

**STUDIA I RAPORTY
IUNG-PIB**

69(23)



**MOŻLIWOŚCI OGRANICZENIA
STRAT SKŁADNIKÓW POKARMOWYCH
W PERSPEKTYWIE WDRAŻANIA WYBRANYCH
STRATEGII EUROPEJSKIEGO ZIELONEGO ŁADU**

DOTACJA CELOWA
2022

Puławy 2022



INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

**STUDIA I RAPORTY
IUNG-PIB**

69(23)

**MOŻLIWOŚCI OGRANICZENIA
STRAT SKŁADNIKÓW POKARMOWYCH
W PERSPEKTYWIE WDRAŻANIA WYBRANYCH
STRATEGII EUROPEJSKIEGO ZIELONEGO ŁADU**

**DOTACJA CEŁOWA
2022**

Puławy 2022

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

Dyrektor: *prof. dr hab. Wiesław Oleszek*

Redakcja naukowa:

dr inż. Piotr Skowron

Autorzy:

*prof. dr hab. Antoni Faber; dr Tamara Jadczyzyn; dr Zuzanna Jarosz;
dr hab. Jerzy Kopiński; prof. dr hab. Stanisław Krasowicz; dr hab. Krzysztof Jończyk;
dr inż. Andrzej Madej; prof. dr hab. Mariusz Matyka; dr Piotr Ochal;
prof. dr hab. Alicja Pecio; dr hab. inż. Dorota Piłula; dr hab. Rafał Pudeko;
dr hab. Agnieszka Rutkowska; dr inż. Piotr Skowron;
dr hab. Jarosław Stalenga, prof. IUNG-PIB; dr Damian Wach;
mgr Agata Witorożec-Piechnik; dr Katarzyna Żyłowska*

Recenzenci:

*prof. dr hab. Antoni Faber; dr hab. Jerzy Kozyra; prof. dr hab. Stanisław Krasowicz;
dr inż. Anna Nieróbca; prof. dr hab. Alicja Pecio; dr hab. inż. Dorota Piłula;
prof. dr hab. Anna Podleśna; dr hab. Rafał Pudeko; dr hab. Agnieszka Rutkowska*

Opracowanie redakcyjne i techniczne: *mgr Katarzyna Mikulska*

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

ISBN 978-83-7562-392-5

Publikacja elektroniczna

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>

**MOŻLIWOŚCI OGRANICZENIA
STRAT SKŁADNIKÓW POKARMOWYCH
W PERSPEKTYWIE WDRAŻANIA WYBRANYCH
STRATEGII EUROPEJSKIEGO ZIELONEGO ŁADU**

SPIS TREŚCI

Wstęp	7
1. Kopiński J., Krasowicz S. – Czynniki decydujące o regionalnym zróżnicowaniu zużycia nawozów naturalnych w Polsce w latach 2002–2020... 9	
2. Skowron P., Jadczyzyn T. – Plan nawożenia jako praktyka promująca racjonalne zarządzanie nawozami i ograniczająca straty biogenów	35
3. Rutkowska A., Kopiński J. – Możliwość ograniczenia nawożenia fosforem na gruntach ornych	51
4. Faber A., Jarosz Z. – Redukcja emisji gazów cieplarnianych i amoniaku w perspektywie zmniejszenia zużycia nawozów	63
5. Kopiński J., Ochal P. – Analiza zmian odczynu gleb Polski do roku 2030 w kontekście możliwości ograniczenia potencjalnych strat makroskładników nawozowych.....	79
6. Madej A., Pecio A. – Możliwości ograniczenia strat biogenów poprzez optymalizację nawożenia w warunkach rolnictwa precyzyjnego w Polsce	99
7. Jończyk K., Stalenga J., Kopiński J., Madej A. – Ocena zmian użytkowania gruntów rolnych, struktury zasiewów oraz powierzchni rolnictwa ekologicznego w perspektywie do 2030 r. w kontekście ograniczenia strat biogenów	113
8. Pikuła D. – Znaczenie materii organicznej w ograniczaniu strat biogenów	129
9. Wach D. – Rola wykorzystania niskoemisyjnych technik przechowywania i aplikacji nawozów naturalnych w redukcji emisji azotu do środowiska.....	145
10. Żyłowska K., Pudełko R. – Analiza okresu gospodarczego jako kryterium wyznaczania terminu nawożenia azotem	157
11. Matyka M., Witorożec-Piechnik A. – Prognozowane znaczenie pofermentu z biogazowni rolniczych w kontekście realizacji celów Europejskiego Zielonego Ładu	169

Wstęp

W grudniu 2019 r. Komisja Europejska (KE) przedstawiła założenia dotyczące Europejskiego Zielonego Ładu (EZŁ), który jest nową strategią mającą na celu przestawić całą gospodarkę europejską (w tym rolnictwo) i społeczeństwo na tory zrównoważone. Jednym z elementów EZŁ jest zaprezentowana w 2020 r. przez KE strategia „od pola do stołu”, której założeniem jest stworzenie sprawiedliwego, zdrowego i przyjaznego środowiska systemu żywnościowego, gdzie żywność byłaby wytwarzana w sposób bezpieczny dla środowiska przyrodniczego oraz neutralny klimatycznie. Jednym z głównych celów strategicznych EZŁ jest zmniejszenie strat składników pokarmowych o co najmniej 50%, co miałyby wynikać z ograniczenia stosowania nawozów o co najmniej 20%, przy równoczesnym zachowaniu żyzności gleby. Spełnienie tych celów oraz ich zabezpieczenie finansowe będzie realizowane głównie poprzez działania w obszarze wspólnej polityki rolnej (WPR).

Od niemal 60 lat wspólna polityka rolna Unii Europejskiej kształtuje otwarty i jednolity rynek produktów żywnościowych, starając się zapewnić ich dostępność, utrzymując wysokie standardy bezpieczeństwa i chroniąc środowisko. 2 grudnia 2021 r. Rada Europejska zatwierdziła formalnie nową WPR, która będzie obowiązywać w latach 2023–2027 i opierać się na celach dotyczących spraw społecznych, środowiskowych i gospodarczych. Cele te stanowią podstawę opracowanych przez kraje UE własnych planów strategicznych WPR biorących pod uwagę uwarunkowania funkcjonowania gospodarki żywnościowej poszczególnych państw. Polski Plan Strategiczny (PS) WPR wspiera zrównoważony rozwój krajowego rolnictwa, kładąc szczególny nacisk na metody gospodarowania przyjazne klimatowi i środowisku, chroniąc wody, glebę i powietrze oraz dbając o bioróżnorodność.

Zmniejszenie strat biogenów w efekcie realizacji PS wiąże się ze spełnianiem obowiązkowych wymagań dla wszystkich gospodarstw, obligatoryjnych norm dla rolników korzystających z dopłat, dobrowolnych ekoschematów oraz dofinansowania inwestycji. W tym kontekście niezmiernie ważna jest ocena aktualnego stanu i potencjalnych perspektyw w zarządzaniu obiegiem składników pokarmowych w rolniczej przestrzeni produkcyjnej.

Autorzy opracowania omówili wybrane zagadnienia dotyczące wpływu czynników środowiskowych, praktyk rolniczych i nowych technologii na możliwości ograniczenia strat biogenów z rolnictwa. Przedstawiono analizę czynników decydujących o zużyciu nawozów naturalnych w Polsce, analizę okresu gospodarczego jako kryterium wyznaczania terminu nawożenia azotem oraz możliwości ograniczenia nawożenia fosforem. Oceniono również potencjalne efekty wzrostu powierzchni rolnictwa ekologicznego, zmian odczynu gleb i oczekiwanej redukcji emisji gazowych w wyniku realizacji celów EZŁ.

Prace zamieszczone w niniejszym zeszycie Studia i Raporty IUNG-PIB opracowane zostały w ramach realizacji dwóch zadań dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi w 2022 r.:

1.1 „Nawożenie użytków rolnych”,

1.2 „Doskonalenie internetowej bazy danych o produktach nawozowych”.

Kierownik zadania 1.1

dr Piotr Skowron

Kierownik zadania 1.2

dr hab. Agnieszka Rutkowska

Jerzy Kopiński, Stanisław Krasowicz

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

CZYNNIKI DECYDUJĄCE O REGIONALNYM ZRÓŻNICOWANIU ZUŻYCIA NAWÓZÓW NATURALNYCH W POLSCE W LATACH 2002–2020*

Słowa kluczowe: gospodarka nawozowa, nawozy naturalne, zużycie, zróżnicowanie regionalne, czynniki, pogłowie, obsada zwierząt, specjalizacja rolnictwa

Wstęp

Ważnym aspektem analiz gospodarki nawozowej jest ocena zużycia składników nawozowych wnoszonych w formie nawozów naturalnych. Problem ten jest rzadko podnoszony przez autorów opracowań, zapewne z uwagi na brak danych lub ich szacunkowy charakter oraz konieczność wykonania wielu przeliczeń. Zdecydowanie więcej uwagi poświęca się analizom zużycia nawozów mineralnych i ocenie ich wpływu na środowisko przyrodnicze (9, 12, 13, 15, 27). Jednak w bilansach nawozowych dopływ składników pochodzących z nawozów naturalnych jest uwzględniany (3, 26).

Dynamika zużycia nawozów naturalnych wiąże się ze zmianami w wielkości pogłowie i obsady poszczególnych grup użytkowych zwierząt gospodarskich oraz systemów ich utrzymywania (5, 14). Jednocześnie warto pamiętać, że zmiany w produkcji zwierzęcej obejmują także nowe rozwiązania w zakresie systemów żywienia oraz utrzymania zwierząt i wywierają wpływ na zmiany struktury produkcji roślinnej (6, 11). Wymownym tego przykładem jest znaczące ograniczenie powierzchni uprawy ziemniaka, który niemal całkowicie przestał pełnić rolę paszy w chowie trzody chlewnej. W uprawie ziemniaka w Polsce powszechnie wykorzystywano nawozy naturalne. Istotny wpływ na rozwój produkcji zwierzęcej wywierają regulacje, interwencje prowadzone w ramach WPR, w tym dążenia do ograniczenia emisji gazów, zmniejszenia zagrożeń dla środowiska oraz zdrowia ludzi (4, 7, 8). Oczywiście istotny wpływ na decyzje dotyczące produkcji zwierzęcej mają zmiany uwarunkowań rynkowych i ekonomicznych (28).

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.1 pt. „Nawożenie użytków rolnych” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2022 r.

Niezależnie od uwarunkowań organizacyjnych, zużycie nawozów naturalnych, dostarczających wszystkich składników nawozowych, jest ważnym zagadnieniem w kompleksowych ocenach gospodarki nawozowej uwzględniających dynamikę zmian w latach i regionalne zróżnicowanie rolnictwa, m.in. produkcji i stosowania nawozów naturalnych (14, 26, 27). Zasoby składników nawozowych w nawozach naturalnych są istotnym źródłem ich dopływu do gleby pozwalającym uzupełnić potrzeby pokarmowe roślin. Zaletą nawozów naturalnych, która uzasadnia ich stosowanie jest fakt, że w odróżnieniu od nawozów mineralnych zawierają one wszystkie składniki pokarmowe konieczne dla prawidłowego wzrostu i rozwoju roślin (1). Nawozy te przeciwdziałają także zmniejszeniu żyzności i produktywności gleb wynikającemu z niewystarczającej reprodukcji glebowej substancji organicznej (3, 10).

Zmiany w produkcji zwierzęcej decydują także o poziomie produkcji towarowej (17). W ostatnim okresie odnotowano tendencję malejącą w zakresie liczby gospodarstw prowadzących produkcję zwierzęcą oraz pogłowia zwierząt (5, 25, 29). Powoduje to rozluźnienie powiązań pomiędzy produkcją roślinną a zwierzęcą na poziomie gospodarstwa, a tym samym zmniejszenie ilości dostarczanych do gleby nawozów naturalnych (26). Ważne znaczenie ma także charakter (typ) gospodarstwa. Równoległe z procesem upraszczania produkcji rolniczej w kierunku bezinwentarzowej następuje pogłębienie specjalizacji gospodarstw, w tym także gospodarstw prowadzących chów zwierząt (8). Znajduje to także odzwierciedlenie w strukturze produkcji towarowej (16, 19).

Analiza danych statystycznych GUS wskazuje, że w latach 2002–2020 w polskim rolnictwie nastąpiło szereg zmian. Dotyczyły one zarówno struktury obszarowej gospodarstw, struktury zasiewów, jak i intensywności produkcji roślinnej i zwierzęcej. Zmiany te były wyrazem zróżnicowania rolnictwa na poziomie regionalnym (województw). W warunkach gospodarki rynkowej pogłębiło się zróżnicowanie struktury pogłowia, obsady zwierząt, a co się z tym wiąże także produkcji i zużycia nawozów naturalnych. Wyraźnie zmniejszyła się obsada zwierząt w województwach o dużym rozdrobieniu rolnictwa, charakteryzujących się wysokim udziałem małych obszarowo gospodarstw, położonych w Polsce południowo-wschodniej oraz w województwach specjalizujących się w intensywnej produkcji roślinnej, takich jak dolnośląskie, zachodniopomorskie, w których znaczący udział stanowią gospodarstwa większe obszarowo. Zmniejszenie obsady zwierząt gospodarskich spowodowało, że udział składników pokarmowych dostarczanych w nawozach naturalnych zmieniał się. Zmieniło się także ich znaczenie (udział) w gospodarce nawozowej poszczególnych województw (3).

Celowe stało się poszukiwanie przyczyn regionalnego zróżnicowania zużycia nawozów naturalnych. Problemom tym poświęcono stosunkowo mało miejsce w opracowaniach naukowych. Uwaga badaczy koncentrowała się znacznie częściej na problemach nawożenia mineralnego, w szerokim rozumieniu tego terminu (15).

Celem badań było wskazanie czynników decydujących o regionalnym zróżnicowaniu zużycia nawozów naturalnych w Polsce w latach 2002–2020.

Material i założenia metodyczne

Jako podstawowe źródło informacji wykorzystano dane statystyczne GUS (21, 22, 23, 24, 25, 29). Wykorzystano również wyniki badań własnych (11, 12, 14) oraz prowadzonych przez innych autorów. W obliczeniach zastosowano przeliczniki stosowane w analizach gospodarki nawozowej (26).

Przyjęto założenie, że ilość produkowanych nawozów naturalnych odpowiada ich zużyciu (27). Ilość zużycia składników NPK w nawozach naturalnych obliczona została na podstawie stanów pogłowia zwierząt w poszczególnych kategoriach użytkowych (stan sztuk fizycznych średnio w roku) na podstawie danych GUS oraz współczynników dostarczania azotu, fosforu i potasu (NPK) w nawozach naturalnych przez poszczególne grupy zwierząt średnio w roku, bez uwzględnienia wielkości emisji azotu w postaci amoniaku i podtlenku azotu (2, 20). Wyliczenia te wykonano z wykorzystaniem metodyki Eurostat/OECD (18) bilansu azotu brutto stosowanego w Polsce (3).

W obliczeniach zastosowano szereg uproszczeń. Zakres badań i analiz był zdeterminowany dostępnością danych i stopniem ich agregacji.

W opracowaniu wykorzystano analizę struktury zjawisk (cech) i dynamiki zmian (analiza trendów) oraz analizę korelacji. Za pomocą analizy skupień wskazano grupy województw o zbliżonym poziomie zużycia nawozów naturalnych. Opisano cechy charakterystyczne poszczególnych skupień (grup) województw.

Wskaźniki dla poszczególnych województw porównywano ze średnimi dla Polski jako układu odniesienia i najczęściej były one odnoszone do powierzchni 1 ha użytków rolnych utrzymywanych w dobrej kulturze rolnej (UR w dkr). Analizę przeprowadzono na podstawie średnich z 3 kolejnych lat, aby wyeliminować zmienność w latach. Materiał zaprezentowano w formie tabelarycznej i graficznej.

Omówienie wyników

Produkcja nawozów naturalnych determinowana jest wielkością i strukturą gatunkową pogłowia zwierząt gospodarskich w poszczególnych regionach Polski. W tabeli 1 przedstawiono zmiany pogłowia zwierząt gospodarskich w Polsce w latach 2002–2020 wyrażonego w sztukach fizycznych i dużych jednostkach przeliczeniowych (DJP). W okresie objętym analizą pogłowie bydła wykazywało tendencję wzrostową, mimo wahań w latach (tab. 1). Podobną tendencją charakteryzowały się też zmiany pogłowia drobiu. Natomiast znacznie zmniejszyło się pogłowie trzody chlewnej oraz owiec, kóz i koni, a w efekcie także całkowite pogłowie zwierząt inwentarskich wyrażone w DJP. Widoczne są także znaczne zmiany pogłowia w stosunku do roku 2002, przyjętego jako układ odniesienia. Wyraźny wzrost pogłowia drobiu wiązał się ze zmianami w modelach konsumpcji społeczeństwa wyrażających się wzrostem spożycia mięsa drobiowego oraz rozwojem branży drobiarskiej. Tendencja ta

znalazła odzwierciedlenie w strukturze towarowej produkcji zwierzęcej. Jak podaje Kopiński (7), udział żywca drobiowego w okresie 2014–2017 przekraczał 14% wartości produkcji towarowej, podczas gdy średnio w okresie 2002–2004 wynosił 9,5%. Na zmniejszenie pogłowia trzody chlewnej, obok zmian opłacalności produkcji, w sposób istotny wpłynęły zagrożenia związane z występowaniem afrykańskiego pomoru świń (ASF) i rezygnacja z tego kierunku produkcji przez wiele gospodarstw specjalizujących się w towarowej produkcji żywca wieprzowego (4).

Tabela 1

Pogłowia zwierząt gospodarskich w Polsce w latach 2002–2020

Rok	Bydło (tys. szt. fiz.)	Trzoda chlewna (tys. szt. fiz.)	Owce i kozy (tys. szt. fiz.)	Drób (tys. szt. fiz.)	Zwierzęta ogółem* (tys. szt. DJP**)	Dynamika zmian (%) (2002 = 100)
2002	5533	18629	539	198783	8786	100
2003	5489	18605	530	177974	8625	98,2
2004	5353	16988	493	164611	7319	83,3
2005	5483	18112	457	111163	7295	83,0
2006	5606	18881	431	141808	7613	86,7
2007	5696	18129	476	150620	7657	87,1
2008	5757	15425	460	145496	7321	83,3
2009	5700	14279	405	140826	7112	81,0
2010	5761	15278	385	142460	7130	81,2
2011	5762	13509	363	152213	6991	79,6
2012	5777	11581	357	125424	6721	76,5
2013	5590	10994	305	129122	6510	74,1
2014	5660	11266	283	133087	6648	75,7
2015	5763	11512	303	153210	6805	77,5
2016	5970	11107	288	148864	6802	77,4
2017	6036	11908	313	192113	7203	82,0
2018	6183	11028	311	201295	7327	83,4
2019	6262	11215	312	201046	7477	85,1
2020	6279	11727	322	205775	7595	86,4
Tempo zmian średnio w roku (a)***	41,4	-505,7	-14,0	1680,6	-55,3	x

*razem z końmi

**duże jednostki przeliczeniowe

***(a) współczynnik nachylenia linii trendu liniowego

Źródło: obliczenia własne na podstawie danych GUS (25, 29)

Zmiany pogłowia i co się z tym wiąże także obsady zwierząt były zróżnicowane według województw i gatunków zwierząt. Wiązało się to ze specyfiką chowu i znaczenia poszczególnych gałęzi produkcji zwierzęcej. Z tabeli 2 wynika, że obsada bydła, wyrażona w sztukach fizycznych na 100 ha użytków rolnych, charakteryzowała się zróżnicowanym tempem i kierunkami zmian. Największy wzrost obsady bydła obserwowano w województwach: podlaskim, wielkopolskim, lubuskim, warmińsko-mazurskim i mazowieckim, a więc w regionach specjalizujących się w towarowej produkcji mleka i żywca wołowego. Największa redukcja obsady bydła miała miejsce w województwach: podkarpackim, małopolskim i dolnośląskim. Warto jednak podkreślić występowanie znacznych różnic w obsadzie bydła pomiędzy województwami. Czołowe miejsce zajmowało województwo podlaskie. Najniższą obsadą, w wyniku malejącej tendencji, charakteryzowało się województwo dolnośląskie. Niska obsada bydła była też cechą województwa zachodniopomorskiego, chociaż dostrzec można niezbyt wyraźną tendencję wzrostową.

Pogłowie i związana z nim obsada trzody chlewnej w okresie analizowanych lat (2002–2020) prezentowały tendencję spadkową we wszystkich województwach (tab. 3). W przypadku województw: wielkopolskiego, łódzkiego i pomorskiego zmniejszenie obsady świń było relatywnie mniejsze w porównaniu z pozostałymi województwami i ze średnią dla Polski. Są to regiony wyspecjalizowane w chowie trzody chlewnej.

Obsada drobiu, wyrażona w sztukach fizycznych na 100 ha UR, wykazywała tendencję wzrostową w większości województw, poza podkarpackim i małopolskim (tab. 4). Widoczne jest jednak wyraźne zróżnicowanie pomiędzy województwami.

Przedstawione w tabelach 2–4 zmiany obsady zwierząt gospodarskich są odzwierciedleniem specjalizacji poszczególnych województw w różnych kierunkach towarowej produkcji rolniczej zarówno zwierzęcej, jak i roślinnej.

Tabela 2

Zmiany obsady bydła w szt. fiz. $100 \cdot \text{ha}^{-1}$ UR w dkr* w województwach Polski w latach 2002–2020

Województwo	Okres 3-letni								Tempo zmian średnio w roku (a)**	Relacja: lata 2017–2020 do 2002–2004
	2002–2004	2005–2007	2008–2010	2011–2013	2014–2016	2017–2020				
Dolnośląskie	12,9	12,5	12,0	10,9	11,3	11,5	-0,10	89		
Kujawsko-pomorskie	38,0	40,7	42,9	45,0	45,4	48,7	0,63	128		
Lubelskie	28,0	28,4	26,0	26,9	25,6	26,7	-0,13	95		
Lubuskie	14,3	14,7	15,2	15,3	18,3	20,7	0,38	144		
Łódzkie	40,0	40,9	44,3	46,6	47,5	48,2	0,57	121		
Małopolskie	37,3	39,2	32,0	31,4	32,0	30,8	-0,49	83		
Mazowieckie	42,9	46,3	50,7	53,5	56,9	57,9	0,99	135		
Opolskie	23,1	22,2	22,4	22,8	23,4	25,0	0,12	108		
Podkarpackie	24,7	23,5	21,1	17,6	15,5	13,4	-0,76	54		
Podlaskie	62,3	69,4	79,6	88,4	89,2	94,5	2,07	152		
Pomorskie	22,7	25,3	25,9	27,1	27,0	28,7	0,33	127		
Śląskie	28,8	28,7	31,7	31,5	33,0	34,1	0,36	119		
Świętokrzyskie	32,1	34,4	33,1	34,3	33,6	33,0	0,03	103		
Warmińsko-mazurskie	36,4	42,9	46,1	46,3	42,5	49,4	0,58	136		
Wielkopolskie	39,6	42,0	46,7	48,9	53,7	59,5	1,24	150		
Zachodniopomorskie	10,9	11,4	11,8	12,1	11,5	12,8	0,09	117		
Polska	33,2	35,5	37,6	39,4	40,3	42,6	0,57	129		

*dobra kultura rolna (dkr)

**(a) współczynnik nachylenia trendu liniowego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (25, 29)

Tabela 3

Zmiany obsady trzody chlewnej w szt. fiz. 100 ha⁻¹ UR w dkr* w województwach Polski w latach 2002–2020

Województwo	Okres 3-letni										Relacja: lata 2017–2020 do 2002–2004
	2002–2004	2005–2007	2008–2010	2011–2013	2014–2016	2017–2020	Tempo zmian średnio w roku (a)**				
Dolnośląskie	49,0	46,9	37,1	25,8	21,5	22,0	-2,01	45			
Kujawsko-pomorskie	203,7	210,5	164,0	136,6	121,0	109,9	-6,90	54			
Lubelskie	85,8	86,7	66,3	48,9	39,9	35,0	-3,72	41			
Lubuskie	55,3	48,6	38,8	34,7	39,5	33,3	-1,28	60			
Łódzkie	129,9	127,8	113,6	104,4	108,1	118,7	-1,12	91			
Małopolskie	68,4	71,3	59,5	40,3	33,3	28,0	-3,02	41			
Mazowieckie	88,8	94,6	71,2	56,1	50,7	60,8	-2,59	68			
Opolskie	135,4	128,6	110,0	99,2	82,7	70,7	-4,26	52			
Podkarpackie	46,5	45,8	44,1	32,3	30,3	25,9	-1,46	56			
Podlaskie	81,5	77,5	53,6	37,6	31,0	30,8	-3,69	38			
Pomorskie	127,4	134,1	117,1	103,8	102,8	102,3	-2,10	80			
Śląskie	78,3	87,4	81,8	72,8	68,7	59,0	-1,46	75			
Świętokrzyskie	67,2	86,2	74,2	53,1	46,6	43,4	-2,34	65			
Warmińsko-mazurskie	77,4	86,4	71,4	55,0	50,0	58,3	-1,99	75			
Wielkopolskie	249,6	289,8	255,7	228,0	230,9	236,2	-2,45	95			
Zachodniopomorskie	66,6	52,0	44,2	40,0	35,0	31,2	-2,10	47			
Polska	109,8	116,4	98,2	83,0	78,4	79,0	-2,55	72			

*dobra kultura rolna (dkr)

**(a) współczynnik nachylenia trendu liniowego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (25, 29)

Tabela 4

Zmiany obsady drobiu w szt. fiz. · 100 ha⁻¹ UR w dkr* w województwach Polski w latach 2002–2020

Województwo	Okres 3-letni							Tempo zmian średnio w roku (a)**	Relacja: lata 2017–2020 do 2005–2007
	2002–2004	2005–2007	2008–2010	2011–2013	2014–2016	2017–2020			
Dolnośląskie	792,1	655,1	646,1	603,4	622,1	759,8	5,80	116	
Kujawsko-pomorskie	959,5	668,6	645,3	622,2	769,5	1104,8	31,14	165	
Lubelskie	675,0	518,7	473,2	445,6	406,5	649,5	6,09	125	
Lubuskie	1584,7	1148,2	1268,2	1169,7	1225,1	1543,6	23,37	134	
Łódzkie	1400,6	1032,6	1233,2	1131,3	1159,1	1395,6	20,38	135	
Małopolskie	1273,1	883,3	949,8	896,6	885,5	909,9	-0,35	103	
Mazowieckie	1120,9	831,4	984,9	1273,6	1427,3	2117,5	94,20	255	
Opolskie	973,0	710,5	732,3	727,1	623,6	965,0	12,51	136	
Podkarpackie	1090,0	890,3	922,9	777,7	829,6	932,1	-0,30	105	
Podlaskie	512,0	374,2	432,4	494,2	700,5	1216,3	61,01	325	
Pomorskie	1088,2	710,3	705,5	778,5	737,9	860,5	10,40	121	
Śląskie	2414,1	1288,2	1892,4	2198,6	2033,0	2268,2	65,64	176	
Świętokrzyskie	1119,2	914,6	1009,9	1018,7	1127,2	1285,2	26,82	141	
Warmińsko-mazurskie	780,0	673,4	673,9	626,6	689,7	927,0	16,34	138	
Wielkopolskie	1633,4	1635,0	1802,8	1528,6	1768,0	2341,8	43,09	143	
Zachodniopomorskie	733,1	654,1	725,1	811,2	837,0	1433,7	52,23	219	
Polska	1096,0	852,5	936,4	935,8	1007,1	1378,2	35,07	162	

*dobra kultura rolna (dkr)

**(a) współczynnik nachylenia trendu liniowego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (25, 29)

Zmiany obsady zwierząt gospodarskich ogółem w okresach 3-letnich z podziałem na województwa przedstawiono w tabeli 5. Wynika z niej, że obsada zwierząt, wyrażona w $DJP \cdot 100 \text{ ha}^{-1} \text{ UR}$, zmieniała się w mniejszym stopniu niż rozpatrywana osobno dla gatunków obsada bydła, trzody chlewnej i drobiu. Było to wynikiem kompensacji różnych kierunków zmian w obsadzie zwierząt reprezentujących poszczególne gatunki.

W porównaniu z okresem 2002–2004 obsada zwierząt wyrażona w $DJP \cdot 100 \text{ ha}^{-1} \text{ UR}$ w Polsce w okresie 2017–2020 była zbliżona (tab. 5). Jednak poziom tej obsady i tempo jej zmian w poszczególnych województwach były wyraźnie zróżnicowane. W województwach specjalizujących się w towarowej produkcji zwierzęcej (mleko, mięso, drób) lub łączących ją w sposób harmonijny z towarową produkcją roślinną obsada była większa. Relacja obsady w $DJP \cdot 100 \text{ ha}^{-1} \text{ UR}$ w okresie 2017–2020 do średniej z okresu 2002–2004 w sposób pośredni wskazuje na tendencje wzrostu lub zmniejszenia produkcji nawozów naturalnych w poszczególnych województwach i co się z tym wiąże ilości wnoszonych na użytki rolne składników pokarmowych. Niepokoić może niska obsada zwierząt, a więc i niska produkcja nawozów naturalnych w takich województwach, jak: małopolskie, podkarpackie, lubelskie, dolnośląskie i opolskie. Z kolei relatywnie wysoka obsada zwierząt, a więc i odpowiednio większa produkcja oraz zużycie nawozów naturalnych, w takich województwach, jak: podlaskie, warmińsko-mazurskie, mazowieckie, wielkopolskie, powinny być istotnymi wyznacznikami gospodarki nawozowej, w szerokim rozumieniu tego terminu i przesłanką ewentualnego korygowania poziomu zużycia nawozów mineralnych.

Według Wrzaszcz i Kopińskiego (26) prowadzenie produkcji zwierzęcej w gospodarstwie rolniczym nie przesądza o stosowaniu nawozów naturalnych. Autorzy ci zwracają uwagę, że część gospodarstw ukierunkowanych na produkcję zwierzęcą nie użytkuje gruntów rolnych, inne zaś nastawione wyłącznie na produkcję roślinną mają potencjalne możliwości nabycia nawozów naturalnych na rynku lokalnym. Zaznaczają jednak, że nawozy naturalne sprzedawane są zasadniczo przez gospodarstwa o dużej skali produkcji zwierzęcej, posiadające nadwyżki wytworzonych nawozów.

Obecnie skala obrotu nawozami naturalnymi w Polsce jest niewielka, a ich dystrybucja nie rozwiązuje problemu krajowej gospodarki nawozami naturalnymi (26). Nie można zatem generalizować możliwości niwelowania różnic regionalnych poprzez obrót nawozami naturalnymi.

Nawozy naturalne są ważnym elementem gospodarki nawozowej i źródłem składników pokarmowych, jednak udział gospodarstw stosujących je we wszystkich województwach maleje. Świadczą o tym dane zamieszczone w tabeli 6, z których wynika, że udział gospodarstw stosujących nawozy naturalne zmniejsza się również w województwach o bardzo niskiej obsadzie zwierząt, takich jak dolnośląskie, zachodniopomorskie, podkarpackie, małopolskie. Jest to zjawisko niekorzystne z punktu widzenia racjonalizacji gospodarki.

Tabela 5

Zmiany obsady zwierząt ogółem w DJP-100 ha⁻¹ UR w dkr* w województwach Polski w latach 2002–2020

Województwo	Okres 3-letni						Tempo zmian średnio w roku (a)**	Relacja: lata 2017–2020 do 2002–2004
	2002–2004	2005–2007	2008–2010	2011–2013	2014–2016	2017–2020		
Dolnośląskie	22,6	19,5	18,2	16,3	16,3	17,5	-0,3	77
Kujawsko-pomorskie	64,3	57,9	54,1	52,9	51,9	54,3	-0,6	84
Lubelskie	41,4	38,4	32,8	30,7	28,4	30,6	-0,8	74
Lubuskie	29,9	30,8	31,7	28,1	31,7	37,7	0,3	126
Łódzkie	59,2	52,8	54,3	54,2	54,3	57,2	-0,1	97
Małopolskie	52,6	50,0	42,8	38,6	37,8	36,0	-1,1	68
Mazowieckie	56,2	54,6	55,8	56,7	58,8	65,1	0,5	116
Opolskie	42,9	34,8	32,9	31,9	30,5	31,8	-0,6	74
Podkarpackie	37,7	33,1	30,3	25,0	22,7	20,9	-1,1	55
Podlaskie	66,6	68,6	73,9	78,5	80,1	85,8	1,2	129
Pomorskie	43,1	39,4	37,8	37,0	36,9	38,9	-0,3	90
Śląskie	49,1	40,1	44,4	43,9	44,7	45,4	-0,1	92
Świętokrzyskie	45,0	44,4	41,1	38,6	37,7	37,3	-0,5	83
Warmińsko-mazurskie	46,6	54,9	55,1	53,9	50,5	60,9	0,5	131
Wielkopolskie	76,0	72,4	71,2	69,4	75,3	83,3	0,4	110
Zachodniopomorskie	22,5	18,2	18,2	18,5	17,7	21,1	-0,1	94
Polska	50,1	47,7	47,1	46,5	46,9	51,0	0,0	102

*dobra kultura rolna (dkr)

**(a) współczynnik nachylenia linii trendu liniowego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (25, 29)

Tabela 6

Udział gospodarstw stosujących nawożenie naturalne w ogólnej liczbie gospodarstw (%)

Województwo	2007	2016	Różnica pomiędzy latami 2016 i 2007 w p.p.
Dolnośląskie	32,0	22,0	-10,0
Kujawsko-pomorskie	65,3	50,2	-15,2
Lubelskie	60,8	43,2	-17,6
Lubuskie	40,3	31,6	-8,7
Łódzkie	66,1	49,3	-16,8
Małopolskie	72,1	58,2	-13,9
Mazowieckie	63,6	51,6	-12,0
Opolskie	53,5	37,3	-16,2
Podkarpackie	63,9	47,0	-16,9
Podlaskie	72,5	64,0	-8,5
Pomorskie	57,3	42,6	-14,7
Śląskie	53,8	42,7	-11,0
Świętokrzyskie	67,5	43,1	-24,3
Warmińsko-mazurskie	64,9	46,3	-18,6
Wielkopolskie	70,4	57,7	-12,7
Zachodniopomorskie	35,8	18,7	-17,1
Polska	62,6	48,1	-14,5

Źródło: Wrzaszcz i Kopiński, 2019 (26)

Regionalne zróżnicowanie rolnictwa jest pochodną uwarunkowań przyrodniczych i organizacyjno-ekonomicznych, takich jak: jakość gleb, średnia powierzchnia gospodarstwa, intensywność i specjalizacja produkcji, wydajność z 1 ha. Wybrane wskaźniki charakteryzujące zróżnicowanie polskiego rolnictwa według województw przedstawiono w tabeli 7.

Przedstawione w tabeli 7 wskaźniki informują także o możliwościach i skali wykorzystania nawozów naturalnych. Istotnymi wyznacznikami znaczenia nawozów naturalnych są specjalizacja i towarowość produkcji, jej intensywność mierzona poziomem zużycia NPK w $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ UR w nawozach mineralnych, globalna produkcja roślinna wyrażona w jednostkach zbożowych, odzwierciedlająca strukturę, w tym systemów utrzymania zwierząt gospodarskich i wydajność produkcji zwierzęcej.

Tabela 7

Wybrane wskaźniki regionalnego zróżnicowania rolnictwa w Polsce w latach 2018–2020

Województwo	Wskaźnik wrpp* wg IUNG (pkt.)	Udział TUZ** (%)	Średnia pow. gosp. (ha UR)	Zużycie nawozów mineralnych (kg NPK·ha ⁻¹ UR)	Globalna produkcja roślinna (j.zb.·ha ⁻¹ UR)***	Wartość skupu produkcji rolnej (zł·ha ⁻¹ UR)	Udział produkcji zwierzęcej w produkcji towarowej (%)
Dolnośląskie	74,9	15,3	16,10	164,8	50,6	2773	25,4
Kujawsko-pomorskie	71,0	8,9	16,15	179,5	48,6	4944	59,8
Lubelskie	74,1	15,2	7,94	153,2	42,1	2963	34,4
Lubuskie	62,3	25,9	19,76	100,5	39,0	3109	49,8
Łódzkie	61,9	14,7	7,75	135,0	38,0	4362	58,1
Małopolskie	69,3	41,9	4,00	87,5	34,9	2110	47,3
Mazowieckie	59,9	26,8	9,02	121,3	33,9	5900	66,3
Opolskie	81,4	8,0	18,94	194,9	62,0	4227	39,8
Podkarpackie	70,4	37,4	4,43	86,6	32,2	1673	55,8
Podlaskie	55,0	35,9	13,48	118,7	31,2	4506	92,2
Pomorskie	66,2	17,2	18,56	148,4	41,6	4671	62,5
Śląskie	64,2	22,4	6,77	127,4	40,4	3795	63,4
Świętokrzyskie	69,3	21,1	5,75	106,4	34,7	2698	39,9
Warmińsko-mazurskie	66,0	33,7	23,70	109,6	34,1	4061	75,8
Wielkopolskie	64,8	13,5	13,96	157,5	46,7	6559	70,5
Zachodniopomorskie	67,5	19,1	28,68	123,9	42,8	2692	42,7
Polska	66,5	21,5	10,31	136,2	40,8	4243	59,2

*wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej

**trwałe użytki zielone

***jednostka zbożowa (j.zb.)

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych IUNG-PIB (11, 13) i GUS (21, 22, 24, 25)

Zmiany i zróżnicowanie zużycia nawozów naturalnych wyrażone w $\text{kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR przedstawiono w tabeli 8, z której wynika, że zużycie nawozów naturalnych było zróżnicowane zarówno w wyodrębnionych okresach 3-letnich, jak i województwach. W skali kraju było ono względnie ustabilizowane. Zróżnicowanie pomiędzy województwami ilustrują relacje średnich z lat 2017–2019 w odniesieniu do średnich z lat 2002–2004. Można dostrzec, że zróżnicowanie to odzwierciedla zmiany w obsadzie zwierząt w okresie objętym analizą. Wzrost zużycia nawozów naturalnych odnotowano w województwach, w których wzrosła obsada zwierząt wyrażona w $\text{DJP} \cdot 100 \text{ ha}^{-1}$ UR. Do tej grupy należą województwa: podlaskie, wielkopolskie, warmińsko-mazurskie i mazowieckie. Zmniejszenie zużycia NPK w nawozach naturalnych widoczne jest w sposób wyraźny w województwach: podkarpackim, małopolskim, dolnośląskim, lubelskim i opolskim. Tylko w niektórych województwach należących do tej grupy niskie zużycie składników nawozowych pochodzących z nawozów naturalnych rekompensowano relatywnie wyższymi dawkami nawozów mineralnych (opolskie, dolnośląskie, lubelskie), co wynikało ze struktury (specjalizacji) i intensywności produkcji.

Wnoszenie składników nawozowych w formie nawozów naturalnych sprzyja kształtowaniu właściwych relacji N:P:K. Nawozy naturalne, w odróżnieniu od nawozów mineralnych, zawierają praktycznie wszystkie składniki konieczne dla zapewnienia prawidłowego wzrostu i rozwoju roślin uprawnych. Jednak zróżnicowanie dawek nawozów naturalnych uwidoczniło się w zmianach zużycia N, P_2O_5 i K_2O w objętych analizą okresach 3-letnich oraz w całym okresie badawczym (tab. 9, 10, 11). Widoczne różnice dynamiki zmian i relacji średnich z dwóch okresów są związane ze zmianami pogłowia, a więc i obsady różnych gatunków zwierząt gospodarskich. Istotny wpływ miało zmniejszenie obsady trzody chlewnej, a wzrost pogłowia i obsady drobiu. Wpłynęło to także na ilość wnoszonych składników nawozowych.

Zużycie nawozów naturalnych jest jednym z czynników decydujących o nawozochłonności produkcji roślinnej i istotnym wyznacznikiem racjonalności gospodarki nawozowej. Świadczą o tym dane zamieszczone w tabeli 12. Średnio w całym okresie 2002–2019 składniki nawozowe wnoszone w formie nawozów naturalnych stanowiły 39,9%. Jednak udział ten w ogólnym zużyciu składników nawozowych był zróżnicowany w kolejnych okresach 3-letnich. O zróżnicowaniu tym, przy niewielkich zmianach wnoszonych w nawozach naturalnych dawek NPK, decydowała dynamika wzrostu zużycia nawozów mineralnych. Składniki z nawozów naturalnych miały znaczący udział (39,3%) w nawozochłonności produkcji roślinnej.

Tabela 8

Zmiany zużycia nawozów naturalnych w kg NPK·ha⁻¹ UR w dkr* w województwach Polski w latach 2002–2019

Województwo	Okres 3-letni									Tempo zmian średnio w roku (a)**	Relacja (%): lata 2017–2019 do 2002–2004
	2002–2004	2005–2007	2008–2010	2011–2013	2014–2016	2017–2019					
Dolnośląskie	36,2	35,3	33,3	29,3	27,7	28,6	-0,6	79			
Kujawsko-pomorskie	99,4	102,7	94,5	89,6	85,6	87,6	-1,1	88			
Lubelskie	69,0	68,2	58,5	52,8	46,5	48,5	-1,7	70			
Lubuskie	53,5	53,4	54,2	46,4	50,3	58,4	0,1	109			
Łódzkie	95,5	94,6	96,8	95,3	94,6	99,5	0,2	104			
Małopolskie	89,5	89,4	77,8	69,9	67,7	62,1	-2,0	69			
Mazowieckie	92,7	95,8	97,4	97,4	99,2	107,6	0,8	116			
Opolskie	66,9	63,2	59,1	56,5	51,7	53,4	-1,0	80			
Podkarpackie	66,0	60,0	57,1	46,4	41,9	37,9	-2,0	57			
Podlaskie	109,4	116,3	125,4	129,6	127,4	135,3	1,6	124			
Pomorskie	65,6	69,2	65,8	63,5	61,1	63,5	-0,4	97			
Śląskie	75,1	74,2	83,2	81,8	77,7	76,5	0,2	102			
Świętokrzyskie	70,9	78,5	72,4	66,2	60,8	61,3	-1,0	86			
Warmińsko-mazurskie	78,6	91,2	92,4	87,1	80,4	96,7	0,5	123			
Wielkopolskie	123,8	135,8	134,3	127,8	135,2	148,6	1,1	120			
Zachodniopomorskie	34,6	31,4	31,2	31,1	28,3	32,1	-0,2	93			
Polska	81,4	84,7	83,7	80,7	79,2	84,9	-0,0	104			

*dobra kultura rolna (dkr)

** (a) współczynnik nachylenia linii trendu liniowego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (25, 29)

Tabela 9

Zmiany zużycia azotu w nawozach naturalnych w kg N·ha⁻¹ UR w dkr* w województwach Polski w latach 2002–2019

Województwo	Okres 3-letni									Tempo zmian średnio w roku (a)**	Relacja (%): lata 2017–2019 do 2002–2004
	2002–2004	2005–2007	2008–2010	2011–2013	2014–2016	2017–2019					
Dolnośląskie	13,3	13,1	12,4	11,1	10,6	11,0	-0,2	83			
Kujawsko-pomorskie	36,1	37,5	35,2	34,0	33,0	34,4	-0,2	95			
Lubelskie	24,5	24,6	21,5	19,8	17,7	18,8	-0,5	77			
Lubuskie	19,8	19,9	20,4	17,4	19,1	22,2	0,1	112			
Łódzkie	34,1	34,3	35,8	35,8	36,1	38,6	0,3	113			
Małopolskie	31,7	32,3	28,5	25,8	25,5	23,8	-0,6	75			
Mazowieckie	33,2	34,9	36,1	36,8	38,2	42,2	0,5	127			
Opolskie	24,4	23,1	22,0	21,2	19,7	20,7	-0,3	85			
Podkarpackie	23,3	21,6	20,7	16,9	15,6	14,4	-0,6	62			
Podlaskie	38,7	42,0	46,4	49,1	49,2	53,3	0,9	138			
Pomorskie	24,0	25,4	24,5	23,8	23,3	24,5	0,0	102			
Śląskie	27,5	27,4	31,3	31,1	29,8	29,7	0,2	108			
Świętokrzyskie	25,3	28,4	26,8	24,7	23,3	23,8	-0,2	94			
Warmińsko-mazurskie	28,8	33,7	34,4	32,9	30,8	37,5	0,3	131			
Wielkopolskie	45,0	49,8	49,9	48,3	51,9	57,8	0,7	129			
Zachodniopomorskie	12,7	11,6	11,6	11,6	10,6	12,1	-0,1	95			
Polska	29,3	30,9	31,0	30,4	30,3	33,0	0,2	113			

*dobra kultura rolna (dkr)

**(a) współczynnik nachylenia linii trendu liniowego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (25, 29)

Tabela 10

Zmiany zużycia fosforu w nawozach naturalnych w kg P₂O₅·ha⁻¹ UR w dkr* w województwach Polski w latach 2002–2019

Województwo	Okres 3-letni							Tempo zmian średnio w roku (a)**	Relacja (%): lata 2017–2019 do 2002–2004
	2002–2004	2005–2007	2008–2010	2011–2013	2014–2016	2017–2019			
Dolnośląskie	8,5	8,2	7,8	6,9	6,4	6,8	-0,1	79	
Kujawsko-pomorskie	22,8	23,2	20,0	18,1	17,1	17,4	-0,4	76	
Lubelskie	14,1	13,7	11,6	9,9	8,6	9,4	-0,4	67	
Lubuskie	14,0	14,2	14,4	12,0	12,6	15,3	0,0	109	
Łódzkie	20,1	19,5	19,5	18,8	18,9	20,4	0,0	102	
Małopolskie	17,8	17,2	15,1	13,0	12,5	11,4	-0,5	64	
Mazowieckie	18,2	18,2	17,9	17,7	18,0	20,7	0,1	114	
Opolskie	15,8	14,8	13,3	12,4	10,9	11,4	-0,3	72	
Podkarpackie	13,2	12,0	11,9	9,2	8,6	8,1	-0,4	61	
Podlaskie	19,3	19,4	19,7	19,1	18,6	20,2	0,0	104	
Pomorskie	15,1	15,7	14,4	13,6	13,0	13,6	-0,2	90	
Śląskie	16,7	16,5	19,0	19,1	17,2	16,7	0,0	100	
Świętokrzyskie	14,0	15,9	14,5	12,7	11,7	12,1	-0,2	86	
Warmińsko-mazurskie	17,0	19,4	19,0	17,1	15,9	19,6	0,0	116	
Wielkopolskie	30,0	33,2	32,0	29,8	31,6	35,2	0,2	117	
Zachodniopomorskie	8,3	7,1	7,1	7,2	6,5	7,8	0,0	94	
Polska	17,5	17,9	17,3	16,1	15,8	17,3	-0,1	99	

*dobra kultura rolna (dkr)

**(a) współczynnik nachylenia linii trendu liniowego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (25, 29)

Tabela 11

Zmiany zużycia potasu w nawozach naturalnych w kg K₂O·ha⁻¹ UR w dkr* w województwach Polski w latach 2002–2019

Województwo	Okres 3-letni									Tempo zmian średnio w roku (a)**	Relacja (%): lata 2017–2019 do 2002–2004
	2002–2004	2005–2007	2008–2010	2011–2013	2014–2016	2017–2019					
Dolnośląskie	14,4	14,0	13,1	11,2	10,7	10,5	-0,3	73			
Kujawsko-pomorskie	40,5	42,0	39,3	37,3	35,4	34,6	-0,5	85			
Lubelskie	30,5	30,0	25,2	22,8	19,9	19,4	-0,8	63			
Lubuskie	19,7	19,2	19,4	16,9	18,6	19,9	0,0	101			
Łódzkie	41,3	40,9	41,5	40,5	39,4	38,9	-0,2	94			
Małopolskie	40,0	39,9	34,0	30,4	29,3	25,7	-1,0	64			
Mazowieckie	41,3	42,7	43,3	42,6	42,8	43,3	0,1	105			
Opolskie	26,8	25,3	23,8	22,7	20,9	20,6	-0,4	77			
Podkarpackie	29,5	26,5	24,2	19,8	17,3	14,6	-1,0	50			
Podlaskie	51,4	54,9	59,2	61,2	59,5	59,5	0,5	116			
Pomorskie	26,5	28,1	26,9	25,9	24,8	24,6	-0,2	93			
Śląskie	30,9	30,3	32,9	31,4	30,5	29,0	-0,1	94			
Świętokrzyskie	31,6	34,2	31,1	28,4	25,6	24,1	-0,6	76			
Warmińsko-mazurskie	32,9	38,0	39,0	37,0	33,6	38,2	0,1	116			
Wielkopolskie	48,8	52,8	52,3	49,4	51,6	53,5	0,2	110			
Zachodniopomorskie	13,6	12,6	12,5	12,2	11,2	11,8	-0,1	86			
Polska	34,6	35,9	35,3	33,9	32,9	34,3	-0,1	99			

*dobra kultura rolna (dkr)

**(a) współczynnik nachylenia linii trendu liniowego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (25, 29)

Tabela 12

Nawozochłonność produkcji roślinnej i pobranie składników NPK z płonami roślin uprawnych w Polsce w latach 2002–2019

Wyszczególnienie	Okres 3-letni									Ogółem 2002–2019
	2002–2004	2005–2007	2008–2010	2011–2013	2014–2016	2017–2019				
Zużycie skład. naw. NPK: ogółem (kg·ha ⁻¹ UR w dkr*) zmiany %*	176,7 100	202,3 114,4	210,8 119,3	216,4 122,4	211,1 119,5	224,6 127,1	206,3			
nawozy mineralne (kg·ha ⁻¹ UR w dkr) zmiany %*	95,3 100	117,6 123,3	127,1 133,3	135,7 142,4	131,9 138,4	139,7 146,6	123,8			
nawozy naturalne (kg·ha ⁻¹ UR w dkr) zmiany %*	81,4 (46,1%) 100	84,7 (41,9%) 104,0	83,7 (39,7%) 102,8	80,7 (37,3%) 99,1	79,2 (37,5%) 97,3	84,9 (37,8%) 104,2	82,4 (39,9%)			
Globalna produkcja roślinna (j.zb. ha ⁻¹ UR w dkr) zmiany %*	29,0 100	29,8 102,7	34,0 117,5	35,9 124,1	38,3 132,4	37,1 128,1	33,8			
Pobranie skład. naw. w produkcji roślinnej (pl. gł.) (kg NPK·j.zb. ⁻¹) zmiany %*	5,0 100	5,2 103,7	5,1 100,9	5,0 99,7	4,8 95,4	4,8 95,1	5,0			
Nawozochłonność produkcji roślinnej naw. min. (kg NPK·j.zb. ⁻¹) zmiany %*	3,3 100	4,0 120,2	3,7 113,6	3,8 114,9	3,5 104,9	3,8 114,4	3,7			
Nawozochłonność produkcji roślinnej naw. nat. (kg NPK·j.zb. ⁻¹) zmiany %*	2,8 100	2,8 101,4	2,5 87,6	2,2 80,0	2,1 73,8	2,3 81,4	2,4			
Nawozochłonność produkcji roślinnej razem (kg NPK·j.zb. ⁻¹) zmiany %*	6,1 100	6,8 111,5	6,2 101,6	6,0 98,8	5,5 90,6	6,0 99,2	6,1			

*dobra kultura rolna (dkr)

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (21, 24, 25, 29)

Zróżnicowanie dawek NPK w nawozach naturalnych i poziom globalnej produkcji roślinnej wyrażonej w jednostkach zbożowych (tab. 12) zadecydowały o różnicach w nawozochłonności z nawozów naturalnych pomiędzy okresami 3-letnimi na poziomie województw (tab. 13). Najwyższą nawozochłonnością produkcji roślinnej wyznaczoną przez poziom zużycia nawozów naturalnych charakteryzowały się województwa: podlaskie i wielkopolskie, mazowieckie i warmińsko-mazurskie. Województwa te odznaczały się relatywnie wysoką obsadą zwierząt, która wynikała ze specjalizacji w zakresie towarowej produkcji zwierzęcej. Biorąc pod uwagę to kryterium, najgorzej wypadło województwa dolnośląskie i zachodniopomorskie legitymujące się niską obsadą zwierząt gospodarskich.

O regionalnym zróżnicowaniu zużycia nawozów naturalnych decyduje szereg czynników odzwierciedlających specyfikę rolnictwa w województwach. W tabeli 14 przedstawiono współczynniki korelacji między zużyciem składników NPK w nawozach naturalnych a uwarunkowaniami przyrodniczo-organizacyjnymi i produkcyjno-ekonomicznymi. Wynika z nich, że zużycie nawozów naturalnych było ujemnie skorelowane ze wskaźnikiem waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej (jakością UR), a dodatnio z obsadą zwierząt, nawozochłonnością produkcji roślinnej, wartością skupu produktów rolnych w $\text{zł} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR (poziomem towarowej produkcji rolniczej) i udziałem produkcji zwierzęcej w produkcji towarowej.

Tabela 13

Zmiany nawozochłonności nawozów naturalnych w kg NPK·j.zb.⁻¹ w województwach Polski w latach 2002–2019

Województwo	Lata										Tempo zmian średnio w roku (a)*	Relacja: lata 2017–2019 do 2002–2004
	2002–2004	2005–2007	2008–2010	2011–2013	2014–2016	2017–2019						
Dolnośląskie	1,0	1,0	0,8	0,7	0,6	0,6	0,0	59				
Kujawsko-pomorskie	2,6	2,7	2,3	2,0	1,8	1,9	-0,1	75				
Lubelskie	2,2	2,4	1,8	1,5	1,2	1,1	-0,1	51				
Lubuskie	2,7	2,3	1,9	1,5	1,4	1,9	-0,1	71				
Łódzkie	3,5	3,4	3,0	2,8	2,6	2,9	-0,1	82				
Małopolskie	3,6	3,4	2,9	2,4	2,1	1,9	-0,1	55				
Mazowieckie	3,7	3,8	3,4	3,2	3,1	3,3	0,0	90				
Opolskie	1,5	1,4	1,2	1,0	0,9	0,9	0,0	63				
Podkarpackie	2,9	2,6	2,3	1,7	1,5	1,2	-0,1	42				
Podlaskie	4,6	4,6	4,5	4,5	4,4	4,6	0,0	100				
Pomorskie	2,3	2,2	1,9	1,8	1,5	1,6	-0,1	71				
Śląskie	2,8	2,7	2,7	2,4	2,1	2,1	-0,1	75				
Świętokrzyskie	2,8	3,0	2,5	2,2	1,9	1,9	-0,1	66				
Warmińsko-mazurskie	3,2	3,6	3,0	2,8	2,5	3,0	0,0	95				
Wielkopolskie	3,5	3,7	3,4	3,0	3,0	3,6	0,0	103				
Zachodniopomorskie	1,4	1,1	0,9	0,9	0,7	0,9	0,0	65				
Polska	2,8	2,8	2,5	2,3	2,1	2,3	0,0	81				

*(a) współczynnik nachylenia linii trendu liniowego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (21, 24, 25, 29)

Tabela 14
 Macierz korelacji pomiędzy zużyciem składników NPK w nawozach naturalnych a uwarunkowaniami przyrodniczo-organizacyjnymi i produkcyjno-ekonomicznymi w Polsce w okresie 2017–2019 (2020)

Wyszczególnienie	Uwarunkowania – czynniki przyrodniczo-organizacyjne, produkcyjno-ekonomiczne									
	Zużycie naw. naturalnych (kg NPK·ha ⁻¹ UR)	wskaznik wrpp wg IUNG (pkt.)	średnia pow. gosp. (ha UR)	udział TUZ (%)	obsada zwierząt (DJP·ha ⁻¹ UR)	zużycie naw. mineralnych (kg NPK·h ⁻¹ UR)	globalna produkcja roślinna (t·zb.·ha ⁻¹ UR)	nawożoność (kg NPK·j·zb.· ⁻¹)		wartość skupu (zł·ha ⁻¹ UR)
y1	x1	x2	x3	x4	x5	x6	x7	x8	x9	x10
y1	1,00	-0,65	0,07	0,99	0,04	-0,24	0,95	0,94	0,80	0,82
x1		1,00	-0,44	-0,68	0,50	0,70	-0,76	-0,81	-0,37	-0,76
x2		1,00	-0,28	-0,04	0,31	0,38	-0,02	-0,13	0,17	0,03
x3			1,00	0,09	-0,88	-0,80	0,09	0,32	-0,39	0,38
x4				1,00	0,03	-0,26	0,97	0,96	0,79	0,85
x5					1,00	0,88	0,00	-0,22	0,48	-0,22
x6						1,00	-0,34	-0,49	0,20	-0,47
x7							1,00	0,96	0,75	0,83
x8								1,00	0,63	0,87
x9									1,00	0,58
x10										1,00

* pogrubioną czcionką zaznaczono korelacje istotne statystycznie przy $\alpha > \alpha_{0,05} = 0,6319$

Źródło: obliczenia własne na podstawie danych GUS (21, 22, 24, 25, 29)

Posługując się metodą analizy skupień, wyodrębniono grupy województw (skupienia) zróżnicowane pod względem zużycia nawozów naturalnych (rys. 1). Uproszczoną charakterystykę grup województw (skupień) przedstawiono w tabeli 15.

