

Anna Podleśna

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

CZYNNIKI KSZTAŁTUJĄCE WYMYWANIE JONÓW SIARCZANOWYCH Z GLEB UPRAWNYCH

Słowa kluczowe: siarka siarczanowa, adsorpcja, wymywanie, nawożenie, przesączka, gleby

Wstęp

Siarka należy do składników niezbędnych dla roślin, ponieważ bierze udział w ich najważniejszych procesach życiowych, przez co decyduje o wielkości i jakości plonu (13). Źródłem siarki w glebie są glebowa materia organiczna, minerały glebo-we, nawozy naturalne i mineralne, związki gazowe z atmosfery oraz środki ochrony roślin (5, 20).

Siarka jest obecna w glebie w formie nieorganicznej i organicznej. Jednak w większości gleb użytkowanych rolniczo ponad 90% całkowitej zawartości siarki stanowi jej forma organiczna (5), która funkcjonuje jako siarka połączona z węglem (sulfoniany, siarka aminokwasowa) lub jako estry siarkowe i jest bezpośrednio niedostępna dla roślin (4, 12). Mniejszy udział w całkowitej puli siarki w glebie ma siarka siarczanowa (<10% siarki całkowitej), jednakże z żywieniowego punktu widzenia forma ta ma największe znaczenie dla roślin, ponieważ może być przez nie łatwo pobierana. Głównym źródłem siarczanów, z których rośliny mogą bezpośrednio korzystać, są nawozy mineralne. Drugim dostarczycielem siarczanów jest materia organiczna, która podlega zachodzącym jednocześnie w glebie procesom mineralizacji (udostępniania siarczanów) i immobilizacji (włączenia w formy niedostępne). O tym, który z wymienionych procesów dominuje w glebie i czy w efekcie nastąpi włączenie siarczanów w substancję organiczną, czy też jej mineralizacja (i prawdopodobne wymycie siarczanów) decydują właściwości fizykochemiczne gleby (13).

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

Siarczany obecne w glebie i dostające się do gleb obszarów rolniczych mogą być:

- 1) adsorbowane na koloidach glebowych,
- 2) redukowane i gromadzone w masie roślinnej lub w glebowej biomacie mikrobiologicznej, a następnie uwalniane do atmosfery w formie H_2S (jako siarczki słabo rozpuszczalne w glebie),
- 3) pobierane przez rośliny,
- 4) wymywane w głąb profilu glebowego (3, 13).

Wymywanie zachodzi podczas pionowego ruchu zstępującego wody, kiedy to składniki pokarmowe przemieszczają się przez warstwy gleby. To sprawia, że wymywanie jonów siarczanowych ($S-SO_4^{2-}$) ze strefy korzeniowej jest jednym z podstawowych procesów oddziałujących na dostępność siarki glebowej dla roślin (20). Oznacza to, że intensyfikacja tego procesu w okresach dużego zapotrzebowania roślin na siarkę może skutkować jej deficytem, znajdującym odbicie w wielkości i jakości uzyskanych plonów. Obawy te potwierdzają badania prowadzone w ramach „Monitoringu chemizmu gleb ornych Polski” (23). Wykazały one, że 94% próbek gleb zostało zakwalifikowanych do niskiej zawartości siarki siarczanowej, co wiąże się z możliwością wystąpienia niedoborów siarki w tych glebach.

Niniejsza praca ma charakter przeglądowy i jest oparta o wyniki badań prowadzonych zarówno w Polsce, jak i za granicą. Jej celem jest przedstawienie problemu strat siarki siarczanowej z gleb uprawnych przez omówienie procesów wpływających na zatrzymywanie siarczanów w glebach i powodujących ich straty w wyniku wymywania oraz czynników decydujących o ich wykorzystaniu przez rośliny uprawne.

Wpływ chemicznych i fizycznych czynników gleby na przemieszczanie się jonów SO_4^{2-} w profilu glebowym

Na ruch jonu SO_4^{2-} w glebie mają wpływ zarówno fizyczne, jak i chemiczne właściwości gleby. Właściwości fizyczne determinują wielkość i rozkład ruchu wody oraz dyfuzję jonów. Natomiast właściwości chemiczne wpływają na wymianę jonów i ich reakcję ze składnikami gleby. Jednakże ostateczną dystrybucję jonów $S-SO_4^{2-}$ określa układ kombinacji tych właściwości (25). Liczne prace potwierdzają, że fizyczne właściwości fazy stałej gleby (tj. rozkład wielkości porów i specyficzna powierzchnia) oddziałują na transport cieczy poprzez wpływ na zmiany gradientu, kanałowość, szybkość dyfuzji i wilgotność. Duży wpływ na ruch jonów ma struktura gleby, czyli przestrzenny układ cząstek glebowych (25).

