiczne uwarunkowania wapnowania gleb gruntów ornych. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2013, **34(8)**: 19-26.
15. Grzebisz W., Szczepaniak W., Diatta J. B.: ABC wapnowania gleb uprawnych. Wyd. AR Poznań, 2005, ss. 36.
16. GUS, ZWS, Ochrona środowiska. Warszawa, 2012-2016.
17. GUS.. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich. Warszawa, 2003-2016.
18. GUS: Rocznik Statystyczny RP. Warszawa, 2006-2016b. ISSN 1506-0632 ss. 900.

19. GUS. Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2002/2003...2015/2016. Warszawa, 2003-2016.
20. GUS. Użytkowanie gruntów, powierzchnia zasiewów i pogłowie zwierząt gospodarskich. Warszawa, 2001-2016.
21. Harasim A.: Przewodnik ekonomiczno-rolniczy w zarysie. IUNG-PIB Puławy, 2006, ss. 171.
22. Igras J., Kopiński J., Matyka M., Ochal P.: Zużycie nawozów mineralnych w Polsce w układzie regionalnym. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2010, **25**: 9-19.
23. Jadczyż T.: Ocena zrównoważenia gospodarki nawozowej w Polsce. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2012, **29**: 135-142
24. Jadczyż T., Maćkowiak Cz., Kopiński J.: Model SFOM narzędziem symulowania ilości i jakości nawozów organicznych. Pam. Puł., Puławy, 2000, **120/I**: 169-177.
25. Jadczyż T., Ochal P.: Zakwaszenie gleb i potrzeby wapnowania. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2013, **34(8)**: 9-18.
26. Kulawik J., Kagan A., Wieliczko B.: Czy równe dopłaty bezpośrednie w UE byłyby sprawiedliwe? 2012, http://www.ierigz.waw.pl/download/5511-Kulawik_Kagan_Wieliczko.pdf (Data dostępu 11.01.2013).
27. Kopiński J.: Bilans azotu brutto, jako agrośrodowiskowy wskaźnik zmian oddziaływania produkcji rolniczej na środowisko. Metodologia, wyniki bilansu na poziomie NUTS-0, NUTS-2. Monografie i rozprawy naukowe IUNG-PIB, 2017 (w opracowaniu do druku).
28. Kopiński J.: Ocena zmian efektywności wykorzystania azotu w produkcji rolniczej Polski. Roczn. Nauk. SERiA, 2017, **19(1)**: 88-94.
29. Kopiński J.: Stopień polaryzacji intensywności i efektywności produkcji rolniczej w Polsce w ostatnich 10 latach. Roczn. Nauk. SERiA. 2013, **15(1)**: 97-103.
30. Kopiński J.: Tendencje zmian intensywności produkcji rolniczej w Polsce w aspekcie oddziaływań środowiskowych. Zesz. Nauk. SGGW, ser. Probl. Rol. Świat, Warszawa, **11(4)**: 95-104.
31. Kopiński J., Nieróbcza A., Ochal P.: Ocenę wpływu warunków pogodowych i zakwaszenia gleb w Polsce na kształtowanie produktywności roślinnej. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. 2013, t. 13, z. **2(42)**: 53-63.
32. Klepaczki B.: Wybrane pojęcia z zakresu organizacji gospodarstw, produkcji i pracy w rolnictwie. SGGW, Warszawa, 1997, ss. 148.
33. Krasowicz S.: Regionalne zróżnicowanie zmian w rolnictwie polskim. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2009, **15**: 9-36.
34. Krasowicz S., Górski T., Budzyńska K., Kopiński J.: Charakterystyka rolnicza obszaru Polski. W: Udział polskiego rolnictwa w emisji związków azotu i fosforu do Bałtyku. Wyd. IUNG-PIB, MIR. 2009: 37-104.
35. Lipiński W.: Odczyn gleb Polski. Nawozy i Nawożenie, 2005, **23**: 33-40.
36. Materiały konferencyjne.: Wapnowanie gleb – wyzwanie dla Polskiej gospodarki. Puławy, 26 września 2012.
37. Maćkowiak Cz., Żurek J., Kopiński J.: Polskie standardy nawozów organicznych – opracowanie modelowe. Synteza. Polish Standard Figures for Animal Manure. Agreement between the IUNG Puławy and the Danish Agricultural Advisory Centre, Skejby. Puławy, 1996.
38. Ochal P.: Wykorzystanie syntetycznego wskaźnika do oceny stanu agrochemicznego gleb w Polsce. Praca doktorska (maszynopis) IUNG-PIB, Puławy, 2011.
39. Ochal P.: Regeneracyjne wapnowanie gleb w Polsce. Instrukcja upowszechnieniowa nr 198, IUNG-PIB, Puławy, 2012.
40. Ochal P.: Wapnowanie podstawowym elementem dobrych praktyk rolniczych. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2014, **37(1)**: 9-18.

Adres do korespondencji:

dr Piotr Ochal
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 478 68 42
e-mail: pochal@iung.pulawy.pl

Agnieszka Rutkowska

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

ŚRODOWISKOWE SKUTKI NIEZRÓWNOWAŻONEGO NAWOŻENIA AZOTEM I POTASEM*

Słowa kluczowe: bilans potasu, bilans azotu, potas wymienny, potas niewymienny, klasy zawartości potasu

Wstęp

Niedobory potasu w glebach uprawnych uznaje się za drugi po zakwaszeniu czynnik ograniczający produkcję roślinną w Polsce. Naturalna zawartość potasu w glebach zależy od ich budowy mineralogicznej, zwłaszcza od zawartości minerałów ilastych. Wietrzenie minerałów prowadzące do uwolnienia potasu, jest procesem bardzo powolnym, dlatego też zaspokojenie potrzeb pokarmowych roślin i uzyskanie plonów odpowiadających potencjałowi siedliska wymaga stałego uzupełniania potasu w formie mineralnej, co najmniej na poziomie przewidywanego wyniesienia wraz z plonem. Od ponad dwudziestu lat potas jest najbardziej deficytowym składnikiem pokarmowym w polskim rolnictwie. Zgodnie z szacunkami GUS (12), zużycie nawozów potasowych w roku gospodarczym 2014/2015 wyniosło zaledwie 33,3 kg czystego składnika na 1 ha UR. Zużycie nawozów azotowych było natomiast ponad dwukrotnie większe i kształtowało się na poziomie 69 kg N·ha⁻¹ UR. Niekorzystny stosunek potasu do azotu jak również preferowanie wysokoplonujących odmian roślin uprawnych, pobierających duże ilości potasu powoduje, że proces ubożenia gleb postępuje dość szybko. Obecnie, udział gleb Polski o niskiej i bardzo niskiej zawartości tego składnika wynosi 42%. W pracy omówiono zależności pomiędzy azotem i potasem - składnikami wpływającymi na przebieg procesów fizjologicznych w roślinie oraz środowiskowe skutki niewłaściwej gospodarki tymi składnikami.

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

Glebowe zasoby potasu

Pierwotnym źródłem potasu dla roślin jest skała macierzysta. Gleby utworzone z utworów gliniastych, do których należą gliny piaszczyste, piaski gliniaste mocne, gliny i ropy, są naturalnie zasobne w potas. Gleby utworzone z utworów piaszczystych tj. piaski luźne, piaski słabo gliniaste, piaski gliniaste lekkie, wapienie oraz utwory organiczne (torfy), należą do ubogich w ten składnik. Prawie cały potas glebowy (90-98%) występuje w formie mineralnej, związanej (2). W procesach wietrzenia glinokrzemianów pierwotnych dochodzi do uwalniania kationów potasu. Przemiany glinokrzemianów zachodzą bardzo powoli, dlatego pomimo stosunkowo dużej zawartości potasu w warstwie ornej gleb uprawnych, w zakresie od 1000 do 25000 kg K·ha⁻¹, jedynie około 1% ogólnej jego ilości jest bezpośrednio dostępne dla roślin. Potas bezpośrednio dostępny w okresie wegetacji występuje w roztworze glebowym. Składnik potencjalnie dostępny dla roślin, tzw. potas przyswajalny pochodzi z zapasów, które uwalniają się stopniowo z wtórnych minerałów ilastych.

Wyróżnia się trzy podstawowe frakcje potasu w glebie:

- 1) frakcję mobilną (rozpuszczalną bądź aktywną), związaną z fazą ciekłą gleby – potas roztworu glebowego,
- 2) frakcję słabo mobilną – potas związany z minerałami ilastymi,
- 3) frakcję niemobilną (rezerwową) – potas strukturalny, związany w minerałach pierwotnych (13).

Stężenie K⁺ w roztworze glebowym zależy dynamiki procesów wiązania, tj. sorpcji wymiennej i niewymiennej oraz uwalniania z powierzchni koloidów mineralnych. Procesy wymiany jonu K⁺ pomiędzy fazami gleby są odwracalne, a zakłócenie stanu równowagi w roztworze glebowym wywołuje ruch kationów z fazy stałej gleby do roztworu glebowego i odwrotnie (15). Udział frakcji aktywnej w glebach stanowi z reguły mniej niż 1% całkowitej ilości tego składnika, co odpowiada około 100 kg K·ha⁻¹ w warstwie ornej. Jest to ilość zbyt mała, aby pokryć potrzeby wysoko plonujących roślin, jak rzepak czy burak cukrowy, które pobierają 250-400 kg K·ha⁻¹ rok. Największe stężenie potasu aktywnego występuje wiosną i zmniejsza się stopniowo w miarę wegetacji roślin.

Potas wymienny występuje jako uwodniony kation na powierzchniach zewnętrznych i krawędziach wtórnych minerałów ilastych oraz cząsteczek glebowej materii organicznej (10). Zależnie od warunków fizycznych środowiska, potas z kompleksu sorpcyjnego gleby uwalniany jest do roztworu glebowego. Proces ten zachodzi intensywnie w okresie wegetacji roślin. W glebach Polski ilość potasu wymiennego wzrasta w miarę zwiększania się zawartości cząstek ilastych w glebie (3).

Minerały ilaste, z których w Polsce przeważa illit, wiążą kationy K⁺ w przestrzeniach wewnętrznych na tyle silnie, że stają się one niedostępne dla korzeni roślin. Proces uwalniania K⁺ jest bardzo powolny, stąd potas związany z minerałami ilastymi określa się jako niewymienny (trudno wymienny, nieaktywny). W skład tej frakcji wchodzi

również część potasu zawartego w organicznej frakcji gleby. W warunkach małej dostępności formy aktywnej i wymiennej potasu, rośliny pobierają go efektywnie z formy niewymiennej. W glebach Polski udział potasu frakcji niewymiennej w ogólnej puli potasu glebowego jest największy.

W glebach średnich i ciężkich, zasobnych w potas, ponad 50% ogólnej ilości tego pierwiastka stanowi potas strukturalny (nieдоступny), występujący w formach niedostępnych dla roślin. Najbogatszym źródłem potasu strukturalnego są minerały pierwotne, takie jak skałenie czy miki. Proces wietrzenia minerałów glinokrzemianowych i krzemianowych zachodzi jednak bardzo wolno, zależnie od czynników środowiska, przede wszystkim temperatury, odczynu gleby, dostępności wody. W ciągu roku w następstwie zachodzących procesów wietrzenia uwalnia się średnio od 0,1% do 2% potasu.

Potencjał gleby do zaopatrzenia roślin w potas zależy w dużej mierze od zawartości cząstek ilastych a tym samym od kategorii agronomicznej gleby. Im większa zawartość cząstek <0,02 mm w glebie, tym większa zawartość potasu ogółem. Jednocześnie, wraz ze wzrostem zawartości cząstek ilastych, zmniejsza się udział form aktywnych, wymiennych i niewymiennych.

Pobieranie potasu przez rośliny

Rośliny pobierają kationy potasu z roztworu glebowego, którego stężenie wynosi od 5 mmol do ponad 10 mmol. Stężenie potasu w roślinie jest znacznie większe i waha się w granicach 100-200 mmol. Potas dociera do powierzchni korzeni głównie na drodze dyfuzji, z około 20% udziałem przepływu masowego. O bezpośrednim pobieraniu potasu przez roślinę, czyli o ilości kationów K^+ przepływających w jednostce czasu przez błonę cytoplazmatyczną komórki korzenia, decydują :

- stężenie potasu we floemie, które warunkuje ilościowe zapotrzebowanie pędów nadziemnych na ten składnik,
- stężenie kationów K^+ w wakuoli, decydujące o szybkości transportu jonów z komórki korzenia do ksylemu,
- szybkość przemieszczania jonów potasu z apoplastu korzenia przez błonę cytoplazmatyczną do cytoplazmy (4).

W roztworach o bardzo niskim stężeniu potasu, gdy w apoplaście korzenia stężenie jonów K^+ nie przekracza 0,5 mmol, potas pobierany jest aktywnie za pomocą nośników, zgodnie z krzywą HAS (ang. *high affinity transport system*), wbrew gradientowi elektrochemicznemu. W przypadku roztworów o wysokim stężeniu jonów K^+ , powyżej 0,5-1,0 mmol, transport jonów K^+ przez błonę cytoplazmatyczną przebiega zgodnie z krzywą LATS (ang. *low affinity transport system*), pasywnie, za pomocą białkowych kanałów jonowych, na zasadzie różnic potencjału elektrochemicznego, przy znacznie mniejszej wydajności nośników (8). Zatem o odżywieniu roślin potasem w większym stopniu decydują warunki środowiska aniżeli ich potrzeby pokarmowe (Tab. 1). O dostępności jonów K^+

w roztworze glebowym decyduje natomiast zawartość potasu w fazie stałej gleby (potencjał żywieniowy) oraz zawartość wody w glebie (szybkość transportu). Przy wzroście wartości obu ww. czynników następuje zwiększenie koncentracji K^+ w roztworze glebowym, co stwarza warunki do efektywnego pobierania potasu przez rośliny (11).

Tabela 1.

Czynniki kształtujące dostępność i pobieranie potasu przez rośliny uprawne

Czynnik	Warunki optymalnego pobierania potasu	Ograniczenia pobierania potasu
Środowiskowy		
Naturalna zasobność gleb	gleby gliniaste, bogate w illit	mała zawartość cząstek ilastych – im mniejsza zawartość, tym gleba uboższa w K
Materia organiczna	obecność resztek poźniwnych zawierających łatwo dostępny K	gleby organiczne ubogie w K
Odczyn gleby	optymalny zakres pH 5,5-7,2	problemy poza zakresem optymalnym
Wilgotność gleby	Optymalny zakres dla 70-90% PPW	gleby bardzo suche
Temperatura	Pobieranie zgodne z regułą Q_{10} , min. 15° C, max. 35° C	powyżej 30 (35) ° C
Warunki wzrostu korzeni	gleba wilgotna, a nawet mokra, brak zagęszczonych warstw gleby	niedobór wody w glebie, pH < 5,5
Żywieniowy		
Azot	azot w formie $N-NO_3^-$ stymuluje pobieranie potasu	silny antagonizm pomiędzy jonami NH_4^+ i K^+
Fosfor	gleby zasobne w P	niedobór ogranicza pobieranie K^+
Magnez	gleby umiarkowanie zasobne w Mg	nadmiar Mg ogranicza pobieranie K
Wapń	stymuluje pobieranie K do pH 6,0	konkurencja przy pH > 7,2
Mikroskładniki	mają wpływ, o ile stymulują wzrost systemu korzeniowego	nadmiar ogranicza pobieranie K

Źródło: Grzebisz, 2008 (8)

Przemiany potasu w glebie

Niezależnie od źródła pochodzenia, potas podlega w glebie następującym procesom: uwalnianiu w wyniku mineralizacji materii organicznej, adsorpcji lub desorpcji przez wtórne minerały ilaste, wiązaniu w glebie (fiksacja) oraz wymywaniu (13).

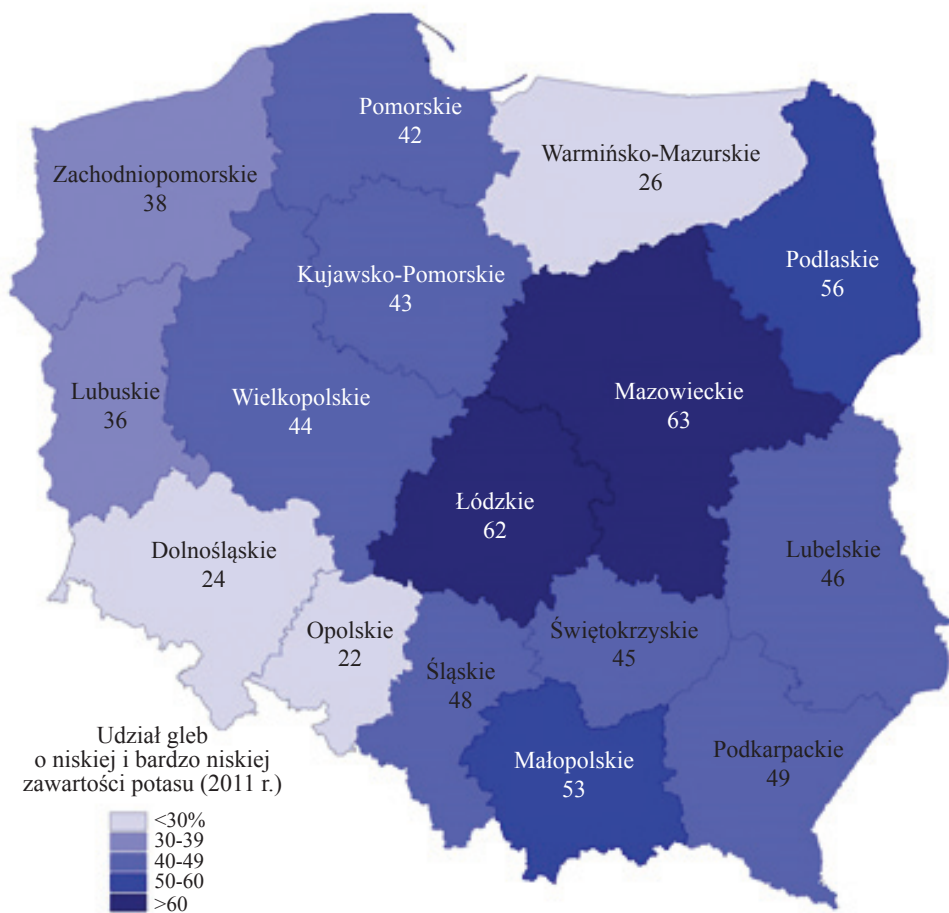
Procesy adsorpcji i desorpcji kationów potasu, czyli ich wymiana pomiędzy roztworem glebowym a kompleksem sorpcyjnym, zachodzą w sposób ciągły i są związane z przemieszczaniem się jonów K^+ pomiędzy fazą stałą i ciekłą gleby (14). Kationy potasu wiązane są słabymi siłami elektrostatycznymi na powierzchni minerałów ilastych lub silniejszymi na ich bocznych krawędziach. Do czynników wpływających na wymianę kationów należy zaliczyć: stężenie jonów K^+ w roztworze glebowym, ilość i rodzaj minerałów ilastych, stężenie kationów konkurujących

o miejsce wiązania oraz zawartość wody w glebie (16). W procesie pobierania jonów potasu przez rośliny lub podczas jego wymywania dochodzi do przemieszczania jonów K^+ z fazy stałej gleby do roztworu glebowego, aż do ustalenia się stanu równowagi pomiędzy fazami gleby. Kiedy stężenie potasu w roztworze glebowym wzrasta, np. w wyniku zastosowania nawozów potasowych, zachodzi proces odwrotny (1).

Desorpcja potasu w okresie wegetacji jest związana z pojawieniem się w roztworze glebowym kationów wodoru, które powstają w wyniku dysocjacji kwasu węglowego, kwasów organicznych oraz procesu nityfikacji, jak również jonów amonowych, powstających w efekcie mineralizacji organicznych związków azotu. Wapnowanie w okresie letnim, na skutek którego wzrasta stężenie kationów Ca^{2+} w roztworze glebowym, również powoduje uwalnianie jonów K^+ z glebowego kompleksu sorpcyjnego.

Fiksacja potasu, czyli jego uwstecznianie, polega na niewymiennym wiązaniu potasu przez cząstki gleby. Intensywność tego procesu warunkowana jest obecnością specyficznych miejsc wiązania kationów K^+ w strukturze minerału ilastego oraz jednoczesnym odwodnieniem jonu oraz minerału ilastego. Na skutek nagłej utraty wody z gleby dochodzi do trwałego zamknięcia odwodnionych kationów potasu między pakietami minerału ilastego. Intensywność procesu fiksacji zależy od warunków pogodowych oraz zasobności gleby, najbardziej nasiloną jest w okresie długotrwałych susz oraz na glebach wyjałowionych z potasu. W glebach nadmiernie wyczerpanych z potasu wymiennego, charakteryzujących się dużym potencjałem do fiksacji (np. gleby gliniaste), zachodzi proces uwsteczniania potasu z nawozów. Na tych glebach uwalnianie potasu z frakcji niewymiennej jest proporcjonalne do ilości potasu wymiennego (3). Doprowadzenie gleby do stanu znacznego wyczerpania z zasobów potasu wymiennego skutkuje jego uwstecznieniem, a w konsekwencji wiązaniem potasu wprowadzonego do gleby w nawozach. Część potasu wnoszonego w nawozach nie jest wówczas dostępna dla roślin w sezonie wegetacyjnym, w którym stosowano nawożenie. Dlatego na tak ubogich glebach, nawet przez 2-3 lata, nie obserwuje się działania stosowanego w nawozach potasu i zwiększenia plonu. Dopiero uzupełnienie potasu powyżej pewnej krytycznej zawartości sprawia, że nawóz potasowy działa plonotwórczo (4).

Straty potasu z gleb uprawnych zachodzą na skutek wymywania i erozji, kiedy nadmiar kationów K^+ nie zostanie związany przez koloidy glebowe (wymienne lub niewymienne). Gleby lekkie, dominujące w Polsce, charakteryzują się małym kompleksem sorpcyjnym, co sprzyja wymywaniu potasu, zwłaszcza w okresie zimowym. Jak podaje Grzebisz (4), straty potasu w Polsce na skutek wymywania mogą wynosić 40-50 kg $K \cdot ha^{-1}$. W skali kraju, 42% gleb charakteryzuje się niską i bardzo niską zawartością potasu. W województwach łódzkim i mazowieckim udział gleb o niskiej i bardzo niskiej zawartości tego składnika stanowi ponad 60%. Najmniejszą ilością gleb o takiej zasobności charakteryzują się województwa warmińsko-mazurskie, dolnośląskie i opolskie (Rys. 1).



Rys 1. Udział gleb o bardzo niskiej i niskiej zasobności w potas

Źródło: Jadczyzyn, opracowanie własne

Interakcja azotu i potasu w nawożeniu roślin uprawnych

Azot i potas są podstawowymi makroskładnikami decydującymi o wielkości oraz jakości plonu, pełnią jednak odmienne funkcje fizjologiczne w roślinie. Azot, będący składnikiem białek budujących strukturę komórkową oraz enzymów, występuje w roślinie w formie mineralnej, w postaci jonów NO_3^- jedynie w niewielkiej ilości. Potas, który jest koenzymem i regulatorem uwodnienia komórek, obecny jest w soku komórkowym wyłącznie w formie jonowej. Niedostateczne zaopatrzenie w ten składnik powoduje obniżenie zawartości wody, ogranicza wzrost komórek, a tym samym całość rośliny (6). Udowodniono, że zrównoważone nawożenie azotem i potasem zwiększa efektywność każdego z tych makroskładników w uprawie wielu

gatunków roślin (9). Dynamika nagromadzania suchej masy, azotu oraz potasu są ze sobą ściśle powiązane. Potas jest kationem towarzyszącym w transporcie azotanów w ksylemie, przez co w znacznym stopniu wpływa na gospodarkę azotową rośliny (5, 7). Tempo nagromadzania potasu przez rośliny zależy natomiast w dużym stopniu od poziomu nawożenia azotem. Przy dużych dawkach azotu rośliny pobierają więcej zarówno azotu, jak i potasu.

W uprawie roślin polowych zasadnicze znaczenie ma właściwy rozwój liści, które odpowiadają za absorpcję energii słonecznej potrzebnej do nagromadzania suchej masy, co przekłada się na wielkość plonu. Właściwe zaopatrzenie w azot powoduje wytworzenie większej liczby komórek tworzących liście, o większej objętości. Ponieważ zasadniczą część komórek stanowi woda wakuolarna, lepsze zaopatrzenie w azot skutkuje zmagazynowaniem większej ilości wody w tkankach. Zwiększone uwodnienie tkanek pociąga za sobą konieczność utrzymania właściwego potencjału osmotycznego oraz turgoru, za który odpowiada przede wszystkim potas.

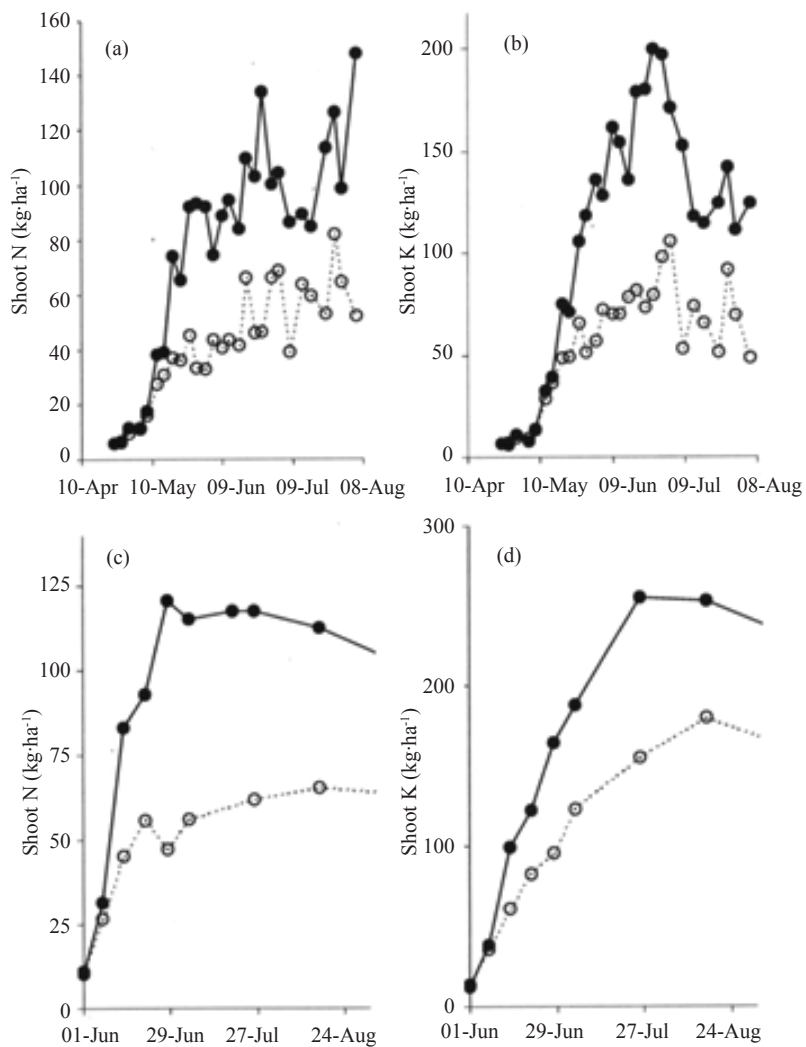
Badania przeprowadzone w Rothamsted (9) wykazały, że zwiększenie poziomu nawożenia jęczmienia z 48 kg N/ha do 144 kg N·ha⁻¹ powodowało nie tylko wzrost pobrania azotu, ale również potasu. Podobne zależności wystąpiły w przypadku buraka, pod który stosowano 0 i 120 kg N·ha⁻¹ (Rys. 2).

Material i metody

Oceny wieloletniego wyczerpywania gleb ze składników pokarmowych dokonuje się w oparciu o doświadczenia wieloletnie. Badania nad skutkami wieloletniego wyczerpywania gleb z potasu, zależnie od poziomu nawożenia azotem prowadzono w latach 2003-2013 w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym IUNG-PIB w Grabowie (woj. mazowieckie). Dwuczynnikowe doświadczenie polowe założono na glebie wytworzonej na glinie lekkiej. Wyjściowa zawartość składników pokarmowych wyniosła: 16 mg P₂O₅, 12 mg K₂O i 5,05 mg MgO·100g⁻¹ gleby. Czynniki doświadczenia były:

I – nawożenie potasem: w optymalnej dawce - obiekt K plus oraz bez stosowania potasu- obiekt K minus

II – nawożenie azotem na sześciu poziomach, zleżenie od gatunku uprawianej rośliny.



Rys. 2. Pobranie azotu i potasu przez jęczmień i burak zależnie od poziomu nawożenia, a) jęczmień - 48 kg N·ha⁻¹, b) jęczmień - 144 kg N·ha⁻¹, c) burak - 0 kg N·ha⁻¹, d) burak - 120 kg N·ha⁻¹

Źródło: Milford i Johnson, 2007 (9)

W zmianowaniu uprawiano następujące rośliny: rzepak ozimy, pszenica ozima, kukurydza na ziarno, jęczmień jary. Doświadczenie prowadzono czterema polami równocześnie. W obiekcie K plus stosowano następujące dawki K_2O : pod rzepak – $130 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, pod pszenicę – $90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, pod kukurydzę – $140 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ oraz pod jęczmień – $70 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Zarówno w obiekcie K plus jak i K minus stosowano takie samo nawożenie pozostałymi składnikami pokarmowymi, zgodnie z zaleceniami nawozowymi IUNG-PIB. Dawki nawozów azotowych podano w tabeli 2.

Tabela 2

Dawki azotu stosowane w doświadczeniu (II czynnik)

Obiekt	Rzepak ozimy	Pszenica ozima	Kukurydza	Jęczmień jary
	kg N · ha ⁻¹			
N0	0	0	0	0
N1	50	40	50	30
N2	100	80	100	60
N3	150	120	150	90
N4	200	160	200	120
N5	250	200	250	150

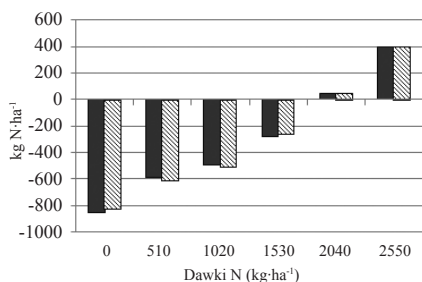
Źródło: opracowanie własne

Jako miarę środowiskowych skutków niezrównoważonego nawożenia azotem i potasem przyjęto bilanse tych składników pokarmowych w okresie 12-letnim oraz zmiany zawartości przyswajalnych form potasu w warstwie ornej gleby.

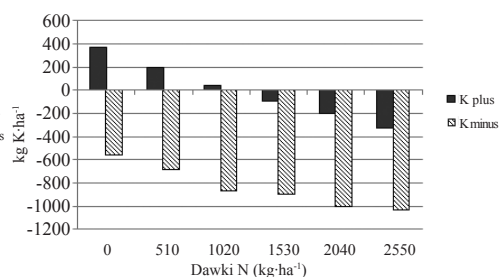
Bilanse składników pokarmowych

Bilanse N i K sporządzono za okres 12 lat metodą „na powierzchni pola” uwzględniając po stronie przychodów ilości składników wnoszonych w nawozach, a po stronie rozchodów ilości wynoszone z plonami głównymi i ubocznymi. Całkowite dawki azotu, stosowane przez okres 12 lat pod poszczególne rośliny w zmianowaniu wyniosły odpowiednio: N0 – 0, N1 – 510, N2 – 1020, N3 – 1530, N4 – 2040, N5 – 2550 $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Całkowita dawka potasu w obiekcie K plus, zastosowana w tym okresie wyniosła $1095 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$, w obiekcie K minus – $0 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$.

W warunkach optymalnego zaopatrzenia roślin w potas, ze względu na większe wartości pobrania N przez rośliny, najsilniej ujemny bilans azotu wystąpił w obiekcie kontrolnym, w którym nie stosowano nawozów azotowych. Dodatkowo saldo bilansu azotu $+38 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ uzyskano przy poziomie nawożenia N5 i N6, niezależnie od tego czy stosowane było nawożenie potasem czy też nie (Rys. 3).