W **skupieniu I** znalazły się 4 województwa, których cechą wspólną jest najniższe zużycie nawozów naturalnych wyrażone w $\text{kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1}$ użytków rolnych. Grupa tych województw, specjalizująca się w roślinnej produkcji towarowej, charakteryzuje się najniższą obsadą zwierząt gospodarskich i co się z tym wiąże najniższym udziałem produkcji zwierzęcej w towarowej produkcji rolniczej. Województwa wchodzące w skład tego skupienia wyróżniają się relatywnie najwyższą globalną produkcją roślinną, która jest pochodną dobrej jakości gleb i strukturą zasiewów, wysokim plonowaniem roślin i intensywnością produkcji roślinnej mierzoną poziomem zużycia nawozów mineralnych.

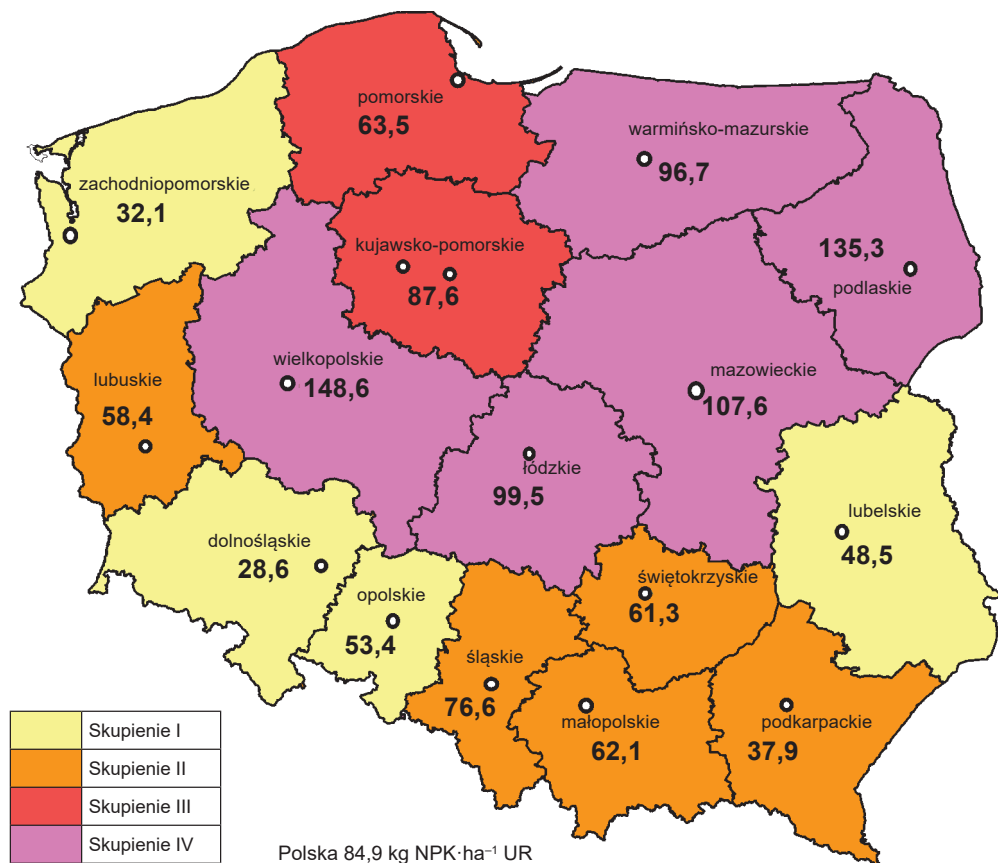
W **skupieniu II** obok czterech województw południowej i południowo-wschodniej Polski znalazło się województwo lubuskie, leżące na tzw. ścianie zachodniej, charakteryzujące się niską jakością gleb. Grupa tych województw wyróżnia się najniższą średnią powierzchnią gospodarstwa i globalną produkcją roślinną, a także najniższym poziomem zużycia nawozów mineralnych. Jest to wynikiem dużego rozdrobnienia agrarnego gospodarstw, z wyjątkiem województwa lubuskiego. Ta grupa województw wyróżnia się też najniższą wartością skupu w $\text{zł} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR. Udział produkcji zwierzęcej nieznacznie przekracza 50%, ale przy najniższym wskaźniku wartości skupu (produkcji towarowej). Zużycie nawozów naturalnych jest wyższe niż w skupieniu I.

W **skupieniu III** znalazły się 2 województwa: kujawsko-pomorskie i pomorskie. Ta grupa charakteryzuje się ponad dwukrotnie większą średnią powierzchnią gospodarstwa w porównaniu ze skupieniem II. Wyższa jest też obsada zwierząt i zużycie nawozów naturalnych. Województwa te wyróżniają się najwyższym zużyciem nawozów mineralnych, zbliżonym do województw w skupieniu I. Intensywność produkcji roślinnej i jej łączenie z towarową produkcją roślinną zdecydowały o relatywnie wysokiej wartości skupu w $\text{zł} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR. Udział produkcji zwierzęcej w towarowej produkcji rolniczej przekracza 60%.

Najwyższym zużyciem nawozów naturalnych charakteryzuje się **skupienie IV** obejmujące 5 województw o zróżnicowanej jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej, ale specjalizujących się w różnych kierunkach towarowej produkcji zwierzęcej. Jej udział w strukturze towarowej produkcji rolniczej przekracza 70% (tab. 15). Grupa ta wykazuje najwyższą obsadę zwierząt gospodarskich, chociaż zróżnicowaną gatunkowo w zależności od specjalizacji produkcyjnej (bydło mleczne, trzoda chlewna, drób). Zużycie nawozów mineralnych jest relatywnie niższe w porównaniu ze skupieniami I i III. Jednak z uwagi na wysokie zużycie nawozów naturalnych, nawozochłonność produkcji roślinnej łącznie jest najwyższa. Wysoka jest też nawozochłonność wynikająca ze zużycia nawozów naturalnych, co wskazuje na konieczność stosowania racjonalnej gospodarki nawozowej, a nawet, w przypadku niektórych województw,

na ograniczenie zużycia nawozów mineralnych w celu ograniczenia zagrożeń dla środowiska przyrodniczego.

Jak wynika z charakterystyki poszczególnych skupień, zużycie nawozów naturalnych jest wyraźnie powiązane z obsadą zwierząt i specjalizacją produkcyjną województw, zwłaszcza w zakresie różnych gałęzi produkcji zwierzęcej.



Rys. 1. Podział województw na skupienia ze względu na zróżnicowane zużycie nawozów naturalnych NPK oraz uwarunkowania przyrodniczo-organizacyjne i produkcyjno-ekonomiczne, średnio w latach 2017–2019

Źródło: opracowanie własne

Tabela 15

Charakterystyka grup (skupień) województw zróżnicowanych pod względem zużycia nawozów naturalnych NPK

Skupienie	Województwa w skupieniach	Zużycie naw. naturalnych (kg NPK·ha ⁻¹ UR)	Uwarunkowania – czynniki przyrodniczo-organizacyjne, produkcyjno-ekonomiczne									
			wskaznik wrp wg IUNG (pkt.)	średnia pow. gosp. (ha UR)	udział TUZ (%)	obsada zwierząt (DJP·ha ⁻¹ UR)	zużycie naw. mineralnych (kg NPK·ha ⁻¹ UR)	globalna produkcja roślinna (jz·ha ⁻¹ UR)	produkcji roślinnej (łącznie)	produkcji roślinnej (z nawozów naturalnych)	wartość skupu (zł·ha ⁻¹ UR)	udział produkcji zwierzęcej w produkcji towarowej (%)
I (4)	dolnośląskie, lubelskie, opolskie, zachodniopomorskie	40,7	74,5	17,92	14,1	15,3	159,2	49,4	4,6	0,9	3163,8	35,6
II (5)	lubuskie, małopolskie, podkarpackie, śląskie, świętokrzyskie	59,2	67,1	8,14	29,7	35,5	101,7	36,2	5,0	1,8	2677,0	51,2
III (2)	kujawsko-pomorskie, pomorskie	75,6	68,6	17,36	13,0	46,6	163,9	45,1	5,8	1,8	4807,5	61,2
IV (5)	łódzkie, mazowieckie, podlaskie, warmińsko-mazurskie, wielkopolskie	117,5	61,5	13,58	24,9	70,5	128,4	36,8	7,4	3,5	5077,6	72,6
	POLSKA	74,9	67,4	13,44	22,3	45,2	132,2	40,8	5,8	2,1	3815,2	55,2

Źródło: obliczenia własne na podstawie danych GUS (21, 22, 24, 25, 29)

Podsumowanie

O regionalnym zróżnicowaniu zużycia nawozów naturalnych w Polsce decyduje obsada zwierząt gospodarskich, która jednocześnie wywiera istotny wpływ na poziom i strukturę towarowej produkcji rolniczej, a także na nawozochłonność produkcji roślinnej wyrażoną w $\text{kg NPK} \cdot \text{j.zb.}^{-1}$. Udział gospodarstw stosujących nawozy naturalne kształtuje się na poziomie poniżej 50% i ulega zmniejszeniu.

Relatywnie wyższe zużycie nawozów naturalnych w województwach charakteryzujących się większą obsadą zwierząt, świadcząca o specjalizacji w zakresie zwierzęcej produkcji towarowej, powinno być przesłanką pogłębionych analiz gospodarki nawozowej i racjonalizacji nawożenia uwzględniającej produktywność rolnictwa i dopływ składników NPK z różnych źródeł, tj. z nawozów mineralnych i naturalnych.

Wyznacznikiem zakresu tych analiz mogą być cechy charakterystyczne wyodrębnionych skupień województw. Warto podkreślić, że niezależnie od różnic pomiędzy skupieniami w ich obrębie występuje również zróżnicowanie województw pod względem zużycia nawozów naturalnych, które decyduje o zakresie i skali podejmowanych działań doradczych.

Literatura

1. G o n e t S.: Rola nawozów naturalnych w obiegu węgla i azotu w środowisku glebowym. Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilization, 2006, **4(29)**: 111-122.
2. J a d c z y s z y n T., M a ć k o w i a k C., K o p i ń s k i J.: Model SFOM narzędziem symulowania ilości i jakości nawozów organicznych. Pamiętnik Puławski, 2000, **120/I**: 169-177.
3. K o p i ń s k i J.: Bilans azotu brutto – agrosrodowiskowy wskaźnik oddziaływania rolnictwa na środowisko. Opis metodyki, omówienie wyników bilansu na poziomie NUTS-0, NUTS-2. Monografie i Rozprawy Naukowe, IUNG-PIB, Puławy 2017, **55**: 1-116.
4. K o p i ń s k i J.: Implikacje zmian pogłowia zwierząt gospodarskich w Polsce dla Puli azotu pochodzącego z produkcji zwierzęcej. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2015, **43(17)**: 103-115.
5. K o p i ń s k i J.: Kierunki rozwoju produkcji zwierzęcej w Polsce w aspekcie gospodarki nawozowej. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2020, **62(16)**: 71-101.
6. K o p i ń s k i J.: Kierunki rozwoju różnych systemów produkcji roślinnej w Polsce. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2019, **60(14)**: 103-128.
7. K o p i ń s k i J.: Stan aktualny oraz prognoza zmian różnych kierunków produkcji rolniczej w Polsce. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2018a, **55(9)**: 47-75.
8. K o p i ń s k i J.: Trendy zmian głównych kierunków produkcji zwierzęcej w Polsce w okresie członkostwa Polski w UE. W: Agrobiznes 2014. Rozwój agrobiznesu w okresie 10 lat przynależności Polski do UE. Wyd. Prace Naukowe UE we Wrocławiu, 2014, **361**: 109-130.
9. K o p i ń s k i J.: Zróżnicowanie gospodarki nawozowej azotem w polskim rolnictwie. Polish Journal of Agronomy, 2018b, **32**: 3-16.
10. K o p i ń s k i J., K u ś J.: Wpływ zmian organizacyjnych w rolnictwie na gospodarke glebową materią organiczną. Problemy Inżynierii Rolniczej, 2011, **2(72)**: 47-54.
11. K o p i ń s k i J., K r a s o w i c z S.: Regionalne zróżnicowanie warunków produkcji rolniczej w Polsce. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2010, **22**: 9-29.
12. K o p i ń s k i J., K r a s o w i c z S.: Nawozochłonność produkcji roślinnej w różnych typach gospodarstw rolniczych. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2021a, **65(19)**: 197-205.

13. K o p i ń s k i J., K r a s o w i c z S.: Regionalne zróżnicowanie nawozochłonności produkcji roślinnej. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2021b, **65(19)**: 123-149.
14. K o p i ń s k i J., W i t o r o ż e c A.: Zasoby głównych makroskładników nawozów naturalnych w Polsce. Resources of main macronutrients in natural fertilizers in Poland. Annals of the Polish Association of Agricultural and Agribusiness Economists. (Rocz. Nauk. SERiA), 2021, **23(2)**: 64-74.
15. K o p i ń s k i J., W r z a s z c z W.: Gospodarowanie makroskładnikami nawozowymi pochodzenia mineralnego w polskim rolnictwie – wybrane zagadnienia. Management of nutrients from mineral fertilizers in the polish agriculture – selected issues. Polish Journal of Agronomy, 2020, **43**: 11-25.
16. K r a s o w i c z S., M a t y k a M.: Produkcja towarowa jako kryterium wykorzystania potencjału rolnictwa w różnych regionach Polski. Zagadnienia Ekonomiki Rolnej, 2021, **2**: 48-72.
17. K r a s o w i c z S., M a t y k a M.: Regionalne zróżnicowanie towarowości polskiego rolnictwa. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2020, **62**: 9-34.
18. K r e m e r A.M.: Nutrient Budgets EU-27, Norway, Switzerland. Methodology and Handbook. Eurostat/OECD. EC Eurostat, Luxembourg, 2013. (ver. 1.02, 17.05.2013).
19. M a t y k a M.: Zmiany poziomu i struktury produkcji w polskim rolnictwie. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2018, **55(9)**: 77-97.
20. M a ć k o w i a k C., Ż u r e k J., K o p i ń s k i J.: Polskie standardy nawozów organicznych – opracowanie modelowe. Synteza. Advisory Centre Skejby. Puławy, 1996. (mat. niepublikowane)
21. Produkcja upraw rolnych i ogrodnich (2002–2020), GUS, Warszawa, 2003–2021.
22. Rocznik Statystyczny Rolnictwa. GUS, Warszawa, 2003–2021.
23. Rynek środków do produkcji rolniczej. IERiGŻ-PIB, 2003–2021.
24. Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 1999/2000...2019/2020. GUS, Warszawa, 2002–2021.
25. Użytkowanie gruntów, powierzchnia zasiewów i pogłowie zwierząt gospodarskich w 2002, ... 2019 roku. GUS, Warszawa, 2003–2020.
26. W r z a s z c z W., K o p i ń s k i J.: Gospodarka nawozowa w Polsce w kontekście zrównoważonego rozwoju rolnictwa. Studia i Monografie, IERiGŻ-PIB, 2019, **178**: 1-145.
27. W r z a s z c z W., K o p i ń s k i J.: Gospodarka azotem – ważny wyznacznik zrównoważonego rolnictwa. Nitrogen management - an important determinant of sustainable agriculture. Annals of the Polish Association of Agricultural and Agribusiness Economists. (Rocz. Nauk. SERiA), 2020, **22(3)**: 198-207.
28. Zbiorowa: Ekonomiczne implikacje Europejskiego Zielonego Ładu. Studia i Monografie, IERiGŻ-PIB, Warszawa, **188**: 1-128.
29. Zwierzęta gospodarskie w 2014.. 2019 roku. GUS, Warszawa, 2014–2021.

Adres do korespondencji:

dr hab. Jerzy Kopiński; prof. dr hab. Stanisław Krasowicz
Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej
IUNG-PIB
ul. Czarторыjskich 8
24-100 Puławy
tel.: 81 4786 821; 81 4786 802
e-mail: jkop@iung.pulawy.pl; sk@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Jerzy Kopiński	0000-0002-2887-4143
Stanisław Krasowicz	0000-0002-3949-1444

Piotr Skowron, Tamara Jadczyzyn

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

PLAN NAWOŻENIA JAKO PRAKTYKA PROMUJĄCA RACJONALNE
ZARZĄDZANIE NAWOZAMI I OGRANICZAJĄCA STRATY
BIOGENÓW*

Słowa kluczowe: plan nawożenia, efektywność wykorzystania azotu, program azotanowy, doradztwo nawozowe

Wstęp

Plan nawożenia jest najważniejszym narzędziem gospodarowania podstawowymi składnikami pokarmowymi NPK w produkcji roślinnej. Opracowany zgodnie z zasadami dobrej praktyki, uwzględnia zarówno plonotwórczy i ekonomiczny aspekt nawożenia (realizacja potencjału plonowania i optymalizacja kosztów), jak i jego oddziaływanie na środowisko (łagodzenie presji). Liczne badania naukowe wskazują, że odpowiednio zbilansowane nawożenie pozwala uzyskać wysokie plony roślin, z czym wiąże się duże pobranie składników pokarmowych, a zatem wysokie ich wykorzystanie z nawozów (4, 9, 15). Nawożenie niezrównoważone, czyli brak lub niedobór któregośkolwiek ze składników NPK lub/i zakwaszenie gleby powodują obniżkę plonów roślin i słabe wykorzystanie składników, co skutkuje ich dużą nadwyżką bilansową. Nadwyżka bilansowa, czyli pula składników pokarmowych niewykorzystanych przez rośliny jest wskaźnikiem potencjalnych strat biogenów z rolnictwa, natomiast deficyt będzie miał swoje konsekwencje w spadku wielkości i jakości plonu roślin uprawnych. W systemie rolnictwa zrównoważonego zakłada się, że wnoszenie składników w nawozach powinno rekompensować ich pobranie z plonami roślin, a bilans na powierzchni pola powinien być zbliżony do zera w warunkach optymalnej zasobności gleby.

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.1 pt. „Nawożenie użytków rolnych” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2022 r.

Najbardziej korzystnym i efektywnym rozwiązaniem, które uwzględnia interesy ekonomiczne rolnika i chroni środowisko jest plan nawożenia oparty na poprawnie zbilansowanych składnikach pokarmowych NPK. Bilansowanie składników polega na określeniu wymagań pokarmowych roślin i wyznaczeniu takiej ilości składników pokarmowych, jaka może być przez rośliny pobrana w ciągu całego okresu wegetacyjnego. Bilans składników pokarmowych na powierzchni pola jest podstawą planu nawożenia dla każdego składnika pokarmowego NPK i dla każdego roślinopola w gospodarstwie (powierzchni z jedną rośliną uprawną o jednakowym potencjale plonowania), gdzie stosowane jest nawożenie.

Stosowanie nawozów zgodne z zasadami zrównoważonego nawożenia nie jest w Polsce powszechne, pomimo że już od lat 90. są dostępne narzędzia informatyczne odpowiednie do opracowywania planu nawożenia (8). Kolejne programy komputerowe (NAW-1, NAW-2, NAW-3, Agronom, Plano RS, NawSald, Macrobil), a także kalkulatory internetowe przygotowane przez IUNG w Puławach umożliwiają opracowanie kompleksowego planu nawożenia podstawowymi składnikami pokarmowymi NPKMg oraz wapnowania gleb. Działanie wszystkich wymienionych programów bazuje na koncepcji zrównoważonego zarządzania składnikami pokarmowymi, zgodnie z którą nawozy mineralne uzupełniają nawożenie nawozami naturalnymi i organicznymi, a w bilansie uwzględnia się także składniki dostępne dla roślin z zasobów glebowych.

Badania prowadzone w IUNG-PIB wskazują, że znaczna część rolników stosuje nawozy według pewnych utartych schematów, nie uwzględniając rzeczywistej sytuacji w gospodarstwie (tj. zasobności gleby, poziomu plonowania, stosowania nawozów organicznych, w tym naturalnych) (7). W efekcie nawozy stosowane są w nadmiarze, co skutkuje niską efektywnością wykorzystania składników lub w ilościach niedostatecznych, co powoduje redukcję plonu. Stwierdzono, że w przypadku zbóż jarych na ok. 40% analizowanych pól stosowano większe od zalecanych według programu doradztwa nawozowego NawSald dawki nawozów azotowych, na 44% pól zawyżono dawki nawozów fosforowych, a na 36% pól stosowano nadmierne dawki potasu. Skutkiem takiego sposobu nawożenia jest zbyt wysoka nawozochłonność produkcji.

Zarządzanie składnikami pokarmowymi zgodnie z planem nawożenia ma kluczowe znaczenie dla realizacji głównych celów Europejskiego Zielonego Ładu (EZŁ) – redukcji strat biogenów i zmniejszenia użycia nawozów. Pozwala na wprowadzanie pożądanych limitów, kontroluje ich realizację, może uwzględniać uzasadnione zmiany strategii oraz bierze pod uwagę specyfikę polskiego rolnictwa. System taki, w połączeniu z optymalnym mechanizmem nadzoru przestrzegania zasad na poziomie krajowym, będzie równoważył potrzeby związane z ochroną środowiska i konieczność zapewnienia bezpieczeństwa żywnościowego państwa.

Celem pracy jest ocena planu nawożenia jako praktyki, która ogranicza starty biogenów do wód i atmosfery, a także realizuje założenia racjonalnego zarządzania nawozami w rolnictwie. Jako elementy analizy szczegółowej wyodrębniono „narzędzie w zakresie zrównoważonego gospodarowania składnikami odżywczymi” i „program azotanowy”.

Plan nawożenia w Polsce

Aktualnie obowiązujące w Polsce prawo określa tylko wymagania co do planu nawożenia azotem dla gospodarstw spełniających określone kryteria. Zasady jego przygotowania i sposoby dokumentowania działań związanych z nawożeniem azotem są zawarte w załącznikach do Rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych, oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” (program azotanowy) (13) oraz w opracowaniu „Zbiór zaleceń dobrej praktyki rolniczej mających na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych” (17). Od strony formalnej aktualnie obowiązujący system pozwala na działania skierowane na osiągnięcie celów redukcyjnych EZŁ dotyczących azotu, pod warunkiem realistycznego ich oszacowania. Możliwe jest to za pomocą korekty dawek maksymalnych składnika i innych parametrów potrzebnych do obliczenia dawek nawozów, które należałoby opracować, biorąc pod uwagę czynniki ekonomiczne, środowiskowe i założenia strategii EZŁ. Aktualnie wskazane byłoby rozszerzenie programu działań, co najmniej o zarządzanie fosforem, i w efekcie wprowadzenie rozwiązań dotyczących ograniczenia zanieczyszczenia wód N i P. Docelowo system ten powinien dotyczyć wszystkich podstawowych składników nawozowych NPKMg i wapnowania. Istotne jest, aby działania związane z zarządzaniem nawożeniem zostały podjęte przez gospodarstwa mniejsze (poniżej 10 ha i/lub 10 DJP).

Powszechny obecnie dostęp do Internetu za pośrednictwem telefonii komórkowej otwiera nowe możliwości upowszechnienia narzędzi do zarządzania składnikami pokarmowymi w gospodarstwach rolnych. W ramach realizowanego w IUNG-PIB projekcie InterNAW „Budowa efektywnego modelu interaktywnego systemu wspierania decyzji agrochemicznych w celu optymalizacji nawożenia i ochrony wód przed zanieczyszczeniami pochodzenia rolniczego” (GOSPOSTRATEG1/389038/8/NCBR/2018) przygotowano narzędzie informatyczne służące do opracowania kompleksowych planów nawożenia i wapnowania. Narzędzie jest udostępnione nieodpłatnie poprzez stronę internetową Krajowej Stacji Chemiczno-Rolniczej. Jest przystosowane do pracy na komputerach stacjonarnych, jak i na urządzeniach mobilnych (np. telefony komórkowe, tablety). W systemie InterNAW dawki nawozów NPK są zoptymalizowane z uwzględnieniem rzeczywistych warunków produkcji w indywidualnym gospodarstwie. System uwzględnia w obliczeniach wszystkie źródła składników pokarmowych dostępnych dla roślin w warunkach danego siedliska, czyli zawartość składników pokarmowych w glebie, w zastosowanych nawozach naturalnych, organicznych i innych, w resztkach poźniwnych, przyoranych produktach ubocznych i międzyplonach występujących w zmianowaniu. Ponadto program oblicza nadwyżki bilansowe wszystkich składników pokarmowych (NPK), co daje możliwość kontrolowania efektów środowiskowych. Jednym z modułów systemu jest kalkulator dawek wapna nawozowego na glebach kwaśnych.

Zarządzanie składnikami pokarmowymi oparte na kompleksowym planie nawożenia, opracowanym na podstawie aktualnych analiz zasobności gleby, jest wspierane przez Wspólną Politykę Rolną (WPR). W przygotowanym przez Polskę Planie Strategicznym dla WPR na lata 2023–2027 zaproponowano ekoschemat „Opracowanie i przestrzeganie planu nawożenia”. Celem jego jest właściwe zarządzanie nawożeniem dostosowanym do zasobności gleb w azot, fosfor, potas, magnez i wapń oraz potrzeb roślin z wykorzystaniem analizy gleb i systemów wspomaganie decyzji w zakresie nawożenia. Ekoschemat jest w PS WPR działaniem o budżecie UE (1 016,85 mln EUR na 2 740 000 ha) i objętym stosunkowo wysoką stawką płatności (wariant podstawowy ok. 130 zł·ha⁻¹, wariant z wapnowaniem ok. 670 zł·ha⁻¹), co na pewno będzie miało znaczenie przy wyborze tej praktyki przez rolników.

Unia Europejska (UE) dla wsparcia realizacji WPR rekomenduje jako jedną z możliwości tzw. narzędzie FaST, które jest platformą usług cyfrowych skierowaną do rolników, na której udostępniane są informacje o możliwościach i ograniczeniach w zakresie rolnictwa, ochrony środowiska i przepisów administracyjnych obowiązujących na danym obszarze. Platforma FaST ma w założeniach wspomagać w realizacji WPR pojedynczego rolnika, poprzez jednostki administracyjne krajów członkowskich, kończąc na instytucjach UE (3). Pierwotnie narzędzie FaST miało być powiązane z normą GAEC 5 „Stosowanie narzędzia dotyczącego zrównoważonego charakteru gospodarstw rolnych w zakresie składników pokarmowych (FaST)”, w pierwszym filarze WPR, jako element nowej wzmocnionej warunkowości. Jednakże na skutek negocjacji i kompromisu w Radzie ds. Rolnictwa i Rybołówstwa z dnia 21 października i głosowania PE z 23 października 2020 r. norma ta została z obowiązkowej warunkowości wykreślona i przeniesiona do dobrowolnych dla rolnika ekoschematów.

W ramach WPR opracowanie i przestrzeganie planu nawożenia jest również wspierane przez ekoschemat „Prowadzenie produkcji roślinnej w systemie Integrowanej Produkcji Roślin” w zakresie wsparcia racjonalnego nawożenia uzależnionego od faktycznych potrzeb, ograniczającego nadmierne stosowanie nawozów i ich przedostawanie się do cieków wodnych. W przypadku podstawowych wymogów z zakresu zarządzania (Statutory Management Requirements – SMR) takie wsparcie będzie realizowane poprzez opracowywany „Program zapobiegający zanieczyszczeniu wód fosforem z nawożenia” – w zakresie obowiązków wynikających z SMR 1 (plan nawożenia fosforem).

Metodyka

Ocena praktyki została przeprowadzona na czterech poziomach. Po pierwsze dokonano oceny *ex post* z wykorzystaniem opracowań, raportów i publikacji dotyczących Danii, jako państwa, które zaimplementowało plan nawożenia/zarządzanie nawozami jako jedną z praktyk mających na celu zmniejszenie strat składników nawozowych do

wód. Aby odpowiedzieć na pytanie, czy ta praktyka może wpływać na redukcję strat biogenów do wód i zmniejszenie zużycia nawozów, dokonano przeglądu działań, które podjęto w obszarze rolnictwa tego kraju w latach 1990–2000 oraz przeanalizowano dane dotyczące ich efektów.

Skutki środowiskowe podwyższonej efektywności nawożenia, których wskaźnikiem jest nadwyżka bilansowa azotu, oszacowano na podstawie danych zawartych w załącznikach do obowiązującego w Polsce „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych, oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu”.

Uproszczoną ocenę zagadnienia, czy i w jakim zakresie zastosowanie narzędzia w obrębie zrównoważonego gospodarowania składnikami odżywczymi w perspektywie roku 2030 ograniczy stosowanie nawozów, oparto na subiektywnych założeniach, na jakiej powierzchni będzie wykorzystane narzędzie i jakie będą rekomendacje dawek azotu i fosforu.

Do analizy zagadnienia ograniczenia stosowania nawozów w perspektywie roku 2030, w związku z realizacją programu azotanowego, wykorzystano dane uzyskane z Fertilizer Europe (FE). Dla głównych gatunków roślin uprawnych obliczono saldo oraz współczynnik wykorzystania azotu (NUE, ang. *Nitrogen Use Efficiency*), przyjmując wartości pobrania składnika na jednostkę plonu za „Programem działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych, oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” (18).

Ocena efektywności planu nawożenia na przykładzie Danii

Dania posiada bardzo długą historię regulacji zarządzania składnikami pokarmowymi w rolnictwie, której celem jest ograniczenie ich emisji do środowiska. Aktualne zasady są bardzo szczegółowe, dotyczą zarówno stosowania nawozów, jak i optymalnej agrotechniki czy pozwoleń dotyczących hodowli zwierząt (1). Jako punkt odniesienia dla oceny działań redukcyjnych w latach 1990–2000 przyjęto rok 1987, w którym oszacowano straty N do wód ze źródeł rolniczych na 260 000 t·rok⁻¹. Celem, jaki postawiono dla wprowadzanych stopniowo strategii, było zmniejszenie strat N do wód o 50% w ciągu 10 lat. W ocenie przeprowadzonej w 2003 r. przez Państwowy Instytut Badań nad Środowiskiem i Duński Instytut Nauk Rolniczych wykazano, że wymywanie N spadło do poziomu 168 000 t·rok⁻¹, czyli o ok. 35%. Stwierdzono również zmniejszenie zużycia nawozów azotowych z 406 000 t·rok⁻¹ w roku 1984 do 206 000 t·rok⁻¹ w roku 2002 (redukcja 50%), nawozów naturalnych – z 263 000 t·rok⁻¹ do 234 000 t·rok⁻¹ (redukcja 10%) oraz krajowego salda bilansu N – o 30% (16). Zawężając ocenę do lat 1990–2000, kiedy sukcesywnie wprowadzano plan nawożenia jako kluczową i dominującą w tym okresie praktykę, zmniejszono ilość wprowadzanego N do całego sektora rolniczego o 34%,

głównie poprzez redukcję dawek azotowych nawozów mineralnych, jednocześnie notując zmniejszenie wynoszenia N w produktach rolniczych o 15%. Biorąc pod uwagę tylko samą produkcję roślinną, ten efekt był jeszcze wyraźniejszy, ponieważ ilość wprowadzanego N w postaci nawozów i depozycji atmosferycznej zmniejszyła się prawie o 50%. Spowodowało to zmniejszenie nadwyżki bilansowej N o 45% (z 437 000 t·rok⁻¹ w roku 1990 do 241 000 t·rok⁻¹ w roku 2000). Koszty redukcji oszacowano w tym okresie na 125 milionów EUR·rok⁻¹ (3–4 EUR na każdy kilogram azotu) (2). Potencjał redukcyjny wprowadzenia praktyki planu nawożenia/zarządzania nawozami został w tym okresie oszacowany na 12 800 t N·rok⁻¹. W ocenie OECD taki postęp redukcji należy przypisać głównie środkom regulacyjnym niż zachętom finansowym, które zaczęły odgrywać większą rolę dopiero po roku 2005 (12).

Kluczowym elementem regulującym zasady stosowania nawozów w Danii są konta nawozowe (Gødningeregnskaber) wprowadzane stopniowo w latach 1991, 1993 i 1994. Przypisane do nich kwoty nawozowe wprowadzane były początkowo na zasadzie dobrowolności, a stopniowo jako obowiązujące przepisy, co spowodowało, że praktycznie większość gospodarstw prowadzących uprawę roślin lub/i hodowlę zwierząt (ok. 60 000) jest obecnie zarejestrowana i może podlegać kontroli (ok. 3000 rocznie, w tym 900 jest wizytowanych). Należy zauważyć, że obrót nawozami mineralnymi i naturalnymi jest nadzorowany przez Duńską Agencję Rolnictwa, co daje dodatkowe możliwości kontroli i pozwala na ocenę regulacji. Kwoty nawozowe dla każdego gospodarstwa uwzględniają warunki środowiskowe i agrotechniczne, a w przypadku azotu ekonomicznie optymalne jego dawki dla określonego poziomu plonowania roślin były od roku 1998 zmniejszone o 10% (obecnie obowiązują dawki N zmniejszone o 15%). Takie restrykcyjne podejście wymusza podejmowanie działań w kierunku zwiększenia wykorzystania N z nawozów mineralnych i naturalnych poprzez poprawę agrotechniki (metody aplikacji, terminy stosowania i inne metody zmniejszania strat biogenów). W 2017 r. wprowadzono w Danii regulacje dotyczące limitu stosowania fosforu w rolnictwie, który był również stopniowo zmniejszany, aby osiągnąć poziom od 30 do 35 kg P·ha⁻¹ jako limitu podstawowego, z możliwością jego zwiększenia w przypadku niskich zawartości fosforu przyswajalnego w glebie. Obecnie zasady nawożenia zakładają jako zasadę ujemny bilans P na poziomie pola w całym kraju.

Niestety w Polsce taka próba oceny wpływu wprowadzenia planu nawożenia jako praktyki redukcyjnej jest obecnie bardzo trudna do przeprowadzenia. Program działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu obowiązuje na terenie całego kraju od lipca 2018 r. W związku z tym ocena działania całego programu będzie możliwa dopiero za kilka lat, a biorąc pod uwagę okresy obejmujące wcześniejsze raporty, należy się jej spodziewać w 2025 r. (10). Na tę chwilę oszacowanie pojedynczej praktyki w programie nie wydaje się możliwe.

Ocena możliwości ograniczenia zużycia nawozów na skutek zwiększenia efektywności wykorzystania azotu

Zgodnie z obowiązującym aktualnie „Programem działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” przy opracowaniu planu nawożenia azotem przyjmuje się wskaźnik wykorzystania składnika z nawozów mineralnych równy 70%. Na potrzeby tej analizy założono, że wdrożenie kompleksowego planu wapnowania gleb kwaśnych i nawożenia wszystkimi makroskładnikami (NPKMgS), opracowanego na podstawie rzeczywistej zasobności gleby w składniki pokarmowe i uwzględniającego dopływ składników w nawozach naturalnych i organicznych, może spowodować zwiększenie efektywności wykorzystania azotu do 80% w stosunku do przyjętego. Obliczono dawki nawozów azotowych pod główne gatunki roślin uprawnych według metody wskazanej w programie azotanowym dla założonego poziomu plonów: pszenica – $7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, kukurydza – $8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, rzepak – $3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, burak cukrowy – $60 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, ziemniak – $30 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Dla uproszczenia założono, że jedynym źródłem azotu dla roślin są nawozy mineralne i gleba. Do obliczeń przyjęto aktualnie obowiązującą wartość wskaźnika wykorzystania azotu równą 70% (wariant A) i 80% (wariant B). Następnie obliczono wielkość nadwyżki bilansowej azotu jako różnicę pomiędzy ilością składnika wnoszonego w nawozach i pobranego przez rośliny, dla zalecanej dawki nawozów azotowych i dla dawki zredukowanej. Nadwyżki azotu obliczono w dwóch wariantach: i) produkty uboczne są zbierane z pola; ii) produkty uboczne są pozostawione na przyoranie.

Wyniki obliczeń przedstawiono w tabelach 1 i 2. Efektem zwiększenia wykorzystania azotu do 80% jest zmniejszenie zalecanej dawki nawozów pod poszczególne gatunki roślin uprawnych o 13%. W przypadku pszenicy, której słoma jest zabierana z pola nadwyżka bilansowa ma wartość ujemną i zmniejszenie dawki nawozów azotowych o $23 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ spowoduje pogłębienie ujemnego salda składnika, co może skutkować obniżeniem żyzności gleby. Jeśli słoma byłaby przyorwana na polu, to w wariantcie A nadwyżka bilansowa wyniosłaby $34 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, a po zastosowaniu mniejszej dawki azotu w wariantcie B – tylko $11 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (redukcja o 68%). W przypadku kukurydzy zwiększenie efektywności nawożenia spowodowałoby obniżenie zalecanej dawki nawozów azotowych o $30 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. W praktyce słoma kukurydzana najczęściej jest pozostawiana na polu. W takiej sytuacji nadwyżka bilansowa azotu jest dosyć wysoka i wynosi $95 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ w przypadku zalecanej dawki N, a $65 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ w przypadku zastosowania mniejszej dawki nawozów (redukcja nadwyżki bilansowej o 32%). Gdyby słoma kukurydzy została zabrana z pola, to nawet po zastosowaniu wysokiej dawki nawozów azotowych saldo składnika kształtowałoby się na niskim poziomie ($33 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$), a zmniejszenie dawki nawozów spowodowałoby jego obniżenie do wartości bliskiej zero lub ujemnej.

W uprawie rzepaku nadwyżka bilansowa azotu wynosi $33 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ po zastosowaniu zalecanej dawki nawozów oraz $17 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ po zastosowaniu dawki pomniejszonej. Uzyskana redukcja nadwyżki bilansowej wynosi 49%. Gdyby słomę rzepaku zebrano z pola, saldo azotu byłoby ujemne niezależnie od wielkości dawki nawozów. Burak cukrowy akumuluje duże ilości azotu w liściach i efektem pozostawienia ich na polu jest wysokie saldo składnika wynoszące $138 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. W tym przypadku zmniejszenie dawki nawozów o $30 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ powoduje obniżenie salda składnika do $108 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, tj. o 22%. W przypadku ziemniaka saldo azotu w warunkach stosowania zalecanej dawki nawozów jest bliskie zero. Zmniejszenie dawki składnika powoduje obniżenie nadwyżki bilansowej do wartości ujemnych.

Tabela 1

Plony wybranych gatunków roślin i dawki nawozów azotowych mineralnych

Roślina	Plon ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$)	Dawka N ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)		Zmniejszenie dawki N ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)
		wariant A	wariant B	A – B
Pszennica	7	185	162	23
Kukurydza na ziarno	8	241	211	30
Rzepak	3	129	113	16
Burak cukrowy	60	243	213	30
Ziemniak	30	123	108	15

Źródło: obliczenia własne

Tabela 2

Nadwyżka bilansowa azotu

Roślina	Zagospodarowanie produktów ubocznych	Nadwyżka bilansowa N ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)		Redukcja nadwyżki N A – B	
		wariant A	wariant B	($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	%
Pszennica	zebrane	-4	-27	23	-
	przyorane	34	11	23	68
Kukurydza na ziarno	zebrane	33	3	30	91
	przyorane	95	65	30	32
Rzepak	zebrane	-21	-37	16	-
	przyorane	33	17	16	49
Burak cukrowy	zebrane	33	3	30	91
	przyorane	138	108	30	22
Ziemniak	przyorane	3	-12	15	-

Źródło: obliczenia własne

Rozważając możliwość ograniczenia nawożenia fosforem w ramach planu nawożenia, należy zauważyć, że ponad 44% gleb w Polsce charakteryzuje się bardzo wysoką i wysoką zawartością fosforu przyswajalnego (11). Zmiany zawartości tego pierwiastka w glebach zachodzą bardzo powoli, co powoduje, że nawet w sytuacji zaprzestania nawożenia P zasobność gleb nie ulega znacznemu pogorszeniu. Sugeruje to możliwość zmniejszenia dawek nawozów fosforowych przez pewien czas bez ryzyka spadku plonów (5, 14).

Narzędzie wspierania decyzji w zakresie zrównoważonego gospodarowania składnikami pokarmowymi

Aby dokonać uproszczonej oceny efektów wdrożenia systemu wspierania decyzji w zakresie zrównoważonego gospodarowania składnikami pokarmowymi, przyjęto następujące założenia: narzędzie zostanie wprowadzone w roku 2023 i wykorzystywane na powierzchni 2 740 tys. ha (ok. 19% z szacowanej w 2020 r. powierzchni 14 475 tys. ha UR w dkr) – wariant realistyczny. Przyjęto też, że w podstawowej funkcjonalności narzędzia obliczane dawki mineralnych nawozów azotowych będą mniejsze o 5% od dawek zgodnych z aktualnymi zaleceniami programu azotanowego, natomiast dawki fosforu ustalane tak, aby średni bilans P na powierzchni pola w zależności od zasobności gleby był w przybliżeniu równy 0. W takich warunkach dawki mineralnych nawozów azotowych zostaną zmniejszone z 73 kg N·ha⁻¹ UR w dkr (prognoza na 2020 r.) do 69,4 kg N·ha⁻¹ UR w dkr na powierzchni podlegającej płatności (redukcja 3,6 kg N·ha⁻¹, -4,93%). Średnia dawka na całej powierzchni UR w dkr wyniesie 72,3 kg N·ha⁻¹ (redukcja o 0,7 kg N·ha⁻¹, tj. 0,93%). Hipotetycznie spowodowałyby to zmniejszenie całkowitego zużycia azotu w nawozach mineralnych o 9,864 tys. t N rocznie. Mineralne nawożenie fosforowe w tym wariantcie zostanie zmniejszone średnio z 10,5 kg P·ha⁻¹ UR w dkr (prognoza na 2020 r.) do 7,4 kg P·ha⁻¹ UR w dkr (-29,52%) rocznie. Daje to w przeliczeniu średnią dawkę 9,9 kg P·ha⁻¹ na całości UR w dkr (redukcja 0,6 kg P·ha⁻¹, -5,59% rocznie). Spowodowałyby to zmniejszenie całkowitego zużycia fosforu w nawozach mineralnych o 8,494 tys. t P rocznie.

W ocenie maksymalnych możliwości praktyki założono, że z narzędzia wspomaganego zrównoważonego nawożenia będą korzystały głównie gospodarstwa powyżej 10 ha UR, które gospodarują na powierzchni ok. 10 438 tys. ha (stan na rok 2016). Średnia dawka na całej powierzchni UR w dkr wyniosłaby w takim przypadku 70,4 kg N·ha⁻¹ (redukcja o 2,6 kg N·ha⁻¹, -3,56%). Spowodowałyby to zmniejszenie całkowitego zużycia azotu w nawozach mineralnych o 37,577 tys. t N rocznie. Podobnie średnia dawka P w nawozach mineralnych wyniosłaby 8,3 kg P·ha⁻¹ UR w dkr (redukcja o 2,2 kg P·ha⁻¹, tj. 21,29%), a zmniejszenie zużycia P w mineralnych nawozach fosforowych wyniosłoby 32,358 tys. t P rocznie (tab. 3).

Tabela 3

Szacunkowa ocena możliwości redukcji dawek składników pokarmowych w wyniku realizacji ekoschematu „Opracowanie i przestrzeganie planu nawożenia”

Składnik pokarmowy /wariant	Powierzchnia ekoschematu (tys. ha UR w dkr) 2023	Dawka składnika (kg·ha ⁻¹ UR w dkr) 2020	Dawka składnika (kg·ha ⁻¹ UR w dkr) ekoschemat 2023	Dawka składnika (kg·ha ⁻¹ UR w dkr) 2023	Redukcja dawki składnika 2023	Zmniejszenie zużycia (tys. t·rok ⁻¹)
N/realistyczny	2740	73	69,4 (-3,6)	72,3 (-0,7)	0,93%	9,864
P/realistyczny	2740	10,5	7,4 (-3,1)	9,9 (-0,6)	5,59%	8,494
N/maksymalny	10 438	73	69,4 (-3,6)	70,4 (2,6)	3,56%	37,577
P/maksymalny	10 438	10,5	7,4 (-3,1)	8,3 (-2,2)	21,29%	32,358

Źródło: opracowanie własne

Program azotanowy

Program azotanowy wprowadza szereg działań mających na celu ograniczenie strat azotu z rolnictwa. Efekty tych działań mogą uwidocznić się na przestrzeni co najmniej kilku lat w postaci zmniejszenia koncentracji azotu w wodach podziemnych i powierzchniowych. Elementem programu działań decydującym o zużyciu nawozów jest plan nawożenia. Ocena wpływu tego działania na wielkość dawek nawozów wymagałaby danych dotyczących aktualnego zużycia nawozów azotowych. Szczegółowe informacje o wielkości stosowanych pod poszczególne gatunki roślin dawek nawozów w gospodarstwach o powierzchni powyżej 100 ha UR (których dotyczy obecnie obowiązek planowania nawożenia) nie są dostępne.

W przypadku większości gatunków roślin uzyskano ujemne saldo bilansu azotu, z wyjątkiem rzepaku o zrównoważonym bilansie składnika (tab. 4). Wartość NUE jest bardzo wysoka i we wszystkich przypadkach przekracza wartość 90%, która jest uznawana za graniczną z uwagi na stan żyzności gleby. Uważa się, że wartości NUE powyżej 90% wskazują na „rabunkową” gospodarkę składnikiem prowadzącą do mineralizacji glebowej materii organicznej i obniżenia poziomu żyzności gleby. Z uwagi na wydajność produkcji roślinnej i oddziaływanie na środowisko za optymalną przyjmuje się wartość NUE w przedziale 50–90%.

Tabela 4

Wskaźniki intensywności nawożenia azotem w Polsce dla głównych gatunków roślin wyznaczone na podstawie danych FE

Gatunek	Plon (dt·ha ⁻¹)	Dawka N (kg·ha ⁻¹)	Pobranie N (kg·ha ⁻¹)	Saldo N (kg·ha ⁻¹)	NUE (%)
Pszenica	43,6	82	118	-36	144
Kukurydza ziarnowa	62,3	140	162	-22	116
Rzepak	27,2	137	136	1	99
Burak cukrowy	593	158	208	-50	131
Ziemniak	235,1	57	98,7	-42	173

Źródło: obliczenia własne

Dla aktualnego (wg FE) poziomu plonów obliczono dawki nawozów azotowych zgodnie z zaleceniami programu azotanowego, a następnie określono saldo składnika i wartość NUE (tab. 5). Obliczając dawki nawozów pod burak cukrowy, ziemniak i kukurydzę, założono zastosowanie nawozów naturalnych w dawce 93 kg N·ha⁻¹. Dawka azotu wyznaczona zgodnie z programem azotanowym pod pszenicę była zbliżona do obecnie stosowanej, saldo składnika pozostało nadal ujemne, a wartość NUE na poziomie znacznie powyżej bezpiecznego dla środowiska. W przypadku kukurydzy efektem nawożenia zgodnie z programem azotanowym byłoby dodatnie saldo azotu i bezpieczna wartość NUE. Za optymalny ze względu na żyzność gleby uznaje się przedział wartości NUE od 50 do 90% (15). Dawka azotu pod rzepak obliczona według programu azotanowego wynosi 115 kg N·ha⁻¹ i jest o 16% mniejsza od aktualnie stosowanej. Efektem zmniejszenia dawki nawozów byłoby ujemne saldo składnika przy nadal zbyt wysokim wskaźniku NUE. Nawożenie buraka cukrowego zgodnie z programem azotanowym zwiększyłoby saldo N do poziomu zerowego, jednak wskaźnik NUE nadal pozostałby na zbyt wysokim poziomie (100%). Dawka nawozów zalecana według programu azotanowego pod ziemniak jest o ok. 40% niższa od aktualnie stosowanej, ale z uwagi na nawożenie organiczne saldo azotu wynosi 30 kg N·ha⁻¹, a wskaźnik NUE – 77% i mieści się w przedziale wartości optymalnych.

Tabela 5

Wskaźniki intensywności nawożenia azotem dla głównych gatunków roślin wyznaczone na podstawie zaleceń programu azotanowego

Gatunek	Plon (dt·ha ⁻¹)	Dawka N (kg·ha ⁻¹)	Pobranie N (kg·ha ⁻¹)	Saldo N (kg·ha ⁻¹)	NUE (%)
Pszenica	43,6	86	118	-30	137
Kukurydza ziarnowa	62,3	125	162	56	74
Rzepak	27,2	115	136	-21	118
Burak cukrowy	593,3	115	208	0	100
Ziemniak	235,1	35	98,7	30	77

Źródło: obliczenia własne

Przedstawione obliczenia wskazują, że nawożenie według przyjętych w programie azotanowym zasad nie musi jednoznacznie prowadzić do redukcji dawek nawozów azotowych, które już obecnie są niskie, o czym świadczy wartość NUE przewyższająca 90%. Zalecana dawka azotu pod pszenicę obliczona zgodnie z programem azotanowym jest nieco większa (o niespełna 5%) w porównaniu ze stosowaną według danych FE. Wynika to z faktu, że plan nawożenia obowiązujący zgodnie z programem azotanowym jest opracowywany metodą bilansu azotu, zgodnie z zasadą rolnictwa zrównoważonego, według której nawożenie powinno umożliwić realizację celów produkcyjnych i środowiskowych, do których należy utrzymanie odpowiedniego poziomu żyzności gleby.

Przeprowadzono symulację zużycia nawozów dla aktualnego poziomu plonów (lata 2017–2020) i powierzchni zasiewów, raportowanych przez Fertilizer Europe. Wyniki wskazują (tab. 6), że w efekcie stosowania nawozów azotowych zgodnie z założeniami programu azotanowego zużycie nawozów pod główne gatunki roślin uprawnych byłoby o 9% mniejsze w stosunku do aktualnego (raportowanego przez Fertilizer Europe w latach 2017–2020).

Tabela 6

Zużycie nawozów w uprawie głównych gatunków roślin

Gatunek	Areał uprawy* (tys. ha)	Plon* (dt·ha ⁻¹)	Dawka N** (kg·ha ⁻¹)	Zużycie N** (tys. t)	Dawka N* (kg·ha ⁻¹)	Zużycie N* (tys. t)
Pszennica	2467	43,6	86	212	82	202
Kukurydza ziarnowa	661	62,3	125	83	140	93
Rzepak	870	27,2	115	100	137	119
Burak cukrowy	237	593,3	115	27	158	38
Ziemniak	301	235,1	35	11	57	17
Razem				433	-	469

*wg Fertilizer Europe

**wg programu azotanowego

Podsumownie

Wykorzystanie planu nawożenia opartego na bilansie składników pokarmowych na powierzchni pola pozwala na optymalizację dawek nawozów stosowanych w gospodarstwie. Najczęściej obserwuje się redukcję zużycia nawozów, co w pierwszej kolejności przynosi korzyści ekonomiczne, a w dłuższej perspektywie czasowej istotnie zmniejsza rozproszenie pierwiastków biogennych i poprawę jakości środowiska. Efektywność tej praktyki dla ochrony wód wzrasta, kiedy plan nawożenia jest stosowany przez znaczącą większość gospodarstw na określonym obszarze hydrolo-

gicznym, geograficznym czy administracyjnym (zlewni cząstkowej, dziale wodnym, zlewisku, regionie). Biorąc pod uwagę wymagania dobrej praktyki rolniczej, które uwzględniają zarówno korzyści ekonomiczne, jak i ochronę środowiska, plan nawożenia wszystkimi podstawowymi składnikami pokarmowymi (NPK) powinien być narzędziem wykorzystywanym przez wszystkie podmioty stosujące nawozy. Należy podkreślić, że plan nawożenia powinien być jednym z elementów szerszej strategii obejmującej też inne elementy dobrej praktyki rolniczej, takie jak: optymalna agrotechnika, prawidłowe postępowanie z nawozami, działania w krajobrazie rolniczym przyczyniające się do ograniczenia rozproszenia biogenów. Kolejnym ograniczeniem oceny jest fakt, że aktualnie zalecenia nawozowe nie są stosowane przez wszystkich rolników. Obniżenie dawek nawozów wynika zarówno z przyczyn ekonomicznych, jak i świadomych decyzji produkcyjnych.

Zarządzanie nawozami zgodnie z planem nawożenia odgrywa kluczową rolę w zmniejszeniu dodatniego salda bilansu składników pokarmowych w rolnictwie. Nie tylko w przypadku Danii, ale we wszystkich krajach europejskich, które w różnym czasie wprowadziły tę praktykę, w różnym zakresie jako obligatoryjną w przepisach prawnych dotyczących rolnictwa, zanotowano znaczące zmniejszenie dodatniego salda bilansu składników pokarmowych (6).

Ocena praktyki na podstawie doświadczenia innego kraju i stosowanej w innej przestrzeni czasowej nie pozwala na wiarygodne ilościowe określenie pożądanych wskaźników. Można jednak na tej podstawie wnioskować co do jej obiektywnej wartości jako najlepszej dostępnej technologii (BAT) oraz subiektywnego jej wyboru jako narzędzia do realizacji określonych celów.

Głównym problemem w powszechnym wdrożeniu tej praktyki jest poziom komplikacji obliczeń dawek nawozów z wykorzystaniem dostępnych tabel i wzorów, konieczność dostarczenia wielu niezbędnych danych, a także wymóg tworzenia i archiwizowania obowiązkowej dokumentacji. Częściowym rozwiązaniem tego problemu (co zostało potwierdzone na przykładzie innych krajów europejskich) jest uruchomienie powszechnie dostępnego, prostego w obsłudze informatycznego narzędzia doradczego (instalowanego na urządzeniach stacjonarnych, mobilnych i jako aplikacja w przeglądarce internetowej). Ważnym elementem jest także możliwość wykonania w przystępnych cenach analiz zawartości w glebie składników pokarmowych. W niedalekiej przyszłości można spodziewać się wprowadzenia w Polsce przepisów prawnych wymagających opracowania planu nawożenia fosforem w zakresie podobnym jak obecnie obowiązujący plan nawożenia azotem. Rozwój nowych narzędzi informatycznych wspierających doradztwo nawozowe obejmuje obecnie bilans dla wszystkich składników pokarmowych NPKMg, co i tak pozwoli na stosowanie pełnego planu nawożenia na zasadzie dobrowolności.

Narzędzie wspierające decyzje w zakresie zrównoważonego gospodarowania składnikami odżywczymi nie jest czynnikiem redukcyjnym samym w sobie, ale strategię ograniczające straty składników pokarmowych i zmniejszające zużycie nawozów

można realizować za jego pomocą, projektując optymalne zalecenia oparte na bilansach składników pokarmowych, skorygowane w celu osiągnięcia zakładanych celów produkcyjnych i środowiskowych. Decyzje o takich redukcjach powinny wynikać z podstaw naukowych i starań o zapewnienie bezpieczeństwa żywnościowego państwa. Wprowadzenie narzędzia w zakresie zrównoważonego gospodarowania składnikami odżywczymi będzie odpowiedzią na potrzeby rolników, którzy oczekują systemowego wsparcia w podejmowaniu decyzji agrotechnicznych. Dla jego wdrożenia potrzebne jest wsparcie ze strony doradztwa rolniczego, aby zmniejszyć opór społeczny do nowych rozwiązań od strony logistycznej i organizacyjnej. Urzeczywistnienie zakładanych redukcji dawek nawozów i zwiększenie efektywności wykorzystania składników pokarmowych będzie wymagać systemowych rozwiązań edukacyjnych promujących określone rozwiązania i pomocnych we wdrażaniu lepszych praktyk rolniczych, korzystnych dla rolnictwa i środowiska.

Zarządzanie azotem powinno mieć na względzie cele produkcyjne, tj. uzyskanie plonów gwarantujących dochodowość gospodarstwa, jak i cele środowiskowe, czyli zachowanie odpowiedniego poziomu żyzności gleby i ograniczenie do minimum rozpraszania azotu do wód i powietrza. Przedstawiona analiza wskazuje, że znaczne nadwyżki azotu występują w uprawie tych gatunków roślin, które pozostawiają na polach dużą masę produktów ubocznych, takich jak: kukurydza na ziarno, burak cukrowy, rzepak. W tym przypadku zmniejszenie dawki nawozów przynosi w efekcie znaczącą redukcję salda azotu, jest korzystne z uwagi na potencjalne straty składnika i nie zagraża utratą żyzności gleby. W przypadku pszenicy i ziemniaka redukcja dawki nawozów azotowych może mieć niekorzystny wpływ na stan gleby. W warunkach stosowania zmniejszonych dawek azotu pod pszenicę, w celu uniknięcia pogorszenia jakości gleby, słoma powinna pozostawać na polu do przyorania. Obniżenie dawek nawozów dzięki zwiększeniu efektywności wykorzystania azotu w istotny sposób obniża saldo składnika. Warunkiem wysokiej efektywności nawożenia azotem na glebach o uregulowanym odczynie jest zbilansowane nawożenie wszystkimi składnikami pokarmowymi (NPK).