Ważnym podkreślenia jest fakt, iż wielkość ruchu jonów SO_4^{2-} w glebie jest zmniejszana przez reakcje adsorpcji. Większość gleb posiada pewną zdolność adsorpcji tych jonów, aczkolwiek gleby różnią się znacznie w tym względzie. Proces adsorpcji siarczanów jest łatwo odwracalny i zależy od wielu właściwości gleby, do których należy zaliczyć (1, 5, 20, 25):

- zawartość gliny i typ minerału gliniastego – adsorpcja SO_4^{2-} zwykle wzrasta wraz ze wzrostem zawartości gliny w glebie,

- wodorotlenki Al i Fe – odpowiedzialne za większość adsorpcji SO_4^{2-} w glebach,
- poziom gleby i głębokość – ilość SO_4^{2-} w powierzchniowej warstwie gleby różni się od jej zawartości w głębszych poziomach,
- wpływ pH – adsorpcja SO_4^{2-} jest faworyzowana przez silnie kwaśne warunki w glebie, a staje się nieistotna, gdy odczyn gleby ma wartość >6 ,
- węgiel organiczny,
- wpływ czasu – retencja siarczanów wzrasta wraz z długością czasu, w którym mają one kontakt z substancją adsorbującą, czyli cząstkami gleby,
- obecność innych anionów – fosforany zmniejszają adsorpcję jonów SO_4^{2-} ,
- wpływ kationów – retencja siarczanów jest zależna od towarzyszącego kationu.

Wymywanie jonu SO_4^{2-} z gleby

Jon siarczanowy (SO_4^{2-}) ma ujemny ładunek, przez co może ulegać przemieszczaniu wraz z wodą glebową i bywa łatwo wymywany z gleby, szczególnie w warunkach dużych opadów (5). Najważniejszymi charakterystykami gleby wpływającymi na procesy wymywania i magazynowania siarczanów są jej właściwości hydrauliczne oraz adsorpcja jonu. Podatność gleb na wymywanie siarczanów jest zależna od ich zdolności do zatrzymywania tych jonów. Jednakże jeśli nawet jon SO_4^{2-} jest zaadsorbowany przez glebę, to jest słabo przez nią utrzymywany i może być usunięty w wyniku powtórnej ekstrakcji wodą. Zatem czynnik ten wpływa na los glebowych jonów S- SO_4^{2-} oraz, w konsekwencji, na możliwości zaopatrzenia roślin w ten składnik (20).

Jak już wspomniano, najważniejszą nieorganiczną formą siarki w glebach są siarczany, jako forma bezpośrednio dostępna dla roślin. Wzajemne oddziaływanie siarczanów z fazą stałą gleby wpływa na ich mobilność oraz dostępność dla roślin (1), ponieważ ruch siarczanów z wodą jest głównym mechanizmem, dzięki któremu jon SO_4^{2-} jest dostarczany do korzeni roślin (25). Transport siarczanów w profilu glebowym jest zależny od ich koncentracji w roztworze glebowym i reakcji ze składnikami fazy stałej gleby, a także szybkości i rozkładu ruchu wody w profilu glebowym. Zależności pomiędzy tymi czynnikami determinują fizykochemiczny los jonów SO_4^{2-} , uwalnianych w procesie mineralizacji siarki organicznej lub tych, które dostały się do gleby w nawozach, resztkach roślinnych, wodach nawadniających i w wyniku depozycji atmosferycznej.

Proces wymywania zależy od wielu czynników fizycznych i chemicznych. Występuje on zawsze, kiedy faza ciekła przenika materiał stały lub jest z nim w kontakcie, a są w niej rozpuszczone substancje organiczne czy nieorganiczne. Do najważniejszych czynników fizycznych należą: rozmiar, kształt i porowatość cząstek glebowych, jednorodność faz mineralnych, temperatura, przedział czasu, szybkość przepływu lub ilość przesączy i stopień saturacji oraz rozkład cykli sucho : mokro (19). Z kolei najważniejsze aspekty chemiczne są związane z odczynem i warunkami redoks, dostępnością jonów do wymywania, procesami tworzenia związków kompleksowych i sorpcji.

Wpływ użytkowania gleby na stężenie siarczanów w przesączach

Analizując trzy cykle płodozmianowe w wieloletnim doświadczeniu lizymetrycznym, zlokalizowanym w IUNG w Puławach, stwierdzono, że średnie miesięczne stężenie siarczanów w przesączach gleb pozostawionych w ugorze było mniejsze niż z gleb obsiewanych (24) (tab. 1). W przesączach zebranych z gleby piaskowej i gliniastej stężenie tego anionu utrzymywało się na podobnym poziomie, a najwyższą jego koncentrację notowano w styczniu i lutym. Stężenie siarczanów w przesączach z gleby lessowej osiągnęło maksimum w lutym i czerwcu, przy czym było ono wyższe niż w przesączach uzyskanych z gleby gliniastej i piaskowej. Jednocześnie stwierdzono dużą rozpiętość stężeń siarki siarczanowej zarówno w poszczególnych latach, jak też między porównywanymi glebami i obiektami nawozowymi. Najwyższym średnim stężeniem siarki siarczanowej charakteryzowała się gleba piaskowa przy zakresie stężeń od 15,4 do 131,2 mg S-SO₄²⁻·dm⁻³.