Rys. 3. Bilans azotu za 12 lat zależnie od poziomu nawożenia azotem i potasem



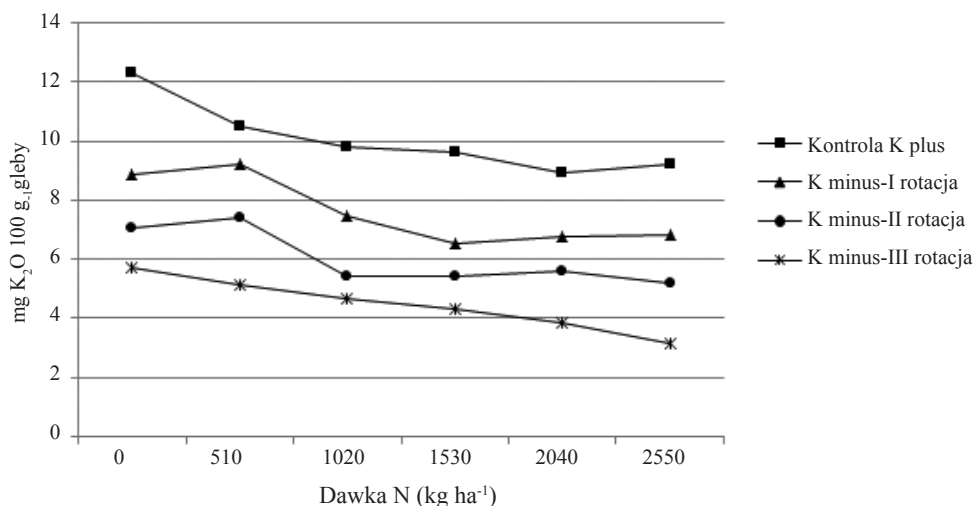
Rys. 4. Bilans potasu za 12 lat zależnie od poziomu nawożenia azotem i potasem

Źródło: opracowanie własne

W obiekcie, w którym stosowano nawożenie potasowe (K plus), zrównoważony bilans K uzyskano w zakresie dawek N0 - N3 (rys. 4). Przy całkowitej dawce 1020 kg·N ha⁻¹, bilans potasu wyniósł +30 kg K·ha⁻¹. W warunkach uprawy roślin bez stosowania nawozów zawierających potas, przy tym samym poziomie nawożenia azotem saldo bilansu wyniosło -865 kg K ha⁻¹, co oznacza, że w skali jednego, pełnego zmianowania, wynoszono z plonami roślin 288 kg K ha⁻¹. Dla porównania, w obiekcie N5, z największą dawką azotu, za okres trzech pełnych rotacji, saldo bilansu potasu sięgnęło -1032 kg K ha⁻¹ czyli po każdej rotacji wynoszono z plonami roślin średnio 344 kg K ha⁻¹ nie uzupełniając tej ilości składnikiem w nawozach.

Zmiany zawartości potasu przyswajalnego w glebie

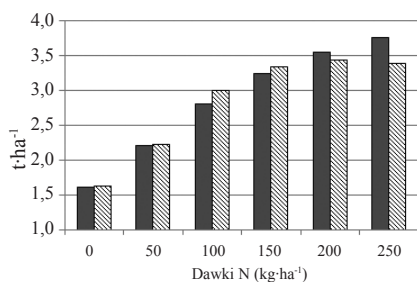
Zmiana zawartości potasu przyswajalnego w warstwie ornej gleby ściśle zależała od poziomu nawożenia azotem (rys. 5). W okresie 12 lat doświadczenia, na skutek znacznego wynoszenia tego składnika z plonami roślin (słoma corocznie jest zbierana z pola) zawartość potasu przyswajalnego w obiekcie bez nawożenia azotem spadła ze 12,5 mg K₂O·100g⁻¹ gleby (klasa zawartości średniej) do 5,73 mg K₂O·100g⁻¹ gleby (klasa zawartości niskiej). W obiekcie z największą, stosowaną w doświadczeniu dawką N, zawartość przyswajalnych form potasu spadła prawie czterokrotnie – do 3,14 mg K₂O·100 g⁻¹ gleby, co kwalifikuje do klasy bardzo niskiej, nieakceptowalnej ze względów ekologicznych.



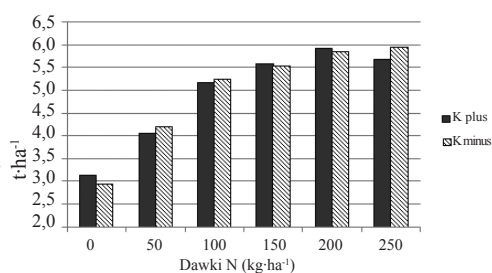
Rys. 5. Zmiana zawartości przyswajalnych form potasu w glebie zależnie od poziomu nawożenia azotem
Źródło: opracowanie własne

Plonowanie roślin

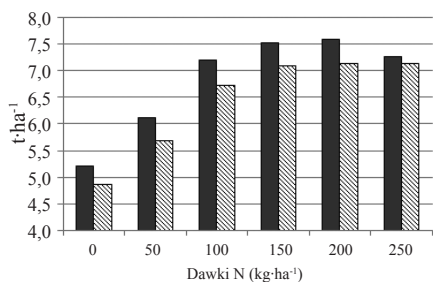
Nie udowodniono istotnego wpływu stopniowego wyczerpywania gleby z potasu na plonowanie roślin w kolejnych rotacjach. Wielkość plonów ziarna lub nasion uprawianych roślin zależała od przebiegu pogody w poszczególnych latach. Niemniej jednak, w obiekcie bez nawożenia potasem istotnie słabiej plonowały kukurydza i jęczmień. Na rysunkach 6-9 przedstawiono średnie za lata 2003-2014 plony uprawianych roślin.



Rys. 6. Plony nasion rzepaku ozimego

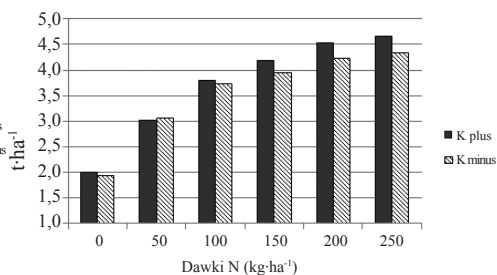


Rys. 7. Plony ziarna pszenicy ozimej



Rys.8. Plony ziarna kukurydzy

Źródło: opracowanie własne



Rys.9. Plony ziarna jęczmienia jarego

Podsumowanie

System doradztwa nawozowego w Polsce zakłada optymalne zaopatrzenie roślin we wszystkie składniki pokarmowe, przy uregulowanym odczynie gleby. Przy znacznym zubożeniu gleby w potas, który pobierany jest w dużych ilościach przez rośliny uprawne, dalsze dążenie do utrzymania zrównoważonego bilansu azotu może prowadzić do zaburzenia funkcji fizjologicznych rośliny oraz redukcji plonu. Doprowadzenie gleby do stanu znacznego wyczerpania z zasobów potasu wymiennego skutkuje jego uwstecznieniem, a w konsekwencji wiązaniem potasu wprowadzonego do gleby w nawozach. Przez pierwsze 2-3 lata po zastosowaniu nawozów potasowych, składnik ten nie będzie wykazywał działania plonotwórczego. Należy zatem podkreślić, że w nawożeniu integrowanym, ważne jest nie tylko dostarczenie roślinom uprawianym na danym polu składników pokarmowych w ilości niezbędnej do wytworzenia oczekiwanego plonu o pożądanej jakości, ale również utrzymanie agronomicznie pożądanych i ekologicznie akceptowalnych rezerw składników pokarmowych.

Literatura

1. Bar Tal A.: The effects of nitrogen form on interaction with potassium, 2011. Research Findings: e-icf No 29, December 2011.
2. Bertsch P. M., Thomas G. W.: Potassium status of temperate region soils: In R.D. Munson (ed.), Potassium in agriculture. American Society of Agronomy, Madison, WI. 1985: 131-162.
3. Foty ma M.: Potas w agrosystemach, Nawozy i Nawożenie, Fertilizers and Fertilization, 2011, **45**: 5-79.
4. Grzebisz W.: Nawożenie roślin uprawnych.2. Nawozy i systemy nawożenia. PWRiL, Poznań, 2008.
5. Jiang F., Li C.J., Jeschke W.D., Zhang F.S.: Effect of top excision and replacement by 1-naphthylacetic acid on partition and flow of potassium in tobacco plants. J. Exp. Bot., 2001, **52**: 2143-2150.
6. Kopcewicz J., Lewak S. (Red.): Fizjologia roślin, PWN, Warszawa. 2012: 239-241.
7. Lu Y.X., Li C.J., Zhang F.S.: Transpiration, potassium uptake and flow in tobacco as affected by nitrogen forms and nutrient levels. Ann. Bot., 2005: **95**: 991-998.
8. Mengel K., Kirkby E.A.: Principles of plant nutrition., 3rd edition., International Potash Institutur, Bern, 1982.

-
9. Milford G.F.J., Johnson A. E.: Potassium and nitrogen interactions in crop production. Proceedings 615, International Fertilizers Society, York, 2007: 4-14.
 10. Ranjbar F., Jalali M.: Calcium, Magnesium, Sodium, and Potassium Release during Decomposition of Some Organic Residues, Commun. Soil. Sci. Plan., 2012, **43**, Issue 4: 645-659.
 11. Rodriguez - Navarro A., Rubio F.: High affinity potassium and sodium transport systems in plants, J. Exp. Bot., 2006, **57**, No. 5: 1149-1160.
 12. Rocznik Statystyczny Rolnictwa, GUS, Warszawa 2016, 137-138.
 13. Römheld V., Kirkby E. A.: Research on potassium in agriculture: needs and prospects, Plant and Soil, 2010, **335**: 155-180.
 14. Sparks D. L.: Potassium dynamics in soils. Adv. Soil Sci., 1985, **6**: 1-63.
 15. Sparks D. L.: Bioavailability of soil potassium, D- 38-D-52. In M.E. Sumner (ed.) Handbook of Soil Science, CRS, Press, Boca Raton, FL. 2000.
 16. Sparks D. L., Huang P. M.: Physical chemistry of soil potassium: 201-276. In R.D. Munson (ed.). Potassium in agriculture. American Society of Agronomy Madison WI. 1985.
-

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

Alicja Pecio

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

EFEKTYWNOŚĆ WYKORZYSTANIA AZOTU – SPOSOBY WYZNACZANIA ORAZ ZASTOSOWANIE W BADANIACH ROLNICZYCH*

Słowa kluczowe: wskaźniki wykorzystania azotu, NUE, definicje, sposoby wyznaczania, pszenica, systemy uprawy roli, warunki glebowe, efektywność wykorzystania azotu

Wstęp

Azot jest ważnym pierwiastkiem w życiu wszystkich organizmów, ale nadmierne jego ilości mogą być szkodliwe dla ekosystemów i potencjalnie dla zdrowia człowieka (11, 20, 21). Właściwa gospodarka źródłami azotu ma zatem istotne znaczenie, szczególnie w rolnictwie, gdzie wypełnia zarówno cele produkcyjne, przyczyniając się do wzrostu plonu roślin uprawnych, jak i środowiskowe – poprzez ograniczanie strat azotu. Wiedza na temat przemian i wykorzystania azotu przez rośliny uprawne, jest niezbędna zarówno rolnikom, jak i decydentom.

Podstawowym wskaźnikiem stosowanym w rolnictwie jest Efektywność Wykorzystania Azotu (ang. *Nitrogen Use Efficiency, NUE*). Wskaźnik ten, stosowany do oceny systemów produkcji roślinnej, uwzględnia zarówno wielkość produkcji, jak i bezpieczeństwo środowiskowe (2, 4, 5, 6, 13, 14, 16). NUE wyznaczany był w badaniach rolniczych według różnych koncepcji i założeń, jednakże nie sprecyzowano jednolitej metodyki jego wyliczania i wykorzystania w praktyce. W Polsce badania nad wykorzystaniem wskaźnika NUE prowadzili m.in. F o t y m a (7) oraz P o t a r z y c k i (19).

Celem pracy była próba usystematyzowania dotychczas stosowanych metod określania wskaźnika wykorzystania azotu oraz przedstawienie przykładów jego wykorzystania w badaniach rolniczych.

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

NUE według Nitrogen Expert Panel

Najbardziej uniwersalną i łatwą do zastosowania wersję wskaźnika NUE zaproponował EU Nitrogen Expert Panel (18). Wskaźnik ten wyznaczany jest na podstawie ilości azotu wnoszonego i wynoszonego z systemu według następującego wzoru: $NUE = N \text{ output} / N \text{ input}$. W systemach produkcji roślinnej uwzględniany jest azot wynoszony wraz z plonem rośliny uprawnej, a w systemach produkcji zwierzęcej – w mleku, mięsie jajkach i/lub w wełnie, w produkcji mieszanej – w jednych i drugich. W systemach rolniczych azot może być tracony m.in. w wyniku strat gazowych czy poprzez wymywanie azotanów do wód gruntowych. Część składnika czasowo gromadzona jest w glebie i może być wykorzystywana przez rośliny następcze.

Wskaźnik NUE, definiowany jako iloraz ilości azotu wynoszonego wraz z plonem i azotu wnoszonego, zależy od systemu rolniczego i sposobu zarządzania tym systemem. W systemach produkcji roślinnej NUE zależy od gatunku uprawianej rośliny i zmianowania, zabiegów agrotechnicznych, żyzności gleby i warunków środowiskowych (klimat, geomorfologia, itp.). NUE można określać w skali całego zmianowania, a przypadku stosunkowo stałych w czasie systemów możliwe są szacunki roczne. Wartość NUE jest wyrażana w procentach lub jako frakcja masy ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), natomiast ilość N wnoszonego ($N \text{ input}$) i N wynoszonego z plonem ($N \text{ output}$) oraz nadwyżkę bilansową N ($N \text{ surplus}$) wyraża się w $\text{kg ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Zgodnie z ustaleniami Nitrogen Expert Panel, w systemie produkcji rolniczej można wyróżnić cztery zakresy wartości wskaźnika NUE:

- $NUE < 90\%$ - ryzyko wyczerpywania gleb z azotu na skutek zbyt dużego pobrania azotu z plonem
- $NUE 50-90\%$, wielkość pobrania azotu z plonem $> 80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, nadwyżka bilansowa $< 80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ – wartość pożądana w systemie produkcji rolniczej,
- $NUE 50-90\%$, wielkość pobrania azotu z plonem $< 80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, nadwyżka bilansowa $< 80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ – wielkość plonów limitowana niedostatecznym pobraniem azotu,
- $NUE < 50\%$ - niedostateczne wykorzystanie azotu przez rośliny.

NUE zwiększa się wraz ze wzrostem ilości azotu wynoszonego wraz z plonem i/lub zmniejszaniem ilości azotu wnoszonego do systemu.

Wskaźnik NUE może być wykorzystywany zarówno w celach praktycznych, jak i strategicznych w skali systemów rolniczych oraz żywieniowych. Jednolita i łatwa do zastosowania koncepcja umożliwia porównania zarówno pomiędzy systemami, jak i krajami, latami itp. Możliwe jest również jego stosowanie w ocenie zabiegów agrotechnicznych w doświadczeniach polowych.

Klasyfikacja metod określania NUE

Według Cassman i in. (3) wskaźniki i metody określania efektywności, z jaką azot jest wykorzystywany przez rośliny można podzielić na dwie grupy:

1. Metoda bezpośrednia opiera się o znakowanie badanego nawozu izotopem ^{15}N , co umożliwia określenie ilości azotu pobieranego przez roślinę w okresie wegetacji i zakumulowanego w plonie końcowym, pozostającego w glebie oraz strat azotu z systemu gleba-roślina. Możliwe jest także określenie ilości azotu pobieranego przez roślinę następczą. Wynik jest najczęściej wyrażany w procentach. Badania z zastosowaniem izotopu ^{15}N są drogie i nie są często stosowane. Stanowią jednak najlepsze szacunki efektywności wykorzystania azotu.
2. Metoda różnicy – polega na porównaniu plonu lub pobrania składnika przez rośliny w obiekcie nawożonym azotem i w obiekcie kontrolnym (bez nawożenia).. Wskaźnik NUE, wyrażany najczęściej w procentach, można określać na dwa sposoby:
 - a) z uwzględnieniem przyrostu plonu końcowego na jednostkę azotu zastosowanego w nawozach według wzoru:

$$\text{NUE} = (Y_N - Y_0)/F_N$$

gdzie: Y_N i Y_0 oznaczają plon rośliny uprawnej odpowiednio w poletkach nawożonych i nie nawożonych, F_N – ilość zastosowanego azotu, wszystko w kg ha^{-1} . Wskaźnik jest często określany jako „Efektywność rolnicza zastosowanego azotu” (ang. *agronomic N efficiency*),

- b) z uwzględnieniem wzrostu pobrania azotu na jednostkę azotu zastosowanego w nawozach, według wzoru:

$$\text{NUE} = (U_N - U_0)/F_N$$

gdzie: U_N i U_0 oznaczają pobranie azotu przez uprawiane rośliny na poletkach nawożonych i nie nawożonych, w kg ha^{-1} . Wskaźnik jest określany wtedy jako „Wykorzystanie” lub „Efektywność wykorzystania azotu z nawozów” (ang. *crop recovery efficiency of applied N*).

Często jako Nitrogen Use Efficiency (NUE) określa się tzw. Produktywność cząstkową zastosowanego azotu PFP (ang. *Partial Factor Productivity*). Wskaźnik ten wyrażany jest w $\text{kg plonu końcowego na kg azotu zastosowanego w nawozach}$:

$$Y_N / F_N, \text{ gdzie } Y_N \text{ i } F_N \text{ oznaczono jak wyżej,}$$

Jednym ze stosowanych wskaźników jest również tzw. Efektywność fizjologiczna zastosowanego azotu (ang. *Physiological N Efficiency*), wyrażana w $\text{kg przyrostu plonu na kg azotu pobranego przez roślinę}$, obliczana jest według wzoru:

$$(Y_N - Y_0) / (U_N - U_0), \text{ gdzie } Y_N, Y_0, U_N, U_0 \text{ jak wyżej.}$$

Molli i in. (15) zdefiniowali NUE jako plon ziarna przypadający na jednostkę azotu dostępnego w glebie (w tym pozostałości N w glebie oraz N zastosowany w nawozach).

Określenie „azot dostępny” obejmuje zatem co najmniej dwa źródła azotu, w tym azot glebowy i azot z nawozów. Pierwsze źródło jest trudne do skwantyfikowania i jego miarą jest zwykle ilość azotu zgromadzonego przez rośliny na poletkach nie nawożonych. Dobrą miarą azotu z tego źródła jest zawartość azotu mineralnego w profilu glebowym. Drugie źródło, tj. azot z nawozów, jest to ilość azotu zastosowana w nawozach pod aktualnie uprawianą rośliną w czasie jej sezonu wegetacyjnego.

Według tych autorów NUE obejmuje dwa wskaźniki:

1. **Efektywność pobierania azotu NupE** (ang. *N uptake efficiency*), czyli zdolność rośliny do pobierania azotu z gleby w formie jonów azotanowych lub amonowych
2. **Efektywność wykorzystania azotu NutE** (ang. *N utilization efficiency*), czyli zdolność rośliny do wykorzystania azotu w produkcji ziarna.

Potarzycki (19) wyróżnił ponadto trzeci wskaźnik definiowany jako:

3. **Efektywność remobilizacji azotu NreE** (ang. *N remobilization efficiency*) tj. udział azotu zgromadzonego w roślinie przed kwitnieniem w puli azotu zawartego w końcowym plonie ziarna.

Określenie wskaźników wykorzystania azotu wymaga właściwego zdefiniowania elementów takich jak: biomasa rośliny B (ang. *plant biomass*), plon ziarna GY (ang. *grain yield*), całkowite pobranie azotu N_{tup} (ang. *N total uptake*), całkowita ilość dostępnego azotu N_{tsp} (ang. *total N supply*), ilość azotu dostępnego w glebie N_{sp} (ang. *soil N supply*), azot zastosowany w nawozach N_f (ang. *fertilizer N applied*). Ogólne wzory opisujące podstawowe wskaźniki przedstawiono poniżej:

- 1) **Efektywność pobierania azotu** z gleby i nawozów, *N uptake efficiency*:

$$Nup E = \frac{N_{tup}}{N_{tsp}} = \frac{Total\ N\ uptake}{Total\ N\ supply} = \frac{Całkowite\ pobranie\ N}{Całkowita\ ilość\ dostępnego\ azotu}$$

- 2) **Efektywność wykorzystania azotu** pobranego z gleby i nawozów, *N utilization efficiency*:

$$Nut E = \frac{GY}{N_{tup}} = \frac{Grain\ yield}{Total\ N\ uptake} = \frac{Plon\ ziarna}{Całkowite\ pobranie\ N}$$

W przypadku możliwości zastosowania danych eksperymentalnych, wskaźniki te mogą przyjąć praktyczną formę określającą efektywność azotu zastosowanego w nawozach:

- Efektywność rolnicza nawożenia**, *Agronomic N efficiency*:

$$A_{NE} = \frac{GY(N_f) - GY(N_0)}{N_f} \quad (\text{kg ziarna} \cdot \text{kg Nf}^{-1})$$

- Efektywność fizjologiczna**, *Physiological N efficiency*:

$$P_{NE} = \frac{GY(N_f) - GY(N_0)}{N_{tup}(N_f) - N_{tup}(N_0)} \quad (\text{kg ziarna} \cdot \text{kg Nf}^{-1})$$

Współczynnik wykorzystania azotu z nawozów, Nitrogen apparent recovery:

$$N_{AR} = \frac{N_{tup}(Nf) - N_{tup}(N0)}{Nf} 100, \% \text{ lub } N_{AR} = \frac{P_{NE}}{A_{NE}}$$

gdzie: GY – plon ziarna (*grain yield*) wyrażony w $kg \cdot ha^{-1}$, N0 – poletko nienawożone, Nf – poletko nawożone

3) Trzeci wskaźnik, Efektywność remobilizacji azotu, N remobilization efficiency NreE, obejmuje zestaw wskaźników opisujących wykorzystanie azotu (*nitrogen economy*) przez roślinę uprawną w okresie wypełniania ziarna:

Remobilizacja azotu, nitrogen remobilization:

$$NR = Nat - Nhvv, (kg \cdot ha^{-1})$$

Efektywność remobilizacji azotu, nitrogen remobilization efficiency:

$$NRE = \frac{NR}{Nat} 100, (\%)$$

Zyski lub straty azotu po kwitnieniu, post-anthesis nitrogen gains or losses:

$$PANU = Nhvtot - Nat, (kg \cdot ha^{-1})$$

Efektywność pobrania azotu po kwitnieniu, efficiency of post-anthesis nitrogen uptake:

$$PANUE = \frac{PANU}{Nat} 100, (\%)$$

Indeks żniwny azotu, nitrogen harvest index:

$$NHI = \frac{Nhvg}{Nhvtot} 100, (\%)$$

gdzie: Nat - zawartość azotu w roślinie w fazie kwitnienia,
 Nhvv - zawartość azotu w wegetatywnych częściach roślin w fazie kwitnienia,
 Nhvtot – całkowita zawartość azotu w roślinie w fazie dojrzałości,
 Nhvg – zawartość azotu w ziarnie.

NUE różnych gatunków roślin

F o t y m a (8) w swoich badaniach zwróciła uwagę na zróżnicowanie wykorzystania azotu pobieranego z gleby i nawozów zależnie od gatunku uprawianej rośliny. Wiąże się to z różnym zapotrzebowaniem na ten składnik w procesach wzrostu, rozwoju i nagromadzania masy roślin. W tabeli 1 zamieszczono wartości wskaźników efektywności nawożenia azotem i wykorzystania azotu pobranego przez plon pszenicy ozimej i jarej. Podobną terminologię i ocenę efektywności nawożenia azotem stosowano wcześniej w pracach M o l l a (15), N o v o a (17) oraz H u g g i n s a (12), a także F o t y m y i n . (7, 9, 10).

- **Indeks żniwny azotu N_{Iz}** (ang. *harvest index N*) wyrażono w procentach jako stosunek ilości azotu w ziarnie pszenicy do całkowitej ilości azotu w roślinie w fazie dojrzałości. Średnia wartość indeksu dla pszenicy ozimej wynosiła 76, a dla jarej 78. Wartość indeksu pszenicy ozimej zmniejszała się w miarę wzrostu dawek tego wskaźnika. Natomiast indeks żniwny azotu pszenicy jarej nie zależał od wielkości zastosowanych dawek N.

- **Efektywność wykorzystania azotu pobranego z gleby i nawozów Wgn** (ang. *Nitrogen utilization efficiency*) przez pszenicę ozimą i jarą obliczono z ilorazu plonu ziarna i całkowitej ilości azotu w roślinie w fazie dojrzałości. Przeciętna wartość tego wskaźnika wynosiła dla pszenicy ozimej 46, a dla jarej 41 kg ziarna na 1 kg pobranego azotu i zależała od wielkości zastosowanej dawki nawozów. W miarę wzrostu dawek azotu obserwowano spadek wartości Wgn .

- **Efektywność rolnicza nawożenia Ae** (ang. *Agronomic efficiency*) jest miarą produkcyjnej skuteczności nawożenia i wyraża przyrost plonu ziarna w kg na jednostkę azotu zastosowanego w nawozach. Efektywność rolnicza nawożenia azotem pszenicy ozimej i jarej zmniejszała się w miarę wzrostu dawek azotu. Przeciętna wartość tego wskaźnika wynosiła dla pszenicy ozimej 27,1, a dla jarej 20,5 kg ziarna na 1 kg N zastosowanego w nawozach.

- **Efektywność fizjologiczna Fe** (ang. *physiological efficiency*) jest miarą fizjologicznej skuteczności nawożenia, rozumianej jako przyrost plonu ziarna na jednostkę azotu pobranego przez rośliny z nawozów. Efektywność fizjologiczna nawożenia jest zawsze większa od efektywności rolniczej. Dla pszenicy ozimej średnia wartość wynosiła 31,9, a dla jarej 30,3 kg ziarna na 1 kg azotu pobranego przez roślinę z nawozów. Wartość tego wskaźnika zależała od wielkości zastosowanych dawek azotu i zmniejszała się w miarę ich wzrostu.

- **Współczynnik wykorzystania azotu z nawozów Wn** (ang. *Apparent recovery fraction*) może być wyliczony z ilorazu efektywności rolniczej i fizjologicznej albo z ilorazu ilości azotu pobranego z nawozów i ilości azotu zastosowanego w nawozach. Wskaźnik ten wyraża się w procentach. Współczynniki wykorzystania azotu z nawozów były wysokie. Niezależnie od wielkości zastosowanych dawek wynosiły dla pszenicy ozimej 85%, a dla jarej 67%.

Tabela 1

Wskaźniki efektywności nawożenia azotem pszenicy ozimej i jarej

Dawka N kg·ha ⁻¹	N ₁₂ (%)	Wgn kg·kg ⁻¹	Ae kg·kg ⁻¹	Fe kg·kg ⁻¹	Wn (%)
Pszenica ozima					
0	78	51	-	-	-
25	77	49	38,4	45,1	85
50	76	48	32,8	38,5	85
75	76	45	26,8	31,7	85
100	76	43	21,6	25,5	85
125	76	40	16,0	18,9	85
średnio	76	46	27,1	31,9	85
Pszenica jara					
0	78	43	-	-	-
20	78	43	33,5	49,6	67
40	78	43	27,5	40,7	67
60	78	41	20,5	30,4	67
80	78	39	14,0	20,7	67
100	78	36	7,0	10,4	67
Średnio	78	41	20,5	30,3	67

Źródło: Fotyma, 1999 (8)

NUE w systemach uprawy roli

Na świecie dominują trzy systemy uprawy roli: konwencjonalny system orkowy, uproszczony oraz siew bezpośredni. Systemy te różnią się między innymi głębokością ingerencji narzędzi uprawowych w głąb profilu glebowego. W systemie konwencjonalnej uprawy orkowej pług powoduje odwracanie gleby zwykle do głębokości 25-30 cm. W systemie uprawy uproszczonej gleba jest uprawiana do głębokości 8-10 cm bez jej odwracania. Na ogół stosuje się kultywator lub bronę talerzową. W systemie siewu bezpośredniego nie wykonuje się żadnych zabiegów uprawowych, a nasiona umieszcza się bezpośrednio w glebę pokrytą mulczem. Obecnie w krajach europejskich najczęściej stosuje się system orkowy (ok. 75%), następnie system uprawy uproszczonej (ok. 23%) i siew bezpośredni (2%). W skali globalnej, w ciągu ostatnich 20 lat znacznie zwiększyła się powierzchnia uprawiana w systemie siewu bezpośredniego.

Zabiegi uprawy roli mają duży wpływ na właściwości gleby i przebieg procesów glebowych, a także na dostępność składników pokarmowych i plon roślin. Generalnie, w porównaniu do uprawy orkowej, gleba nieuprawiana staje się bardziej zbita, co utrudnia rozwój korzeni, ale poprawia transport wody w warunkach suszy. Zmiany struktury gleby i zawartości materii organicznej w czasie w wyniku uprawy uproszczonej mogą powodować wieloletnie trendy w plonach roślin. Wzrost zawartości materii organicznej w warstwie powierzchniowej gleby jest zjawiskiem

korzystnym, chociaż uprawa uproszczona powoduje na ogół ograniczenie mineralizacji materii organicznej, podczas gdy wzrost zagęszczenia gleby może prowadzić do ograniczenia plonów.

Zarówno uprawa płytka, jak i siew bezpośredni mogą powodować również silną stratyfikację składników pokarmowych w wierzchniej warstwie gleby, co ma istotne znaczenie dla wzrostu roślin. W większości przypadków jednak wpływ systemu uprawy i zagęszczenia gleby na zawartość składników pokarmowych w roślinie jest stosunkowo słaby. A zatem, wpływ na efektywność wykorzystania składników pokarmowych związany jest głównie z wpływem na plon roślin.

Analiza sporządzona przez Arvidssona i in. (1) na podstawie wielu doświadczeń prowadzonych w latach 1983-2012 wykazała, że uprawa uproszczona powoduje na ogół redukcję plonów w stosunku do uprawy orkowej o kilka procent, ale mniejszą w przypadku plonu zbóż niż plonu roślin dwuliściennych. W systemie siewu bezpośredniego plony są na ogół mniejsze niż w systemie uprawy orkowej o ok. 10%. Redukcja plonów następuje zwykle wskutek słabych wschodów połączonych z dużym zachwaszczeniem.

Poniżej przedstawiono zastosowanie wskaźnika NUE do oceny wykorzystania azotu zależnie od głębokości uprawy gleb o różnym składzie granulometrycznym. Badania prowadzono na dużych polach specjalistycznej Stacji Doświadczalnej IUNG-PIB w Baborówku (woj. wielkopolskie) w latach 2006-2013. Obszar badawczy obejmował 3 pola płodozmiennie, na których uprawiano kolejno rzepak, pszenicę ozimą i jęczmień jary. W obrębie każdego pola stosowano 3 systemy uprawy roli: system konwencjonalny na pełną głębokość warstwy ornej (podorywka na głębokość 8-10 cm oraz orka siewna na głębokość ok. 30 cm), system uprawy płytkiej (uproszczonej) na głębokość 8-10 cm (podcinanie ścierniska rośliny przedplonowej oraz spulchnianie gleby przed siewem nasion za pomocą brony Ares) i system uprawy zerowej (siew bezpośredni na głębokość 2-3 cm). Dawki nawozów mineralnych były jednakowe niezależnie od systemu uprawy roli. Całkowita dawka azotu pod pszenicę ozimą każdego roku wynosiła ok. 155 kg N·ha⁻¹. Nawożenia organicznego nie stosowano. Zbiór pszenicy prowadzono w fazie dojrzałości pełnej ziarna, przy czym słomę pozostawiano na polu.

Badania właściwości gleby i łanu prowadzono metodą obserwacji naukowych. W tym celu w poszczególnych polach wydzielono stałe powierzchnie o wielkości około 100 m² każdy, które reprezentowały cztery jednostki glebowe, różniące się składem granulometrycznym w warstwie profilu 0-30 cm. Były to: glina lekka (gl), piasek gliniasty mocny (pgm), piasek gliniasty lekki (pgl) i piasek słabogliniasty (ps). Dlatego też, uwzględniając 3 systemy uprawy roli w polu pszenicy ozimej, obserwacje i pomiary w każdym roku badań wykonywano w obrębie 12 obszarów o powierzchni ok. 100 m² każdy.

Wyznaczono trzy grupy wskaźników wykorzystania azotu przez rośliny pszenicy ozimej według następujących wzorów:

I. Wskaźniki plonu:

- 1) plon ziarna i słomy ($t \cdot ha^{-1}$),
- 2) pobranie N przez ziarno i słomę: $N_{UP} = \frac{\text{Plon sm} \cdot \text{zawartość N}}{100} \text{ (kg} \cdot \text{ha}^{-1}\text{)}$
- 3) wskaźnik zbioru: $HI = \frac{\text{Plon ziarna}}{\text{Plon ziarna} + \text{plon słomy}} 100 \text{ (\%)}$
- 4) indeks żniwny azotu:

$$NHI = \frac{\text{Zawartość N w ziarnie}}{\text{Całkowita zawartość N w roślinie w fazie dojrzałości}} 100 \text{ (\%)}$$

II. Wskaźniki wykorzystania azotu z gleby i zastosowanych nawozów:

- 1) Efektywność pobierania azotu:

$$NupE = \frac{\text{Całkowite pobranie N}}{\text{Całkowita ilość dostępnego azotu}} \text{ (kg} \cdot \text{ha}^{-1}\text{)}$$

- 2) Efektywność wykorzystania azotu pobranego z gleby i z nawozów:

$$NutE = \frac{\text{Plon ziarna}}{\text{Całkowite pobranie N przez roślinę}} \text{ (kg} \cdot \text{ha}^{-1}\text{)}$$

III. Wskaźniki wykorzystania azotu z nawozów:

- 1) Produktywność cząstkowa zastosowanego azotu, *Partial Factor Productivity*, *NUE*:

$$PFP_N = \frac{\text{Plon ziarna}}{\text{Dawka N w nawozach}} \text{ (kg} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$$

- 2) Efektywność rolnicza nawożenia azotem, *Agronomic N efficiency*:

$$A_{NE} = \frac{\text{Plon ziarna N1} - \text{Plon ziarna N0}}{\text{Dawka N w nawozach}} \text{ (kg} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$$

- 3) Efektywność wykorzystania azotu z nawozów, *Crop recovery efficiency*:

$$RE_N = \frac{\text{Pobranie azotu N1} - \text{Pobranie azotu N0}}{\text{Dawka N w nawozach}} \text{ (kg} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$$

- 4) Efektywność fizjologiczna nawożenia azotem, *Physiological N efficiency*:

$$P_{NE} = \frac{\text{Plon ziarna N1} - \text{Plon ziarna N0}}{\text{Pobranie azotu N1} - \text{Pobranie azotu N0}} \text{ (kg} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$$

5) Współczynnik wykorzystania azotu z nawozów, *Nitrogen apparent recovery*:

$$N_{AR} = \frac{\text{Efektywność rolnicza nawożenia N}}{\text{Efektywność fizjologiczna nawożenia N}} 100 (\%)$$

Stwierdzono, że głębokość ingerencji narzędzi uprawowych nie powodowała istotnych zmian wartości podstawowych wskaźników plonu pszenicy ozimej, tj. plon ziarna, plon słomy, pobranie azotu przez słomę i ziarno, indeks żniwny plonu oraz indeks żniwny azotu (Tab. 2) oraz zgodnie z wynikami badań innych autorów (1) nie różnicowała istotnie wskaźników wykorzystania azotu z gleby i nawozów, tj. efektywność pobierania azotu NupE i efektywność wykorzystania azotu NutE, a także wskaźników wykorzystania azotu z zastosowanych nawozów, tj. produktywność cząstkowa zastosowanego azotu PFP_N, efektywność rolnicza nawożenia azotem A_{NE}, efektywność wykorzystania azotu z nawozów RE_N, efektywność fizjologiczna nawożenia azotem P_{NE}, współczynnik wykorzystania azotu z nawozów N_{AR} (Tab. 3). Spłycona uprawa uproszczona i siew bezpośredni powodowały jednak niewielką ich redukcję w stosunku do uprawy konwencjonalnej.