Rekomendacje nawozowe zawarte w systemach doradczych dają możliwość stosowania krajowych strategii dotyczących przeciwdziałania stratom składników pokarmowych, tak jak można zaobserwować to w Danii. Jednak najbardziej istotna jest odpowiedź na pytanie, jaki poziom redukcji dawek nawozów jest uzasadniony pod względem środowiskowym i ekonomicznym. Wydaje się, że w warunkach Polski pod rozważę można wziąć jedynie poziom redukcji dawek N nie więcej niż 5–10% w stosunku do aktualnie stosowanych, przy jednoczesnym zwiększeniu efektywności wykorzystania tego pierwiastka przez rośliny, czego warunkiem jest optymalizacja agrotechniki, w tym stosowanie niskoemisyjnych metod nawożenia.

W przypadku fosforu brak jest obecnie w Polsce obowiązujących uregulowań. Podstawą systemu doradztwa nawozowego (NawSald, INTER-NAW) jest bilans składnika na powierzchni pola, który powinien być ujemny dla gleb o wysokiej

zawartości P przyswajalnego i równy 0 dla gleb o zawartości średniej, a dodatni jedynie w przypadku zawartości niskiej i bardzo niskiej. Otwarta pozostaje kwestia, czy bardziej restrykcyjne zasady (większe redukcje dawek nawozów) powinny dotyczyć obszaru całego kraju, czy obszarów podwyższonego ryzyka związanego z zanieczyszczeniem wód.

Literatura

1. B a a n e r L., Anker H.T.: Danish Law on Controlling Emissions of Nutrients in the Baltic Sea Region. Country study report of the research project “Legal Approaches to Controlling Emissions of Nutrients in the Baltic Sea Region – a Comparative Study of National Laws”, 2013. https://www.su.se/polopoly_fs/1.173828.1396887254!/menu/standard/file/DK%20country%20study%20for%20publishing.pdf (dostęp 01.07.2022)
2. D a l g a a r d T., Hansen B., Hasler B., Hertel O., Hutchings N.J., Jacobsen B.H., Jensen L.S., Kronvang B., Olesen J.E., Schjørring J.K., Kristensen I.B., Graversgaard M., Termansen M., Vejre H.: Policies for agricultural N management—trends, challenges and prospects for improved efficiency in Denmark. *Environmental Research Letters*, 2014, **9**: 115002, 1-16. doi: 10.1088/1748-9326/9/11/115002
3. Feasibility study for joint space-agriculture solutions on nutrient management. Final report, N° ENTR/341/PP/2013/FC – Framework Contract for Expert Advisory Support to the European Space Policy and Programmes, DG AGRI, EU 2019, <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/fd112dfa-09ba-11ea-8c1f-01aa75ed71a1/language-en> (dostęp 01.07.2022)
4. F o t y m a E.: Interakcja potasu i azotu w nawożeniu roślin uprawy polowej. *Nawozy i Nawożenie – Fertilizers And Fertilization*, 2010, **3(24)**: 319-327.
5. G o u l d i n g K., Jarvis S., Whitmore A.: Optimizing nutrient management for farm systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 2008, **363**: 667-680.
6. G r i n s v e n H.J.M. v a n ., ten Berge H.F.M., Dalgaard T., Fraters B., Durand P., Hart A., Hofman G., Jacobsen B.H., Lalor S.T.J., Lesschen J.P., Osterburg B., Richards K.G., Techen A.K., Vert’ es F., Webb J., Willems W.J.: Management, regulation and environmental impacts of nitrogen fertilization in northwestern Europe under the Nitrates Directive; a benchmark study. *Biogeosciences*, 2012, **9**: 5143-5160. doi:10.5194/bg-9-5143-2012
7. K ę s i k K., Zarychta M.: Zalecenia i praktyka w nawożeniu. *Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy* 2013, **34(8)**: 173-191.
8. K ę s i k K., Krasowicz S., Zarychta M.: Dawki NPK stosowane w praktyce rolniczej pod zboża jare na tle zaleceń nawozowych. *Nawozy i Nawożenie – Fertilizers And Fertilization*, 2010, **41**: 51-97.
9. K o p i ń s k i J., Nieróbca A., Ochal P.: Ocena wpływu warunków pogodowych i zakwaszenia gleb w Polsce na kształtowanie produktywności roślinnej. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 2013, **13**, **2(42)**: 53-63.
10. L e w i c k i Z., Lewicki P., Lewicki S., Sobocińska D., Fiałkiewicz W., Kruszyński W., Kulczycki G., Minta S.: Sprawozdanie z realizacji dyrektywy 91/676/EWG (azotanowej) w latach 2016–2020. Ministerstwo Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej, Wrocław 2020, ss. 135.
11. L i p i ń s k i W.: Agrochemiczne właściwości gleb użytkowanych rolniczo. *Inżynieria Ekologiczna*, 2019, **20(1)**: 1-12.

12. OECD: OECD Environmental Performance Reviews – Denmark. Organisation for Economic Cooperation and Development, 2007, pp. 256. https://www.oecd-ilibrary.org/environment/oecd-environmental-performance-reviews-denmark-2007_9789264039582-en; doi:10.1787/19900090 (dostęp 01.07.2022)
13. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” (Dz.U. 2020 poz. 243). <http://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20200000243/O/D20200243.pdf> (dostęp 01.07.2022)
14. Rutkowska A., Skowron P.: Productive and environmental consequences of sixteen years of unbalanced fertilization with nitrogen and phosphorus – trials in Poland with oilseed rape, wheat, maize and barley. *Agronomy*. 2020, **10**: 1747.
15. Stępień W.: Bezpośrednie i następcze działanie potasu w doświadczeniach wieloletnich. Wydawnictwo SGGW, 2012, ss. 91.
16. Tan A.R., Mudgal S.: DYNAMIX policy mix evaluation – Reducing fertiliser use in Denmark, 2013. https://dynamix-project.eu/sites/default/files/Fertilisers_Denmark.pdf (dostęp 01.07.2022)
17. Zbiór zaleceń dobrej praktyki rolniczej mających na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Warszawa, 2019. <https://www.gov.pl/attachment/bdcce0a1-6e61-4dd3-b3c9-5bf083a413a3> (01.07.2022)
18. EU Nitrogen Expert Panel, Nitrogen Use Efficiency (NUE) an indicator for the utilization of nitrogen in food systems. Wageningen University, Alterra, Wageningen, Netherlands, 2015.

Adres do korespondencji:

dr inż. Piotr Skowron
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel.: 81 4786 836, 516 203 554
e-mail: Piotr.Skowron@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Piotr Skowron	0000-0001-5092-1447
Tamara Jadczyzyn	0000-0002-4755-6992

Agnieszka Rutkowska, Jerzy Kopiński

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

MOŻLIWOŚĆ OGRANICZENIA NAWOŻENIA FOSFOREM NA GRUNTACH ORNYCH*

Słowa kluczowe: zasobność gleb w fosfor, produktywność roślin, bilans fosforu, zużycie nawozów fosforowych

Wstęp

Zgodnie z danymi Fertilizers Europe w 2018 r. światowa produkcja nawozów fosforowych osiągnęła 62,7 mln ton, z czego produkcja przypadająca na UE-28 wyniosła 1,99 ml ton (4). Głównymi konsumentami fosforu w nawozach są kraje Azji i Ameryki, natomiast zużycie nawozów fosforowych w zachodniej i centralnej Europie szacuje się na zaledwie 6,6% (7). Ograniczenia w wytwarzaniu nawozów fosforowych w UE są związane przede wszystkim z barierami surowcowymi, transportowymi oraz energetycznymi. W przemyśle chemicznym do produkcji nawozów fosforowych wykorzystywane są naturalne fosforany, takie jak apatyty i fosforyty. Największe złoża fosforytowe znajdują się w południowym Kazachstanie, na Florydzie, w Chinach, na Bliskim Wschodzie, a także w krajach północno-afrykańskich. Mniejsze złoża występujące w Europie, w tym na terenie Polski, ze względów ekonomicznych nie są przydatne do eksploatacji na skalę przemysłową (2, 10, 15). Fosforyty jako złoża są zasobami nieodnawialnymi. Prognozy opracowane pod koniec ubiegłego wieku wskazują, że połowa dostępnych na świecie złóż fosforowych zostanie całkowicie wyczerpana w przeciągu 60–70 lat (21). Założenia planu działania Europejski Zielony Ład koncentrują się zatem wokół zmniejszenia poziomu zużycia nawozów w rolnictwie, również w aspekcie ochrony zasobów naturalnych.

Należy podkreślić, że nawozy fosforowe stanowią także poważny koszt w produkcji roślinnej, zwłaszcza po notowanym od 2020 r. gwałtownym wzroście cen tych

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.2 pt. „Doskonalenie internetowej bazy danych o produktach nawozowych” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2022 r.

środków produkcji. Według danych Instytutu Ekonomiki i Gospodarki Żywnościowej – Państwowego Instytutu Badawczego, w październiku 2021 r. za jedną tonę superfosfatu granulowanego należało zapłacić średnio 1 246 zł, tzn. 6,23 zł za kilogram P_2O_5 . Stąd optymalizacja nawożenia fosforem uzasadniona jest nie tylko względami produkcyjnymi i środowiskowymi, ale także ekonomicznymi.

Celem opracowania jest ocena możliwości ograniczenia poziomu nawożenia fosforem na gruntach ornych w Polsce do 2030 r. Oceny tej dokonano na podstawie analizy zasobności gleb użytkowanych rolniczo w fosfor oraz prognoz zużycia nawozów fosforowych do 2030 r. Ocena została poparta wynikami wieloletnich badań nad produktywnością roślin oraz stanem żyzności gleby, prowadzonych na glebach o wysokiej i bardzo wysokiej zawartości w fosfor przyswajalny, które przeważają w Polsce.

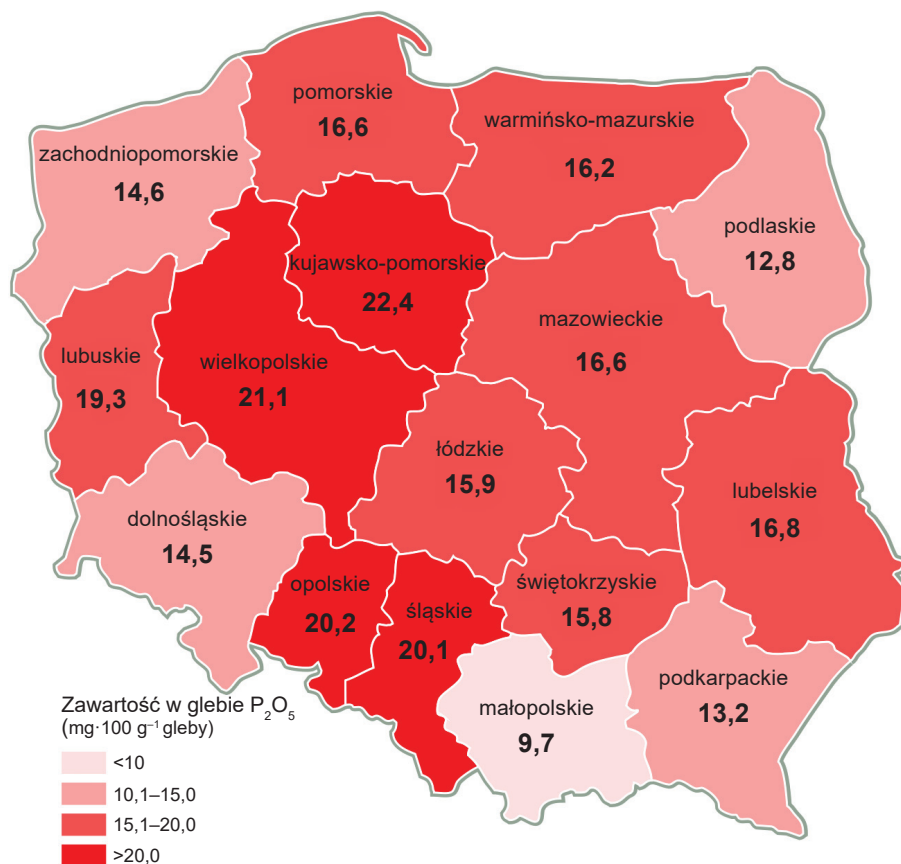
Fosfor w produkcji rolniczej

Czynnikami decydującymi o dostępności fosforu (P) dla roślin są zarówno właściwości fizyczne, chemiczne i biologiczne gleb, jak również aktywność roślin. Za najważniejsze czynniki wpływające na przemiany fosforu w glebie uznaje się odczyn gleby oraz obecność innych jonów w roztworze glebowym. Fosfor przyswajalny występuje w największych ilościach przy pH 6,5–7,0. W glebach o odczynie poniżej 5,0 pierwiastek ten występuje w połączeniach nierozpuszczalnych z glinem i żelazem, zaś w glebach o pH powyżej 7,0 tworzy z jonami wapnia nierozpuszczalną sól wapniowo-fosforową (1, 11). Fosfor stosowany w dużych dawkach kumuluje się w górnych warstwach profilu glebowego i ulega wymywaniu do wód w niewielkich ilościach, ponieważ w większości ulega sorpcji przez fazę stałą gleby (20). Zasoby zakumulowane w glebie określane są w literaturze światowej mianem „legacy phosphorus” (17, 18). Pomimo braku jednoznacznej definicji dla tego terminu rozpatruje się go zarówno w ujęciu agronomicznym, jak i środowiskowym. W ujęciu agronomicznym terminem tym określa się zwykle zawartość fosforu w glebie przekraczającą wartości rekomendowane w doradztwie nawozowym. W ujęciu środowiskowym legacy phosphorus oznacza zawartość P przekraczającą wartość progową, związaną z ryzykiem strat tego pierwiastka do środowiska (3, 4). Dlatego zarówno w Polsce, jak i w pozostałych krajach UE uznaje się, że dążenie do uzyskania zerowego bilansu fosforu jest działaniem służącym ograniczeniu presji rolnictwa w zakresie nawożenia fosforem na jakość wód (9, 19). Po przekroczeniu pojemności sorpcyjnej gleby w odniesieniu do P może bowiem dochodzić do strat tego pierwiastka do wód zarówno w formie rozpuszczalnych, reaktywnych związków, jak również w formie związków zawieszonych na cząstkach stałych gleby, na drodze splotu powierzchniowego, podpowierzchniowego oraz odpływu szczelinowego (6).

Wyniki badań agrochemicznych prowadzonych w Polsce potwierdzają systematyczny wzrost zasobności gleb w przyswajalny fosfor. W latach 1955–2019 udział gleb

o zawartości bardzo niskiej i niskiej zmniejszył się z 56% do 30%. Były to najbardziej dynamiczne zmiany spośród ocenianych chemicznych wskaźników żyzności gleby. W ciągu 64 lat badań nad tym pierwiastkiem, prowadzonych na potrzeby doradztwa nawozowego, w ponad 3 mln ha gruntów najuboższych w fosfor zasobność gleby uległa znacznej poprawie (12, 13).

Z badań monitoringowych prowadzonych przez okręgowe stacje chemiczno-rolnicze w latach 2008–2016 wynika, że przeciętna zawartość fosforu przyswajalnego w glebach Polski wynosiła w tym okresie 16,9 mg P_2O_5 na 100 gram gleby (17). Największą zawartość fosforu przyswajalnego w warstwie ornej gleby (P_2O_5 powyżej 20,1 mg·100 g⁻¹ gleby) stwierdzono w czterech województwach: kujawsko-pomorskim, opolskim, śląskim i wielkopolskim. Bardzo niską przeciętną zawartość odnotowano jedynie w województwie małopolskim (rys. 1).

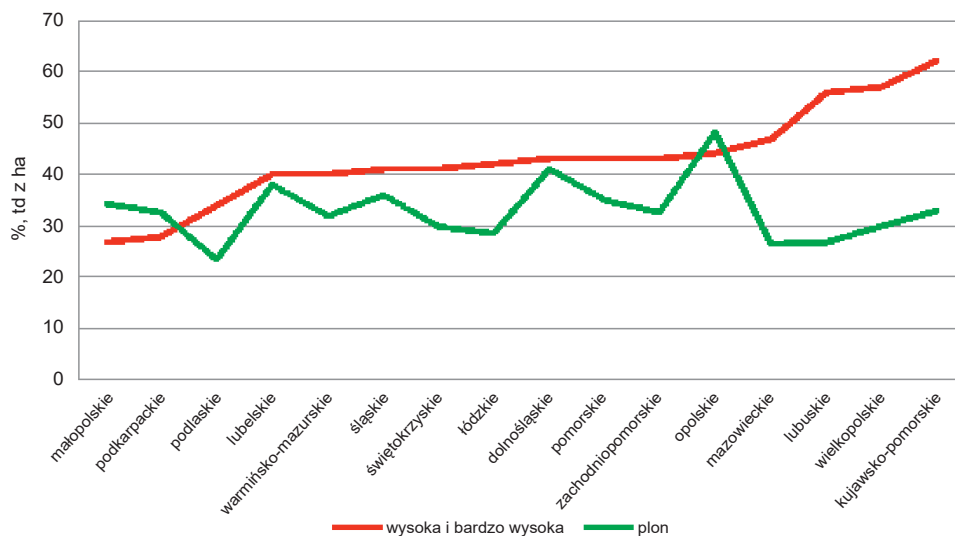


Rys. 1. Zróżnicowanie zawartości fosforu przyswajalnego w glebach Polski w latach 2008–2016
Źródło: opracowanie własne na podstawie badań monitoringowych OSChR

Jednocześnie badania Jadczyzyn (8) wykazały, że pokrycie zapotrzebowania na ten składnik w rolnictwie jest wyższe od optymalnego i prawie dwukrotnie większe aniżeli pokrycie zapotrzebowania na potas.

Ocena produkcyjnych i środowiskowych skutków wieloletniego gospodarowania w warunkach zaprzestania nawożenia fosforem

Z opracowania Lipińskiego (dane niepublikowane) wynika, że wysokie i bardzo wysokie zawartości fosforu w glebie nie wpływają na zwiększenie plonu roślin. Przykładowo, w województwie kujawsko-pomorskim, w którym udział gleb o wysokiej i bardzo wysokiej zawartości fosforu przekracza 60%, średnie plony zbóż wynoszą $33 \text{ dt} \cdot \text{ha}^{-1}$ i są niższe w porównaniu z plonami uzyskiwanymi na glebach województwa dolnośląskiego, w którym gleby zasobne w potas stanowią 41% (rys. 2).

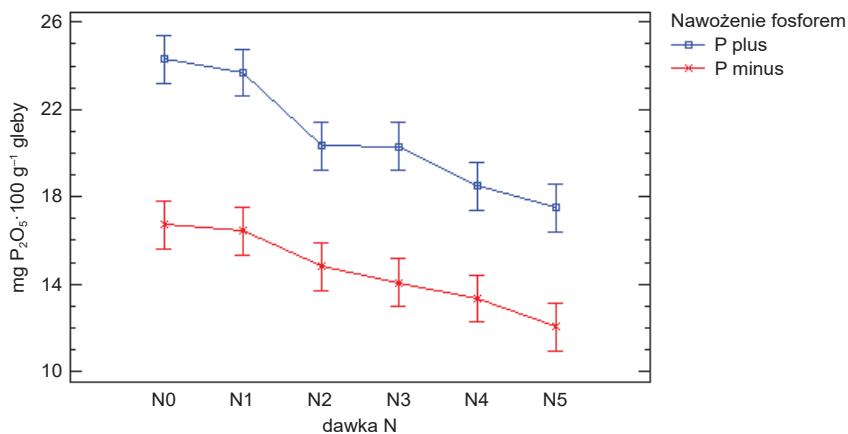


Rys. 2. Zależność pomiędzy plonowaniem zbóż i wysoką oraz bardzo wysoką zasobnością gleby w fosfor przyswajalny

Źródło: Lipiński W., dane niepublikowane

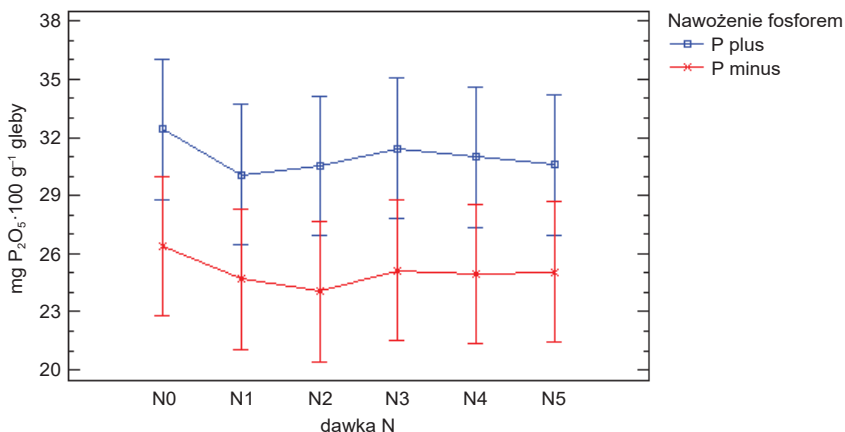
Wyniki wieloletnich badań prowadzonych w zakładach doświadczalnych IUNG-PIB zlokalizowanych w Polsce wschodniej i zachodniej, na glebach lekkich o uregulowanym odczynie, należących do klasy o wysokiej i bardzo wysokiej zasobności w fosfor przyswajalny, potwierdzają, że zmiany zawartości fosforu w warstwie ornej gleb zachodzą bardzo powoli (17). W ciągu szesnastu lat bez nawożenia fosforem w glebie o wyjściowej zawartości fosforu na poziomie $16,9 \text{ mg P}_2\text{O}_5 \cdot 100 \text{ g}^{-1}$, w zmianowaniu, w którym uprawiano rzepak ozimy, pszenicę ozimą, kukurydzę na ziarno

i jęczmień jary, średnia zawartość tego składnika spadła zaledwie o 1,6 mg $P_2O_5 \cdot 100 g^{-1}$ gleby czyli o 10% (rys. 3), natomiast w glebie o wyjściowej zawartości 26,9 mg $P_2O_5 \cdot 100 g^{-1}$ gleby utrzymywała się na poziomie zbliżonym do wyjściowego (rys. 4). Regularne nawożenie fosforem takich gleb prowadziło natomiast do kumulacji tego pierwiastka w warstwie ornej, o czym świadczy wzrost zawartości fosforu przyswajalnego średnio o 29% w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym (RZD) w Grabowie (woj. mazowieckie) i o 21% w RZD w Baborówku (woj. wielkopolskie) (rys. 3 i 4).



Rys. 3. Zawartość fosforu przyswajalnego w warstwie ornej gleby w latach 2003–2018 w RZD IUNG-PIB w Grabowie

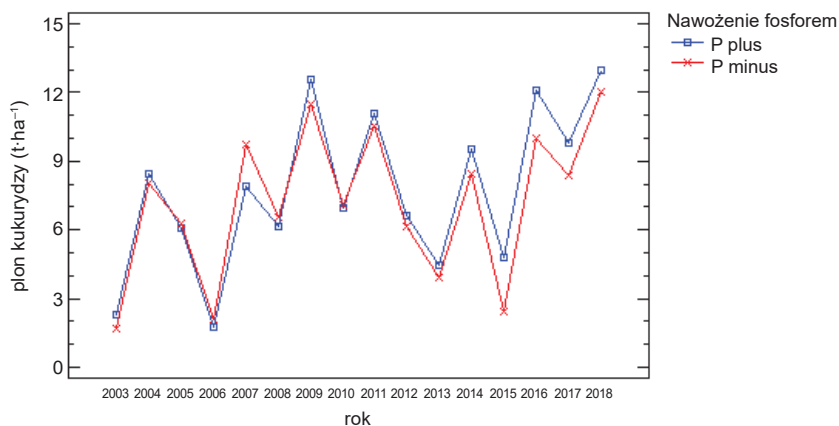
Źródło: Rutkowska i Skowron, 2020 (17)



Rys. 4. Zawartość fosforu przyswajalnego w warstwie ornej gleby w latach 2003–2018 w RZD IUNG-PIB w Baborówku

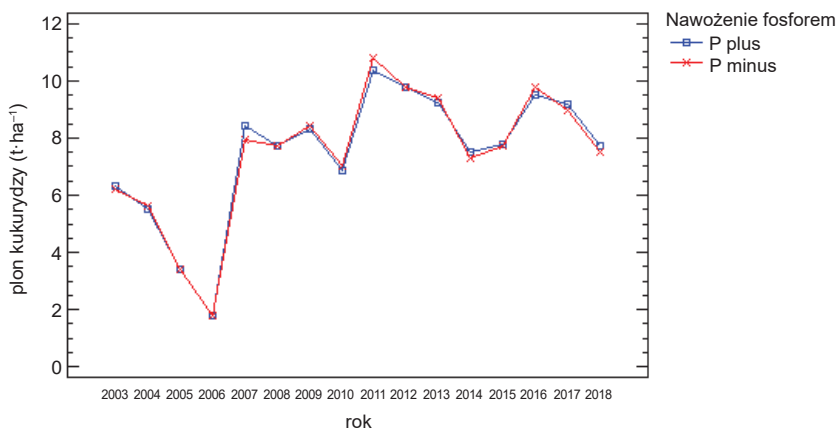
Źródło: Rutkowska i Skowron, 2020 (17)

W konsekwencji utrzymującej się na zbliżonym poziomie zawartości fosforu przyswajalnego w glebie, przez trzy pełne rotacje zmianowania rośliny nienawożone fosforem plonowały na zbliżonym poziomie do roślin, pod które corocznie stosowano nawozy fosforowe w formie superfosfatu prostego. Dopiero po 12 latach od zaprzestania nawożenia fosforem zaobserwowano tendencję niżki plonów rzepaku i kukurydzy (rys. 5) na glebie, której wyjściowa zawartość fosforu była niższa. Tendencji takiej nie potwierdzono natomiast na glebie o bardzo wysokiej wyjściowej zasobności w fosfor (rys. 6).



Rys. 5. Plony kukurydzy w latach 2003–2018 w RZD IUNG-PIB w Grabowie

Źródło: Rutkowska i Skowron, 2020 (17)



Rys. 6. Plony kukurydzy w latach 2003–2018 w RZD IUNG-PIB w Baborówku

Źródło: Rutkowska i Skowron, 2020 (17)

Biorąc zatem pod uwagę, że 44% gleb w Polsce charakteryzuje się odczynem obojętnym oraz bardzo wysoką i wysoką zawartością fosforu przyswajalnego (13), można założyć, że ograniczenie nawożenia na tych glebach o zamierzone w strategii Europejskiego Zielonego Ładu dwadzieścia procent nie wpłynie negatywnie na produkcję roślinną. Należy przewidywać, że w przypadku gleb, których pH mieści się w górnym zakresie odczynu lekko kwaśnego, na których przyswajalność fosforu jest stosunkowo duża, praktyki służące ograniczeniu zużycia nawozów fosforowych również nie wpłyną negatywnie na wielkość uzyskiwanych plonów.

Równocześnie należy mieć na uwadze, że blisko 30% gleb charakteryzuje się odczynem bardzo kwaśnym i kwaśnym, a przy tym bardzo niską i niską zasobnością w fosfor przyswajalny. Gleby takie wymagają większego poziomu nawożenia w celu przeciwdziałania dalszemu ich ubożeniu. Nawożenia fosforem wymaga ponadto 27% gleb wykazujących odczyn lekko kwaśny i średnią zawartość fosforu przyswajalnego.

W tabeli 1 podano aktualną (lata 2016–2019) strukturę zasobności gleb w przyswajalny fosfor w 16 województwach Polski. Najwięcej gleb o bardzo niskiej i niskiej zawartości fosforu występuje w województwach małopolskim i podkarpackim, w których udział takich gleb przekracza 50%. Na podstawie przeprowadzonej analizy trendów oraz przewidywanych interwencji w ramach obecnego Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich (PROW) i opracowywanego Planu Strategicznego (PS) założeń Wspólnej Polityki Rolnej, w tabeli 2 podano przewidywany stan agrochemiczny gleb w zakresie zasobności w przyswajalny fosfor w roku 2030. Zgodnie z prognozami udział gleb o niskiej i bardzo niskiej zasobności zmniejszy się w ciągu kolejnych dziewięciu lat do 23%.

Tabela 1

Zasobność gleb w przyswajalny fosfor (P_2O_5) w Polsce w latach 2016–2019

Województwo	Liczba przebadanych próbek (szt.)	Przebadana powierzchnia (tys. ha)	Zasobność gleb w mg P_2O_5 , w kg gleby (%) (w % przebadanych próbek)				
			bardzo niska	niska	średnia	wysoka	bardzo wysoka
Dolnośląskie	120 659	349,4	10	25	25	16	24
Kujawsko-pomorskie	139 370	360,5	3	13	23	21	40
Lubelskie	134 915	120,2	8	26	28	18	20
Lubuskie	50 127	136	3	16	27	22	32
Łódzkie	99 422	158,7	6	24	29	17	24
Małopolskie	38 433	38,3	32	27	16	10	15
Mazowieckie	137 553	241,4	7	23	26	18	26
Opolskie	94 486	238,8	4	23	27	20	26
Podkarpackie	67 877	94,5	21	32	21	11	15
Podlaskie	64 824	140,8	14	28	25	15	18

cd. tab. 1

Województwo	Liczba przebadanych próbek (szt.)	Przebadana powierzchnia (tys. ha)	Zasobność gleb w mg P ₂ O ₅ w kg gleby (%) (w % przebadanych próbek)				
			bardzo niska	niska	średnia	wysoka	bardzo wysoka
Pomorskie	118 026	325,2	6	22	29	18	25
Śląskie	40 061	87,4	11	25	25	16	23
Świętokrzyskie	33 367	44,5	16	27	20	13	24
Warmińsko-mazurskie	149 179	387,8	8	25	26	18	23
Wielkopolskie	228 050	593,7	5	17	24	20	34
Zachodniopomorskie	141 862	434,8	5	22	31	22	20
POLSKA	1 658 211	3 751,8	9	18	27	19	27

Źródło: GUS, 2021 (14) na podstawie danych Krajowej Stacji Chemiczno-Rolniczej (KSChR)

Tabela 2

Prognoza stanu zasobności gleb w przyswajalny fosfor (P₂O₅) w Polsce w roku 2030

Województwo	Liczba przebadanych próbek (szt.)	Przebadana powierzchnia (tys. ha)	Zasobność gleb w mg P ₂ O ₅ w kg gleby (%)				
			bardzo niska	niska	średnia	wysoka	bardzo wysoka
Dolnośląskie	-	-	9	23	31	15	24
Kujawsko-pomorskie	-	-	4	10	28	22	36
Lubelskie	-	-	5	24	34	18	20
Lubuskie	-	-	3	16	29	21	32
Łódzkie	-	-	4	19	35	20	23
Małopolskie	-	-	29	23	21	13	15
Mazowieckie	-	-	6	20	30	19	25
Opolskie	-	-	3	20	32	22	24
Podkarpackie	-	-	20	28	27	11	15
Podlaskie	-	-	14	22	29	17	18
Pomorskie	-	-	7	19	35	18	23
Śląskie	-	-	9	21	34	17	20
Świętokrzyskie	-	-	9	26	28	17	21
Warmińsko-mazurskie	-	-	7	23	30	22	19
Wielkopolskie	-	-	3	15	29	22	32
Zachodniopomorskie	-	-	4	21	35	22	19
POLSKA	-	-	8	15	33	23	23

Źródło: GUS, 2021 (14) na podstawie danych Krajowej Stacji Chemiczno-Rolniczej (KSChR)

W celu oceny zapotrzebowania roślin w fosfor (poza właściwym stanem odżywienia roślin) powinno uwzględniać się stan zasobności gleby w przyswajalne formy tego składnika. Jako syntetyczny wskaźnik stanu zasobności gleb w fosfor, będący jednocześnie wskaźnikiem potrzeb nawożenia tym składnikiem, wykorzystano tzw. współczynnik bilansowy (RCBp) (20). Jego wartość zależy od stanu zasobności gleb w fosfor oraz od kategorii agronomicznej gleby (tab. 3).

Tabela 3

Współczynniki bilansowe dla fosforu (RCBp)

Zawartość fosforu w glebie	Kategoria agronomiczna gleb				Średni współczynnik bilansowy RCBp*
	bardzo lekkie	lekkie	średnie	ciężkie	
Bardzo niska	2,20	2,00	1,89	1,82	1,94
Niska	1,67	1,54	1,43	1,33	1,54
Średnia	1,25	1,18	1,11	1,05	1,24
Wysoka	0,77	0,71	0,70	0,67	0,73
Bardzo wysoka	0,38	0,36	0,35	0,33	0,33

*na glebach o średniej zawartości fosforu współczynnik korekcyjny wynosi 1

Źródło: Fotyma, 2002 (5)

Jak można wnioskować na podstawie przeprowadzonych obliczeń, zalecany współczynnik bilansowy (RCBp) wynikający ze stanu zasobności gleb w fosfor w 2030 r. w Polsce będzie przyjmował średnią wartość 1,020, pozostając na poziomie zbliżonym do współczynnika aktualnie wyznaczonego (1,019). Zatem potrzeby nawożenia fosforem nie powinny ulec większym zmianom w stosunku do stosowanych w latach 2016–2019 dawek fosforu wynoszących 41 kg $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$ UR w dkr, z czego 24 kg $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$ UR w dkr wnoszone było w nawozach mineralnych, a 17 kg $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$ UR w dkr w nawozach naturalnych, przy nawozochłonności tego składnika 1,1 kg $P_2O_5 \cdot j.zb.^{-1}$. Prognoza ta (tab. 2) wynika również z analizy obecnego trendu zmian zużycia fosforu w nawozach mineralnych, gdzie wielkość dawek nie ulega praktycznie zmianie, a średnioroczny przyrost wynosi 0,01 kg $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$ UR w dkr ($y = 0,0165x + 25,225$; $r^2 = 0,0005$).

Podsumowanie

Okolo połowa gleb użytkowanych rolniczo w Polsce charakteryzuje się wysoką i bardzo wysoką zawartością fosforu przyswajalnego w warstwie ornej, a wyniki badań agrochemicznych przeprowadzonych w ostatnich latach wskazują na systematyczny wzrost zawartości tego pierwiastka przy równoczesnym zmniejszeniu udziału gleb ubogich w fosfor. Dane pochodzące z wieloletnich doświadczeń prowadzonych w Rolniczych Zakładach Doświadczalnych IUNG-PIB usytuowanych w dwóch

różnych regionach Polski potwierdzają, że zmiany zawartości fosforu przyswajalnego w glebach zasobnych w ten pierwiastek zachodzą bardzo powoli, dzięki czemu możliwe jest długotrwałe gospodarowanie w warunkach zaniechania nawożenia tym makroskładnikiem bez negatywnych skutków produkcyjnych. Co więcej, stosowanie nawozów fosforowych w ilościach zabezpieczających potrzeby pokarmowe roślin uprawnych w stosunku do tego pierwiastka nie tylko nie przyczynia się do zwiększenia plonu, ale powoduje narastającą kumulację fosforu w warstwie ornej. Na glebach zasobnych w fosfor możliwe jest zatem znaczne ograniczenie zużycia nawozów fosforowych, co wpisuje się w założenia Europejskiego Zielonego Ładu. Równocześnie należy mieć na uwadze, że nawożenia fosforem wymaga ponadto 27% gleb wykazujących odczyn lekko kwaśny i średnią zawartość fosforu przyswajalnego. Zgodnie z prognozami zaprezentowanymi w niniejszym opracowaniu, biorąc pod uwagę zmiany zasobności gleb w fosfor związane z trendem zużycia nawozów fosforowych, należy przewidywać, że do roku 2030 potrzeby nawożenia fosforem nie powinny ulec większym zmianom w stosunku do stosowanych w latach 2016–2019 dawek fosforu wynoszących $41 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1}$ UR w dkr.

Literatura

1. B e d n a r e k W., L i p i ń s k i W.: Rozpuszczalne formy fosforu w glebie poddanej oddziaływaniu następczego, zróżnicowanego nawożenia mineralnego. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 1995, **421a**: 15-20.
2. C i c h y B.: Odpady nieorganiczne przemysłu chemicznego. Foresight technologiczny, Raport końcowy, Projekt WND-POIG.01.01.01-00-009/09, Cursiva, Gliwice-Warszawa-Kraków 2012.
3. European Sustainable Phosphorus Platform, May 2022, <https://www.phosphorusplatform.eu/images/scope/ScopeNewsletter142.pdf>
4. Fertilizers Europe. <https://www.fertilizerseurope.com/fertilizers-in-europe/facts-figures/> 21.07.2022 r.
5. F o t y m a M.: Zrównoważona gospodarka fosforem w rolnictwie polskim. Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilizaton, 2002, **4(13)**: 160-172.
6. H e a t h w a i t e A.L., D i l s R.M.: Characterizing phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathways. Science of Total Environment, 2000, **251/252**: 523-538.
7. International Fertilizer Association https://www.ifastat.org/databases/graph/1_3 (21.07.2022 r.)
8. J a d c z y s z y n T.: Ocena zrównoważenia gospodarki nawozowej w Polsce. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2012, **29(3)**: 135-142.
9. M c D o w e l l R., D o d d R., P l e t n y a c o v P., N o b l e A.: The ability to reduce soil legacy phosphorus at a country scale. Frontiers in Environmental Science, 2020, **8**: 6.
10. K o w a l D.: Metody wytwarzania granulowanych nawozów wieloskładnikowych z wykorzystaniem mocznika. Praca doktorska, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Szczecin, 2008.
11. L i p i ń s k i W.: Wpływ wapnowania i nawożenia magnezem na przemiany fosforu w glebie oraz pobranie tego składnika przez jęczmień jary. Cz. I. Mineralne frakcje i ruchome formy fosforu. Annales UMCS, 1997, sec. E, vol. LII, **29**: 235-244.
12. L i p i ń s k i W.: Zasobność gleb Polski w fosfor przyswajalny. Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilizaton, 2005, **2**: 49-54.

13. Lipiński W.: Agrochemiczne właściwości gleb użytkowanych rolniczo. W: System ochrony i odnowy biologicznie czynnej powierzchni ziemi w Polsce, J. Sita, G. Borowski (red.). Politechnika Lubelska, 2019, s. 305-320.
14. Ochrona Środowiska 2020. GUS, Warszawa 2021.
15. Podraza Z, Krupa-Żuczek K., Wzorek Z.: Czasopismo Techniczne. Chemia, Wyd. Politechniki Krakowskiej, 2011, **108**, Z. 2-Ch, s. 185.
16. Rutkowska A., Rusek P.: Rynek nawozów fosforowych oraz zróżnicowanie zawartości fosforu w glebach Polski. Przemysł Chemiczny, 2020, **99/3**: 381-385.
17. Rutkowska A., Skowron P.: Productive and environmental consequences of sixteen years of unbalanced fertilization with nitrogen and phosphorus – trials in Poland with oilseed rape, wheat, maize and barley. Agronomy, 2020, **10(11)**: 1747.
18. Sharpley A., Jarvie H.P., Buda A., May L., Spears, B., Kleinman P.: Phosphorus Legacy: overcoming the effects of past management. Practices to mitigate future water quality impairment. Journal of Environmental Quality, 2013, **42**, 1308-1326.
19. Sharpley A., Tunney H.: Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. Journal of Environmental Quality, 2000, **29**: 176-181.
20. Smoroń S.: Obieg fosforu i zagrożenie jakości wody. Zeszyty Edukacyjne, IMUZ Falenty, 1996, **1/96**: 57-71.
21. Wzorek Z.: Odzysk związków fosforu z termicznie przetworzonych odpadów i ich zastosowanie jako substytutu naturalnych surowców fosforowych. Seria Inżynieria i Technologia Chemiczna, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Monografia 356, Kraków 2008, s. 9.

Adres do korespondencji:

dr hab. Agnieszka Rutkowska; dr hab. Jerzy Kopiński
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia;
Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel.: 81 4786 840; 81 4786 821
e-mail: Agnieszka.Rutkowska@iung.pulawy.pl; jkop@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Agnieszka Rutkowska	0000-0001-9799-0327
Jerzy Kopiński	0000-0002-2887-4143

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz

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

REDUKCJA EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH I AMONIAKU
W PERSPEKTYWIE ZMNIEJSZENIA ZUŻYCIA NAWOZÓW*

Słowa kluczowe: praktyki rolnicze, emisja gazów cieplarnianych, emisja amoniaku, redukcja emisji

Wstęp

Polityka klimatyczna uwzględniona w Zielonym Ładzie ma doprowadzić Unię Europejską (UE) w 2050 r. do osiągnięcia neutralności klimatycznej. Cel ten został poparty przez Parlament Europejski (7), jak również Radę Europejską (6). Zielony Ład traktuje neutralność klimatyczną do 2050 r. jako cel o najwyższym znaczeniu poprzez swoje pierwsze kluczowe działanie mające prowadzić do „zwiększenia ambicji klimatycznych UE na lata 2030 i 2050” (1). Inicjatywy idące w tym kierunku od strony prawnej uregulowane zostały w Europejskim Prawie Klimatycznym (2) oraz Europejskim Pakcie Klimatycznym (8).

Europejskie Prawo Klimatyczne wpisało w prawodawstwo cel stawiany przed europejską gospodarką i społeczeństwem, aby do 2050 r. osiągnąć neutralność klimatyczną (2). Ustawa zobowiązuje do: zbilansowania emisji i pochłaniania wszystkich gazów cieplarnianych (GHG), nie tylko CO₂, zgodnie z porozumieniem paryskim; określenia trajektorii redukcji emisji GHG ze szczegółowymi ramami czasowymi i sukcesywną oceną postępów oraz do zdefiniowania Strategii Adaptacyjnej jako uzupełnienia działań mitygacyjnych. We wrześniu 2020 r. przewodnicząca Komisji Europejskiej wskazała, że proponowanym celem jest osiągnięcie „co najmniej” 55% redukcji emisji gazów cieplarnianych do 2030 r. w porównaniu z poziomem odniesienia z 1990 r. (wartość ta może zostać podniesiona przez Parlament Europejski do 60%). Wniosek Komisji Europejskiej dotyczący planu w zakresie celów odnoszących się

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.1 pt. „Nawożenie użytków rolnych” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2022 r.

do klimatu (16) obejmuje szerszy europejski system handlu uprawnieniami do emisji (ETS), w którym uwzględniono nowe sektory gospodarki. Obejmuje on również zmianę przepisów dotyczących wspólnego wysiłku redukcyjnego dla sektorów ETS oraz nieobjętych systemem handlu uprawnieniami do emisji (non-ETS), takich jak: transport, budownictwo, rolnictwo i odpady. W pierwszej połowie 2021 r. Komisja Europejska dokonała przeglądu całego prawodawstwa w zakresie klimatu i energii, tak aby było ono dostosowane do redukcji emisji o 55%. Przegląd obejmował handel emisjami, energię odnawialną, efektywność energetyczną i opodatkowanie energii.

Europejski Pakt Klimatyczny ma zachęcać do szerokiego zaangażowania społecznego na rzecz ochrony klimatu poprzez informowanie zainteresowanych stron i wspieranie współpracy pomiędzy nimi (8). Strategia UE w zakresie adaptacji do zmiany klimatu została określona w czerwcu 2021 r. Głównym jej celem jest zagwarantowanie, że przedsiębiorstwa, miasta i obywatele będą w stanie włączyć zmiany klimatu do swoich praktyk zarządzania ryzykiem. Sektor rolniczy może potencjalnie odegrać znaczącą rolę w tym dostosowaniu.

Przed ustanowieniem celu redukcji emisji GHG o 55% rolnictwo objęte było przepisami UE dotyczącymi wspólnego wysiłku redukcyjnego w sektorach non-ETS (21). Z dokumentu tego wynikało, że emisja sektorów non-ETS powinna być zredukowana o 30% do 2030 r. w stosunku do 2005 r. Krajowy Plan Energetyczno-Klimatyczny na lata 2021–2030, nieuwzględniający aktualnych celów redukcji emisji, zakładał wzrost emisji GHG z rolnictwa w Polsce o 5% oraz zmniejszenie o połowę pochłaniania GHG w sektorze LULUCF (20).

W Prawie Klimatycznym (2) podkreślono potencjalną rolę rolnictwa w ograniczaniu emisji gazów cieplarnianych i dodano konieczność ograniczenia emisji z użytkowania gruntów, zmian użytkowania oraz leśnictwa, jak zaplanowano w rozporządzeniu LULUCF z 2018 r. (22). Zgodnie z rozporządzeniem LULUCF emisja i pochłanianie gazów cieplarnianych z LULUCF zostaną włączone do ram klimatycznych i energetycznych na 2030 r. Jest to instrument prawny służący realizacji celu, zgodnie z którym wszystkie sektory powinny przyczynić się do osiągnięcia unijnego celu redukcji emisji na 2030 r., w tym sektor użytkowania gruntów. Dokument ten zawiera przepisy dotyczące rolników i obligujące do opracowania praktyk rolniczych przyjaznych dla klimatu oraz wspierania agroleśnictwa. Wniosek dotyczący prawa klimatycznego może być odczytywany jako sposób na zapisanie „zasady braku obciążeń” z rozporządzenia LULUCF w prawie UE po 2030 r., de facto włączając użytkowanie gruntów i leśnictwo do wysiłków UE na rzecz redukcji emisji, choć bez konkretnego celu (z wyjątkiem „zasady braku obciążeń”). W projekcie ustawy klimatycznej zapisano również, że należy zachować naturalne pochłanianie emisji przez lasy, gleby, grunty rolne i tereny podmokłe.

W dniu 19 września 2020 r. w komunikacie Komisji „Zwiększanie ambicji Europy w zakresie klimatu do 2030 r.” zaproponowano połączenie rolnictwa i sektora LULUCF w jeden regulowany sektor, stwierdzając, że „sektor taki mógłby stać się szybko neutralny dla klimatu do około 2035 r. w sposób efektywny kosztowo, a na-

stępnie generować więcej pochłaniania niż emisji gazów cieplarnianych”. Ten wzrost ambicji obejmuje nowy cel redukcji emisji gazów cieplarnianych nie-CO₂ (35% w latach 2015–2030) oraz potrzebę zwiększenia pochłaniania dwutlenku węgla przez sektor LULUCF, które obecnie ulega zmniejszeniu.

W dniu 14 października 2020 r. KE przedstawiła strategię redukcji emisji metanu (3). Nie określa ona celów ilościowych, ale wzywa do monitorowania emisji z rolnictwa, w tym do obliczania bilansu ekwiwalentu węgla na poziomie gospodarstwa. Strategia ta zmierza również do tego, aby rozwijać badania i rozpowszechniać najlepsze praktyki. Wywiązanie się przez rolnictwo z przedstawionych zobowiązań do redukcji emisji GHG zależeć będzie od wielkości emisji i efektywności praktyk mitygacyjnych.

Udział polskiego rolnictwa, w tym gruntów uprawnych i użytków zielonych, w całkowitych emisjach gazów cieplarnianych netto był stosunkowo stabilny w latach 1990–2018, osiągając około 8% w 2018 r. i pozostając poniżej średniej UE (13%) (4). Znacznie gorzej prezentują się emisje nie-CO₂ (głównie CH₄ i N₂O), które wynosiły w naszym rolnictwie 33,1 mln ton ekwiwalentu CO₂ (2018 r.) i były czwarte co do wielkości w UE, przyczyniając się do ponad 8% wszystkich emisji tych gazów w UE-24. W porównaniu z danymi z 1990 r. Polska wykazuje większy spadek emisji gazów cieplarnianych nie-CO₂ z rolnictwa niż średnia dla UE. W 2018 r. emisje gazów cieplarnianych z rolnictwa były niższe o 32% w porównaniu ze wskaźnikiem redukcji wynoszącym 21% dla UE. Jednak znaczna część tej redukcji miała miejsce w roku 2000. Emisje nie-CO₂ z rolnictwa w ostatnich latach rosną w tempie wyższym niż średnia dla UE-27. Trzema głównymi rolniczymi źródłami emisji tych gazów cieplarnianych w Polsce w 2018 r. były: gleby (46% emisji wobec 38% w UE), fermentacja jelitowa, głównie bydła (39% wobec 44% w UE), oraz gospodarka obornikiem (11% emisji wobec 14% w UE). Wartości emisji zarówno z fermentacji jelitowej na jednostkę żywego inwentarza, jak i z gleb na 1 ha są wyższe niż średnia UE, natomiast emisje z gospodarowania nawozami naturalnym na jednostkę żywego inwentarza są niższe. Emisje we wszystkich trzech kategoriach wzrosły w latach 2013–2018.

Emisje amoniaku (NH₃) z rolnictwa w Polsce zmniejszyły się z 340 kt w 1995 r. do 304 kt w 2005 r. i 260 kt w 2016 r. (4). Jednak od 2016 r. emisje wykazują tendencję wzrostową, osiągając prawie 299 kt w 2018 r. Wraz ze spadkiem udziału emisji z innych sektorów (odpadów i transportu) proporcjonalnie wzrasta udział sektora rolniczego w ogólnych emisjach NH₃. W 2018 r. rolnictwo było odpowiedzialne za 94% wszystkich emisji NH₃ w Polsce (UE-28: 93%). Zwierzęta gospodarskie były odpowiedzialne za 76% (UE-28: 73%) wszystkich emisji NH₃ związanych z rolnictwem, podczas gdy uprawy za pozostałe 24% (UE-28: 23%). Znaczna część emisji NH₃ w polskim rolnictwie pochodzi ze stosowania nawozów mineralnych (21,5%), sektora bydła mlecznego (12%), sektora wieprzowiny (10,4%) oraz sektora bydła niemlecznego (7,5%). Pomimo osiągniętych dotychczas redukcji, zgodnie z oceną Komisji Europejskiej (5), Polska jest uważana za kraj o wysokim

ryzyku niewypełnienia zobowiązań w zakresie redukcji amoniaku ustanowionych w dyrektywie NEC (23). Na jej mocy emisje NH_3 powinny być zredukowane o 1% dla każdego roku w latach 2020–2029 i o 17% dla każdego roku od 2030 r. w stosunku do poziomu bazowego z 2005 r.

Od dłuższego czasu prowadzone są badania zmierzające do określenia potencjału redukcji emisji gazów cieplarnianych w rolnictwie UE. Z ostatnich badań wynika, że do 2030 r. emisja GHG w stosunku do obecnej wielkości emisji może obniżyć się o 1,6% przy aktualnej WPR (24). Oznacza to, że ulegnie ona zmniejszeniu o 22% w latach 1990–2030 (24). Z innych badań wynika, że wprowadzenie w życie strategii „od pola do stołu” może obniżyć emisję gazów nie- CO_2 o 17,4–19,0% do 2030 r. (24). Prognozowany ostatnio maksymalny udział różnych praktyk rolniczych w redukcji emisji w stosunku do jej wielkości w 2030 r. podano w tabeli 1.

Tabela 1

Maksymalnie możliwy wpływ praktyk rolniczych na ograniczenie rolniczych emisji gazów cieplarnianych w 2030 r. (szacunki niezależne od siebie)

Praktyka rolnicza	GHG	% emisji z rolnictwa
Lepsze dostosowanie czasu nawożenia roślin	N_2O	0
Rolnictwo precyzyjne	N_2O	3,7
Technologia różnicowania dawek N	N_2O	1,0
Inhibitory nityfikacji	N_2O	2,9
Zwiększenie udziału roślin wiążących azot w użytkach zielonych	N_2O ; CO_2	0,3
Poplony ozime	CO_2	0,5
Odłogowanie gleb organicznych	N_2O ; CO_2	3,0
Biogazownie	CH_4 ; N_2O	2,5
Pasze o niskiej zawartości azotu	CH_4 ; N_2O	0,4
Dodatki paszowe; siemię lniane	CH_4	4,7
Dodatki paszowe; azotany	CH_4	2,2
Szczepienia zwierząt	CH_4	2,1
Hodowla zwierząt w kierunku zwiększenia efektywności żywienia	CH_4	2,1

Źródło: opracowanie własne na podstawie (24)

Patrząc na cele redukcji emisji z polskiej perspektywy, można stwierdzić, że przy respektowaniu zasady wspólnego celu redukcyjnego całej gospodarki powinniśmy obniżyć emisję GHG do 2030 r. pomiędzy 44 a 51% w stosunku do 1990 r. (25). Jest to cel bardzo ambitny, ponieważ do 2018 r. udało się zredukować emisję gazów cieplarnianych o 13% w stosunku do 1990 r. Prognozuje się, że jest możliwe ograniczenie emisji o 41% (bez rolnictwa i leśnictwa). Oznacza to, że luka w stosunku do celu unijnego wynieść może 2–9% (25). Sugeruje się, że lukę tę mogłyby pokryć ograniczenia emisji w rolnictwie i leśnictwie (25).

Celem opracowania było oszacowanie wielkości redukcji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku dla wybranych praktyk rolniczych przyczyniających się do zmniejszenia zużycia i strat azotu (ograniczenia wymywania, spływów powierzchniowych) oraz zwiększenia sekwestracji węgla w glebie w perspektywie 2030 r.

Material i metodyka badań

Podstawą do oszacowania redukcji emisji były wybrane praktyki rolnicze, które zmniejszały zużycie nawozów azotowych, przyczyniały się do lepszego ich wykorzystania lub zwiększały akumulację węgla organicznego w glebach. Szczegóły dotyczące obliczeń przedstawiono, analizując poszczególne aktywności i ich wpływ na redukcję emisji GHG i amoniaku. Redukcje netto emisji (różnice pomiędzy emisją a redukcją emisji) oszacowano przy użyciu współczynników emisji poziomu pierwszego zaczerpniętych z przewodników do szacowania emisji krajowych gazów cieplarnianych i amoniaku opracowanych przez IPCC (10, 11) oraz EMEP/EEA (9). Wyszacowane emisje i redukcje emisji dwutlenku węgla (CO_2), podtlenku azotu (N_2O) i amoniaku (NH_3) podano na hektar w jednostkach masy gazów, a dla GHG również w ekwiwalentach CO_2 . Do policzenia ekwiwalentów (ekw.) stosowano aktualnie przyjęte wartości GWP dla okresu 100-lecia (12), tj.:

$$\begin{aligned}\text{CO}_2 &- 1, \\ \text{CH}_4 &- 28, \\ \text{N}_2\text{O} &- 265.\end{aligned}$$

Oszacowane emisje lub redukcje emisji netto odniesiono do emisji całkowitej gazów cieplarnianych (GHG) w 1990 r. (przyjęty rok odniesienia dla redukcji emisji w UE o 55%) oraz emisji amoniaku z rolnictwa polskiego w 2005 r. (rok odniesienia w dyrektywie NEC). Całkowita emisja GHG z rolnictwa wynosiła w 1990 r. 48463,25 kt ekw. CO_2 (14), zaś emisja amoniaku z rolnictwa – 302,86 Gg NH_3 w 2005 r. (15).

Mocną stroną zastosowanej metody szacunków redukcji emisji jest jej zgodność z metodami inwentaryzacji emisji krajowych. Słabą stroną natomiast to, że aktualnie nie ma możliwości zastosowania metody Tier-2 i współczynników emisji poziomu drugiego, które z definicji są dokładniejsze od współczynników poziomu pierwszego. Dokładność szacunków, a ściślej ich niepewność, została scharakteryzowana dla użytych współczynników emisji w metodykach IPCC oraz EMEP/EEA (9, 10).

Wyniki badań

Praktyką ograniczającą emisję gazów cieplarnianych i amoniaku jest zrównoważone nawożenie, którego podstawą jest plan nawożenia. Nawożenie roślin jest jednym z głównych elementów decydujących o plonach produkcji roślinnej. Dostosowanie dawek nawozów (zwłaszcza azotowych) do potrzeb pokarmowych roślin z uwzględ-

nieniem wszystkich źródeł dopływu azotu pozwala na efektywne jego wykorzystanie a tym samym ograniczenie strat azotu w postaci podtlenku azotu, amoniaku czy azotanów (wymywanie, spływy powierzchniowe).

W analizach uwzględniono uprawy: pszenicy, kukurydzy na ziarno, rzepaku, buraka cukrowego i ziemniaka. W szacunkach emisji i redukcji emisji gazów cieplarnianych założono wzrost efektywności wykorzystania azotu o 80%, co pozwoliło na zmniejszenie zalecanej dawki azotu o 13% dla wszystkich badanych roślin. Obliczenia wykonano dla dwóch wariantów: zbiór ziarna i słomy z pola oraz zbiór ziarna i przyoranie resztek poźniwnych. W przypadku ziemniaka obliczenia wykonano dla wariantu zbiór bulw i przyoranie łętów.

Pszenicę zaproponowano nawozić dawką mniejszą od zalecanej o $23 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Areał uprawy pszenicy w 2018 r. wyniósł 2 511 329 ha. Emisje i redukcje emisji podano w tabeli 2.