Tabela 1

Średnie stężenia siarczanów w przesączach glebowych przy stosowaniu średniego poziomu nawożenia NPK + Ca (mg S-SO₄²⁻·dm⁻³)

Obiekt	Lata badań							
	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	średnia
Gleba gliniasta								
Gleba obsiewana	71,3	31,7	71,1	44,0	44,7	69,8	62,2	56,4
Ugór	9,5	22,7	20,1	17,5	25,5	23,4	27,2	20,8
Gleba lessowa								
Gleba obsiewana	38,4	-	-	-	65,9	73,6	-	20,4
Ugór	20,1	22,4	27,4	23,0	36,7	33,5	34,2	28,2
Gleba piaskowa								
Gleba obsiewana	15,4	126,3	131,2	37,7	71,7	65,4	85,4	76,2
Ugór	10,2	22,5	20,7	13,7	29,5	21,2	20,4	19,7

* brak przesączy

Źródło: Sykut, 1993 (24), zmodyfikowane

Niższe średnie stężenia siarczanów oznaczono w przesączach zebranych z gleby gliniastej, przy ich rozpiętości od 31,7 do 71,3 mg S-SO₄²⁻·dm⁻³, a najniższe w przesączach z gleby lessowej (zakres od 38,4 do 73,6 mg S-SO₄²⁻·dm⁻³). Badania prowadzone przez Ercoli i in. (3) również wykazały, że zawartość siarki w wodach glebowych zależała od typu gleby uprawnej. Jednakże koncentracja siarki w wodach uzyskanych z gleby o składzie iltu gliniastego była zawsze wyższa niż w wodzie z gleby o składzie piasku gliniastego, a różnice te zmniejszały się wraz z postępem cyku rozwojowego pszenicy.

Wielkość średnio rocznego wymycia jonów siarczanowych, uzyskanego w doświadczeniu lizymetrycznym przez Sykuta (24), wskazuje, że istnieją bardzo duże różnice zarówno pomiędzy latami, jak i glebami (tab. 2). Jest to wynikiem znacznego zróżnicowania w ilości opadów występujących poszczególnych latach badań oraz ilości przesączy zebranych z badanych gleb. Jak wynika z tych badań (24), najwięcej przesączy w stosunku do ilości opadów obserwowano na poletkach z glebą gliniastą (16,4% wody opadowej), mniej z glebą piaskową (12,4%), a najmniej w przypadku gleby lessowej (5,4%). Natomiast największe straty siarki stwierdzono w warunkach gleb ugorowanych: średnio 4,8 g z lizymetru (1 m²) z glebą gliniastą oraz 3,5 i 4,5 g z lizymetrów wypełnionych odpowiednio glebą lessową i piaskową. W warunkach glebowo-klimatycznych Litwy, aż do 80% siarki zawartej w glebie jest wymywane w czasie ciepłego okresu wegetacji (15).

Tabela 2

Średnie wymycie siarczanów z gleb przy stosowaniu nawożenia
NPK II + Ca (g S-SO₄²⁻·m⁻²)

Obiekt	Lata badań							
	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	średnia
Gleba gliniasta								
Gleba uprawiana	4,5	0,9	2,0	2,5	7,2	8,4	1,5	3,9
Ugór	3,1	6,0	4,0	4,8	4,8	7,3	3,6	4,8
Gleba lessowa								
Gleba uprawiana	1,6	-*	-	-	1,2	2,3	-	0,7
Ugór	3,6	3,4	2,7	2,8	3,6	6,4	2,2	3,5
Gleba piaskowa								
Gleba uprawiana	2,1	0,5	0,6	1,3	7,3	7,1	0,7	3,1
Ugór	3,4	5,7	4,2	3,2	5,5	6,3	3,2	4,5

* brak przesączy

Źródło: Sykut, 1993 (24), zmodyfikowane

Wpływ nawożenia NPK i wapnowania na wymywanie jonów SO₄²⁻ z gleb uprawnych

Podstawowym warunkiem efektywnego działania nawozów mineralnych jest uregulowanie odczynu gleby, uzyskane najczęściej w efekcie wcześniejszego zastosowania nawozów wapniowych. Jak wykazano, zabieg wapnowania powoduje zwiększone pobieranie i wykorzystanie przez rośliny większości składników podanych w nawozach (6). W przypadku nawozów siarkowych, większe pobranie siarczanów przez rośliny może oznaczać mniejsze ich straty w wyniku wymycia do wód

glebowych. Z badań prowadzonych przez Ruszkowską i in. (22), wynika, że w przypadku niskiego poziomu nawożenia NPK (140-170-180 kg NPK·ha⁻¹, średnio na zmianowanie, odpowiednio dla gleby piaskowej, lessowej i gliniastej), połączonego z wapnowaniem, wymycie siarki siarczanowej jest nieznacznie wyższe w porównaniu do obiektów bez Ca, ale bilans siarki pozostaje dodatni (tab. 3). Natomiast w warunkach wyższych dawek nawożenia obserwowano nieco mniejsze straty siarczanów. Także Gondek (9) stwierdza, że wymyciu siarki z użytków zielonych sprzyjało stosowanie wapnowania przy nawożeniu mineralnym. Zwiększenie wartości pH gleby powoduje uwolnienie zaadsorbowanych siarczanów i udostępnienie ich roślinom, ale niestety także zwiększenie ich wymycia. Wapnowanie powoduje również zmiany aktywności mikrobiologicznej gleby, co oznacza zwiększenie mineralizacji materii organicznej i uwolnienie większej ilości związków siarki rozpuszczonych w roztworze glebowym. Kopáček i in. (13) podają, że mineralizacja siarki organicznej gleby waha się od 0,5 do 3,0% jej zasobów glebowych i intensyfikuje się po osuszeniu lub uprawie gleby. Dlatego przy modelowaniu długofalowych trendów w wymywaniu siarczanów z obszarów użytkowanych rolniczo nie powinny być pomijane takie czynniki, jak: wapnowanie, zmiany pH gleby, drenaż czy uprawa.