Tabela 2

Plonowe wskaźniki wykorzystania azotu przez pszenicę ozimą zależnie od systemu uprawy roli

System uprawy roli	Plon ziarna (t·ha ⁻¹)	Plon słomy (t·ha ⁻¹)	Pobranie N ziarno (kg·ha ⁻¹)	Pobranie N słoma (kg·ha ⁻¹)	Indeks żniwny (%)	Indeks żniwny N (%)
Konwencjonalny	5,91	7,95	84,8	42,9	78,1	76,0
Uproszczony	5,62	7,41	79,2	38,4	78,2	75,8
Siew bezpośredni	5,52	7,52	79,2	39,2	76,5	75,2
NIR _{0,05}	r.n.*	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.

*różnica nieistotna, test Tukey'a

Źródło: opracowanie własne

Tabela 3

Wskaźniki wykorzystania azotu z gleby i zastosowanych nawozów przez pszenicę ozimą zależnie od systemu uprawy roli

System uprawy roli	NupE (kg·ha ⁻¹)	NutE (kg·ha ⁻¹)	PFP _N (kg·kg ⁻¹)	A _{NE} (kg·kg ⁻¹)	RE _N (kg·kg ⁻¹)	P _{NE} (kg·kg ⁻¹)	N _{AR} (%)
Konwencjonalny	72,9	29,8	38,1	19,8	0,59	38,9	57,3
Uproszczony	67,9	29,9	36,3	17,9	0,55	33,5	52,5
Siew bezpośredni	68,2	29,8	35,6	17,4	0,55	35,1	52,9
NIR _{0,05}	r.n.*	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.

*różnica nieistotna, test Tukey'a

Źródło: opracowanie własne

Istotne ograniczenie wartości tych wskaźników we wszystkich systemach uprawy stwierdzono w miarę pogarszania warunków glebowych (Tab. 4-6), czyli niezależnie od głębokości ingerencji narzędzi uprawowych w głąb profilu glebowego, azot był najlepiej wykorzystywany w lepszych warunkach glebowych. Wartości wskaźników efektywności wykorzystania azotu zmniejszały się od gleb

o składzie granulometrycznym gliny lekkiej, poprzez piasek gliniasty mocny i piasek gliniasty lekki do piasku słabo gliniastego, gdzie były najmniejsze. Spośród wskaźników plonowych, warunki glebowe najbardziej różnicowały plon ziarna i plon słomy oraz pobranie azotu w słomie. We wszystkich systemach uprawy stwierdzono także istotny wpływ warunków glebowych na obydwa wskaźniki wykorzystania azotu z gleby i zastosowanych nawozów, tj. efektywność wykorzystania azotu NupE i efektywność pobierania azotu NutE oraz na jeden ze wskaźników wykorzystania azotu z nawozów, tj. produktywność cząstkową zastosowanego azotu PFP_N. W warunkach uprawy konwencjonalnej skład granulometryczny gleby wykazywał także istotny wpływ na efektywność rolniczą nawożenia azotem A_{NE}, a w ramach systemu uprawy uproszczonej na efektywność wykorzystania azotu z nawozów RE_N i współczynnik wykorzystania azotu z nawozów N_{AR}.

Tabela 4

Wskaźniki wykorzystania azotu przez pszenicę ozimą zależnie od składu granulometrycznego gleby w warunkach konwencjonalnego systemu uprawy roli

Wskaźnik	Skład granulometryczny gleb				NIR _{0,05}
	gl	pgm	pgl	ps	
Plon ziarna (t·ha ⁻¹)	6,91 a	6,22 ab	6,01 ab	4,51 b	1,815
Plon słomy (t·ha ⁻¹)	9,48 a	8,68 a	8,13 a	5,53 b	2,412
Pobranie N ziarno (kg·ha ⁻¹)	90,4	92,4	85,6	70,5	r.n.*
Pobranie N słoma (kg·ha ⁻¹)	47,5	49,7	39,3	35,0	r.n.
Indeks żniwny (%)	79,3	75,4	79,2	78,7	r.n.
Indeks żniwny N (%)	72,9	73,9	77,8	76,3	r.n.
NupE (kg·ha ⁻¹)	80,2 a	83,3 a	67,2 ab	60,7 b	21,88
NutE (kg·ha ⁻¹)	36,0 a	33,6 ab	31,8 ab	25,1 b	9,89
PFP _N (kg·kg ⁻¹)	44,5 a	40,1 a	38,7 ab	29,0 b	10,35
A _{NE} (kg·kg ⁻¹)	26,4 a	17,2 ab	21,2 ab	14,4 b	11,81
RE _N (kg·kg ⁻¹)	0,66	0,57	0,65	0,49	r.n.
P _{NE} (kg·kg ⁻¹)	56,2	35,6	35,1	28,5	r.n.
N _{AR} (%)	66,2	51,9	62,1	49,0	r.n.

*różnica nieistotna, test Tukey'a

Źródło: opracowanie własne

Tabela 5

Wskaźniki wykorzystania azotu przez pszenicę ozimą zależnie od składu granulometrycznego gleby w warunkach uproszczonego systemu uprawy roli

Wskaźnik	Skład granulometryczny gleb				NIR _{0,05}
	gl	pgm	pgl	ps	
Plon ziarna (t·ha ⁻¹)	6,39 a	6,22 a	5,78 ab	4,11 b	1,766
Plon słomy (t·ha ⁻¹)	9,12 a	8,25 a	7,51 a	4,78 b	2,418
Pobranie N ziarno (kg·ha ⁻¹)	89,6	85,9	83,7	57,4	r.n.
Pobranie N słoma ((kg·ha ⁻¹)	45,5 a	42,7 a	38,7 ab	26,6 b	17,70
Indeks żniwny (%)	77,4	78,2	77,3	79,8	r.n.
Indeks żniwny N (%)	75,1	75,3	77,1	76,5	r.n.

Tabela 5 cd.

NupE (kg·ha ⁻¹)	79,0 a	77,2 a	70,7 a	44,7 b	23,17
NupE (kg·ha ⁻¹)	33,0 a	33,1 a	30,9 ab	22,7 b	8,69
PFP _N (kg·kg ⁻¹)	41,2 a	40,1 a	37,3 a	26,5 b	10,24
A _{NE} (kg·kg ⁻¹)	22,9	17,1	19,8	11,9	r.n.
RE _N (kg·kg ⁻¹)	0,66 a	0,52 ab	0,63 a	0,37 b	0,231
P _{NE} (kg·kg ⁻¹)	35,7	40,1	32,0	26,0	r.n.
N _{AR} (%)	65,7 a	46,9 ab	59,6 ab	37,6 b	25,19

*różnica nieistotna, test Tukey'a

Źródło: opracowanie własne

Tabela 6

Wskaźniki wykorzystania azotu przez pszenicę ozimą zależnie od składu granulometrycznego gleby w warunkach siewu bezpośredniego

Wskaźnik	Skład granulometryczny gleb				NIR _{0,05}
	gl	pgm	pgl	ps	
Plon ziarna (t·ha ⁻¹)	6,42 a	6,20 a	5,49 ab	3,97 b	1,780
Plon słomy (t·ha ⁻¹)	9,20 a	8,48 a	7,44 a	4,99 b	2,510
Pobranie N ziarno (kg·kg ⁻¹)	88,2	88,9	79,5	60,2	r.n.
Pobranie N słoma (kg·kg ⁻¹)	44,0 a	47,3 a	39,8 ab	29,2 b	17,35
Indeks żniwny (%)	76,1	78,6	77,3	73,8	r.n.
Indeks żniwny N (%)	76,3	76,9	75,0	75,0	r.n.
NupE (kg·ha ⁻¹)	78,6 a	77,8 a	66,3 ab	50,0 b	21,06
NupE (kg·ha ⁻¹)	34,1 a	33,5 a	29,8 ab	21,9 b	9,62
PFP _N (kg·kg ⁻¹)	41,4 a	40,0 a	35,4 ab	25,6 b	10,85
A _{NE} (kg·kg ⁻¹)	23,2	17,1	17,9	11,3	r.n.
RE _N (kg·kg ⁻¹)	0,66	0,56	0,58	0,40	r.n.
P _{NE} (kg·kg ⁻¹)	36,3	36,6	33,4	34,14	r.n.
N _{AR} (%)	65,6	51,5	54,5	39,9	r.n.

*różnica nieistotna, test Tukey'a

Źródło: opracowanie własne

Według D o b e r m a n a (4), najważniejszy dla rolnika jest najbardziej wrażliwy na warunki glebowe wskaźnik produktywności cząstkowej zastosowanego azotu PFP_N ponieważ integruje w sobie efektywność wykorzystania azotu z dwóch źródeł, tj. z aktualnych zasobów w glebie oraz z zastosowanych nawozów, zgodnie z wzorem: $PFP_N = (Y_0 / F_N) + A_{NE}$. Zarówno zwiększająca się efektywność wykorzystania N zgromadzonego w glebie (Y_0), jak i efektywność zastosowanego azotu A_{NE} są jednakowo ważne dla poprawy PFP_N. Wskaźnik najczęściej przyjmuje wartości w zakresie 40-70 kg ziarna kg⁻¹N. Wartości powyżej 70 kg·kg⁻¹ są wynikiem małych dawek nawożenia azotem lub bardzo efektywnych technologii uprawy.

Efektywność rolnicza A_{NE} wynika z efektywności wykorzystania N z zastosowanych nawozów i efektywności, z jaką roślina wykorzystuje każdą dodatkową jednostkę N: $A_{NE} = RE_N \times P_{NE}$. Zależy od dawki N, uprawianej rośliny oraz zabiegów agrotechnicznych, które oddziałują na RE_N i P_{NE} . Zwykle przyjmuje wartości od 10 do 30 kg ziarna kg⁻¹N. Wartości większe uzyskuje się w warunkach dobrej technologii uprawy, małych dawek nawożenia N lub małych zasobów N w glebie.

Efektywność wykorzystania azotu z nawozów RE_N zależy od zgodności pomiędzy zapotrzebowaniem rośliny i ilością N uwalnianego z nawozów. Związana jest ze sposobem aplikacji (ilość, termin, głębokość, forma N) oraz czynnikami, które determinują *sink* uprawianych roślin (genotyp, klimat, gęstość roślin w łanie, występowanie stresów). Wartości RE_N wahają się w zakresie od 0,30 do 0,50 $kg \cdot kg^{-1}$. Wartości w przedziale 0,50-0,80 RE_N występują w dobrze zarządzanych systemach rolniczych, w warunkach małych dawek nawożenia N lub małych zasobów N w glebie.

Efektywność fizjologiczna nawożenia azotem P_{NE} oznacza zdolność rośliny do przekształcania N pozyskanego z nawozów w plon użytkowy. Zależy od właściwości genotypowych uprawianej rośliny (np. indeks zbioru), czynników środowiska i zabiegów agrotechnicznych, szczególnie w fazach generatywnych rozwoju roślin. Optymalne wartości P_{NE} wynoszą od 30 do 60 $kg \cdot kg^{-1}$. Wartości niskie oznaczają słaby wzrost na skutek niedoboru składników pokarmowych, stresu suszy lub wysokiej temperatury, obecności pierwiastków toksycznych, szkodników, chorób itp. Wartości większe od 60 $kg \cdot kg^{-1}$ oznaczają dobrze zarządzany system, małe dawki N stosowanego w nawozach lub małe zasoby N w glebie.

Podsumowanie

Efektywność Wykorzystania Azotu (ang. *Nitrogen Use Efficiency*, *NUE*) jest podstawowym wskaźnikiem stosowanym w rolnictwie do oceny poprawności zarządzania zasobami tego składnika. Wykorzystywany był w wielu badaniach naukowych, jednakże nie sprecyzowano jednolitej metodyki jego wyznaczania i wykorzystania w praktyce. Obliczany był według różnych koncepcji i założeń. Najbardziej uniwersalną i łatwą do zastosowania wersję wskaźnika *NUE* zaproponował *EU Nitrogen Expert Panel*, według którego wskaźnik ten opiera się na zasadzie bilansu masy i wyznaczany jest na podstawie ilości azotu wnoszonego i wynoszonego z systemu według następującego wzoru: $NUE = N\ output / N\ input$.

Wskaźnik *NUE* definiowany jest również jako wielkość plonu ziarna przypadająca na jednostkę azotu dostępnego w glebie, przy czym uwzględnia się co najmniej dwa źródła azotu, w tym azot glebowy i azot z nawozów. Wyróżnia się wtedy Efektywność pobierania azotu (ang. *N Uptake Efficiency*), czyli zdolność rośliny do pobierania azotu z gleby w formie jonów azotanowych lub amonowych, Efektywność wykorzystania azotu (ang. *N Utilization Efficiency*), czyli zdolność rośliny do wykorzystania azotu w produkcji ziarna oraz Efektywność remobilizacji azotu (ang. *N Remobilization Efficiency*) tj. udział azotu zgromadzonego w roślinie przed kwitnieniem w puli azotu zawartego w końcowym plonie ziarna.

Metody wyznaczania wskaźnika wykorzystania azotu z nawozów dzieli się na ogół na bezpośrednie, oparte o znakowanie nawozów izotopem ^{15}N oraz metody różnicy w wykorzystaniu azotu przez rośliny w obiekcie nawożonym i nienawożonym. Wtedy uwzględnia się przyrost plonu końcowego (Efektywność rolnicza, ang. *Agronomic*

N Efficiency) lub pobrania azotu na jednostkę zastosowanego azotu (Współczynnik wykorzystania N z nawozów, ang. *Crop Recovery Efficiency of applied N*). Często stosowane są też dwa inne wskaźniki, tj. Produktywność cząstkowa zastosowanego azotu (ang. *Partial Factor Productivity*), która określa wielkość plonu ziarna w przeliczeniu na jednostkę zastosowanego azotu oraz Efektywność fizjologiczna (ang. *Physiological N Efficiency*), wyrażana w kg przyrostu plonu na kg wzrostu zawartości N w roślinie.

Literatura

1. Arvidsson J., Etana A., Rydberg T. Crop yield in Swedish experiments with shallow tillage and no-tillage 1983-2012. *EJA*, 2013, **52**: 307-315.
2. Cassman K.G., Dobermann A.R., Walters D.T. Agroecosystems, nitrogen-use efficiency. And nitrogen management. *Ambio*, 2002, **31(2)**: 132-140.
3. Cassman K.G., Peng S., Olk D.C., Ladha J.K., Reichardt W., Dobermann A., Singh U. Opportunities for increasing nitrogen use efficiency from improved resources management in irrigated rice systems. *Field Crops Res.*, 1998, **56**: 7-38.
4. Dobermann A. Nitrogen Use Efficiency – State of the Art. IFA International Workshop on Enhanced-efficiency Fertilizers, Frankfurt, Germany, 28-30 June, 2005. International Fertilizer Industry Association (IFA), Paris. Paper 316. <http://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/316>. 17 ss.
5. Dobermann A. Nutrient Use Efficiency – measurement and management. In: Fertilizer best management practices. General principles, strategy for their adoption and voluntary initiatives vs regulations. IFA International Workshops on Fertilizer Management Practices. Brussels, Belgium, 2007: 1-28.
6. Fixen P., Brentrup F., Bruulsema T., Garcia F., Norton R., Zingore S. Nutrient/fertilizer use efficiency; measurement, current situation and trends. Chapter 1 in *Managing water and fertilizer for sustainable agricultural intensification*. IFA/ IWMI/ IPI. 2014: 30 ss.
7. Fotyma E. Efektywność nawożenia azotem podstawowych roślin uprawy polowej. *Fragm. Agron.*, 1997, **1**: 46-66.
8. Fotyma E. Pobranie i wykorzystanie azotu przez pszenicę ozimą i jarą. *Pam. Puł.*, 1999, **118**: 143-152.
9. Fotyma E., Maćkowiak H. Wycena efektu bezpośredniego i następczego nawożenia azotem w dwupolowych członach zmianowań. *Pam. Puł.*, 1992, **100**: 37-59.
10. Fotyma E., Fotyma M., Pietrasz-Kęsik G. Wykorzystanie azotu z nawozów przez rośliny uprawy polowej. *Pam. Puł.*, 1992, **102**: 7-34.
11. Galloway J.N., Townsend A.R., Erismann J.W., Bekunda M., Cai Z., Freney J.R., Martinelli L.A., Seitzinger S.P., Sutton M.A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 2008, **320(5878)**, 889-892. Doi: 10.1126/science.1136674.
12. Huggins D.R. Nitrogen efficiency component analysis: an evaluation of cropping system differences in productivity. *Agron. J.*, 1993, **85**: 898-905.
13. Johnston A.E., Poulton P.R. Nitrogen in agriculture: an overview and definitions of nitrogen use efficiency. *International Fertilizer Society, Proceedings*, 2009, **651**: 48 ss, ISBN 978-0-85310-288-5.
14. Ladha J.K., Pathak H., Krupnik T.J., Six J., van Kessel C. Efficiency of fertilizer nitrogen in cereal production: retrospects and prospects. *Advances in Agronomy*, 2005, **87**: 85-156.
15. Moll R., Kamprath E., Jackson W. Analysis and interpretation of factors which contribute to efficiency of nitrogen utilization. *Agron. J.*, 1982, **74**: 562-564.

16. Mosier A.R., Syers J.K., Freney J.R. (Eds.). Agriculture and the Nitrogen Cycle. Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food production and the Environment. Washington DC: Island Press SCOPE, 2004, **65**: 296 ss.
 17. Novoa R. Nitrogen and plant protection. Plant Soil, 1981, **58**: 177-204.
 18. Oenema O. Nitrogen Use Efficiency (NUE) – an indicator for the utilization of nitrogen in agricultural and food systems. International Fertilizer Society, Proceedings, 2015, **773**: 33 ss.
 19. Potarzycki J. Improving nitrogen use efficiency of maize by better fertilizing practices. Review. Nawozy i Nawożenie, 2010. **39**: 5-25.
 20. Sutton M.A., Bleeker A., Howard C.M., Bekunda M., Grizzetti B., de Vries W., van Grinsven H.J.M., Abrol Y.P., Adhya T.K., Billen G., Davidson E.A., Datta A., Diaz R., Erisman J.W., Liu X.J., Oenema O., Palm C., Raghuram N., Reis S., Scholze R.W., Sims T., Westhoek H., Zhang F.S. Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution. Global overview of Nutrient Management. Published by CEH Edinburgh and UNEP Nairobi, 2013, ss. 128.
 21. Sutton M.A., Howard C.M., Erisman J.W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., van Grinsven H., Grizzetti B. (Eds.). The European Nitrogen Assessment: sources, effects and policy perspectives. Cambridge University Press. 2011: ss. 612.
-

Adres do korespondencji:

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

Beata Jurga, Alicja Filipek

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

WPLYW WYBRANYCH PRAKTYK ROLNICZYCH NA DOSTĘPNOŚĆ FOSFORU DLA ROŚLIN – PRZEGLĄD PIŚMIENNICTWA*

Słowa kluczowe: dostępność fosforu, fosfor dostępny, bakterie fosforowe

Wstęp

Fosfor (P) jako pierwiastek biogeny jest niezbędny do prawidłowego wzrostu i plonowania roślin. Funkcje fizjologiczne fosforu są szeroko rozpoznane i dokładnie opisane w literaturze. Fosfor nie tylko buduje nić DNA i stanowi niezbędny składnik szeregu związków organicznych i wielu enzymów, ale jest również składnikiem cząsteczek ADP lub ATP, które są głównym przenośnikiem i akumulatorem energii w procesach biochemicznych. Ponadto fosfor, jako czynnik warunkujący ilość i jakość plonów, stanowi obok azotu główny składnik wnoszony na pola z nawozami mineralnymi i naturalnymi. W Polsce ok. 41% gleb charakteryzuje się wysoką i bardzo wysoką zawartością fosforu przy 33% gleb o zawartości niskiej i bardzo niskiej (10). O naturalnej zasobności gleby w fosfor w głównej mierze stanowi zawartość tego składnika w skale macierzystej, z której gleba została wytworzona. Istnieje duże zróżnicowanie form fosforu, wśród najczęściej występujących możemy wskazać: mineralne i organiczne związki P w roztworze glebowym, trudno-rozpuszczalne formy z żelazem, glinem czy wapniem, słabo związane z fazą stałą gleby, związane przez minerały ilaste i związki próchnicze oraz nierozpuszczalne związki organiczne jak próchnica glebowa czy biomasa glebowa (22, 19). Tylko niewielki ułamek (2-10%) glebowej puli fosforu jest dostępny dla roślin (P_{dost}), z czego zaledwie 1% jest łatwo przyswajalny (6), co wynika z faktu, że rośliny mogą przyswajać fosfor wyłącznie w dwóch formach: $H_2PO_4^-$ (głównie) oraz HPO_4^{2-} . Resztę, poprzez odpowiednią agrotechnikę, należy właściwie zagospodarować.

Fosfor wnoszony jest do gleby jako nawóz mineralny, organiczny lub resztki roślinne. Według danych GUS (dane wstępne) w sezonie rolniczym 2015/2016 zużyto

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

łącznie 328,3 tys. ton nawozów fosforowych w przeliczeniu na czysty składnik (8). Najczęściej stosowane i najłatwiej dostępne nawozy fosforowe to:

- superfosfat pojedynczy (prosty) pylisty - otrzymuje się go poprzez traktowanie fosforytów i apatytów kwasem siarkowym. W nawozie jest ok. 18% fosforu w postaci P_2O_5 , oraz 10% siarki i 20% wapnia;
- superfosfat potrójny granulowany – nawóz ten występuje w postaci granulek i zawiera 46% P_2O_5 . Stosuje się go bezpośrednio przed siewem lub sadzeniem roślin, aby zawarty w nim łatwo rozpuszczalny w wodzie fosfor mógł być w krótkim czasie pobrany przez rośliny;
- mączka fosforytowa - jest to drobno zmielona skała fosforytowa. Zawiera ona 29% fosforu w postaci P_2O_5 . Pod działaniem kwasów zawartych w glebie przechodzi w formę łatwiej przyswajalną dla roślin, z tego względu lepiej stosować ją na glebach o odczynie lekko kwaśnym lub zbliżonych do obojętnego (22).

Naturalne nawozy, takie jak obornik i gnojowica, są łatwo dostępnym źródłem tego pierwiastka dla roślin, gdyż 50-70% całkowitego fosforu ($P_{\text{całk.}}$) występuje w nich w formie dostępnych fosforanów wapnia. Aby umożliwić rolnikom ocenę stanu zawartości P w glebie, stosuje się klasy zasobności dla konkretnej metody jego oznaczania. Poniżej w tabeli 1 przedstawiono klasy zasobności przyswajalnego fosforu w glebie oznaczonego metodą Egnera-Riehma. W różnych krajach stosuje się różne metody oceny stanu zasobności gleb w fosfor, o czym wyczerpująco pisał F o t y m a i in. (5).

Tabela 1

Klasy zasobności przyswajalnego fosforu w glebie (wg metody Egnera-Riehma)

Klasa zasobności	Zawartość fosforu w mg $P_2O_5 \cdot 100 g^{-1}$ gleby
Bardzo niska	<5,0
Niska	5,1-10,0
Średnia	10,1-15,0
Wysoka	15,1-20,0
Bardzo wysoka	>20,0

Źródło: Zalecenia Nawozowe, 1985 (30)

Celem opracowania jest omówienie wpływu różnych, powszechnie stosowanych, praktyk agrotechnicznych na dostępność fosforu dla roślin.

Odczyn gleby

Odczyn gleby jest kluczową cechą gleby decydującą o dostępności fosforu dla roślin. W zależności od pH gleby w roztworze dominują różne związki fosforu nieorganicznego:

- pH poniżej 4,0 – kwas ortofosforowy H_3PO_4 ;
- pH 4,0–8,0 – jon $H_2PO_4^-$;
- pH powyżej 8,0 – jon HPO_4^{2-} (28).

W glebach o odczynie obojętnym i zasadowym, które wysyczone są kationami II- i III- wartościowymi oraz w glebach zawierających związki wapnia w roztworze, jednozasadowy fosforan wapnia przechodzi w fosforan dwu- i trójzasadowy (15). W glebach kwaśnych, o odczynie poniżej pH 5,5, wodorotlenki glinu i żelaza reagują z kwasem fosforowym tworząc nierozpuszczalne w wodzie i niedostępne dla roślin fosforany żelaza i glinu. Dodatkowo degradację zastosowanego nawozu powodują procesy wiązania P na powierzchni koloidów glebowych. Zdaniem S z c z e p a n i a k a (28) najlepszy zakres pH dla pobierania fosforu przez rośliny to pH 5,6-7,2. K r e i ś m a n e i i n . (14) zawęża ten przedział do pH 6-7, za optymalną podając wartość pH ok 6,5.

Tabela 2

Dostępność fosforu dla roślin w zależności od odczynu gleby (9)

Odczyn	Dostępność fosforu
pH 6,0	52%
pH 5,5	48%
pH 5,0	34%

Źródło: Hargreaves, 2015 (9)

Nieuregulowany odczyn gleby powoduje, że rośliny nie są w stanie zasymilować składników dostarczonych w nawozach i innych źródłach, np. produktach ubocznych. W glebie o niskim pH fosfor zostaje silnie związany z cząsteczkami gleby i razem z nimi może być wyniesiony na drodze spływu powierzchniowego do wód. W wyniku takich procesów jak: erozja wietrzna, erozja powierzchniowa i wymywanie w głąb profilu glebowego, składniki, wniesione pierwotnie w celu odżywienia roślin zostają bezpowrotnie stracone z cyklu produkcji rolniczej i zostają rozproszone do środowiska wodnego (bepośrednio lub pośrednio).

W świetle powyżej przedstawionych informacji oczywistym jest, że uregulowanie odczynu gleby jest zabiegiem optymalizującym dostępność P dla roślin i zmniejszającym poziom strat fosforu do wód. Skuteczność takich działań została potwierdzona w wielu badaniach. Wapnowanie „środowiskowe” z powodzeniem stosowane jest w krajach takich jak Szwecja czy Finlandia, gdzie w wyniku tego zabiegu zaobserwowano poprawienie struktury gleby i związane z nim zwiększenie penetracji gleby przez korzenie, znaczące usprawnienie pobrania składników przez rośliny i ograniczenie zmywu powierzchniowego (21). Ustalono również, że wapnowanie pozwalało na uzyskiwanie zadowalających plonów na glebach kwaśnych przy stosowaniu obniżonych dawek fosforu. Zwiększona efektywność wykorzystania składnika jak również samo ograniczenie ilości fosforu wnoszonego do gleby bezpośrednio zmniejsza ryzyko przedostania się szkodliwych ilości fosforu do wód.

Wg danych GUS-u (8), 39% polskich gleb wykazuje kwaśny lub bardzo kwaśny odczyn (pH<5,5) i powinna zostać poddana wapnowaniu (Tab. 3). Dla porównania, w sezonie wegetacyjnym 2015/2016 zużyto, wg wstępnych szacunków, 1006,2 tys. ton nawozów wapniowych. Warto zaznaczyć, że jest to ponad 70% wzrost w stosunku do lat 2006-2015 (8).

Tabela 3

Struktura odczynu gleb w latach 2012-2015.

Województwa	Liczba próbek	Przebadana powierzchnia w tys. ha	Odczyn gleby w %				
			bardzo kwaśny pH ≤ 4,5	kwaśny pH 4,6-5,5	lekko kwaśny pH 5,6-6,5	obojętny pH 6,6-7,2	zasadowy pH > 7,2
POLSKA	1565893	3861,9	13	26	34	18	9
Dolnośląskie	135264	414,8	8	23	42	19	8
Kujawsko-pomorskie	149358	384,5	7	19	31	26	17
Lubelskie	109160	94,5	17	26	26	15	16
Lubuskie	45029	139,3	9	28	41	15	7
Łódzkie	80671	135,2	24	33	27	11	5
Małopolskie	30268	35,1	23	27	23	14	13
Mazowieckie	108519	209,5	23	32	27	13	5
Opolskie	105268	235,8	3	15	54	24	4
Podkarpackie	56632	87,0	26	33	23	12	6
Podlaskie	46882	98,0	19	36	27	13	5
Pomorskie	117646	330,9	11	33	33	17	6
Śląskie	43350	222,5	13	23	41	19	4
Świętokrzyskie	30966	39,4	17	22	23	21	17
Warmińsko-mazurskie	148031	409,5	11	29	33	21	6
Wielkopolskie	217482	590,0	10	23	36	19	12
Zachodniopomorskie	141367	436,0	9	27	37	17	10

Źródło: GUS (8)

Nawożenie organiczne

Gleba jest układem składającym się z powiązanych ze sobą elementów: części mineralnej, organicznej, wody oraz powietrza glebowego. Materia organiczna stanowi zaledwie kilka procent gleby, ale to ona w dużym stopniu warunkuje uzyskanie zadowalającego plonu uprawianej rośliny. Materia organiczna gleby składa się z humusu (85%), resztek roślinnych (10%) oraz organizmów żywych (5%) czyli grzybów, bakterii, dżdżownic, makro-, mezo- i mikrofauny. Próchnica (humus) jest elementem budującym strukturę gleby, zwiększa zdolności buforowe, reguluje i stabilizuje odczyn gleby. Związki próchniczne mogą zmagazynować od 4 do 12 razy więcej składników pokarmowych niż część mineralna gleby i zatrzymać nawet 5-krotnie więcej wody niż same ważą (13).

W systemach bezinwentarzowych bardzo często mamy do czynienia z uproszczeniami płodozmianu i pozbywaniem się resztek poźniwnych, co skutkuje niewystarczającą ilością nawozów organicznych (np. obornika). Zabiegi te wpływają na zubożenie zawartości próchnicy oraz spadek aktywności biologicznej gleby. W następstwie takich praktyk mogą pojawić się trudności z dostępnością składników pokarmowych oraz wody, czego konsekwencją może być utrata plonu i spadek jego jakości.

Jak wcześniej wspomniano, w skład próchnicy wchodzi różne związki organiczne o rozmaitych właściwościach chemicznych, fizycznych i mikrobiologicznych, jednak głównym składnikiem próchnicy są kwasy humusowe. To właśnie one wywierają znaczący wpływ na utrzymanie optymalnej dostępności fosforu w glebie. Kwasy humusowe mają silne właściwości chelatujące. Neutralizują toksyczny mangan, żelazo i glin, dzięki czemu fosfor nie wytrąca się w postaci nierozpuszczalnych związków. Ponadto, kwasy humusowe mają zdolność do tworzenia związków kompleksowych z wapniem, przez co jony wapniowe nie powodują strącania fosforanów w postaci niedostępnych dla roślin fosforanów trójwapniowych. Nawozy naturalne (szczególnie te z dużą zawartością fosforu, jak np. obornik świński i drobiowy), są więc zarówno źródłem fosforu w glebie, jak również, poprzez wzbogacanie gleby w materię organiczną, efektywnym czynnikiem jego uruchamiania (29).

Kwasy humusowe odgrywają znaczącą rolę w zapewnieniu wysokiej dostępności fosforu, zabezpieczają go przed uwstecznieniem oraz utrzymują wysoką aktywność mikrobiologiczną gleby. Przyjmuje się, że w glebach uprawnych średnia zawartość fosforu organicznego wynosi 25-50% ogólnej zawartości składnika (22). W glebach bogatych w materię organiczną, biologiczne wiązanie przyswajalnych związków fosforu może być znaczące i spełniać pozytywną rolę poprzez uniemożliwianie powstawania nierozpuszczalnych form fosforu.