Tabela 2

Emisje i redukcje emisji gazów cieplarnianych i amoniaku w uprawie pszenicy z obniżoną dawką azotu

Emisja i redukcja emisji	Wariant			
	zbiór ziarna i słomy		zbiór ziarna i przyoranie słomy	
	jednostka			
	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{kg ekw. CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{kg ekw. CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$
Redukcja emisji bezpośredniej N_2O	0,36	95,78	0,36	95,78
Redukcja emisji pośredniej N_2O	0,018	4,79	0,018	4,79
Emisja N_2O z przyoranej słomy	-	-	0,55	145,75
Redukcja emisji wskutek akumulacji węgla	-	-	300	1091
Suma redukcji emisji netto	0,38	100,57	-	1046
Redukcja emisji NH_3	1,40	-	1,40	

Źródło: opracowanie własne

Przedstawione obliczenia wskazują, że w wariacie uprawy ze zbiorem ziarna i słomy redukcja emisji netto wyniosła $100,57 \text{ kg ekw. CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$, co w przeliczeniu na areał dawało 252 558 t ekw. CO_2 , stanowiąc 0,52% emisji z rolnictwa w 1990 r. W wariacie uprawy z przyoraniem słomy redukcja emisji wyniosła 1 046 $\text{kg ekw. CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$, co dla areału uprawy dawało 2 625 890 t ekw. CO_2 i stanowiło 5,4% emisji z rolnictwa w 1990 r. Emisja amoniaku zmniejszyła się o $1,40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, co dla areału wyniosło 4 258 t i stanowiło 1,4% emisji w 2005 r.

Kukurydzę zaproponowano nawozić dawką mniejszą od zalecanej o $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Areał uprawy kukurydzy na ziarno w 2018 r. wyniósł 694 948 ha. Emisje i redukcje emisji podano w tabeli 3.

Tabela 3

Emisje i redukcje emisji gazów cieplarnianych i amoniaku w uprawie kukurydzy z obniżoną dawką azotu

Emisja i redukcja emisji	Wariant			
	zbiór ziarna i słomy		zbiór ziarna i przyoranie słomy	
	jednostka			
	kg·ha ⁻¹	kg ekw. CO ₂ ·ha ⁻¹	kg·ha ⁻¹	kg ekw. CO ₂ ·ha ⁻¹
Redukcja emisji bezpośredniej N ₂ O	0,47	124,93	0,47	124,93
Redukcja emisji pośredniej N ₂ O	0,024	6,25	0,024	6,25
Emisja N ₂ O z przyoranej słomy	-	-	0,64	170,74
Redukcja emisji wskutek akumulacji węgla	-	-	340	1247
Suma redukcji emisji netto	0,50	131,18	-	1207
Redukcja emisji NH ₃	1,82	-	1,82	-

Źródło: opracowanie własne

W wariancie uprawy ze zbiorem ziarna i słomy redukcja emisji netto wyniosła 131,18 kg ekw. CO₂·ha⁻¹, co w przeliczeniu na areal uprawy dawało 910160 t ekw. CO₂, stanowiąc 0,19% emisji z rolnictwa w 1990 r. W uprawie z przyoraniem słomy redukcja emisji wyniosła 1 207 kg ekw. CO₂·ha⁻¹, co dla arealu uprawy dawało 839 108 t ekw. CO₂ i stanowiło 1,7% emisji z rolnictwa w 1990 r. Emisja amoniaku zmniejszyła się o 1,82 kg·ha⁻¹, dając dla arealu 1 537 t, co stanowiło 0,51% emisji w 2005 r.

Rzepak zaproponowano nawozić dawką mniejszą od zalecanej o 16 kg·ha⁻¹. Areal uprawy rzepaku w 2018 r. wynosił 875 208 ha. Emisje i redukcje emisji podano w tabeli 4.

Tabela 4

Emisje i redukcje emisji gazów cieplarnianych i amoniaku w uprawie rzepaku z obniżoną dawką azotu

Emisja i redukcja emisji	Wariant			
	zbiór nasion i rzepaczanki		zbiór nasion i przyoranie rzepaczanki	
	jednostka			
	kg·ha ⁻¹	kg ekw. CO ₂ ·ha ⁻¹	kg·ha ⁻¹	kg ekw. CO ₂ ·ha ⁻¹
Redukcja emisji bezpośredniej N ₂ O	0,25	66,60	0,25	66,60
Redukcja emisji pośredniej N ₂ O	0,013	3,30	0,023	6,00
Emisja N ₂ O z przyoranej rzepaczanki	-	-	0,71	187,40
Redukcja emisji wskutek akumulacji węgla	-	-	190	701
Suma redukcji emisji netto	0,26	69,96	-	584
Redukcja emisji NH ₃	1,45	-	1,45	-

Źródło: opracowanie własne

W wariancie uprawy ze zbiorem nasion i rzepaczanki redukcja emisji wyniosła 69,96 kg ekw. $\text{CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$, co w przeliczeniu na areał dawało 61 230 t ekw. CO_2 , stanowiąc 0,13% emisji z rolnictwa w 1990 r. W uprawie z przyoraniem rzepaczanki redukcja emisji wyniosła 584 kg ekw. $\text{CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$, co dla areálu uprawy dawało 510 743 t ekw. CO_2 i stanowiło 1,1% emisji z rolnictwa w 1990 r. Emisja amoniaku zmniejszyła się o 1,45 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ i odpowiednio dla areálu o 1 032 t, co stanowiło 0,34% emisji w 2005 r.

Burak cukrowy zaproponowano nawozić dawką mniejszą od zalecanej o 30 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Areał uprawy buraka w 2018 r. wynosił 241 757 ha. Emisje i redukcje emisji podano w tabeli 5.

Tabela 5

Emisje i redukcje emisji gazów cieplarnianych i amoniaku w uprawie buraka cukrowego z obniżoną dawką azotu

Emisja i redukcja emisji	Wariant			
	zbiór korzeni i liści		zbiór korzeni i przyoranie liści	
	jednostka			
	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{kg ekw. CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{kg ekw. CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$
Redukcja emisji bezpośredniej N_2O	0,47	124,93	0,47	124,93
Redukcja emisji pośredniej N_2O	0,024	6,25	0,024	6,25
Emisja N_2O z przyoranych liści	-	-	1,54	408,10
Redukcja emisji wskutek akumulacji węgla	-	-	320	1155
Suma redukcji emisji netto	0,50	131,18	-	878
Redukcja emisji NH_3	1,82	-	1,82	-

Źródło: opracowanie własne

W przypadku buraka cukrowego w wariancie uprawy ze zbiorem korzeni i liści redukcja emisji wyniosła 0,50 $\text{kg ekw. CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$, co w przeliczeniu na areał dawało 31 712 t ekw. CO_2 , stanowiąc 0,07% emisji z rolnictwa w 1990 r. W uprawie z przyoraniem liści redukcja emisji wyniosła 878 $\text{kg ekw. CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$, co dla areálu uprawy dawało 212 281 t ekw. CO_2 i stanowiło 0,4% emisji z rolnictwa w 1990 r. Emisja amoniaku zmniejszyła się o 1,82 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, dając dla areálu 535 t, co stanowiło 0,18% emisji w 2005 r.

Ziemniak zaproponowano nawozić dawką mniejszą od zalecanej o 15 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Areał uprawy ziemniaka w 2018 r. wynosił 302 480 ha. Emisje i redukcje emisji podano w tabeli 6.

Tabela 6

Emisje i redukcje emisji gazów cieplarnianych i amoniaku w uprawie ziemniaka z obniżoną dawką azotu

Emisja i redukcja emisji	Zbiór bulw i przyoranie łątów	
	kg·ha ⁻¹	kg ekw. CO ₂ ·ha ⁻¹
Redukcja emisji bezpośredniej N ₂ O	0,24	62,46
Redukcja emisji pośredniej N ₂ O	0,012	3,12
Emisja N ₂ O z przyoranych łątów	0,63	166,57
Redukcja emisji wskutek akumulacji węgla	160	601
Suma redukcji emisji netto	-	500
Redukcja emisji NH ₃	0,91	-

Źródło: opracowanie własne

W uprawie ze zbiorem bulw i przyoraniem łątów redukcja emisji wyniosła 500 kg ekw. CO₂·ha⁻¹, co dla areалу uprawy dawało 151 335 t ekw. CO₂ i stanowiło 0,3% emisji z rolnictwa w 1990 r. Emisja amoniaku zmniejszyła się o 0,91 kg·ha⁻¹ a dla areалу o 335 t, co stanowiło 0,11% emisji w 2005 r.

Reasumując, należy stwierdzić, że w wariantach uprawy z przyoraniem plonów ubocznych emisje N₂O malały ze względu na obniżenie dawek N, rosły ze względu na wzrost ilości azotu w przyoranej biomacie i malały wskutek rosnącej akumulacji węgla organicznego w glebie.

Ograniczenie strat azotu i jego zrównoważone wykorzystanie można uzyskać także poprzez wdrażanie na szerszą skalę rolnictwa precyzyjnego. Technologia pozwala na precyzyjne dostosowanie dawek środków produkcji w zależności od zmienności warunków glebowych na polu. Jednak ze względu na wysokie koszty niezbędnego wyspecjalizowanego sprzętu wdrożenie praktyki jest opłacalne w dużych gospodarstwach. Wsparciem mogłyby być instrumenty finansowe w ramach Planu Strategicznego WPR.

Prognozuje się, że do 2030 r. powierzchnia objęta rolnictwem precyzyjnym może wzrosnąć o 42 680 ha (21). Spowoduje to zmniejszenie zużycia azotu na każdym hektarze o 14,58 kg. W efekcie emisje podtlenku azotu i amoniaku z tego areалу będą maleć (tab. 7).

Tabela 7

Redukcje emisji gazów cieplarnianych i amoniaku wskutek rozszerzenia stosowania rolnictwa precyzyjnego

Redukcja emisji	Jednostka	
	kg·ha ⁻¹	kg ekw. CO ₂ ·ha ⁻¹
Redukcja emisji bezpośredniej N ₂ O	0,229	60,70
Redukcja emisji pośredniej N ₂ O	0,012	3,03
Suma redukcji emisji netto	0,241	63,73
Redukcja emisji NH ₃	0,885	-

Źródło: opracowanie własne

Upowszechnienie rolnictwa precyzyjnego ograniczy emisję o 63,73 kg ekw. CO₂·ha⁻¹, co w przeliczeniu na prognozowany areal wyniesie 2 720 t ekw. CO₂, stanowiąc obniżenie emisji o 0,01% w stosunku do 1990 r. Emisja amoniaku obniży się o 0,89 kg·ha⁻¹, tj. o 46 t, co stanowi 0,02% emisji z 2005 r.

Do ograniczenia zużycia nawozów mineralnych (zwłaszcza azotowych), a tym samym redukcji emisji GHG i amoniaku przyczynia się wykorzystanie do nawożenia w produkcji roślinnej pofermentu powstającego przy produkcji biogazu. Wprowadzenie tempa rozwoju biogazowni rolniczych na terenie kraju nie jest zbyt dynamiczne, jednak obserwujemy powolny trend wzrostowy (średnio 12 instalacji rocznie). Zakładając utrzymanie tej tendencji do 2030 r., należy się spodziewać produkcji biogazu na poziomie 416 mln m³ oraz wzrostu wytwarzanego pofermentu (19).

Poferment powstający w produkcji biogazu dostarczy, jak się prognozuje, 3 793 t azotu w latach 2020–2030. Wykorzystanie tego azotu sprawi, że zaoszczędzone zostaną emisje gazów cieplarnianych występujące podczas produkcji nawozów mineralnych. Oszczędności na 1 kg azotu w pofermencie wynosić będą (kg·kg⁻¹ N): CO₂ – 2,827; CH₄ – 0,00868; N₂O – 0,00964, co w sumie wyniesie 5,625 ekw. CO₂·kg⁻¹ N. W efekcie zastąpienia azotu mineralnego przez azot pofermentu zaoszczędzone zostaną emisje wszystkich analizowanych gazów cieplarnianych (tab. 8).

Tabela 8

Redukcje emisji gazów cieplarnianych wskutek nawozowego wykorzystywania pofermentu

Redukcja emisji	Jednostka	
	t	t ekw. CO ₂
Redukcja emisji CO ₂	10723	10723
Redukcja emisji CH ₄	32,9	922
Redukcja emisji N ₂ O	36,6	9690
Suma redukcji emisji gazów cieplarnianych	-	21334
Redukcja emisji NH ₃	921	-

Źródło: opracowanie własne

Przeprowadzona analiza wykazała, że upowszechnienie nawozowego wykorzystania pofermentu ograniczy emisję do 2030 r. o 21 334 t ekw. CO₂, co stanowić będzie redukcję emisji o 0,04% w stosunku do 1990 r. Emisja amoniaku obniży się o 921 t, co odpowiada 0,30% emisji z 2005 r. Należy jednak zwrócić uwagę, że aktualnie praktyka ta dotyczy niewielkiej liczby gospodarstw i ma znaczenie regionalne.

Rekomendowanym wskaźnikiem do oceny wpływu produkcji rolniczej na środowisko jest bilans składników nawozowych, zwłaszcza azotu i fosforu. Metoda pozwala na określenie różnicy pomiędzy ilością wnoszonego i wynoszonego z pola azotu. Nadmiar (dodatnie saldo) informuje o możliwych stratach azotu i negatywnym oddziaływaniu na środowisko. Nadwyżka ta akumuluje się w glebie, bądź też przedostaje się do wody lub atmosfery i przyczynia się do wzrostu emisji podtlenku azotu i amoniaku. Na podstawie literatury przyjmuje się, że saldo azotu brutto powinno znajdować się w granicach 30–70 kg N·ha⁻¹ UR. Projekcje dotyczące zużycia nawozów wykonane do 2030 r. wykazały, że zużycie mineralnych nawozów azotowych zmniejszy się o 102 000 t N, zaś zużycie N w nawozach naturalnych wzrośnie 5 600 t (17). Prognozowane zmiany w bilansie zużycia mineralnych i naturalnych nawozów zawierających azot doprowadzą do redukcji emisji gazów cieplarnianych o 418 011 t ekw. CO₂, co stanowi 0,86% emisji tych gazów z rolnictwa w stosunku do 1990 r. (tab. 9). Emisje amoniaku zmaleją o 4 833 t, co odpowiada redukcji emisji o 1,6% w stosunku do 2005 r.

Tabela 9

Emisje i redukcje emisji gazów cieplarnianych i amoniaku
wynikające z projekcji bilansu azotu do 2030 r.

Redukcja emisji	Jednostka	
	t	t ekw. CO ₂
Emisja bezpośrednia N ₂ O ze wzrostu N w nawozach naturalnych	88	23320
Emisja pośrednia N ₂ O ze wzrostu N w nawozach naturalnych	18	4664
Emisja amoniaku ze wzrostu N w nawozach naturalnych	1360	-
Redukcja emisji bezpośredniej N ₂ O ze spadku N w nawozach mineralnych	1603	424757
Redukcja emisji pośredniej N ₂ O ze spadku N w nawozach mineralnych	80	21238
Redukcja emisji amoniaku ze spadku N w nawozach mineralnych	6193	-
Saldo emisji N ₂ O	-1577	-418011
Saldo emisji NH ₃	-4833	-

Źródło: opracowanie własne

Istotne znaczenie w ograniczaniu emisji GHG i amoniaku ma rozwój rolnictwa ekologicznego. Wsparcie finansowe tego systemu gospodarowania w ramach WPR UE oraz rosnący popyt na zdrowe produkty przyczyniło się do znacznego wzrostu

liczby gospodarstw ekologicznych. Proponowane w Planie Strategicznym dla WPR wsparcie będzie jeszcze wyższe niż w PROW 2014-2020, co powinno skutkować jeszcze większym zainteresowaniem rolników systemem rolnictwa ekologicznego. Zakłada się, że w 2030 r. 7% gruntów rolnych będą stanowiły uprawy ekologiczne.

Prognozuje się, że w wariantcie realistycznym areał rolnictwa ekologicznego wzrośnie o 459 000 ha UR do 2030 r., co spowoduje ograniczenie nawożenia azotem o 73,8 kg·ha⁻¹ w stosunku do rolnictwa konwencjonalnego (13). Pozwoli to na oszczędzenie 33 874 t mineralnych nawozów azotowych oraz redukcję emisji GHG i amoniaku (tab. 10).

Tabela 10

Emisje i redukcje emisji gazów cieplarnianych i amoniaku związane z prognozowanym wzrostem areału rolnictwa ekologicznego

Redukcja emisji	Jednostka	
	t	t ekw. CO ₂
Redukcja emisji bezpośredniej N ₂ O	532	141061
Redukcja emisji pośredniej N ₂ O	26,6	7053
Suma emisji N ₂ O	559	148114
Emisja amoniaku	2057	-

Źródło: opracowanie własne

Prognozowany wzrost areału rolnictwa ekologicznego przyczyni się do redukcji emisji gazów cieplarnianych o 148 114 t ekw. CO₂, co stanowi 0,29% emisji w stosunku do 1990 r. Emisja amoniaku zredukowana zostanie o 2 057 t, co odpowiada 0,68% emisji z 2005 r.

Sposobem na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych i amoniaku jest podejmowanie działań zwiększających zawartość materii organicznej w glebie, między innymi takich jak: przyorywanie resztek poźniwnych ograniczające mineralizację glebowej materii organicznej, uprawa międzyplonów, przyorywanie obornika czy stosowanie systemów uprawy konserwującej. Praktyki te wpływają także na zmniejszenie zapotrzebowania na nawozy (zwłaszcza azotowe) i zapobiegają stratom biogenów.

Realizacja programów rolno-środowiskowo-klimatycznych (PROW 2007-2013, 2014-2020) spowodowała, że międzyplony uprawiane były na powierzchniach około 297 tys. ha. Wprowadzenie w ramach Planu Strategicznego dla WPR ekoschematów może spowodować, jak się prognozuje, wzrost powierzchni międzyplonów do około 700 tys. ha. Dałoby to przyrost areału międzyplonów o 403 tys. ha. Zakładając jednakowy udział w uprawie (33%) międzyplonów ozimych, poplonów ścierniskowych i wsiewek międzyplonowych, może to prowadzić do zwiększenia akumulacji węgla średnio o 163 kg C·ha⁻¹·r⁻¹ oraz zmniejszenia strat azotu średnio o 51 kg C·ha⁻¹·r⁻¹ (przy plonie 2 t s.m.). Wynikające stąd redukcje przedstawiono w tabeli 11.

Tabela 11

Emisje i redukcje emisji gazów cieplarnianych i amoniaku w wyniku uprawy międzyplonów

Redukcja emisji	Jednostka	
	t	t ekw. CO ₂
Redukcja emisji bezpośredniej N ₂ O	333	85253
Redukcja emisji pośredniej N ₂ O	16	4263
Suma emisji N ₂ O	338	89516
Emisja amoniaku	1243	-

Źródło: opracowanie własne

Rozszerzenie areału uprawy międzyplonów przyczyni się do redukcji emisji N₂O o 89 516 t ekw. CO₂ oraz zwiększenia sekwestracji węgla o 240 994 t ekw. CO₂, co odpowiada redukcji emisji N₂O o 0,18% i CO₂ o 0,68% w stosunku do emisji z 1990 r. Emisja amoniaku zredukowana zostanie o 1 243 t, co stanowi 0,41% emisji z 2005 r.

Reasumując uzyskane wyniki, można stwierdzić, że zaproponowane praktyki zmniejszą emisję gazów cieplarnianych o 2,3% w przypadku N₂O lub o 9,8% w przypadku N₂O i CO₂ oraz emisję amoniaku o 5,6% (tab. 12).

Tabela 12

Redukcje emisji gazów cieplarnianych i amoniaku dla zaproponowanych praktyk rolniczych

Praktyka rolnicza	Redukcja emisji GHG w stosunku do 1990 r.	Redukcja emisji NH ₃ w stosunku do 2005 r.
	% emisji rolniczej	
Kompleksowy plan nawożenia (5 upraw) N ₂ O	0,91	2,54
N ₂ O; CO ₂ (przyoranie słomy)	8,90	
Rolnictwo precyzyjne (N ₂ O)	0,01	0,02
Biogazownie (N ₂ O)	0,04	0,30
Bilans azotu (N ₂ O)	0,86	1,60
Rolnictwo ekologiczne (N ₂ O)	0,29	0,68
Uprawa międzyplonów N ₂ O	0,18	0,41
N ₂ O; CO ₂ (przyoranie)	0,86	
Suma emisji N ₂ O	2,29	-
Suma emisji N ₂ O; CO ₂ (przyoranie)	9,76	-
Suma emisji NH ₃	-	5,55
Razem	12,05	5,55

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

Przedstawione szacunki emisji wskazują, że zaproponowane praktyki potencjalnie mogą ograniczyć emisje podtlenku azotu o 2,3%. Pożądane ograniczenie emisji gazów nie-CO₂ (CH₄ i N₂O) w UE szacowane jest na 35% do 2030 r. Jeśli każdy z 28 krajów UE zredukuje te emisje na podobnym poziomie, to cel emisyjny zostanie osiągnięty z nawiązką. Jednakże nadal należałoby poszukiwać efektywnych metod ograniczenia tych emisji. Zwłaszcza że przyoranie słomy i uprawa międzyplonów powodujące ograniczenie emisji gazów cieplarnianych wskutek sekwestracji węgla organicznego w glebach na poziomie 9,8% jest praktyką efektywną w okresie 20–25 lat. Po tym okresie sekwestracja będzie zanikać. Tak więc w wieloletniu należy dążyć do lepszego wykorzystania potencjału ograniczenia emisji CH₄ i N₂O. W perspektywie do 2030 r. produkcja roślinna polskiego rolnictwa może potencjalnie wypełnić lukę inflacyjną w emisji gazów cieplarnianych całej gospodarki na poziomie 2–12%. Gorzej prezentują się możliwości ograniczenia emisji amoniaku w przyjętych praktykach, które szacuje się na 5,6%. Są to wartości niewystarczające dla osiągnięcia celu dyrektywy NEC, która w latach 2020–2029 nakłada obowiązek ograniczenia emisji amoniaku o 1% w każdym roku. Należy także zwrócić uwagę, iż przedstawiona analiza dla wybranych praktyk rolniczych nie wyczerpuje całego zestawu działań przyczyniających się do redukcji emisji GHG i amoniaku.

Literatura

1. European Commission, 2019. Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. The European Green Deal. COM (2019) 640 final, pp. 24 + Annex.
2. European Commission, 2020. Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council establishing the framework for achieving climate neutrality and amending Regulation (EU) 2018/1999 (European Climate Law). COM (2020) 80 final, pp.46.
3. European Commission, 2020. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on an EU strategy to reduce methane emissions. COM (2020) 663 final, pp. 21.
4. European Commission, 2020. Commission Staff Working Document. Commission recommendation for Poland's CAP strategic plan. Accompanying the document Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Recommendations to the Member States as regards their strategic plan for the Common Agricultural Policy. SWD(2020) 389 final, Brussels, 18.12.2020.
5. European Commission, 2020. Report from the Commission to the Parliament and the Council on the progress made on the implementation of Directive (EU) 2016/2284 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants. COM(2020) 266.
6. European Council, 2019. European Council meeting. Conclusion. Brussels, EUCO 29/19, 12 December 2019.
7. European Parliament, 2019. European Parliament resolution of 14 March 2019 on climate change - a European strategic long-term vision for a prosperous, modern, competitive and climate neutral economy in accordance with the Paris Agreement. P8_TA(2019)027, pp. 13.

8. European Commission. European Climate Pact. https://ec.europa.eu/clima/policies/eu-climate-action/pact_en
9. EMEP/EEA: EMEP/EEA emission inventory guidebook 2019. Copenhagen: European Environment Agency. 2019.
10. IPCC: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. <https://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
11. IPCC: Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. 2019.
12. IPCC: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Table 8.7.
13. J o Ń c z y k K., S t a l e n g a J., K o p i ń s k i J., M a d e j A.: Ocena zmian użytkowania gruntów rolnych, struktury zasiewów oraz powierzchni rolnictwa ekologicznego w perspektywie do 2030 r. w kontekście ograniczenia strat biogenów. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2022, **69(23)**: 113-127.
14. KOBiZE: Krajowy Raport Inwentaryzacyjny 2020. Inwentaryzacja gazów cieplarnianych dla lat 1988-2018. Ministerstwo Klimatu, Warszawa, 2020.
15. KOBiZE: Krajowy bilans emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 1990–2018. Raport syntetyczny. Ministerstwo Klimatu, Warszawa 2020.
16. Komisja Europejska, 2020. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Ambitniejszy cel klimatyczny Europy do 2030 r. Inwestowanie w przyszłość neutralną dla klimatu z korzyścią dla obywateli. Com(2020) 562 final, Bruksela 17.9.2020.
17. K o p i ń s k i J., J u r g a B.: Analiza i propozycje wskaźników dla potrzeb Planu Strategicznego Wspólnej Polityki Rolnej, dotyczących realizacji celu Strategii „Bioróżnorodności” oraz Strategii „Od pola do stołu” (F2F) – ograniczania strat składników pokarmowych oraz stosowania/zużycia nawozów. Ekspertyza dla MRiRW, Puławy 2021 (materiały niepublikowane).
18. M a d e j A., P e c i o A.: Możliwości ograniczenia strat biogenów poprzez optymalizację nawożenia w warunkach rolnictwa precyzyjnego w Polsce. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2022, **69(23)**: 99-111.
19. M a t y k a M., W i t o r o ż e c - P i e c h n i k A.: Prognozowane znaczenie pofermentu z biogazowni rolniczych w kontekście realizacji celów Europejskiego Zielonego Ładu. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2022, **69(23)**: 169-175.
20. Ministerstwo Aktywów Państwowych, 2019. Krajowy plan na rzecz energii i klimatu na lata 2021-2030. Założenia i cele oraz polityki i działania. <https://www.gov.pl/web/aktywa-panstwowe/krajowy-plan-na-rzecz-energii-i-klimatu-na-lata-2021-2030-przekazany-do-ke>
21. Official Journal of the European Union, 2018. Regulation (EU) 2018/842 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on binding annual greenhouse gas emission reductions by Member States from 2021 to 2030 contributing to climate action to meet commitments under the Paris Agreement and amending Regulation (EU) No 525/2013. Official Journal of the European Union 19.6.2018. L 156/26.
22. Official Journal of the European Union, 2018. Regulation (EU) 2018/841 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending Regulation (EU) No 525/2013 and Decision No 529/2013/EU. Official Journal of the European Union 19.6.2018. L 156/1.
23. Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej, 2016. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylecia dyrektywy 2001/81/WE. Dziennik Urzędowy UE L344/1, 17.12.2016.
24. What is the size of the mitigation potential in EU agriculture by 2030? <http://capreform.eu/what-is-the-size-of-the-mitigation-potential-in-eu-agriculture-by-2030/>

25. Czy Polska da radę udźwignąć nowe unijne cele redukcji emisji CO₂? „Cel jest ambitny, ale osiągalny”. <https://300gospodarka.pl/300klimat/czy-polska-da-rade-udzwignac-nowe-unijne-cele-redukcji-emisji-co2-cel-jest-ambitny-ale-osiagalny>
-

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Antoni Faber; dr Zuzanna Jarosz
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8,
24-100 Puławy
tel.: 81 4786 766; 81 4786 767
e-mail: faber@iung.pulawy.pl; zjarosz@iung.pulawy.pl

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

Jerzy Kopiński, Piotr Ochal

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

ANALIZA ZMIAN ODCZYNU GLEB POLSKI DO ROKU 2030
W KONTEKŚCIE MOŻLIWOŚCI OGRANICZENIA POTENCJALNYCH
STRAT MAKROSKŁADNIKÓW NAWOZOWYCH*

Słowa kluczowe: gospodarka nawozowa, odczyn gleb, wapnowanie, zróżnicowanie regionalne, straty składników nawozowych

Wstęp

Polska jest krajem charakteryzującym się dużym udziałem gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych. Wynika to przede wszystkim z charakteru procesów glebotwórczych, które ukształtowały pokrywę glebową na terenie kraju. Ponad 90% obszaru Polski zajmują gleby polodowcowe lekkie i bardzo lekkie, wytworzone z kwaśnych skał osadowych, okrucowych luźnych. Gleby wytworzone ze skał osadowych wodnolodowcowych, zwłaszcza charakteryzujących się luźnym składem granulometrycznym, są w większości przypadków naturalnie zakwaszone, gdyż tworzywem są minerały o niskiej zawartości kationów zasadowych. W związku z tym większość polskich gleb z natury jest silnie lub umiarkowanie zakwaszona, o małej zdolności zatrzymywania wody i składników pokarmowych oraz niskiej zawartości substancji organicznej (7, 8, 11). Nakładają się na to także procesy zakwaszania pochodzenia antropogenicznego, a jednym z ważniejszych jest działalność przemysłu i związana z tym emisja związków SO_2 , NO_x i NH_3 (6). Od wielu lat znaczący udział gleb użytków rolnych charakteryzuje się bardzo kwaśnym i kwaśnym odczynem, a zużycie nawozów wapniowych jest ciągle zbyt małe w stosunku do potrzeb (23). W związku z powyższym, praktyką, która wpływa na poprawę efektywności gospodarowania składnikami biogenicznymi (15), ich lepsze wykorzystanie, powinno być dostarczanie związków zasadowych wapnia i magnezu poprzez zabieg wapnowania. Sprzyjać temu ma funkcjonujący

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.1 pt. „Nawożenie użytków rolnych” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2022 r.

w latach 2019–2023 *Ogólnopolski program regeneracji środowiskowej gleb poprzez ich wapnowanie*, który swoim zasięgiem może objąć ok. 250 tys. ha (20).

Wapnowanie jest ważnym zabiegiem środowiskowym o wielostronnym wpływie na właściwości fizyczne, fizykochemiczne i biologiczne gleby. Sprzyja zwiększeniu aktywności mikrobiologicznej środowiska glebowego, aktywizacji procesów mineralizacji, zwiększeniu dostępności i efektywności niektórych składników mineralnych. Poprzez wpływ na zmniejszenie rozpuszczalności soli metali ciężkich wapnowanie jest również czynnikiem zmniejszającym ich przemieszczanie w łańcuchu troficznym (2, 4, 5).

W miarę wzrostu zakwaszenia gleb pobieranie składników pokarmowych przez rośliny ulega silnemu zakłóceniu, co skutkuje zmniejszeniem plonów, a niewykorzystane składniki nawozowe stanowią zagrożenie dla środowiska glebowego i wodnego. Skutki zakwaszenia gleb uprawnych prowadzą do zaburzenia funkcjonowania nie tylko pól uprawnych, lecz także ekosystemów do nich przyległych, wodnych, czy też atmosfery. Pierwotnym skutkiem środowiskowym zakwaszenia gleb jest redukcja (zmniejszenie wielkości) systemu korzeniowego, która ma charakter przestrzenny i prowadzi do dysfunkcji rośliny w całym profilu glebowym. W konsekwencji powoduje to zwiększone wymywanie azotanów, chlorków, siarczanów oraz brak możliwości pobierania kationów, głównie wapnia i magnezu, w ilościach niezbędnych do prawidłowego wzrostu i rozwoju roślin (13). Dlatego też, poprzez ograniczenie zakwaszenia gleb, tj. regulację ich odczynu, a także poprzez poprawę (niekorzystnych obecnie) relacji pomiędzy N:P:K w stosowanych w Polsce nawozach mineralnych na niekorzyść fosforu i potasu, możliwy jest w perspektywie średnio- i długoterminowej wzrost produktywności (plonowania) roślin, zmniejszenie nawozochłonności, zwiększenie efektywności wykorzystania składników nawozowych, a tym samym ograniczenie ich strat do środowiska.

Przewidywane do 2030 roku zmiany w kierunku poprawy stanu agrochemicznego gleb w Polsce mieszczą się w celach wprowadzenia strategii ramowej Europejskiego Zielonego Ładu (EZŁ) (w tym strategii „od pola do stołu” i Unijnej strategii na rzecz bioróżnorodności 2030), tj. na poziomie unijnym w kierunku ograniczenia zużycia nawozów o 20% i strat biogenów o 50% bez pogorszenia zasobności gleb oraz wzrostu powierzchni upraw ekologicznych do 20% powierzchni UR (1). Należy jednak zauważyć, że w Polsce w porównaniu z innymi krajami, zwłaszcza „starej” UE-15, mimo niższego poziomu intensywności rolnictwa (31) nawozochłonność może być relatywnie wyższa lub na podobnym poziomie przy niższej wydajności produkcji roślinnej. Powodowane jest to w znacznym stopniu gorszymi warunkami klimatycznymi i glebowymi (21, 22). W Polsce ogółem ponad 40% powierzchni gleb wykazuje niską jakość i słabą przydatność rolniczą (10). Mimo takich uwarunkowań przyrodniczych do prowadzenia produkcji rolniczej dążenie do zmniejszenia nawozochłonności prowadzi do ograniczenia presji na środowisko glebowe i wodne ze strony biogenów (18). Ponadto na ogół efektywność zabiegu wapnowania najczęściej oceniano przez

pryzmat przyrostu plonów roślin (wzrost efektu) w następstwie przeprowadzonego zabiegu (poniesionych nakładów), a rzadko jako możliwość ograniczenia strat składników mineralnych poprzez poprawę ich wykorzystania, co jest szczególnie istotne w obecnych uwarunkowaniach ekonomicznych (relacje cenowe nawozy–produkty rolne) (30). Z drugiej strony, jak wynika z prac Igrasa (12), produkcja rolnicza nie wywiera aż tak silnie negatywnego wpływu na jakość wód, a głównym zagrożeniem dla żyzności gleb jest zakwaszenie i niedobór wielu składników pokarmowych. Trzeba także zaznaczyć, że w warunkach produkcyjnych stopień wykorzystania azotu z nawozów przez rośliny waha się w szerokich granicach od 33 do 65% (24), a tzw. bilans „0” azotu brutto jest możliwy tylko w ekosystemach zamkniętych, naturalnych, z których nie zbiera się żadnej masy roślinnej (10).

Powyższe stwierdzenia i przesłanki były wyznacznikami podjęcia analiz nad oceną możliwości poprawy odczynu pH gleb w Polsce i ograniczenia ich zakwaszenia do roku 2030, w kontekście zwiększenia efektywności wykorzystania składników nawozowych i ograniczenia ich strat w środowisku przyrodniczym.

Material i założenia metodyczne

Ocenę wpływu wapnowania na produktywność i jakość środowiska, wraz z perspektywą zmian i prognozy do 2030 r., przeprowadzono na podstawie danych GUS dotyczących: zbiorów upraw poszczególnych roślin (25, 28), zużycia nawozów mineralnych (NPK) i wapniowych (27), pogłowia zwierząt inwentarskich (28, 32), oceny stanu zakwaszenia i zasobności gleb w fosfor i potas (26, 27). Do obliczenia produktywności roślinnej zastosowano współczynniki przeliczeniowe plonów roślin na jednostki zbożowe, przyjmując, że 1 j.zb. odpowiada 100 kg ziarna zbóż, w odniesieniu tylko do plonów głównych (zbiorów) roślin uprawianych na gruntach ornych (GO), upraw trwałych, łąk i pastwisk (TUZ). Wyrażone w jednostkach zbożowych sumaryczne zbiory w uproszczeniu przyjęto jako całkowitą produkcję roślinną, a następnie przeliczono na 1 ha UR. Ilość zużycia składników NPK w nawozach mineralnych przyjęto na podstawie danych GUS, a w nawozach naturalnych (netto) określono na podstawie stanu pogłowia zwierząt gospodarskich, z wykorzystaniem współczynników przyjętych w metodyce bilansu składników nawozowych (13, 29).

Analiza obejmowała zasadniczo okres lat 2016–2019, ale także lata od 2002 roku i prognozę na rok 2030. W opracowaniu określono tempo (%) wzrostu plonu (produkcyjności) na podstawie analizy trendów zmian stanu agrochemicznego gleb, tj. odczynu pH oraz zasobności w fosfor i potas. W tym celu wykorzystano tzw. współczynniki utraty plonu w zależności od zakresu odczynu pH gleb (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 kwaśne	5,6–6,5	5
Obojętne	6,6–7,2	1
Zasadowe	>7,2	2

Źródło: obliczenia własne na podstawie Grzebisz i Diatta, 2005 (3)

Plon możliwy (w roku 2030) w warunkach przewidywanego odczynu gleb i plon potencjalnie utracony z powodu niekorzystnego odczynu obliczono według równań:

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

gdzie:

y – plon możliwy (przewidywany w roku 2030) w warunkach poprawy odczynu pH gleb;

x – plon rzeczywisty (aktualny, średnio w latach 2016–2019);

a – współczynnik utraty plonu wyrażony w %;

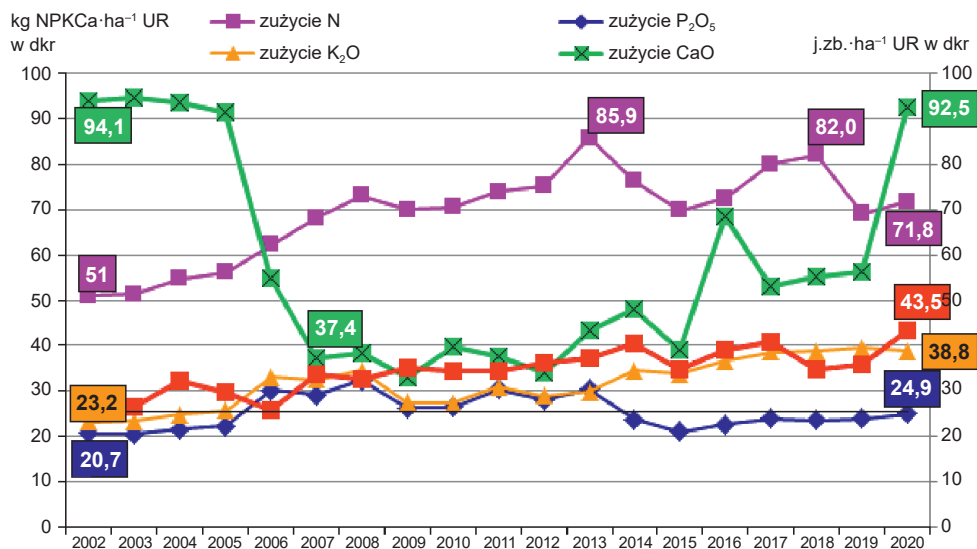
z – różnica w plonowaniu (produkcyjności) w wyniku poprawy stanu agrochemicznego gleb (ich odczynu pH).

Wskaźniki dla poszczególnych województw porównywano ze średnimi dla Polski, jako układu odniesienia, na podstawie średnich z 3 lat, aby wyeliminować zmienność w latach. Materiał zaprezentowano w formie tabelarycznej.

Omówienie wyników

Tendencje zmian zużycia składników nawozowych i stanu agrochemicznego gleb

W Polsce wzrosła intensywność produkcji roślinnej w XXI w., a więc także w okresie funkcjonowania we WE i UE, nie towarzyszyło – na ogół – podobne tempo wzrostu plonowania roślin (rys. 1). Generalnie wzrost intensywności w Polsce powodowany jest zwiększonym zużyciem azotu w nawozach mineralnych. Jak wynika z pracy Kopińskiego (16), uwzględniając tempo tych zmian od 2004 roku, można wyróżnić trzy okresy. Pierwszy trwał do 2008 r., kiedy ten wzrostowy trend został lekko zahamowany w konsekwencji światowego kryzysu finansowego. Kolejne okresy to lata 2009–2013 i 2014–2018, w których po zmniejszeniu ilości zużywanych nawozów azotowych następował powrót do wysokiego poziomu. W ostatnich latach jednostkowe zużycie azotu mieściło się na ogół w przedziale 70–80 kg·ha⁻¹ UR w dkr. Wzrost poziomu intensywności nawożenia azotem w produkcji roślinnej wynikał w pewnym sensie ze zmniejszania się powierzchni gruntów ornych (19).



Rys. 1. Zmiany intensywności produkcji wg poziomu nawożenia mineralnego NPKCa i produktywności roślin uprawnych w Polsce w latach 2002–2019

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (27)

Innym wyraźnym obserwowanym zjawiskiem w gospodarce nawozowej Polski, w latach funkcjonowania w UE, jest zwiększone zużycie azotu w stosunku do pozostałych makroskładników nawozowych, tj. P₂O₅ i K₂O (tab. 2). Pogarszające się i tak już niekorzystne relacje pomiędzy głównymi makroskładnikami, a także znaczny udział gleb silnie i bardzo silnie zakwaszonych (23) dość mocno, m.in. z uwagi na działanie tzw. reguły beczki Liebiga, limitują produktywność roślin, efektywność techniczną i ekonomiczną wykorzystania azotu. Pomiedzy zużyciem nawozów azotowych i plonami roślin występuje dosyć ścisła korelacja (9) potwierdzająca plonotwórczy charakter tego składnika. Analiza regresji obejmującej lata 2002–2019 na poziomie województw Polski wskazała, że w okresie tym każdy wzrost nawożenia azotowego o 1 kg powodował przyrost produktywności roślinnej o 0,31 j.zb.·ha⁻¹ ($r = 0,62$) (17). Dlatego w celu poprawy wykorzystania składników nawozowych, w warunkach utrzymywania się lub wzrostu produktywności, przy kurczącym się i ograniczonym potencjale produkcyjnym ziemi (14), niezbędna jest poprawa odczynu pH polskich gleb, gdyż zakwaszenie może być istotnym czynnikiem limitującym to wykorzystanie. Mniejszą efektywność działania składników w nawozach mineralnych i naturalnych (w procesie produkcji roślinnej), która przeciętnie w Polsce wynosi ok. 82% (tab. 2), tylko częściowo można tłumaczyć gorszymi warunkami glebowo-klimatycznymi. Należy zaznaczyć, że mimo ograniczenia stosowania wapnowania, szczególnie w latach 2006–2015, udział gleb o niskim i bardzo niskim odczynie pH,

niskiej oraz bardzo niskiej zasobności w fosfor i potas zmniejsza się i w 2030 r. takie gleby mogą stanowić już tylko odpowiednio: 25%, 23% i 35% (tab. 2).

Tabela 2

Zmiany wybranych wskaźników stanu agrochemicznego gleb w Polsce i prognoza do 2030 r.

Wyszczególnienie	Lata				Prognoza 2030	Prognoza zmian*
	2002–2005	2006–2011	2012–2015	2016–2020		
Efektywność wykorzystania składników NPK z nawozów mineralnych i naturalnych (%)	82,4	78,8	85,1	81,8	83,4	1,0
Udział gleb o:						
niskim i bardzo niskim odczynie pH	51	46	39	42	25	-26
niskiej i bardzo niskiej zasobności w fosfor P ₂ O ₅ (%)	34	33	31	29	23	-11
niskiej i bardzo niskiej zasobności w potas K ₂ O (%)	45	43	39	39	35	-10
Relacja w nawozach mineralnych						
N	1	1	1	1	-	-
P ₂ O ₅	0,36	0,38	0,32	0,32	0,33	-0,03
K ₂ O	0,45	0,44	0,41	0,51	0,54	0,09

*zmiana w odniesieniu do lat 2012–2015

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (26, 27)

W tabelach 3a, 3b i 3c przedstawiono strukturę odczynu gleb (pH) w województwach Polski w początkowym i ostatnim okresie lat 2002–2020. Z zamieszczonych danych wynika, że udział gleb o niskim i bardzo niskim odczynie wynosił w Polsce od 51% w latach 2002–2005 do 40–43% w latach 2016–2020. Oczywiście sytuacja ta jest dość mocno zróżnicowana regionalnie. W województwach: łódzkim, małopolskim, mazowieckim, podkarpackim i podlaskim udział takich gleb w ostatnich latach przekracza 57%. Na podstawie przeprowadzonej analizy trendów w okresie 2002–2019 oraz przewidywanych interwencji w ramach obecnego PROW i przyszłego Planu Strategicznego (PS) WPR na lata 2023–2027 obliczono przewidywany stan agrochemiczny gleb (w zakresie odczynu gleb) w roku 2030, który przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 3a

Struktura odczynu gleb (pH) w Polsce w latach 2002–2005

Województwo	Liczba przebadanych próbek (szt.)	Przebadana powierzchnia (tys. ha)	Odczyn gleb (%)				zasadowy pH > 7,2
			bardzo kwaśny pH < 4,5	kwaśny pH 4,6–5,5	lekko kwaśny pH 5,6–6,5	obojętny pH 6,6–7,2	
Dolnośląskie	124476	342,3	18	31	32	12	7
Kujawsko-pomorskie	135446	341,4	11	21	28	24	16
Lubelskie	87562	115,9	24	27	22	14	13
Lubuskie	51204	100,7	14	32	35	13	6
Łódzkie	104711	143,7	33	35	21	8	3
Małopolskie	62672	53,0	33	28	21	15	3
Mazowieckie	128434	236,3	31	31	22	12	4
Opolskie	84301	205,0	8	26	49	15	2
Podkarpackie	72367	92,0	37	30	20	11	2
Podlaskie	58286	125,7	32	36	21	10	1
Pomorskie	94613	243,4	18	36	30	15	1
Śląskie	65422	113,6	22	31	33	11	3
Świętokrzyskie	41984	54,0	20	22	22	17	19
Warmińsko-mazurskie	113277	291,9	21	38	24	14	3
Wielkopolskie	247711	650,6	14	28	33	16	9
Zachodniopomorskie	104477	316,3	18	32	26	15	9
POLSKA	1576943	3426,0	21	30	28	14	7

Źródło: dane GUS (26) na podstawie danych Krajowej Stacji Chemiczno-Rolniczej (KSCh-R)

Tabela 3b

Struktura odczynu gleb (pH) w Polsce w latach 2016–2019

Województwo	Liczba przebadanych próbek (szt.)	Przebadana powierzchnia (tys. ha)	Odczyn gleb (%)				zasadowy pH > 7,2
			bardzo kwaśny pH < 4,5	kwaśny pH 4,6–5,5	lekko kwaśny pH 5,6–6,5	obojętny pH 6,6–7,2	
Dolnośląskie	120940	349,4	8	21	43	21	7
Kujawsko-pomorskie	142359	360,5	8	18	31	25	18
Lubelskie	135847	120,2	18	27	26	16	13
Lubuskie	50216	136	10	28	39	16	7
Łódzkie	104415	158,7	25	33	28	10	4
Małopolskie	38617	38,3	26	30	21	13	10
Mazowieckie	140249	241,4	24	32	27	13	4
Opolskie	95303	238,8	4	16	48	28	4
Podkarpackie	68799	94,5	28	33	23	11	5
Podlaskie	66335	140,8	27	36	23	11	3
Pomorskie	118908	325,2	10	30	36	17	7
Śląskie	40338	87,4	16	25	37	17	5
Świętokrzyskie	33377	44,5	18	22	21	20	19
Warmińsko-mazurskie	149658	387,8	10	27	35	22	6
Wielkopolskie	230420	593,7	13	25	33	18	11
Zachodniopomorskie	142267	434,8	9	27	36	17	11
POLSKA	1678048	3751,8	14	26	33	18	9

Źródło: dane GUS (26) na podstawie danych Krajowej Stacji Chemiczno-Rolniczej (KSCCh-R)

Tabela 3c

Struktura odczynu gleb (pH) w Polsce w latach 2017–2020

Województwo	Liczba przebadanych próbek (szt.)	Przebadana powierzchnia (tys. ha)	Odczyn gleb (%)				zasadowy pH > 7,2
			bardzo kwaśny pH < 4,5	kwaśny pH 4,6–5,5	lekko kwaśny pH 5,6–6,5	obojętny pH 6,6–7,2	
Dolnośląskie	123122	354,2	8	20	42	22	8
Kujawsko-pomorskie	145908	369,8	9	18	31	24	18
Lubelskie	151560	165,2	20	27	25	15	13
Lubuskie	55991	151,1	12	27	38	17	6
Łódzkie	110917	167,8	26	34	27	10	3
Małopolskie	42740	40,9	27	30	21	13	9
Mazowieckie	154650	260,8	26	32	25	13	4
Opolskie	93856	240,6	4	16	47	29	4
Podkarpackie	71608	94,6	30	33	22	11	4
Podlaskie	75678	158	27	35	23	11	4
Pomorskie	125552	342,9	10	29	37	17	7
Śląskie	40332	81,5	17	25	36	17	5
Świętokrzyskie	34852	46,3	18	22	21	20	19
Warmińsko-mazurskie	157481	400,8	10	26	36	22	6
Wielkopolskie	234091	597,5	14	26	31	18	11
Zachodniopomorskie	146061	434,4	10	28	36	16	10
POLSKA	1764399	3906,4	16	27	32	17	8

Źródło: dane GUS (26) na podstawie danych Krajowej Stacji Chemiczno-Rolniczej (KSCh-R)

Tabela 4

Prognoza struktury odczynu gleb (pH) w Polsce w roku 2030

Województwo	Liczba przebadanych próbek (szt.)	Przebadana powierzchnia (tys. ha)	Odczyn gleb (%)				zasadowy pH > 7,2
			bardzo kwaśny pH < 4,5	kwaśny pH 4,6–5,5	lekkو kwaśny pH 5,6–6,5	obojętny pH 6,6–7,2	
Dolnośląskie	-	-	0	9	55	29	7
Kujawsko-pomorskie	-	-	5	15	35	27	18
Lubelskie	-	-	9	26	33	17	14
Lubuskie	-	-	4	20	48	20	8
Łódzkie	-	-	13	30	39	12	6
Małopolskie	-	-	19	31	24	11	15
Mazowieckie	-	-	14	32	35	14	4
Opolskie	-	-	0	5	49	40	5
Podkarpackie	-	-	16	36	28	11	8
Podlaskie	-	-	19	37	28	11	5
Pomorskie	-	-	1	22	45	21	12
Śląskie	-	-	9	18	44	23	6
Świętokrzyskie	-	-	16	22	22	23	18
Warmińsko-mazurskie	-	-	0	14	48	30	9
Wielkopolskie	-	-	9	20	37	21	13
Zachodniopomorskie	-	-	0	20	49	19	12
POLSKA	-	-	5	20	41	22	10

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (26)

Różnice poziomu intensywności produkcji, mierzonej zużyciem makroskładników nawozowych NPKCa, pomiędzy województwami są często ponad dwukrotne (tab. 5). Z jednej strony funkcjonuje niskonakładowe rolnictwo tradycyjne, a z drugiej – rolnictwo wysokointensywne, odpowiadające na wyzwania polityczno-ekonomiczno-rynkowe. Zasadniczo zmiany poziomu intensywności i koncentracji produkcji w Polsce zachodzą wzdłuż linii północny-zachód–południowy-wschód.

Generalnie pozytywnie należy ocenić wzrost poziomu zużycia CaO w nawozach wapniowych w ostatnich latach we wszystkich województwach. Największy wzrost zużycia wapna nawozowego, rzędu 100–170%, miał miejsce w województwach: małopolskim, mazowieckim, podkarpackim i podlaskim, co jest tym bardziej cenne, gdyż w tych to województwach znaczący odsetek (ponad 50%) stanowią gleby o kwaśnym i bardzo kwaśnym odczynie pH (tab. 3b, 3c). Przeciętne zużycie CaO w Polsce uległo zwiększeniu w porównywanych okresach o 47% (tab. 5). Nieznacznie zwiększyło się także średnie zużycie pozostałych składników NPK zarówno w nawozach mineralnych, jak i naturalnych (tab. 5). W poszczególnych województwach można zaobserwować różne kierunki i tendencje tych zmian, wynikające ze zmian strukturalnych produkcji rolniczej. Z analiz Wrzaszcz i Kopińskiego (29) wynika, że w roku 2016 tylko 10,4% gospodarstw indywidualnych stosowało nawozy wapniowe. Z przeprowadzonych szacunków oraz danych KSCh-R (26) dotyczących badania odczynu gleb wynika, że w ostatnich latach (2016–2019) były one stosowane na powierzchni ok. 3 mln ha UR.

W latach 2018–2020 średni poziom stosowanych dawek wapna nawozowego wynosił $66,6 \text{ kg CaO} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$, a średnioroczne tempo wzrostu nawożenia (nachylenie trendu) w okresie 2007–2020 wynosiło $2,69 \text{ kg CaO} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$, wobec $4,12 \text{ kg CaO} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$ pomiędzy ostatnimi okresami analiz, tj. w latach 2012–2015 w odniesieniu do lat 2018–2020. Z prognoz średnioterminowych do roku 2030, sporządzonych na podstawie nachylenia tych dwóch trendów zmian z lekką korektą o 10% w stosunku do trendu z ostatnich lat, wynika, że **w Polsce przeciętne dawki stosowanego wapna w 2030 roku mogą być na poziomie ostatniego roku, tj. 2020 i wynosić ok. $93,5 \text{ kg CaO} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$ (wzrost o $48 \text{ kg CaO} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$ w odniesieniu do lat 2012–2014, tj. o 105,5%), które może być zastosowane na powierzchni ok. 4,75–5,0 mln ha UR.**

Tabela 5

Zużycie nawozów mineralnych NPKCa i naturalnych w województwach Polski

Województwo	Zużycie nawozów wapniowych (kg CaO·ha ⁻¹ UR w dkr)		zmiana* (%)	Nawożenie mineralne (kg NPK·ha ⁻¹ UR w dkr)		zmiana* (%)	Nawożenie mineralne i naturalne razem (kg NPK·ha ⁻¹ UR w dkr)			zmiana* (%)
	2012–2014	2018–2020		2012–2014	2018–2020		2012–2014	2017–2019	2012–2014	
Dolnośląskie	79,5	101,3	27,4	165,1	164,8	-0,2	193,4	197,8	193,4	2,2
Kujawsko-pomorskie	59,4	82,6	39,1	171,2	179,5	4,8	257,7	275,3	257,7	6,8
Lubelskie	40,9	77,0	88,2	134,8	153,2	13,6	185,0	209,2	185,0	13,1
Lubuskie	38,6	43,9	13,8	132,9	100,5	-24,4	178,9	160,9	178,9	-10,1
Łódzkie	38,9	59,3	52,4	144,3	135,0	-6,4	236,1	234,1	236,1	-0,9
Małopolskie	16,2	38,2	135,3	76,3	87,5	14,7	146,5	150,7	146,5	2,9
Mazowieckie	29,2	76,5	161,8	110,4	121,3	9,9	208,5	226,8	208,5	8,8
Opolskie	99,4	122,2	23,0	205,6	194,9	-5,2	257,8	247,4	257,8	-4,0
Podkarpackie	17,8	42,4	138,8	76,2	86,6	13,6	120,9	122,3	120,9	1,1
Podlaskie	14,8	33,1	124,4	105,6	118,7	12,4	232,5	246,7	232,5	6,1
Pomorskie	60,8	66,7	9,6	148,0	148,4	0,3	210,4	209,5	210,4	-0,4
Śląskie	51,8	55,4	7,0	129,3	127,4	-1,5	212,1	202,5	212,1	-4,5
Świętokrzyskie	18,1	34,4	90,2	111,2	106,4	-4,3	173,3	169,0	173,3	-2,5
Warmińsko-mazurskie	46,3	58,8	26,9	108,5	109,6	1,0	193,3	207,1	193,3	7,1
Wielkopolskie	55,4	62,4	12,5	159,1	157,5	-1,0	285,5	306,6	285,5	7,4
Zachodniopomorskie	68,5	72,5	5,8	161,1	123,9	-23,1	190,1	158,8	190,1	-16,5
Polska	45,5	66,6	46,6	134,9	136,2	1,0	213,9	223,1	213,9	4,3

*zmiana w odniesieniu do lat 2012–2014

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (27)

O nawozochłonności produkcji roślinnej decyduje zużycie składników pokarmowych w nawozach mineralnych i naturalnych oraz produktywność wyrażona w jednostkach zbożowych w przeliczeniu na 1 ha użytków rolnych. Oba te wskaźniki zostały zastosowane do obliczeń nawozochłonności, z uwzględnieniem jej zróżnicowania w ujęciu dynamicznym (lata, okresy) i regionalnym. Nawozochłonność produkcji roślinnej w Polsce w latach 2002–2019, w kolejnych sześciu 3-letnich okresach, przedstawiono w tabeli 6. Nawozochłonność produkcji roślinnej z nawozów mineralnych zwiększyła się z 3,3 kg NPK·j.zb.⁻¹ w latach 2002–2004 do 3,7 i do 3,8 kg NPK·j.zb.⁻¹, odpowiednio w latach 2012–2014 i 2017–2019. W analizowanym okresie odwrotna tendencja wystąpiła w przypadku zmian zużycia nawozów naturalnych. Uległa ona zmniejszeniu o 0,5 kg NPK·j.zb.⁻¹ pomiędzy okresem lat 2002–2004, a 2017–2019 i wyniosła 2,3 kg NPK·j.zb.⁻¹. Było to związane ze zmniejszeniem obsady zwierząt gospodarskich. Globalna produkcja roślinna wyrażona w jednostkach zbożowych w przeliczeniu na 1 ha użytków rolnych w dobrej kulturze rolnej, obok zróżnicowania w latach i wyodrębnionych okresach 3-letnich, wykazywała tendencję wzrostową. W rezultacie całkowita nawozochłonność produkcji roślinnej w całym okresie 2002–2019 była relatywnie mało zróżnicowana i przeciętnie wyniosła 6,1 kg NPK·j.zb.⁻¹. W okresach 2011–2013 i 2017–2019 wynosiła 6,0 kg NPK j.zb.⁻¹. W Polsce od wielu lat raczej na stałym poziomie, tj. ok. 5,0 kg NPK·j.zb.⁻¹, utrzymuje się pobranie składników nawozowych na jednostkę plonu, dlatego ważne jest, żeby także wskaźnik nawozochłonności nie odbiegał zbyt mocno od tego poziomu. W Polsce w analizowanym okresie osiemnastu lat przeciętna nawozochłonność całkowita dla azotu wynosiła 2,9 kg N·j.zb.⁻¹, dla fosforu – 1,2 kg P₂O₅·j.zb.⁻¹, a dla potasu – 1,9 kg K₂O·j.zb.⁻¹ (tab. 6).