Tabela 3

Wpływ poziomu nawożenia NPK oraz wapnowania na bilans siarki (g/1m²)

Wyszczególnienie	Obiekt nawozowy			
	NPK I	NPK I + Ca	NPK II	NPK II + Ca
Przychód w nawozach	12,04	12,04	12,04	12,04
Przychód z opadami	4,63	4,63	4,63	4,63
Pobranie przez rośliny	4,15	4,22	4,86	5,16
Wymycie	11,47	12,10	14,03	13,87
Różnica bilansowa	+1,05	+0,35	-2,22	-2,36

Źródło: Ruszkowska i in., 1984 (22), zmodyfikowane

W badaniach prowadzonych przez Mašauskiene i Mašauskas (15), średnia zawartość siarczanów w wodach lizymetrycznych zebranych z poletek kontrolnych (bez nawożenia) na głębokości 40 cm mieściła się w przedziale 39-53 mg·l⁻¹, a w wodach z poletek nawożonych NPK od 115 do 224 mg·l⁻¹ (tab. 4). Stosowane nawożenie miało zdecydowany wpływ na zawartość siarczanów w przesączach lizymetrycznych w latach badań. Najniższe stężenia siarczanów stwierdzano w obiektach kontrolnych i nawożonych NK, z pominięciem fosforu, zaś najwyższe wartości tych stężeń były oznaczane w obiektach nawożonych fosforem, bez względu na to, czy stosowano również azot i/lub potas. Jak podaje Jaguś (11),

wyniki licznych badań nad składem chemicznym wód odpływających z profili glebowych w zróżnicowanych warunkach nawozowych wskazują, że nawożenie intensyfikuje wymywanie siarczanów. W pierwszej kolejności należy to przypisywać znacznemu wzbogaceniu gleby w siarkę, której zawartość w wielu nawozach mineralnych sięga kilkunastu procent (np. superfosfat prosty – 10-14, siarczan potasu – 18% S). Zdarza się jednak, że wzrastająca zawartość siarczanów występuje także wtedy, gdy siarka nie jest jednym z komponentów nawozowych. Można to wiązać z oddziaływaniem wprowadzonego fosforu mineralnego, bowiem jony fosforanowe nie tylko ograniczają wiązanie jonów siarczanowych w kompleksie sorpcyjnym, ale mogą je także z niego wypierać (14). Również Fageria (5) zwraca uwagę na fakt, iż fosforany wypierają jony SO_4^{2-} lub zmniejszają ich adsorpcję w glebie. Z kolei Friese (8) wykazał, że fosforany są bardzo silnymi konkurentami siarczanów na powierzchni koloidów glebowych.

Tabela 4

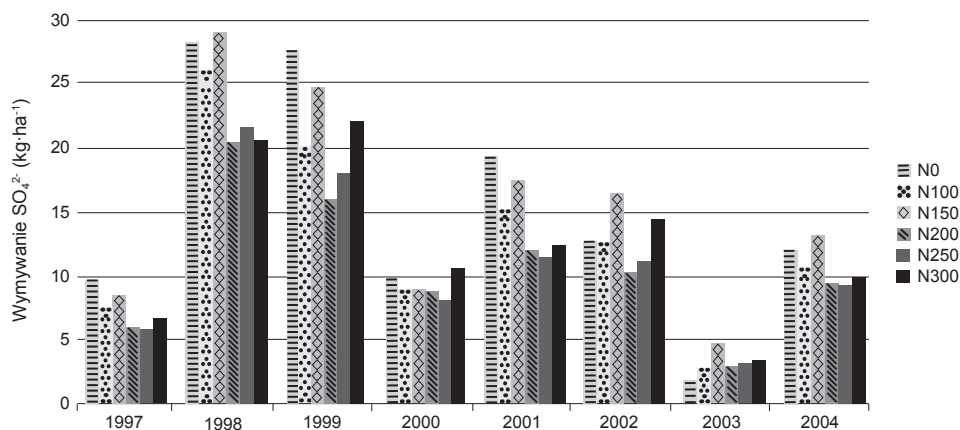
Wpływ nawożenia mineralnego na zawartość siarczanów w wodach lizymetrycznych

Dawka składnika ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			mg S- $\text{SO}_4^{2-}\cdot\text{l}^{-1}$ przesączu		
N	P_2O_5	K_2O	1976-1985	1976-1995	1976-2005
Głębokość 40 cm					
0	0	0	53±30	39±25	39±20
0	96	96	199±120	128±94	134±90
114	0	96	52±29	44±24	33±16
114	96	0	252±88	167±110	176±103
114	96	96	128±76	115±62	129±67
0	192	192	213±106	202±100	232±125
228	0	192	53±29	36±23	34±16
228	192	0	194±131	198±118	235±110
228	192	192	224±151	212±118	222±115
Głębokość 80 cm					
0	0	0	67±28	45±27	43±19
114	96	96	127±64	115±52	130±64
0	192	192	300±131	293±118	291±117
228	192	192	178±81	218±100	223±102

Źródło: Mašauskiene i Mašauskas, 2012 (15), zmodyfikowane

Wpływ zróżnicowanych dawek N na proces wymywania siarczanów w latach 1997-2004 badali Mesić i in. (17), którzy stwierdzili, że średnie wymycie wynosiło od 10 do 15 $\text{kg S-SO}_4^{2-}\cdot\text{ha}^{-1}$. Najniższe ilości wymywanej siarki były

obserwowane w obiektach nawożonych dawką 200-250 kg N·ha⁻¹, a najwyższe przy braku lub w warunkach stosowania niższego lub wyższego nawożenia N (rys. 1). Wymycie siarczanów w warunkach Chorwacji było także ściśle związane z ilością wody przepływającej przez profil glebowy, czyli ilością tzw. przesączy, co potwierdzają również badania Podleśnej (18) w odniesieniu do wymycia azotanów.