Jak powszechnie wiadomo, fosfor jest jednym z najważniejszych pierwiastków w początkowej fazie rozwojowej każdej rośliny. W warunkach glebowo-klimatycznych Polski wiosną, ze względu na niższe temperatury (poniżej 12°C) i niedobory wilgoci, stosunkowo często mamy do czynienia ze spadkiem dostępności P oraz niedoborami tego minerału. Należy zatem dołożyć wszelkich starań by zapewnić optymalny poziom materii organicznej w glebie, tak aby wyeliminować przynajmniej ten czynnik ograniczania dostępności P dla roślin.

Nawożenie mineralne

Właściwe odżywienie roślin uprawnych fosforem wpływa korzystnie na ich stan fizjologiczny, m.in. na rozwój bryły korzeniowej oraz na pobieranie składników pokarmowych (28). Jednak, jak donosi K r ó l (15), nieregularne nawożenie fosforem sprzyja procesom jego uwsteczniania, choć intensywność tego zjawiska zależy również od typu gleby. Wg S a p e k (22) w glebach z natury bogatych w fosfor, lecz

z niską zawartością form dostępnych dla roślin intensywne nawożenie fosforem nie tylko nie zwiększa efektywności nawożenia, ani nie wpływa na jakość plonu, ale też powoduje zwiększone ryzyko rozproszenia fosforu do środowiska i jego emisji do wód. Autorka przytacza litewskie badania *Kutra i in.* (17), którzy po takim zabiegu poza zwiększeniem w glebie $P_{\text{całk}}$, nie uzyskali oczekiwanej zwyżki plonu, a wniesiony na pola fosfor mógł zostać wymyty do wód. *Wg Filpka i Skowrona* (4) 20–30% fosforu wprowadzonego do gleby z nawozem, w nadmiarze w stosunku do rzeczywistych pokarmowych potrzeb roślin jest zatrzymywane w glebie w formach dostępnych dla roślin i ta ilość jest źródłem potencjalnych strat na drodze wymycia. Ogranicza to możliwość efektywnego uzupełniania niedoborów składnika i może powodować wymierne straty ekonomiczne.

Najlepsze wykorzystanie P z nawozów mineralnych obserwuje się przy regularnym stosowaniu starannie granulowanych nawozów, co sprzyja równomiernemu rozpuszczaniu się fosforu i tworzeniu jednakowych warunków w całej ryzosferze. Dla właściwego wykorzystania okresowości przemian fosforu w glebie ważne jest dostosowanie czasu aplikacji nawozów do możliwości ich asymilacji przez rośliny. Niezbędna jest tu specjalistyczna wiedza z zakresu dynamiki pobierania P przez daną roślinę, gdyż np. zboża pobierają najwięcej fosforu w okresie rozwoju i dojrzewania kłosa, okopowe zaś w drugim i trzecim miesiącu wegetacji.

Pobieranie przez rośliny fosforu ułatwiają jony NH_4^+ i Mg oraz S, natomiast jony NO_3^- działają antagonistycznie w stosunku do P, tzn. utrudniają jego pobieranie. Badając wpływ dodatku siarki na gospodarkę azotowo-fosforową kukurydzy, *Podleśna i in.* (18) zauważyli, że przy wzrastających dawkach azotu rośliny akumulowały większe ilości fosforu zarówno w słomie, jak i w ziarnie kukurydzy. Jest to zbieżne z doniesieniami *Kopera i Lemano wicza* (12) mówiącymi, że pobieranie fosforu jest determinowane przez stan odżywienia roślin azotem. Ponadto dodatek siarki powoduje, że kukurydza pobiera z gleby większe ilości fosforu niż z obiektów bez nawożenia siarką (różnica wynosiła od 5 do 15, 5 kg P·ha⁻¹); (18). Podobną zależność udało się zauważyć w badaniach z pszenżytem jarym, gdzie z obiektów nawożonych siarką pobranie fosforu było wyższe o 12% w porównaniu do obiektów nawożonych wyłącznie NPK (7).

Uprawa roli

Sposób uprawy roli modyfikuje właściwości gleby, m.in. stopień zagęszczenia gleby, stosunki wilgotnościowe i sposób rozmieszczenia w profilu glebowym składników pokarmowych, a w konsekwencji, modyfikuje czynniki warunkujące dostępność fosforu dla roślin (24). W klasycznym płużnym systemie uprawy przy pomocy pługa odkładnicowego wykonywana jest orka, która powoduje spulchnienie gleby, przez co przyczynia się do jej przesuszania i przyspieszenia tempa mineralizacji zawartej w niej materii organicznej. W konserwujących systemach uprawy roli

znacznie ograniczona jest intensywność zabiegów agrotechnicznych, powierzchnia gleby zostaje pokryta resztkami poźniwnymi, mulczem lub roślinami okrywowymi, a ponadto stosuje się zróżnicowany płodozmian z wykorzystaniem międzyplonów (25).

S m a g a c z (24) oceniał wpływ tradycyjnego i bezpługowego systemu uprawy oraz siewu bezpośredniego na zawartość $P_{dost.}$. Ustalił on, że zawartość $P_{dost.}$ różniła się w zależności od badanego poziomu gleby oraz sposobu uprawy. Zarówno w warstwie 0-5 cm jak i 5-15 cm stwierdzono wzrost poziomu $P_{dost.}$ na obiektach z uprawą konserwującą (8-11 rok doświadczenia), co najbardziej widoczne było w warunkach siewu bezpośredniego. W głębszych warstwach gleby oznaczone zwartości tego składnika nie różniły się istotnie. Autor zauważa, że w systemach tradycyjnej orki $P_{dost.}$ jest równomiernie rozmieszczony w całym profilu glebowym, zaś w systemach z uproszczeniami zidentyfikowano wyższe poziomy $P_{dost.}$ w wierzchnich warstwach gleby.

Wybór systemu uprawy wywiera wpływ na dostępność fosforu dla roślin również w aspekcie erozyjnych strat fosforu do wód. Pozostawiając odkrytą powierzchnię wzruszonej gleby, uprawa pługowa dodatkowo potęguje erozyjne straty fosforu na drodze zmywania przez deszcz i wywiewania przez wiatr. Fosfor wynoszony z pól wraz z cząsteczkami gleby zostaje w ten sposób bezpowrotnie stracony dla produkcji rolniczej. Systemy konserwujące (siew bezpośredni czy uproszczony system uprawy roli) powodują ograniczenie strat erozyjnych gleby, zmniejszając przez to również ilość wyniesionego fosforu.

Rola mikroorganizmów glebowych

Naturalna pula dostępnego fosforu jest stosunkowo niewielka, gdyż wyflukiwanie go ze skał jest wolniejsze niż tempo asymilacji przez mikroorganizmy glebowe. Dostępność tej formy zależy więc od tempa mineralizacji. Aby fosfor z naturalnych surowców mógł być dostępny dla roślin, musi zostać zmineralizowany przez bakterie fosforowe, zatem istotnym elementem wpływającym na dostępność fosforu jest aktywność mikrobiologiczna danej gleby. Bakterie fosforowe (PSB ang. *phosphate solubilizing bacteria*) uruchamiają mineralne formy nierozpuszczalnego P, mineralizują fosfor organiczny oraz katalizują procesy utleniania lub redukcji jonów fosforowych (15). Proces ten polega na produkowaniu przez grzyby mikorytyczne oraz mikroorganizmy glebowe enzymów katalizujących proces mineralizacji. Do mikroorganizmów produkujących enzymy uwalniające fosfor zaliczamy bakterie z rodzaju: *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Flavobacterium*, *Bacillus*, *Rhizopus*, *Azotobacter* oraz grzyby z rodzaju *Penicillium* i *Aspergillus* (1, 3, 11, 16, 22, 27). W procesach biodegradacji ortofosforanów organicznych uczestniczą enzymy: fosfatazy kwaśne i alkaliczne, a produktem tych reakcji są dostępne dla roślin ortofosforany.

Mikroorganizmy przyczyniają się do zwiększenia dostępności fosforu również poprzez wydzielanie kwasów organicznych: glukonowego (*Rhodococcus*

erythropolis, *Serratia marcescens*), cytrynowego (*Bacillus megaterium*, *Arthrobacter*, *S. marcescens*, *Aspergillus niger*), mlekowego (*B. megaterium*, *S. marcescens*), bursztynowego (*S. marcescens*) i propionowego (*S. marcescens*, *B. megaterium*), oraz kwasów nieorganicznych, takich jak kwas siarkowy (*Thiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus thiooxidans*). Kwasy te tworzą stabilne kompleksy z sorbentami fosforu (glin, żelazo, wapń) blokując miejsca sorpcji P i w ten sposób zwiększają pulę fosforu dostępnego dla roślin (3, 16, 20).

W literaturze dyskutowane są różne sposoby zwiększenia dostępności fosforu poprzez wykorzystanie mikroorganizmów glebowych: wyselekcjonowanych grzybów *PSF phosphate solubilizing fungi* oraz PSB (1, 11, 16.). Zasadniczo badane są dwie strategie stosowania mikroorganizmów w formie bionawozów: (1) wzmożenie rozpuszczalności związków fosforu obecnych w minerałach przez zakwaszenie gleby oraz uwolnienie czynników kompleksujących metale oraz (2) stymulowanie enzymatycznego rozkładu fosforu organicznego. Skuteczność tych procesów zależy m.in. od warunków wilgotnościowych i temperatury.

Saeid i in. (20) porównywały zdolność do uwalniania fosforu z apatytów przez dwa szczepy, które różnią się mechanizmem działania: *Bacillus megaterium* i *Acidithiobacillus ferrooxidans*. Dwukrotnie większe stężenie rozpuszczonego P uzyskano dla mikroorganizmu, który syntetyzuje kwas siarkowy (*Acidithiobacillus ferrooxidans*) w porównaniu z *Bacillus megaterium*, który syntetyzuje mieszaninę słabych kwasów organicznych.

Wyselekcjonowane organizmy PSF oraz PSB są wykorzystywane w formie szczepionek do uwalniania związków fosforu z fosforytu. Saeid i in. (20) przytaczają wyniki doświadczeń polowych (27), w których po zastosowaniu surowca fosforytowego łącznie ze szczepionką glebową *Bacillus megaterium* var. *phosphaticum* zaobserwowano wzrost $P_{\text{dost.}}$, a wydajność plonów trzciny cukrowej wzrosła o 12,6%. Łączne zastosowanie nawozów fosforowych i PSB pozwalało zmniejszyć rekomendowaną dawkę tych pierwszych o 25%. Dodatkowo, autorzy stwierdzają, że stosując szczepionki PSB można zastąpić aż 50% dawki superfosfatu znacznie tańszymi mineralnymi surowcami fosforowymi bez utraty wielkości plonu (27).

Kumar i in. (16) badając właściwości wyselekcjonowanych szczepów *Azotobacter chroococcum* w doświadczeniu wazonowym uzyskali wyższą przyswajalność P z zastosowanych nawozów mineralnych. Autorzy sugerują, że szczepionka wyselekcjonowanych autochtonicznych szczepów *Azotobacter chroococcum* może być ekonomicznie uzasadnionym środkiem zwiększenia produktywności upraw przy jednoczesnym zmniejszeniu dawek nawozów fosforowych. Podsumowując, należy zapewnić odpowiednie warunki do rozwoju mikroorganizmów, gdyż mogą one znacząco zwiększyć dostępność fosforu (i innych składników), co w efekcie przełoży się na wyższą efektywność zastosowanych nawozów i wykorzystania rezerw glebowych (13). Na polskim rynku dostępne są preparaty zawierające mieszaninę żywych bakterii glebowych pobranych

i wyselekcjonowanych z naturalnych siedlisk. Stymulują one rozwój bakterii (np. *Pseudomonas putida*), pobieranie fosforu, żelaza, stopniowy rozkład zawartego w glebie fosforanu wapnia oraz wpływają dodatnio na rozwój systemu korzeniowego, przyczyniając się w ten sposób do zwiększania puli $P_{\text{dost.}}$.

Warto nadmienić również, że poza bezpośrednim działaniem enzymatycznym grzybów i bakterii, mikrofauna glebowa wywiera również wpływ na dostępność fosforu poprzez tworzenie w glebie biogenicznych struktur o swoistej formie, charakterystycznych dla dżdżownic oraz kopców w przypadku termitów. Te mikrozmiiany struktury gleby znacznie zmieniają dostępność fosforu dla roślin, a uformowane struktury wpływają również na przemieszczanie się P wskutek infiltracji oraz spływu z erodowanej gleby (15).

Oddziaływanie roślin

Istotnym czynnikiem wzbogacającym gleby w fosfor mogą być resztki poźniwne (22). Większość fosforu z tych źródeł wchodzi w skład glebowej materii organicznej i w procesie jej przemian, także z udziałem mikroorganizmów glebowych, tworzy organiczne związki już odporne na mikrobiologiczny rozkład. Jak wyjaśniono wcześniej, fosfor nieorganiczny jest wiązany w glebie przez związki żelaza, glinu, manganu oraz wapnia i tworzy z nimi fosforany niedostępne dla roślin. Największa aktywność mobilizacji tych trudno dostępnych form P do $P_{\text{dost.}}$ (zachodząca przy udziale mikroorganizmów glebowych) ma miejsce w obrębie strefy korzenia, tzw. ryzosfery. Dlatego właśnie na glebach dobrze przerośniętych korzeniami (np. użytki zielone) większa ilość fosforu organicznego zostaje udostępniona dla roślin. Podobne działanie wykazują uprawy silnie korzeniące się roślin, np.: grochu, łubinu, gorczyca, lucerny czy koniczyny czerwonej (28).

Rośliny posiadają zróżnicowaną zdolność do pobierania fosforu i przejawiają zróżnicowane mechanizmy adaptacyjne. Według *S o ł t y s i a k a i i n.* (26) fosfor jest dobrze pobierany z gleby przez lucernę, strączkowe, koniczynę, trawy, okopowe, a gorzej przez zboża (zwłaszcza jęczmień) oraz rzepak.

Według *B a l e m i l a i N e g i s h o* (2) w warunkach deficytu $P_{\text{dost.}}$ rośliny adaptują się do warunków stresowych, uruchamiając pewne mechanizmy zwiększające wydajność pobierania fosforu. Głównym z nich jest modyfikacja architektury korzenia, polegająca na silnym rozwoju systemu korzeniowego, tworzeniu dłuższych włósników korzeni i zwiększeniu ilości wydzielin, w tym również enzymów sprzyjających pobieraniu fosforu. W przyszłości wszystkie te morfologiczne, fizjologiczne, biochemiczne oraz molekularne mechanizmy adaptacji mogą zostać wykorzystane w usprawnieniu efektywności nawożenia fosforem. *Z h a n g i i n.* (31), badając wpływ rodzaju okrywy roślinnej na formy oraz zawartość fosforu w wierzchniej warstwie (0-20 cm) gleby w pobliżu lasów alpejskich ustalił, że zmiana okrywy roślinnej od podalpejskich lasów szpilkowych, przez alpejskie zakrzaczenia, do

alpejskich łąk zakrzaczonych może zmniejszyć zarówno wiązanie fosforu w glebie jak i jego dostępność. Autorzy zauważają, że pełne rozpoznanie dynamiki przemian fosforu w glebach wymaga dalszych badań i należy rozpatrywać je wyłącznie w powiązaniu z przemianami azotu w glebie.

Podsumowanie

Dostarczenie roślinie fosforu w odpowiedniej ilości, formie i czasie powinno być jednym z celów nadrzędnych zrównoważonej i efektywnej produkcji roślinnej. Wykorzystanie puli fosforu glebowego przez rośliny zależy od szeregu czynników, by wymienić tylko: zasobność i dostępność składnika w glebie, pH gleby, prawidłowy rozwój bryły korzeniowej, obecność mikroorganizmów mobilizujących fosfor, rodzaj stosowanych zabiegów, czy temperaturę i fizjologiczny stan rośliny.

Problem niedoboru dostępnych form fosforu dotyczy szczególnie gleb bardzo ubogich w ten składnik. W przypadku gleb o stosunkowo wysokiej całkowitej zawartości P nie ma konieczności ich dalszego nawożenia. Należy jedynie uruchomić wprowadzone wcześniej przez człowieka zasoby P i zapewnić roślinie warunki umożliwiające ich pobranie, regulując odczyn i warunki wodno-powietrzne gleby. Grzyby i bakterie mobilizujące fosfor mogą stanowić ogromną wartość użytkową, ponieważ pozwalają na efektywne wykorzystywanie glebowych rezerw P, ale także na korzystanie z tańszych źródeł P (np. na stosowanie tańszego surowca fosforowego zamiast superfosfatu). Obecność w środowisku glebowym substancji humusowych zmniejsza wytrącanie się fosforanów i dodatkowo ogranicza procesy uwsteczniania fosforu wniesionego z nawozami.

Literatura

1. Akhtar M.S., Jilani G., Khan A.A., Naqvi S.M.S., Rasheed M.: Phosphorus solubilizing bacteria: Occurrence, mechanisms and their role in crop production, *J. Agric.Biol. Sci.*, 2009, **1**: 48-58.
2. Balemil T., Negisho K.: Management of soil phosphorus and plant adaptation mechanisms to phosphorus stress for sustainable crop production: a review. *J. Soil Sci. Plant Nutr.*, 2012, **12(3)**: 547-561.
3. Bojinova D., Ivanova R., K. Nedialkova.: Rock phosphate solubilization by soil bacteria, *J. University Chem. Technol. Metal.*, 2006, **41(3)**: 297-302.
4. Filipek T., Skowron P.: New proposals for phosphorus management in Polish agriculture. w: Sapek A.: Scientific basis to mitigate the nutrient dispersion into the environment. Falenty, 2000: 151-159.
5. Fotyma M., Kęsik K., Lipiński W., Filipiak K.: Testy glebowe jako podstawa doradztwa nawozowego, *Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy*, 2015, **42(16)**: 9-53.
6. Fotyma M., Igras J.: Udział obszarów wiejskich w ogólnej emisji związków azotu i fosforu z obszaru Polski do Bałtyku. W: Igras J., Pastuszek M.: Udział Polskiego rolnictwa w emisji związków azotu i fosforu do Bałtyku, Puławy, 2009: 331-348.

7. Klikocka H., Gaj R., Głowacka A., Narolski B., Szostak B.: Pobranie fosforu z ziarnem pszenżyta jarego na tle uprawy roli i nawożenia mineralnego oraz właściwości chemicznych gleby. *Polish J. Agronomy*, 2015, **21**: 3.
8. Główny Urząd Statystyczny (GUS): Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2015/2016, Warszawa, 2017 r.
9. Hargreaves P.: Soil Texture and pH Effects on Potash and Phosphorus Availability. *Potash News*, The Potash Development Association, 2015.
10. Jadczyzyn T., Kopiński J., Ochal P.: Produkcyjne i środowiskowe aspekty gospodarowania fosforem. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2013, **34(8)**: 57-74.
11. Jones D.L., Oburger E.: Solubilization of phosphorus by soil microorganisms. W: *Phosphorus in action. Biological processes in soil phosphorus cycling*. Pr. zbior. Red. E.K. Buenemann, E. Frossard, A. Oberson., Ser. *Soil Biology*, Berlin, Heidelberg. Springer-Verlag, 2011, **100**: 169-198.
12. Koper J., Lemanowicz J.: Aktywność fosfatazy i zawartość fosforu w glebie spod wybranych roślin uprawnych nawożonych gnojowicą. *Proc. of ECOpole*, 2007, **1(12)**: 153.
13. Kozera A.: System ochrony fosforu w glebie. 2014 dostępne 12.06.2017 r. <http://agro-technika.pl/system-ochrony-fosforu-w-glebie/>.
14. Kreišmane Dz., Naglis-Liepa K., Popluga D., Lēnerts A., Rivžai P.: Liming effect on nitrogen use efficiency and nitrogen oxide emissions in crop farming. *Research for Rural Development*, 2016, **1**: 3-36.
15. Król M.: Przemiany mikrobiologiczne fosforu w glebie. *Monografie i rozprawy naukowe*, Puławy, 2012: 33.
16. Kumar V., Kumar Behl R., Narula N.: Establishment of phosphate-solubilizing strains of *Azotobacter chroococcum* in the rhizosphere and their effect on wheat cultivars under greenhouse conditions. *Microbiol. Res.*, 2001, **156**: 87-93.
17. Kutra G., Aksomaitienė R., Silnika A.S.: Phosphorus in Lithuanian agriculture and its accumulation in soil with different organic matter content. W: *Phosphorus in agriculture and water quality protection*. Pr. zbior. Red. A. Sapek. Falenty, 1998: 52-59.
18. Podleśna A., Podleśny J., Klikocka H.: Wpływ nawożenia siarką i azotem na azotowo-fosforową gospodarkę kukurydzy. *Przem. Chem.*, 2017, **96/6**: 1374-1377. DOI: 10.15199/62.2017.6.32.
19. Potarzycki J.: Fosfor w glebie. *J. of Elementol.*, 2003, **8**: 19-32.
20. Saeid A., Chojnacka K.W., Wyciszkiewicz M.: Wykorzystanie mikroorganizmów w wytwarzaniu nawozów fosforowych. *Przem. Chem.*, 2012, **91(5)**: 956-958.
21. Salomon E., Sundberg M. (Eds.): Implementation and status of priority measures to reduce nitrogen and phosphorus leakage – Summary of country reports, *Baltic COMPASS Work Package 3 Report*, JTI 2012: 1-33.
22. Sapek B.: Nagromadzenie i uwalnianie fosforu w glebach – źródła, procesy, przyczyny. *Woda Środ. Obsz. Wiej.*, 2014, **1(45)**: 77-100.
23. Sharpley, A.N.: Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impact. *Ecol. Eng.*, 1995, **5**: 261-279.
24. Smagacz J.: Fosfor w glebie w warunkach zróżnicowanej uprawy roli. *Konferencja Naukowa Fosfor – współczesne wyzwania dla rolnictwa i środowiska. Materiały konferencyjne*. Puławy, 15-16 czerwca 2015: 135-136.
25. Smagacz J.: Uproszczona uprawa roli. w: Jadczyzyn T. (red.): *Dobre praktyki rolnicze na obszarach szczególnie narażonych (OSN) na azotany pochodzenia rolniczego*, Brwinów, 2015: 55-58.
26. Sołtysiak U., Kukuła K., Błażej J., Fajger M., Szczepański K., Bednarz B.: Ramowy program rozwoju rolnictwa ekologicznego na Podkarpaciu na lata 2003-2006. *Rzeszów*, 2002: 1-22.
27. Sundara B., Natarajan V., Hari K.: Influence of phosphorus solubilizing bacteria on the changes in soil available phosphorus and sugarcane and sugar yields. *Field Crops Res.*, 2002, **77(1)**: 43-49.
28. Szczepaniak W.: Dostępność fosforu dla roślin. 2014 dostępne na stronie: <http://agro-technika.pl/archiwa/dostepnosc-fosforu-dla-roslin/>.

29. Von Wandruszka R.: Phosphorus retention in calcereous soils and the effect of organic matter on its mobility [online]. *Geochemical Transactions*. 2006, **7(6)**: 1-8 [Dostęp 02.10.2013]. <http://www.geochemicaltrasactions.com./content/7/1/6>.
 30. Zalecenia Nawozowe. Cz. I. Liczby graniczne do wyceny zawartości w glebach makro- i mikroelementów. Puławy, 1985, Ser. P(20): 34.
 31. Zhang L., Wu Y., Wu N., Luo P., Liu L., Hu H. Y.: Impact of vegetation type o soil phosphorus availability and fractions near the alpine timberline of the Tibetan Plateau. *Pol. J. Ecol.*, 2011, **59(2)**: 307-361.
-

Adres do korespondencji:

mgr Beata Jurga
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 839
e-mail: bjurga@iung.pulawy.pl

Anna Podleśna

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

WPŁYW NAWOZÓW SIARKOWYCH NA ZRÓŻNICOWANIE I AKTYWNOŚĆ MIKROORGANIZMÓW GLEBOWYCH*

Słowa kluczowe: nawozy siarkowe, bakterie, grzyby, promieniowce, enzymy

Wstęp

Celem rolniczej produkcji roślinnej jest uzyskanie wysokich plonów o pożądanej jakości. Jest ona prowadzona na glebie, która podlega wpływom klimatu, wegetacji roślinnej oraz oddziaływaniu człowieka (20). Gleba składa się z minerałów, martwej substancji organicznej, wody, powietrza oraz organizmów żywych. To powoduje, że jest to twór żywy, w którym zachodzą złożone przemiany chemiczne i biochemiczne, dzięki czemu stanowi naturalne siedlisko życia roślin. Gleby przeznaczone pod uprawę roślin powinny charakteryzować się odpowiednią żyznością, co odnosi się głównie do ich cech morfologiczno-fizycznych oraz właściwego uwilgotnienia, temperatury i odczynu, a także zasobności w składniki pokarmowe i materię organiczną. Jednak ciągle spotyka się niskie i niebilansowane stosowanie składników pokarmowych, które degraduje jakość gleby i ma szkodliwy wpływ na jej biologiczne środowisko (10). Jednym ze składników wykazujących działanie plonotwórcze, który obok NPK powinien być uwzględniany w planie nawożenia, jest siarka. Niestety, w wielu rejonach Polski gleba wykazuje deficytową zawartość tego składnika. Rynek nawozowy oferuje obecnie wiele nawozów zawierających siarkę ale często różnią się one zarówno formą chemiczną tego składnika, jak i pierwiastkiem towarzyszącym, przez co ich wpływ na kształtowanie żyzności gleby może być odmienny, co wykazały badania Adams i in. (1). Wiadomo obecnie, że zmiany zachodzące w środowisku glebowym pod wpływem nawożenia oddziałują mniej lub bardziej korzystnie na poszczególne elementy żyzności, a niekiedy mogą nawet ją obniżyć, powodując w konsekwencji pogorszenie wielkości i jakości plonu. Jednym ze wskaźników żyzności oraz urodzajności gleb jest ocena ich aktywności mikrobiologicznej i enzymatycznej (16). Przyjmuje się, że zmiany

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

w liczebności oraz zróżnicowaniu mikroorganizmów glebowych mogą wpływać na procesy glebowe, które są kluczowymi w rolnictwie zrównoważonym, tj. recykling składników pokarmowych, utrzymanie struktury gleby, rozkład agrochemikaliów i zanieczyszczeń oraz kontrola szkodników roślin uprawnych.

Prezentowana praca przedstawia zagadnienie relacji pomiędzy stosowanymi nawozami siarkowymi a aktywnością mikroorganizmów i enzymów glebowych, opracowane w oparciu o dostępną literaturę przedmiotu.

Gleba jako środowisko życia mikroorganizmów

Gleba należy do najważniejszych i zarazem najbardziej skomplikowanych środowisk naturalnych, w którym rozwijają się mikroorganizmy. Stanowi ona środowisko biologiczne niejednorodne (heterogenne), w którym występują znaczne różnice w składzie i właściwościach, zależnie od miejsca, z którego pochodzi (23). Charakteryzuje ją struktura gruzełkowata, złożona z granul elementarnych o wymiarach od 0,5 do 5 mm, powstających z cząstek mineralnych, zlepionych przez substancje humusowe oraz śluz. Granule elementarne tworzą zaś większe agregaty, z kanalikami i otworami wypełnionymi roztworem glebowym i fazą gazową (15). Żyzność i potencjał plonotwórczy gleby są związane z jej właściwościami fizykochemicznymi oraz aktywnością biologiczną, czyli z intensywnością przebiegu procesów przemian substancji organicznych i mineralnych katalizowanych przez mikroorganizmy (7,14).

Glebę zasiedla ogromna liczba mikroorganizmów, które stanowią 0,2% jej ciężaru i 1,33% objętości. Biorąc pod uwagę profil glebowy to najwyższa liczebność mikroorganizmów jest obserwowana w warstwie od 0 do 15 cm, głównie ze względu na dostępność substancji pokarmowych i odpowiednie natlenienie. W 15-centymetrowej warstwie gleby znajduje się od 1,5 do 7,2 t·ha⁻¹ (średnio 4,2 t·ha⁻¹) biomasy mikroorganizmów (bakterii, grzybów, glonów, sinic oraz pierwotniaków). Natomiast w całej warstwie ornej gleby znajduje się 3-15 t·ha⁻¹ samych bakterii (7). Z kolei w 1 g gleby występuje od kilku tysięcy do kilku miliardów komórek bakterii. Biomasa grzybów najczęściej dwukrotnie przekracza biomasę bakterii. Są to na ogół grzyby saprofityczne czyli grzyby pobierające energię i rozwijające się na martwych szczątkach organizmów roślinnych i zwierzęcych, także na substancji organicznej, zsyntetyzowanej przez człowieka. Spełniają one podstawową funkcję w krążeniu pierwiastków w przyrodzie, rozkładając materię organiczną na związki proste (7). Mikroorganizmy są związane głównie z fazą stałą gleby, która umożliwia tworzenie się agregatów i jest bogatym źródłem energii oraz mikro- i makroelementów (15). Cząstki stałe gleby są zdolne do adsorbowania na swojej powierzchni zewnątrzkomórkowego DNA, uwolnionego podczas lizy komórek, który może stanowić dla mikroorganizmów glebowych źródło węgla, azotu czy fosforu (23). Prowadzone analizy rozkładu przestrzennego bakterii w mikrosiedliskach wykazały także, że w glebach poddawanych różnym praktykom nawożenia, więcej niż 80% bakterii jest ulokowanych w mikroporach fazy stałej gleby tzw. mikroagregatach (2-20 μm). Mikroorganizmy są adsorbowane na powierzchni

agregatów, bytują w substancjach humusowych, kompleksach organiczno-mineralnych i na częściowo rozłożonych cząstkach materii organicznej, tworząc mikrokolonie (15). Powstawanie agregatów glebowych umożliwia działanie mikroflory i korzeni roślin, wytwarzających włókna i nitki polisacharydowe, które łącząc się z cząstkami ilastymi tworzą kompleksy organiczno-mineralne (23). Stabilność tych agregatów jest ściśle uzależniona od aktywności mikroorganizmów glebowych. Takie miejsca oferują najbardziej korzystne warunki dla wzrostu mikroorganizmów w odniesieniu do wody, dostępności substratu, dyfuzji gazów i ochrony (22). Bogato zasiedlona przez mikroorganizmy jest strefa obejmująca powierzchnię korzenia i przylegającą do niego glebę zwaną ryzosferą (7). Różni się ona składem od innych części gleby, a jej grubość waha się od kilku do kilkunastu milimetrów, co zależy od rodzaju gleby, jej warunków fizykochemicznych, a przede wszystkim od gatunku i stadium rozwojowego rośliny. Ryzosfera stanowi specyficzne środowisko, w którym mają miejsce bardzo ważne i intensywne interakcje pomiędzy rośliną, glebą i mikroorganizmami (18). Bujne zasiedlanie ryzosfery przez mikroorganizmy jest spowodowane wydzielaniem przez rośliny licznych wydzielin korzeniowych, a także odbywający się proces złuszczenia oraz rozkładu komórek naskórka i czapeczek korzeniowych. Wydzieliny zawierają wiele związków organicznych takich jak: węglowodany, aminokwasy, cukry, kwasy organiczne, witaminy, alkaloidy czy związki taninowe sprzyjające rozwojowi bakterii. Związki te stanowią pożywienie dla mikroorganizmów (18). Dlatego liczebność mikroorganizmów w ryzosferze jest kilka-kilkadziesiąt razy większa niż w strefie poza korzeniem (7).

Znaczenie mikroorganizmów w funkcjonowaniu gleb

Mikroorganizmy są istotnym składnikiem każdego ekosystemu. Mają szczególne właściwości umożliwiające uczestnictwo w wielu naturalnych procesach zachodzących w przyrodzie (7). O ich przydatności decyduje szybkość przemiany materii oraz bogactwo i różnorodność przeprowadzanych procesów biochemicznych, a także duża zmienność fizjologiczna, umożliwiająca tworzenie szczepów o pożądanym właściwościach, lub szybkie dostosowywanie się do zmian w środowisku. Działalność drobnoustrojów w środowisku jest warunkiem podtrzymywania życia na Ziemi.

Gleba jest złożona z części mineralnych, organicznych i organizmów żywych. Zachodzi w niej wiele reakcji chemicznych i biochemicznych, określanymi jako metabolizm gleby. Ocenia się, że za przebieg tego metabolizmu w 80-90% są odpowiedzialne mikroorganizmy (7). Są one jednym z najistotniejszych czynników decydujących o żyzności i produktywności biologicznej gleb. Warunkują również obieg materii (cykliczne przechodzenie ze środowiska abiotycznego do organizmów żywych i znowu do środowiska abiotycznego itd.). Mikroorganizmy biorą udział w najważniejszych procesach biochemicznych odbywających się w glebie. Jednym z nich są przemiany węgla, przeprowadzane jako mineralizacja licznych, organicznych połączeń węgla, związków naturalnych i syntetycznych, do których należy przede

wszystkim rozkład celulozy i hemicelulozy, ligniny, pektyn, skrobi oraz tłuszczów i węglowodorów. Drugim ważnym procesem są przemiany azotu, w których mikroorganizmy uruchamiają w glebie dużą pulę tego składnika, obecną w formie substancji organicznej. Następnie należy wymienić przemiany: siarki, fosforu, potasu oraz żelaza i manganu. W efekcie tych procesów składniki pokarmowe, obecne w glebie w formach nieprzyswajalnych, zostają udostępnione do wykorzystania w procesach żywieniowych po utlenieniu lub/i mineralizacji przeprowadzanych przez bakterie i grzyby. Ponadto, mikroorganizmy biorą udział w procesach syntezy i rozkładu próchnicy glebowej, której obecność jest podstawowym warunkiem wysokiej żyzności gleby czyli zdolności gleby do zaspokajania pokarmowych i środowiskowych potrzeb roślin (7).