Tabela 6

Nawozochłonność produkcji roślinnej i pobranie składników NPK z płonem roślin w Polsce w latach 2002–2019

Wyszczególnienie	Lata										Ogółem 2002–2019
	2002–2004	2005–2007	2008–2010	2011–2013	2014–2016	2017–2019					
Zużycie skład. naw. NPK: ogółem (kg·ha ⁻¹ UR w dkr) zmiany (%)*	176,7 100	202,3 114,4	210,8 119,3	216,4 122,4	211,1 119,5	224,6 127,1					206,3
nawozy mineralne (kg·ha ⁻¹ UR w dkr) zmiany (%)*	95,3 100	117,6 123,3	127,1 133,3	135,7 142,4	131,9 138,4	139,7 146,6					123,8
nawozy naturalne (kg·ha ⁻¹ UR w dkr) zmiany (%)*	81,4 (46,1%) 100	84,7 (41,9%) 104,0	83,7 (39,7%) 102,8	80,7 (37,3%) 99,1	79,2 (37,5%) 97,3	84,9 (37,8%) 104,2					82,4 (39,9%)
Globalna produkcja roślinna (j.zb·ha ⁻¹ UR w dkr) zmiany (%)*	29,0 100	29,8 102,7	34,0 117,5	35,9 124,1	38,3 132,4	37,1 128,1					33,8
Pobranie skład. naw. w produkcji roślinnej (pl. gł.) (j.zb·ha ⁻¹ UR w dkr) zmiany (%)*	5,0 100	5,2 103,7	5,1 100,9	5,0 99,7	4,8 95,4	4,8 95,1					5,0
Nawozochłonność produkcji roślinnej naw. min. (kg NPK·j.zb. ⁻¹) zmiany (%)*	3,3 100	4,0 120,2	3,7 113,6	3,8 114,9	3,5 104,9	3,8 114,4					3,7
Nawozochłonność produkcji roślinnej naw. nat. (kg NPK·j.zb. ⁻¹) zmiany (%)*	2,8 100	2,8 101,4	2,5 87,6	2,2 80,0	2,1 73,8	2,3 81,4					2,4
Nawozochłonność produkcji roślinnej razem (kg NPK·j.zb. ⁻¹) zmiany (%)*	6,1 100	6,8 111,5	6,2 101,6	6,0 98,8	5,5 90,6	6,0 99,2					6,1
W tym: N (kg·j.zb. ⁻¹) zmiana (%)*	2,82 100	3,13 111,1	3,01 106,7	3,02 107,2	2,71 96,1	2,95 104,6					2,94
P ₂ O ₅ (kg·j.zb. ⁻¹) zmiana (%)*	1,26 100	1,44 113,9	1,27 100,7	1,20 94,9	1,01 79,6	1,10 87,3					1,21
K ₂ O (kg·j.zb. ⁻¹) zmiana (%)*	2,01 100	2,23 110,6	1,91 95,0	1,77 88,0	1,78 88,4	1,97 97,7					1,94

*lata 2002–2004 = 100%

Źródło: Kopiński i Krasowicz, 2021 (18)

Tendencje zmian produktywności roślin oraz nawozochłonności i zmian absorpcji składników nawozowych w perspektywie roku 2030 w Polsce

W kontekście racjonalności gospodarki nawozowej decydujące znaczenie ma poziom produkcji roślinnej (produkcyjność) wyznaczający zapotrzebowanie na składniki pokarmowe (tab. 7). W analizowanym okresie (2002–2019) nastąpił wzrost produkcji roślinnej. Jak wynika z przeprowadzonych analiz, na skutek przewidywanej poprawy odczynu pH gleb i zmniejszenia udziału gleb kwaśnych i bardzo kwaśnych **przeciętna produktywność roślin w Polsce, w perspektywie kilkunastu lat, powinna wzrosnąć odpowiednio o 4,0 i 2,6%, czyli o 1,5 i 1,0 j.zb.·ha⁻¹ UR w dkr i osiągnąć w roku 2030 poziom 38,6 j.zb.·ha⁻¹ UR w dkr, wobec 37,1 j.zb.·ha⁻¹ UR w dkr w latach 2012–2014 i 37,6 j.zb.·ha⁻¹ UR w dkr w latach 2016–2019** (tab. 7). Ten zakładany wzrost produktywności roślin, w odniesieniu do okresu 2016–2019, będzie dotyczył wszystkich województw, mimo nadal utrzymującego się dużego zróżnicowania regionalnego. Prognozowany przyrost produktywności może mieścić się w przedziale od 0,2 j.zb.·ha⁻¹ UR w dkr w województwie świętokrzyskim do 1,4 j.zb.·ha⁻¹ UR w dkr w województwach dolnośląskim i opolskim (tab. 7).

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.

Nawozochłonność produkcji roślinnej, liczona w stosunku do całkowitej dawki NPK z nawozów mineralnych i naturalnych, wynosiła w latach 2002–2019 średnio 6,1 kg NPK·j.zb.⁻¹, a w latach 2016–2019 – średnio 5,9 kg NPK·j.zb.⁻¹ (tab. 8). Natomiast według prognozowanych uwarunkowań produkcji rolniczej (roślinnej) w Polsce do roku 2030 całkowita nawozochłonność (z nawozów mineralnych i naturalnych) powinna osiągnąć wielkość 5,7 kg NPK·j.zb.⁻¹. W efekcie – wzrostu produktywności i zmniejszenia się nawozochłonności – powinna nastąpić poprawa wykorzystania składników nawozowych NPK, a tym samym ilości te nie ulegną rozproszeniu, czyli nastąpi ograniczenie strat i zmniejszenie potencjalnej presji środowiskowej. Obecnie wielkość ograniczenia możliwych strat składników nawozowych w wyniku poprawy odczynu gleb (poprzez zwiększoną intensywność wapnowania) można szacować w Polsce przeciętnie na: 5,5 kg NPK ha⁻¹ UR w dkr, w tym 2,6 kg N ha UR⁻¹ w dkr, 1,0 P₂O₅ ha⁻¹ UR w dkr i 1,8 kg K₂O ha⁻¹ UR w dkr w odniesieniu do stanu w latach 2016–2019 (tab. 8). W ujęciu procentowym są to wielkości rzędu 2,5% poszczególnych makroskładników nawozowych.

Tabela 7
Rzeczywista i przewidywana (możliwa) produktywność roślinna w województwach Polski w latach 2002–2019 i prognoza na rok 2030

Województwo	Całkowita rzeczywista produktywność roślinna (UR) j.zb.·ha ⁻¹ UR w dkr (x)					Całkowita przewidywana produktywność roślinna j.zb.·ha ⁻¹ UR w dkr (y = x + z)		
	lata					2030 rok	zmiana*	zmiana**
	2002–2005	2006–2011	2012–2015	2016–2019				
Dolnośląskie	35,8	39,7	45,9	46,6	48,0	2,2	1,4	
Kujawsko-pomorskie	38,2	41,2	46,5	45,5	46,1	-0,4	0,5	
Lubelskie	30,6	31,3	36,7	41,6	42,5	5,8	0,8	
Lubuskie	21,2	25,8	34,0	31,5	32,3	-1,8	0,7	
Łódzkie	27,1	31,6	34,6	34,6	35,5	0,9	0,9	
Małopolskie	25,6	27,0	30,1	31,7	32,3	2,2	0,4	
Mazowieckie	25,2	27,8	30,7	32,6	33,4	2,7	0,6	
Opolskie	45,2	49,8	57,7	57,6	59,0	1,3	1,4	
Podkarpackie	22,9	24,8	27,4	30,1	31,0	3,6	0,7	
Podlaskie	24,3	27,5	28,6	29,4	29,9	1,4	0,5	
Pomorskie	28,7	33,6	39,4	38,4	39,6	0,2	1,1	
Śląskie	27,0	30,6	35,4	36,5	37,4	2,1	0,8	
Świętokrzyskie	25,8	28,2	30,6	32,3	32,5	1,9	0,2	
Warmińsko-mazurskie	24,2	29,9	31,9	31,5	32,7	0,8	1,2	
Wielkopolskie	35,7	38,9	44,3	41,7	42,3	-2,0	0,6	
Zachodniopomorskie	26,3	32,4	40,4	36,5	37,5	-2,9	1,0	
Polska	29,2	32,6	37,1	37,6	38,6	1,5 4,0%	1,0 2,6%	

*w odniesieniu do lat 2012–2015

**w odniesieniu do lat 2016–2019

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (25, 26)

Tabela 8

Nawożoność w latach 2002–2019 i przewidywana absorpcja składników nawozowych (potencjalnego ograniczenia strat) w wyniku zmniejszenia zakwaszenia gleb w województwach Polski w roku 2030

Województwo	Całkowita nawożoność produkcji roślinnej		Możliwe ograniczenie strat składników nawozowych przez absorpcję w wyniku zmniejszenia zakwaszenia gleb w 2030 r.*				
	rzeczywista kg NPK·j. zb. ⁻¹	przewidywana kg NPK·j. zb. ⁻¹	kg NPK·ha ⁻¹ UR w dkr	%	kg N·ha ⁻¹ UR w dkr	kg P ₂ O ₅ ·ha ⁻¹ UR w dkr	kg K ₂ O·ha ⁻¹ UR w dkr
	2002–2019	2016–2019	2030				
Dolnośląskie	4,2	4,2	5,8	3,0	3,1	1,0	1,7
Kujawsko-pomorskie	6,1	6,0	3,0	1,1	1,5	0,5	1,0
Lubelskie	5,2	4,9	3,7	1,8	1,7	0,8	1,2
Lubuskie	6,2	5,2	3,5	2,2	1,8	0,7	1,1
Łódzkie	7,1	6,8	6,3	2,7	2,9	1,2	2,2
Małopolskie	5,6	4,8	2,0	1,3	0,9	0,4	0,7
Mazowieckie	7,0	6,9	4,4	1,9	2,0	0,8	1,6
Opolskie	4,6	4,3	5,7	2,3	3,0	1,0	1,7
Podkarpackie	4,8	4,0	2,5	2,1	1,1	0,5	0,9
Podlaskie	8,1	8,3	3,9	1,6	1,7	0,7	1,5
Pomorskie	5,8	5,4	5,9	2,8	3,1	1,0	1,8
Śląskie	6,1	5,6	4,6	2,2	2,1	0,9	1,5
Świętokrzyskie	5,8	5,2	0,9	0,6	0,4	0,2	0,3
Warmińsko-mazurskie	6,7	6,5	7,1	3,5	3,6	1,2	2,3
Wielkopolskie	7,1	7,4	4,4	1,4	2,0	0,9	1,5
Zachodniopomorskie	4,9	4,4	4,1	2,5	2,2	0,7	1,2
Polska	6,1	5,9	5,5	2,5	2,6	1,0	1,8

*w odniesieniu do lat 2016–2019

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (25, 26, 27, 32)

Podsumowanie

Możliwości ograniczenia niekorzystnych skutków produkcyjnych powodowanych warunkami pogodowymi są dość ograniczone, istnieją natomiast możliwości poprawy odczynu gleb przez zabieg wapnowania. Uregulowanie odczynu gleb prowadzi do poprawy plonowania roślin (wzrostu produktywności) i lepszego wykorzystania składników nawozowych, czyli spadku nawozochłonności. W konsekwencji znacznie zmniejszyłaby się potencjalna presja środowiskowa z tytułu prowadzenia produkcji rolniczej. Siła tego oddziaływania zależy bezpośrednio od poziomu zakwaszenia gleb i możliwości zmniejszenia całkowitej nawozochłonności produkcji roślinnej.

Obecnie największe i najprostsze możliwości ograniczenia stwarzanych przez rolnictwo zagrożeń środowiskowych, w wyniku poprawy wykorzystania składników nawozowych w produkcji roślinnej, istnieją przede wszystkim w zakresie poprawy odczynu gleb, przez zabieg ich wapnowania. Należy także pamiętać, że nieuregulowany odczyn gleb ogranicza wykorzystanie innych tzw. pozanawozowych czynników produkcji (jak: postęp hodowlany, ochrona roślin, rolnictwo precyzyjne itp.), których znaczenie w Polsce ciągle wzrasta. Wyniki przedstawionych analiz mogą wskazywać kierunki działań w ramach prowadzonych polityk rolnych.

Literatura

1. EC (European Commission). Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Strategia „od pola do stołu” na rzecz sprawiedliwego, zdrowego i przyjaznego dla środowiska systemu żywnościowego. 2020, COM(2020) 381 final, 20.5.2020.
2. Goulding K.W.T., Blake L.: Soil acidification and the mobilisation of toxic metals caused by acid deposition and fertiliser application. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 1998, **456**: 19-27.
3. Grzebisz W., Diatta J.B.: ABC wapnowania gleb uprawnych. Wyd. AR Poznań, 2005, ss. 36.
4. Grzebisz W., Diatta J.B., Szczepaniak W.: Produkcyjne i ekologiczne uwarunkowania wapnowania gleb gruntów ornych. *Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilizaton*, 2006, **27**: 69-85.
5. Grzebisz W., Diatta J.B., Szczepaniak W.: Produkcyjne i ekologiczne uwarunkowania wapnowania gleb gruntów ornych. *Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy* 2013, **34(8)**: 19-26.
6. Filipiek T.: Dynamika antropogenicznych przyczyn zakwaszenia gleb w Polsce w ostatnich latach. *Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilizaton*, 2005, **23**: 67-83.
7. Filipiek T.: Przyrodnicze i antropogeniczne przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb. *Nawozy i Nawożenie*, 2001, **8**: 5-26.
8. Filipiek T., Skowrońska M.: Aktualnie dominujące przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce. *Acta Agrophysica*, 2013, **20(2)**: 283-294.
9. Fotyła M., Igras J., Kopiński J.: Produkcyjne i środowiskowe uwarunkowania gospodarki nawozowej w Polsce. *Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy* 2009, **14**: 187-206.

10. 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, Puławy* 2010, **20**: 53-75.
11. Fotyma M., Zięba S.: *Przyrodnicze i gospodarcze podstawy wapnowania gleb*. Wyd. PWRiL, Warszawa 1988, ss. 250.
12. Igras J.: Środowiskowe skutki nawożenia roślin w Polsce. *Problemy Inżynierii Rolniczej*. 2006, **1**: 83-92.
13. Kopiński J.: Bilans azotu brutto – agrośrodowiskowy wskaźnik oddziaływania rolnictwa na środowisko. Opis metodyki, omówienie wyników bilansu na poziomie NUTS-0, NUTS-2. *Monografie i Rozprawy Naukowe, IUNG-PIB Puławy*, 2017, **55**: 1-116.
14. Kopiński J.: Kierunki rozwoju różnych systemów produkcji roślinnej w Polsce. *Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy* 2019, **60(14)**: 103-128.
15. Kopiński J.: Ocena zmian efektywności wykorzystania azotu w produkcji rolniczej Polski. *Rocz. Nauk. SERiA*, 2017, **19(1)**: 88-94.
16. Kopiński J.: Zróżnicowanie gospodarki nawozowej azotem w polskim rolnictwie. *Polish Journal of Agronomy*, 2018, **32**: 3-16.
17. Kopiński J., Jurga B.: Prognoza bilansu azotu, fosforu brutto i potasu do roku 2030, z uwzględnieniem zmian zużycia N, P, K w nawozach, w tym mineralnych, produktywności roślinnej, w kontekście możliwych działań redukcyjnych (ograniczających) straty tych biogenów. *Ekspertyza na potrzeby Departamentu Klimatu i Środowiska MRiRW, Puławy* 2021, 3-31, ss. 29 (mat. niepublikowane)
18. Kopiński J., Krasowicz S.: Regionalne zróżnicowanie nawozochłonności produkcji roślinnej. *Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy* 2021, **65(19)**: 123-149.
19. Kopiński J., Matyka M.: Ocena regionalnego zróżnicowania współzależności czynników przyrodniczych i organizacyjno-produkcyjnych w polskim rolnictwie. *Zagadnienia Ekonomiki Rolnej*, 2016, **1(346)**: 57-79.
20. KSChR. Komunikat dotyczący priorytetowego programu pn. „Ogólnopolski program regeneracji środowiskowej gleb poprzez ich wapnowanie”. 2019. <https://www.schr.gov.pl/index.php?c=page-&id=224&pdf=1> (11.04.2022).
21. Kozyra J., Górski T.: Wpływ zmian klimatu na uprawę roślin w Polsce. W: *Klimat – Środowisko – Człowiek*. Polski Klub Ekologiczny. 2004, ss. 41-50.
22. 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, s. 37-104.
23. Ochala P., Kopiński J.: Wpływ zakwaszenia gleb na środowisko i produkcję roślinną. *Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy* 2017, **53(7)**: 9-23.
24. Rutkowska A.: Racjonalne i efektywne nawożenie azotem. *Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy* 2014, **37(11)**: 33-46.
25. *Produkcja upraw rolnych i ogrodniczych (2002–2020)*, GUS, Warszawa 2003–2021.
26. *Rocznik Statystyczny Rolnictwa*. GUS, Warszawa 2003–2021.
27. *Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 1999/2000...2020/2021*. GUS, Warszawa 2001–2022.
28. *Użytkowanie gruntów, powierzchnia zasiewów i pogłowie zwierząt gospodarskich w 2002, ... 2017 roku*. GUS, Warszawa 2003–2020.
29. Wrzaszcz W., Kopiński J.: Gospodarka nawozowa w Polsce w kontekście zrównoważonego rozwoju rolnictwa. *Studia i Monografie, IERiGŻ-PIB*, 2019, **178**: 1-145.

30. Z a l e w s k i A.: Rynek nawozów mineralnych w Polsce – stan obecny i tendencje zmian. ppt. Mat. seminarium IERiGŻ-PIB. Warszawa, 25.03.2022. (niepublikowane)
 31. Z i ę t a r a W.: Wewnętrzne uwarunkowania rozwoju polskiego rolnictwa. Roczniki Nauk Rolniczych. Seria G, 2008, **94(2)**: 80-94.
 32. Zwierzęta gospodarskie w 2014.. 2020 roku. GUS, Warszawa 2014–2021.
-

Adres do korespondencji:

dr hab. Jerzy Kopiński
Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej
dr Piotr Ochal
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel.: 81 4786 821; 81 4786 842
e-mail: jkop@iung.pulawy.pl; poch@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Jerzy Kopiński	0000-0002-2887-4143
Piotr Ochal	0000-0002-5246-3192

Andrzej Madej, Alicja Pecio

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

MOŻLIWOŚCI OGRANICZENIA STRAT BIOGENÓW POPRZEZ
OPTYMALIZACJĘ NAWOŻENIA W WARUNKACH ROLNICTWA
PRECYZYJNEGO W POLSCE*

Słowa kluczowe: rolnictwo precyzyjne, nawożenie mineralne, optymalizacja, straty biogenów, struktura obszarowa gospodarstw, gleby dobre i bardzo dobre

Wstęp

Rolnictwo precyzyjne, określane w literaturze anglosaskiej również jako *site specific management*, to zespół technologii, który tworzy kompleksowy system rolniczy uwzględniający dostosowanie różnych elementów agrotechniki do zmieniających warunków na poszczególnych polach uprawnych. Najprostszy opis rolnictwa precyzyjnego sprowadza się do *zastosowania właściwego zabiegu we właściwym miejscu i we właściwym czasie* (5), korzystając z odpowiedniej i jak najmniejszej ilości środków produkcji.

System obejmuje zastosowanie technologii i zasad agronomicznych w celu zarządzania zmianami przestrzennymi i czasowymi związanymi ze wszystkimi aspektami produkcji rolnej na rzecz poprawy wydajności upraw, optymalizacji zwrotów z nakładów i jakości środowiska oraz zmniejszenia negatywnego wpływu na środowisko (4, 14). Punktem wyjścia w przypadku produkcji roślinnej jest rozpoznanie przestrzennej zmienności cech gleby i plonowania roślin oraz ich odwzorowanie w postaci map cyfrowych. Rozpoznanie jest podstawą różnicowania zabiegów agrotechnicznych oraz dawek środków produkcji. Dlatego też rolnictwo precyzyjne jest zwykle związane z wykorzystaniem nawigacji GPS i satelitarnej GNSS, GIS, bezzałogowych samolotów i dronów, zmienności dawkowania, a także złożonych i wyszukanych systemów komputerowych i oprogramowania. Właściwe techniki rolnicze, odmia-

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.2 pt. „Doskonalenie internetowej bazy danych o produktach nawozowych” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2022 r.

ny roślin uprawnych i plodozmian, zużycie chemicznych środków ochrony roślin i nawozów, zróżnicowanie warunków między polami i w obrębie tego samego pola, jak również monitorowanie upraw itp. umożliwiają rolnikowi uzyskanie wysokich plonów, zminimalizowanie nakładów finansowych i zoptymalizowanie zysków.

Zainteresowanie rolnictwem precyzyjnym systematycznie zwiększa się, ponieważ ma ono związek z kluczowymi czynnikami bezpośrednio związanymi z kwestiami ogólnościowymi, takimi jak zrównoważone rolnictwo i bezpieczeństwo żywnościowe (5). Promowanie rolnictwa precyzyjnego w ramach wspólnej polityki rolnej jest konieczne w celu przewyciężenia szeregu wyzwań gospodarczych i środowiskowych oraz zapewnienia zrównoważonego rozwoju i ekologicznego wzrostu. Jak podają źródła Komisji Europejskiej (3), korzyści wynikające ze stosowania rolnictwa precyzyjnego to: zwiększona produkcja, dane i informacje o produkcji w czasie rzeczywistym, jak również lepsza jakość produktów, poprawa zdrowia zwierząt gospodarskich i zmniejszenie kosztów produkcji.

Wdrażanie zasad rolnictwa precyzyjnego w gospodarstwie wymaga jednak znaczących nakładów finansowych, czasu i umiejętności. To, jak i czy kierujący gospodarstwem rolnym zdecyduje się na wdrożenie nowej technologii, jest zjawiskiem złożonym, ale w dużej mierze mają na to wpływ całkowite koszty i korzyści wynikające z nowej inwestycji (16). Bardzo obszernego przeglądu literatury dotyczącej opłacalności wdrażania rozmaitych rozwiązań rolnictwa precyzyjnego dokonali Lambert i LovenbergDeBoer (9), którzy wskazali, że spośród 108 różnych badań przeprowadzonych z wykorzystaniem modeli symulacyjnych i funkcji reakcji (ang. *response functions*), aż 63% wykazało dodatni wynik finansowy wdrożenia danego rozwiązania rolnictwa precyzyjnego. Jednak większość rolników, aby zastosować któreś z tych rozwiązań, potrzebuje wyraźnego określenia zalet – korzyści z niego wynikających. Mało prawdopodobne jest, aby przyjmowały się w gospodarstwach rozwiązania nieopłacalne bądź niedające rolnikom jakichkolwiek korzyści (18).

Jednym ze sposobów oceny opłacalności wdrożenia określonego rozwiązania rolnictwa precyzyjnego jest wyliczenie jego kosztów przy znanej wielkości gospodarstwa oraz znanych nakładach na nową technologię, kosztach usług i potencjalnych korzyściach. Przykładem takiego sposobu oceny opłacalności są badania wykonane w Wielkiej Brytanii przez Knighta i in. (8). Potencjalne korzyści z wdrożenia określonych rozwiązań rolnictwa precyzyjnego wyliczono dla gospodarstw o powierzchniach: 300, 500 i 750 ha, z takim samym zmianowaniem w każdym z nich. Stwierdzono, że zwiększenie powierzchni gospodarstwa sprawiało, że więcej rozwiązań rolnictwa precyzyjnego stawało się potencjalnie opłacalnymi, a uzyskiwane korzyści finansowe były większe w przeliczeniu na 1 ha. Uzasadnienie stosowania rozwiązań bardziej zaawansowanych technologicznie i własnego parku maszynowego było również większe w gospodarstwach o większej powierzchni.

W warunkach polskich, gdzie jest dużo małych i średnich gospodarstw, celowe staje się proponowanie uproszczonych form rolnictwa precyzyjnego, niewymagających

kosztownych urządzeń rejestrujących dane i sterujących pracą ciągników i maszyn (12). Według Muzalewskiego (11) systemy satelitarnego sterowania maszynami rolniczymi mogą być racjonalnie wykorzystane w gospodarstwach o minimalnej powierzchni wynoszącej średnio 90 ha (od 60 do 125 ha, w zależności od rodzaju uprawy i poziomu nawożenia). Natomiast Wójcicki (21) przypuszcza, że korzystając z wzajemnych usług, system rolnictwa precyzyjnego mogą stosować już rozwojowe gospodarstwa rodzinne o powierzchni 30–40 ha.

W przedstawionej analizie, której celem było określenie możliwości ograniczenia strat biogenów poprzez optymalizację nawożenia w warunkach rolnictwa precyzyjnego w Polsce w okresie do 2030 r., szczególną uwagę zwrócono na gospodarstwa większe, zlokalizowane w lepszych warunkach glebowych, które są potencjalnie bardziej dochodowe, co może sprzyjać wprowadzaniu nowych inwestycji i technik rolnictwa precyzyjnego.

Material i metody

Przedmiotem analizy było oszacowanie dwóch podstawowych wskaźników ilościowych: powierzchni objętej rolnictwem precyzyjnym oraz poziomu jednostkowego nawożenia mineralnego podstawowymi makroskładnikami stosowanego w gospodarstwach realizujących zasady rolnictwa precyzyjnego w 2030 r.

W celu oszacowania powierzchni objętej rolnictwem precyzyjnym w 2030 r., na podstawie przeglądu literatury oraz danych statystycznych GUS (1) przyjęto założenie, że będzie to powierzchnia gospodarstw większych obszarowo (≥ 50 ha UR), zlokalizowanych w lepszych warunkach glebowych (gleby bardzo dobre i dobre), które są potencjalnie bardziej dochodowe, co może sprzyjać wprowadzaniu nowych inwestycji, a tym samym technik rolnictwa precyzyjnego. W szacunku liczby i powierzchni zajmowanej przez gospodarstwa o powierzchni ≥ 50 ha UR posłużono się danymi statystycznymi GUS dotyczącymi użytkowania gruntów w gospodarstwach rolnych według grup obszarowych użytków rolnych w latach 2012–2018 (20). W pierwszym etapie oszacowano liczbę gospodarstw o powierzchni ≥ 50 ha UR z zastosowaniem równania regresji liniowej, a w drugim określono powierzchnię gleb bardzo dobrych i dobrych w tych gospodarstwach, wykorzystując dane statystyczne GUS dla 2000 r. (15) przedstawiające użytki rolne według klas bonitacyjnych i województw.

W Polsce do oznaczania jakości gleb za pomocą jednej liczby stosuje się współczynniki bonitacji gleby, zgodnie z ustawą o podatku rolnym (tekst jednolity) (Dz.U. 2020, poz. 333) (19). Mają one zastosowanie głównie w systemie podatkowym do wyrażania powierzchni gruntów gospodarstwa w ha przeliczeniowych. Liczba hektarów przeliczeniowych umożliwia scharakteryzowanie potencjału produkcyjnego użytków rolnych danego gospodarstwa lub obszaru. W badaniach GUS wykorzystywane są współczynniki przeliczeniowe (dla GO i TUZ) ustalone dla II okręgu podatkowego.

Natomiast według Harasima (6) do oceny jakości gleb w gospodarstwie na podstawie wskaźnika bonitacji gleb można posłużyć się przedziałami klasowymi zawartymi w tabeli 1.

Tabela 1

Jakość gleb na podstawie wskaźnika bonitacji

Jakość gleb	Wartość wskaźnika bonitacji gleb
Gleby słabe	≤0,80
Gleby średnie	0,81–1,20
Gleby dobre	1,21–1,60
Gleby bardzo dobre	>1,60

Źródło: Harasim, 2006 (6)

Według przyjętej wyżej klasyfikacji oraz uwzględniając współczynniki przeliczeniowe zgodnie z ustawą o podatku rolnym z 15 listopada 1984 r. (19) dla II okręgu podatkowego, do gleb dobrych zaliczyć możemy gleby klas IIIa i IIIb (GO) oraz klasy III (TUZ), a do gleb bardzo dobrych gleby GO i TUZ klas I i II¹.

Przyjmując niezmiennosc, obliczonego dla 2000 r., udziału gleb bardzo dobrych i dobrych w ogólnej powierzchni UR w kolejnych latach oraz w gospodarstwach niezależnie od grup obszarowych UR, oszacowano prawdopodobną powierzchnię objętą elementami rolnictwa precyzyjnego w gospodarstwach ≥50 ha UR w latach 2017 i 2030.

Drugim szacowanym wskaźnikiem był średni poziom jednostkowego nawożenia mineralnego podstawowymi makroskładnikami stosowanego w gospodarstwach ≥50 ha UR posługujących się elementami rolnictwa precyzyjnego w 2030 r. Wykorzystując dane statystyczne GUS dla 2016 r. (1) określono poziom jednostkowego nawożenia mineralnego w gospodarstwach ≥50 ha UR na powierzchnię użytków rolnych w dobrej kulturze oraz UR ogółem. Natomiast inne dane GUS (17), dotyczące proporcji zużycia nawozów mineralnych (NPK) w przeliczeniu na czysty składnik średnio w latach gospodarczych 2015/16–2017/18 według województw, wykorzystano do określenia tych proporcji dla gospodarstw o powierzchni ≥50 ha UR. Pozwoliło to na określenie jednostkowego zużycia podstawowych makroskładników (N, P₂O₅, K₂O) w analizowanych gospodarstwach w roku 2016, jak również w prognozowanym roku 2030.

Przedstawione metody szacowania w głównej mierze opierały się na urzędowych danych statystycznych publikowanych przez GUS, co zwiększa ich wiarygodność. Pewnym mankamentem może być fakt, że ostatnie dane publikowane przez GUS, dotyczące jakości użytków rolnych według klas bonitacyjnych, pochodziły z 2000 r., co może sprawiać, iż są one mniej aktualne w porównaniu z danymi GUS odnoszącymi się do lat 2016–2018. Sam dobór do analizy grupy gospodarstw ≥50 ha UR

¹Według GUS (15) do gleb bardzo dobrych i dobrych zaliczane są gleby GO i pod sadami klas I, II i IIIa oraz pod TUZ klas I i II.

o lepszych glebach, jako grupy predystynowanej do stosowania rolnictwa precyzyjnego, wydaje się być subiektywny. Jednak, jak wskazano we wstępie, przedstawione dane literaturowe (11, 21) potwierdzają jego zasadność.

Wyniki badań

Powierzchnia objęta rolnictwem precyzyjnym

Według danych publikowanych przez GUS w opracowaniu „Użytkowanie gruntów i powierzchnia zasiewów” (20) liczba gospodarstw średnio w latach 2016–2018 wynosiła 1 412,8 tys., a powierzchnia użytków rolnych (UR) w tych gospodarstwach 14 555,1 tys. ha. Liczbę oraz powierzchnię UR gospodarstw według grup obszarowych UR przedstawiono w tabeli 2. Wynika z niej, że w kraju funkcjonowało 34,2 tys. gospodarstw o powierzchni ≥ 50 ha UR, które stanowiły jedynie 2,42% ogółu gospodarstw rolnych, a zajmowały one 4 470,5 tys. ha UR, co stanowiło 30,71% użytków rolnych ogółem.

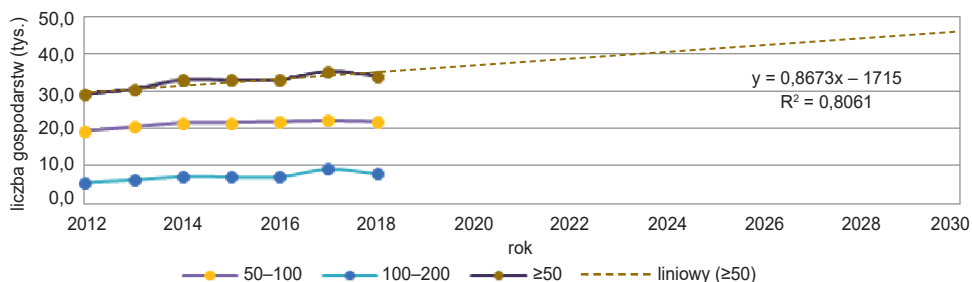
Tabela 2

Liczba i powierzchnia gospodarstw według grup obszarowych UR średnio w latach 2016–2018

Wyszczególnienie	Liczba gospodarstw	Powierzchnia UR w ha
Ogółem	1412766	14555138
1–5	721724	1850872
5–20	527907	5128132
20–50	105386	3088927
50–100	21962	1480787
100–200	8005	1069746
200–300	2076	505776
300–500	1181	453096
500–1000	703	477951
≥ 1000	253	483170
≥ 50	34180	4470526
≥ 50 (%)	2,42	30,71

Źródło: Użytkowanie gruntów i powierzchnia zasiewów, 2013–2019 (20)

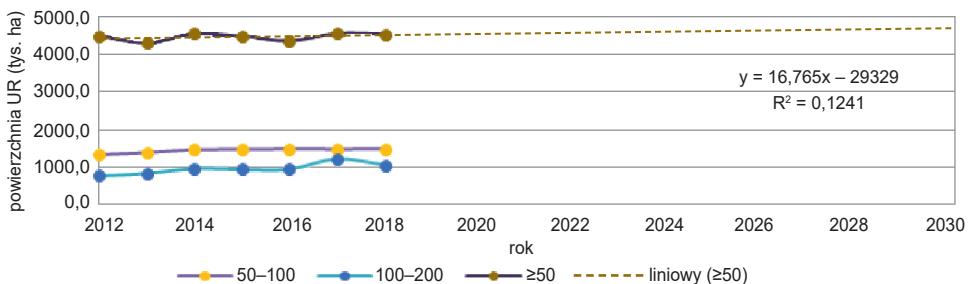
Zobrazowanie zmian w liczbie gospodarstw o powierzchni ≥ 50 ha UR na wykresie (rys. 1) wskazuje, że w latach 2012–2018 następował powolny wzrost ich liczby z 29,2 tys. w roku 2012 do 34,2 tys. w roku 2018. Wyznaczona dla tej zmiennej linia trendu liniowego została opisana równaniem przedstawionym na wykresie. Obliczona wartość R^2 dla powyższego równania wynosiła 0,8061. Natomiast wyznaczona według powyższego równania prognozowana liczba gospodarstw o powierzchni ≥ 50 ha UR w 2030 r. wyniosła 45,6 tys. podmiotów.



Rys. 1. Liczba gospodarstw o powierzchni ≥ 50 ha UR (w liczbach bezwzględnych) w latach 2012–2018 wraz z linią trendu do 2030 r.

Źródło: Użytkowanie gruntów i powierzchnia zasiewów, 2013–2019 (20)

Na kolejnym wykresie przedstawiono zmianę w powierzchni UR gospodarstw o powierzchni ≥ 50 ha UR (rys. 2). Dane wskazują, że w latach 2012–2018 następowaly liczne wahania powierzchni UR będącej w ich posiadaniu z 4 481,2 tys. ha w roku 2012 do 4 470,5 tys. ha w roku 2018. Wyznaczona dla tych danych linia trendu liniowego została opisana równaniem przedstawionym na wykresie i charakteryzowała się niewielką tendencją wzrostową, a przedstawiona dla powyższego równania wartość R^2 wynosiła 0,1241. Natomiast wyznaczona według powyższego równania prognozowana powierzchnia UR zajmowana przez tę grupę gospodarstw (o powierzchni ≥ 50 ha UR) dla 2030 r. wyniosła 4 705,0 tys. ha UR.



Rys. 2. Powierzchnia UR w gospodarstwach o powierzchni ≥ 50 ha UR w latach 2012–2018 wraz z linią trendu do 2030 r.

Źródło: Użytkowanie gruntów i powierzchnia zasiewów, 2013–2019 (20)

W „Roczniku statystycznym rolnictwa” dla 2012 r. (15) zamieszczono powierzchnię użytków rolnych dla Polski w 2000 r. według województw z podziałem na klasy bonitacyjne. Dane te wykorzystano w tabeli 3, gdzie przedstawiono udział powierzchni użytków rolnych na glebach dobrych i bardzo dobrych (klas I-III) w powierzchni UR ogółem w 2000 r. według GUS (15). Zamieszczono także powierzchnię UR

w gospodarstwach o powierzchni ≥ 50 ha UR według województw w 2017 r. Dane te, uwzględniając założenie, iż udział gleb dobrych i bardzo dobrych jest na takim samym poziomie, bez względu na grupy obszarowe UR gospodarstw, posłużyły do obliczenia powierzchni gleb dobrych i bardzo dobrych w gospodarstwach o powierzchni ≥ 50 ha UR.

Tabela 3

Udział gleb dobrych i b. dobrych w powierzchni UR ogółem w 2000 r. oraz powierzchnia UR w gospodarstwach o powierzchni ≥ 50 ha UR w 2017 r.

Województwo	Udział UR na glebach klas bonitacyjnych I-III w 2000 r. (%)	Powierzchnia UR w gospodarstwach ≥ 50 ha UR w 2017 r. (ha)	Powierzchnia gleb dobrych i b. dobrych w gosp. ≥ 50 ha UR w 2017 r. (ha)
POLSKA	25,9	4 546 526	1 224 200
Dolnośląskie	40,8	475 466	193 817
Kujawsko-pomorskie	34,5	374 680	129 163
Lubelskie	39,7	264 578	105 125
Lubuskie	16,5	233 768	38 652
Łódzkie	18,9	112 792	21 280
Małopolskie	33,2	69 540	23 076
Mazowieckie	17,8	267 963	47 669
Opolskie	41,9	277 785	116 509
Podkarpackie	29,6	104 084	30 859
Podlaskie	6,9	195 695	13 437
Pomorskie	27,9	375 169	104 841
Śląskie	20,2	107 573	21 700
Świętokrzyskie	31,5	40 729	12 847
Warmińsko-mazurskie	22,7	465 196	105 644
Wielkopolskie	22,2	624 890	138 959
Zachodniopomorskie	21,7	556 615	120 623

Źródło: Rocznik statystyczny rolnictwa, 2013, 2019 (15)

Warto odnotować, że według danych GUS za 2000 r. (15) udział gleb dobrych i bardzo dobrych ogółem wynosił dla kraju 11,5%. Natomiast w podziale na grunty orne i sady udział ten wynosił 14,4%, a na trwałych użytkach zielonych jedynie 1,6%. Wskazuje to, że gleby dobre i bardzo dobre znajdowały się przede wszystkim na obszarze gruntów ornych i sadów.

W trzeciej kolumnie tabeli 3 przedstawiono obliczoną dla 2017 r. powierzchnię gruntów dobrych i bardzo dobrych w gospodarstwach o powierzchni ≥ 50 ha UR poszczególnych województw oraz wynikowo dla kraju. Ogólna powierzchnia bardzo

dobrych i dobrych użytków rolnych dla kraju pozwoliła na wyznaczenie ich udziału w 2017 r., który wyniósł 26,9%.

Uwzględniając prognozę na 2030 r., według której gospodarstwa o powierzchni ≥ 50 ha będą zajmowały łącznie 4 705,0 tys. ha UR (rys. 2) i przyjmując stały udział gruntów dobrych i bardzo dobrych w powierzchni UR ogółem wynoszący w 2017 r. 26,9%, to ich powierzchnia w tej grupie gospodarstw w 2030 r. wyniesie 1 266,9 tys. ha UR, czyli w odniesieniu do roku 2017 zwiększy się o 42,7 tys. ha UR.

Nawożenie w warunkach rolnictwa precyzyjnego

Zgodnie z charakterystyką gospodarstw rolnych o powierzchni powyżej 1 ha UR według klas wielkości gospodarstw pod względem zajmowanych użytków rolnych, dokonaną przez GUS (2017) (1), a dotyczącą danych za 2016 r., uwzględniono średnie zużycie nawozów NPK (w czystym składniku). Zużycie to w przeliczeniu na 1 ha UR ogółem w gospodarstwach o powierzchni ≥ 50 ha UR wynosiło $159,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR, natomiast na 1 ha UR w dobrej kulturze – $160,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Dla gospodarstw ogółem wysokość nawożenia w 2016 r. wynosiła odpowiednio: $130,4 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR i $131,6 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR w dobrej kulturze.

W publikacji GUS „Środki produkcji w rolnictwie” (17) przedstawiono proporcje pomiędzy składnikami N:P:K w zużyciu nawozów mineralnych. Proporcje te dotyczyły zużycia ogółem w przeliczeniu na czysty składnik na jednostkę powierzchni dla kraju i według województw (tab. 4)

Tabela 4

Proporcje w zużyciu nawozów mineralnych (NPK) w przeliczeniu na czysty składnik średnio w latach gospodarczych 2015/16–2017/18

Województwo	N	P	K
POLSKA	1,00	0,30	0,49
Dolnośląskie	1,00	0,27	0,46
Kujawsko-pomorskie	1,00	0,28	0,46
Lubelskie	1,00	0,39	0,60
Lubuskie	1,00	0,25	0,44
Łódzkie	1,00	0,30	0,51
Małopolskie	1,00	0,38	0,62
Mazowieckie	1,00	0,29	0,47
Opolskie	1,00	0,28	0,45
Podkarpackie	1,00	0,39	0,61
Podlaskie	1,00	0,35	0,51
Pomorskie	1,00	0,25	0,43

cd. tab. 4

Województwo	N	P	K
Śląskie	1,00	0,32	0,50
Świętokrzyskie	1,00	0,35	0,54
Warmińsko-mazurskie	1,00	0,23	0,36
Wielkopolskie	1,00	0,29	0,52
Zachodniopomorskie	1,00	0,27	0,45
Średnio*	1,00	0,27	0,45

*dotyczy województw: dolnośląskie, kujawsko-pomorskie, lubuskie, mazowieckie, opolskie, pomorskie, warmińsko-mazurskie, wielkopolskie, zachodniopomorskie

Źródło: Środki produkcji..., 2017, 2018, 2019 (17)

Przedstawione proporcje różniły się pomiędzy województwami. W tych charakteryzujących się większym udziałem gospodarstw obszarowo mniejszych (lubelskie, łódzkie, małopolskie, podkarpackie, podlaskie, śląskie, świętokrzyskie) proporcje wyróżniały się relatywnie większym udziałem fosforu i potasu w ogólnym zużyciu nawozów mineralnych na jednostkę powierzchni niż w pozostałej grupie województw cechującej się relatywnie większym udziałem azotu w nawożeniu mineralnym na jednostkę powierzchni. Średnia wartość proporcji pomiędzy głównymi składnikami nawożenia mineralnego (N:P:K) w województwach charakteryzujących się większym udziałem gospodarstw o powierzchni ≥ 50 ha UR wynosiła średnio w latach gospodarczych 2015/16–2017/18 1,00:0,27:0,45. Wartość tej proporcji została wykorzystana w dalszych obliczeniach nawożenia mineralnego podstawowymi składnikami w roku 2016 w gospodarstwach o powierzchni ≥ 50 ha UR. Dla tak przyjętej proporcji pomiędzy głównymi składnikami nawożenia mineralnego jego wielkość w wymienionej grupie gospodarstw w 2016 r. wynosiła 92,41 kg N; 24,95 kg P_2O_5 i 41,59 kg K_2O na 1 ha użytków rolnych oraz 93,24 kg N; 25,17 kg P_2O_5 i 41,96 kg K_2O na 1 ha użytków rolnych w dobrej kulturze.

Prognozowane na 2030 r. przez Kopyńskiego (7) nawożenie mineralne dla gospodarstw ogółem na jednostkę powierzchni użytków rolnych w dobrej kulturze wyniesie 138,4 kg NPK. Zatem wielkość tego nawożenia w gospodarstwach o powierzchni ≥ 50 ha UR, uwzględniając opisaną wyżej zależność dla 2016 r., wyniesie odpowiednio 167,2 kg NPK·ha⁻¹ UR i 168,7 ha NPK·ha⁻¹ UR w dobrej kulturze. Natomiast zakładając, że proporcja pomiędzy głównymi składnikami nawożenia mineralnego (N:P:K) będzie na takim samym poziomie jak przyjęta do obliczeń dla 2016 r., to zużycie poszczególnych składników na hektar użytków rolnych według przyjętej prognozy wyniesie w 2030 r. 97,19 kg N; 26,24 kg P_2O_5 i 43,74 kg K_2O oraz 98,05 kg N; 26,47 kg P_2O_5 i 44,12 kg K_2O na 1 ha użytków rolnych w dobrej kulturze.

Według Muzalewskiego (11) zwiększenie dokładności pracy maszyn rolniczych w rolnictwie precyzyjnym z wykorzystaniem GPS daje największe efekty w uprawach

intensywnych, gdzie stosuje się wysokie dawki nawozów mineralnych. Jak podaje autor, zwiększenie precyzji pracy podczas nawożenia mineralnego przez zastosowanie nowoczesnych rozsiewaczy współpracujących z systemem GPS umożliwi efektywniejsze wykorzystanie nawozu poprzez dostosowanie jego ilości do zasobności gleby i potrzeb roślin. Oszczędności z tego tytułu szacuje się nawet na 15–25% przy równoczesnym wyrównaniu plonu roślin. Taka technika aplikacji nawozów ogranicza także szkodliwe oddziaływanie ich nadmiaru na środowisko, gdyż rośliny otrzymują tylko tyle nawozu, ile są w stanie pobrać z gleby, w związku z czym jego nadmiar nie przedostaje się do wód gruntowych i powierzchniowych. Z kolei Doruchowski (2), przytaczając badania Lowenberg-DeBoer (10) podsumowujące efekty lokalnego dawkowania azotu przy użyciu technologii N-Sensor w kilku krajach, donosi o zwiększonych plonach zbóż o 3–13% i oszczędności nawozów średnio o 14%.

Uwzględniając zatem oszczędności w nawożeniu mineralnym w rolnictwie precyzyjnym w 2030 r. na poziomie 15% w odniesieniu do zużycia występującego w technologiach tradycyjnych, poziom nawożenia mineralnego w gospodarstwach stosujących rolnictwo precyzyjne (posiadających ≥ 50 ha UR zlokalizowanych na glebach dobrych i bardzo dobrych) wyniesie odpowiednio na jednostkę powierzchni użytków rolnych 82,61 kg N; 22,30 kg P_2O_5 i 37,17 kg K_2O oraz 83,34 kg N; 22,50 kg P_2O_5 i 37,51 kg K_2O na 1 ha użytków rolnych w dobrej kulturze.

Możliwości wdrożenia zasad rolnictwa precyzyjnego w Polsce

Według przyjętej prognozy można szacować, że w perspektywie 2030 r. zasady rolnictwa precyzyjnego, prowadzące do ograniczenia strat biogenów poprzez optymalizację nawożenia mineralnego w gospodarstwach o powierzchni ≥ 50 ha UR, posiadających gleby dobre i bardzo dobre, będą mogły być stosowane na powierzchni 1 266 880 ha UR. Czyli w odniesieniu do roku 2017 powierzchnia ta może zwiększyć się o 42 680 ha UR. Natomiast poziom stosowanego na tych gruntach nawożenia mineralnego NPK zmniejszy się o 15% i w analizowanej grupie gospodarstw w 2030 r. wyniesie 82,61 kg N; 22,30 kg P_2O_5 i 37,17 kg K_2O na 1 hektar użytków rolnych oraz 83,34 kg N; 22,50 kg P_2O_5 i 37,51 kg K_2O na 1 ha użytków rolnych w dobrej kulturze.

Analiza danych literaturowych (16, 18) pozwala na wskazanie podstawowych barier, z jakimi możemy mieć do czynienia podczas wdrażania tego systemu produkcji w gospodarstwach rolnych. Zaliczyć do nich należy przede wszystkim wysokie koszty wprowadzenia tego systemu w produkcji roślinnej, wiążące się z koniecznością rozpoznania przestrzennej zmienności cech gleby i plonowania roślin oraz ich odwzorowania w postaci map cyfrowych, które w dalszym etapie stanowią podstawę różnicowania dawek środków produkcji i zabiegów agrotechnicznych. Wiąże się to zwykle z wykorzystaniem nawigacji GPS i satelitarnej GNSS, GIS, a także złożonych i wyszukanych systemów komputerowych i oprogramowania. Zatem wdrożenie zasad

rolnictwa precyzyjnego w gospodarstwie wymaga znaczących nakładów finansowych, czasu i umiejętności. To, jak i czy kierujący gospodarstwem rolnym zdecyduje się na wdrożenie nowej technologii, jest zjawiskiem złożonym, ale w dużej mierze decydują o tym całkowite koszty i korzyści wynikające z nowej inwestycji (16). Należy zaznaczyć, że mało prawdopodobne jest, aby przyjmowały się w gospodarstwach rozwiązania nieopłacalne bądź niedające rolnikom jakichkolwiek korzyści (18).

Dodatkowo w wyniku badań prowadzonych w Wielkiej Brytanii (8) stwierdzono, że zwiększenie powierzchni gospodarstwa sprawia, że więcej rozwiązań rolnictwa precyzyjnego staje się potencjalnie opłacalne, a uzyskiwane korzyści finansowe są wyższe w przeliczeniu na 1 ha. Struktura obszarowa gospodarstw w Polsce wskazuje, że tego typu gospodarstwa znajdują się w mniejszości, a dominują gospodarstwa mniejsze obszarowo (średnio w latach 2016–2018 gospodarstwa o powierzchni ≥ 50 ha UR stanowiły jedynie 2,42% ogółu gospodarstw rolnych, użytkując 30,71% UR ogółem). Dlatego w warunkach polskich celowe staje się proponowanie uproszczonych form rolnictwa precyzyjnego, niewymagających kosztownych urządzeń rejestrujących dane i sterujących pracą ciągników i maszyn (12).

Innym problemem, który może oddziaływać w sposób istotny na rozwój rolnictwa precyzyjnego jest sprawa „umiejętności” wdrażania jego zasad. Według danych GUS w 2016 r. (1) najwyższy odsetek właścicieli gospodarstw rolnych ogółem w Polsce stanowiły osoby w wieku 40–64 lata (68,0%), a osoby w wieku do 40 lat stanowiły 20,4% ich właścicieli. Ponadto niecałe 50% właścicieli gospodarstw (44,9%) legitymowało się wykształceniem rolniczym i udział ten wzrastał wraz z wielkością grupy obszarowej gospodarstwa. Natomiast odsetek właścicieli gospodarstw z wykształceniem wyższym, mimo iż wzrastał na zasadzie podobnej jak wykształcenie rolnicze ogółem, wynosił jedynie 2,8%. Sytuacja wieku i wykształcenia właścicieli gospodarstw przedstawiała się korzystniej w gospodarstwach o powierzchni powyżej 50 ha UR, predystynowanych do wdrażania systemu rolnictwa precyzyjnego. Właściciele w wieku 40–65 lat stanowili tam 65,3%, a w wieku do 40 lat 28,7%. Natomiast wykształcenie rolnicze posiadało aż 75,4% właścicieli gospodarstw, w tym 15,7% legitymowało się wykształceniem wyższym rolniczym, a 30,4% posiadało wykształcenie średnie zawodowe. Dane te pozwalają na optymistyczne spojrzenie związane z procesem wdrażania zasad rolnictwa precyzyjnego w gospodarstwach większych obszarowo.

W celu upowszechnienia i wdrożenia zasad rolnictwa precyzyjnego w Polsce potrzebne jest wsparcie instytucjonalne. Dlatego też przydatne mogą być niektóre instrumenty Planu Strategicznego WPR (13), w tym między innymi:

- a) wsparcie w ramach II filaru – „Inwestycje przyczyniające się do ochrony środowiska i klimatu” (realizowane na podstawie art. 68 projektu rozp. o Planach strategicznych WPR) poprzez pokrycie *kosztów zakupu nowych maszyn i urządzeń m.in. do niskoemisyjnej aplikacji nawozów, czy precyzyjnego stosowania ś.o.r.* (13)

- b) wsparcie w ramach „Inwestycji w gospodarstwach rolnych zwiększające konkurencyjność (instrumenty finansowe)”, gdzie m.in. możliwa będzie realizacja inwestycji: *o charakterze innowacyjnym lub wpływającym na cyfryzację, automatyzację działalności rolniczej prowadzonej w gospodarstwie, w tym w rolnictwo precyzyjne, które nie zostaną objęte wsparciem w ramach innych instrumentów Planu* (13).
- c) pośrednie wsparcie w ramach I filaru – poprzez przystąpienie rolnika do realizacji ekoschematów, które mogłyby być realizowane w gospodarstwach realizujących elementy rolnictwa precyzyjnego: „Opracowanie i przestrzeganie planu nawożenia z wykorzystaniem narzędzia FaST” jak również ekoschematu „Prowadzenie produkcji roślinnej w systemie Integrowanej Produkcji Roślin”, czy też ekoschematu „Uproszczone systemy uprawy”, dedykowanego przede wszystkim gospodarstwom większym obszarowo (13).

Podsumowanie

W opracowaniu przyjęto założenie dotyczące wykorzystania elementów rolnictwa precyzyjnego w gospodarstwach większych obszarowo, o powierzchni ≥ 50 ha UR, dysponujących glebami dobrymi i bardzo dobrymi pod względem agronomicznym, na których z reguły uprawiane są rośliny o większych wymaganiach pokarmowych w odniesieniu do azotu, co jednocześnie stwarza możliwość oszczędności w zakresie tego składnika. Tego typu gospodarstwa wyróżniają się większą towarowością produkcji, co pozwala im osiągać większe dochody. Ponadto gospodarstwa te zarządzane są w zdecydowanej większości przez osoby wyróżniające się wykształceniem rolniczym, a w 16% wykształceniem wyższym, co sprzyja wprowadzaniu w tych gospodarstwach innowacji, do których można zaliczyć także wdrażanie instrumentów rolnictwa precyzyjnego.

Przyjęta na podstawie przedstawionych danych literaturowych redukcja zużycia nawozów mineralnych o 15%, poprzez stosowanie w gospodarstwach o powierzchni ≥ 50 ha UR elementów rolnictwa precyzyjnego, może skutkować w skali kraju w perspektywie 2030 r. zmniejszeniem o 1%, w porównaniu z latami 2012–2014, poziomu nawożenia mineralnego, a tym samym ograniczeniem strat składników o $0,9 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR w dkr, $0,2 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1}$ UR w dkr i $0,4 \text{ kg K}_2\text{O} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR w dkr.

Literatura

1. Charakterystyka gospodarstw rolnych w 2016 r. GUS, Warszawa 2017.
2. D o r u c h o w s k i G.: Postęp i nowe koncepcje w rolnictwie precyzyjnym. Inżynieria Rolnicza, 2008, **9(107)**: 19-31.
3. European Commission (2016). The Internet of Things. Digital Agenda for Europe. European Commission.
4. Garibaldi L., Gemmill-Herren B., D'Annolfo R., Graeub B.E., Cunningham S.A., Breeze T.D.: Farming approaches for greater biodiversity, livelihoods, and food security. Trends in ecology & evolution, 2017, **32(1)**: 68-80. DOI: 10.1016/j.tree.2016.10.001.