Rys. 1. Wymywanie S-SO₄²⁻ z wodą drenarską w zależności od dawki azotu i roku badań

Źródło: Mesić i in., 2007 (17), zmodyfikowane

Wpływ typu nawozu siarkowego na wymywanie siarczanów

Głównym czynnikiem prowadzącym do strat siarki jest w warunkach glebowych Litwy wymywanie (15), którego wielkość kształtuje się w przedziale od 33,1 do 202,9 kg S·ha⁻¹ i zależy od sposobu oraz wielkości nawożenia, warunków pogodowych, a także typu gospodarowania. Badania prowadzone przez Mašauskiene i Mašauskas (15) wykazały, że silne wymywanie siarki było związane ze stosowaniem superfosfatu prostego i wynikającej z tego dawki siarki. Znacznie mniejsze straty siarczanów obserwowano w obiektach nawożonych gipsem. Wymywanie siarki z gipsu i superfosfatu było także przedmiotem wcześniejszych badań prowadzonych przez Coopera i Hogga (2). W ciągu 6 tygodni trwania eksperymentu obserwowali wymywanie siarki, co pozwoliło na stwierdzenie, iż straty były niezależne od rozmiaru cząstki gipsu, z wyjątkiem wymywania w czasie 1. tygodnia (tab. 5). Uzyskane wyniki wskazują, że wymywanie siarki z grubo zmielonego gipsu (frakcja liczby oczek siatki 16-30) wzrasta do 3. tygodnia od momentu zastosowania, po czym stopniowo maleje, pozostając do końca trwania eksperymentu na dość wysokim poziomie. Natomiast drobniejsze zmielenie gipsu (frakcja liczby oczek siatki 30-60 i 60-120) powoduje, że największe wymycie siarczanów ma miejsce już w 1. tygodniu doświadczenia, a w następnych tygodniach obserwuje

się stopniowe zmniejszenie ilości wymywanego składnika. Jednakże, niezależnie od wielkości cząstek gipsu, w ciągu 6 tygodni następuje wymycie siarki w zakresie 94-102% zastosowanej dawki. Zastosowanie superfosfatu także skutkowało wymyciem siarki, w efekcie czego jej ilość pozostała w glebie po zakończeniu doświadczenia, była niewielka bez względu na zastosowaną dawkę. Ponieważ siarka obecna w gruboziarnistej frakcji gipsu dostępnego na rynku była znacznie wolniej wymywana niż z jego drobnych frakcji i superfosfatu, to powstała sugestia, że cząstki gipsu o względnie większych rozmiarach mogą być bardziej efektywne w ograniczaniu szybkiego wymywania siarki z gleb.

Tabela 5

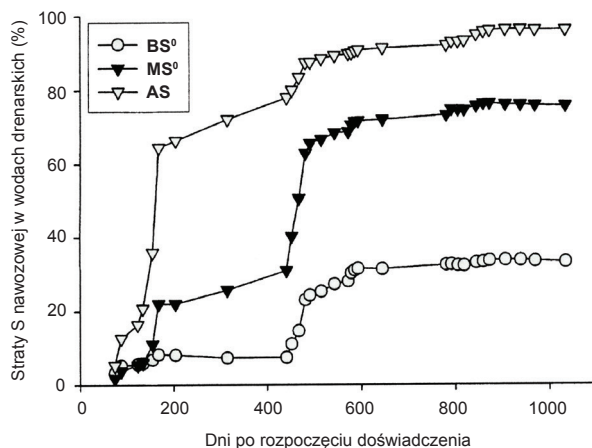
Dynamika wymywania siarki z gipsu o zróżnicowanym rozdrobnieniu (mg)

Dawka S na 0,4 ha	Frakcja oczka	Tydzień						Razem	% wymycia
		1	2	3	4	5	6		
5,1 mg	16-30	0,63	1,02	1,46	0,87	0,48	0,32	4,78	94
	30-60	1,73	0,98	0,97	0,73	0,42	0,29	5,12	100
	60-120	2,75	0,99	0,68	0,45	0,26	0,08	5,21	102
20,4 mg	16-30	2,23	4,92	5,20	3,45	2,00	1,78	19,58	96
	30-60	5,00	5,31	4,47	2,93	1,40	1,06	20,17	99
	60-120	5,85	5,30	3,82	2,40	1,10	1,10	19,57	96