We wszystkich procesach biochemicznych związanych z przemianą związków organicznych i mineralnych główną rolę odgrywają enzymy mikroorganizmów. To od mikroorganizmów i wydzielanych przez nie enzymów zależy aktywność biologiczna gleby. Enzymy glebowe odgrywają ważną rolę zarówno w utrzymaniu właściwości fizycznych i chemicznych gleby oraz jej żyzności, jak również kondycji zdrowotnej. Pełnią kluczowe funkcje biochemiczne w procesach rozkładu materii organicznej i obiegu energii w środowisku glebowym. Są ważne jako katalizatory wielu reakcji życiowych koniecznych dla procesów mikrobiologicznych w glebach, takich jak: mineralizacja, immobilizacja, utlenianie, redukcja czy absorbowanie substancji nieorganicznych. Są także niezbędne dla stabilizacji struktury gleby, rozkładu zanieczyszczeń organicznych, tworzenia materii organicznej oraz krążenia składników pokarmowych (11) co powoduje, że odgrywają ważną rolę w rolnictwie (12). Enzymy są stale syntetyzowane, akumulowane i rozkładane w glebie a poziom aktywności enzymatycznej gleby jest podstawową informacją o zmianach zachodzących w środowisku (13).

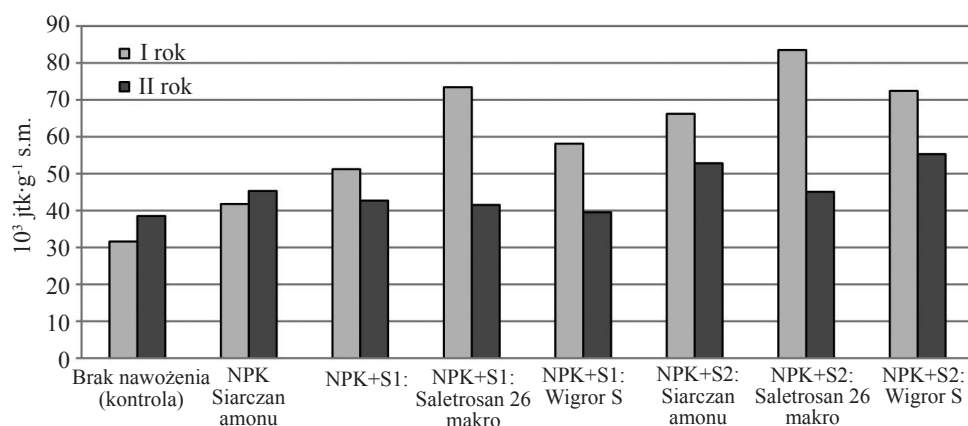
Wpływ nawozów siarkowych na rozwój i funkcjonowanie mikroorganizmów glebowych

Rozwój mikroorganizmów w glebie zależy od jej właściwości fizycznych i chemicznych, nawożenia, warunków klimatycznych oraz czynników agrochemicznych, a zwłaszcza od zasobności w materię organiczną, która jest dla nich źródłem energii i składników pokarmowych (17). Mikroorganizmy wraz z szatą roślinną określają zarówno kierunek, jak i charakter procesów biochemicznych oraz doprowadzają do powstania pewnego rodzaju równowagi w środowisku glebowym. W glebach uprawnych nie ma jednak naturalnej homeostazy, ponieważ podlegają one ciągłym zabiegom rolnika dążącego do uzyskania wysokich i dobrych jakościowo plonów. W tym celu stosowane są odpowiednie zabiegi uprawowe, nawożenie, ochrona chemiczna czy deszczowanie. Spośród wielu czynników antropogenicznych, mających duży wpływ na mikroorganizmy glebowe, jedno z głównych miejsc zajmuje nawożenie. W ostatnich latach w zaleceniach agrotechnicznych dużo uwagi poświęca

się wskazaniom dotyczącym stosowania nawozów siarkowych, aby zabezpieczyć glebę i uprawiane rośliny w ten cenny składnik pokarmowy.

W praktyce rolniczej często stosowane są siarczanowe formy nawozów tj. siarczan amonu, siarczan potasu oraz siarczan magnezu. Mysków i in. (14) prowadzili badania nad wpływem siarczanu amonu na aktywność biologiczną gleb i wykazali, że zastosowanie tego nawozu spowodowało silne zakwaszenie gleby. W konsekwencji wywołało to niekorzystne zmiany w proporcjach badanych zespołów mikroorganizmów powodując zwiększenie zespołu grzybów w stosunku do bakterii. Przytoczone wyniki potwierdzają zakwaszające działanie siarczanu amonu, który po rozpuszczeniu w wodzie glebowej dysocjuje na jony NH_4^+ i SO_4^{2-} . Z uwolnionych jonów rośliny szybciej, i w większej ilości, pobierają kationy NH_4^+ czemu towarzyszy wydzielanie do gleby równoważnej ilości jonów H^+ . Również w doświadczeniu Filipek-Mazur i in. (3) prowadzonym z różnymi nawozami siarkowymi, na tle kontroli i nawożenia podstawowego NPK, wykazano pewien wpływ siarczanu amonu na liczebność grzybów w glebie. Obserwowano jednocześnie znaczne różnice w zależności od nawożenia oraz uprawianej rośliny (Rys. 1). Wyższą liczebność grzybów glebowych stwierdzono po zbiorze rzepaku jarego (I rok badań), szczególnie w obiektach, gdzie stosowano nawóz Saletrosan 26 makro, Wigor S oraz siarczan amonu w większej dawce. Z kolei w drugim roku badań największa liczebność grzybów wystąpiła w glebie nawożonej wyższą dawką siarczanu amonu i siarki elementarnej (Wigor S), co jest prawdopodobnie związane ze spadkiem odczynu gleby w tych obiektach (5, 19) i wzrostem ciśnienia osmotycznego (5).

Zdaniem Smyka i in. (21) silny rozwój grzybów w glebach zakwaszonych jest zjawiskiem niekorzystnym, gdyż wiele ich gatunków charakteryzuje się właściwościami toksycznymi (*Aspergillus*, *Fusarium* i *Penicillium*), ponieważ ich



Rys. 1. Liczebność grzybów w glebie w zależności od nawożenia

Źródło: Filipek-Mazur i in., 2017 (3)

metabolity odznaczają się szkodliwym wpływem na mikroorganizmy. Niektóre mykotoksyny wykazują działanie bakteriobójcze, przez co niszczą m.in. symbiotyczne i niesymbiotyczne asymilatory azotu atmosferycznego (17). Innego zdania jest Martyniuk (12), który twierdzi, że zastosowanie siarczanu amonu obniżyło pH gleby i zmniejszyło liczebność bakterii, ale gleba ta nie była pod żadnym względem jałowa (Tab.1). Wciąż zawierała bardzo dużo różnych bakterii, a liczebność zasiedlających ją grzybów była nawet wyższa niż w glebie nienawożonej lub nawożonej obornikiem. Według tego autora (12), grzyby są pożytecznymi mikroorganizmami glebowymi, które w zdecydowanej większości nie są szkodliwe dla roślin i pełnią w glebie wiele ważnych funkcji. Zalicza się do nich produkcję prekursorów związków humusowych i substancji biologicznie aktywnych czy rozkład resztek organicznych, zwłaszcza zawartych w nich złożonych polimerów, tj. celuloza, lignina, keratyna i chityna. Ponadto grzyby wytwarzają duże ilości antybiotyków, substancji humusowych, witamin oraz mykotoksyn. Poprzez wytwarzanie substancji odżywczych, akumulację wody, wytwarzanie kwasów organicznych i uwalnianie pierwiastków ze związków mineralnych mają duże znaczenie w procesach glebotwórczych i odżywianiu roślin.

Tabela 1

Wpływ nawożenia na niektóre mikrobiologiczne i chemiczne właściwości gleby

Obiekty	pH _{H2O}	Liczebność		Zawartość C organicznego (mg·kg s.m. gleby ⁻¹)	Aktywność dehydrogenaz (μg formazanu·g gleby ⁻¹)
		bakterii (jtk·10 ⁶ ·g gleby ⁻¹)	grzybów (jtk·10 ³ ·g gleby ⁻¹)		
Bez nawożenia	6,2	7,0	76	4,7	177
NPK, N w (NH ₄) ₂ SO ₄	4,4	2,3	220	4,5	44
NPK, N w NH ₄ NO ₃	6,9	7,6	72	5,6	231
Obornik, 20 t·ha ⁻¹	6,8	18,5	120	6,1	242

Źródło: Martyniuk, 2014 (12), zmodyfikowane

Wytwarzają również substancje czynne – gibereliny, auksyny, cytokiny. Z kolei w doświadczeniu wazonowym Kulczycki i in. (8) stwierdzono wyraźny spadek liczebności grzybów w glebie nawożonej siarczanem wapnia, w stosunku do gleby nawożonej siarką elementarną. W glebie z tego obiektu zmniejszyła się również liczba wyosobnionych gatunków. Zdaniem autorów ww. pracy negatywny wpływ łatwo przyswajalnej dla grzybów siarki siarczanowej mógł być spowodowany nadmierną akumulacją tego składnika w strzępkach grzybni lub też toksycznym oddziaływaniem siarki na grzybnie przy jednorazowym wprowadzeniu do gleby całej dawki nawozu. Wynika to z tego, iż siarczany są dostępne dla roślin i mikroorganizmów bezpośrednio po aplikacji, podczas gdy siarka elementarna musi ulec utlenieniu do siarczanów (9).

W doświadczeniu Lupwayi i in. (9) istotny wpływ siarki na zróżnicowanie mikroorganizmów obserwowano w całej glebie (wpływ negatywny w porównaniu z kontrolą) i w ryzosferze (efekt pozytywny). Jej podanie w postaci siarczanu miało większy wpływ (negatywny bądź pozytywny) na zróżnicowanie mikroorganizmów niż siarki elementarnej. Na podstawie badań stwierdzono, że stosowanie siarki

może mieć bezpośredni szkodliwy wpływ na mikroorganizmy, bądź pośrednio wpływ korzystny, poprzez oddziaływanie na wzrost roślin, który powoduje zwiększenie wydzielin korzeniowych w ryzosferze zdrowych roślin. Wyniki badań Gajewskiej i in. (4) podkreślają istotny wpływ nawożenia na liczebność i skład gatunkowy mikroorganizmów glebowych (Tab. 2). Zastosowanie superfosfatu pojedynczego (zawierającego ok. 28% SO₃) spowodowało, w porównaniu do superfosfatu potrójnego (zawierającego śladowe ilości siarki), a szczególnie do kontroli, wzrost liczby gatunków bakterii i grzybów w glebie. Jednocześnie w glebie z tego obiektu stwierdzono mniejszą liczebność bakterii i grzybów niż w glebie nawożonej superfosfatem potrójnym. Zdaniem Lupay i in. (9) wpływ siarki na poszerzenie zróżnicowania mikrobiologicznego jest obserwowany zwłaszcza w glebach bardziej deficytowych w ten składnik.

Tabela 2

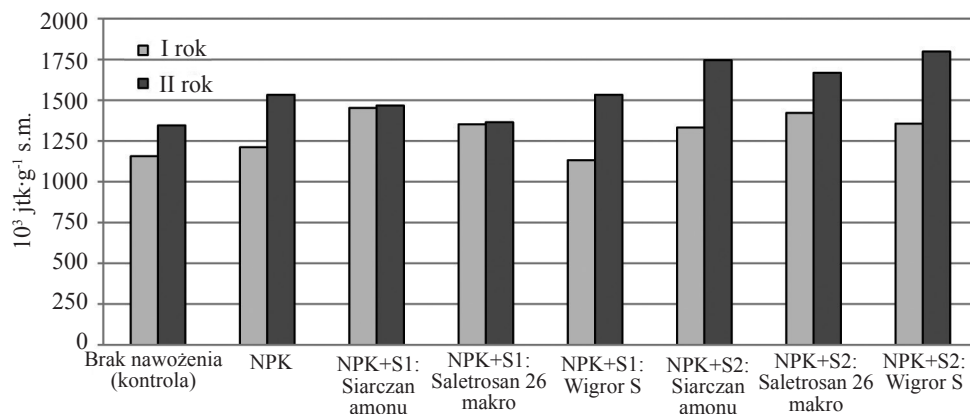
Skład gatunkowy i liczebność mikroorganizmów w glebie w zależności od nawożenia

Kombinacja nawozowa	Bakterie	Grzyby
Skład gatunkowy		
Kontrola	<i>Thiobacillus spp.</i>	<i>Aspergillus nidulans</i> <i>Penicillium jonthinellum</i> <i>Penicillium notatum</i> <i>Penicillium thomii</i> Drożdże nieoznaczone
Superfosfat pojedynczy	<i>Thiovulum sp.</i> <i>Achromatium sp.</i> <i>Thiobacillus thiooxidans</i> <i>Macromonas sp.</i>	<i>Acremoniu, murorum</i> <i>Aspergillus fumigatus</i> <i>Aspergillus repens</i> <i>Mucor hiemalis</i> <i>Mucor spinosus</i> Drożdże nieoznaczone
Superfosfat potrójny	<i>Thiovulum sp.</i> <i>Macromonas sp.</i> <i>Thiobacillus spp.</i>	<i>Acremonium scritum</i> Drożdże nieoznaczone
Ogólna liczebność mikroorganizmów (log ⁻¹ · jtkg ⁻¹ · s.m. ⁻¹)		
Kontrola	4,71	3,20
Superfosfat pojedynczy	4,59	2,33
Superfosfat potrójny	5,40	3,17

Źródło: Gajewska i in., 2005 (4), zmodyfikowane

Również badania Filipk-Mazur i in. (3) wykazały, że nawozy siarkowe stosowane na glebę lekko kwaśną (pH 5,96), miały korzystny wpływ na liczebność bakterii glebowych (Rys. 2). Po pierwszym roku badań największą liczebność tych mikroorganizmów (od 23 do 26% więcej niż w glebie kontrolnej) stwierdzono w glebie nawożonej pojedynczą dawką siarczanu amonu i podwójną Saletrosanu 26 makro. Natomiast po roku drugim najwięcej bakterii miały gleby nawożone podwójnymi dawkami nawozów zawierających siarkę w formie elementarnej i siarczanowej.

Przedstawione wyniki świadczą o bardzo korzystnym działaniu siarki nawozowej. Może to wskazywać na dodatni wpływ uzupełnienia jej ilości w glebie doświadczalnej, która charakteryzowała się wyjściowo niską zasobnością w ten składnik. Jak wiadomo, wszystkie bakterie wymagają wody i składników pokarmowych. Siarka jest na ogół przyswajana w postaci jonu siarczanowego, ale niektóre bakterie wymagają jej zredukowanych połączeń jak siarczany (IV), tiosiarczany lub połączenia organiczne, tj. cysteina lub metionina (7). Jednak wyższa liczebność bakterii w glebie obiektu kontrolnego i nawożonego NPK, w II roku badań może świadczyć także o pojawieniu się w tym czasie innych czynników, tj. dostępność wody i odpowiednia temperatura, które sprzyjały mineralizacji materii organicznej i namnażaniu się bakterii. Korzystny wpływ wzrostu liczebności bakterii w glebie wynika z tego, że wywołują one różne procesy biochemiczne, w tym rozkładają celulozę i ligniny do cukrów prostych. Szczególnie duże znaczenie dla żyzności gleb mają bakterie wiążące azot, jak *Rhizobium* oraz *Azotobacter* i *Clostridium*.



Rys. 2. Liczebność bakterii w glebie w zależności od nawożenia

Źródło: Filipek-Mazur i in., 2017 (3), zmodyfikowane

Zastosowane nawożenie spowodowało również wzrost liczebności promieniowców, zaliczanych obecnie do bakterii. Obserwowano to szczególnie w glebach gdzie stosowano wyższe dawki siarki w postaci siarczanu amonu, Saletrosanu 26 makro i nawozu Wigror S. Świadczy to o poprawie właściwości gleby, ponieważ promieniowce stanowią ważną grupę mikroorganizmów glebowych. Są one niezbędne w procesach rozkładu materii organicznej, aminokwasów, polisacharydów, tłuszczów, połączeń humusowych i węglowodorów alifatycznych a także błonnika, pentozanów i ligniny. Promieniowce wytwarzają również antybiotyki, barwniki i witaminy, które spełniają ważne funkcje w regulacji procesów przebiegających w środowisku glebowym (7).

Pozytywny, i stały w okresie wegetacji, wpływ siarki na liczebność bakterii i grzybów wykazano także w badaniach wazonowych prowadzonych na glebie o pH 7,5 (25). Najwyższy wzrost wymienionych mikroorganizmów obserwowano w glebie nawożonej niższą dawką siarki (30 mg S·kg⁻¹ gleby) co wskazuje, że dawka

podwojona była prawdopodobnie już za wysoka i oddziaływała na nie ograniczająco. Przebieg dynamiki liczebności bakterii i grzybów potwierdza, że najmniejszą ich liczebność stwierdzono w fazie wypełniania strąków, a najwyższą – w dojrzałości pełnej soi. Natomiast promieniowce rozwijały się najlepiej w początkowym okresie wzrostu soi do fazy pełni kwitnienia, a następnie ich liczebność w glebie uległa nieznacznemu zmniejszeniu. Wyjaśnieniem tej korzystnej reakcji mikroorganizmów na nawożenie siarką jest informacja o niskiej zasobności gleby w ten składnik pokarmowy. To potwierdza niezbędność siarki w żywieniu wszystkich organizmów. Rośliny odpowiednio zaopatrzone w siarkę mają prawidłowy metabolizm, który warunkuje sprawny wzrost i rozwój części nadziemnych oraz korzeni, przez co korzenie wydzielają więcej związków chemicznych i umożliwiają rozwój mikroorganizmów. Jak wspomniano wcześniej, mikroorganizmy glebowe także potrzebują siarki jako składnika pokarmowego, który jest dla nich nie tylko źródłem energii, ale także dostarcza materiału do rekonstrukcji komórek, wzrostu i rozmnażania (7).

Nawozy siarkowe a enzymy

Mikroorganizmy wydzielają do gleby bardzo dużo różnych enzymów (20), które określają zachodzące w nich procesy metaboliczne. Procesy te zależą z kolei od fizycznych, chemicznych, biochemicznych i mikrobiologicznych właściwości gleby (2). Poziom enzymów w glebie różni się ze względu na fakt, iż każda gleba ma różną zawartość materii organicznej, inny skład i aktywność mikroorganizmów, a także ze względu na inną intensywność przebiegających w niej procesów biologicznych.

Badania prowadzone przez Filipk-Mazur i n. (3) nad wpływem nawozów siarkowych na aktywność enzymatyczną gleby dały zróżnicowane wyniki (Tab. 3). Po pierwszym roku badań nie obserwowano statystycznie istotnego wpływu nawożenia na aktywność dehydrogenaz i katalazy. Po drugim roku badań aktywność dehydrogenaz w glebie nawożonej NPK była o 18% niższa w porównaniu do kontroli. Pewien trend wzrostu aktywności tego enzymu obserwowano szczególnie w glebach nawożonych NPK wraz z wszystkimi nawozami siarkowymi podanymi w większej dawce. Najkorzystniej wypadł jednak nawóz Wigor S.

Tabela 3

Aktywność dehydrogenaz ($\mu\text{g TPF}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ s.m.}\cdot\text{h}^{-1}$), katalazy ($\mu\text{mol H}_2\text{O}_2\cdot\text{g}^{-1}\text{ s.m.}\cdot\text{min}^{-1}$) i arylosulfatazy ($\mu\text{g pNF}\cdot\text{g}^{-1}\text{ s.m.}\cdot\text{h}^{-1}$) w glebie

Obiekt	Aktywność dehydrogenaz		Aktywność katalazy		Aktywność arylosulfatazy	
	I rok	II rok	I rok	II rok	I rok	II rok
Brak nawożenia (kontrola)	57,2a*	61,9b	8,15a	6,54b	21,9c	25,3b
NPK	68,7a	50,6a	7,57a	5,97ab	18,0b	20,8ab
NPK + S1 (siarczan amonu)	53,9a	62,6b	6,67a	5,76a	13,6a	20,0a
NPK + S1 (Saletrosan 26 makro)	64,6a	59,7b	7,46a	6,27ab	19,0bc	20,9ab
NPK + S1 (Wigor S)	59,2a	67,5b	7,73a	5,90ab	18,6b	21,1ab
NPK + S2 (siarczan amonu)	52,7a	62,4b	6,85a	5,93ab	12,5a	19,1a
NPK + S2 (Saletrosan 26 makro)	61,0a	65,2b	7,93a	5,73a	20,1bc	21,6ab
NPK + S2 (Wigor S)	52,0a	66,8b	6,92a	5,77a	15,0a	22,3ab

*Wartości średnie w kolumnach oznaczone tymi samymi literami nie różnią się istotnie przy poziomie istotności $\alpha \leq 0,05$, według testu Duncana

Źródło: Filiation-Mazur i in., 2017 (3), zmodyfikowane

Najwyższą aktywność katalazy i arylosulfatazy wykazywała gleba obiektów kontrolnych, a nawożenie NPK oraz dodatek nawozów siarkowych powodowały obniżenie aktywności tych enzymów. Enzym arylosulfataza jest odpowiedzialny za hydrolizę (rozkład) estrów siarczanowych i jest wydzielany przez bakterie w odpowiedzi na deficyt siarki w glebie, co wskazuje, że uzyskane wyniki są zgodne z literaturą przedmiotu (2, 11). Natomiast wzrost aktywności katalazy o 3,8-8,8 oraz 0,4-5,0%, odpowiednio dla niższej (30 mg S·kg⁻¹ gleby) i wyższej (60 mg S·kg⁻¹ gleby) dawki siarki w doświadczeniu wazonowym uzyskali Zhao i in. (25). Przedstawione wyniki wskazują, że zaopatrzenie w siarkę może zwiększyć aktywność katalazy w glebie. Aktywności tego enzymu jest ważnym wskaźnikiem świadczącym o intensywności procesów biochemicznych w glebie. Podobny trend wzrostu aktywności uzyskano w przypadku inwertazy, która w porównaniu do kontroli wzrosła o 0,9-3,6% i 0,4-1,3%, odpowiednio dla niższej i wyższej dawki siarki. Jednocześnie nie stwierdzono istotnej różnicy pomiędzy dawkami siarki i kontrolą, w której nie stosowano siarki. Prawdopodobnie wynikało to z faktu, że enzym inwertaza (zwany też sacharazą) należy do białek stabilnych w pH od 4 do nawet 10 (6) a zatem ewentualne obniżenie odczynu gleby w efekcie zastosowania siarki nie miało wpływu na jego aktywność. Ze względu na to, że inwertaza jest enzymem odszczepiającym cząsteczki fruktozy od sacharydów, we wspomnianym eksperymencie wykazano korzystny wpływ siarki na rozkład węglowodanów w glebie.

Znacznie większe obniżenie aktywności enzymów glebowych w efekcie zastosowania siarki elementarnej stwierdzili Wysocka i in. (24). Każda kolejna dawka siarki (1-5 g·dm⁻³gleby) powodowała dalszy spadek aktywności wszystkich badanych enzymów, a dodatkowo obserwowano także systematyczne

obniżanie odczynu gleby. Jeden z badanych enzymów – ureaza – katalizuje hydrolizę mocznika w glebie (13). Szybkość rozkładu mocznika zależy od odczynu gleby, a optymalna wartość pH wynosi od 6 do 7. Natomiast przy małej wartości odczynu bakterie mocznikowe rozwijają się w znikomych ilościach lub prawie wcale. Ponadto Gupta i in. (5) stwierdzili, że siarka utlenia się szybciej w glebach zasobnych w biomasę, co powoduje większe obniżenie odczynu i przez to ma bardziej istotny wpływ na środowisko glebowe. Prawdopodobnie również z tego powodu znacznemu obniżeniu uległa aktywność fosfataz, które katalizują hydrolizę organicznych połączeń fosforu i odpowiadają za gospodarkę fosforem w roślinie (13). W warunkach znacznego zakwaszenia gleby wzrasta także przyswajalność metali ciężkich, które powodują spadek aktywności fosfataz. Szczególną wrażliwość na działanie metali ciężkich wykazują również dehydrogenazy rozkładające związki organiczne w glebie, a procesy te są częścią szlaku oddechowego mikroorganizmów glebowych (2). Zdaniem Wyszko w s k i e j i n. (24) siarka elementarna ma szczególnie wpływ na zakwaszenie środowiska, które wpływa niekorzystnie na dehydrogenazy, ureazę, alkaliczną fosfatazę, a nawet na fosfatazę kwaśną. Zakwaszające działanie siarki elementarnej wynika z tego, że jej utlenianie powoduje zwiększenie stężenia jonów H^+ w glebie. Jednostka masowa tej formy siarki wywołuje efekt zakwaszający, który do neutralizowania wymaga 3 jednostek wapnia. Negatywne, w stosunku do enzymów glebowych, działanie siarki pierwiastkowej ma także związek z przedłużającym się procesem jej powolnego utleniania, co powoduje, że działanie zakwaszające trwa dłużej i zwiększa się wraz z upływem czasu (19).

Podsumowanie

Mikroorganizmy glebowe odgrywają niezwykle ważną rolę w przemianach składników pokarmowych w glebie mających znaczenie żywieniowe dla roślin uprawnych. Stąd też znajomość ich liczebności, zróżnicowania gatunkowego i działalności w tym środowisku jest niezbędna do zapewnienia optymalnych warunków dobrego wzrostu i rozwoju roślin oraz ich plonowania. Współdziałanie mikroorganizmów i roślin wyższych prowadzi do powstania pewnego rodzaju równowagi w układach biocenotycznych środowisk glebowych. Jednak równowaga ta może być zakłócona przez każdy nowy dopływ substancji chemicznej lub przez nagłą zmianę właściwości fizycznochemicznych gleby spowodowaną między innymi przez nawożenie. Może to doprowadzić do obniżenia żyzności gleby, co ma negatywny wpływ na wzrost i rozwój roślin uprawnych oraz skutkuje obniżeniem wielkości i jakości plonu. Jak wykazano w niniejszej pracy, stosowanie nawozów siarkowych może także powodować zmiany w różnorodności i aktywności mikroorganizmów glebowych, jak również wydzielanych przez nie enzymów.

Literatura

1. Adamus M., Drozd J., Stanisławska E.: Wpływ zróżnicowanego nawożenia organicznego i mineralnego na niektóre elementy żyzności gleby. *Rocz. Gleb.*, 1989, **XL**, **1**: 101-110.
2. Das S.K., Varma A.: Role of enzymes in maintaing soil helth. In: *Soil enzymology*, Soil biology 22, G. Shukla and A.Varma (Eds.), Berlin, 2011: 25-42.
3. Filipek Mazur B., Gorczyca O., Tabak M.: The effect of sulphur –containing fertilizers on soil biological properties. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 2017(IV-VI), **T.17,Z 2(58)**: 69-81.
4. Gajewska J., Olejnik K., Parzydeł M., Rastawicka M., Miszczyk A., Szulc W.: Wpływ różnych systemów nawozowych na mikroflorę glebową ze szczególnym uwzględnieniem tlenowych bakterii siarkowych. *Fragm. Agron.*, 2005(XXII), **1(85)**: 61-71.
5. Gupta V.S.S.R., Lawrence J.R., Germida J.J.: Impact of elemental sulfur fertilization on agricultural soils. I. Effects on microbial biomass and enzyme activities. *Can. J. Soil Sci.*, 1988, **68**: 463-473.
6. Jędrzejczak-Krzepkowska M., Kalinowska H., Bielecki S.: β -fruktofuranazydaza – właściwości, struktura i zastosowanie. *Post. Bioch.*, 2011, **57(4)**: 401-410.
7. Kwaśna H.: *Mikrobiologia rolnicza*. Wyd. Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, 2014, s. 390.
8. Kulczycki G., Płaskowska E., Matkowski K., Moszczyńska E.: Wpływ nawożenia siarką siarczanową i elementarną na liczebność i skład gatunkowy zbiorowisk grzybów w glebie. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 2007, **520**: 525-530.
9. Lupwayi N.Z., Monreal M.A., Clayton G.W., Grant C.A., Johnston A.M., Rice W.A.: Soil microbial biomass and diversity respond to tillage and sulphur fertilizers. *Can. J. Soil Sci.* 2001, **81**: 577-589.
10. Mahajan S., Kanwar S.S., Kumari P., Sharma S.P.: Long-term effect of mineral fertilization and amendmets on microbial dynamics an as alfisol of western Himalayas. *Indian J. Microb.*, 2007, **47**: 8689.
11. Makoi J.H.J.R., Ndakidem P.A.: Selected soil enzymes: Examples of their potential roles in the ecosystem. *African J. Biotechnol.*, 2008, **7(3)**: 181-191.
12. Martyniuk S.: Czy rolnictwo konwencjonalne (intensywne) szkodzi mikroorganizmom glebowym? *Pol. J. Agron.*, 2014, **17**: 25-29.
13. Mocek-Płóćiniak A.: Wpływ metali ciężkich na mikroorganizmy oraz aktywność enzymatyczną gleby. *Rocz. Gleb.*, 2011, **LXII**, **4**: 211-220.
14. Myśków W., Stachyra A., Zięba S., Masiak D.: Aktywność biologiczna gleby jako wskaźnik jej żyzności i urodzajności. *Rocz. Gleb.*, 1996, **VII**, **1-2**: 89-99.
15. Nannipieri P., Ascher J., Ceccherini M.T., Landi L., Pietramellara G., Renella G.: Microbial diversity and soil functions. *Europ. J. Soil Sci.*, 2003, **54**: 655-670.
16. Natywa M., Sawicka A., Wolna-Maruwka A.: Aktywność mikrobiologiczna i enzymatyczna gleby pod uprawą kukurydzy w zależności od zróżnicowanego nawożenia azotem. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 2010, **10**, **2(30)**: 111-120.
17. Natywa M., Selwet M., Maciejewski T.: Wpływ czynników agrotechnicznych na liczebność i aktywność drobnoustrojów glebowych. *Fragm. Agron.*, 2014, **31(2)**: 56-63.
18. Nihirimbere V., Ognema M., Smargiassi M., Thonart P.: Beneficial effect of the rhizosphere microbial community for plant growth and health. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ* 2011, **15(2)**: 327-337.
19. Podleśna A.: Wpływ nawozów siarkowych na odczyn i zasobność gleb w składniki pokarmowe. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2015, **45(19)**: 97-112.
20. Russel S.: Znaczenie badań enzymów w środowisku glebowym. *Acta Agroph.*, *Rozprawy i Monografie*, 2005, **(3)**: 5-9.
21. Smyk B., Czachor M., Awiz N.H.: Występowanie grzybów toksynotwórczych w glebach i ich wpływ na produktywność biologiczną agrosystemów. *Zesz Probl. Post. Nauk Roln.*, 1989, **380**: 143-150.

22. Torsvik V., Ovreas L.: Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Curr. Opin. in Microb.*, 2002, **5**: 240-245.
23. Wolińska A.: Aktywność dehydrogenazowa mikroorganizmów glebowych i dostępność tlenu w procesie reoksydacji wybranych mineralnych gleb Polski. *Acta Agroph., Rozprawy i Monografie*, 2010, **180**, ss. 88.
24. Wyszowska J., Kucharski J., Benedycka Z.: Physicochemical properties and enzymatic activity of sulfur-acidified horticultural soil. *Pol. J. Environ. Studies*, 2001, **10(4)**: 293-296.
25. Zhao Y., Xiao X., Bi D., Hu F.: Effects of sulfur fertilization on soybean root and leaf traits, and soil microbial activity. *J. Plant Nutr.*, 2008, **31**: 473-483.

Adres do korespondencji:

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

Dorota Pikula, Agnieszka Rutkowska

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

SKŁAD FRAKCYJNY PRÓCHNICY JAKO CHARAKTERYSTYKA JAKOŚCI MATERII ORGANICZNEJ*

Słowa kluczowe: kwasy huminowe, kwasy fulwowe, huminy, frakcja labilna, humus, metody frakcjonowania próchnicy

Wstęp

Jedną z funkcji glebowej materii organicznej (SOM) jest ograniczanie strat związków mineralnych. Związane z próchnicą składniki mineralne trudniej wypłukują się z gleby i słabiej przenikają w głębsze jej warstwy (6, 25, 29). Z tego względu, próchnica pozytywnie wpływa na wzrost i rozwój roślin, które mają stały dostęp do łatwo przyswajalnych składników odżywczych, pobieranych z gleby w miarę potrzeb. W przeciwieństwie do syntetycznych nawozów mineralnych, glebowa materia organiczna nie niesie ze sobą zagrożeń związanych z przenawożeniem roślin lub zasoleniem gleby, ponieważ jest substancją całkowicie naturalną (13). Dla niektórych gatunków roślin niekorzystny może być jedynie jej odczyn, uzależniony od rodzaju materiału organicznego, z którego powstała (2, 16). Próchnica, którą tworzą rośliny zielone czy komposty rozkładane przez mikroorganizmy, charakteryzuje się zwykle odczynem zasadowym lub lekko kwaśnym, natomiast jeśli w jej skład wchodzi dodatkowo rośliny iglaste, odczyn staje się bardziej kwaśny. Obecnie, przy stosowaniu dużych dawek nawozów mineralnych, znaczenie materii organicznej polega głównie na działaniu buforującym ich nadmierne stężenie, w mniejszym stopniu na dostarczaniu roślinom składników pokarmowych.