5. G e b b e r s R., Adamchuk V.: Precision agriculture and food security. *Science*, 2010, **327(5967)**: 828-831, DOI: 10.1126/science.1183899.
6. H a r a s i m A.: Przewodnik ekonomiczno-rolniczy w zarysie. IUNG-PIB, Puławy 2006.
7. J o Ń c z y k K., Stalenga J., K o p i ń s k i J., M a d e j A.: Ocena ograniczenia strat biogenów na skutek możliwych zmian struktury użytkowania gruntów i zasiewów oraz wzrostu powierzchni rolnictwa ekologicznego w perspektywie do 2027 r. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2022, **69(23)**: 113-127.
8. K n i g h t S., Miller P., Orson J.: An up-to date cost/ benefit analysis of precision farming techniques to guide growers of cereals and oilseeds. *HGGA Research Review*, 2009, no **79**.
9. L a m b e r t D., L o v e n b e r g D e B o e r J.: Precision agriculture profitability review. Site-specific management center. Purdue University, 2000, pp. 154.
10. L o w e n b e r g - D e B o e r J.: The management time economics of on-the-go sensing for nitrogen application. *SSMC Newsletter*, 2004.
11. M u z a l e w s k i A.: Zasady doboru maszyn rolniczych w ramach PROW na lata 2014–2020, ITP, Warszawa 2015.
12. P a w l a k J.: Rolnictwo precyzyjne, jego rola i ekonomiczna efektywność. *Postępy Nauk Rolniczych*, 2008, **1(60)**: 3-14.
13. Plan Strategiczny dla Wspólnej Polityki Rolnej. MRiRW, Warszawa, grudzień 2020, ss. 154.
14. R e e s R.M., Griffiths B.S., Mc Vittie A.: Sustainable intensification of agriculture: Impacts on sustainable soil management. In: *International Yearbook of Soil Law and Policy*, H. Ginzky, E. Dooley, I. Heuser, E. Kasimbazi, T. Markus, T. Qin (eds). Vol. 2017, Cham: Springer, 2018.
15. Rocznik statystyczny rolnictwa. GUS, Warszawa, 2013, 2019.
16. S c h i m e l p f e n n i n g D.: Farm profits and adoption of precision agriculture. In: *Economic Research Report No 217*, U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service, 2016.
17. Środki produkcji w rolnictwie. GUS, Warszawa, 2017, 2018, 2019.
18. T e y Y.S., Brindal M.: Factors influencing the adoption of precision agricultural technologies: A review for policy implications. *Precision Agriculture*, 2012, **13(6)**: 713-730, DOI: 10.1007/s11119-012-9273-6
19. Ustawa z dnia 15 listopada 1984 r. o podatku rolnym (tekst jednolity) (Dz.U. 2020, poz. 333).
20. Użytkowanie gruntów i powierzchnia zasiewów. GUS, Warszawa 2013–2019.
21. W ó j c i c k i Z.: Rozwój Rolnictwa zrównoważonego i precyzyjnego. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, 2007, **15**: 5-12.

Adres do korespondencji:

dr Andrzej Madej
Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 47 86 809
e-mail: Andrzej.Madej@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Andrzej Madej	0000-0002-3369-1077
Alicja Pecio	0000-0001-7780-8313

Krzysztof Jończyk, Jarosław Stalenga, Jerzy Kopiński, Andrzej Madej

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

OCENA ZMIAN UŻYTKOWANIA GRUNTÓW ROLNYCH, STRUKTURY
ZASIEWÓW ORAZ POWIERZCHNI ROLNICTWA EKOLOGICZNEGO
W PERSPEKTYWIE DO 2030 R. W KONTEKŚCIE OGRANICZENIA STRAT
BIOGENÓW*

Słowa kluczowe: użytkowanie gruntów, struktura zasiewów, rolnictwo ekologiczne, prognoza na 2030 rok

Wstęp

Rolnictwo w Polsce podlega w ostatnich latach ciągłym przemianom, wywołanym w głównej mierze uwarunkowaniami zewnętrznymi. Do najważniejszych spośród nich należy zaliczyć urynkwowanie gospodarki w 1990 r. oraz akcesję Polski do Unii Europejskiej w 2004 r. (7). Obecne zmiany w rolnictwie są kształtowane głównie przez Wspólną Politykę Rolną (WPR) Unii Europejskiej, ustalenia Światowej Organizacji Handlu (WTO), a także poprzez postępującą globalizację i fluktuacje na rynkach surowcowych, produktowych i kapitałowych (6). Na zmiany w użytkowaniu gruntów oprócz jakości gleb i presji czynników zewnętrznych duży wpływ mają także uwarunkowania wewnętrzne rolnictwa, do których można zaliczyć głównie regionalne zróżnicowanie intensywności organizacji produkcji (10). Natomiast cechą charakterystyczną struktury zasiewów jest jej czasowe i regionalne zróżnicowanie. Potwierdzeniem tego mogą być zmiany, jakie zaszły w strukturze zasiewów w rejonach o dużym rozdrobnieniu gospodarstw (woj. małopolskie, podkarpackie), gdzie udział ziemniaka w strukturze zasiewów był wyższy niż średnio w kraju, a roślin przemysłowych – niższy. Natomiast realizacja wymogów WPR w zakresie płatności bezpośrednich spowodowała, że w zasiewach dominowały ekstensywnie uprawiane

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.1 pt. „Nawożenie użytków rolnych” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2022 r.

zboża. Ponadto ukierunkowanie na produkcję bezinwentarową skutkowało zmniejszeniem powierzchni uprawy roślin pastewnych i uproszczeniami w organizacji produkcji roślinnej (3). Dodatkowo w strukturze zasiewów obserwuje się procesy koncentracji, szczególnie w uprawie buraka cukrowego, którego produkcja obejmuje głównie 6 województw (dolnośląskie, kujawsko-pomorskie, lubelskie, mazowieckie, opolskie, wielkopolskie) oraz rzepaku, którego uprawa dominuje w województwach północnej i zachodniej części kraju, gdzie jednocześnie występuje znaczny udział gospodarstw większych obszarowo (10).

Cel, materiał i metody badań

Celem opracowania jest ocena możliwości ograniczenia strat biogenów na skutek zmian użytkowania gruntów i struktury zasiewów, zmniejszenia zużycia nawozów mineralnych oraz wzrostu powierzchni rolnictwa ekologicznego w perspektywie do 2030 r. Do wyznaczenia i analizy trendów zmian do roku 2030 w użytkowaniu gruntów i strukturze zasiewów wykorzystano dane GUS (18) z lat 2008–2019. Natomiast do określenia i analizy przewidywanych plonów i zbiorów posłużono się danymi GUS (13) z lat 2002–2019. W niniejszej pracy wykorzystano także publikowane przez różnych autorów wyniki badań przeprowadzonych zarówno w IUNG-PIB, jak i w innych ośrodkach naukowych. Do oszacowania prognozowanych wartości dotyczących użytkowania gruntów oraz powierzchni zasiewów, a także plonów i zbiorów posłużono się metodą regresji liniowej, wykorzystującej szereg czasowy oraz wiedzą ekspercką.

Scenariusze (rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce do roku 2030) opracowano, wykorzystując dane zawarte w raportach publikowanych przez Główny Inspektorat Jakości Handlowej Artykułów Rolno-Spożywczych (GIJHARS), korzystając z baz danych zgromadzonych w IUNG-PIB oraz danych GUS. Szacunki oparto na wyznaczonych trendach obejmujących dwa różne okresy rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce: 2004–2013 oraz 2004–2020.

Pozyskane oraz wyliczone dane zestawiono w ujęciu tabelarycznym.

Przyjęte podejście uwzględniające rzeczywiste dane statystyczne GUS oraz relatywnie krótki okres prognozowania (do 2030 roku) powinno zwiększać trafność prezentowanej prognozy.

Tendencje zmian areалу użytków rolnych w Polsce

Według prognoz przygotowanych w IUNG-PIB (2) areal użytków rolnych (UR) utrzymywanych w dobrej kulturze rolnej (dkr) do 2030 r. zmniejszy się do 13 730 tys. ha (tab. 1). Obecne roczne tempo ubytku UR wynoszące 147 tys. ha powinno ulec wyhamowaniu i do 2030 r. sięgnąć 40 tys. ha. W średnioterminowej prognozie do roku 2030 przewiduje się także zmniejszenie powierzchni gruntów ornych i powierzchni zasiewów do poziomu odpowiednio: 10 230 tys. ha i 9 885 tys. ha.

W przypadku trwałych użytków zielonych w prognozie do 2030 r. przewiduje się nieznaczne zmniejszenie ich powierzchni (o 2,4% w relacji do średniej powierzchni z lat 2016–2019) do 3 060 tys. ha, co wynika z ograniczeń w przekształcaniu TUZ na grunty orne, mających umocowanie w wymogach warunkowości – normach GAEC (GAEC 1 i 10) (normy dobrej kultury rolnej zgodne z ochroną środowiska) zapisanych w załączniku nr III do Planu Strategicznego dla Wspólnej Polityki Rolnej (PS WPR) (12). Natomiast na spadek powierzchni UR, a także powierzchni zasiewów w największym stopniu będą miały wpływ przekształcenia poza rolnictwem oraz wiążące się z tym przejmowanie gruntów rolnych na cele pozarolnicze (tereny osiedlowe, przemysłowe, drogi i szlaki komunikacyjne, użytki kopalne, zbiorniki wodne), które jednak w najbliższej perspektywie powinno ulec wyhamowaniu. Średnio w latach 2017–2019 przekazano na powyższe cele 4 124 ha gruntów rolnych, w tym 3 097 ha UR, z czego ponad połowę stanowiły grunty przekazane na cele budowlane (średnio 58,3%) (15).

Na skutek postępującej koncentracji użytków rolnych zmniejszeniu ulegnie powierzchnia ugorów. Na wyhamowanie spadku powierzchni użytkowanej rolniczo mogą wpłynąć także zmiany systemów produkcji w gospodarstwach rolnych, w tym wzrost udziału powierzchni użytkowanej systemem ekologicznym i konwencjonalnym ekstensywnym. Ograniczenie powierzchni użytków rolnych może prowadzić do wzrostu koncentracji i intensywności produkcji rolnej. Ograniczenie zaś powierzchni zasiewów rekompensowane będzie wzrostem plonu roślin, który z kolei będzie hamowany ogólnie zmniejszonym poziomem nawożenia przy jednoczesnej poprawie efektywności wykorzystania składników, a także zmniejszonym stosowaniem środków ochrony roślin o wyższej skuteczności działania i bezpiecznych dla środowiska. Utrzymania poziomu plonowania można oczekiwać dzięki postępom biologicznym, technicznym i agrotechnicznym, determinowanym koniecznością utrzymania i zwiększenia konkurencyjności rolnictwa oraz zapewnienia samowystarczalności żywnościowej kraju (poprzez zbilansowanie krajowego zapotrzebowania na podstawowe produkty roślinne przeznaczone na cele paszowe, konsumpcyjne i przemysłowe) (8).

Tabela 1

Stan aktualny i prognoza użytkowania użytków rolnych ogółem w Polsce do roku 2030 (tys. ha)

Wyszczególnienie	2008	2010	2015	2016	2017	2018	2019	2016–2019	Prognoza 2030
Użytki rolne ogółem	16 154	15 503	14 545	14 376	14 620	14 669	14 690	14 589	13 800
Użytki rolne w dobrej kulturze rolnej	15 607	14 603	14 398	14 241	14 489	14 540	14 550	14 455	13 730
Grunty orne, w tym:	12 094	10 922	10 766	10 766	10 935	11 037	11 083	10 955	10 230
powierzchnia zasiewów	11 631	10 428	10 753	10 569	10 757	10 829	10 898	10 763	9 885
ugory	463	450	134	165	150	180	157	163	100
Uprawy trwałe	329	398	391	388	384	353	340	366	440
Trwałe użytki zielone	3 184	3 284	3 093	3 088	3 171	3 150	3 128	3 134	3 060
Pozostałe grunty	547	900	147	135	130	129	139	133	70

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS, 2009–2020 (18)

Tendencje zmian powierzchni zasiewów oraz produktywności roślin w Polsce

Określenie przewidywanych kierunków zmian powierzchni zasiewów oparto na prognozach opracowanych przez Kopińskiego i Matykę (5, 9, 10) na potrzeby Fertilizer Europe, Ministerstwa Środowiska (MŚ) oraz Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi (MRiRW). W długoterminowej prognozie do roku 2030 przewiduje się zmniejszenie powierzchni zasiewów do poziomu 9 885 tys. ha (tab. 1). Wynikać ono będzie głównie z przekształcania gruntów rolnych na cele nierolnicze, w tym m.in. powiększanie się terenów osiedlowych i przemysłowych. W związku z tym należy przewidywać, że ograniczenie powierzchni użytków rolnych prowadzić będzie do wzrostu koncentracji i intensywności produkcji rolnej, a ograniczenie powierzchni zasiewów rekompensowane będzie niewielkim wzrostem plonów roślin, szczególnie w gospodarstwach większych obszarowo, o wysokiej towarowości.

Do roku 2030 przewiduje się zmniejszenie powierzchni uprawy zbóż o ok. 10% do poziomu 6 810 tys. ha (tab. 2). Spadek powierzchni uprawy zbóż dokona się głównie za sprawą zmniejszenia powierzchni uprawy mieszanek zbożowych przeznaczanych dotychczas w głównej mierze na paszę, a coraz częściej zastępowanych uprawą pszenżyta. W kolejnych latach należy przewidywać dalszy wzrost powierzchni i zbiorów kukurydzy. Jednak to pszenica pozostanie nadal głównym gatunkiem zboża uprawianym w Polsce.

Ze względu na obserwowane dotychczas zmniejszenie znaczenia ziemniaka jako rośliny paszowej w założeniach prognozy średnioterminowej uwzględniono utrzymanie tendencji zmniejszenia powierzchni uprawy tej rośliny (o 2,6 tys. ha rocznie) oraz buraka cukrowego (o 1,0 tys. ha rocznie), którego uprawa podlega coraz większej koncentracji regionalnej, w gospodarstwach większych obszarowo o wysokiej towarowości produkcji roślinnej. W przypadku roślin oleistych, spośród których w kraju jest uprawiany głównie rzepak i rzepik, przewiduje się nieznaczny (o 9,7% w relacji do średniej powierzchni uprawy w latach 2016–2019) wzrost powierzchni zasiewów, co ma zapewnić zaspokojenie potrzeb krajowych.

Przewidywana w roku 2030 łączna powierzchnia uprawy roślin strączkowych na nasiona powinna się zwiększyć i kształtować na poziomie 420 tys. ha. Ten prognozowany wzrost częściowo będzie wynikał z dążenia do zastępowania importowanej soi wolnymi od GMO roślinami strączkowymi oraz będzie efektem różnych form wsparcia rolnictwa w ramach PS WPR. Przewidywany jest także umiarkowany wzrost produkcji biomasy stałej na cele energetyczne (kukurydzy na biogaz czy wierzby energetycznej).

W prognozie przyjęto założenie, że przy zmniejszającej się powierzchni użytków rolnych plony większości roślin powinny minimalnie wzrosnąć. Natomiast zbiory wybranych upraw roślin nie powinny ulec większym zmianom (tab. 3). Zakładany wzrost plonowania będzie wynikał z poprawy efektywności wykorzystania składników nawozowych na skutek poprawy stanu agrochemicznego gleb, postępów biologicz-

nych, technicznych i organizacyjnych, uwarunkowanych koniecznością utrzymania i zwiększenia konkurencyjności oraz samowystarczalności żywnościowej (poprzez zbilansowanie krajowego zapotrzebowania na podstawowe produkty roślinne) (8). Niestety efekt ten będzie w znacznym stopniu niwelowany przez wycofanie lub ograniczenie znacznej grupy środków ochrony roślin. Według Mrówczyńskiego (11) w przypadku ograniczenia o 50% stosowanych substancji aktywnych wielkości plonów mogą ulec zmniejszeniu od 16 do 50%. W prognozie przyjęto założenie, że proces ten spowoduje wyhamowanie dotychczasowego tempa wzrostu plonów o 50%. Zatem przewidywana wielkość zbiorów powinna być zbliżona do potrzeb żywnościowych i paszowych, uwzględniając prognozy zmian demograficznych i zmian poglobia zwierząt, a także przeznaczenie części produkcji ziarna zbóż na bioetanol oraz rzepaku na produkcję biodiesla.

Określenia przewidywanego tempa wzrostu plonowania roślin dokonano na podstawie długoterminowych trendów wyznaczonych dla głównych roślin uprawnych przez Matykę (6) i zaktualizowanych przez Kopińskiego (4). W założeniach prognozy średnioterminowej przyjęto wzrost plonowania pszenicy o $21 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, jęczmienia – o $14,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, żyta, pszenżyta oraz owsa – średnio o $6,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, kukurydzy na ziarno – o $27,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, mieszanek zbożowych – o $6,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, rzepaku ozimego i jarego – o $11 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, strączkowych jadalnych i pastewnych na nasiona – średnio o $17 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, ziemniaka – o $108 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ i buraka cukrowego – o $329 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Przyjęte założenia, po uwzględnieniu między innymi zwiększenia powierzchni objętej ekologicznym systemem produkcji, pozwolą w perspektywie roku 2030 na uzyskanie plonów i zbiorów na poziomie przedstawionym w tabeli 3. Spośród większości analizowanych roślin szacowane plony, w relacji do średnich z lat 2016–2018, ulegną nieznacznemu zwiększeniu. Jedynie w przypadku ziemniaka i buraka cukrowego będziemy mieli do czynienia z niewielką obniżką plonowania. Natomiast prognozowane zbiory w przypadku kukurydzy na ziarno i roślin strączkowych na nasiona ulegną znacznemu zwiększeniu, a w przypadku pozostałych analizowanych roślin poziom ich zbiorów nie ulegnie istotniejszym zmianom, co powinno zaspokoić potrzeby paszowe i żywnościowe.

Należy przewidywać dalsze utrzymanie obecnej pozycji ogrodnictwa (warzywnictwa) i sadownictwa. To w tych kierunkach, w porównaniu z innymi gałęziami produkcji rolniczej, są najszybciej wdrażane i upowszechniane postęp biologiczny i nowe technologie produkcji oraz przechowywania płodów rolnych, rzutujące na poziom strat przechowalniczych i ostateczną podaż warzyw i owoców na rynku żywnościowym. Brak jest jednak wiarygodnych, szczegółowych prognoz dotyczących szacunków plonów i zbiorów tych upraw do 2030 r.

Tabela 2

Powierzchnia zasiewów głównych ziemiopłodów w Polsce i prognoza zmian do 2030 roku (tys. ha)

Wyszczególnienie	2008	2010	2015	2016	2017	2018	2019	2016-2019	Prognoza 2030
Powierzchnia zasiewów	11 631	10 428	10 753	10 569	10 757	10 829	10 898	10 763	9 885
Zboża ogółem	8 599	7 638	7 512	7 462	7 602	7 806	7 891	7 691	6 810
Rzepak i inne oleiste	791	986	994	867	956	891	916	907	995
Strączkowe na nasiona	115	181	407	300	272	251	270	273	420
Ziemniak	549	401	300	312	329	291	308	310	280
Burak cukrowy	187	206	180	206	232	236	241	228	230
Pastewne bobowate	121	195	249	211	173	139	138	165	200
Pastewne pozostałe (niebobowate)	808	532	806	879	870	876	821	861	790
Pozostałe rośliny, w tym:	461	289	305	332	323	339	313	328	270
warzywa	198	159	159	178	170	159	156	166	215

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS, 2009-2020 (18)

Tabela 3

Plony i zbiory głównych roślin uprawnych w Polsce oraz prognoza zmian do roku 2030

Wyszczególnienie	Lata 2002–2004				Lata 2010–2012				Lata 2016–2019				Prognoza 2030	
	plony t·ha ⁻¹		zbiory tys. t		plony t·ha ⁻¹		zbiory tys. t		plony t·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹		zbiory tys.t·rok ⁻¹		plony t·ha ⁻¹	zbiory tys. t
	3,22	26 635	9 018	27 513	3,57	27 513	3,82	29 386	0,041	118,6	189,7	110,3	4,01	27 294
	3,85	9 018	4,22	9 118	4,46	10 832	0,042	115,8	125,1	120,1	120,1	120,1	4,60	9 667
Zboża ogółem, w tym:														
pszenica	3,17	3 257	3,46	3 634	3,56	3 414	0,027	112,3	10,8	104,8	104,8	3,63	3 445	
jęczmień	5,70	2 063	6,92	2 794	6,47	3 991	0,053	113,5	133,0	193,5	193,5	6,83	5 126	
kukurydza	2,34	1 152	2,39	1 985	2,74	2 373	0,028	117,1	84,2	206,0	206,0	2,82	2 682	
Rzepak i rzepik	2,28	214	2,18	403	1,97	538	-0,021	86,4	22,3	251,4	251,4	2,18	917	
Strączkowe na nasiona	18,95	14 420	22,75	8 950	25,77	8 030	0,470	136,0	-440,7	55,7	24,20	6 776	6 776	
Ziemiak	42,72	12 557	54,66	11 332	62,59	14 349	1,370	146,5	123,6	114,3	114,3	61,75	14 161	

*w relacji do lat 2002–2004; **lata 2002–2004 = 100%

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS, 2009–2020 (18)

Przedstawione powyżej prognozy, dotyczące 2030 r., w zakresie użytkowania gruntów, struktury zasiewów podstawowych grup roślin uprawnych oraz ich plonowania i zbiorów, uwzględniają dotychczasowe tendencje oraz uwarunkowania zewnętrzne oddziałujące na rolnictwo krajowe ujęte w ramach Planu Strategicznego WPR oraz Europejskiego Zielonego Ładu. Stanowią one fundament do sporządzenia bilansów podstawowych składników mineralnych, których saldo bilansowe jest jednym z kluczowych wskaźników ilościowych wskazujących na ewentualny poziom zagrożenia dla środowiska ze strony produkcji rolniczej. Czynnikiem ograniczenia zagrożeń dla środowiska przyrodniczego w świetle przewidywanych założeń prognostycznych może być wzrost powierzchni objętej produkcją ekologiczną. Należy jednak pamiętać, że jednocześnie będzie to skutkowało obniżeniem produkcji rolniczej. Ocena wpływu tego czynnika uwzględnia dwa scenariusze (warianty) opisane poniżej.

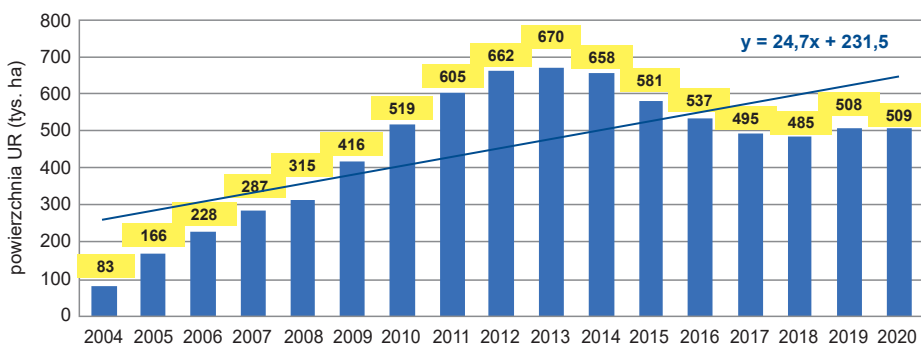
Prognoza zmian powierzchni ekologicznych użytków rolnych oraz zużycia nawozów mineralnych w Polsce w 2030 r.

Pierwsze certyfikowane gospodarstwa ekologiczne pojawiły się w Polsce w roku 1990; ich liczba do końca lat 90. była niewielka. Wprowadzenie pochodzących z budżetu państwa mechanizmów wsparcia do tego systemu rolniczego w 1998 r. spowodowało szybki wzrost liczby gospodarstw ekologicznych. Wzrost ten był bardzo dynamiczny zwłaszcza po 2004 r., czyli po akcesji Polski do UE. Rolnictwo ekologiczne zostało objęte wsparciem z II filaru WPR. W latach 2004–2013 liczba gospodarstw ekologicznych w Polsce wzrosła 7-krotnie, a powierzchnia ich UR – 12-krotnie. Gospodarstwa ekologiczne średnio w kraju, jak również w poszczególnych województwach są większe w porównaniu z ogółem gospodarstw rolnych. Szczegółowe analizy dotyczące rozmieszczenia gospodarstw ekologicznych w kraju wykazały, że gminy z największą ich liczbą charakteryzują się niższymi wartościami wskaźnika waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej, mniejszą wydajnością produkcji rolniczej oraz ponad 50% udziałem powierzchni obszarów prawnie chronionych (16). Wskazuje to, że w gorszych warunkach siedliskowych rolnictwo ekologiczne może stanowić alternatywę dla konwencjonalnego systemu gospodarowania. Przeprowadzone analizy pokazały jednocześnie, że w praktyce rozwój rolnictwa ekologicznego w dużo większym stopniu zależy od czynników ekonomiczno-organizacyjnych niż od warunków przyrodniczych (1, 16).

Dane dotyczące rynku produktów ekologicznych wskazują ponadto, że jest on jednym z najszybciej rozwijających się w Europie i na świecie (19). Można oczekiwać, że mechanizmy wsparcia zorientowane na rozwój rolnictwa ekologicznego w ramach WPR UE oraz popyt na produkty rolnictwa ekologicznego będzie powodował dalszy wzrost liczby gospodarstw ekologicznych i rynku produktów ekologicznych w Polsce.

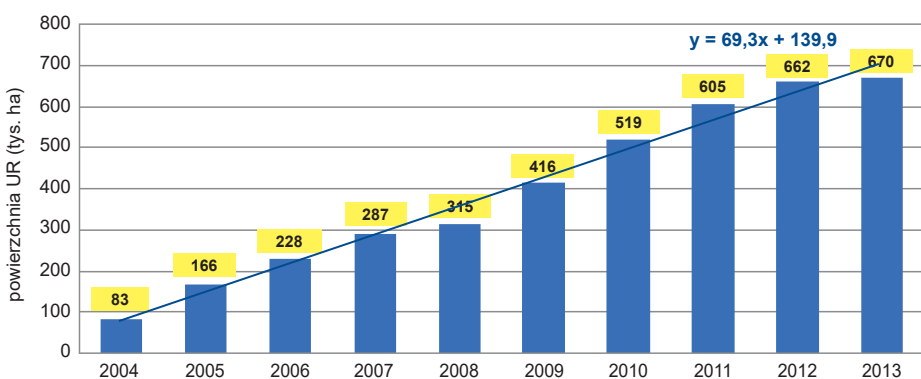
Na podstawie dostępnych danych wyznaczono dwa różne scenariusze rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce do roku 2030, tj.:

- 1. Scenariusz I „realistyczny”** (najbardziej prawdopodobny) wygenerowano na podstawie wyznaczonych trendów liniowych zmian powierzchni ekologicznych użytków rolnych od 2004 do 2020 r., czyli całego analizowanego okresu (w sumie 17 lat), licząc od wejścia Polski do Unii Europejskiej.
- 2. Scenariusz II „optymistyczny”** oparto na wyznaczonych trendach liniowych zmian powierzchni ekologicznych użytków rolnych w latach 2004–2013, czyli w okresie najbardziej dynamicznego jej wzrostu obserwowanego po wejściu Polski do Unii Europejskiej.



Rys. 1. Powierzchnia UR w gospodarstwach ekologicznych w latach 2004–2020 i trend określający tempo zmian w wariancie realistycznym – scenariusz I

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GIJHARS, 2005–2021 (14)



Rys. 2. Powierzchnia UR w gospodarstwach ekologicznych w latach 2004–2013 i trend określający tempo zmian w wariancie optymistycznym – scenariusz II

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GIJHARS, 2005–2021 (14)

W sumie dla Polski całkowita powierzchnia ekologicznych użytków rolnych w 2030 r. według scenariusza optymistycznego miałyby wynieść ok. **1,89 mln ha**, co stanowi około **13%** (12,7%) powierzchni użytków rolnych w Polsce (tab. 4).

Zgodnie z przewidywaniami scenariusza realistycznego całkowita powierzchnia ekologicznych użytków rolnych w 2030 r. może zajmować **ok. 1 010 tys. ha UR (955 tys. ha UR w dkr)**, co będzie stanowić około **7%** powierzchni użytków rolnych w Polsce (tab. 4).

Mając na uwadze cel opracowania, którym jest oszacowanie możliwości ograniczenia zużycia NPK w efekcie wzrostu powierzchni rolnictwa ekologicznego w dalszych kalkulacjach, analizie poddano oba zaproponowane scenariusze. Dodatkowo w analizie przyjęto powierzchnię uwzględniającą grunty utrzymywane w dobrej kulturze rolnej.

Tabela 4

Założenia ogólne

Wyszczególnienie	Stan aktualny 2017–2019	Scenariusz I – realistyczny	Scenariusz II – optymistyczny
Udział rolnictwa ekologicznego w pow. UR	3,4%	7%	13,0%
Powierzchnia rolnictwa ekologicznego w tys. ha. UR w dkr	496	955	1 783
Powierzchnia UR (tys. ha)	14 660	13 800	13 800
Powierzchnia UR w dkr (tys. ha)	14 526	13 730	13 730
Powierzchnia GO (tys. ha)	10 990	10 230	10 230
Powierzchnia zasiewów (tys. ha)	10 828	9 885	9 885

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS, 2019–2021 (15)

Uwzględniając oszacowane w poszczególnych scenariuszach zmiany powierzchni UR użytkowanych ekologicznie i konwencjonalnie, określono skalę zmniejszenia zużycia nawozów mineralnych w perspektywie 2030 r. (tab. 5).

Tabela 5

Stan aktualny i prognoza zużycia nawozów mineralnych uwzględniająca rozwój rolnictwa ekologicznego w Polsce w roku 2030

Zużycie nawozów	Stan aktualny				Scenariusz I – realistyczny (7%)				Scenariusz II – optymistyczny (13%)			
	rolnictwo, lata 2017–2019				rolnictwo, rok 2030				rolnictwo, rok 2030			
	ekol.	konw.	razem		ekol.	konw.	razem	zmiana*	ekol.	konw.	razem	zmiana*
Razem NPK w tys. t	2	2010	2012		5	1958	1961	-2,5	6	1759	1765	-12,3
Zużycie azotu (N) (tys. t)	0	1 108	1 108	0	943	943	-14,9	0	933	933	-15,8	
Zużycie fosforu (P ₂ O ₅) (tys. t)	1	342	342	1	304	305	-10,8	2	310	313	-8,5	
Zużycie potasu (K ₂ O) (tys. t)	2	559	561	4	509	513	-8,6	7	512	519	-7,5	
Zużycie wapna (CaO) (tys. t)	27	774	802	82	1 095	1 177	46,8	153	1 024	1 177	46,8	
Razem NPK (kg·ha⁻¹ UR w dkr)	5,2	143,3	138,5	5,2	137,4	128,1	-7,5	5,7	148,5	128,5	-7,2	
Azot (N) (kg·ha ⁻¹ UR w dkr)	0	79,0	76,3	0	73,8	68,6	-10,1	0	78,8	68,0	-10,9	
Fosfor (P ₂ O ₅) (kg·ha ⁻¹ UR w dkr)	1,2	24,3	23,6	1,2	23,8	22,2	-5,9	1,3	26,2	22,8	-3,4	
Potas (K ₂ O) (kg·ha ⁻¹ UR w dkr)	4,0	39,9	38,6	4,0	39,8	37,3	-3,4	4,4	43,5	37,8	-2,1	
Wapń (CaO) (kg·ha ⁻¹ UR w dkr)	55,2	55,2	55,2	85,7	85,7	85,7	55,3	85,7	85,7	85,7	55,3	

* zmiana % w odniesieniu do stanu aktualnego (2017–2020)

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS, 2018–2020 (17).

Możliwość realizacji przedstawionych wariantów rozwoju rolnictwa ekologicznego warunkowana jest wieloma czynnikami, zwłaszcza kształtem wsparcia finansowego dla tego systemu produkcji.

Analizując przedstawione dane, należy podkreślić, że oszacowane wartości zużycia nawozów w poszczególnych scenariuszach uwzględniają zjawisko kompensacji związane ze zwiększeniem wydajności jednostkowej na powierzchni konwencjonalnej. Dodatkowym korygującym elementem zaprezentowanych kalkulacji jest założenie, że w perspektywie wdrażania powyższych scenariuszy będzie następowała racjonalizacja nawożenia. Z przedstawionych wyników (tab. 4) obrazujących różne scenariusze rozwoju rolnictwa ekologicznego wynika, że optymalnym dla Polski rozwiązaniem byłoby przyjęcie scenariusza I pokazującego redukcję o 7% poziomu nawożenia NPK w $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR w dkr w odniesieniu do lat 2017–2019. Taki poziom redukcji nie powinien znacząco wpłynąć na obniżenie produktywności roślin, przede wszystkim dzięki wdrożeniu praktyk korzystnych dla środowiska (m.in. rozwoju rolnictwa precyzyjnego, optymalizacji nawożenia azotem poprzez wprowadzenie obligatoryjnego stosowania planów nawozowych w dużej grupie gospodarstw) oraz poprawie efektywności wykorzystania składników nawozowych.

Opracowanie planów działań oraz instrumentów wsparcia rolnictwa ekologicznego w kraju powinno być ukierunkowane bardziej na budowanie trwałości tego sposobu gospodarowania niż na realizację założonych wskaźników. Dla podtrzymania rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce konieczne jest również wsparcie badań obejmujących zarówno doskonalenie metod agrotechnicznych i organizacji produkcji, ale również kształtowania jakości produktów i przetwórstwa.

Podsumowanie

Przedstawiona analiza możliwych do roku 2030 zmian strukturalnych w produkcji roślinnej w kontekście ograniczenia strat biogenów ma charakter ramowy i wynika z przyjętych założeń metodycznych. Trafność prognozowanych zmian zależy w bardzo dużym stopniu od tzw. czynników zewnętrznych, w tym kształtu interwencji i wymogów WPR, a w coraz większym stopniu od skali zagrożeń wynikających z konfliktów międzynarodowych.

Prognozowane zmiany należy jednak oceniać w sposób wieloaspektowy, uwzględniając ich wpływ na poziom produkcji roślinnej w Polsce i możliwość pokrycia zapotrzebowania surowcowego. Za bardziej realistyczny uznać należy scenariusz wzrostu rolnictwa ekologicznego do 7% powierzchni użytków rolnych. Scenariusz ten jest bowiem, bardziej osadzony w realiach produkcyjnych, środowiskowych i organizacyjno-ekonomicznych polskiego rolnictwa.

Obniżenie do roku 2030 poziomu intensywności produkcji roślinnej wynikającej jednocześnie ze zmniejszenia nawożenia składnikami nawozowymi (NPK) o 7%, w tym głównie azotem, oraz zwiększenia powierzchni upraw ekologicznych wpłynie

na obniżenie tempa wzrostu plonowania większości uprawianych roślin. Zważywszy na przewidywane lepsze wykorzystanie tzw. pozanawozowych czynników produkcji, powinno to prowadzić do poprawy wykorzystania składników nawozowych.

Przedstawione w opracowaniu prognozy zmian użytkowania gruntów i struktury zasiewów oraz wzrostu powierzchni rolnictwa ekologicznego i jednocześnie zmniejszenia zużycia nawozów mineralnych w perspektywie do 2030 r. mogą przyczynić się do istotnego ograniczenia strat biogenów, zmniejszając tym samym zagrożenia dla środowiska przyrodniczego. Należy jednak zauważyć, że oczekiwane pozytywne efekty środowiskowe mogą być zróżnicowane regionalnie. Najprawdopodobniej będą one w największym stopniu dotyczyć obszarów z gorszymi warunkami siedliskowymi, gdzie rolnictwo ekologiczne rozwijało się dotychczas najdynamiczniej.

Literatura

1. Jończyk K.: Rozwój rolnictwa ekologicznego w Polsce. Zeszyty Naukowe WSEI seria: Ekonomia, 2014, **8(1)**: 129-140.
2. Kopiński J.: Ekspertyza dotycząca aktualizacji i uzupełnienia danych prognostycznych w zakresie podstawowych aktywności rolniczych, z których szacowane są emisje gazów cieplarnianych na potrzeby przygotowania Siódmego Raportu Rządowego dla Konferencji Stron Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie Zmian Klimatu oraz Czwartego Raportu Dwuletniego. Ekspertyza na potrzeby Departamentu Strategii, Analiz i Rozwoju MRiRW, lipiec 2019, ss. 8 (materiały niepublikowane).
3. Kopiński J.: Porównanie zmian realizacji celów produkcyjno-środowiskowych rolnictwa wybranych województw. Acta Scientiarum Polonorum. Oeconomia, SGGW Warszawa, 2017, **16(2)**: 87-95.
4. Kopiński J.: Stan aktualny oraz prognoza zmian różnych kierunków produkcji rolniczej w Polsce. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2018, **55(9)**: 47-75.
5. Kopiński J., Matyka M.: Ocena regionalnego zróżnicowania współzależności czynników przyrodniczych i organizacyjno-produkcyjnych w polskim rolnictwie. Zagadnienia Ekonomiki Rolnej, 2016, **1(346)**: 57-79.
6. Kopiński J., Matyka M.: Stan obecny i przewidywane zmiany produkcji rolniczej w Polsce w perspektywie roku 2030. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2014, **40(14)**: 45-58.
7. Kuś J., Matyka M.: Zmiany organizacyjne w polskim rolnictwie w ostatnim 10-leciu na tle rolnictwa UE. Zagadnienia Ekonomiki Rolnej, 2014, **4**: 50-67.
8. Matyka M.: Główne kierunki zmian w produkcji roślinnej w Polsce w latach 2000–2007. Wieś Jutra, 2009, **6**: 32-34.
9. Matyka M.: Plonowanie wybranych gatunków roślin w Polsce, Niemczech i 27 krajach Unii Europejskiej w latach 1961–2012. Roczn. Nauk. SERiA, 2014, **16(3)**: 183-187.
10. Matyka M., Kopiński J.: Tendencje zmian w produkcji roślinnej w Polsce w latach 2000–2014. Monografie PW IERiGŻ-PIB, 2016, **R-39**: 11-31.
11. Mróczyński M.: Skutki wycofania substancji czynnych środków ochrony roślin dla praktyki rolniczej, doradztwa, nauki i środowiska. Prezentacja niepublikowana wygłoszona na webinarium, Poznań, 26.03.2021.
12. Plan Strategiczny dla Wspólnej Polityki Rolnej. MRiRW, Warszawa, grudzień 2020; file:///C:/Temp/projekt_Planu_Strategicznego_dla_WPR.pdf, dostęp: 25.05.2021 r.
13. Produkcja upraw rolnych i ogrodniczych. GUS, Warszawa 2003–2020.

-
14. Raport o stanie rolnictwa ekologicznego w Polsce w latach 2003-2004–2019-2020, GIJHARS, Warszawa 2005–2021. <https://www.gov.pl/web/ijhars/dane-o-rolnictwie-ekologicznym>, dostęp: 27.05.2021 r.
 15. Rocznik statystyczny rolnictwa. GUS Warszawa, 2019–2021.
 16. Stuczyński T., Jończyk K., Korzeniowska-Paculek R., Kuś J., Terelak H.: Warunki przyrodnicze ekologicznej produkcji rolniczej a jej stan obecny na obszarze Polski. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2007, 5: 56-78.
 17. Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym. GUS, Warszawa 2018–2020.
 18. Użytkowanie gruntów i powierzchnia zasiewów. GUS, Warszawa 2009–2020.
 19. W i l l e r H., L e r n o u d J. (eds): The World of organic agriculture. Statistics and Emerging Trends. 2019. <https://shop.fibl.org/CHen/2020-organic-world-2019.html>.
-

Adres do korespondencji:

dr hab. Krzysztof Jończyk
Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 47 86 807
e-mail: kjonczyk@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Krzysztof Jończyk	0000-0002-5262-8858
Jarosław Stalenga	0000-0002-3486-0995
Jerzy Kopiński	0000-0002-2887-4143
Andrzej Madej	0000-0002-3369-1077

Dorota Pikula

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

ZNACZENIE MATERII ORGANICZNEJ W OGRANICZANIU
STRAT BIOGENÓW*

Słowa kluczowe: związki fosforu, związki azotu, nawozy naturalne, następstwo roślin, międzyplony

Wstęp

Zrównoważone praktyki agrotechniczne prowadzone w sposób niedegradujący środowiska naturalnego to skuteczne narzędzie służące utrzymaniu żyznej gleby i czystej wody w obliczu postępujących zmian klimatu i intensyfikacji produkcji rolnej. Złożoność wyzwania, jakim jest ograniczenie strat biogenów – azotu (N) i fosforu (P), ma obecnie charakter priorytetowy nie tylko ze względów ekonomicznych, ale głównie środowiskowych, zwłaszcza że przeważająca część gleb Polski charakteryzuje się stosunkowo niską jakością. Gleba ze względu na swą budowę odznacza się zdolnością zatrzymywania i pochłaniania różnych składników, w tym jonów i cząsteczek (19). Właściwości te zależą od kompleksu sorpcyjnego gleby, czyli najbardziej aktywnej, rozdrobnionej części stałej fazy gleby (1, 2, 9, 19). Jak podaje Krasowicz i in. (14), ponad 70% gleb Polski powstało głównie z plejstocenijskich glin i piasków zwałowych. Z tego powodu polskie gleby charakteryzują się małą pojemnością sorpcyjną. Niska zawartość koloidów glebowych oraz minerałów ilastych to główne przyczyny mniejszej zdolności gleby do magazynowania wody i składników pokarmowych w wierzchniej warstwie i większych strat biogenów do wód. Obok wymienionych wyżej czynników podstawowym wskaźnikiem, który determinuje jakość gleb i decyduje o ich właściwościach jest zawartość materii organicznej (24, 26, 29). Optymalna zawartość tego komponentu glebowego nie tylko stabilizuje strukturę gleby, poprawia

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.1 pt. „Nawożenie użytków rolnych” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2022 r.

jej kompleks sorpcyjny, ale także zmniejsza podatność gleby na degradację, erozję, zakwaszenie oraz utratę związków mineralnych azotu i fosforu. Próchnica posiada koloidalną strukturę, która sprawia, że znaczne powierzchnie wewnętrzne jej cząstek są zdolne zatrzymywać wodę w ilości kilkakrotnie większej od swojej masy (20). Struktura taka umożliwia także sorpcję wielu składników pokarmowych w stopniu 4–12 razy większym niż przez części mineralne, zatem zwiększenie zawartości materii organicznej w glebie może skutecznie zapobiegać stratom biogenów z gleby. Dzięki temu, że glebowa materia organiczna jest cennym źródłem makro- i mikroelementów, szczególnie azotu, fosforu i siarki, a także miedzi, boru i cynku (8), można zredukować wielkości dawek tych składników wnoszone w nawozach mineralnych. O zawartości materii organicznej w glebie decydują czynniki środowiskowe – ilość opadów atmosferycznych oraz temperatura powietrza, zwłaszcza w okresie wegetacyjnym, właściwości fizyczno-chemiczne i odczyn gleby, jak również stopień nasilenia antropopresji, m.in. wszystkie zabiegi, które zwiększają dopływ powietrza do gleby (orka) (23). Większa ilość powietrza w glebie powoduje też wzrost jej temperatury, co przyspiesza mineralizację, czyli rozkład próchnicy. Lal (16) wyróżnia trzy kierunki możliwości zwiększenia zawartości materii organicznej w glebie. Pierwszy to ograniczenie erozji poprzez stosowanie mulczowania gleby i racjonalnej gospodarki pastwiskowej oraz ograniczenie mineralizacji materii organicznej (uprawa roślin pozostawiających w glebie resztki trudniej rozkładające się, zachowanie gruzelkowej struktury gleby). Drugim kierunkiem działań są wszelkie zabiegi skutkujące zwrotem węgla do gleby (stosowanie nawozów organicznych i naturalnych, uprawa międzyplonów, poprawa gospodarowania wodą). Ostatni sposób obejmuje zwiększenie zawartości węgla w plonach roślin uprawnych poprzez intensyfikację produkcji. Wszystkie wymienione powyżej kierunki są także korzystne dla ograniczenia strat związków azotu i fosforu z gleb. Celem opracowania jest przybliżenie wiedzy na temat wykorzystania różnych źródeł glebowej materii organicznej do zmniejszenia strat biogenów z gleb uprawnych do wód.

Zmianowanie roślin

W celu zwiększenia akumulacji materii organicznej w glebie zalecane są różne praktyki agrotechniczne. Jedną z bardziej skutecznych jest powrót do stosowania zmianowań, co zapewnia nie tylko dopływ węgla organicznego do gleby, ale również umożliwia optymalny recykling składników pokarmowych (6, 26, 29). Według tego podejścia produkcja roślinna na danym obszarze w kolejnych latach może być prowadzona z dominacją uprawy jednego gatunku roślin lub następstwem po sobie uprawy różnych gatunków, co zgodnie z wytycznymi VDLUFA (Stowarzyszenie Niemieckich Rolniczych Instytutów Badawczych) może sprzyjać wzbogaceniu gleby w określoną ilość węgla organicznego po zbiorze roślin. Monokultura to następstwo po sobie uprawy tego samego gatunku roślin na danym polu w okresie dłuższym niż

jeden sezon wegetacyjny. W tym systemie uprawy nie są zachowane żadne kryteria ograniczające uprawę danego gatunku, niezależnie od skutków środowiskowych i ekonomicznych (10). Zmianowanie natomiast jest celowo zaplanowanym następstwem roślin różnych gatunków na tym samym polu, które uwzględniają uwarunkowania przyrodnicze uprawy kolejnych roślin po sobie. Częstotliwość powrotu każdego gatunku na danym polu informuje o liczbie uprawianych w płodozmianie roślin, określając jednocześnie rotację płodozmienu (10, 26). Każdy wymieniony powyżej system uprawy roślin można ocenić według różnych kryteriów, np. wpływu na właściwości gleby: fizyczne (gęstość objętościowa gleby, porowatość i struktura gleby), biologiczne (akumulacja i jakość materii organicznej, tempo mineralizacji resztek roślinnych) i agrotechniczne (odczyn gleby i zawartość składników pokarmowych) (4, 22).

Ważnym kryterium oceny uprawy roślin w zmianowaniach lub w monokulturze jest ocena skutków środowiskowych, między innymi wpływu na ograniczanie strat składników pokarmowych z gleby, głównie związków azotu i fosforu, powodujących eutrofizację wód. Do oszacowania wskaźnikowego zysku (+) glebowej materii organicznej w Polsce wykorzystuje się współczynniki reprodukcji glebowej materii organicznej według VDLUFA (29). Wartości tych współczynników odpowiadają ilości suchej masy materii organicznej w $t \cdot ha^{-1}$, o jaką gleba zostanie wzbogacona (+) w wyniku jednorocznej uprawy gatunku rośliny lub wprowadzenia do gleby określonego materiału organicznego (tab. 1 i 2). Zarówno zbyt małe, jak i nadmierne ilości materii organicznej dostarczane do gleby w określonych warunkach mogą generować niekorzystne skutki rolnicze i środowiskowe (zwiększone wymywanie składników pokarmowych z gleby, wzrost zapotrzebowania roślin na nawozy mineralne) (20). Poprawa żyzności gleby i dostępności składników pokarmowych dla kolejnej uprawy po przyoraniu międzyplonu wpływa również na zmniejszenie zapotrzebowania na dodatkowe nawozy. Literatura podaje, że 100 kg azotu związanego przez rośliny bobowate uprawiane w zmianowaniu może być ekwiwalentem 200 kg azotu zastosowanego w formie nawozu mineralnego (25).

Bardzo ważnym kryterium poprawnego następstwa roślin jest wzbogacenie gleby w odpowiednie składniki pokarmowe. W monokulturze zbożowej następuje wyczerpanie gleby ze składników pokarmowych, co wynika z wykorzystania ich do wzrostu i rozwoju roślin, a także ze strat związanych z wiązkową budową systemu korzeniowego zbóż. Z kolei głęboko korzeniące się rośliny uprawiane w zmianowaniu penetrują profil gleby, wykorzystując efektywnie składniki pokarmowe, co umożliwia zmniejszenie poziomu nawożenia mineralnego. Głęboki i gęsty korzeń, np. mieszanek bobowatych z trawami, ogranicza także wymywanie związków azotu i fosforu z gleb lekkich. Dobór roślin w określonym systemie uprawy skutkuje też różną dynamiką rozkładu pozostawianych resztek roślinnych w glebie ze względu na ich odmienny skład chemiczny, a więc stosunek C:N czy zawartość ligniny.

Tabela 1

Współczynniki reprodukcji glebowej materii organicznej dla roślin wzbogacających glebę w materię organiczną

Gatunek rośliny lub grupa roślin	Reprodukcja glebowej materii organicznej (+) $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$	Szacowana ilość azotu ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) wniesiona w 1 t s.m.***
	niski* i wysoki poziom plonów**	
Międzyplony ozime (rzepak ozimy, rzepik ozimy, rzodkiew oleista)	140–180	32
Poplony ścierniskowe (rzepa ścierniskowa, seradela, wyka, gorczyca biała, słonecznik, bobik, kapusta pastwna)	100–140	15,5–32,8
Wsiewki międzyplonowe (bobowate, trawy, mieszanki bobowatych z trawami, łubin żółty)	250–400	29,3–36,2

*plon poniżej $50 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, **plon powyżej $50 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ zielonej masy na rok użytkowania;

***obliczenia własne

Źródło: VDLUFA (29), opracowanie własne

W glebie zachodzą w sposób ciągły dwa przeciwstawne procesy: humifikacja, czyli przekształcanie świeżej masy organicznej w trwałą próchnicę i mineralizacja, czyli rozkład rodzimej próchnicy i uwalnianie składników pokarmowych. Zgodnie z opracowanym przez Partona i in. (21) modelem CENTURY oraz na podstawie badań własnych poszczególne frakcje materii organicznej można podzielić na 4 grupy w zależności od szybkości rozkładu wpływającej na zwiększenie lub zmniejszenie rozmiaru strat biogenów, tj.:

- I – świeża materia organiczna wprowadzona do gleby i obecna w niej co najmniej rok (duże ryzyko strat biogenów);
- II – próchnica aktywna, w skład której wchodzi różne związki organiczne pochodzące z rozkładu wtórnego trwającego co najmniej 5 lat, których nie można rozpoznać i kwalifikować botanicznie, celuloza, węgiel zawarty w biomacie mikroorganizmów (duże ryzyko strat biogenów);
- III – próchnica labilna, wolno rozkładająca się, w skład której wchodzi związki próchniczne ulegające mineralizacji w okresie od 5 do 100 lat, frakcja ilościowo największa w glebie (duże ryzyko strat biogenów);
- IV – próchnica stabilna (trwała), która ulega rozkładowi w glebie najwolniej, w okresie ponad 100 lat, tworzy trwałe połączenia z fazą mineralną gleby, do której nie mają dostępu mikroorganizmy (minimalne ryzyko strat biogenów).

Dążąc zatem do zwiększenia zasobów materii organicznej w glebie, należy dodatkowo badać jej jakość. W aspekcie ochrony środowiska wodnego najbardziej pożądane jest wytworzenie się próchnicy glebowej trwałej (frakcja IV). Oczywiście uzyskanie tego w praktyce rolniczej jest niezwykle trudne, szczególnie na glebach lekkich, o małych zdolnościach sorpcyjnych i słabej zdolności gleby do akumulacji materii organicznej. Jak wynika z badań naukowych, w klimacie umiarkowanym, na glebach wytworzonych z glin piaszczystych, szybkość rozkładu materii organicznej szacuje się na poziomie ok. 2% rocznie, czyli stosunkowo dużo. Oczywiście wartość wskaźnika mineralizacji w glebach piaszczystych jest naturalnie większa w porównaniu z glebami cięższymi. Niekorzystnym zjawiskiem na takich glebach jest tzw. priming effect wynikający z wprowadzenia do gleby materii organicznej o wąskim stosunku C:N, a więc resztek roślinnych, liści buraków cukrowych, nawozów zielonych, gnojowicy, gnojówki, co intensyfikuje szybkość rozkładu rodzimej materii organicznej, a w konsekwencji może skutkować dużym ryzykiem uwolnienia znacznych związków azotu i fosforu, mogących przenikać do wód gruntowych.

Materiał organiczny wprowadzany do gleby w zmianowaniach zbożowych jest jednorodny pod względem składu chemicznego, charakteryzuje się znaczną zawartością ligniny i szerokim stosunkiem C:N, co przekłada się na powolne tempo rozkładu. W zmianowaniu z różnym doбором gatunków roślin do gleby trafia materiał organiczny zróżnicowany pod względem składu chemicznego, a tym samym z odmienną podatnością na rozkład (3, 10, 18). Poza zwiększeniem zawartości materii organicznej w glebie w wyniku uprawy określonych gatunków roślin (rośliny poplonowe) korzyści z tego faktu rozpatruje się również w aspekcie większego magazynowania wody przez próchnicę, co skutkuje zmniejszeniem pozasezonowego wymywania składników mineralnych z gleby i ograniczeniem erozji wodnej.

Nawozy naturalne i organiczne

Nawozy naturalne, zwłaszcza obornik świński i drobiowy, są źródłem fosforu dla roślin, a poprzez wzbogacanie gleby w materię organiczną sprzyjają także uruchamianiu tego pierwiastka w glebie. W tabeli 2 podano przeliczniki dla zmian zapasów glebowej materii organicznej (wyrażone w $\text{kg C próchnicy} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) dla różnych materiałów organicznych wnoszonych do gleby, opracowane przez VDLUFA (29). Wartości dolne dotyczą głównie gleb w dobrej kulturze przy optymalnym mineralnym nawożeniu N, a wartości górne – gleb z wieloletnim niedoborem próchnicy. Wykorzystując poniższe dane, oszacowano także ilości azotu wnoszone do gleby w wyniku stosowania różnych nawozów naturalnych oraz materiałów organicznych, które pozwalają ograniczyć nawożenie mineralne.

Tabela 2

Współczynniki reprodukcji próchnicy dla różnych materiałów organicznych wnoszonych do gleby w kg C na t materiału organicznego

Materiały organiczne (t)	% s.m.	Współczynnik reprodukcji próchnicy w kg C·t ⁻¹ materiału organicznego	Szacowana ilość* kg N·ha ⁻¹ wniesiona w 1 t s.m.
Słoma (w zależności od gatunku)	86	80–110	5,8–12,0
Nawozy zielone (tzw. zielony obornik), liście buraków	10	8	25–35
Trawa koszona (zielonka)	20	16	10–15
Obornik:			
świeży	20	28	5–8
	30	40	
przefermentowany	25	40	
przekompostowany	35	62	
	55	96	
Gnojowica:			
świńska	4	4	3,5–4,4
bydłęca	8	8	
	4	6	1,9–3,0
	7	10	
	10	12	
Pomiot ptasi	15	12	16–30
	25	22	
	35	30	
	45	38	
Odpadki organiczne bez suszenia	20	30	3,5–7,0
świeży kompost	40	62	
	30	40	7,5–15,0
	50	66	
dojrzały kompost	40	46	
	50	58	
	60	70	
Osady ściekowe bez przeróbki	10	8	9–18
	15	12	
	25	28	
	35	40	
Osady ściekowe stabilizowane wapnem	45	52	
	20	16	
	25	20	
	35	36	
	45	46	
	55	56	
Odpady z fermentacji płynne	4	6	2–8
	7	9	
	10	12	3–19
stałe	25	36	
	35	50	
kompostowane	30	40	29
	60	70	

cd. tab. 2

Materiały organiczne (t)	% s.m.	Współczynnik reprodukcji próchnicy w kg C·t ⁻¹ materiału organicznego	Szacowana ilość* kg N·ha ⁻¹ wniesiona w 1 t s.m.
Odpady specjalne kompost	30	60	2–4
bydlęcy	50	100	
szlam ze stawów i jezior	10	10	
	40	40	

Źródło: VDLUFA (29) , *opracowanie własne

Na podstawie przeprowadzonych szacunków (tab. 1 i 2) stwierdzono, że najwyższymi współczynnikami reprodukcji materii organicznej oraz zawartością N charakteryzują się wsiewki międzyplonowe (bobowate, trawy, mieszanki bobowatych z trawami, łubin żółty), które dostarczają 250–400 kg C, a szacowana ilość kg N wniesiona w 1 t s.m. wynosi 29,3–36,2 kg N·ha⁻¹. Poplony ścierniskowe (rzepa ścierniskowa, seradela, wyka, gorczyca biała, słonecznik, bobik, kapusta pastewna) wnoszą do gleby 100–140 kg C, a szacowana ilość azotu w 1 tonie s.m. wynosi 29,3–36,2 kg N·ha⁻¹. Spośród nawozów naturalnych i organicznych największym współczynnikiem reprodukcji materii organicznej charakteryzuje się słoma – współczynnik reprodukcji w zależności od gatunku roślin wynosi (+) 80–110 kg C·t⁻¹ s.m., oraz obornik przekompostowany i przefermentowany, odpowiednio (+) 60 i 40 kg C·t⁻¹ s.m. Największą szacowaną ilością N wniesioną z toną s.m. charakteryzują się nawozy zielone, tzw. zielony obornik – od 25 do 35 kg oraz pomiot ptasi – od 16 do 30 kg N, przy współczynniku reprodukcji materii organicznej wynoszącym (+) 30 kg C·t⁻¹ s.m. Biorąc pod uwagę zawartości azotu w roślinach wzbogacających glebę w materię organiczną, przyoranie 3 ton suchej masy międzyplonów zawierającej średnio 3,5 kg N umożliwi zmniejszenie dawki mineralnych nawozów azotowych przeciętnie o 100 kg.