Źródło: Cooper i Hogg, 1965 (2), zmodyfikowane

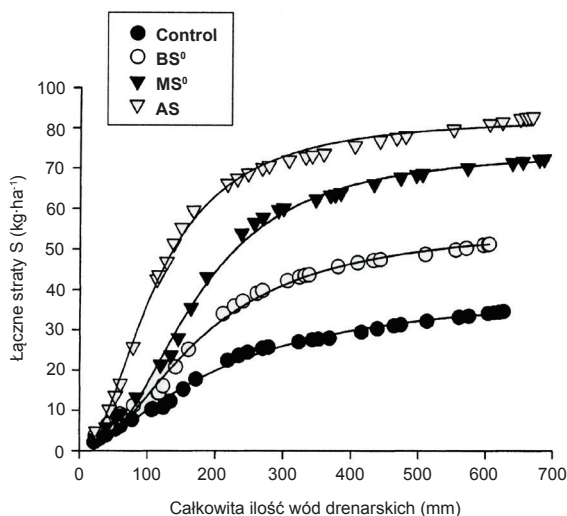
Z kolei Riley i in. (20) prowadzili badania lizymetryczne, w których uprawiali trawy, stosując siarkę w dawce $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. W trakcie trzech lat trwania eksperymentu wystąpiły znaczne różnice w ilości opadów (474-758 mm), jednak nie miało to wpływu na sumę mokrej i suchej depozycji atmosferycznej siarki, która była bardzo zbliżona ($6,7\text{-}7,8 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$). Autorzy stosowali trzy różne nawozy zawierające siarkę i obserwowali straty tego składnika (rys. 2). Po zakończeniu badań stwierdzili, że najwięcej siarki ulegało wymyciu w obiektach, w których stosowano siarczan amonu (AS), mniej gdzie podano rozdrobnioną siarkę elementarną (MS^0), a najmniej w przypadku użycia mieszanki 90% siarki elementarnej i 10% gliny bentonitowej (BS^0). Straty te wynosiły odpowiednio: $83,2$, $72,8$ i $51,5 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$, przy $34,9 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$ ulegającej wymyciu w obiektach kontrolnych. Należy dodać, iż siarka podana w formie siarczanu amonu ulegała stratom do wód w sposób bardziej gwałtowny niż z dwu pozostałych nawozów zawierających siarkę elementarną (rys. 2). W pierwszym roku badań stwierdzono, że straty siarki z podanej dawki wynoszą: 17, 26 i 72%, odpowiednio dla nawozów BS^0 , MS^0 i AS. Natomiast pod koniec trzeciego roku trwania doświadczenia łączne straty siarki w efekcie wymycia z poszczególnych nawozów wyniosły: 33, 75 i 96% siarki podanej odpowiednio w formie BS^0 , MS^0 i AS. Korzystając z odpowiedniego równania, autorzy obliczyli także zależność pomiędzy łącznymi stratami S a całkowitą

ilością przesączy. Na tej podstawie stwierdzili, że w przypadku siarczanu amonu ponad 90% strat siarki wystąpiło w czasie pierwszych 200 mm wód przenikających przez glebę po aplikacji tego nawozu (rys. 3). Według Coopera i Hogga (2) siarka w formie elementarnej wymaga od 6 miesięcy do około roku zanim zacznie w pełni reagować w glebie, dlatego nie ulega tak szybkiemu wymyciu. Friesen (8) stwierdził, że stratom ulegało aż do 50% siarki zastosowanej w formie siarczanów, podczas gdy straty siarki podanej w formie elementarnej wynosiły <20% jej dawki.



Rys. 2. Łączne straty S do wód drenarskich w zależności od formy nawozu

Źródło: Riley i in., 2002 (20), zmodyfikowane



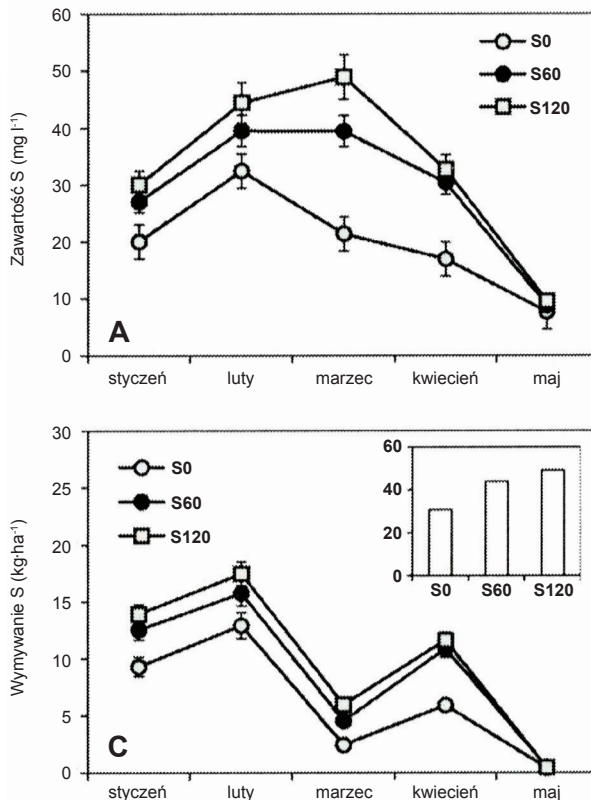
Rys. 3. Łączne straty S w zależności od nawozu i ilości wód drenarskich

Źródło: Riley i in., 2002 (20), zmodyfikowane

Zdaniem Filipek-Mazur (7), spośród soli stosowanych do nawożenia najłatwiej wymywany jest jon siarczanowy (VI), znajdujący się w siarczanach sodu, potasu i magnezu, a w najmniejszym stopniu jest on wymywany z siarczanu wapnia.