Głównym składnikiem materii organicznej są substancje humusowe, które decydują zarówno o jej właściwościach, jak i funkcjach. Stąd też tak bardzo ważna jest ocena jakości materii organicznej (10, 12, 17). Do oceny składu i właściwości materii organicznej stosuje się różne metody ekstrakcji i frakcjonowania (1, 5, 8, 28, 34), za pomocą których można rozdzielić ją na poszczególne frakcje, a następnie oszacować wpływ nawozów, zmianowania i zabiegów agrotechnicznych na jej ilość i jakość.

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

Skład glebowej materii organicznej

Substancje humusowe decydują zarówno o właściwościach, jak i funkcjach glebowej materii organicznej. Stanowią też ważne ogniwo w globalnym obiegu węgla (4, 6, 33). Tworzą naturalną mieszaninę amorficznych związków koloidalnych, różniących się między sobą zarówno strukturą, masą, rozmiarem, składem chemicznym, jak i właściwościami. Substancje humusowe powstają w wyniku procesu humifikacji czyli tworzenia próchnicy (humusu), na który składają się chemiczne i mikrobiologiczne procesy rozkładu resztek roślinnych i zwierzęcych w glebie oraz przebudowa i synteza związków organicznych (6, 31). Humifikacja prowadzi do odtwarzania lub zwiększania ilości substancji próchnicznych w glebie. Proces ten jest jednak ograniczany przez mineralizację glebowej materii organicznej, w wyniku której powstają proste związki mineralne. Oba te procesy zachodzą równocześnie i są ze sobą ściśle powiązane – produkty procesu humifikacji są włączane do procesu mineralizacji i odwrotnie. Przyjmuje się, że około 75-80% materii organicznej corocznie wprowadzanej do gleby w postaci nawozów naturalnych oraz resztek roślinnych i zwierzęcych ulega mineralizacji, a tylko 20-25% przekształca się w swoiste substancje próchniczne (18).

Ilość i jakość substancji humusowych powstających w wyniku syntezy różnych związków organicznych, zależy od typu gleby, nawożenia temperatury, wilgotności, odczynu oraz ilości i jakości przetworzonego materiału organicznego (9, 23, 26, 27). W literaturze szczególną rolę w procesie mineralizacji i humifikacji przypisuje się działalności mikroorganizmów, zwłaszcza wydzielaniu przez nie specyficznych enzymów. Poziom aktywności enzymatycznej gleb stanowi czuły wskaźnik ich żywności i urodzajności, informujący o kierunku przemian materii organicznej oraz o zmianach ekologicznych środowiska glebowego (7, 23, 30).

Większość wieloletnich badań nad materią organiczną oraz jej jakością związana jest z określeniem wpływu nawożenia naturalnego i mineralnego na ogólną pulę węgla organicznego w glebie, którego obecność wiąże się z zawartością próchnicy. Zawartość próchnicy w glebie nie jest bowiem stała i ulega znacznym wahaniom, nawet w ciągu jednego sezonu wegetacyjnego.

Przeprowadzone badania dowodzą, że pod wpływem nawożenia obornikiem, łącznego stosowania obornika i nawozów mineralnych zawierających NPK oraz przyorywania słomy, następuje przyrost zawartości materii organicznej w glebie oraz istotnie poprawiają się jej właściwości (6, 27, 29). Większość badaczy utrzymuje, że nawożenie mineralne nie zwiększa zawartości materii organicznej w glebie, a jedynie ją stabilizuje (11, 27, 33). Ł o g i n o w i W i ś n i e w s k i (20) oraz K l e s z c z y Ń s k i i Ł a k o m i e c (17) uważają jednak, że stosowaniu azotu mineralnego towarzyszy wzrost zawartości węgla organicznego w glebie. Rozbieżności w określeniu wpływu nawożenia na jakość próchnicy można upatrywać w stosowanych metodach analitycznych (5, 17, 25)

Metody frakcjonowania materii organicznej

Zdaniem niektórych autorów (5, 32, 11), badania próchnicy powinny dotyczyć nie tyle jej ilości, ile dynamiki zmian poszczególnych jej frakcji, ich wpływu na właściwości gleby oraz standaryzacji metod ich oznaczania. Do rozdziału materii organicznej na poszczególne frakcje wykorzystuje się szereg metod fizycznych, chemicznych i biologicznych.

Fizyczne metody oznaczania zawartości różnych frakcji glebowej materii organicznej (skrót ang. SOM) wykorzystują różnice w gęstości lub rozmiarze poszczególnych frakcji materii organicznej. Metodami tymi oznacza się frakcję lekką, która jest oddzielana od reszty SOM poprzez flotację. P u g e t i i n . (28) i M c L a u c h l a n i H o b b i e (24) wyodrębniali w glebie makro- (> 0,2 mm) i mikroagregaty (< 0,2 mm). L i i n . (22) analizowali trzy frakcje agregatów: gruboziarnistą (0,1-2 mm), drobnoziarnistą (0,05–0,1 mm) i stabilną biologicznie (< 0,05 mm), które uzyskali przesiewając glebę na mokro przez sita 0,1 i 0,05 mm, po wcześniejszym wytrząsaniu jej z wodą destylowaną. Z badań L i i n . (19) oraz G r e g o r i c h i i n . (14) wynika, że makroagregaty są zasobne w młodą i łatwo rozkładającą się materię organiczną, natomiast w mikroagregatach znajduje się SOM trudno rozkładająca się, przy czym jest jej mniej niż w makroagregatach.

Jeżeli chodzi o metody chemiczne wydzielenia frakcji SOM, to jeszcze kilkanaście lat temu badania nad jakością materii organicznej skupiały się na jej rozdzieleniu na kwasy huminowe, kwasy fulwowe i huminy, które oznaczane były z wykorzystaniem skomplikowanych i czasochłonnych metod Turina, Boratyńskiego i Wilka oraz Kononowej i Belczikowej (17). Obecnie, w badaniach gleb lekkich, podziału substancji humusowych na kwasy huminowe (C_{KH}), kwasy fulwowe (C_{KF}) oraz huminy (C_H) dokonuje się według znacznie prostszej metody Schnitzera, wykorzystującej rozpuszczalność tych związków w selektywnie działających rozpuszczalnikach (5, 18, 27). Wyzolowane kwasy huminowe to słabe alifatyczne i aromatyczne kwasy organiczne, nierozpuszczalne w wodzie ani w środowisku kwaśnym. Zawierają około 58% węgla i charakteryzują się barwą od ciemnobrązowej do czarnej. Kwasy fulwowe to grupa związków zawierających mniej pierścieni aromatycznych niż kwasy huminowe, ale więcej tlenu, przez co rozpuszczalne są 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. 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 strukturę gleby i jej pojemność wodną oraz stanowią rezerwuar składników odżywczych dla roślin (31). Zazwyczaj oznacza się węgiel zawarty w jednej z frakcji próchnicy, a zawartość węgla pozostałych oblicza się jako różnicę pomiędzy całkowitą zawartością węgla organicznego a zawartością węgla oznaczonej frakcji (24).

Innym podejściem do oceny ilości i jakości próchnicy jest podział SOM na dwie frakcje – labilną i stabilną (24). Frakcje te wyodrębnia się metodami chemicznymi, fizycznymi i biologicznymi. Frakcja labilna jest szybko rozkładana przez mikroorganizmy, natomiast frakcja trwała ma dłuższy czas rozkładu. Frakcję labilną definiuje się jako część SOM, która jest zawieszona w roztworze o gęstości $1,6-2,0 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$. Frakcja ta może zawierać około 8% całkowitego węgla organicznego i 5% całkowitego azotu (14). Według H a y n e s (15) labilną frakcją materii organicznej tworzą: biomasa mikroorganizmów oraz frakcje – lekka (LF, ang. *Light Fraction*) i łatwo rozpuszczalna (DOM, ang. *Dissolved Organic Matter*). W skład frakcji lekkiej wchodzi części roślin, zwierząt i mikroorganizmów o różnym stopniu rozkładu. Frakcja łatwo rozpuszczalna reprezentuje z kolei najbardziej ruchliwą i najszybciej rozkładającą się frakcję SOM, która stanowi pierwsze źródło energii dla mikroorganizmów znajdujących się w glebie.

Trwałą materię organiczną tworzą ligniny i inne substancje, które są trudno rozkładane przez mikroorganizmy glebowe. Wzrost zawartości w glebach bardziej stabilnych frakcji materii organicznej takich jak: kwasy huminowe oraz huminy, poprawia nie tylko właściwości chemiczne i fizyczne gleb, ale również ich właściwości biologiczne, co ma podstawowe znaczenie dla plonowania roślin uprawnych (11, 12).

Metody chemiczne wydzielenia frakcji labilnej SOM polegają na traktowaniu gleby mocnymi kwasami, nadmanganianem potasu (VII) lub na ekstrakcji za pomocą gorącej wody. Ilość węgla rozpuszczonego w gorącej wodzie wskazuje na stabilność glebowej materii organicznej. Stosując te metody zakłada się, że jeśli frakcja labilna jest łatwo rozkładana przez enzymy mikroorganizmów, to może ona być tak samo rozkładana przez wymienione związki chemiczne (24).

W metodzie z wykorzystaniem nadmanganianu potasu (VII), znając zawartość węgla frakcji labilnej, ulegającej utlenieniu pod wpływem KMnO_4 oraz nielabilnej, czyli nieutleniającej, labilność można obliczyć jako iloraz tych dwóch frakcji. Węgiel labilny (L) jest też jednym z elementów potrzebnych do obliczenia tzw. wskaźnika zagospodarowania węgla CMI (ang. *Carbon Management Index*) (3). Przy wyznaczeniu tego wskaźnika uwzględnia się stosunek zasobów węgla w glebie badanej i porównawczej (CPI) oraz wskaźnik labilności (LI), obliczony jako stosunek zawartości węgla labilnego oznaczonego w badanej glebie do ilości węgla labilnego w próbie kontrolnej. CMI jest iloczynem CPI i LI wyrażonym w procentach (1). Wskaźnik ten jest przydatny i wykorzystywany m.in. do porównania zmian, które zachodzą w zawartości węgla labilnego i ogólnego na skutek różnych praktyk rolniczych.

Do chemicznych metod oznaczania labilnej frakcji materii organicznej należy również ekstrakcja węgla za pomocą gorącej i zimnej wody. Zawartość węgla frakcji SOM ekstrahowanej gorącą wodą wskazuje na ilość w glebie materii organicznej, która ulega łatwemu rozkładowi. Suche powietrznie próbki miesza się w odpowiednim stosunku z gorącą wodą, a następnie w czystym ekstrakcie oznacza się węgiel.

Ekstrakt ten zawiera biomasę mikroorganizmów glebowych oraz inne proste związki organiczne, na przykład cukry i aminokwasy. Zawartość węgla frakcji labilnej jest silnie skorelowana z zawartością materii organicznej i biomasą mikroorganizmów.

Biomasa mikroorganizmów oraz związany z nią węgiel organiczny określa się metodami biologicznymi. Polegają one na wykorzystaniu mikroorganizmów do oddzielenia węgla labilnego od węgla trwałego, co odbywa się w warunkach kontrolowanych. Przyjmuje się, że mikroorganizmy najpierw rozkładają węgiel najbardziej labilny, który jest oznaczany przez pomiar wydzielanego CO₂ (24). Ilość węgla związaną z biomasą mikroorganizmów oznacza się m.in. metodą fumigacji-ekstrakcji. Za pomocą tej metody określa się również potencjalną zdolność do rozkładu dodawanych do gleby substancji organicznych oraz ich wpływu na naturalną populację mikroorganizmów. Biomasa mikroorganizmów w glebach określa się przez pomiar całkowitego, możliwego do wyekstrahowania materiału organicznego, pochodzącego głównie ze świeżo obumarłych mikroorganizmów. Metodę można także stosować do oceny zawartości azotu w biomasie drobnoustrojów i zawartości w glebie azotu pochodzenia drobnoustrojowego, reagującego z ninhydryną. Metodę fumigacji-ekstrakcji stosuje się do oceny gleb tlenowych i beztlenowych w całym zakresie pH (8).

Jako biomasę mikroorganizmów glebowych traktuje się masę nieuszkodzonych komórek mikroorganizmów w glebie. Parametr ten można oznaczać przez pomiar zawartości węgla lub azotu zawartego w tych komórkach lub przez pomiar ich zdolności do mineralizacji dodanej substancji będącej źródłem węgla lub azotu, natomiast jedynie nieuszkodzone komórki można wykryć przez pomiar oddychania. W wyniku fumigacji próbki gleby, nieuszkodzone komórki drobnoustrojów glebowych ulegają lizie, w wyniku czego uwalnia się zawarta w nich materia organiczna. Fumigacja nie oddziałuje znacząco na nieożywioną materię organiczną gleby. Próbki gleby są poddawane fumigacji przez 24 h przy użyciu chloroformu. Węgiel organiczny, ekstrahowany za pomocą 0,5M siarczanu potasu, oznaczany jest w fumigowanych i niefumigowanych próbkach, a różnica zawartości wyekstrahowanego węgla organicznego jest wykorzystywana do oznaczania węgla biomasy mikroorganizmów.

Jakość próchnicy można również określać za pomocą metody Łoginowa i Wiśniewskiego (20), która odzwierciedla naturalne procesy oksydacyjne zachodzące w glebie i polega na frakcjonowaniu próchnicy na podstawie jej podatności na utlenianie. Metoda ta w wyniku modyfikacji i standaryzacji, znalazła praktyczne zastosowanie i umożliwiła wyznaczenie wskaźnika zagospodarowania węgla (CMI, ang. *Carbon Management Index*); (1). Zastosowanie metody frakcjonowania według propozycji Łoginowa i Wiśniewskiego oraz wyznaczonego na tej podstawie wskaźnika CMI umożliwia ocenę stanu i szybkości przemian glebowego węgla w systemach rolniczych i naturalnych. Metodą tą wydziela się cztery frakcje: FI – frakcję bardzo łatwo utleniającą, FII – łatwo utleniającą, FIII – trudno utleniającą, FIV – frakcję nie utleniającą przy danym stężeniu środka utleniającego. Warto podkreślić, że rozdział materii organicznej oparty na utlenianiu jest najbardziej zgodny z naturalnymi procesami jej mineralizacji w glebie. Analizy dokonane tym sposobem potwierdzają,

że zabiegi agrotechniczne powodują nie tylko zmiany ilościowe w ogólnej zawartości węgla próchnicy, ale związane są również ze zmianą jej jakości.

Jakość materii organicznej w zależności od nawożenia, technologii uprawy i doboru roślin w zmianowaniu

Jak wspomniano w poprzedniej części pracy, do charakterystyki i oceny jakości materii organicznej gleb lekkich, z wyłączeniem węglanowych, stosowana jest najczęściej metoda Schnitzera, która wykorzystuje chemiczny rozdział substancji humusowych na frakcje węgla kwasów huminowych, węgla kwasów fulwowych oraz węgla humin. Dzięki wyodrębnieniu z gleby tych frakcji możliwe jest również wyznaczenie stosunku $C_{KH}:C_{KF}$. Stosunek ten jest jednym z istotnych wskaźników oceny jakości materii organicznej. Wartość stosunku $C_{KH}:C_{KF}$, jak również procentowy udział poszczególnych frakcji w puli węgla, pozwala oszacować zmiany zachodzące w glebie, np. wywołane długoletnią uprawą określonych gatunków roślin, monokulturą, stosowaniem nawozów naturalnych, organicznych, jak również ocenić jakość i stabilność próchnicy. Przyjmuje się, że materia organiczna o wartościach stosunku $C_{KH}:C_{KF}$ większych od 1, typowa dla gleb żyznych, jest charakterystyczna dla próchnicy trwałej, bardziej stabilnej, tzn. odpornej na rozkład.

Wyniki wielu statycznych doświadczeń nawozowych potwierdzają, że systematyczne nawożenie organiczne i naturalne wpływa istotnie na jakość próchnicy mierzoną stosunkiem $C_{KH}:C_{KF}$ (18, 27, 29). W badaniach własnych, prowadzonych w oparciu o dwa wieloletnie doświadczenia zlokalizowane w Rolniczych Zakładach Doświadczalnych IUNG-PIB w Osinach (z różnymi systemami uprawy roślin, w których porównuje się ekologiczny, integrowany i konwencjonalny system gospodarowania), a także w Grabowie (z dwoma zmianowaniami różniącymi się doбором roślin, zróżnicowanymi poziomami nawożenia obornikiem oraz azotem mineralnym) wykazano, że rodzaj nawożenia, gatunek uprawianej rośliny oraz system gospodarowania wpływały istotnie na zmiany zawartości substancji humusowych w glebach, w tym głównie frakcji kwasów huminowych. W składzie frakcyjnym badanych substancji humusowych gleb nawożonych obornikiem (doświadczenie w Grabowie) oraz gleb z doświadczenia w Osinach (z ekologicznego systemu produkcji) przeważały frakcje węgla kwasów huminowych (C_{KH}) i węgla humin (C_H), czyli tych, które mają zdolność do stabilizowania próchnicy i decydują o wytworzeniu poziomów próchnicznych dużej miąższości (6). Natomiast w obiektach badawczych zlokalizowanych w Grabowie, w których nie stosowano obornika, notowano zmniejszenie zawartości materii organicznej w glebie i obserwowano tendencję wzrostową zawartości kwasów fulwowych (C_{KF}). Gleba w zmianowaniu B, w którym uprawiano roślinę bobowatą (kukurydza na ziarno - pszenica ozima - jęczmień jary – koniczyna czerwona z trawami), charakteryzowały się niższym stosunkiem węgla kwasów huminowych do węgla kwasów fulwowych w porównaniu do gleby w zmianowaniu A, bez tej rośliny (kukurydza na ziarno, pszenica ozima, jęczmień jary,

kukurydza na kiszonkę). Niższy stosunek $C_{KH}:C_{KF}$ w zmianowaniu z rośliną bobowatą wynikał z dopływu do gleby większej ilości azotu, który wpływa na szybsze tempo mineralizacji próchnicy. Proces humifikacji próchnicy w tym zmianowaniu hamowało również większe zakwaszenie gleby w porównaniu do zmianowania A (Tab.1).

Tabela 1
Fracje materii organicznej gleby w RZD Grabów w zależności od zmianowania oraz nawożenia obornikiem i azotem mineralnym (średnia z lat 2011-2012)

Czynniki doświadczenia		% C_{KF}	% C_{KH}	% C_H	$C_{KH}:C_{KF}$
Zmianowanie	A	19,0	25,2	59,4	1,40
	B	20,1	22,8	61,2	1,20
Dawka obornika t·ha ⁻¹	0	21,1	25,9	60,5	1,34
	20	19,2	26,9	61,5	1,51
	40	20,8	26,0	61,0	1,40
Dawka N min kg·ha ⁻¹	0	21,6	27,0	57,8	1,37
	50	19,5	24,4	62,8	1,34
	100	19,3	24,6	62,8	1,37

*doświadczone założone w 1979 roku

Źródło: opracowanie własne

Podobne wyniki otrzymano w doświadczeniu w Osinach (Tab. 2), porównując glebę w monokulturze pszenicy ozimej i w systemie konwencjonalnym (intensywne nawożenie mineralne i organiczne); (Tab.2). Zwiększony udział frakcji kwasów fulwowych (C_{KF}) był prawdopodobnie konsekwencją wzrostu szybkości mineralizacji materii organicznej kosztem bardziej stabilnych frakcji próchnicy – humin (C_H), co w rezultacie może prowadzić do zmniejszenia ilości materii organicznej w glebie. W ekologicznym systemie produkcji stwierdzono natomiast wyższy procentowy udział węgla frakcji kwasów huminowych (C_{KH}) oraz węgla humin (C_H) w całkowitej puli węgla organicznego .

Tabela 2
Fracje materii organicznej oraz stosunek $C_{KH}:C_{KF}$ w zależności od systemu produkcji w glebach doświadczenia w RZD Osiny (2015)

System produkcji	SOM	% C_{KF}	% C_{KH}	% C_H	$C_{KH}:C_{KF}$
Ekologiczny	1,51	21,0	25,4	51,3	1,21
Konwencjonalny	1,36	22,3	23,6	51,4	1,06
Monokultura	1,11	24,1	25,2	47,6	1,05

*doświadczenie założone w 1994 roku

Źródło: opracowanie własne

Analiza składu frakcyjnego materii organicznej przeprowadzona metodą jej podatności na utlenianie według Łoginowa i Wiśniewskiego (20, 21) dowodzi, że po zastosowaniu mineralnych nawozów azotowych, przy stałej zawartości węgla organicznego, zawartość frakcji I, czyli bardzo łatwo utlenialnej nie ulega zmianom. Przyoranie obornika zmienia natomiast skład frakcyjny próchnicy, wpływając istotnie na wzrost frakcji II, bardziej odpornej na utlenianie, przy równoczesnym spadku zawartości frakcji I. Nawożenie obornikiem poprawia jakość próchnicy, przesuując jej skład frakcyjny w kierunku frakcji III i IV, czyli bardziej odpornych na procesy oksydacyjne. Według niektórych badaczy (3, 4, 8), wieloletnie nawożenie mineralne gleb lekkich, przy utrzymywaniu ich odczynu w granicach obojętnego, umożliwia zachowanie w nich wyjściowej zawartości materii organicznej lub powoduje jej przyrost, natomiast jednostronne nawożenie gleb lekkich nawozami mineralnymi wpływa na przyspieszenie procesu mineralizacji materii organicznej oraz pogarsza ich jakość. Świadczy o tym zwiększenie ilości frakcji ruchomych węgla kosztem bardziej trwałych (Tab. 3.)

Tabela 3

Wpływ rodzaju i dawki nawozów na zawartość C ogółem i C frakcji ruchomych (Baborówko, 1981)

Zmianowanie	Kombinacje nawozowe	Zawartość		pH _{H2O}
		C ogółem mg C · 100 g ⁻¹ gleby	C frakcji ruchomych (%)	
1	Kontrola (bez nawożenia)	472	30	6,2
2	NPK, N w formie (NH ₄) ₂ SO ₄	445	17	4,4
3	NPK, N w formie (NH ₄) ₂ SO ₄ Ca co 4 lata	559	22	6,9
4	Obornik 20 t·ha ⁻¹	611	24	6,8
5	Obornik 60 t·ha ⁻¹	1769	12	7,3

Zmianowanie w obiektach 1, 2, 3: 60% roślin zbożowych, 20% pastewnych, 20% technicznych; w obiekcie 4- monokultura ziemniaka, w obiekcie 5-monokultura pomidorów

Źródło: Łoginow i Wiśniewski, 1982 (21)

Warto również dodać, że ruchome frakcje materii organicznej, wydzielone z obiektu nawożonego NPK, w tym N w postaci siarczanu amonu były skompleksowane głównie ze związkami Fe i Al₂. Potwierdzałoby to fakt, że degradacja materii organicznej w tym środowisku glebowym jest następstwem jednostronnego nawożenia mineralnego NPK i przebiega podobnie jak w procesie bielicowania gleby.

Węgiel organiczny ekstrahowany wodą stanowi najbardziej labilną frakcję SOM, zawierającą łatwo rozkładalne przez mikroorganizmy substraty (30).

Za pomocą metody ekstrakcji zimną i gorącą wodą analizowano zawartość węgla organicznego labilnej frakcji próchnicy gleby pochodzącej z opisywanego wcześniej doświadczenia zlokalizowanego w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym IUNG-PIB w Osinach, z różnymi systemami gospodarowania. W systemie ekologicznym, w zmianowaniu uprawiano ziemniaki, pszenicę jarą jako wsiewkę koniczyny z trawami, mieszanek koniczyny z trawami w pierwszym i drugim roku oraz pszenicę ozimą jako poplon. W systemie tym stosowano pod ziemniaki 30 t·ha⁻¹ kompostu jako źródła materii organicznej. W systemie konwencjonalnym uprawiano rzepak ozimy, pszenicę ozimą oraz pszenicę jarą. Próby gleby pobrano z obu pól w czerwcu 2011 i 2012 r., po 18 latach od założenia doświadczenia, z obu pól (Tab. 4).

Tabela 4

Wpływ systemu uprawy na zawartość w glebie węgla organicznego ekstrahowanego gorącą i zimną wodą oraz na biomasę mikroorganizmów

System	Zawartość C org i N org (mg·kg ⁻¹ gleby)					
	Ekstrakcja gorącą wodą		Ekstrakcja zimną wodą		Biomasa mikroorganizmów	
	C	N	C	N	C	N
Ekologiczny	50,0	8,3	382,9	54,4	196,5	44,5
Konwencjonalny	42,9	15,0	349,3	55,3	127,5	28,1

Źródło: Martyniuk i in., 2015 (23)

Zawartość węgla organicznego ekstrahowanego zarówno gorącą jak i zimną wodą była większa w glebie pobranej z systemu ekologicznego w porównaniu z glebą z systemu konwencjonalnego. W glebie pochodzącej z systemu ekologicznego stwierdzono również większą biomasę mikroorganizmów C i N (23, 30).

Podsumowanie

Doświadczenia wieloletnie nad ilością i jakością materii organicznej wskazują, niezależnie od przyjętych metod jej frakcjonowania, że wydzielone frakcje są dobrym wskaźnikiem oceny wpływu różnych zabiegów agrotechnicznych na właściwości fizyko-chemiczne gleby. Za pomocą każdej z tych metod można zmierzyć nieco odmienne zasoby węgla frakcji labilnych materii organicznej, ponieważ w naturze labilność jest efektem działania różnych czynników, m.in. aktywności enzymatycznej mikroorganizmów czy obecnych w glebie substancji chemicznych. Z tego powodu, do oceny jakości materii organicznej najlepiej używać różnych metod jej frakcjonowania. Istotnym ograniczeniem klasycznych metod frakcjonowania, mających na celu kontrolowanie naturalnych procesów oksydacyjnych materii organicznej gleb, jest długi czas potrzebny na przygotowanie próbek i stosunkowo wysokie koszty oznaczeń. Wynika to choćby z konieczności doboru odpowiednich rozpuszczalników ekstrahujących poszczególne frakcje organicznych form węgla glebowego. Od jakości materii organicznej zależy jej podatność na rozkład, który powoduje wiele niekorzystnych zmian środowiskowych. Ogranicza retencję wody, w tym sorpcję

związków szkodliwych, a także zwiększa ryzyko przechodzenia zanieczyszczeń organicznych w formy bardziej mobilne i dostępne dla organizmów żywych. Nadmierna mineralizacja związków organicznych może obniżać żyzność gleby, a w konsekwencji plonowanie roślin. Stosunek $C_{KH}:C_{KF}$ poniżej 1 świadczy o tym, że w składzie materii organicznej przeważają kwasy fulwowe, mało jest natomiast frakcji stabilizujących próchnicę, a więc kwasów huminowych i humin. Zmiany te należy niwelować wprowadzając odpowiednie nawożenie. Wykorzystanie różnych metod frakcjonowania próchnicy służy nie tylko ocenie wpływu poszczególnych zabiegów agrotechnicznych na jakość materii organicznej, ale ma również wymiar środowiskowy, gdyż rozpoznanie kierunku jej przemian umożliwi ochronę stabilnych jej form w glebie.

Literatura

1. Blair G., Lefroy R., Whitbread A., Blair N., Daniel H.: The use of a Carbon Management Index (CMI) to monitor changes in soil carbon. Australian Society of Soil Science, 1998, www.natres.psu.ac.th/Link/SoilCongress/bdd/symp12/436-t.pdf.
2. Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojaska U., Prusinkiewicz Z.: Badania ekologiczno - gleboznawcze. Wydawnictwo PWN, Warszawa, cz. III. Materia organiczna, koloidy i roztwór glebowy jako przedmiot badań specjalistycznych, 2005: 113-173.
3. Cieścińska B.: Wykorzystanie wskaźników do oceny stanu materii organicznej gleb. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 2007, **520**: 587-592.
4. Cwojdzinski W., Nowak K.: Wybrane właściwości gleby w prowadzonym od 28 lat statycznym doświadczeniu nawozowym. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 2002, **484**: 87-94.
5. Dziadowiec H., Gonet S.S.: Przewodnik metodyczny do badań materii organicznej gleb, PTG Warszawa, 1999, ss. 5-52.
6. Dziamski A.: Wpływ nawożenia organicznego na zawartość i jakość próchnicy gleb. Substancje humusowe w glebach i nawozach. PTSH, Wrocław, 2003.
7. Gałazka A., Gawryjolek K., Grządziel J., Frąc M., Książak J.: Microbial community diversity and the interaction of soil under maize growth in different cultivation techniques, *Plant Soil. Environ.* 2017, vol. 63, **6**: 264-270.
8. Ghani A., Dexter M., Perrott K.W.: Hot-water extractable carbon in soils: A sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, **35**: 1231-1243.
9. Gonet S.S.: Ochrona zasobów materii organicznej. W: Rola materii organicznej w środowisku; Markiewicz M. (red.), PTSH, Wrocław, 2007: 7-29.
10. Gonet S.S., Dębska B., Pakuła J.: Zawartość węgla rozpuszczonego i węgla organicznego w glebach i nawozach organicznych, *Polskie Towarzystwo Substancji Humusowych*, Wrocław, 2002: 7-73.
11. Gonet S.S.: Ochrona zasobów materii organicznej. W: Rola materii organicznej w środowisku; Markiewicz M. (red.), PTSH, Wrocław, 2007: 7-29.
12. Gonet S.S., Dębska B.: Charakterystyka kwasów huminowych powstałych w procesie rozkładu resztek roślinnych. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 1993, **411**: 241-248.
13. Gonet S.S., Smal H., Chojnicki J.: Właściwości chemiczne gleb. PWN, 2015, ss. 189-200.
14. Gregorich E.G., Beare M.H., Stoklas U., St-Georges P.: Biodegradability of soluble organic matter in maize-cropped soils. *Geoderma*, 2003, **113**: 237-252.
15. Haynes R.J.: Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, **32**: 211-219.
16. Józefowska A.: Materia organiczna gleby i metody jej frakcjonowania <http://matrix.ur.krakow.pl/~ajozefowska/publikacje/9%20materia%20organiczna%20gleby%20i%20metody%20jej%20frakcjonowania.pdf>

17. Kleszczyński A., Łakomiec I.: Wpływ wieloletniego nawożenia na właściwości fizykochemiczne kwasów huminowych. *Rocz. Glebozn.*, 1966, **16**:171-190.
18. Kondratowicz- Maciejewska K.: Wpływ nawożenia obornikiem i zmianowania na właściwości materii organicznej gleby. Praca doktorska, Bydgoszcz, 2004, ss. 6-106.
19. Li X.G., Li F.M., Rengel Z., Singh B., Wang Z.F. : Cultivation effects on temporal changes of organic carbon and aggregate stability in desert soils of Hexi Corridor region in China, *Soil & Tillage Research*, 2006, **91**: 22-29
20. Łoginow W., Wiśniewski W.: Zmienność zawartości frakcji substancji organicznej gleby, oznaczonych metodą utleniania nadmanganianem potasu. *Zesz. Nauk* 98, ART. Bydgoszcz, Rol., 1982, **14**: 39-48.
21. Łoginow W., Wiśniewski W.: Metoda jednoczesnego frakcjonowania węgla i azotu w zależności od ich podatności na procesy oksydacyjne. *Zeszyty Naukowe ATR Bydgoszcz*, 1981, 83, *Rolnictwo* 12, Cieścińska B.: Wykorzystanie wskaźników do oceny stanu materii organicznej gleb. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 2007, **520**: 587–592.
22. Li X.G., Wang Z.F., Ma Q.F., Li F.M. : Crop cultivation and intensive grazing affect organic C pools and aggregate stability in and grassland soil. *Soil & Tillage Research*, 2007, **95**: 172-181.
23. Martyniuk S., Kozieł, M., Stalenga J., Jończyk K.: Labile fractions of soil organic matter and microbial characteristics of soil under organic and conventional crop management systems. *Biol. Agric. Hort.*, 2016, **1**: 1-6.
24. McLauchlan K.K., Hobbie S.E.: Comparison of labile soil organic matter fractionation techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2004, **68**: 1616-1625.
25. Myśków W.: Przemiany substancji organicznej i jej znaczenie dla żyzności gleb. *Nowe Rol.*, 1971, **18**: 13-14.
26. Myśków W., Jaszczewska B., Stachyra A., Naglik E.: Substancje organiczne gleby-ich rolnicze i ekologiczne znaczenie. *Rocz. Gleboznaw.*, 1986, T.XXXVII, **2-3**:15-35.
27. Pikuła D., Rutkowska A.: Effect of leguminous crop and fertilization on soil organic carbon in 30-years field experiment. *Plant Soil Environ*, 2014, Vol. 60, No. **11**: 507-511.
28. Puget P., Chenu C., Angers D., Balesdent J.: Relation of soil aggregate dynamics to soil organic matter decomposition. 16. *Congrès mondial de science du sol*. Montpellier, 1998, www.natres.psu.ac.th/Link/SoilCongress/bdd/symp41/601-r.pdf
29. Puła J., Łabza T.: Wpływ nawożenia organicznego na zawartość i skład frakcyjny związków próchnicznych gleby lekkiej. *Annales UMCS, Sec. E.*, 2004, **59(4)**: 1513-1519.
30. Smagacz J. Kozieł M., Martyniuk S.: Soil properties and yields of winter wheat after long-term growing of this crop in two contrasting rotations. *Plant Soil Environ.*, 2016, **62**: 566-570.
31. Stevenson F.J.: *Humus Chemistry*. Wiley, Chichester, 1994.
32. Ukalska –Jaruga A., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B.: Rola materii organicznej w procesach akumulacji trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO) w glebach. *Polish J. Agron.*, 2015, **20**:15-23.
33. Wiśniewski W., Wegner K., Gonet S.S.: Wpływ mineralnego i organicznego nawożenia na jakość próchnicy. *Rocz. Gleb.*, 1986, **37(2/3)**: 287-29.
34. Zsolnay A., Steindl H.: Geovariability and biodegradability of water-extractable organic material in agricultural soil. *Soil Biol. Biochem.*, 1991, **23**: 1077-1082.