Tabela 3

Współczynniki reprodukcji glebowej materii organicznej dla roślin wzbogacających glebę w materię organiczną (kg·ha⁻¹·rok⁻¹)

Gatunek rośliny lub grupa roślin	Reprodukcja glebowej materii organicznej
	niski* i wysoki poziom plonów**
Międzyplony ozime	140
Międzyplony ścierniskowe	100
Wsiewki	250

*plon poniżej 50 t·ha⁻¹; **plon powyżej 50 t·ha⁻¹ zielonej masy na rok użytkowania

Źródło: VDLUFA (29)

Międzyplony

Międzyplony to rośliny uprawiane po zbiorze plonu głównego i zbierane przed siewem następnej rośliny. Rośliny uprawiane w międzyplonie w odróżnieniu od roślin plonu głównego rozwijają się w krótszym okresie, co uniemożliwia im przejście pełnego cyklu wegetacyjnego. Głównym ich zadaniem jest przerwanie częstego następstwa roślin w zmianowaniu, np. zbóż oraz poprawa żyzności gleby poprzez zwiększenie w niej zawartości próchnicy oraz tworzenie i utrzymywanie struktury gruzełkowatej gleby (31). Badania naukowe potwierdzają, że międzyplony poza produkcją wartościowej paszy zwiększają dopływ materii organicznej do gleby (29, 31, 33), a ich biomasa działa także przeciwerozyjnie (4). Rośliny międzyplonowe, stanowiąc znaczące źródło makroskładników i materii organicznej, przyczyniają się do mniejszej utraty składników mineralnych, które nie zostały wykorzystane w czasie wegetacji zbóż ozimych (30). Zaniewicz-Bajkowska i in. (34) zauważyli na przykład, że najwięcej azotu i fosforu w suchej masie akumuluje bobik; są to ilości większe w porównaniu z facelią, szarłatem i słonecznikiem. Zając i Antonkiewicz (33) wykazali jednocześnie, że w częściach nadziemnych międzyplonu ścierniskowego składającego się z mieszanki bobiku z wyką jarą i peluszką było więcej azotu niż w bobiku uprawianym w siewie czystym. Natomiast Wilczewski i Skinder (30) potwierdzili, że spośród roślin niebobowatych (dawniej: niemotylikowatych) uprawianych w międzyplonie ścierniskowym najbogatsze w azot zawarty w częściach nadziemnych były rzodkiew oleista, rzepak ozimy i gorczyca biała.

Według Eicha i Kundlera (13, 15) obowiązujące w Kodeksie Dobrej Praktyki Rolniczej współczynniki reprodukcji dla roślin bobowatych i ich mieszanek wynoszą odpowiednio: dla gleb bardzo lekkich +1,89, lekkich +1,96, a dla średnich +2,10. Natomiast wskaźniki reprodukcji (+) i degradacji (-) substancji organicznej podawanej przez Heylanda (11) dla międzyplonów na zielony nawóz o masie 10 t wynoszą +12. Współczynniki te wskazują na ogromną rolę międzyplonów i roślin bobowatych w zwiększaniu zawartości materii organicznej w glebie. Spośród uprawianych roślin w plonie głównym najkorzystniejszą na wartość współczynnika reprodukcji próchnicy oddziałują wieloletnie rośliny bobowate, trawy oraz ich mieszanki. Korzystnymi właściwościami charakteryzują się również jednoroczne rośliny strączkowe należące do rodziny bobowatych. Badania naukowe potwierdzają, że dobrze plonujący międzyplon uprawiany jako „zielony nawóz” ma wartość nawozową równą około połowy dawki obornika (20, 22). Wprowadzenie międzyplonów do zmianowania wzbogaca glebę nie tylko w próchnicę, ale również w składniki pokarmowe (tab. 4), wpływając korzystnie na życie mikrobiologiczne gleb.

Tabela 4

Nagromadzenie azotu i fosforu w międzyplonach ścierniskowych w $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$

Międzyplon	Azot	Fosfor
Gorzycza – część nadziemna	41,1	9,2
Gorzycza – korzenie	4,3	1,9
Mieszanka strączkowa – część nadziemna	81,7	10,2
Mieszanka strączkowa – korzenie	12,6	1,6

Źródło: Wojciechowski i Werwińska, 2016 (32)

Dane przedstawione w tabeli 4 potwierdzają, że międzyplony akumulują znaczne ilości azotu i fosforu, co zapobiega ich wymywaniu do głębszych warstw gleby i wód gruntowych, szczególnie na glebach lżejszych. Według badań Martineza i Guirauda (17) w okresie między plonami głównymi – pszenica-kukurydza, jesienią i zimą, z obiektów, w których nie uprawiano międzyplonów, uległo wypłukaniu $110 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, a na obiektach z ich uprawą – tylko $40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Korzystny wpływ międzyplonów jako sorbenta między innymi azotu i fosforu potwierdziły również badania Smukalskiego i Rogasik (27). Z mieszanką roślin strączkowych składającej się z grochu pastewnego i bobiku wprowadzono do gleby ponad dwukrotnie więcej azotu, mimo że plon suchej masy był tylko nieznacznie większy niż gorzycy. Ten międzyplon akumulował również więcej potasu i fosforu (31). Dodatkową zaletą uprawy międzyplonów, oprócz zwiększenia zawartości próchnicy w glebie, jest zdolność ograniczenia strat wody, dodatkowo ocienianie gleby i ochrona przed erozją wietrzną i wodną. Stredansky (28) wykazał, że międzyplony tworzą okrywą gleby i osłaniają ją od wiatru, przez co o 25–60% zmniejszają erozję w okresie od zbioru do siewu rośliny następczej (28). Dobrym rozwiązaniem jest więc uprawa roślin jarych, zrezygnowanie z orki przedzimowej i pozostawienie ich na polu przez zimę jako międzyplon, który po przemarznięciu utworzy tzw. mulcz chroniący glebę. Taki mulcz zaleca się pozostawić na polu aż do siewu rośliny jarej, zwłaszcza jeśli planowane są w następnym roku rośliny siane późno, jak kukurydza lub buraki. Wiosną mulcz z międzyplonów pełni również funkcję ochronną – poprzez ograniczanie powierzchniowego parowania wody zabezpiecza odpowiednią jej ilość dla wschodzących siewek. Należy jednak wspomnieć, że jakkolwiek międzyplony z uwagi na dużą ilość produkowanej biomasy pełnią funkcję ochronną przed erozją i wymywaniem azotanów oraz poprawiają właściwości biologiczne gleby, to w wyniku pobrania znacznych ilości zmagazynowanej wody w czasie wegetacji roślin może dochodzić do przesuszenia gleb, zwłaszcza lżejszych, co jest niekorzystne dla rośliny następczej.

Wpływ różnorodnej materii organicznej na dynamikę azotu i fosforu

Próchnica glebowa ma znaczący wpływ na gospodarkę azotem i fosforem. Z jednej strony, podlegając mineralizacji, jest źródłem tych pierwiastków dla roślin, a z drugiej strony poprzez sorpcję wymienną może akumulować składniki pokarmowe, zapobiegając ich wymywaniu. Zasadniczą funkcję w sorbowaniu lub wymywaniu składników pokarmowych odgrywa kompleks sorpcyjny gleby, który tworzą mineralne i organiczne składniki stałej fazy gleby, przeważnie minerały ilaste (np. illit) i materia organiczna wraz z humusem (kwasy huminowe, kwasy fulwowe, huminy) (1, 5, 7). Wymienione swoiste związki próchniczne stanowią organiczną część składową kompleksu sorpcyjnego, a ich pojemność sorpcyjna ($300\text{--}1400\text{ meq}\cdot 100\text{ g}^{-1}$) przewyższa 4–12 razy pojemność części mineralnej. To sprawia, że próchnica odpowiada za 20–70% całkowitej pojemności sorpcyjnej gleby i wykazuje 2–30 razy większą pojemność niż koloidy mineralne. W naszych warunkach klimatyczno-glebowych kompleks sorpcyjny jest naładowany ujemnie, dlatego dominuje sorpcja kationów (np. K^+) (2). Aniony (np. NO_3^-) są natomiast sorbowane w stosunkowo niewielkich ilościach i ulegają wypłukaniu w głąb profilu glebowego. W ten sposób, na drodze wymywania, z pól produkcyjnych tracony jest azot (6). Istotna z punktu widzenia rolniczego jest też sorpcja chemiczna jonów fosforowych, które wchodząc w reakcje z kationami wapnia, żelaza i glinu, tworzą trudno rozpuszczalne fosforany. W zależności od odczynu gleby fosfor może być dostępny lub niedostępny dla roślin. Przy pH (H_2O) wynoszącym 6,8 fosforany występują w glebie w dwóch formach jonowych: w postaci H_2PO_4^- i w postaci HPO_4^- . Zwiększenie odczynu gleby powyżej pH 6,8 daje przewagę jonów HPO_4^- . To zjawisko jest niekorzystne, ponieważ powoduje zmniejszenie przyswajalności fosforu, ale z drugiej strony zmniejsza straty fosforu w wyniku wymywania mogącego zachodzić w glebach zasobnych w fosfor. (5). Niepobrany przez rośliny lub niedostępny dla nich fosfor mimo małej ruchliwości w glebie (wynikającej z niskiej wartości współczynnika dyfuzji w glebie oraz bardzo dużej sorpcji przez stałą fazę gleby) może stanowić realne zagrożenie dla ekosystemów wodnych zlokalizowanych w pobliżu terenów użytkowanych rolniczo. Podatne na tego typu straty pierwiastka są gleby kwaśne i bardzo lekkie, szczególnie w okresie jesienno-zimowym, przy wysokim poziomie wód.

Fosfor wprowadzony do gleby z masą organiczną resztek roślinnych, w nawozach naturalnych i organicznych ulega mineralizacji biologicznej i biochemicznej. Biomasa gleb ornych zawiera do 5% fosforu ogólnego. Resztki roślinne zbóż (słoma) zawierają mało fosforu i po wprowadzeniu do gleby, dochodzi do jego uwsteczniania. Z kolei nawozy zielone z roślin młodych i nawozy naturalne zawierają dużo fosforu, który jest udostępniany w wyniku procesu mineralizacji (9). Korzystny wpływ materii organicznej na wzrost w glebie ilości przyswajanego fosforu pod wpływem nawożenia obornikiem i gnojowicą określa się jako tzw. efekt plonotwórczy. Efekt ten jest związany ze znaczą zawartością związków próchnicznych (szczególnie z obec-

nością kwasów huminowych). Produkty rozkładu materii organicznej, czyli kwasy organiczne rozpuszczają trudno rozpuszczalne ortofosforany wapnia, żelaza i glinu (10). Należy jednak mieć na uwadze, że przyorywanie obornika zwiększa zawartość labilnej frakcji materii organicznej w glebie, może zatem z jednej strony zwiększać ilość fosforu przyswajalnego dla roślin, z drugiej zaś potęgować straty związków fosforu z gleby. Zabiegiem przeciwdziałającym temu zjawisku jest regulowanie odczynu gleby, który wpływa na ruchliwość fosforu w glebie. Pola uprawne są zatem istotnym źródłem fosforu migrującego do wód. W celu ograniczenia jego migracji należy ściśle kontrolować dawki nawozów naturalnych i organicznych na podstawie aktualnej zawartości fosforu w tych nawozach, zapotrzebowania roślin na fosfor oraz zawartości P w resztkach roślinnych czy słomie.

W glebach istnieje duża pula związków fosforu, ale fosfor dostępny dla roślin stanowi tylko małą jej część. Należy zatem podjąć działania, by zintensyfikować proces uwalniania fosforu z trudno rozpuszczalnych połączeń, m.in. poprzez dbanie o poziom materii organicznej w glebie, co ograniczy potrzeby stosowania nawozów mineralnych. W skład próchnicy wchodzi różne związki organiczne o rozmaitych właściwościach chemicznych, fizycznych i mikrobiologicznych. Głównym jednak składnikiem próchnicy są substancje humusowe, które wywierają znaczący wpływ na utrzymanie optymalnej dostępności fosforu w glebie. Kwasy humusowe mają silne właściwości chelatujące (7, 26). Neutralizują toksyczny mangan, żelazo i glin oraz wapń, dzięki czemu fosfor nie wytrąca się w postaci nierozpuszczalnych związków. Substancje humusowe odgrywają znaczącą rolę w zapewnieniu wysokiej dostępności fosforu, zabezpieczają go przed uwstecznieniem oraz utrzymują wysoką aktywność mikrobiologiczną gleby. W glebach bogatych w materię organiczną biologiczne wiązanie przyswajalnych związków fosforu może być znaczące i spełniać pozytywną rolę poprzez uniemożliwianie powstawania nierozpuszczalnych form fosforu.

Azot wprowadzony do gleby z nawozów naturalnych i organicznych oraz reszek roślinnych uwalniany jest w dłuższym czasie w wyniku mineralizacji materii organicznej. Prawie cała zawartość azotu w glebie skumulowana jest w glebowej materii organicznej. Wykorzystanie przez rośliny azotu z nawozów naturalnych jest stosunkowo niewielkie, co przekłada się na duże konsekwencje środowiskowe, ponieważ pierwiastek ten wchodzi w obieg składników w agrosystemie i ulega stratom w wyniku ulatniania gazowych i wymywania jonowych połączeń azotu (9, 12). Wyróżnia się trzy główne fazy mineralizacji azotu organicznego: I – wymywanie (związki azotu rozpuszczalne w wodzie), II – akumulację i III – uwalnianie amoniaku. W zależności od rodzaju materiału organicznego wprowadzonego do gleby w postaci świeżej materii organicznej będzie on miał różną zawartość azotu – od poniżej 1% do 6%. Po wprowadzeniu do gleby nawozów zielonych, ze względu na znaczą ilość związków azotu łatwo rozpuszczalnych w wodzie (azotany, białka, aminokwasy), będzie zachodził proces wymywania, który oscyluje wokół 10%. Druga faza, czyli akumulacja azotu, związana jest ze zwiększeniem zawartości tego składnika w glebie.

Trzecia faza, czyli uwalniania azotu, zachodzi, gdy stosunek C:N w rozkładającej się masie organicznej oscyluje wokół 22:1. W tej fazie nie występuje wzrost zawartości azotu. Obornik, gnojowica i nawozy zielone (z dużą zawartością azotu), jeśli trafiają do gleby o optymalnej zawartości wody i temperatury, ulegają szybko rozkładowi i przechodzą tylko dwie pierwsze fazy, uwalniając azot do gleby. Ryzyko zagrożenia strat fosforu i azotu do wód w zależności od różnych zabiegów agrotechnicznych zamieszczono w tabeli 5.

Tabela 5

Ryzyko zagrożenia strat fosforu i azotu do wód w zależności od zabiegów agrotechnicznych

Zabieg agrotechniczny	Skutek	Straty biogenów*
Wieloletnie, duże dawki fosforu, azotu	wzrost zawartości fosforu labilnego w glebie, wymywanie nadmiaru azotu	duże
Nawożenie obornikiem, gnojowicą	wzrost zawartości fosforu labilnego w glebie, wymywanie nadmiaru azotu	duże
Wypas pastwiskowy	lokalny, miejscowy wzrost zawartości fosforu, lokalny wzrost zawartości nadmiaru azotu	duże
Pozostawienie jesienią stoku bez okrywy roślinnej	spliw powierzchniowy związków fosforu po stoku, wymywanie nadmiaru azotu	duże
Uprawa roli wzdłuż stoku	zwiększona podatność gleby na erozję wodną	duże
Uprawa roli w poprzek stoku	zmniejszona podatność gleby na erozję	małe
Zmniejszona dawka nawozów fosforowych, azotowych	zmniejszona ilość fosforu w glebie, zmniejszona zawartość azotu w glebie	małe
Melioracja	zwiększona infiltracja wód opadowych	małe
Nowoczesne technologie nawożenia	zlokalizowane umieszczenie fosforu w glebie, nawozy azotowe z inhibitorami, otoczkowane	małe
Brak stref buforowych wokół pól zlokalizowanych przy zbiornikach wodnych	zwiększona migracja fosforu i azotu do wód	duże
Brak zabiegów zwiększających zawartość materii organicznej w glebie	zwiększona migracja fosforu i azotu do wód	duże
Brak wapnowania	zwiększona migracja fosforu i azotu do wód	duże

Źródło: Grzebisz, 2009 (9) oraz *opracowanie własne

Podsumowanie

Materia organiczna nawozów naturalnych, organicznych oraz resztek roślinnych trafiających do gleby po zbiorach roślin jest znaczącym źródłem azotu i fosforu. Te dwa pierwiastki niezbędne do wzrostu i rozwoju roślin oraz utrzymania żyzności gleby mogą jednak w wyniku złych praktyk dostawać się do wód i powodować ich eutrofizację. Zatem zwiększenie materii organicznej w glebie jest niezbędną praktyką agrotechniczną, która rozszerza kompleks sorpcyjny gleby i dostarcza składników pokarmowych. Działanie to powinno być poprzedzone oznaczeniem zawartości węgla organicznego w glebie, oszacowaniem ilości azotu i fosforu w resztkach roślinnych oraz nawozach organicznych i naturalnych, oceną aktualnego odczynu gleby, zawartości przyswajalnego fosforu w glebie i azotu mineralnego oraz określeniem wymagań pokarmowych roślin. Zabiegi agrotechniczne, szczególnie poprawność ich wykonania, dostosowane do aktualnych warunków glebowych i klimatycznych mają decydujące znaczenie dla rozmiaru strat azotu i fosforu. Zwiększanie zawartości materii organicznej w glebach ponad optymalną zawartość może bowiem prowadzić do strat tych pierwiastków w wyniku nadmiernej mineralizacji, gdyż gleba przesycona próchnicą nie jest już zdolna do przekształcenia świeżej masy organicznej w trwałą próchnicę. Wdrażanie do praktyki rolniczej zaleceń uprawy międzyplonów i poplonów ścierniskowych oraz stosowania nawozów naturalnych, szczególnie obornika bydlęcego i świńskiego, będzie miało ogromne znaczenie dla zwiększenia zawartości materii organicznej w glebie, a tym samym zmniejszenie wymywania składników pokarmowych z gleb lekkich, które przeważają w Polsce. Dodatkowo w wyniku stosowania ww. praktyki będzie możliwe zmniejszenie stosowania nawozów mineralnych azotowych lub zredukowanie ich dawki uzupełniającej przeciętnie o 100 kg. Wdrożenie praktyki zakłada zwiększenie zawartości materii organicznej w glebie oraz ograniczenie nawożenia azotem mineralnym poprzez stosowanie nawozów naturalnych, organicznych, popularyzację uprawy poplonów ścierniskowych, międzyplonów ozimych, wsiewek, szczególnie w regionach z przewagą monokultur zbożowych, na glebach lekkich i zakwaszonych oraz w gospodarstwach, w których nie ma produkcji zwierzęcej.

Literatura

1. Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojńska U., Prusinkiewicz Z.: *Badania ekologiczno-gleboznawcze*. Wydawnictwo PWN, Warszawa, cz. III. Materia organiczna, koloidy i roztwór glebowy jako przedmiot badań specjalistycznych, 2005, s. 113-173.
2. Czyż E., Reszkowska A.: *Wybrane właściwości fizykochemiczne gleb*. W: *Wademekum Klasyfikatora Gleb*, F. Woch (red.), Puławy 2007, ss. 51-99.
3. Dębska B.: *Rola resztek roślinnych w kształtowaniu żyzności gleb*. W: *Substancje humusowe w glebach i nawozach*, B. Dębska, S. Gonet (red.), PTSH Wrocław 2003, ss. 105-121.

4. D o p k a D., K o r s a k - A d a m o w i c z M., S t a r c z e w s k i J.: Biomasa międzyplonów ścierniskowych i ich wpływ na plonowanie żyta jarego w monokulturowej uprawie. *Fragmenta Agronomica*, 2012, **29(2)**: 27-32.
5. D z i a d o w i e c H.: Procesy przekształceń glebowej materii organicznej. W: *Badania ekologiczno-gleboznawcze*, R. Bednarek, H. Dziadowiec, U. Pokojska, Z. Prusinkiewicz (red.). Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2004, ss. 141-148.
6. G o n e t S., S m a l H., C h o j n i c k i J.: Właściwości chemiczne gleb. W: *Gleboznawstwo*, Polskie Wydawnictwo Naukowe, 2015, ss. 189-200.
7. G o n e t S.: Ochrona zasobów materii organicznej. W: *Rola materii organicznej w środowisku*, M. Markiewicz (red.). PTSH, Wrocław 2007, ss. 7-29.
8. G o r l a c h E.: Gleba i jej rola w odżywianiu roślin i nawożeniu. W: *Chemia rolna*, E. Gorlach, T. Mazur (red.). Wydawnictwo Naukowe PWN, 2001, ss. 72-79.
9. G r z e b i s z W.: Nawożenie roślin uprawnych. Cz. I. Podstawy nawożenia, PWRiL, 2009, Roz. 27, s. 351-359.
10. G r z e b i s z W.: Nawożenie roślin uprawnych. Cz. II. Systemy nawożenia, PWRiL, 2009, Roz. 7, s. 79-86.
11. H e y l a n d K.U., L o h m a n n G.: The assessment of crop rotation in reference to increasing different yields and yield assuring production methods. *Acta Academiae Agriculturae ac Technicae Olstenensis, Agricultura*, 1997, **64**: 185-192.
12. I g r a s J., F o t y m a M.: Chapter: Phosphorus utilization and diffuse losses in agricultural crop production. In: *Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea*, J. Igrasa i M. Pastuszak (eds). Wyd. IUNG-PIB Puławy, MIR Gdynia, 2012, pp. 161-192.
13. Kodeks dobrej praktyki rolniczej: http://www.kzgw.gov.pl/files/file/Materialy_i_Informacje/Dyrektywy_Unijne/Azotowa/kodeks_dobrej_praktyki_rolniczej.pdf. Współczynniki reprodukcji materii organicznej przyjęto w Kodeksie Dobrej Praktyki Rolniczej, opublikowanym przez Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi w 2004 r. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi & Ministerstwo Środowiska (2004).
14. K r a s o w i c z S., G ó r s k i T., B u d z y Ń s k a K., K o p i Ń s k i J.: Charakterystyka rolnicza obszaru Polski. W: *Udział polskiego rolnictwa w emisji związków azotu i fosforu do Bałtyku*, J. Igras, M. Pastuszak (red.). 2009, ss. 41-66.
15. K u n d l e r P., E i c h D., L i s t e H.J., R a u h e K.: Mehr tun als nur ersetzen, DBZ, 1981, **36**: 8-9.
16. L a l R.: Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 2004, 304, **5677**: 1623-1627.
17. M a r t i n e z J., G u i r a u d G.: A lysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and the following crop. *Journal of Soil Science*, 1990, **41**: 5-16.
18. M a r t y n i u k S., P i k u ł a D., K o z i e ł M.: Soil properties and productivity in two long-term crop rotations differing with respect to organic matter management on an Albic Luvisol. *Scientific Reports*, Article number: 1878, 2019, **9**: 1-9, doi: 10.1038/s41598-018-37087-4.
19. M e r c i k S. (red.): *Chemia rolna. Podstawy teoretyczne i praktyczne*. SGGW, Warszawa 2002, s. 211-212.
20. P a ł o s z T.: Rolnicze i środowiskowe znaczenie próchnicy glebowej i metodyka jej bilansu. *Rocznik Ochrony Środowiska*, 2009, **11(I)**: 329-338.
21. P a r t o n W.J., S c h i m e l D.S., O j i m a D.S., C o l e C.V.: A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. In: *Quantitative modelling of soil forming processes*, R.B. Bryant, R.W. Arnold (eds). ASA, CSSA and SSSA, Madison, Wisconsin, USA. SSSA Special Publications, 1994, **39**: 147-167.

22. Pi ku 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.
23. Pi ku ł a D.: Praktyki zapobiegające stratom węgla organicznego z gleby. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2019, **59(13)**: 77-91.
24. Pi ku ł a D., Rutkowska A.: Selected chemical properties of sandy soil after 36 years of differential fertilization with mineral nitrogen and manure without liming in two crop rotation. *Soil Scien. Annales*, 2020, **71(3)**: 246-251. <https://doi.org/10.37501/soilsa/12868>
25. Prusiński J., Kotecki A.: Współczesne problemy produkcji roślin motylkowatych. *Fragmenta Agronomica*, 2006, **23(3)**: 94-126.
26. Rutkowska A., Pi ku ł a D.: Effect of crop rotation and nitrogen fertilization on the quality and quantity of soil organic matter. In: *Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment*, M.C. Hernandez Soriano (ed.). 2013, InTech: 249268. DOI: 10.5772/53229
27. Smukalski M., Rogasik J.: Stoppelfruchtanbau in Bestandteilökologisch begründeter Landbewirtschaftung. *Feldwirtschaft*, 1990, **8**: 356-358.
28. Sređanski J.: Possibilities of wind erosion impact elimination by agricultural plants. *Zesz. Nauk. AR Wrocław, Konf.*, 1995, **266**: 353-357.
29. VDLUFA. Körschens M. (red.): *Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Standpunkt VDLUFA, Bonn, 2004. Humusbilanzierung Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland*, https://www.vdlufa.de/download/Humus/Standpunkt_Humusbilanzierung.pdf, Speyer, den 07. März 2014.
30. Wilczewski E., Skinder Z.: Zawartość i akumulacja makroskładników w biomase roślin niemotylkowatych uprawianych w międzyplonie ścierniskowym. *Acta Scientiarum Polonorum, Agricultura*, 2005, **4(1)**: 163-173.
31. Wojciechowski W.: Międzyplony ścierniskowe jako czynnik zapobiegający negatywnym skutkom wysycenia struktury zasiewów zbożami. *Postępy Nauk Rolniczych*, 1998, **5**: 29-36.
32. Wojciechowski W., Wermińska M.: Plonowanie i wartość nawozowa międzyplonów ścierniskowych uprawianych zgodnie z zasadami programu rolnośrodowiskowego. *Fragmenta Agronomica*, 2016, **33(2)**: 103-109.
33. Zając T., Antonkiewicz J.: Zawartość i nagromadzenie makroelementów w biomase międzyplonów ścierniskowych i wsiewek śródplonowych w zależności od doboru gatunków i sposobu ich siewu. *Pamiętnik Puławski*, 2006, **142**: 595-606.
34. Zaniewicz-Bajkowska A., Rosa R., Kosterna E., Franczuk J.: Catch crops for green manure: Biomass yield and macroelement content depending on the sowing date. *Acta Scientiarum Polonorum, Agricultura*, 2013, **12(1)**: 65-79.

Adres do korespondencji:

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

AUTOR	ORCID
Dorota Pi ku ł a	0000-0003-4173-197X

Damian Wach

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

ROLA WYKORZYSTANIA NISKOEMISYJNYCH TECHNIK
PRZECHOWYWANIA I APLIKACJI NAWOZÓW NATURALNYCH
W REDUKCJI EMISJI AZOTU DO ŚRODOWISKA*

Słowa kluczowe: nawozy naturalne, emisja amoniaku, techniki niskoemisyjne, redukcja emisji azotu

Wstęp

Jednym z głównych zanieczyszczeń gazowych powietrza powstającym w toku szeroko rozumianej produkcji rolniczej jest amoniak. Szacuje się, że w Unii Europejskiej rolnictwo jest odpowiedzialne za ponad 90% emisji tego gazu. Największa część emisji amoniaku związana jest z odchodami zwierząt – blisko 80%, a pozostałe 20% – ze stosowaniem mineralnych nawozów azotowych (15). Podobnie w Polsce, głównym źródłem emisji amoniaku jest rolnictwo odpowiadające za ok. 95% całkowitej emisji tego gazu. W 2019 r. całkowita emisja amoniaku z rolnictwa wyniosła 300,58 Gg NH₃, w tym blisko 80% pochodziło z produkcji zwierzęcej, natomiast pozostałe 20% ulatniającego się amoniaku pochodziło z mineralnych nawozów azotowych (7).

Zgodnie z umowami międzynarodowymi oraz polityką Unii Europejskiej państwa członkowskie zobowiązały się do redukcji emisji amoniaku oraz innych zanieczyszczeń powietrza. Główne regulacje w zakresie ograniczania emisji amoniaku i realizacji polityki UE mającej na celu poprawę jakości powietrza zostały zawarte w Dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady Unii Europejskiej 2016/2284 w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zwanej dyrektywą NEC (Directive (EU) 2016/228) (1).

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.1 pt. „Nawożenie użytków rolnych” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2022 r.

Według wymagań zawartych w ww. dyrektywie Polska powinna ograniczyć emisję amoniaku w każdym roku o 1% (w latach 2020–2029) oraz o 17% po roku 2030 w porównaniu z 2005 r. Dokument ten daje wytyczne co do sposobu ograniczania emisji amoniaku z nawozów mineralnych i naturalnych. W przypadku mineralnych nawozów azotowych zaleca się między innymi niestosowanie nawozów amonowo-węglanowych, zastępowanie w miarę możliwości mocznika nawozami na bazie azotanu amonu oraz dostosowanie dawek nawozów do potrzeb rośliny i zasobności gleby. Natomiast jeśli chodzi o nawozy naturalne, kładziony jest nacisk na stosowanie niskoemisyjnych technik na wszystkich etapach zarządzania tymi nawozami, począwszy od żywienia i utrzymania zwierząt, po składowanie i stosowanie ich na polach uprawnych.

Celem opracowania było oszacowanie potencjalnych możliwości redukcji emisji amoniaku poprzez zastosowanie niskoemisyjnych technik składowania i aplikacji nawozów naturalnych.

Niskoemisyjne praktyki składowania nawozów naturalnych

Przechowywanie nawozów naturalnych jest jednym z etapów zarządzania nimi, na którym może dochodzić do dużych strat azotu w postaci amoniaku. Przy intensywnej produkcji zwierzęcej powstają znaczne ilości nawozów naturalnych, które często nie mogą być na bieżąco wykorzystane na polach uprawnych i wymagają magazynowania. Emisja amoniaku podczas przechowywania uzależniona jest od wielu czynników, między innymi sposobu układania i formowania przyzmy obornika, powierzchni składowisk, szczelności zbiorników na nawozy płynne, jak również od warunków meteorologicznych. Na tym etapie gospodarowania nawozami naturalnymi straty azotu ocenia się na ok. 2–45% zawartości azotu przed magazynowaniem nawozów (5, 11, 14, 15).

Przechowywanie nawozów płynnych

Płynne nawozy naturalne, wytwarzane w gospodarstwie rolnym lub przyjęte od innego gospodarstwa rolnego, powinny być przechowywane w sposób bezpieczny dla środowiska, przez okres, w którym nie jest możliwe ich rolnicze wykorzystanie. Zgodnie z wymaganiami zawartymi w programie azotanowym (12) zbiorniki te powinny pozwalać na zmagazynowanie 6-miesięcznej produkcji nawozów płynnych. Powinny również posiadać szczelne ściany i dno oraz muszą być przykryte (najlepiej osłoną elastyczną lub osłoną pływającą) (5).

Zastosowanie technik przechowywania nawozów płynnych o obniżonej emisyjności pozwala ograniczyć emisję amoniaku o od 40% do nawet 100% (16). W przypadku nawozów płynnych techniki te mają na celu zmniejszenie bezpośrednio uwalniania amoniaku do atmosfery na styku powierzchni gnojowicy z powietrzem

lub na zmniejszeniu wydzielania amoniaku poprzez obniżenie pH, które powoduje zatrzymanie procesów odpowiedzialnych za jego powstawanie. W tabeli 1 przedstawiono informacje dotyczące skuteczności technik ograniczania emisji NH_3 w zakresie różnych technik przechowywania gnojowicy w porównaniu z metodą referencyjną (odkryty zbiornik).

Tabela 1

Metody zmniejszania emisji amoniaku podczas magazynowania gnojowicy
i innych nawozów płynnych

Metoda ograniczania emisji	Redukcja emisji amoniaku (%)
Sztywna pokrywa lub osłona elastyczna (np. konstrukcja namiotowa) na zbiorniku z gnojowicą	80
Pokrywa pływająca (np. pływająca plandeka z PCV, pływające elementy z tworzywa sztucznego)	60
Naturalny kożuch na powierzchni gnojowicy	40
Zbiorniki elastyczne do magazynowania gnojowicy	100
Zakwaszanie gnojowicy w zbiorniku	60*

*efekt redukcji emisji amoniaku w stosunku do emisji z niezakwaszonej gnojowicy przechowywanej w otwartym zbiorniku

Źródło: UNECE, 2015 (16)

Przechowywanie nawozów stałych

Zgodnie z programem azotanowym (12) stałe nawozy naturalne wytwarzane w gospodarstwie lub przyjęte od innego gospodarstwa rolnego powinny być przechowywane w sposób bezpieczny dla środowiska (zapobiegając przedostawaniu się odcieków do wód i gruntów) przez okres, w którym nie jest możliwe ich rolnicze wykorzystanie. Powierzchnia miejsc do przechowywania stałych nawozów naturalnych powinna umożliwiać ich składowanie przez okres co najmniej 5 miesięcy (6).

Podobnie jak w przypadku nawozów płynnych techniki ograniczające emisje amoniaku w trakcie składowania stałych nawozów naturalnych opierają się na zmniejszeniu powierzchni bezpośrednio stykającej się z powietrzem. Wiążą się również z zagęszczeniem przyzmy i ograniczeniem wzrostu temperatury powyżej 50°C , przez co zmniejszają uwalnianie amoniaku. Pozwalają one zredukować emisję NH_3 o 20–90%. Techniki ograniczające emisję amoniaku w trakcie składowania stałych nawozów naturalnych przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2

Metody zmniejszania emisji amoniaku podczas magazynowania stałych nawozów naturalnych

Metoda ograniczania emisji	Redukcja emisji amoniaku (%)
Przykrywanie składowanego obornika (np. nieprzezroczystą folią z tworzywa sztucznego)	60–80
Etapowe układanie (niejednoczesne na całej powierzchni) i ugniatanie (zagęszczanie) na pryzmie	90
Stosowanie pełnych osłon stałych (zadaszanie miejsc przechowywania)	20

Źródło: UNECE, 2015 (16)

Niskoemisyjne praktyki aplikacji nawozów naturalnych

Stosowanie nawozów naturalnych na użytkach rolnych jest ostatnim etapem zarządzania tymi nawozami, w którym może dochodzić do strat azotu na drodze emisji amoniaku. Szacuje się, że straty te wynoszą od około 7% do nawet 95% (6, 13, 14, 17). Wielkość emisji amoniaku jest uzależniona od wielu czynników siedliskowych, atmosferycznych i agrotechnicznych (10, 11, 15).

Ograniczanie strat azotu na etapie stosowania nawozów naturalnych jest niezwykle istotne, gdyż dopełnia praktyki związane z ograniczaniem uwalniania amoniaku przedsięwzięte we wcześniejszych etapach produkcji (np. składowanie nawozów naturalnych). Niewłaściwa aplikacja nawozów naturalnych może powodować zwiększoną emisję amoniaku. Dlatego też przy stosowaniu nawozów ważna jest znajomość zawartego w nich azotu, tak aby dawka, metoda oraz termin aplikacji były dostosowane do potrzeb roślin (6).

Podstawą ograniczenia emisji amoniaku i jednocześnie zwiększenia wykorzystania azotu w proponowanej metodzie jest bezpośrednio wprowadzenie lub możliwie szybkie wymieszanie aplikowanych nawozów naturalnych (stałych i płynnych) z glebą, tak by rośliny mogły maksymalnie wykorzystać zawarte w nich składniki pokarmowe. Uzyskanie pożądanych efektów jest możliwe dzięki wykorzystaniu odpowiednich narzędzi i technik aplikacji. W przypadku nawozów płynnych należy zastąpić ich rozprowadzanie na polu przy użyciu wozu asenizacyjnego wyposażonego w talerz rozbryzgowy przystawką z węzami wleczonymi lub węzami zaopatrzonymi w redlice, czy też prowadzić aplikację doglebową (płytką lub głęboką). Natomiast w przypadku obornika należy jak najszybciej wymieszać go z glebą za pomocą narzędzi uprawowych (pług, brona talerzowa).

Stosowanie technik aplikacji nawozów o obniżonej emisyjności pozwala ograniczyć emisję amoniaku zarówno w przypadku nawozów płynnych, jak i stałych o od 30% do nawet 90% (16). W tabeli 3 przedstawiono informacje dotyczące skuteczności poszczególnych technik ograniczania emisji NH_3 w zakresie aplikacji płynnych nawozów naturalnych, natomiast w tabeli 4 – efektywność redukcji emisji NH_3

w zależności od czasu, jaki upłynął od aplikacji nawozu naturalnego (obornika, gnojowicy) do momentu jego wymieszania z glebą. Redukcja NH_3 została wyrażona jako procent redukcji w odniesieniu do metody referencyjnej. W przypadku gnojowicy za metodę referencyjną uznaje się jej rozlewanie przy użyciu wozu asenizacyjnego wyposażonego w dyszę wylewową oraz talerz rozbryzgowy. Natomiast dla obornika metoda referencyjna to rozrzucenie nawozu i pozostawienie go na powierzchni gleby (bez wymieszania z glebą) przez tydzień lub dłużej.

Tabela 3
Zestawienie efektywności technik redukcji emisji amoniaku podczas aplikacji płynnych nawozów naturalnych

Rodzaj aplikacji	Technika ograniczania emisji	Typowa redukcja emisji amoniaku (%)
Naglebowa	wóz asenizacyjny z wężami wleczonymi	30–35%
	wóz asenizacyjny z wężami zakończonymi płozami (redlicami)	30–60%
Doglebowa	aplikacja płytka (na głębokość 4–10 cm)	70% (otwarte szczeliny) 80% (zamknięte szczeliny)
	aplikacja głęboka (na głębokość 12–30 cm)	90%

Źródło: UNECE, 2015 (16)

Tabela 4
Efektywność redukcji emisji amoniaku zależnie od czasu wprowadzania nawozów naturalnych do gleby

Technika ograniczania emisji	Rodzaj nawozu	Typowa redukcja emisji amoniaku (%)
Wprowadzenie do gleby	płynny nawóz naturalny	90% – natychmiastowe zaoranie
		70% – natychmiastowa uprawa (bez odwracania gleby) 45–65% – wprowadzenie do gleby w ciągu 4 godzin 24–30% – wprowadzanie do gleby w ciągu 24 godzin
Wprowadzenie do gleby	obornik	90% – natychmiastowe zaoranie 60% – natychmiastowa uprawa bez odwracania gleby 45–65% – wprowadzenie do gleby w ciągu 4 godzin 50% – wprowadzenie do gleby w ciągu 12 godzin 30% – wprowadzenie do gleby w ciągu 24 godzin

Źródło: UNECE, 2015 (16)

Material i metody

Do analizy wykorzystano dane literaturowe oraz dane GUS (3), według których w latach 2018–2019 w Polsce przeciętne zużycie obornika wynosiło 44,3 mln t (w tym ok. 4,5 mln t obornika kurzego), gnojówki – 6,7 mln m^3 oraz gnojowicy –

14,1 mln m³. Przeciętne roczne zużycie azotu wynosiło: 327,8 tys. t w oborniku, 20,8 tys. t w gnojówce i 50,6 tys. t w gnojowicy (8).

W związku z brakiem danych tabelarycznych zawartości azotu amonowego w nawozach naturalnych, procentową jego zawartość oszacowano na podstawie bazy danych projektu Manure Standards, utworzonej z wyników analiz laboratoryjnych nawozów naturalnych prowadzonych w 9 krajach nadbałtyckich, w tym w Polsce (9). Po przeanalizowaniu ponad 800 rekordów zgromadzonych w tej bazie (<https://msdb.netlify.app/>), stwierdzono, że średnie zawartości N całkowitego w poszczególnych grupach technologicznych zwierząt pokrywają się z tabelarycznymi zawartościami azotu dla tych samych grup zamieszczonymi w programie azotanowym (12), obowiązującym w Polsce. W związku z tym możliwe było wykorzystanie tych danych do obliczania zawartości azotu amonowego w nawozach naturalnych. Średnia procentowa zawartość azotu amonowego w oborniku krowim wynosiła 15%, świńskim – 20%, a kurzym – 25%; średnio dla obornika przyjęto 20%. Natomiast zawartość azotu amonowego w przypadku gnojowicy krowiej wynosiła 55% i świńskiej – 75%; średnio dla gnojowicy przyjęto 65%. Dla gnojówki uwzględniono takie same wartości jak dla gnojowicy.

Do wyliczenia emisji amoniaku w trakcie składowania nawozów naturalnych posłużono się współczynnikami emisji (EF, ang. *emission factor*) zgodnie z metodyką EEA 2016 (2) dla nawozów naturalnych, które wynoszą dla gnojowicy krowiej – 20% i świńskiej – 14%, natomiast dla obornika krowiego – 27%, świńskiego – 45% oraz kurzego – średnio 15,5% (nioski – 14%, brojlery – 17%).

Natomiast do wyliczenia emisji amoniaku w trakcie aplikacji nawozów naturalnych na polu posłużono się współczynnikiem emisji EF zgodnie z metodyką IPCC 2006 (4) dla nawozów naturalnych, który wynosi 0,20 (20%) – współczynnik I poziomu. Nie było możliwe wykorzystanie współczynnika II poziomu (wg metodyki EMEP/EEA) w związku z brakiem dokładnych informacji na temat ilości nawozów pochodzących z poszczególnych grup technologicznych (wiekowych).

Wyniki

Z przeprowadzonych szacunków (tab. 5) wynika, że największe ograniczenia w emisji amoniaku w trakcie składowania nawozów naturalnych wyrażone w tys. ton N można uzyskać poprzez wykorzystywanie niskoemisyjnych technik magazynowania obornika. Największe potencjalne możliwości redukcyjne związane z tym typem nawozu wynikają z wielkości jego produkcji w skali kraju, która jest blisko 5-krotnie większa niż nawozów płynnych (gnojowica + gnojówka). Jednak ograniczenie emisji wyrażone w stosunku ilości N zredukowanego (w wyniku stosowania praktyk niskoemisyjnych) do całego azotu znajdującego się w danej grupie nawozów naturalnych (wyrażone w %) było największe w przypadku nawozów płynnych. Zależność ta związana jest z dużą zawartością azotu amonowego (potencjalnego źródła emisji amoniaku) w płynnych nawozach naturalnych.

Tabela 5

Szacunkowa ilość redukcji emisji azotu w postaci amoniaku zależnie od techniki składowania obniżającej emisje

Ilość N w nawozie naturalnym w skali kraju (tys. ton)	Zawartość azotu amonowego (%)	Ilość N amonowego w nawozach naturalnych w skali kraju (tys. ton)	Współczynnik emisji	Potencjalna emisja amoniaku w trakcie aplikacji nawozów naturalnych (tys. ton)	Współczynnik redukcji emisji zależnie od techniki ograniczającej (%)	Redukcja emisji w skali kraju (tys. ton)	Redukcja emisji w porównaniu z ilością N w skali kraju w danej grupie (%)
Obornik							
327,8	15–25 średnio: 20	65,6	0,14–0,45 średnio: 0,29	19,0	20 70 90	3,8 13,3 17,1	1,1 4,0 5,2
Gnojowica							
50,6	55–75 średnio: 65	32,9	0,14–0,20 średnio: 0,17	5,6	40 60 80	2,2 3,4 4,5	4,4 6,6 8,8
Gnojówka							
20,8	55–75 średnio: 65	13,5	0,14–0,20 średnio: 0,17	2,3	40 60 80	0,9 1,4 1,8	4,4 6,6 8,8
Łącznie dla wszystkich nawozów naturalnych							
399,2	-	112	-	26,9	niski średni wysoki	6,9 18,1 23,4	1,7 4,5 5,9

Źródło: opracowanie własne

Analizując opisane techniki, można stwierdzić, że z praktycznego punktu widzenia najlepszym działaniem ograniczającym emisje amoniaku w przypadku obornika będzie przykrywanie go nieprzezroczystą folią, natomiast w przypadku nawozów płynnych – przykrywanie ich pływającymi pokrywami z tworzyw sztucznych lub w przypadku gnojowicy – jej zakwaszanie. Praktyki te pozwalają uzyskać dość wysoki poziom redukcji emisji, tj. ok. 60%.

W przypadku niskoemisyjnych technik stosowania nawozów naturalnych stwierdzono, że największe ograniczenia w emisji amoniaku w trakcie ich stosowania wyrażone w tys. ton N można uzyskać poprzez wykorzystywanie technik niskoemisyjnej aplikacji obornika (tab. 6). Związane jest to z największą w skali naszego kraju produkcją tego nawozu spośród wszystkich nawozów naturalnych (podobnie jak w przypadku składowania). Jednak ograniczenie emisji wyrażone w stosunku ilości N zredukowanego (poprzez praktyki niskoemisyjne) do całego azotu stosowanego (%) w postaci nawozów naturalnych było największe w przypadku nawozów płynnych. Związane jest to z ilością azotu amonowego (potencjalnego źródła emisji amoniaku) zawartego w tych nawozach.

Można stwierdzić, że najbardziej praktyczne z organizacyjnego punktu widzenia będzie mieszanie obornika z glebą w ciągu 4 godzin, natomiast w przypadku gnojowicy i gnojówki – bezpośrednie wprowadzenie tych nawozów do gleby.

W analizie przedstawiono potencjalne całkowite możliwości redukcji emisji azotu w postaci amoniaku, przy założeniu, że nie są stosowane techniki ograniczające emisje. Jednak nie jest to zgodne ze stanem rzeczywistym, gdyż część producentów rolnych jest zobligowana do stosowania niskoemisyjnych technik aplikacji nawozów naturalnych, co wynika z konieczności wdrażania konkluzji BAT (duzi producenci drobiu i świń), a część producentów już stosuje niskoemisyjne techniki składowania (które z końcem roku 2021 stały się obligatoryjne dla podmiotów prowadzących chów lub hodowlę zwierząt w liczbie większej niż 210 DJP). Co więcej, w związku z przemianami zachodzącymi w sektorze rolnym dotyczącymi kierunku produkcji, część istniejącej infrastruktury przeznaczonych do przechowywania nawozów naturalnych nie jest wykorzystywana lub zmieniała przeznaczenie. Brak jest jednak dokładnych danych statystycznych na ten temat. Niewykluczone, że pozyskanie tego typu informacji będzie możliwe po opublikowaniu przez GUS danych zebranych w ramach Powszechnego Spisu Rolnego z roku 2020.

Niemniej jednak pomimo braku danych można założyć, że w wyniku zastosowania niskoemisyjnych technik składowania i aplikacji nawozów naturalnych, o średnim stopniu ograniczania emisji, istnieje szansa na zmniejszenie strat azotu w postaci emisji amoniaku o ok. 20–30 tys. t N. Biorąc pod uwagę dane GUS odnośnie zużycia mineralnych nawozów azotowych, które w roku 2018 wynosiło 994 tys. ton N, można przyjąć, że wprowadzenie niskoemisyjnych technik na etapie magazynowania i stosowania nawozów naturalnych pozwoli ograniczyć/zastąpić nawet ok. 2–3% nawozów mineralnych azotem „zaoszczędzonym” na dwóch ostatnich etapach zarządzania nawozami naturalnymi.

Tabela 6

Szacunkowa ilość redukcji emisji azotu w postaci amoniaku zależnie od techniki aplikacji niskoemisyjnej

Ilość N w nawozie naturalnym w skali kraju (tys. ton)	Zawartość azotu amonowego (%)	Ilość N amonowego w nawozach naturalnych w skali kraju (tys. ton)	Współczynnik emisji	Potencjalna emisja amoniaku w trakcie aplikacji nawozów naturalnych (tys. ton)	Współczynnik redukcji emisji zależnie od czasu wprowadzenia do gleby* (%)	Redukcja emisji w skali kraju (tys. ton)	Redukcja emisji w porównaniu z ilością N w skali kraju (%)
Obornik							
327,8	15–25 średnio: 20	65,6	0,2	13,1	90 (0h) 55 (4h) 30 (24h)	11,8 7,2 3,9	3,6 2,2 1,2
Gnojowica							
50,6	55–75 średnio: 65	32,9	0,2	6,6	90 (0h) 55 (4h) 24 (24h)	5,9 3,6 1,6	11,7 7,1 3,1
Gnojówka							
20,8	55–75 średnio: 65	13,5	0,2	2,7	90 (0h) 55 (4h) 24 (24h)	2,4 1,5 0,6	11,7 7,1 3,1
Łącznie dla wszystkich nawozów naturalnych							
399,2	-	112	-	22,4	90 (0h) 55 (4h) 30 (24h)	20,1 12,3 6,1	5,0 3,0 1,5

*wybrano skrajne techniki ograniczające emisje amoniaku z nawozów naturalnych oraz najczęściej zalecaną (4 h)

Źródło: opracowanie własne

Należy również zwrócić uwagę, że w projekcie Planu Strategicznego dla WPR zostały zaplanowane praktyki kładące nacisk na wykorzystanie technik niskoemisyjnych w aplikacji obornika (przykrycie glebą w ciągu 12 godzin) oraz rezygnacja z rozprowadzania płynnych nawozów naturalnych metodami innymi niż przy użyciu płytek rozbryzgowych.

Podsumowanie

Przeprowadzona analiza wskazuje, że większe ograniczenia strat amoniaku wyrażone w tys. ton N są możliwe do osiągnięcia w wyniku wdrażania niskoemisyjnych praktyk w przypadku naturalnych nawozów stałych zarówno na etapie składowania, jak i stosowania, niż nawozów płynnych. Natomiast ograniczenie emisji wyrażone w ilości N zredukowanego (poprzez praktyki niskoemisyjne) w stosunku do całego azotu zawartego w nawozie naturalnym było największe w przypadku nawozów płynnych.

Działania podejmowane w ramach Planu Strategicznego dla WPR wpierające decyzje rolników w korzystaniu z niskoemisyjnych technik stosowania nawozów naturalnych mogą w znaczący sposób przyczynić się do zmniejszenia emisji azotu w postaci amoniaku do środowiska. Propagowanie na szerszą skalę dobrych praktyk w zakresie ograniczania ujemnego wpływu rolnictwa na środowisko może wydatnie wpłynąć na ograniczanie emisji amoniaku i jednocześnie przyczyni się do poprawy wykorzystania azotu z nawozów naturalnych.

Literatura

1. Directive (EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC. Official Journal of the European Union, L 344/1, 17.12.2016
2. EMEP/EEA: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. Technical guidance to prepare national emission inventories. LRTAP, EEA, 2016.
3. GUS: Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2018/2019. Warszawa 2020.
4. IPCC: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Emissions from Livestock and Manure Management. 2006.
5. Jugowar J.L., Mielcarek P., Rzeźnik W.: Niskoemisyjne systemy przechowywania nawozów naturalnych, Niskoemisyjne techniki aplikacji nawozów naturalnych. W: Kodeks doradczy dobrej praktyki rolniczej dotyczący ograniczenia emisji amoniaku. Warszawa 2019, s. 43-64.
6. Kieróńczyk M.: Analiza wybranych czynników kształtujących emisję amoniaku podczas przechowywania obornika w warunkach eksploatacyjnych. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 2012, t. 12, **3(39)**: 93-102.
7. KOBIZE: Krajowy bilans emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 1990–2019. Raport syntetyczny. IOS-PIB, Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Energią Warszawa. 2021.
8. Kopyński J., Witorożec A.: Zasoby głównych makroskładników nawozów naturalnych w Polsce. Resources of main macronutrients in natural fertilizers in Poland. Annals of the Polish Association of Agricultural and Agribusiness Economists. (Rocz. Nauk. SERiA), 2021, **23(2)**: (w druku).

9. MANURE STANDARDS: Baza danych zawartości składników mineralnych w nawozach naturalnych projektu Manure Standards. <https://msdb.netlify.app/>
 10. Marcinowski T., Kierończyk M.: Emisja amoniaku z wybranych nawozów naturalnych i mineralnych. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 2006, **512**: 411-419.
 11. Marcinowski T.: Emisja gazowych związków azotu z rolnictwa. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 2010, t. 10, **3(31)**: 175-189.
 12. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” (Dz.U. 2020 poz. 243).
 13. Sapka A.: Emisja amoniaku z produkcji rolnej. Postępy Nauk Rolniczych, 1995, **2**: 3-23.
 14. Sommer S.G., Hutchings N.J.: Ammonia emission from field applied manure and its reduction – invited paper. European Journal of Agronomy, 2001, **15**: 1-15.
 15. Sommer S.G., Webb J., Hutchings N.D.: New emission factors for calculation of ammonia volatilization from european livestock manure management systems. Frontiers in Sustainable Food Systems, 2019, **3(101)**: 1-9.
 16. UNECE: Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. Published by the European Commission, Directorate-General Environment on behalf of the Task Force on Reactive Nitrogen of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, 2015, <http://www.unece.org/index.php?id=41358>.
 17. Webb J., Thorman R.E., Fernanda-Aller M., Jackson D.R.: Emission factors for ammonia and nitrous oxide emissions following immediate manure incorporation on two contrasting soil types. Atmospheric Environment 2014, **82**: 280-287.
-

Adres do korespondencji:

dr Damian Wach
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 4786 766
e-mail: dwach@iung.pulawy.pl

AUTOR
Damian Wach

ORCID
0000-0002-5857-5654

Katarzyna Żyłowska, Rafał Pudelko

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

ANALIZA OKRESU GOSPODARCZEGO JAKO KRYTERIUM
WYZNACZANIA TERMINU NAWOŻENIA AZOTEM*

Słowa kluczowe: nawożenie, nawożenie azotem, okres gospodarczy

Wstęp

Azot to jeden z ważniejszych czynników plonotwórczych dla roślin (14, 15). Odpowiednio dobrana dawka oraz termin nawożenia tym składnikiem mogą wpłynąć na wielkość plonu (1, 2, 8, 13). W Polsce według „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczeń wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” (5) nawożenie azotem na gruntach ornych jest możliwe od 1 marca do 20 października nawozami azotowymi mineralnymi i nawozami naturalnymi płynnymi, a od 1 marca do 31 października – nawozami naturalnymi stałymi. W przypadku upraw trwałych, wieloletnich oraz trwałych użytków zielonych nawozy azotowe mineralne i nawozy naturalne płynne można stosować od 1 marca do 31 października, zaś nawozy naturalne stałe – od 1 marca do 30 listopada. Ponadto według ustawy o nawozach i nawożeniu (4) nie można stosować nawozów na glebach zamarzniętych (gleba, która rozmarza co najmniej powierzchniowo w ciągu dnia, nie jest uznawana za zamarzniętą), zalanych wodą, nasyconych wodą i pokrytych śniegiem.

Zmiana terminu rozpoczęcia nawożenia azotem

Według zapisów ustawowych termin rozpoczęcia nawożenia azotowego ustalony jest jako jedna data dla całego kraju – 1 marca. W ostatnich latach coraz częściej

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.1 pt. „Nawożenie użytków rolnych” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2022 r.

rolnicy wnioskuje o przyspieszenie tego terminu ze względu na warunki pogodowe. Jak wiadomo, zmiany klimatu, o których stale się teraz mówi w kontekście rolnictwa i jego adaptacji do tych zmian są faktem. Coraz częściej mamy do czynienia z przyspieszeniem rozpoczęcia wegetacji, brakiem pokrywy śnieżnej w miesiącach zimowych, wzrostem średniej temperatury powietrza, czy też długimi okresami bezopadowymi. Wszystkie te zjawiska mogą być niekorzystne dla rolnictwa, dlatego ważne jest zastosowanie działalności rolniczej do panujących warunków. Jednym ze sposobów adaptacji rolnictwa do tych zmian jest dostosowanie terminów prac polowych, w tym nawożenia, do warunków wegetacji roślin. Aby móc to wykonać, należy prowadzić w każdym roku monitoring warunków pogodowych.

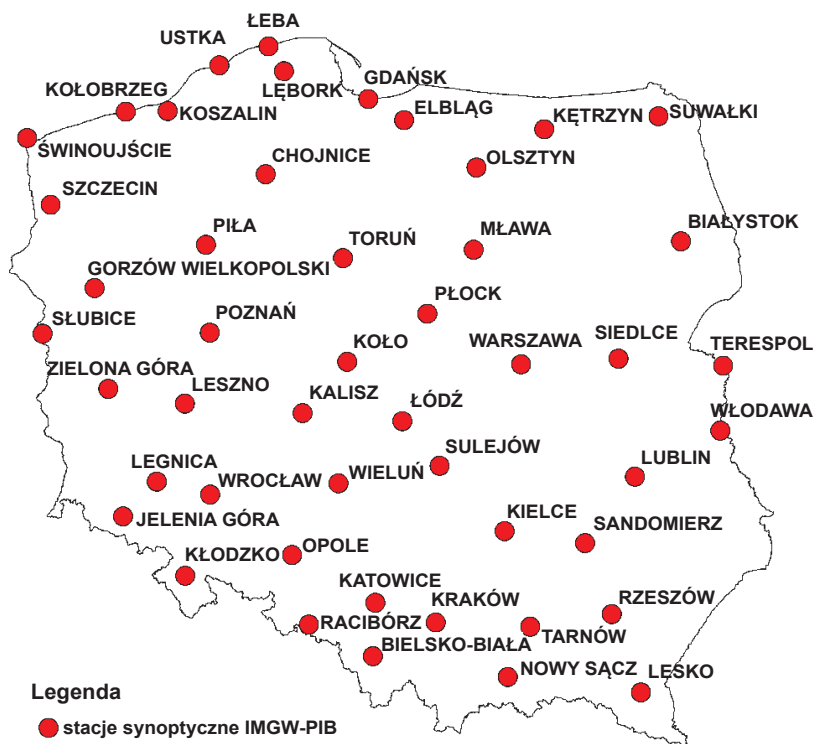
Jako przykład wpływu przebiegu pogody na terminy wykonywania zabiegów można podać rok 2020, w którym ze względu na wysokie temperatury w styczniu i lutym rolnicy dostali zgodę na stosowanie nawozów już od 15 lutego (5). Termin ten dotyczył jednorazowego odstępstwa wcześniejszego zastosowania nawozów azotowych w 2020 r. Jednak z przeprowadzonych poniżej analiz wynika, że w ostatnich 20 latach takie „odstępstwa” zdążają się coraz częściej.