Wymywanie siarki w zależności od jej dawki i sposobu stosowania

Ercoli i in. (3) stwierdzili, że zarówno zawartość siarki w przesiąkających wodach, jak i jej straty w wyniku wymycia, były zależne tylko od nawożenia tym składnikiem. Wymywanie siarki trwało aż do kwietnia, a jej straty wzrastały wraz ze wzrostem dawek nawożenia (rys. 4). Natomiast w maju wartości wymycia były niskie i niezależne od nawożenia siarką. Wymienieni autorzy stwierdzili ponadto, że o koncentracji siarki w wodach przesiąkowych decyduje również sposób podziału dawek nawozów siarkowych. Wykazali oni, że zmniejszenie wysokości dawki nawozu siarkowego aplikowanego przedsięwzięcie obniżało o 15-37% zawartość S w wodach zebranych w okresie styczeń – marzec.



Rys. 4. Zawartość siarki w wodach drenarskich (A) oraz jej wymywanie (C) w zależności od dawki siarki w nawożeniu

Źródło: Ercoli i in., 2012 (3), zmodyfikowane

Także w badaniach prowadzonych przez *Coopera i Hogg*a (2) straty siarki były proporcjonalne do zastosowanych dawek (tab. 5). Uzyskane wyniki wskazują zatem, że aplikacja superfosfatu w dawkach podzielonych (jesienią i wiosną) powinna utrzymać poziom siarki bardziej równomiernie w ciągu roku niż zastosowanie takiej samej ilości w jednej dawce. Również *Friesen* (8) uważa, że niedobory siarki mogą być korygowane przez stosowanie formy siarczanowej nawozów, ale powinny one być podawane w bardziej odpowiednich (tj. niższych) dawkach.

Wpływ roślin w zmianowaniu na wymywanie siarki nawozowej z gleby

Mašauskiene i Mašauskas (15) uważają, że znacznie więcej siarki jest wymywane z gleby, jeśli zmianowanie roślin jest ekstensywne, to znaczy gdy uprawia się gatunki mniej wymagające tego składnika (niektóre zboża, rośliny pastewne). Średnie ilości jonu SO_4^{2-} wymywanego z wodą drenarską, w czasie 5 lat badań, wynosiły $554 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ na sezon w systemie zmianowania organicznego (ze stosowaniem obornika), a $349 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ w systemie intensywnym. Analizy korelacji wykazują zależność wymywania składników pokarmowych od plonu roślin, z tendencją do zwiększania strat składników w drodze wymycia, jeśli plony roślin ulegają zmniejszeniu. Z jednej strony aplikacja nawozów do gleb jest konieczna ze względu na dbałość o wysokość plonu, a z drugiej, wymywanie składników (głównie N i P) ma udział w eutrofizacji rzek i jezior. Jednakże zdaniem *Mašauskiene i Mašauskas* (15), zmniejszanie ilości wprowadzanych nawozów nie wpływa automatycznie na obniżenie strat składników pokarmowych, zatem trudno przewidzieć wielkość strat siarki, nawet jeśli utrzymywane są zasady dobrych praktyk w rolnictwie. Podstawą jest jednak zachowywanie zbilansowanego nawożenia oraz wzrost proporcji uprawy poplonów, które mogą także zmniejszyć wymywanie siarki.

Bilans siarki

Zbilansowana gospodarka składnikami pokarmowymi jest jedną z podstaw integrowanej produkcji roślinnej. W bilansach składników bierze się pod uwagę ich przychody ze wszystkich źródeł oraz rozchód z plonami roślin i straty w drodze wymycia. Saldo bilansu dostarcza cennych informacji o poprawności gospodarki omawianym składnikiem nawozowym. Ujemne saldo bilansu wskazuje na ryzyko wystąpienia deficytu składnika dla roślin, natomiast saldo dodatnie – na pewną pulę składnika obecnego w glebie, która jest elementem żyzności gleby i może być pobrana przez roślinę następczą.

Bilans S w doświadczeniach *Ercoli i in.* (3) był pozytywny tylko wtedy, gdy zastosowano jej wysokie dawki, ze względu na to, że więcej siarki było dostarczane niż usuwane z gleby. Nie spodziewano się zatem w krótkim okresie czasu deficytu tego składnika, pod warunkiem, że stosowane dawki są wysokie, a jego

dostępność jest zsynchronizowana z potrzebami roślin. Podobnie badania Ruszkowskiej i in. (22) wskazują, że bilans siarki za okres 4 lat był zrównoważony przy wyższym poziomie nawożenia NPK (420-510-540 kg NPK·ha⁻¹, odpowiednio dla gleby piaskowej, lessowej i gliniastej), a ujemny przy niższych dawkach nawozów (tab. 4). Ponadto, zastosowanie wyższego nawożenia NPK, a zwłaszcza NPK + Ca, skutkuje większym pobraniem siarki przez rośliny uprawne, co również przyczynia się do uzyskania ujemnego bilansu tego składnika. Natomiast w innych doświadczeniach lizymetrycznych (21) stwierdzono dodatni bilans siarki dla większości obiektów, który był wynikiem zmniejszenia ubytku tego składnika przez pozostawienie w glebie słomy i łętów z uprawianych roślin, a także zastosowania odpowiednio większych dawek nawozów, tj. siarczanu magnezu i superfosfatu. Wyniki wymienionych badań wskazują, że duży udział w kształtowaniu bilansu siarki w glebach uprawnych oprócz nawożenia ma także sposób użytkowania (ugorowanie lub uprawa) oraz typ gleby (tab. 6).