Adres do korespondencji:

dr inż. Dorota Pikuła
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 837
e-mail: dpikula@iung.pulawy.pl

Dorota Pikula

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

RESZTKI POZBIOROWE JAK ŹRÓDŁO GLEBOWEJ MATERII ORGANICZNEJ*

Słowa kluczowe: żywność gleby, korzenie roślin, słoma, humus, resztki poźniwne

Wstęp

Zmniejszająca się zawartość materii organicznej w glebach Europy stanowi poważny problem. W Polsce w ostatnim 25-leciu, w strukturze zasiewów obniżył się znacznie udział roślin wpływających korzystnie na przyrost próchnicy w glebie oraz nastąpił spadek produkcji obornika, co skutkuje znaczną redukcją zasobów próchnicy w glebach (7, 10). Bilans materii organicznej w naszych glebach jest więc wciąż niekorzystny. Dlatego też podejmowane są badania nad sposobami zahamowania tego zjawiska. Za koniecznością utrzymania dodatniego salda próchnicy w glebie przemawia fakt, że obniżenie zawartości materii organicznej o zaledwie 0,5% zmniejsza pojemność sorpcyjną gleby pylasto-ilastej o 4%, a piaszczysto-gliniastej aż o 15%. Trendy spadku materii organicznej w glebach w warunkach ich ornego użytkowania, jak również możliwości złagodzenia degradacji próchnicy w glebach, potwierdzają liczne doświadczenia wieloletnie (21, 22). W warunkach braku obornika proces ten można złagodzić włączając na przykład do obiegu węgla z powrotem resztki pozbiorowe (słoma+korzenie), które obecnie są najważniejszym źródłem materii organicznej na terenach intensywnej uprawy zbóż. W Polsce jest jednak niewiele wyników wieloletnich badań dotyczących resztek poźniwnych, a szczególnie korzeni, mimo iż stanowią one ponad połowę produkcji rolniczej fitomasy. Wielkość biomasy korzeni i ścierni podstawowych zbóż pozostawionych na polu po zbiorze waha się w granicach od 1,5 do 2,5 t·ha⁻¹ (11).

Rolnictwo zrównoważone zakłada utrzymywanie zawartości materii organicznej na możliwie stałym poziomie, głównie poprzez wykorzystanie nawozów naturalnych i organicznych (4, 6, 7, 8, 14, 15, 19). Ważnym, ale niedocenianym jej źródłem są resztki pozbiorowe, na które składają się słoma i korzenie roślin. Materiał roślinny

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

wniesiony do gleby w postaci resztek po zbiorach roślin jest naturalnym źródłem materii organicznej gleb i składników pokarmowych (9, 11, 12, 13, 18, 20). Do resztek poźniwnych w zależności od gatunku rośliny i technologii jej zbioru, zalicza się: korzenie i ściern, opadłe liście, a w technologii kombajnowej plewy, łuszczyzny i strąki. Według różnych źródeł, udział resztek poźniwnych w masie organicznej wytworzonej przez roślinę wynosi w przypadku ziemniaków od poniżej 10% do 20-25% w przypadku zbóż i rzepaku (Tab. 2); (6,7). Ilość i jakość resztek pozbiorowych nie jest jednakowa i zależy od warunków klimatycznych, rzeźby terenu, gatunku gleby oraz zabiegów agrotechnicznych (3, 5, 9, 11, 12, 13). Spośród zabiegów agrotechnicznych wpływających na ilość resztek pozbiorowych ważnym elementem jest zmianowanie. Badania naukowe potwierdzają, że uproszczone zmianowanie, zwłaszcza uprawa roślin w monokulturze, nawet w przypadku roślin bobowatych prowadzi do „zmęczenia gleb” oraz do pogorszenia zmian jakościowych i ilościowych substancji próchnicznych. Wynika to z pozostawiania po ich sprzęcie mało zróżnicowanych pod względem chemicznym resztek pozbiorowych (3). Z tego względu, odpowiednia konstrukcja zmianowania ma ogromne znaczenie w zapewnieniu optymalnej jakości i ilości resztek pozbiorowych, z których następnie wytworzy się humus w glebie (16).

Korzenie roślin uprawnych

We współczesnym rolnictwie głównymi źródłami materii organicznej są resztki roślinne i nawozy naturalne, z których największe znaczenie ma obornik (14, 15, 19). Od kilkunastu lat obserwuje się jednak spadek produkcji obornika, zmniejsza się tym samym zapotrzebowanie na słomę wykorzystywaną bezpośrednio w produkcji zwierzęcej. Wzrosła natomiast rola słomy jako ważnego źródła materii organicznej w glebie (22). W badaniach pomija się jednak korzenie roślin, które również stanowią cenne źródło węgla organicznego w glebie (3, 7, 9, 11, 16, 18).

Resztki pozbiorowe roślin w większości składają się z korzeni (60-80%), z których główna masa znajduje się w warstwie 0-0,3 m. Pozostałą część stanowi ściern i ściółka. Korzenie roślin uprawnych odgrywają istotną rolę w odtwarzaniu ubytków glebowej materii organicznej, gdyż niezależnie od sposobu uprawy gleby i technologii produkcji, masa korzeniowa zawsze pozostaje w glebie (9, 7, 11, 12, 13). Rośliny uprawne różnią się zależnie od gatunku budową systemu korzeniowego, wielkością masy korzeni jak również zawartością węgla i azotu w biomacie (1, 9, 11). W związku z tym, w literaturze można znaleźć duże rozpiętości w ocenie produkcji biomasy dostającej się do gleby (7, 9, 11, 12, 13). Produkcja biomasy zależy od klimatu, typu i gatunku gleby, gatunku rośliny oraz zabiegów agrotechnicznych, np. nawożenia mineralnego i nawożenia obornikiem (badania własne niepublikowane). Z badań zagranicznych wynika, że największą masę korzeni w glebie pozostawiają lucerna i koniczyna, a ze zbóż: pszenica ozima, jęczmień ozimy oraz kukurydza na kiszonkę (11, 12, 13). Literatura przedmiotu potwierdza również, że korzenie roślin uprawnych pozostawiają w glebie od 1,3 do ponad 5 ton C na ha⁻¹, co ma szczególne znaczenie na przykład

na obszarach intensywnej uprawy zbóż w monokulturze, w warunkach regularnego nie przyorywania słomy. Słowaccy badacze (11, 12, 13) dzielą reszki pozbiiorowe na części nadziemne (słoma) oraz podziemne (korzenie). Według ich badań najlepsze jakościowo resztki pozbiiorowe pozostawiają następujące rośliny: rzepak ozimy, bób, lucerna w 3-4 roku uprawy, gorczyca biała, słonecznik i zboża. Najmniej węgla organicznego (Corg. <math><1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}</math>) wnoszą do gleby rośliny okopowe (Tab. 1).

Tabela 1

Ilość resztek pozbiiorowych pozostawionych w glebie oraz zawartość w nich Corg.

Roślina	Powietrznie sucha masa resztek $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$		Zawartość węgla w resztkach pozbiiorowych $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$
	pozbiiorowych	korzeniowych	
Lucerna	7,52-12,56 11,1*	5,89-9,20 7,5*	3,4-5,6
Seradela	6,69-9,65 9,6*	3,77-5,76 2,2*	2,8-4,0
Pszenica ozima	5,65-5,72 4,2*	3,18-3,67 2,8*	2,2-2,9
Jęczmień jary	3,63-4,54 3,0*	1,73-2,18 1,1*	1,3-2,0
Żyto	4,9*	3,3*	-
Kukurydza na zielonkę	5,21-5,63 2,4*	1,09-4,8 1,3*	2,4-3,1
Kukurydza na ziarno	3,86-4,39	2,77-3,22	1,8-2,0
Ziemiak	2,18-2,93 2,4*	0,68-1,25 1,9*	0,8-1,1
Burak cukrowy	1,12-1,47 2,3*	0,53-0,64 1,4*	0,4-0,5

Źródło: ; Batalin, 1962 (2); Jurcova, 1996 (11)

Najwięcej informacji w literaturze można znaleźć o ilości i jakości resztek pozbiiorowych w uprawie zbóż. Według Myskowa (18) masa organiczna, w którą wzbogacają glebę resztki pozbiiorowe roślin bobowatych i zbożowych jest porównywalna do masy obornika stosowanego w średnich dawkach (w przeliczeniu na suchą masę). W warstwie ornej gleb żyzniejszych stanowi to ok. 10% ogólnej zawartości materii organicznej, zaś w glebach lekkich nawet 40% (18).

W literaturze polskiej aktualnych danych odnośnie masy korzeni roślin uprawnych oraz zawartości w nich C i N jest mało. Określenie masy korzeni roślin uprawnych nie zostało do tej pory dokładnie rozpoznane ze względu na brak przyjętej jednolitej metodyki oraz czasochłonne i żmudne ich pobieranie (1). Z tego powodu dane dotyczące szacowania masy korzeni są często bardzo rozbieżne. W przypadku masy korzeni zbóż najczęściej wykorzystuje się zmodyfikowaną metodę monolitów glebowych (1, 4),

polegającą na wydzieleniu w profilu glebowym sekcji o objętości 200 cm³, z których pobiera się korzenie. Umożliwia ona w miarę dokładne szacowanie masy korzeniowej poszczególnych roślin, co ma istotne znaczenie poznawcze, zwłaszcza w warunkach stosowania monokultur i zmianowań uproszczonych oraz znacznego ograniczania stosowania obornika (1, 4). Metoda ta, pomimo znacznej pracochłonności, stosowana jest również w badaniach własnych, w których w dwóch zmianowaniach różniących się doбором gatunków roślin, na tle zróżnicowanego nawożenia obornikiem i azotem mineralnym, ocenia się masę korzeni następujących roślin uprawnych: kukurydzy uprawianej na ziarno i kiszonkę, pszenicy ozimej, jęczmienia jarego oraz mieszanki koniczyny z trawami. Korzenie zbóż są pobierane zmodyfikowaną metodą kwadratowych monolitów glebowych w fazie dojrzałości młecznicy ziarna, natomiast korzenie mieszanki koniczyny za pomocą precyzyjnego próbnika korzeniowego służącego do pobierania korzeni mieszanek. Masę korzeni roślin uprawnych wyznaczonych w doświadczeniach krajowych zamieszczono w tabelach 2-4.

Tabela 2

Masa reszek poźniwnych i korzeniowych głównych roślin uprawnych wprowadzonych do gleby

Gatunek rośliny	Resztki poźniwne i korzeniowe (t·ha ⁻¹ ·s.m)
Pszenica ozima	3,0-4,0
Żyto ozime	4,0-5,0
Jęczmień jary	2,5-3,5
Kukurydza na kiszonkę	5,0-6,0
Kukurydza na ziarno	10,0-15,0
Rzepak ozimy	10,0-12,0
Burak cukrowy	<1,0-6,0
ziemniak	<1,0
strączkowe	4,0-5,0
Koniczyna czerwona	3,0-5,0
Lucerna	5,0-7,0

Źródło: wg różnych autorów za: Grzebisz, 2009 (7)

Tabela 3

Masa reszek pozbiiorowych (ściern i korzenie)

Gatunek rośliny	Masa reszek (t·ha ⁻¹)
Pszenica	1,5-2,0
Żyto	1,5-2,5
Jęczmień	1,5-2,0
Owies	1,5-2,5
kukurydza	4,0-5,0
rzepak	2,5-3,0
Koniczyna z trawą i poplony ozime	4,0-7,0
Wsiewka z koniczyny lub seradeli	2,0-4,0
Lucerna	4,0-8,0
Łubin żółty na zielonkę	1,5-2,0
Seradela na zielonkę	1,0-2,0

*Masa reszek pozbiiorowych (korzenie z warstwy ornej do głębokości 25 cm i ściern na wysokości koszenia 10 cm wyrażone w s.m.)

Źródło: Harasimowicz-Hermann, 2017 (9)

Tabela 4

Średnia biomasa korzeni z doświadczenia wieloletniego w Grabowie (2007-2016)

Gatunek rośliny	Masa korzeni (t·ha ⁻¹)
Pszonica ozima	1,6
Jęczmień jary	1,3
Kukurydza na ziarno	1,5
Kukurydza na zielonkę	1,0
Koniczyna z trawą	21,0

Źródło: opracowanie własne

Biorąc pod uwagę całą masę organiczną, łącznie z organami generatywnymi pozostawianymi na polu po zbiorze roślin może ona stanowić nawet do 33% biomasy wyprodukowanej przez rośliny uprawiane z przeznaczeniem na nasiona lub ziarno.

Oprócz szacowania masy korzeni, duże znaczenie przy bilansowaniu materii organicznej w glebie oraz ocenie jakości resztek pozbiorowych roślin ma wyznaczenie i uwzględnienie stosunku C:N, zarówno w słomie, jak i korzeniach roślin najczęściej włączanych do zmianowań. Od stosunku C:N zależy bowiem szybkość rozkładu materiału organicznego. Z obumarłym materiałem roślinnym do gleby zostają wprowadzone różne związki organiczne, o różnym składzie chemicznym i wartości stosunku C:N, co przekłada się w efekcie na różną podatność na rozkład oraz tworzenie humusu. Stosunek C:N w materiale roślinnym pozwala zatem prognozować kierunki rozkładu świeżej masy organicznej wprowadzonej do gleby i tworzenie humusu. Szybkość rozkładu resztek roślinnych i różnego rodzaju nawozów zawierających materiał organiczny jest wprost proporcjonalna do zawartości polisacharydów, a odwrotnie proporcjonalna do zawartości ligniny i stosunku C:N. Na wartość tego stosunku wpływa przede wszystkim zmieniająca się wartość azotu w resztkach roślinnych wprowadzonych do gleby, gdyż zawartość w nich węgla wynosi przeciętnie 40%. O szybkości rozkładu świeżej materii organicznej w początkowych jej fazach w glebie decyduje zatem zawartość azotu, która w połączeniu z dużą zawartością związków labilnych węgla powoduje szybkie jego utlenianie czyli mineralizację. Natomiast w późniejszych fazach intensywnego rozkładu materii organicznej, o szybkości tego procesu decyduje zawartość odpornej na rozkład mikrobiologiczny ligniny. Rozkład ligniny następuje bardzo wolno i trwa latami. To właśnie z jej powodu, gdy wyczerpią się łatwo dostępne związki węgla, dochodzi do spowolnienia procesów rozkładu, następuje transformacja ligniny i jej produktów i zachodzi proces humifikacji. Ponieważ wartością krytyczną trwałości węgla w glebie jest wartość stosunku C:N w komórkach mikroorganizmów (5 (8):1), wprowadzenie do gleby resztek roślinnych o dużej zawartości azotu i stosunku C: N zbliżonym lub węższym od materii organicznej rodzimej gleby intensyfikuje rozkład próchnicy (6). Średnie zawartości C i N w resztkach roślinnych zamieszczono w tabelach 5 i 6.

Tabela 5

Średnia zawartość C i N w resztkach roślinnych wybranych gatunków roślin oraz stosunek C:N

Gatunek Rośliny	Części nadziemne			Korzenie		
	C%	N %	C:N	C%	N %	C:N
Koniczyna	39,7	1,8	20,1	43,4	2,1	20,5
Trawy	41,7	1,6	25,8	45,9	1,1	43,3
Pszenica ozima	45,4	0,7	66,8	34,8	1,2	28,5
Jęczmień jary	44,6	0,9	49,0	41,7	1,6	26,4
Żyto ozime	46,4	0,7	68,3	44,1	1,4	31,1
Owies	45,2	1,0	45,2	40,6	1,5	26,7
Kukurydza	49,0	1,4	35,1	47,0	1,3	37,3
ziemniak	41,1	3,2	22,1	32,4	1,4	24,0
Burak cukrowy	33,5	1,5	22,1	40,2	2,1	19,3
Rzepak ozimy	47,6	0,8	58,8	43,4	1,4	30,2
Groch	46,4	1,7	27,9	43,3	1,9	22,2

Źródło: Jurcova, 1996 (11)

Tabela 6

Średnia zawartość C i N (%) w słomie i korzeniach wybranych gatunków roślin uprawnych oraz stosunek C:N

Gatunek rośliny	Słoma			Korzenie		
	C	N	C:N	C	N	C:N
Pszenica ozima	45,8	1,82	25,2	30,1	0,62	48,5
Jęczmień jary	43,7	1,95	22,4	39,3	1,26	31,2
Kukurydza na ziarno	44,9	1,72	26,1	30,3	0,73	41,5
Kukurydza na zielonkę	41,4	0,98	42,2	35,6	0,70	41,5
Koniczyna z trawami	41,8	1,99	21,0	37,8	1,36	27,8

Źródło: opracowanie własne

Ze względu na pracochłonność pobierania i oznaczania masy korzeni roślin uprawnych, w praktyce do oceny racjonalnego wykorzystywania resztek roślinnych w celu utrzymania właściwego poziomu próchnicy w glebie opracowano różne modele opisujące długookresowe zmiany zawartości materii organicznej w glebie. Wykorzystując badania prowadzone w ramach wieloletniego doświadczenia, w Rothamsted została wyznaczona następująca, dosyć skomplikowana zależność (7):

$$CAO = 1,25 [1 + 1,12 (1 - e^{-0,22 G^0})]$$

gdzie: CAO- roczny zwrot węgla do gleby w t·ha⁻¹G – plon ziarna t·ha⁻¹ (zawartość s.m. 85%)

1,25- współczynnik dopływu węgla organicznego do warstwy 0-0,5 m

Zarówno ten jak i inne modele są ciągle doskonalone i testowane w doświadczeniach wieloletnich (12), tak aby mogły być stosowane w praktyce. Podobny do modelu stworzonego w Rothamsted, z tym, że mniej skomplikowany, opracowali Jurcova

i B i e l e k (13). Ilość węgla wprowadzonego do gleby wraz z resztkami pozbiiorowymi wyznaczyli w oparciu o następujące równanie:

$$Q_r = u \cdot K_c$$

Q_r - ilość węgla wprowadzonego do gleby z resztkami w $t \cdot ha^{-1}$

u - plon w $t \cdot ha^{-1}$

K_c - współczynnik przeliczeniowy

Współczynnik przeliczeniowy K_c określa ilość węgla resztek pozbiiorowych w $t \cdot ha^{-1}$ przypadającego na tonę plonu głównego danej rośliny. Naukowcy ci, wartość współczynnika K_c dla poszczególnych gatunków roślin wyznaczyli w oparciu o uzyskany plon, ilość pozostawianych przez dane rośliny resztek pozbiiorowych i zawartości w nich węgla. Wartości współczynnika K_c zamieszczono w tabeli 7.

Tabela 7

Średnie wartości plonu roślin, ilości resztek pozbiiorowych (PZ części nadziemne, KZ-korzenie, RZ=PZ+KZ, zawartość C w resztkach pozbiiorowych oraz wartości współczynnika K_c dla wybranych roślin

Roślina	Plon	PZ	KZ	RZ	C	K_c
Lucerna	10,83	2,47	4,89	7,36	3,28	0,303
Koniczyna	7,76	2,55	3,64	6,19	2,58	0,332
Pszenica ozima	4,93	2,84	2,76	5,60	2,24	0,455
Pszenica jara	5,54	1,41	2,45	3,86	1,76	0,318
Jęczmień ozimy	4,89	1,63	2,02	3,65	1,70	0,348
Jęczmień jary	4,03	2,18	1,79	3,97	1,71	0,424
Kukurydza na ziarno	5,85	1,12	2,26	3,38	1,58	0,270
Kukurydza na kiszonkę	32,13	1,36	3,31	4,67	2,19	0,068
Ziemniak	19,5	1,57	0,87	2,44	0,93	0,047
Burak cukrowy	49,9	0,61	0,50	1,11	0,38	0,008

Źródło: Jurcova, 1997 (13)

Innym sposobem prognozowania ilości resztek pozbiiorowych są wartości indeksów zbiorów (HI- harvest index), które stanowią stosunek plonu rośliny (ziarno, łodyga, liście lub korzenie) do całkowitej fitomasy (Tab. 8.); (28).

Tabela 8

Masa resztek pozbiiorowych odpowiadająca plonom

Roślina	Plon	Resztki pozbiiorowe	S:G	HI
	$t \cdot ha^{-1}$			
Rzepak	2,57	8,42	3,28	0,23
Pszenica jara	5,54	7,20	1,30	0,43
Pszenica ozima	5,03	6,54	1,30	0,43
Pszenżyto	4,69	6,57	1,40	0,42
Żyto ozime	3,79	5,68	1,50	0,40
Jęczmień ozimy	4,99	4,71	0,94	0,51
Owies	3,77	4,91	1,30	0,43
Jęczmień jary	4,19	4,19	1,00	0,50

Źródło: Jurcova, 1997 (13)

Obecnie średnia wartość HI dla zbóż, w zależności od odmian, waha się w przedziale od 0,40-0,47 (28). Nawet bardzo rozbudowane modele nie pozwalają dokładnie określić wielkości resztek pozbiorowych, gdyż jest ona uwarunkowana głównie czynnikami agronomicznymi i środowiskowymi. Niemniej jednak, średnie ilości resztek pozbiorowych wyznaczone w wyniku wieloletnich obserwacji, należy uwzględniać w bilansie glebowej materii organicznej.

Rośliny porastające zbiorowiska trawiaste korzeniami się głęboko i rozkładają w głębszych warstwach gleby, natomiast rośliny uprawne wytwarzają więcej biomasy niż korzeni (zboża, ziemniaki); (11, 12, 13). Stąd w glebach pod użytkami zielonymi następuje systematyczny przyrost zawartości materii organicznej, natomiast w glebach gruntów ornych równowaga procesów mineralizacji i humifikacji zależy od rodzaju i ilości stosowanych nawozów, doboru gatunków roślin w zmianowaniu i sposobu uprawy gleby (7, 12, 15, 20, 24, 25).

Rozkład resztek pozbiorowych w glebie

Rozkład materiału roślinnego, wprowadzanego do gleby, uzależniony jest od składu chemicznego danej rośliny. W składzie resztek roślinnych przeważają celuloza, hemiceluloza i ligniny (3, 4, 5, 9, 18, 23, 28). Ligniny i polifenole rozkładają się powoli, natomiast celuloza szybciej. Świeży materiał roślinny w środowisku glebowym ulega różnym procesom rozkładu i syntezy, w wyniku, których w pierwszym etapie powstają prekursorzy humusu (2, 5, 11). W wyniku rozkładu masy roślinnej, część jej jest wykorzystywana przez roślinożerców i przetworzona wraca do gleby. W związku z tym niezwykle ważna jest nie tylko ilość, ale i jakość materiału roślinnego trafiającego do gleby z różnych źródeł.

Świeża masa organiczna w glebie ulega równocześnie zachodzącym procesom mineralizacji i humifikacji. Proces mineralizacji przewyższa jednak proces humifikacji. Przyjmuje się, że resztki roślinne ulegają w 75-80% procesowi mineralizacji, a pozostała część przekształca się w trwałą próchnicę (20, 24, 25). Prawidłowy przebieg procesów mineralizacji i humifikacji uwarunkowany jest nie tylko określonymi warunkami klimatyczno-glebowymi, w tym obecnością mikroorganizmów, ale również składem chemicznym materiału roślinnego wprowadzonego do gleby. Ilość wytworzonych substancji próchnicznych w procesie humifikacji wynosi: dla roślin zbożowych – 0,4-0,6, okopowych – 0,2-0,3, a wieloletnich traw – 0,5-1,0 t·ha⁻¹ (16). Zarówno nowe, jak i wcześniej wytworzone substancje próchniczne, ulegają powolnemu procesowi rozkładu. W glebie o zawartości próchnicy na poziomie 1%, rocznie procesom mineralizacji może ulec 0,6 t·ha⁻¹ materii organicznej rocznie, przy założeniu, że w ciągu roku ulega rozkładowi od 1 do 2% próchnicy. Można obliczyć, że przy masie warstwy ornej 3000 t·ha⁻¹ i zawartości C_{org.}=1%, zawartość węgla organicznego w tej warstwie wynosi 30 t·ha⁻¹. Jeśli proces mineralizacji będzie zachodził z szybkością 2% zasobów humusu, to w ciągu roku uwolnić może się 600 kg C i 60 kg N, przy stosunku C:N=10 (26, 28). Wprowadzając do gleby słomę, przy

współczynnika humifikacji 0,25 wzbogacamy glebę o 600 kg C. Ta ilość tylko rekompensuje straty węgla organicznego zachodzące drogą naturalnej mineralizacji. Przeczy to poglądom wskazującym, że można co najmniej 50% słomy przeznaczyć na spalenie (= degradacji gleb); (25, 26, 27, 28). Dodatkowo saldo próchnicy można zatem uzyskać jedynie w zmianowaniach, w których przeważają rośliny o wysokim współczynnika humifikacji, gdyż zawartość próchnicy w glebie jest wypadkową stopnia jej rozkładu i syntezy (20, 24, 17, 19, 21). Jak wspomniano wyżej rozkład próchnicy w glebie, uzależniony jest od rodzaju materiału roślinnego wprowadzanego do gleby, jego składu chemicznego, ale również od zawartości w glebie azotu. To właśnie azot odpowiada za natężenie procesów mikrobiologicznych, ponieważ wszystkie przemiany tego pierwiastka w glebie wiążą się bezpośrednio z procesami rozkładu materii organicznej. Ze względu na to czynnikiem decydującym o intensywności zachodzenia procesu mineralizacji jest stosunek C:N (23); (Tab. 5-6). Dane wskazują na znaczne różnice w zawartości C i N w resztkach pozbiorowych oraz wartości stosunku C:N. Korzenie roślin uprawnych zawierają zdecydowanie mniej N i C niż części nadziemne. Dane odnośnie najkorzystniejszego działania wprowadzonej masy organicznej do gleby, zapewniającej tzw. względną równowagę procesów mineralizacji i immobilizacji są rozbieżne. Według badań *Jurcovej* (11) stosunek ten powinien oscylować w granicach 20-25:1, *Prusinkiewicz* (23) podaje wartość 15-33:1. Równowagę procesów mineralizacji i immobilizacji spełniają więc rośliny bobowate i okopowe. Rośliny okopowe pomimo korzystnego stosunku C:N wnoszą znacznie mniej węgla do gleby.

Podsumowanie

Resztki poźniwe, a szczególnie tak mało doceniane korzenie roślin uprawnych, są ważnym i znaczącym źródłem węgla organicznego powracającego do gleby. Przy bilansowaniu materii organicznej w glebie wydaje się konieczne zatem uwzględnianie masy korzeniowej oraz zawartości w niej Corg. Korzenie mieszanki koniczyny z trawami są najbogatszym źródłem węgla i azotu w glebie. Ze względu na uwarunkowania środowiskowe i agronomiczne, niemożliwe jest prognozowanie wielkości produkcji resztek pozbiorowych za pomocą modeli. Przyjmując, że w warstwie ornej gleby znajduje się przeciętnie 30 t·ha⁻¹ węgla organicznego, a rocznie w wyniku mineralizacji 2% zasobów humusu ulega stratom, uwzględnienie słomy i korzeni roślin uprawnych jako źródła świeżej materii organicznej, powracającej po uprawie roślin do gleby jest niezwykle ważne. Od ich jakości i ilości zależy ilość i jakość humusu powstałego z ich rozkładu w glebie. Resztki pozbiorowe roślin zwiększają i chronią zatem jakość gleb. Niepodważalna jest także ich rola w ochronie gleb przed erozją, zapobieganiu stratom humusu z gleby, kształtowanie jakości glebowej materii organicznej oraz dopływie składników pokarmowych do gleby. W krajach, w których notuje się od lat spadek produkcji obornika, np. na Słowacji czy

w Polsce, zaniechanie wprowadzenia do gleby 2 mln resztek pozbiorowych odpowiada zmniejszeniu dopływu świeżej materii organicznej do gleby w ilości równoważnej aż 8-10 mln ton obornika (28).

Literatura

1. B ó h m W.: Metody badania systemów korzeniowych. PWRiL, Warszawa, 1985: 1–248
2. B a t a l i n M.: Studium nad resztkami poźniwnymi roślin uprawnych. *Nauk Rol.*, 1962, **D-98**: 6-115.
3. D ę b s k a B., G o n e t S.: Post-harvest residues as the factor determining the properties of humus. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 1995, **421b**: 23-29.
4. D z i a m s k i A., S t y p c z y Ń s k a Z., Ż u r e k G., Ł a b ę d z k i L., D ł u g o s z J.: Observations of root system development and dynamics of root: shoot ratio of selected turf grass varieties and breeding lines grown in different soil conditions. *Plant Breed. Seed Sci.* **55**: 76-88.
5. G o n e t S., D ę b s k a B.: Charakterystyka kwasów huminowych powstałych w procesie rozkładu resztek roślinnych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 1993, **411**: 241-248.
6. G r z e b i s z W.: Materia organiczna gleby i organiczne koloidy glebowe. Nawożenie roślin uprawnych, 1. Podstawy nawożenia, 2009: 326-332.
7. G r z e b i s z W.: Gospodarka materią organiczną gleby. Nawożenie roślin uprawnych, 2., Nawozy i Systemy Nawożenia, W: Grzebisz W., 2009: 251-263.
8. G r z e b i s z W.: Nawozy organiczne. Nawożenie Roślin Uprawnych. 2. Nawozy i Systemy Nawożenia, 2009: 236-244.
9. H a r a s i m o w i c z - H e r m a n n G.: Zagospodarowanie resztek poźniwnych. Leksykon nawożenia. Wydanie I. Polskie Wydawnictwo Rol. Topagrar Polska i Grupa Azoty. 2017, **4**: 82-87.
10. I g r a s J., K o p i ń s k i J.: Zużycie nawozów mineralnych i naturalnych w układzie regionalnym. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2007, **5**: 107-117.
11. J u r c o v a D.: Korenove, a pozberove zvysky rastlin ako sucast balancie podnej organickej hmoty. *Humusove latky-aktivni slozka system puda*, Praha, 1996,;36-41.
12. J u r c o v a O., B i e l e k P.: Zabepieczenie bezdeficithego hospodarenia s podnou organicckou hmotu. *Zbornik VSP, Nitra, Sekcia C*, 1996: 203-207.
13. J u r c o v a O., B i e l e k P.: Zdroje a straty podnej organickej hmoty a ich bilancia. *Humic Subst. Environ*, 1997, **1**: 7-12.
14. K o n d r a t o w i c z - M a c i e j e w s k a K.: Wpływ nawożenia obornikiem i zmianowania na właściwości materii organicznej gleby. Praca doktorska, ATCHR, Bydgoszcz 2004: 6-106.
15. M a ć k o w i a k C.: Wpływ doboru roślin w zmianowaniu, obornika i nawozów mineralnych na zawartość węgla organicznego w glebie i produktywność zmianowań. *Nawozy i Nawożenie –Fertilizers and Fertilization*, 2000A, **4**: 102-109.
16. M a z u r T.: Znaczenie resztek poźniwnych w bilansie substancji organicznej gleb. *Mat. Konf.1992, „Nawozy organiczne” Szczecin*, **2**: 4-11.
17. M a z u r T.: Stan i perspektywa bilansu substancji organicznej w glebach uprawnych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 1995, **421 a**: 267-276.
18. M y ś k ó w W.: Przemiany substancji organicznej i jej znaczenie dla żyzności gleb. *Nowe Rol.*, 1971, **18**: 13-14.
19. M e r c i k S., S t ę p i e ń W., Ł a b ę t o w i c z J.: Żyzność gleb w trzech systemach nawożenia: mineralnym, organicznym i organiczno-mineralnym – w doświadczeniach wieloletnich. *Cz.II Właściwości chemiczne gleb. Fol. Univ. Agric. Stetin.*, 211, *Agricultura*, 2000, **84**: 317-322 .
20. P i e t r S.: Odczyn gleby a materia organiczna. Leksykon nawożenia. Wydanie I. Polskie Wydawnictwo Rol. Topagrar Polska i Grupa Azoty. 2017, **4**: 54-63.
21. P i k u ł a D.: Aspekty środowiskowe gospodarowania materią organiczną w rolnictwie/ Environmental aspects of managing the organic matter in agriculture. *Economic and Regional Studies*, 2015, **8(2)**: 98-112
22. P i k u ł a D.: Wpływ wieloletniego nawożenia słomą na plonowanie roślin i żyzność gleby. *Studia i RaportyIUNG-PIB*, 2015, **45(19)**: 85-96.