Analiza warunków meteorologicznych odpowiednich do rozpoczęcia nawożenia azotem

Analizę warunków pogodowych przeprowadzono przy użyciu dobowych danych meteorologicznych publikowanych przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy (www.danepubliczne.imgw.pl). Na podstawie zgromadzonych informacji przygotowano bazę danych ze średnią dobową temperaturą powietrza dla 48 stacji synoptycznych rozmieszczonych na obszarze Polski (rys. 1) dla lat 1971–2020.

Na podstawie średniej dobowej temperatury powietrza wyznaczono dla poszczególnych stacji dla każdego roku datę przejścia średniej dobowej temperatury powietrza przez próg 3°C w latach 1971–2020. Jako kryterium wyznaczenia tej daty przyjęto, że przez co najmniej 5 kolejnych dni (od 1 lutego) średnia dobowa temperatura powietrza była wyższa lub równa od zadanej wartości. W analizach nie uwzględniono danych ze stycznia, ponieważ po pierwszych ciepłych dniach tego miesiąca temperatura ponownie spada i ulegają zmianie warunki termiczne.

W agrometeorologii przejście średniej dobowej temperatury powietrza przez próg 3°C wyznacza początek okresu gospodarczego w rolnictwie, który uznawany jest za termin rozpoczęcia prac polowych. Okres ten jest opisany w literaturze (9, 10, 12, 16), która wskazuje, że zarówno jego rozpoczęcie, jak i długość trwania ulegają zmianom na przestrzeni lat, co jest szczególnie widoczne w ostatnich latach. Podobne zmiany dotyczą okresu wegetacyjnego, który rozpoczyna się po przejściu średniej dobowej temperatury powietrza przez próg 5°C (3, 6, 7, 11).

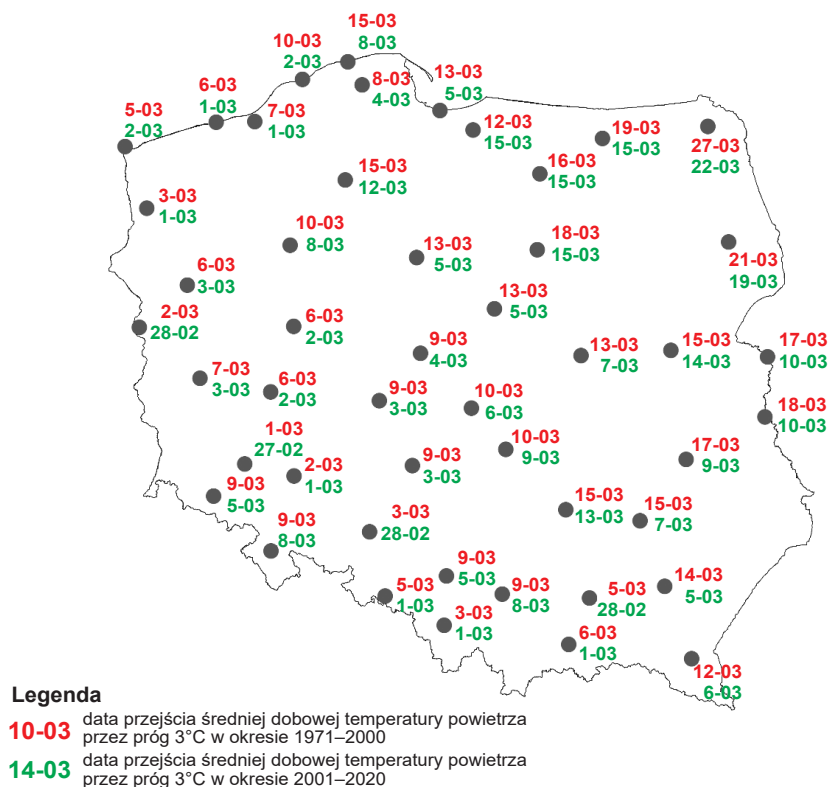


Rys. 1. Stacje synoptyczne IMGW-PIB

Źródło: opracowanie własne

Okres gospodarczy – przejście średniej temperatury przez próg 3°C

Analizując daty przejścia średniej dobowej temperatury powietrza przez próg 3°C, widać wyraźnie, że w ostatnich latach, 2001–2020, ten próg termiczny jest osiągnięty kilka lub kilkanaście dni wcześniej niż w wieloleciu 1971–2000 (rys. 2). Obecnie w zachodniej części kraju próg ten jest osiągnięty średnio w trzeciej dekadzie lutego (Słubice – 28 luty, Legnica – 27 luty), zaś we wschodniej – w pierwszej i drugiej dekadzie marca (Lublin – 9 marzec, Sandomierz – 7 marzec). Wyjątkiem są obszary położone w Polsce północno-wschodniej, gdzie średnia dobowa temperatura powietrza przechodzi przez 3°C w trzeciej dekadzie marca; na stacji w Suwałkach jest to 22 marca. W porównaniu z wieloleciem 1971–2000 w Suwałkach jest to przyspieszenie o 5 dni, co w przypadku pojedynczego roku może mieć duże znaczenie dla różnych zabiegów agrotechnicznych wykonywanych na polach.



Rys. 2. Średnia data przejścia temperatury przez próg 3°C na wybranych stacjach w latach 1971–2000 oraz 2001–2020

Źródło: opracowanie własne

Analizując powyższe dane, można zauważyć, że największe przyspieszenie w wieloleciu 2001–2020 w porównaniu z latami 1971–2000 nastąpiło na wschodzie i północy Polski. W rejonach tych okres gospodarczy rozpoczyna się średnio o 6–8 dni wcześniej. Na zachodzie kraju jest to natomiast około 3–4 dni.

Oprócz zaobserwowanego przyspieszenia przekroczenia progu termicznego 3°C średnio w wieloleciu istotna jest też zmienność w poszczególnych latach. W ciągu pojedynczych lat data przejścia przez próg termiczny może być wcześniejsza lub późniejsza od średniej, co zostało przedstawione na rysunku 3. Obserwujemy, że po 2006 r. daty przekroczenia progu 3°C przyspieszyły. Od 2001 r. do 2006 r. próg 3°C osiągany był między 60 a 90 dniem roku, zaś od 2007 r. – między 30 a 60 dniem. Różnice pomiędzy poszczególnymi latami są duże i mogą dochodzić na jednej stacji nawet do 60 dni. W 2002 r., kiedy to mieliśmy do czynienia z ciepłą zimą, średnia dobowa temperatura powietrza przekroczyła próg 3°C już w pierwszych dniach lutego (37 dzień roku). Dotyczyło to stacji położonych w różnych rejonach Polski. W kolejnym

roku (2003) nastąpiło to dopiero 27–28 marca (87, 88 dzień roku) w Suwałkach, we Włodawie i Wrocławiu i 12 marca (72 dzień roku) w Poznaniu. W roku 2013 okres gospodarczy rozpoczął się jeszcze później, bo dopiero 102 dnia roku (12 kwietnia) we Wrocławiu, 104 dnia roku (14 kwietnia) w Poznaniu, 105 dnia roku (15 kwietnia) we Włodawie i 110 dnia roku (20 kwietnia) w Suwałkach.

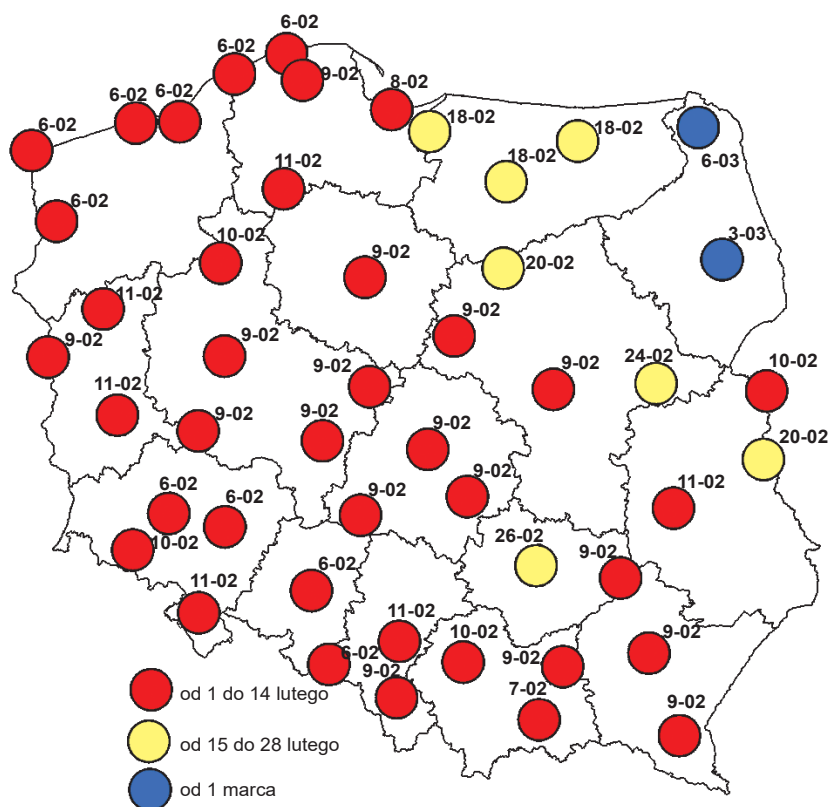


Rys. 3. Data przejście temperatury przez próg 3°C w latach 2001–2020 dla wybranych stacji synoptycznych

Źródło: opracowanie własne

Oprócz zmiany w poszczególnych latach ważne jest także zróżnicowanie regionalne, np. w Suwałkach (północno-wschodnia część kraju) przejście przez próg 3°C nastąpiło 37 dni później niż w Poznaniu (zachodnia część kraju) w 2017 r. i było to odpowiednio: 30 marca i 22 lutego. Natomiast w roku 2013 zarówno w Suwałkach, jak i Poznaniu próg ten został osiągnięty wyjątkowo późno i było to odpowiednio: 110 (20 kwietnia) i 104 (14 kwietnia) kolejny dzień roku. W 2013 r. różnica pomiędzy tymi stacjami wyniosła tylko 6 dni. W 2020 roku przekroczenie tego progu na stacjach w Poznaniu i we Wrocławiu było 45 dnia roku (14 lutego), natomiast we Włodawie – 7 dni później (21 lutego), a w Suwałkach – 21 dni później, tj. 66 dnia roku (5 marca).

Na podstawie daty przejścia temperatury przez próg 3°C wyznaczono termin przejścia średniej temperatury powietrza przez próg termiczny 3°C dla wybranych stacji z prawdopodobieństwem 90% (rys. 4). Wartość tę wyznaczono dla poszczególnych stacji w wieloleciu 2001–2020, posługując się kwantylem rzędu 0,1. Bezpośrednio z własności kwantyla wynika, iż terminy przejścia późniejsze lub równe pokazanym datom są przyjmowane z prawdopodobieństwem co najmniej 90%.



Rys. 4. Termin przejścia średniej temperatury powietrza przez próg termiczny 3°C dla wybranych stacji meteorologicznych w Polsce w wieloletniu 2001–2020 z prawdopodobieństwem 90% (kwantyl rzędu 0,1)

Źródło: opracowanie własne

Jak można zauważyć na rysunku 4, w kolejnych latach coraz częściej okres gospodarczy będzie rozpoczynał się na znacznym obszarze kraju w pierwszej połowie lutego. W województwach zachodnio-pomorskim i pomorskim będzie to około 6–11 lutego, w wielkopolskim i kujawsko-pomorskim – 9–10 lutego. W Polsce północno-wschodniej będzie to następowało w drugiej połowie lutego, a w województwie warmińsko-mazurskim – 18 lutego. Duże różnice w terminie rozpoczęcia okresu gospodarczego występują na terenie województwa mazowieckiego. W części południowo-zachodniej przejście temperatury przez próg 3°C następuje 9 lutego, zaś w części północno-wschodniej próg ten jest osiągnięty dopiero 20–24 lutego. Najpóźniej okres gospodarczy rozpoczynać się będzie w województwie podlaskim i będzie to pierwsza dekada marca (3–6 marca). Na podstawie tej analizy widać wyraźne zróżnicowanie warunków do rozpoczęcia prac polowych na obszarze Polski. Różnica daty przejścia

temperatury przez próg 3°C pomiędzy północno-zachodnią i północno-wschodnią Polską wynosi około 30 dni.

Oprócz przyspieszenia rozpoczęcia okresu gospodarczego widoczne jest także opóźnienie jego zakończenia (tab. 1). Średnio w Polsce w latach 2001–2020 okres ten kończył się o 5,4 dnia później niż w okresie 1971–2000 (tab. 2). Podobnie jak w przypadku rozpoczęcia okresu gospodarczego termin jego zakończenia jest zróżnicowany zarówno regionalnie, jak i w pojedynczych latach. Na zachodzie kraju okres ten w latach 2001–2020 kończy się o 8–10 dni później niż w wieloleciu 1971–2000 (Lębork, Legnica, Ustka). Na wschodzie kraju opóźnienie to nie było już tak widoczne i wynosiło około 1–3 dni (Białystok, Lublin, Olsztyn). W latach 1971–2000 okres gospodarczy najwcześniej kończył się w Suwałkach – 8 listopada, Białymstoku i Włodawie – 11 listopada. Na stacji w Świnoujściu i Łebie okres ten kończył się odpowiednio: 1 grudnia i 30 listopada, czyli później o 23 i 22 dni. Większe rozbieżności występowały w latach 2001–2020, gdzie różnica pomiędzy najwcześniej i najpóźniej zakończonym okresem gospodarczym wynosiła 29 dni. Podobnie jak w poprzednim wieloleciu najwcześniej okres ten kończył się w Suwałkach i Białymstoku – 13 listopada, a najpóźniej w Ustce – 11 grudnia.

Tabela 1

Różnica rozpoczęcia, zakończenia i wydłużenia okresu gospodarczego (w dniach) pomiędzy wieloleciami 2001–2020 i 1971–2000 oraz długość trwania okresu gospodarczego (w dniach)

Lp.	Stacja	Różnica pomiędzy wieloleciem 2001–2020 i 1971–2000 (w dniach)			Długość trwania okresu gospodarczego (w dniach)	
		początek*	koniec	wydłużenie okresu gospodarczego	1971–2000	2001–2020
1.	Białystok	-2	2	4	235	239
2.	Bielsko-Biała	-2	4	7	261	267
3.	Chojnice	-4	9	13	245	258
4.	Elbląg	3	4	1	253	254
5.	Gdańsk	-7	12	19	257	276
6.	Gorzów Wielkopolski	-3	7	9	262	272
7.	Jelenia Góra	-4	3	7	254	260
8.	Kalisz	-6	6	12	257	268
9.	Katowice	-4	7	10	254	264
10.	Kętrzyn	-4	3	6	241	248
11.	Kielce	-2	4	6	244	250
12.	Kłodzko	-1	4	5	255	259
13.	Koło	-5	0	5	257	261
14.	Kołobrzeg	-5	7	13	270	283
15.	Koszalin	-6	7	13	266	279

cd. tab. 1

Lp.	Stacja	Różnica pomiędzy wieloleciem 2001–2020 i 1971–2000 (w dniach)			Długość trwania okresu gospodarczego (w dniach)	
		początek*	koniec	wydłużenie okresu gospodarczego	1971–2000	2001–2020
16.	Kraków	-1	7	8	252	260
17.	Łeba	-7	4	11	260	271
18.	Lębork	-4	8	11	261	272
19.	Legnica	-3	8	11	268	279
20.	Lesko	-6	6	12	246	258
21.	Leszno	-4	8	11	261	273
22.	Łódź	-4	9	13	251	264
23.	Lublin	-9	3	11	240	251
24.	Mława	-3	6	9	240	248
25.	Nowy Sącz	-5	5	10	258	269
26.	Olsztyn	-1	2	3	245	248
27.	Opole	-3	7	11	264	275
28.	Piła	-3	5	8	254	262
29.	Płock	-7	1	8	251	259
30.	Poznań	-4	8	12	261	273
31.	Racibórz	-4	5	8	261	269
32.	Rzeszów	-9	5	15	247	262
33.	Sandomierz	-7	1	9	245	254
34.	Siedlce	-2	1	3	243	245
35.	Słubice	-2	8	11	267	278
36.	Sulejów	-2	8	10	250	260
37.	Suwałki	-6	5	11	226	236
38.	Świnoujście	-3	5	8	271	279
39.	Szczecin	-2	6	8	270	279
40.	Tarnów	-5	6	10	258	268
41.	Terespol	-8	3	11	240	251
42.	Toruń	-8	9	16	251	268
43.	Ustka	-8	10	18	266	284
44.	Warszawa	-6	1	7	249	256
45.	Wieluń	-6	5	12	255	267
46.	Włodawa	-8	3	12	238	250
47.	Wrocław	-2	9	11	265	276
48.	Zielona Góra	-4	3	7	263	270

*Wartość ujemna dla początku okresu gospodarczego oznacza wcześniejsze rozpoczęcie tego okresu w wieloleciu 2001–2020

Źródło: opracowanie własne

Tabela 2

Początek, koniec i długość okresu gospodarczego w Polsce dla dwóch badanych okresów:
1971–2000 (1) oraz 2001–2020 (2)

	1971–2000 (1)	2001–2020 (2)	Różnica (1 – 2) (wartość bezwzględna)
Początek okresu gospodarczego	11 marca (71 dzień roku)	7 marca (67 dzień roku)	4,2 dnia odch. stand. 2,5 dnia
Współczynnik zmienności	26,1%	29,6%	
Koniec okresu gospodarczego	18 listopada (323 dzień roku)	23 listopada (328 dzień roku)	5,4 dnia odch. stand. 2,7 dnia
Współczynnik zmienności	4,5%	4,6%	
Długość okresu gospodarczego	253 dni	263 dni	9,6 dni odch. stand. 3,6 dnia
Współczynnik zmienności	10,1%	8,9%	

Źródło: opracowanie własne

W związku z przyspieszeniem rozpoczęcia i opóźnieniem zakończenia okresu gospodarczego nastąpiło jego wydłużenie w wieloleciu 2001–2020 w stosunku do lat 1971–2000. Średnio w Polsce w wieloleciu 2001–2020 długość okresu gospodarczego wynosiła 263 dni i była dłuższa o 9,6 dnia niż w wieloleciu 1971–2000. Okres ze średnią dobową temperaturą powietrza równą lub wyższą niż 3°C najdłuższy jest na stacjach położonych w pasie nadmorskim i w latach 2001–2020 trwał średnio 284 dni w Ustce, a 283 dni w Kołobrzegu. W porównaniu z latami 1971–2000 był dłuższy odpowiednio o 18 i 13 dni. Najkrócej okres gospodarczy w latach 2001–2020 wystąpił na stacjach w Suwałkach – 236 dni oraz Białymstoku – 239 dni i był dłuższy od tego z wielolecia 1971–2000 odpowiednio o 11 i 4 dni.

Podobnie jak w przypadku rozpoczęcia i zakończenia okresu gospodarczego, również jego długość była zróżnicowana zarówno w latach, jak i regionalnie. W wieloleciu 2001–2020 różnica długości trwania okresu gospodarczego średnio w Polsce wynosiła 48 dni. Najkrócej okres ze średnią dobową temperaturą powietrza większą lub równą 3°C trwał w Polsce północno-wschodniej (województwo podlaskie) i wynosił 236 dni w Suwałkach. Najdłużej okres ten trwał w rejonach nadmorskich, gdzie wynosił w Ustce 284 dni, Kołobrzegu – 283 dni, a w Świnoujściu – 279 dni.

Podsumowanie

Zmiany klimatyczne, jakie obserwujemy w ostatnich latach mają coraz większy wpływ na działalność rolniczą. Jednocześnie to właśnie rolnictwo postrzegane jest jako ta gałąź gospodarki, która może mieć znaczący udział w ograniczaniu zachodzących zmian, między innymi poprzez zmniejszanie emisji gazów cieplarnianych do atmosfery. W rolnictwie duże emisje związane są z nawożeniem, dlatego ważne

jest, aby w przypadku nawożenia zarówno dawka, jak i termin były optymalne. Według obowiązującej ustawy rozpoczęcie nawożenia azotem możliwe jest od 1 marca, jeśli grunt nie jest zamrznięty, zalany ani nie występuje na nim pokrywa śnieżna. Z przeprowadzonej analizy wynika, że coraz częściej zdarzają się lata, w których warunki te są spełnione już w lutym. Na wniosek rolników w 2020 r. termin rozpoczęcia nawożenia azotowego został przesunięty na 15 lutego, ze względu na przebieg temperatury w styczniu i lutym.

Duża zmienność warunków termicznych z roku na rok powoduje, że przyjęcie sztywnych dat wykonywania zabiegów agrotechnicznych nie odzwierciedla rzeczywistych warunków możliwości nawożenia azotem dla praktyki rolniczej. Jest to efektem dużego zróżnicowania regionalnego występującego w naszym kraju. A zatem przyjęcie jednej daty dla całego kraju może skutkować tym, że dla rejonów Polski południowo-zachodniej będzie to termin spóźniony, a dla Polski północno-wschodniej za wczesny.

Zasadne zatem wydaje się wprowadzenie monitoringu warunków meteorologicznych do wczesnego nawożenia azotem w Polsce. System taki mógłby wykorzystywać dane meteorologiczne dotyczące średniej dobowej temperatury powietrza, która jest podstawowym parametrem mierzonym na stacjach meteorologicznych różnego typu. Na podstawie tych informacji od 1 lutego należałoby prowadzić monitoring warunków termicznych w kraju, obserwując, kiedy średnia dobowa temperatura powietrza będzie większa lub równa 3°C. Jeżeli warunek ten będzie spełniony przez pięć kolejnych dni, to wtedy w danym rejonie (województwo, powiat) możliwe będzie rozpoczęcie nawożenia nawozami azotowymi mineralnymi i nawozami naturalnymi płynnymi oraz stałymi. Dodatkowo oprócz spełnienia warunku temperaturowego musiałyby zostać spełnione warunki zapisane w ustawie (5), tj. że grunt nie jest zalany ani nasycony wodą, zamrznięty ani pokryty śniegiem.

Z uwagi na wydłużający się okres gospodarczy jesienią należałoby rozważyć wydłużenie terminu zastosowania nawozów azotowych, czyli 20 października dla nawozów azotowych mineralnych i nawozów naturalnych płynnych oraz 30 października dla nawozów naturalnych stałych.

Należy się spodziewać, że duża zmienność warunków termicznych będzie wymagała dostosowania terminu aplikacji nawozów, a zatem należałoby zastanowić się nad wprowadzeniem monitoringu warunków pogodowych pozwalających na rozpoczęcie nawożenia azotem w poszczególnych latach i rejonach Polski.

Literatura

1. Bogucka B., Szempliński W., Wróbel E.: Nawożenie azotem a plon kukurydzy uprawianej na ziarno w warunkach północno-wschodniej Polski. *Acta Scientiarum Polonorum, Agricultura*, 2008, **7(3)**: 21-30.
2. Buczek J., Bobrecka-Jamro D., Jarecki W.: Plon i jakość ziarna wybranych odmian pszenicy jarej w zależności od dawki i terminu stosowania azotu. *Fragmenta Agronomica*, 2011, **28(4)**: 7-15.

3. Chojnacka-Ożga L., Ożga W.: Tendencja zmian długości termicznego okresu wegetacyjnego w północno-wschodniej Polsce. SYLWAN, 2018, **162(6)**: 479-489.
4. Dz.U. z 2007 r. poz. 1259, z późn. zm. Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 7 czerwca 2018 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o nawozach i nawożeniu.
5. Dz.U. z 2020 r. poz. 243. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu”.
6. Krużel J., Ziernicka-Wojtaszek A., Borek Ł., Ostrowski K.: Zmiany czasu trwania meteorologicznego okresu wegetacyjnego w Polsce w latach 1971–2000 oraz 1981–2010. Inżynieria Ekologiczna, 2015, **44**: 47-52.
7. Nieróbcza A., Kozyra J., Mizak K., Wróblewska E.: Zmiana okresu wegetacyjnego w Polsce. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 2013 (IV–VI), T. 13, **2(42)**.
8. Podolska G.: Wpływ dawki i sposobu nawożenia azotem na plon i wartość technologiczną ziarna odmian pszenicy ozimej. Acta Scientiarum Polonorum, Agricultura, 2008, **7(1)**: 57-65.
9. Radzka E.: Okresy termiczne w środkowowschodniej Polsce (1971–2005). Acta Agrophysica, 2013, **20(4)**: 679-691.
10. Skowera B., Kopeć B.: Okresy termiczne w Polsce południowo-wschodniej (1971–2000). Acta Agrophysica, 2008, **12(2)**: 517-526.
11. Tomczyka M., Szyga-Płuta K.: Okres wegetacyjny w Polsce w latach 1971–2010. Przegląd Geograficzny, 2016, **88(1)**: 75-86.
12. Węgrzyn A., Wojkowski J., Skowera B.: Rolnicze okresy termiczne na Lubelszczyźnie w latach 1981–2010. Acta Agrophysica, 2017, **24(3)**: 535-551.
13. Wierzbicka A., Mazurczyk W., Wrótniak J.: Wpływ nawożenia azotem i terminu zbioru na plon i wybrane cechy jakości bulw wczesnych odmian ziemniaka. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 2008, **530**: 207-216.
14. Wojcieśka U.: Żywienie azotem a przyrost masy i przebieg wybranych procesów fizjologicznych. Fragmenta Agronomica, 1993, **4**: 173-174.
15. Wojcieśka U.: Fizjologiczna rola azotu w kształtowaniu plonu roślin. Cz. I. Oddziaływanie azotu na wielkość plonu roślin. Postępy Nauk Rolniczych, 1994, **1**: 115-126.
16. Żarski J., Kuśmerek-Tomaszewska R., Dudek S.: Tendencje zmian termicznych okresów rolniczych w rejonie Bydgoszczy. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 3/I/2012.

Adres do korespondencji:

dr Katarzyna Żyłowska; dr hab. Rafał Pudelko
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB

ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy

tel.: 81 4786 768; 81 4786 765

e-mail: Katarzyna.Zylowska@iung.pulawy.pl; Rafal.Pudelko@iung.pulawy.pl

AUTOR

ORCID

Katarzyna Żyłowska

0000-0002-6019-034X

Rafał Pudelko

0000-0002-6373-6272

Mariusz Matyka, Agata Witorożec-Piechnik

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

PROGNOZOWANE ZNACZENIE POFERMENTU Z BIOGAZOWNI
ROLNICZYCH W KONTEKŚCIE REALIZACJI CELÓW EUROPEJSKIEGO
ZIELONEGO ŁADU*

Słowa kluczowe: poferment, biogazownia rolnicza, Europejski Zielony Ład, gospodarka nawozowa

Wstęp

Mając na uwadze realizację zobowiązań polityk UE, należy stwierdzić, że w Polsce istnieje pilna potrzeba zintensyfikowania wykorzystania odnawialnych źródeł energii (OZE), które stanowią alternatywę dla paliw kopalnych. Pozyskanie energii z OZE wpisuje się również w założenia Europejskiego Zielonego Ładu (EZŁ) (2, 11, 12). W ramach „Polityki energetycznej dla Polski do 2040 roku” jako cel określono zwiększenie udziału energii pochodzącej ze źródeł odnawialnych do 23% ogółu produkcji energii w Polsce do 2030 roku (13, 16). Dodatkowo w polityce EZŁ wyznaczone zostały cele ochrony klimatu, m.in. w aspekcie ograniczenia zużycia nawozów mineralnych (6). Zgodnie z ustawą Prawo energetyczne biogazownie są zaliczane do instalacji produkujących energię odnawialną (15). W Polsce podejmowane są liczne działania na rzecz szerszego wprowadzenia OZE jako źródła zaspokojenia potrzeb energetycznych kraju.

Udział poszczególnych rodzajów źródeł energii odnawialnej, w tym biogazowni, jest determinowany warunkami lokalnymi oraz potencjałem zasobów koniecznych do ich funkcjonowania. Biogazownie pełnią szereg ważnych funkcji, m.in.: są źródłem odnawialnej energii elektrycznej i cieplnej, służą do utylizacji produktów ubocznych i odpadów z produkcji rolnej oraz przetwórstwa rolno-spożywczego. Są również ważnym elementem dywersyfikacji produkcji rolnej. Przy założeniu, że głównymi substratami do produkcji biogazu będą substraty z produktów ubocznych pochodzą-

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.1 pt. „Nawożenie użytków rolnych” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2022 r.

cych z produkcji rolniczej, szacuje się, że wytwarzanie energii z biogazowni mogłoby stanowić 18% obecnej produkcji energii elektrycznej w Polsce (5).

Nierozłącznym elementem produkcji biogazu jest wytwarzanie pofermentu, określanego również jako osad pofermentacyjny, pulpa pofermentacyjna, substancja pofermentacyjna lub dygestat. Jego ilość jest na ogół o kilka procent niższa od masy substratów użytych w procesie wytwarzania biogazu (ubytek związany jest z masą wytwarzanego biogazu). W niektórych biogazowniach ilość pofermentu może być jednak znacząco mniejsza od masy substratów, jeśli część wody technologicznej zostanie zawrócona i wykorzystana ponownie w procesie fermentacji metanowej. Poferment składa się głównie z nierozłożonych związków organicznych (zwłaszcza ligniny), składników mineralnych oraz biomasy bakterii metanowych. Skład chemiczny pofermentu zależy od rodzaju i proporcji substratów biorących udział w procesie fermentacji beztlenowej. Wartość nawozowa pofermentu uzależniona jest od jego składu chemicznego. Istotne jest, że w trakcie prawidłowo prowadzonego procesu fermentacji następuje znaczne obniżenie odoru powodowanego przez substancje zapachowe, które występują w niektórych substratach, np. w gnojowicy. Dodatkowo w czasie beztlenowej fermentacji metanowej następuje eliminacja nasion chwastów oraz patogenów w masie pofermentacyjnej. Jakość pofermentu, a także lokalne uwarunkowania oraz obowiązujące regulacje prawne są aspektami mającymi decydujący wpływ na sposób jego wykorzystania (3). Poferment może być wykorzystywany do nawożenia zarówno na gruntach ornych, jak i na użytkach zielonych. Wśród korzyści wynikających ze stosowania pofermentu w nawożeniu należy wymienić:

- zwiększenie plonów roślin uprawnych i polepszenie ich jakości,
- poprawa właściwości gleby,
- lepsze wykorzystanie składników pokarmowych przez rośliny (14).

Zdaniem Kowalczyk-Jusko i Szymańskiej (9) oraz Podkówki (14) wykorzystanie pofermentu wiąże się również z szeregiem korzyści środowiskowych, do których możemy zaliczyć:

- zamknięcie obiegu składników nawozowych,
- ograniczenie emisji odorów związanych ze składowaniem i stosowaniem nawozów naturalnych,
- zmniejszenie ryzyka zanieczyszczenia wód gruntowych i powierzchniowych,
- zmniejszenie wydobycia naturalnych kopalin, głównie fosforytów i soli potasowej,
- ograniczenie zużycia nawozów mineralnych, w tym głównie azotowych, co przekłada się na zmniejszenie wykorzystania paliw kopalnych i w efekcie ograniczenie emisji gazów cieplarnianych.

Należy zwrócić uwagę, że w latach 2011–2020 nie obserwowano dynamicznego rozwoju instalacji do produkcji biogazu. W skali kraju średnio na rok przybywało 12 biogazowni rolniczych.

Celem niniejszego opracowania jest oszacowanie ilości makroskładników nawozowych z pofermentu możliwych do zastosowania na użytkach rolnych jako substytut nawożenia mineralnego.

Material i metody

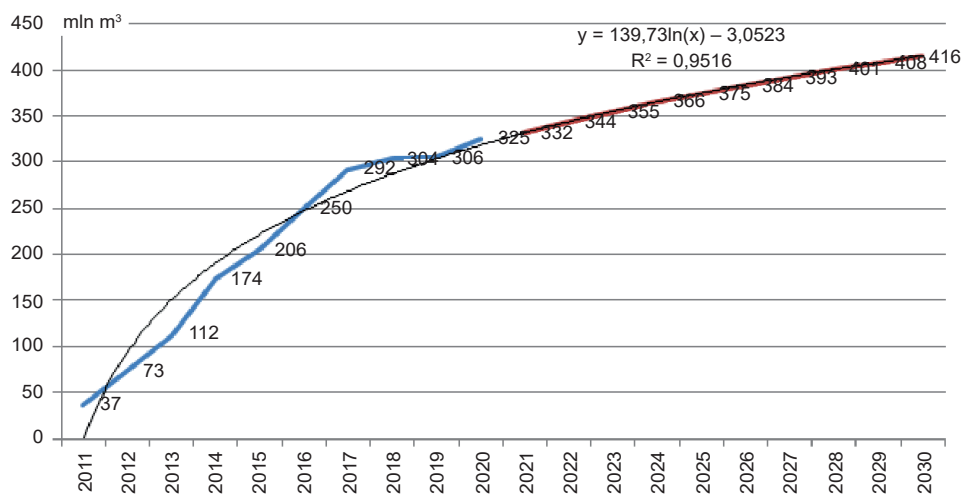
Analizy przeprowadzono na podstawie danych z rejestru wytwórców biogazu rolniczego KOWR z lat 2011–2020. Na podstawie analizy trendu wykonano predykcję produkcji biogazu oraz ilości zużytych surowców i wytworzonego pofermentu do 2030 r. Kryterium doboru rodzaju równania trendu była najwyższa wartość wskaźnika determinacji (R^2), który określa stopień dopasowania modelu. Dla wszystkich analizowanych parametrów najlepszym dopasowaniem (ok. 95%) cechowało się logarytmiczne równanie trendu.

Na potrzeby analizy przyjęto następujący skład substratu poddawanego procesowi fermentacji: gnojowica – 27%, wywar gorzelniany – 21%, pozostałości po owocach i warzywach – 21%, kiszonka z kukurydzy – 16%, wysłodki buraczane – 6%, odpady z przemysłu rolno-spożywczego – 4%, odpady z przemysłu mleczarskiego – 3%, obornik – 2% (8, 10).

Na podstawie danych literaturowych ilość pofermentu warunkowaną składem surowcowym określono na 84% masy fermentowanego surowca. Zawartość poszczególnych składników nawozowych w $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ przyjęto na następującym poziomie: N – 4,4; $\text{NH}_3\text{-N}$ – 2,6; P_2O_5 – 1,9; K_2O – 5,0 (14).

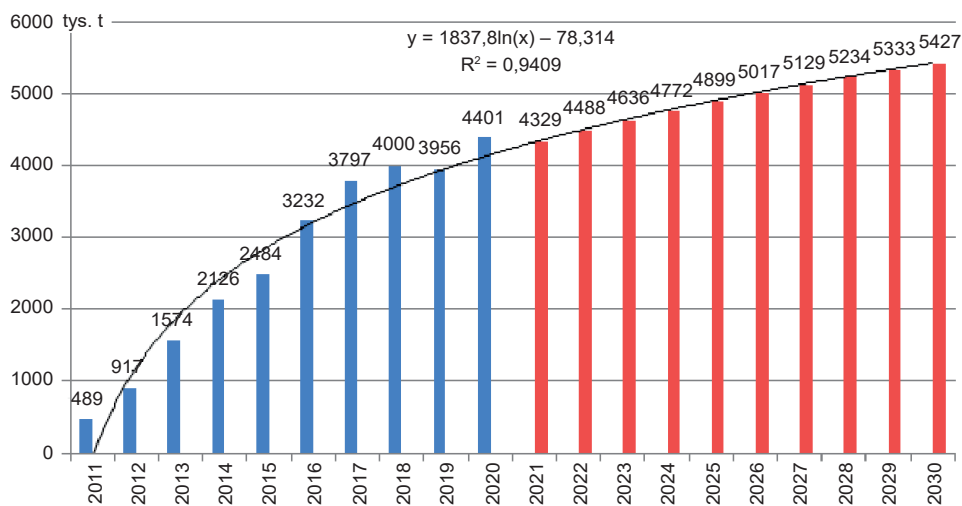
Wyniki

Średniookresowa prognoza rozwoju produkcji biogazu rolniczego wskazuje na utrzymanie tendencji wzrostowej. Przy założeniu, że tempo rozwoju biogazowni rolniczych będzie tożsame z tym z lat 2011–2020, oszacowano, że produkcja biogazu w 2030 r. będzie wynosić 416 mln m^3 i będzie wyższa o 28% w stosunku do wartości uzyskanej w 2020 r. (rys. 1). Naturalną konsekwencją rosnącej produkcji biogazu będzie wzrost ilości zużywanych do tego procesu substratów oraz wytworzonego pofermentu (rys. 2 i 3). Wartości tych parametrów wzrosną o 23% w 2030 r. w stosunku do roku 2020. Wytworzony poferment może być wykorzystany do nawożenia użytków rolnych. Z licznych badań wynika bowiem, że poferment jest wartościowym źródłem składników odżywczych dla roślin (1, 4, 7).



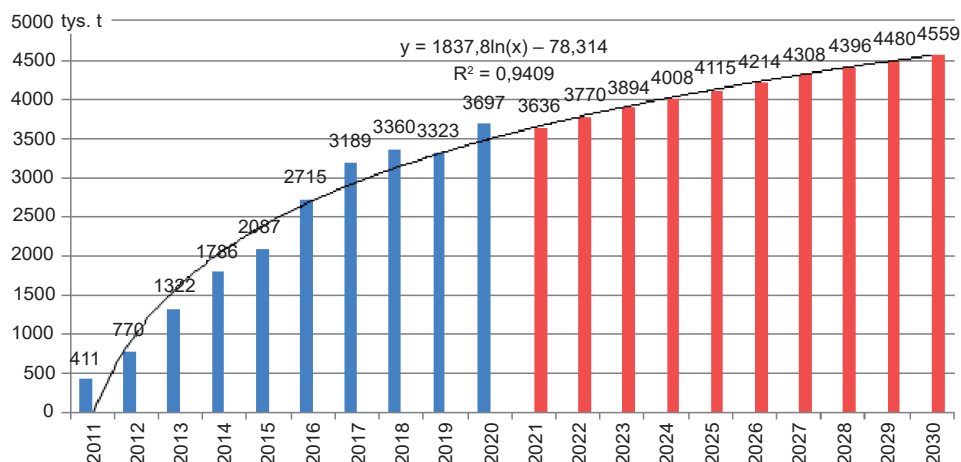
Rys. 1. Ilość wytworzonego biogazu rolniczego w latach 2011–2020 z prognozą do 2030 r.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych KOWR (10)



Rys. 2. Łączna ilość surowców zużyta do produkcji biogazu w latach 2011–2020 z prognozą do 2030 r.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych KOWR (10)



Rys. 3. Szacunkowa ilość wytworzonego pofermentu w latach 2011–2020 z prognozą do 2030 r.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych KOWR (10) oraz Podkówa, 2012 (14)

Wraz ze wzrostem ilości wytwarzanego pofermentu zwiększeniu ulegać będzie również ilość makroskładników dostarczanych wraz z nim na pola (tab. 1).

Tabela 1

Szacunkowa ilość składników nawozowych pozyskana z pofermentu w latach 2011–2020 z prognozą do 2030 r.

Rok	Ilość składników nawozowych (t)			
	N	NH ₃ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O
2011	1807	1068	780	2054
2012	3389	2003	1464	3851
2013	5818	3438	2512	6611
2014	7858	4643	3393	8929
2015	9181	5425	3964	10433
2016	11945	7059	5158	13574
2017	14034	8293	6060	15947
2018	14784	8736	6384	16800
2019	14621	8640	6314	16615
2020	16266	9612	7024	18484
2021	15998	9454	6908	18180
2022	16589	9803	7164	18851
2023	17133	10124	7398	19469
2024	17636	10421	7616	20041
2025	18105	10698	7818	20574

Rok	Ilość składników nawozowych (t)			
	N	NH ₃ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O
2026	18543	10957	8007	21072
2027	18955	11201	8185	21540
2028	19343	11430	8353	21981
2029	19711	11647	8511	22398
2030	20059	11853	8662	22794

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych KOWR (10) oraz Podkówa, 2012 (14)

Podkreślić należy, że zarówno obecnie, jak i w perspektywie 2030 r., przy prognozowanym tempie rozwoju sektora, ilości makroskładników nawozowych z pofermentu, możliwych do zastosowania w rolnictwie, będą relatywnie niewielkie. W odniesieniu do ich zużycia w postaci nawozów mineralnych w 2021 r. stanowią one 1,5% dla azotu (N), 2% dla fosforu (P₂O₅) i 3% dla potasu (K₂O).

Podsumowanie

Biorąc pod uwagę założenia Europejskiego Zielonego Ładu dotyczące ograniczenia o 50% strat składników pokarmowych i zmniejszenia o 20% ilości nawożenia mineralnego, zastosowanie w tym kontekście pofermentu będzie miało niewielkie znaczenie w skali kraju i może być istotne jedynie regionalnie. Wynika to głównie z niewielkiego wolumenu jego produkcji zarówno aktualnie, jak i w perspektywie najbliższych lat.

Literatura

1. Bustamante M.A., Moral R., Bonmatí A., Palatsí J., Solé-Mauri F., Bernal M.P.: Integrated waste management combining anaerobic and aerobic treatment: A case study. *Waste and Biomass Valorization*, 2014, **5(3)**: 481-490. DOI: 10.1007/s12649-013-9260-9
2. Cebula J.: Biogazownie w niewielkich gospodarstwach. W: *Odnawialne źródła energii i działania adaptacyjne do zmian klimatu w rolnictwie i na wsi – przykłady doświadczeń w UE*, A. Grzybek (red.). 2009, ss. 133.
3. Czekala W., Pilarski K., Dach J., Janczak D., Szymańska M.: Analiza możliwości zagospodarowania pofermentu z biogazowni. *Technika Rolnicza, Ogrodnicza, Leśna*, 2012, **4**: 13-15.
4. Dębowski M., Szwaja S., Zieliński M., Kisielewska M., Stańczyk-Mazanek E.: The influence of anaerobic digestion effluents (ADEs) used as the nutrient sources for *Chlorella* sp. cultivation on fermentative biogas production. *Waste and Biomass Valorization*, 2017, **8(4)**: 1153-1161. DOI: 10.1007/s12649-016-9667-1
5. Juszcak A., Maj M.: *Rozwój i potencjał energetyki odnawialnej w Polsce*, Polski Instytut Ekonomiczny, Warszawa 2020, ss. 33.
6. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady Europejskiej, Rady, Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów, Europejski Zielony Ład. Bruksela, dnia 11.12.2019 r. COM(2019) 640.

7. Koszeł M., Przywara A., Kachel-Jakubowska M., Kraszkiewicz A.: Evaluation of the Use of Biogas Plant Digestate as a Fertilizer in Field Cultivation Plant., 2017, s. 181-186. DOI: 10.24326/fmpmsa.2017.33
8. Kowalczyk-Juśko A.: Substraty do produkcji biogazu. Raport biogaz w Polsce, 2020, 202076-81, ss. 110.
9. Kowalczyk-Juśko A., Szymańska M.: Poferment nawozem dla rolnictwa. MRiRW, FDPA, Warszawa 2015, ss. 60.
10. KOWR. Dane dotyczące działalności wytwórców biogazu rolniczego w latach 2011–2020. <https://bip.kowr.gov.pl/informacje-publiczne/odnawialne-zrodla-energii/biogaz-rolniczy/dane-dotyczace-dzialalnosci-wytworcow-biogazu-rolniczego-w-latach-2011-2020>
11. Mieliński W.: Odnawialne źródła energii jako element Nowego Zielonego Ładu. *Academia. Magazyn Polskiej Akademii Nauk*, 2021, **1(65)**: 84-87. DOI: 10.24425/academiaPAN.2021.136853
12. Musiał K., Szumiec A.: Istota Zielonego Ładu we Wspólnej Polityce Rolnej 2021–2027 – wyzwania dla rolnictwa w aspekcie środowiska i przyrody. *Wiadomości Zootechniczne*, 2021, **3**: 3-14.
13. Obwieszczenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 2 marca 2021 r. w sprawie polityki energetycznej państwa do 2040 r. (Dz.U z 2021 r. poz. 264).
14. Podkówa Z.: Substancja pofermentacyjna. W: *Biogaz rolniczy, odnawialne źródło energii. Teoria i praktyczne zastosowanie*, W. Podkówa (red.). Powszechnie Wydawnictwa Rolnicze i Leśne, Warszawa 2012, s. 112-118.
15. Ustawa a dnia 10 kwietnia 1997 r. Prawo energetyczne. (Dz.U. 1997 nr 54, poz. 348).
16. Załącznik do uchwały nr 22/2021 Rady Ministrów z dnia 2 lutego 2021. *Polityka energetyczna Polski do 2040 r.* Warszawa 2021.

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Mariusz Matyka
Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 4786 801
e-mail: Mariusz.Matyka@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Mariusz Matyka	0000-0001-6269-1175
Agata Witorożec-Piechnik	0000-0003-4071-3382

W serii wydawniczej „RAPORTY PIB”, a od 2007 r. „STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB” ukazały się następujące pozycje:

1. *Wybrane aspekty agrochemicznych badań gleby*. Puławy, 2006.
2. *Zasady wprowadzania nawozów do obrotu*. Puławy, 2006.
3. *Regionalne zróżnicowanie produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2006.
4. *Monitoring skutków środowiskowych planu rozwoju obszarów wiejskich*. Puławy, 2007.
5. *Sprawdzenie przydatności wskaźników do oceny zrównoważonego gospodarowania zasobami środowiska rolniczego w wybranych gospodarstwach, gminach i województwach*. Puławy, 2007.
6. *Możliwości rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce*. Puławy, 2007.
7. *Współczesne uwarunkowania organizacji produkcji w gospodarstwach rolniczych*. Puławy, 2007.
8. *Efektywne i bezpieczne metody regulacji zachwaszczenia, nawożenia i uprawy roli*. Puławy, 2007.
9. *Wybrane elementy technologii produkcji roślinnej*. Puławy, 2007.
10. *Problem erozji gleb w procesie przemian strukturalnych na obszarach wiejskich*. Puławy, 2008.
11. *Uprawa roślin energetycznych a wykorzystanie rolniczej przestrzeni produkcyjnej w Polsce*. Puławy, 2008.
12. *Wybrane zagadnienia systemów informacji przestrzennej i obszarów problemowych rolnictwa w Polsce*. Puławy, 2008.
13. *Tworzenie postępu biologicznego w hodowli tytoniu i chmielu*. Puławy, 2008.
14. *Kierunki zmian w produkcji roślinnej w Polsce do roku 2020*. Puławy, 2009.
15. *Wybrane elementy regionalnego zróżnicowania rolnictwa w Polsce*. Puławy, 2009.
16. *Systemy wspomagania decyzji w zrównoważonej produkcji roślinnej*. Puławy, 2009.
17. *Stan i kierunki zmian w produkcji rolniczej (wybrane zagadnienia)*. Puławy, 2009.
18. *Produkcyjne i środowiskowe aspekty współczesnych metod nawożenia i regulacji zachwaszczenia*. Puławy, 2009.
19. *Oddziaływanie rolnictwa na środowisko przyrodnicze w warunkach zmian klimatu*. Puławy, 2010.
20. *Ocena zrównoważenia gospodarowania zasobami środowiska rolniczego w wybranych gospodarstwach, gminach, powiatach i województwach*. Puławy, 2010.
21. *Możliwości rozwoju obszarów problemowych rolnictwa (OPR) w świetle PROW 2007–2013*. Puławy, 2010.
22. *Możliwości rozwoju gospodarstw o różnych kierunkach produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2010.
23. *Związki fitogeniczne jako naturalna alternatywa antybiotykowych promotorów wzrostu*. Puławy, 2010.
24. *Wybrane aspekty przemian strukturalnych na obszarach wiejskich*. Puławy, 2010.
25. *Stan obecny i perspektywy nawożenia roślin w Polsce w aspekcie regulacji prawnych*. Puławy, 2010.
26. *Stan obecny i perspektywy rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce*. Puławy, 2010.
- 27(1). *Środowiskowe skutki działalności rolniczej i wdrażania PROW na obszarach problemowych rolnictwa*. Puławy, 2011.

- 28(2). *Techniki i technologie stosowane w produkcji roślinnej a środowisko przyrodnicze*. Puławy, 2012.
- 29(3). *Problemy zrównoważonego gospodarowania w produkcji rolniczej*. Puławy, 2012.
- 30(4). *Doskonalenie integrowanych technologii produkcji zbóż jarych i roślin pastewnych ze szczególnym uwzględnieniem początkowych elementów agrotechniki*. Puławy, 2012.
- 31(5). *Rola badań naukowych w kształtowaniu postępu w produkcji chmielu i tytoniu*. Puławy, 2012.
- 32(6). *Wybrane aspekty zrównoważonego rozwoju i specjalizacji gospodarstw rolniczych*. Puławy, 2013
- 33(7). *Działalność Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa-PIB w Puławach w zakresie wspierania doradztwa i praktyki rolniczej*. Puławy, 2013.
- 34(8). *Problemy gospodarki nawozowej w Polsce*. Puławy, 2013.
- 35(9). *Zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania gleb użytkowanych rolniczo – wybrane zagadnienia*. Puławy, 2013.
- 36(10). *Zmiany w technologiach produkcji roślinnej – oceny i wpływ na środowisko rolnicze*. Puławy, 2014.
- 37(11). *Dobre praktyki w nawożeniu*. Puławy, 2014.
- 38(12). *Jakość informacji w systemach wspomagania decyzji*. Puławy, 2014.
- 39(13). *Wykorzystanie odnawialnych źródeł energii pochodzenia rolniczego i ich wpływ na środowisko*. Puławy, 2014.
- 40(14). *Wybrane problemy rolnictwa polskiego z uwzględnieniem stanu jego zrównoważenia*. Puławy, 2014.
- 41(15). *Technologie produkcji zbóż i roślin pastewnych warunkujące wysoki plon i dobrą jakość*. Puławy, 2014.
- 42(16). *Podstawy nowoczesnego doradztwa nawozowego w Polsce*. Puławy, 2015.
- 43(17). *Wybrane problemy produkcji rolniczej z uwzględnieniem aspektu dóbr publicznych*. Puławy, 2015.
- 44(18). *Wybrane zagadnienia produkcji roślinnej w Polsce*. Puławy, 2015.
- 45(19). *Kształtowanie żyzności gleby*. Puławy, 2015.
- 46(20). *Wybrane zagadnienia związane z ochroną gleb przed degradacją*. Puławy, 2015.
- 47(1). *Problemy produkcji rolniczej w Polsce w kontekście ich oddziaływania na środowisko*. Puławy, 2016.
- 48(2). *Innowacje w nawożeniu*. Puławy, 2016.
- 49(3). *Siedliskowe i agrotechniczne uwarunkowania produkcji roślinnej w Polsce*. Puławy, 2016.
- 50(4). *Technologie produkcji roślinnej w warunkach zmieniającego się klimatu*. Puławy, 2016.
- 51(5). *Krajowe bazy danych o glebach*. Puławy, 2017.
- 52(6). *Redukcja emisji gazów cieplarnianych i amoniaku oraz metody adaptacji do zmian klimatu (wybrane zagadnienia)*. Puławy, 2017.
- 53(7). *Nawożenie a środowisko*. Puławy, 2017.
- 54(8). *Jakość gleb użytkowanych rolniczo i wskaźniki jej oceny*. Puławy, 2017.
- 55(9). *Uwarunkowania i kierunki zmian produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2018.
- 56(10). *Aktualne problemy nawożenia*. Puławy, 2018.
- 57(11). *Technologie produkcji roślinnej w warunkach zmieniającego się klimatu*. Puławy, 2018.

- 58(12).** *Stan zagrożeń dla jakości gleb w Polsce.* Puławy, 2018.
- 59(13).** *Środowiskowe aspekty gospodarki nawozowej.* Puławy, 2019.
- 60(14).** *Znaczenie postępu biologicznego i technologicznego w produkcji zbóż i roślin strączkowych.* Puławy, 2019
- 61(15).** *Wybrane zagadnienia agrotechniki roślin uprawnych.* Puławy, 2020.
- 62(16).** *Uwarunkowania i perspektywy rozwoju produkcji rolniczej w różnych regionach Polski.* Puławy, 2020.
- 63(17).** *Nawożenie – aspekty produkcyjne i środowiskowe.* Puławy, 2020.
- 64(18).** *Zagrożenia dla jakości gleb w Polsce – część II.* Puławy, 2020.
- 65(19).** *Teoretyczne podstawy racjonalnego nawożenia.* Puławy, 2021.
- 66(20).** *Zrównoważone użytkowanie i ochrona gleb jako element Europejskiego Zielonego Ładu.* Puławy, 2021.
- 67(21).** *Rolnictwo polskie wobec wyzwań klimatycznych.* Puławy, 2022.
- 68(22).** *Osiągnięcia i wyzwania produkcji chmielu i tytoniu.* Puławy, 2022.

WSKAZÓWKI DLA AUTORÓW

W serii wydawniczej „**STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB**” publikowane są recenzowane prace z zakresu agronomii oraz ochrony i kształtowania środowiska rolniczego, wykonane w ramach zadań programów wieloletnich pn. „Kształtowanie środowiska rolniczego Polski oraz zrównoważony rozwój produkcji rolniczej” (2005-2010) oraz „Wspieranie działań w zakresie kształtowania środowiska rolniczego i zrównoważonego rozwoju produkcji rolniczej w Polsce” (2011-2015). W zeszytach problemowych o charakterze monografii, wydawanych w ramach tej serii, mogą być zamieszczane również prace autorów spoza IUNG-PIB, które merytorycznie mieszczą się w tematyce zadań programu wieloletniego. **Publikowane są prace problemowe, głównie mające charakter przeglądowy, z podkreśleniem znaczenia omawianych zagadnień dla rolnictwa polskiego.**

Wydruk tekstu do recenzji:

czcionka 12 p., z odstępem 1,5-wierszowym.

Przygotowanie do druku:

- tekst i tabele w programie Word,
- czcionka – Times New Roman
- układ pracy: słowa kluczowe, wstęp, wyniki i dyskusja bądź omówienie wyników, podsumowanie lub wnioski, literatura, dane kontaktowe, nr ORCID

tekst

- czcionka – 11 p. (spis pozycji literatury – 9 p.)
- wcięcie akapitowe – 0,5 cm

tabele

- podział na wiersze i kolumny (z funkcji tworzenia tabel)
- szerokość dokładnie 13 cm (tabele w pionie) lub 19 cm (tabele w poziomie)
- czcionka 9 p., pojedyncze odstęp międzywierszowe
- pod tabelą przypis ze wskazaniem źródła danych (autorstwa)

rysunki/fotografie

- czarno-białe/kolorowe (możliwie duża rozdzielczość)
- wykresy w programie Word lub Excel
- wymiary w zakresie 13 cm × 19 cm
- w podpisach czcionka 9 p.
- na nośniku lub w oddzielnych plikach
- pod rysunkiem przypis ze wskazaniem źródła danych (autorstwa)

jednostki miary

- system SI
- jednostki zapisywać potęgowo (np. t·ha⁻¹)

literatura

- spis literatury na końcu pracy w układzie alfabetycznym wg nazwisk autorów, w kolejności: nazwisko (pismo rozstrzelone), pierwsza litera imienia, tytuł pracy, miejsce publikacji: tytuł wydawnictwa (wg ogólnie przyjętych skrótów tytułów czasopism), rok, numer (pismo pogrubione), strony,
- cytowanie w tekście – jako numer pozycji ze spisu literatury (w nawiasach okrągłych) lub dodatkowo z nazwiskiem autora (pismo rozstrzelone).

Pracę do recenzji należy złożyć w 1 egzemplarzu. Po recenzji oryginalny egzemplarz recenzowany złożyć/przesłać do Redakcji, a ostateczną wersję pracy, uwzględniającą uwagi recenzenta i redaktora, przesłać e-mailem.

Dane kontaktowe:

mgr Ewa Decka-Cywińska

Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG-PIB

ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy

e-mail: edeka@iung.pulawy.pl



ISBN 978-83-7562-392-5
Publikacja elektroniczna

Egzemplarz bezpłatny