-
23. Prusinkiewicz Z.: Rozkład resztek poźniwnych. W: Ekologiczne procesy w monokulturowych uprawach zbóż. Wyd. Nauk. UAM Poznań, 1990: 90-109.
 24. Simansky V., Tobiasova E., Zaujec A.: Vplyv obrabania na stabilitu podnej struktury vo vzťahu ku kvantite a kvalite podnej organickej hmoty. In Agrochemia, 2007, **11** (47), **1**: 27-30.
 25. Stępień A.: Zmiany chemicznych właściwości gleby pod wpływem różnych sposobów nawożenia w zmianowaniu. Fol. Univ. Agric. Stetin., Agricultura, 2000, **84**: 459-464
 26. Zaujec A.: Modelovanie bilancie humusu v pode. Modely a modelovanie rastlinnej produkcie, 1994, VSP Nitra, 101:104.
 27. Zaujec A.: Soil organic matter as indicator of soil quality and human influences on agroecosystem and natural forest ecosystem. Ekologia, 2001, Suppl. 2, **20**:133-139.
 28. Zaujec A.: Funkcje materii organicznej w obiegu związków węgla i żywności gleby. Praca zbiorowa pod redakcją Goneta i Markiewicza. Polskie Towarzystwo Substancji Humusowych. 2007: 31-46,
-

Adres do korespondencji:

dr Dorota Piłula
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 837
e-mail: dpikula@iung.pulawy.pl

Tamara Jadczyzyn, Ryszard Winiarski

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

WYKORZYSTANIE POFERMENTU Z BIOGAZOWNI ROLNICZYCH DO NAWOŻENIA*

Słowa kluczowe: nawożenie, poferment, wartość nawozowa, przechowywanie, aplikacja

Wstęp

Zgodnie z Dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. (2), poszczególne kraje UE są zobowiązane do zwiększenia udziału energii ze źródeł odnawialnych w ogólnym jej zużyciu co najmniej do 20% w 2020 r. Produkcja biogazu jest jednym z ważniejszych kierunków produkcji energii odnawialnej wpisującym się w koncepcje gospodarki w obiegu zamkniętym. Ograniczenie zużycia paliw kopalnych jest jednym z elementów zrównoważonego rozwoju i przeciwdziałania zmianom klimatu.

Biogaz jest produktem beztlenowej fermentacji materii organicznej. Jest on wykorzystywany do produkcji energii elektrycznej oraz ciepła, a po oczyszczeniu może być również stosowany do napędu pojazdów mechanicznych. Początkowo głównymi substratami wykorzystywanymi do produkcji biogazu w powstających w Polsce biogazowniach rolniczych były kiszonka kukurydzy i nawozy naturalne (najczęściej gnojowica). Z uwagi na znaczne koszty i ograniczoną dostępność tych surowców producenci coraz częściej wykorzystują różnego rodzaju produkty uboczne pochodzenia rolniczego oraz odpady z przemysłu rolno-spożywczego (odpady owocowo-warzywne, wywar gorzelniany, serwatka itp.). W gospodarce o obiegu zamkniętym celowe jest wykorzystanie wszelkich odpadów powstających w rolnictwie i przemyśle rolno-spożywczym do produkcji biogazu (który jest wartością dodaną w cyklu obiegu materii), oraz zastosowanie pozostałości pofermentacyjnych do nawożenia (6, 9).

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

Przeciętnej wielkości biogazownia (o mocy 1 MW) w przeciągu roku wytwarza ok. 20 tys. m³ pofermentu. Z uwagi na niewielką liczbę biogazowni, ilość wytwarzanego pofermentu w skali kraju nie jest duża. Jednak jego racjonalne zagospodarowanie jest poważnym wyzwaniem z uwagi na to, że powinno odbywać się w bliskości biogazowni. Transport pofermentu na duże odległości nie jest uzasadniony ekonomicznie i środowiskowo.

Poferment ma postać zawiesiny zawierającej nierozłożone lub częściowo rozłożone fragmenty materii organicznej.

Materia organiczna w glebie ulega procesom mineralizacji, prowadzącym do uwolnienia składników pokarmowych niezbędnych dla roślin oraz procesom humifikacji, w wyniku których powstają związki próchniczne o wszechstronnym działaniu poprawiającym właściwości gleby (8).

Wartość nawozowa pofermentu zależy od rodzaju surowców stosowanych do produkcji biogazu oraz ich proporcji. W procesie fermentacji z substratów wyjściowych uwalniany jest głównie węgiel wchodzący w skład cząsteczki metanu oraz znaczne ilości siarki w postaci gazowego siarkowodoru (6). Inne składniki mineralne ulegają tylko niewielkim stratom (4). W procesie fermentacji zawężeniu ulega stosunek węgla do azotu w materiale i następuje jego alkalizacja (podwyższenie odczynu).

W masie pofermentacyjnej azot występuje głównie w postaci związków organicznych, ale znaczący udział (zależnie od rodzaju stosowanych w biogazowni substratów) może mieć także azot amonowy. W środowisku zasadowym (charakterystycznym dla większości pofermentów) azot amonowy przechodzi w amoniak, który łatwo ulega stratom gazowym. Dlatego poferment powinien być przechowywany w przykrytych zbiornikach, a po aplikacji możliwie najszybciej wymieszany z glebą, której kompleks sorpcyjny zatrzymuje jony amonowe.

W Polsce poferment jest dostępny lokalnie na terenach sąsiadujących z biogazowniami rolniczymi zaledwie od kilku lat. Jako produkt nowy i mało rozpoznany, nie jest obecnie chętnie stosowany przez rolników. Celem opracowania jest omówienie wartości nawozowej pofermentu jako taniego źródła składników mineralnych i materii organicznej oraz przedstawienie zasad racjonalnego i bezpiecznego dla środowiska zagospodarowania pofermentu.

Magazynowanie pofermentu

Biogazownie mają obowiązek zabezpieczyć zasobniki do magazynowania pofermentu w okresie, gdy nie może być on wykorzystywany rolniczo. Pojemność zbiorników musi być obliczona w taki sposób, aby możliwe było magazynowanie pofermentu przez okres co najmniej 4 miesiące, a w szczególnych przypadkach nawet przez 6 miesięcy (na obszarach szczególnie narażonych na zanieczyszczenia azotanami pochodzenia rolniczego, tzw. OSN).



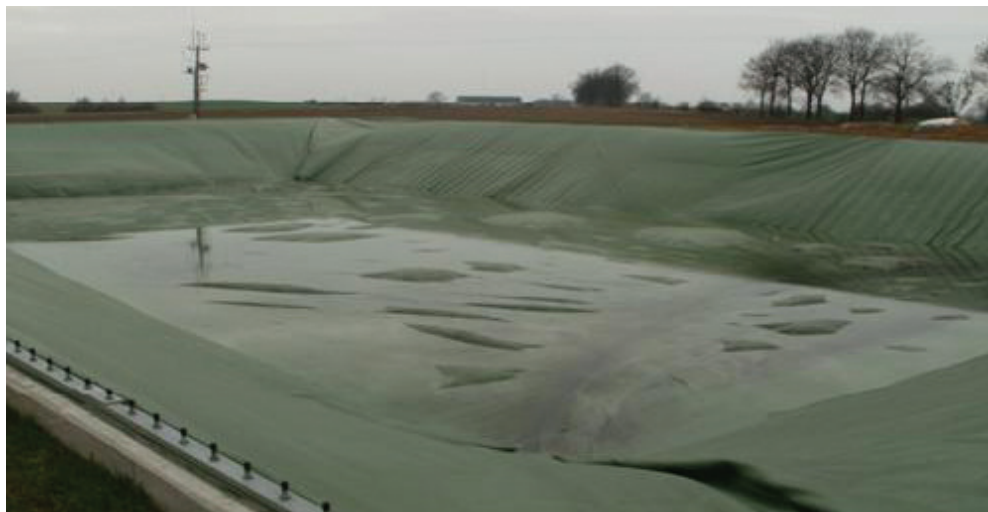
Fot. 1. Zbiornik żelbetowy ze stożkowym dachem membranowym

źródło: www.wiefferink.nl/silocover.html

Poferment w stanie płynnym należy przechowywać tak samo jak gnojowicę, dlatego zbiorniki na gnojowicę mogą być wykorzystywane także do magazynowania pofermentu. Podobnie jak w przypadku gnojowicy, w trakcie magazynowania osadu pofermentacyjnego zachodzą procesy sedymentacji tj. osadzania się zawieszin na dnie zbiornika oraz flotacji, czyli rozwarstwiania. W procesie flotacji na powierzchni magazynowanej substancji tworzy się kożuch. Dlatego ważne jest, aby w zbiornikach znajdowało się mieszadło umożliwiające homogenizację pofermentu przed jego wywiezieniem na pole.

Gromadzenie i magazynowanie pofermentu może odbywać się także w zbiornikach naziemnych (Fot. 1), lagunach (poniżej poziomu gruntu, Fot. 2) lub tzw. *slurry bags* (Fot. 3), czyli elastycznych zbiornikach ze specjalnej membrany, które częściowo znajdują się pod ziemią.

Najtańszym rozwiązaniem są otwarte (nie przykryte) laguny. Wykopuje się je w ziemi, dodatkowo otaczając wałem ziemnym, co podwyższa ściany boczne. Dno i ściany uszczelnia się i betonuje lub pokrywa specjalną membraną, co znacznie obniża koszty inwestycji. Fragmenty membrany są łączone na gorąco, tak aby zachować jej szczelność. Wadą takiego rozwiązania jest stosunkowo mała odporność na uszkodzenia mechaniczne.



Fot. 2. Zakryta laguna przy biogazowni w Skrzatuszu

Źródło: www.biogaz.com.pl



Fot. 3. Zbiornik z elastycznego tworzywa sztucznego (*slurry bag*). Charakteryzuje się stosunkowo niskimi nakładami inwestycyjnymi oraz szybką instalacją

Źródło: www.wiefferink.nl/silocover.html

Stosowanie otwartych lagun jest znacznie tańszym, ale nie najlepszym rozwiązaniem. Otwarte laguny zbierają opady atmosferyczne, dlatego konieczne jest zaprojektowanie odpowiednio większych pojemności tych zbiorników. W dużych lagunach trudno zapewnić efektywne mieszanie magazynowanego pofermentu i na dnie zbiornika osadzają się części stałe. W konsekwencji ciecz pobierana do aplikacji na grunty nie jest jednorodna. Dlatego laguny muszą być okresowo mechanicznie oczyszczane. Kolejną wadą stosowania otwartej laguny jest możliwość

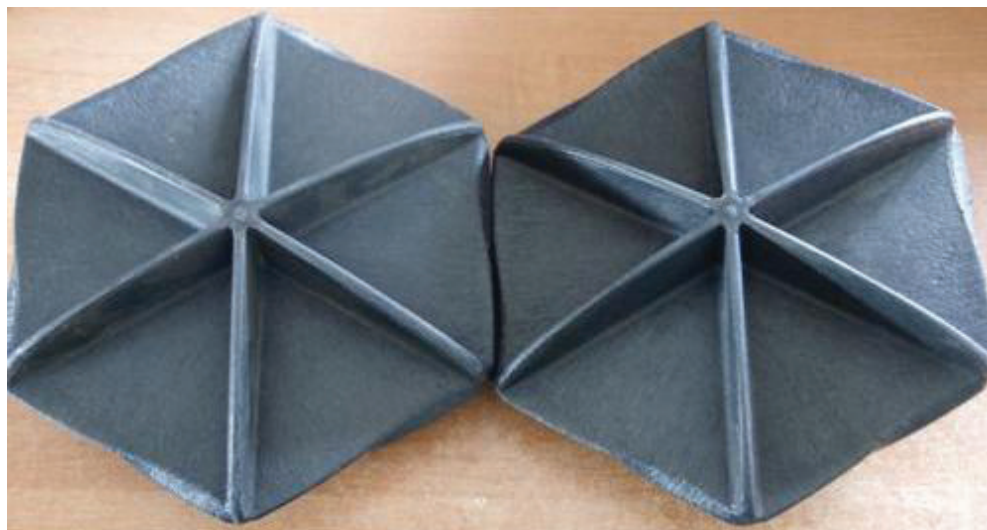
rozprzestrzeniania się odorów. Problem odorów pojawia się wtedy, gdy proces fermentacji trwa zbyt krótko i słabo przefermentowana masa jest usuwana z reaktora biogazowni. Procesy fermentacyjne są kontynuowane w zbiornikach magazynowych i dochodzi wówczas do uwolnienia amoniaku (NH_3), metanu oraz innych gazów, z czym wiążą się uciążliwości zapachowe. Emisję gazów ogranicza częściowo naturalny kożuch tworzący się na powierzchni magazynowanego pofermentu (Fot. 4), stosowane celowo pokrywy pływające różnego rodzaju (Fot. 5) lub nawet warstwa siewki wysypanej na powierzchnię.

Odseparowana frakcja stała pofermentu, o właściwościach zbliżonych do obornika, powinna być przechowywana w odpowiedniej hali, na zewnątrz na szczelnej płycie magazynowej zabezpieczonej przed opadami atmosferycznymi lub w specjalnych silosach.



Fot. 4. Kożuch na powierzchni zbiornika z pofermentem

Źródło: Jadcyszyn T.



Fot. 5. Kształtki tworzące pływającą pokrywę

Źródło: Jurga B.

Rolnicze wykorzystanie pofermentu w świetle uwarunkowań prawnych

W Polsce zasady stosowania odpadów w rolnictwie regulują przepisy Ministra Środowiska. Rozporządzenie w sprawie procesu odzysku R10 określa warunki, jakie muszą być spełnione przy wykorzystaniu pofermentu do nawożenia. Rozporządzenie z 2015 r. teoretycznie umożliwia stosowanie bez ograniczeń pofermentu powstałych w procesie fermentacji materiału roślinnego i produktów ubocznych pochodzenia zwierzęcego. Treść rozporządzenia jest jednak na tyle niejednoznaczna i nieczytelna, że w rzeczywistości zniechęca zarówno wytwórców, jak i potencjalnych odbiorców pofermentu do korzystania z tej możliwości. W praktyce właściciele biogazowni dążą do uzyskania pozwolenia Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi na wprowadzenie do obrotu pofermentu jako nawozu lub środka poprawiającego właściwości gleby. Pozwolenie wydawane przez Ministra określa zawartość składników pokarmowych w danym nawozie lub środku oraz instrukcję stosowania: dopuszczalną dawkę, sposób i termin stosowania, a także sposób przechowywania. Nabywca pofermentu jest zobligowany do jego stosowania zgodnie z instrukcją.

Właściwości i wartość nawozowa pofermentu

Właściwości pofermentu zależą od rodzaju surowców stosowanych w procesie produkcji biogazu oraz ich wzajemnych proporcji. Poferment pochodzący z biogazowni stosujących w cyklu produkcyjnym stały skład surowców charakteryzują się relatywnie stabilnym (w czasie) składem chemicznym. W przypadku zmiany rodzaju surowców lub ich proporcji właściwości pofermentu mogą ulegać istotnym

zmianom. Dlatego podstawą racjonalnego wykorzystania pofermentu w rolnictwie jest analiza jego składu chemicznego. Zawartość składników pokarmowych w próbkach pofermentu analizowanych w laboratorium IUNG-PIB w Puławach przedstawiono w tabelach 1-3. Próbki pochodziły najczęściej z biogazowni przetwarzających kiszonkę kukurydzy lub kiszonkę z dodatkiem nawozów naturalnych (gnojowica, obornik).

Zawartość suchej masy w płynnym pofermencie (nie poddanym separacji) może wahać się od 1 do ok. 9%, a przeciętnie wynosi ok. 4%. W niektórych biogazowniach stosuje się separację pofermentu na frakcję stałą i płynną. Frakcja stała może być transportowana na większe odległości do wykorzystania rolniczego, natomiast frakcja płynna, ze względów ekonomicznych i logistycznych, musi być stosowana w pobliżu biogazowni. Odseparowana frakcja stała zawiera przeciętnie ok. 25% suchej masy, a płynna pozostałość tylko 2,8%. Skład pofermentu „surowego” (niepoddanego separacji) oraz stosunek N:P:K są podobne jak w gnojowicy. W procesie separacji następuje częściowy rozdział składników, w efekcie którego uzyskuje się frakcję stałą bardziej zasobną w azot organiczny, fosfor, wapń i magnez oraz frakcję płynną bardziej zasobną w rozpuszczalne związki potasu i amoniak. Szczególnie ważne znaczenie z punktu widzenia racjonalnego zagospodarowania pofermentu ma duży udział azotu amonowego w płynnej frakcji pofermentu.

Tabela 1

Skład chemiczny pofermentu z biogazowni rolniczej

Parametr	Wartość przeciętna	Zakres
Zawartość suchej masy (%)	4,0	1,0-9,0
Azot ogółem (N) (%)	0,5	0,2-0,8
Azot amonowy (N-NH ₄) (%)	0,2	0,04-0,6
Fosfor (P ₂ O ₅) (%)	0,2	0,1-0,39
Potas (K ₂ O) (%)	0,4	0,18-0,69
Wapń (CaO) (%)	0,3	0,07-1,2
Magnez (MgO) (%)	0,07	0,03-0,26
Zawartość materii organicznej (%)	3,2	0,9-8,1

Źródło: opracowanie własne

Tabela 2

Skład chemiczny frakcji stałej pofermentu z biogazowni rolniczej

Parametr	Wartość przeciętna	Zakres (po separacji)
Zawartość suchej masy (%)	25	14-36
Azot ogółem (N) (%)	0,5	0,3-2,9
Azot amonowy (N-NH ₄) (%)	0,2	0,05-0,25
Fosfor (P ₂ O ₅) (%)	0,2	0,2-1,8
Potas (K ₂ O) (%)	0,3	0,12-0,7
Wapń (CaO) (%)	0,3	0,2-0,6
Magnez (MgO) (%)	0,2	0,05-0,49
Zawartość materii organicznej (%)	17,4	10,3-65,9

Źródło: opracowanie własne

Tabela 3

Skład chemiczny frakcji płynnej pofermentu z biogazowni rolniczej

Parametr	Wartość przeciętna	Zakres (po separacji)
Zawartość suchej masy (%)	2,8	1,6-3,9
Azot ogółem (N) (%)	0,3	0,3-0,9
Azot amonowy (N-NH ₄) (%)	0,2	0,2-0,8
Fosfor (P ₂ O ₅) (%)	0,1	0,03-0,2
Potas (K ₂ O) (%)	0,4	0,1-0,6
Wapń (CaO) (%)	0,14	0,03-0,42
Magnez (MgO) (%)	0,02	0,01-0,09
Zawartość materii organicznej (%)	2,8	1,1-2,8

Źródło: opracowanie własne

Z uwagi na potrzeby pokarmowe roślin uprawnych najbardziej optymalnym składem chemicznym charakteryzuje się poferment „surowy” zawierający podstawowe makroelementy w proporcjach zbliżonych do zawartości w produktach roślinnych. Zawiera on zarówno składniki w formie łatwo dostępnej dla roślin (rozpuszczone w wodzie), jak i w postaci wolnodziałających związków organicznych związanych z frakcją stałą. Jego wartość nawozową można porównać do gnojowicy. Frakcję płynną po separacji pofermentu należy traktować jako szybko działający nawóz azotowo-potasowy, właściwościami zbliżony do gnojówki. Wartość nawozowa odseparowanej frakcji stałej może być porównana do obornika, o wydłużonym w stosunku do płynnych nawozów naturalnych, działaniu.

Poferment jest także źródłem cennej materii organicznej. W odseparowanej frakcji stałej zawartość materii organicznej wynosi przeciętnie ok. 17,4%. To znaczy, że w 10 tonach zastosowanego pofermentu stałego wnosimy do gleby 1,7 t materii organicznej. Poferment płynny „surowy” zawiera przeciętnie ok. 3,2 % materii organicznej (320 kg w 10 m³), a pozostałość płynna po separacji – ok. 2,8% (280 kg w 10 m³). Materia organiczna pofermentu charakteryzuje się wąskim stosunkiem C:N, przeciętnie ok. 4:1 (7), co wskazuje że relatywnie szybko podlega procesom mineralizacji w środowisku glebowym uwalniając składniki mineralne dostępne dla roślin. Poferment jest zatem istotnym źródłem składników mineralnych w żywieniu roślin. Dopływ materii organicznej do gleby w postaci pofermentu ma istotne znaczenie także dla utrzymania żyzności gleby, szczególnie w warunkach gleb lekkich dominujących w Polsce. Stosowanie pofermentu przeciwdziała ubytkowi glebowej materii organicznej, a w dłuższym okresie czasu sprzyja jej akumulacji, tym samym przyczyniając się do poprawy właściwości sorpcyjnych, buforowych i retencyjnych gleby, a także do zwiększenia jej aktywności biologicznej.

Nawożenie pofermentem

Racjonalne nawożenie z wykorzystaniem pofermentu musi uwzględniać jego rzeczywisty skład chemiczny, dzięki czemu możliwe jest precyzyjne określenie ilości wnoszonych składników pokarmowych. Wśród nich najważniejszą rolę spełniają azot i fosfor z uwagi na plonotwórcze znaczenie tych biogenów, jak też ich oddziaływanie środowiskowe.

Poferment w postaci stałej nadaje się wyłącznie do nawożenia przedsięwzięcia, ponieważ wymaga on wymieszania z glebą. W przypadku pofermentów o przeciętnej zawartości azotu 0,5% N zaleca się stosowanie ok. 30-40 ton na 1 ha. W takiej ilości pofermentu wnosi się na 1 ha ok. 150-200 kg azotu ogółem, z czego 60-80 kg stanowi azot amonowy bezpośrednio dostępny dla roślin. Pozostała część wnoszonego azotu uwalnia się stopniowo w procesie mineralizacji.

Dawkowanie pofermentu płynnego, z uwagi na większy dział azotu amonowego, wymaga szczególnej ostrożności, bowiem aplikacja przedsięwzięcia zbyt dużej ilości może utrudniać wschody roślin uprawnych. Ilość azotu amonowego w przedsięwzięcia dawce pofermentu nie powinna być większa od zalecanej przedsięwzięcia dawki azotu w nawozach mineralnych. Pogłównie stosowanie pofermentu wiąże się jednak z ryzykiem strat gazowych azotu, dlatego zaleca się stosować technikę wgłębnej aplikacji pod rośliny uprawiane w szerokich rzędach. W przypadku przedsięwzięcia nawożenia ozimin dawka pofermentu powinna być tak skalkulowana aby ilość łatwo dostępnego azotu ($N-NH_4$) nie była większa niż 30-40 kg $N \cdot ha^{-1}$. Wyższe dawki składnika mogą osłabiać zimotrwałość roślin. Na polach, gdzie pozostawia się słomę zbóż, rzepaku lub kukurydzy można stosować większe dawki pofermentu (80 kg $N-NH_4 \cdot ha^{-1}$).

Warunkiem optymalnego nawożenia jest rozpoznanie zasobności gleby w składniki pokarmowe. Szczególne znaczenie ma zawartość fosforu, bowiem jego nadmierna akumulacja w glebie może skutkować emisją do wód, a w konsekwencji ich eutrofizacją. W warunkach gleb o wysokiej lub bardzo wysokiej zawartości P_2O_5 czynnikiem o pierwszorzędym znaczeniu dla planowania nawożenia jest koncentracja fosforu w pofermencie. Zawartość składnika w planowanej dawce pofermentu nie może być większa niż zalecana w tych warunkach dawka fosforu w nawozach mineralnych (3). Ilości azotu, fosforu i potasu wnoszone w postaci pofermentu muszą być uwzględnione w planie nawożenia. Zmniejszenie zużycia nawozów mineralnych dzięki rolniczemu wykorzystaniu pofermentu ma duże znaczenie środowiskowe. Przyczynia się do zmniejszenia eksploatacji surowców nieodnawialnych (sole potasowe, fosforyty, gaz ziemny) i ogranicza emisję gazów cieplarnianych związaną z produkcją nawozów mineralnych.

Aplikacja pofermentu

Poferment może być aplikowany metodą deszczowania, poprzez rozlewanie na powierzchnię gleby przy pomocy maszyn rolniczych wykorzystywanych do stosowania gnojowicy lub bezpośrednio do gleby poprzez wstrzykiwanie (iniekcję); (1). Ze względu na emisję amoniaku do atmosfery oraz uciążliwości odorowe, deszczowanie nie jest metodą zalecaną przez IUNG-PIB.

Najbardziej rozpowszechnioną w praktyce metodą aplikacji płynnego pofermentu jest rozlewanie przy użyciu płytki rozbryzkowej. Polega ona na wypuszczeniu strumienia cieczy pod dużym ciśnieniem i skierowaniu go na specjalnie wyprofilowaną płytkę/łyżkę, która powoduje rozbryzg i możliwie równomierne rozlanie substancji na powierzchni gleby. Płytkę rozbryzgową umożliwia rozlanie osadu pofermentacyjnego na szerokości do około 16 m, a w przypadku zastosowania rampy z zamontowanymi dwoma lub więcej dyszami nawet do 24 m. Wadą tego rozwiązania jest niewystarczająca równomierność pokrycia powierzchni gleby, wrażliwość na warunki atmosferyczne (wiatr) oraz zwiększona emisja odorów. Lepsze efekty daje zastosowanie wozu asenizacyjnego z rampą z wieloma dyszami, które rozprowadzają ciecz blisko powierzchni ziemi, ograniczając rozwiewanie (Fot. 6). Poferment zastosowany powierzchniowo powinien być możliwie najszybciej wymieszany z glebą w celu ograniczenia strat amoniaku, które są najbardziej intensywne w czasie 4 godzin po aplikacji. Z uwagi na konieczność mieszania z glebą rozlewanie powierzchniowe z użyciem płytek rozbryzgowych zaleca się na polach nieobsianych przed wykonaniem zabiegów uprawy roli (orka, podorywka, kultywatorowanie).

Lepszym rozwiązaniem z uwagi na straty azotu jest aplikacja pofermentu za pomocą tzw. węży wleczonych. Węże są ciągnięte za beczkowszem po powierzchni gleby, dzięki czemu kontakt pofermentu z powietrzem jest ograniczony, co zmniejsza ryzyko strat amoniaku i emisji odorów. Odpowiednie dopasowanie rozstawu węży umożliwi stosowanie pofermentu podczas wegetacji roślin uprawnych w międzyrzędzia. Rozwinięta masa nadziemna roślin zakrywająca międzyrzędzia ogranicza ulatnianie amoniaku, a aplikacja pofermentu blisko roślin ułatwia im pobieranie składników pokarmowych.

Najbardziej zaawansowaną i najmniej uciążliwą dla środowiska jest iniekcja doglebowa przy pomocy specjalnych aplikatorów, w których węże rozprowadzające ciecz są wyposażone w elementy robocze takie jak: redlice, lemiesz, sprężyny lub sztywne zęby czy talerze, rozcinające glebę i umożliwiające wglębną aplikację pofermentu (Fot. 8, 9), a następnie jego przykrycie glebą przez odpowiedni element maszyny. Wstrzyknięty poferment jest następnie przykrywany glebą przez odpowiedni element maszyny. Aplikacja doglebowa może być wykonywana przedsięwzięciem, jak i pogłównie na polach roślin uprawianych w szerokich rzędach,

a także na trwałych użytkach zielonych.

Aplikacja doglebowa z uwagi na wysokie koszty samych urządzeń jest dotychczas metodą mało rozpowszechnioną. Ponadto urządzenia te wymagają zastosowania ciągników rolniczych o dużej mocy. Wadą tej metody jest także często mniejsza wydajność (mniejsze szerokości robocze), a także znacznie większa masa całego zestawu.

Odseparowaną frakcję stałą pofermentu stosuje się pod uprawki późniewne lub przedsewne wykorzystując do tego celu rozrzutniki obornika. Jeśli poferment został poddany granulacji, do jego aplikacji można wykorzystać rozsiewacze nawozów (5).

Wskazane jest, aby w celu ograniczenia uciążliwości zapachowych, pofermenty stosować w dostatecznej odległości od zabudowań mieszkalnych i miejsc użyteczności publicznej, najlepiej podczas bezwietrznej lub dżdżystej pogody i możliwie najszybciej wymieszać z glebą.

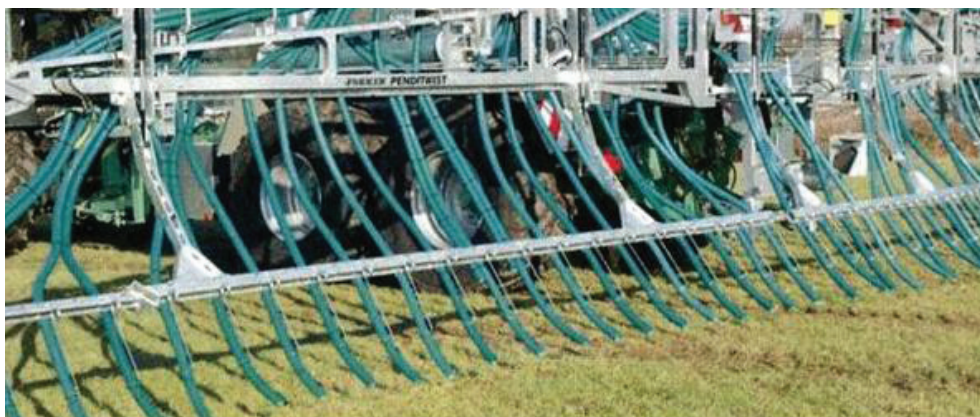
Podsumowanie

Liczba biogazowni rolniczych w Polsce powoli zwiększa się, w związku z czym wzrasta podaż pofermentu do rolniczego wykorzystania. Pomimo niekwestionowanej wartości nawozowej zainteresowanie rolników pofermentu nie jest obecnie zbyt duże, co wynika z pewnych uciążliwości związanych z jego stosowaniem, ale także niedostatecznej wiedzy o wartości nawozowej pofermentów. Rolnicze wykorzystanie pofermentu jest zgodne z ideą „gospodarki bezodpadowej”. Poferment z biogazowni rolniczej pozwala „zamknąć” cykl obiegu składników w produkcji roślinnej (nawóz – roślina – (biogazownia) - nawóz). Rolnicze wykorzystanie pofermentu ma duże znaczenie produkcyjne (plonotwórcze) i środowiskowe. Warunkiem bezpiecznego dla środowiska i efektywnego produkcyjnie za gospodarowania pofermentu jest jego stosowanie zgodne z omówionymi w pracy zasadami, niezależnie od statusu prawnego



Fot. 6. Rampa rozlewająca wielodyszowa

Źródło: <http://www.joskin.com>



Fot. 7. Rampa z węzami wleczonymi. Szerokość robocza rozlewania 9-30 m;
odstępny między węzami: 25 lub 30 cm

źródło: <http://www.joskin.com>

Penditwist (90/30 RT1, 90/36 RT1, 120/40 RT2, 120/48 RT2,
150/50 RT2, 150/60 RT2, 180/60 RT2, 180/72 RT2)

Vogelsang (SwingMax3 – szer. rob. odp 21, 24 i 30 m;

SwingMax3S szer. rob. odp 24 i 27 m oraz SwingMax szer. rob. odp 27 m)



Fot. 8. Aplikator do łąk. Szerokość aplikacja 3- 7,7 m;
zalecana głębokość robocza: 0-3 cm

Źródło: <http://www.joskin.com>



Fot. 9. Aplikator doglebowy. Szerokość robocza 2,8-5,2 m;
zalecana głębokość robocza: 10-12 cm

źródło: <http://www.joskin.com>

Terrasoc (joskin) z zębami sztywnymi

pofermentu (odpad, produkt uboczny czy nawóz).

Literatura

1. Czekala W., Pilarski K., Dach J., Janczak D., Szymańska M.: Analiza możliwości zagospodarowania pofermentu z biogazowni. Technika rolnicza ogrodnicza leśna, 2012, 4: 13-15.
2. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywę 2001/77/WE oraz 2003/30/WE (Dz.U. UE L 09.140.16)
3. Jadczyzyn T., Kowalczyk J., Lipiński W.: Zalecenia nawozowe. Nawożenia mineralne na gruntach omych i trwałych użytkach zielonych. Instrukcja upowszechnieniowa nr 207, Puławy 2015, ss. 24.
4. Jędrzak A.: Biologiczne przetwarzanie odpadów, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2008.
5. Kowalczyk-Juśko A., Szymańska M.: Poferment nawozem dla rolnictwa. Warszawa 2015, ss.60.
6. Łucka I., Kołodziej A.: Rolnicze wykorzystanie masy pofermentacyjnej z biogazowni rolniczej, Zachodniopomorski Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Barzkowicach, 2011.
7. Matyka M., Witorożec A., Jadczyzyn T.: Nawozowe wykorzystanie pofermentu

- (w druku).
8. Odla re M., Pell., Svensson K.: Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. *Waste Management*, 2008, **28**: 1246-1553
 9. T eg l i a C., Tremier A., Martel J. L.: Characterization of solid digestates. Part 1. Review of Existing indicators of assess solid digestates agricultural use, *Waste and Biomass Valorization*, 2011, **1**: 43-58.
-

Adres do korespondencji:

dr Tamara Jadczyzyn
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 832
e-mail: tj@iung.pulawy.pl

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

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, wersja 6.0 lub wyższa
- czcionka – Times New Roman
- układ pracy: słowa kluczowe, wstęp, wyniki i dyskusja bądź omówienie wyników, podsumowanie lub wnioski, literatura

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

- czarno-białe
- wykresy w programie Word lub Excel
- wymiary w zakresie 13 cm × 19 cm
- w podpisach czcionka 9 p.
- na płycie lub innym nośniku 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