Tabela 6

Bilans siarki (g·m²) w doświadczeniu lizymetrycznym

Wyszczególnienie	Obiekt nawozowy			
	Ugór	NPK I + Ca	NPK II + Ca	NPK III + Ca
Gleba piaskowa				
Przychód w nawozach	8,54	19,05	34,09	47,34
Pobranie z plonem	-	5,52	6,15	8,08
Wymycie	18,23	14,24	16,30	7,66
Różnica bilansowa	-9,69	-0,71	+11,64	+31,60
Gleba gliniasta				
Przychód w nawozach	8,54	21,91	36,11	50,43
Pobranie z plonem	-	5,12	7,60	8,02
Wymycie	20,54	22,57	19,57	20,64
Różnica bilansowa	-12,00	-5,78	+8,94	+21,77

Źródło: Ruszkowska i in. 1993 (21), zmodyfikowane

Podsumowanie

Liczne badania wykazują znaczenie dostępności siarki glebowej dla rozwoju roślin oraz potrzebę stosowania nawozów siarkowych, w celu uniknięcia wystąpienia deficytu tego składnika. W uprawie wielu roślin żywienie siarką jest kluczowym czynnikiem dla poprawy wielkości i jakości plonowania. Niestety, siarka podawana do gleby w nawozach jest na ogół wykorzystywana przez rośliny w 30-60%, a tylko w niektórych przypadkach wykorzystanie tego składnika kształtuje się w granicach

50-75% (16). Tylko część składnika z pozostałej puli ulega zaadsorbowaniu przez fazę stałą gleby, a większość podlega wymyciu. Wymywanie jest uważane za jeden z najpoważniejszych czynników prowadzących do zubożenia gleb w siarkę dostępną dla roślin.

Do niedawna uważano, że intensywność produkcji roślinnej (tj. gatunek uprawianych roślin i nawożenie) nie wpływa istotnie na stężenie siarki siarczanowej w wodach drenarskich, a jedynie w przypadku bardzo wysokich dawek nawozów mineralnych zawierających ten składnik istnieje możliwość migracji siarczanów do wód gruntowych (10). Jednakże większość nowych badań potwierdza powiązanie wielkości strat tego składnika w wyniku wymycia z formą nawozu siarkowego, dawką i terminem jego aplikacji, jak również z gatunkiem roślin uprawianych w zmianowaniu. Pewnym poparciem dla tego stwierdzenia są także badania wód z drenów i z rowów melioracyjnych (10). Zatem stosowanie nawozów siarkowych w gospodarstwie powinno być poprzedzone rozpoznaniem fizycznych i chemicznych cech gleby, w tym zasobności gleby w siarkę i jej odczynu oraz potrzebami pokarmowymi roślin ujętych w zmianowaniu. Te czynniki decydują w dużej mierze o dawce, formie i terminie stosowania nawozów zawierających siarkę oraz mogą w konsekwencji decydować o ograniczeniu strat tego składnika poprzez wymycie. Dzięki temu możliwe jest większe wykorzystanie siarki przez rośliny dla poprawy wielkości i jakości plonu. Działania te mogą również spowodować utrzymanie dodatniego salda bilansu siarki w glebie.

Literatura

1. Alves M.E., Lavoretti A.: Sulphate adsorption and its relationships with properties of representative soils of the São Paulo State, Brazil. *Geoderma*, 2004, **118**: 89-99.
2. Cooper M., Hogg D.E.: Leaching losses of sulphate from superphosphate and gypsum applied on a soil from rhyolitic pumice. *N.Z. Jl. Agric. Res.*, 1965, **9**: 345-349.
3. Ercoli L., Arduini I., Mariotti M., Lulli L., Masoni A.: Management of sulfur fertiliser to improve durum wheat production and minimize S leaching. *Eur. J. Agron.*, 2012, **38**: 74-82.
4. Eriksen J.: Sulfur cycling in temperate agricultural systems. *Adv. Agron.*, 2009, **102**: 55-89.
5. Fageria N.K.: Sulfur. [In:] *The use of nutrients in crop plants*. Taylor and Francis Group, Boca Raton, 2009, 215-240.
6. Filipek T., Skowrońska M.: Aktualnie dominujące przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce. *Acta Agrophys.*, 2013, **20(2)**: 283-294.
7. Filipek-Mazur B.: Siarka w środowisku. [W:] *Środowiskowe aspekty stosowania nawozów i środków ochrony roślin w rolnictwie*, pod red. B. Filipek-Mazur. Wyd. Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Kraków, 2011, 99-122.
8. Friesen D.K.: Fate and efficiency of sulfur fertilizer applied to food crops in West Africa. [In:] *Alleviating soil fertility constrains to increase crop production in West Africa*, A.U. Mokwunye (Ed.). Kluwer Academic Publishers, 1991, 59-68.

9. Gondek K.: Nawożenie a wymywanie makroelementów i pierwiastków śladowych z gleb. [W:] Środowiskowe aspekty stosowania nawozów i środków ochrony roślin w rolnictwie, pod red. B. Filipek-Mazur. Wyd. Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Kraków, 2011, 79-98.
10. Igras J.: Zawartość składników mineralnych w wodach drenarskich z użytków rolnych w Polsce. Monografie i Rozprawy Naukowe IUNG, Puławy, 2004, 13, ss. 123.
11. Jaguś A.: Zmiany jakościowe odpływów glebowych w warunkach recesji gospodarki nawozowej (na przykładzie górskich użytków zielonych). Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Kieleckie Towarzystwo Naukowe, Kielce, 2008, 9: 63-69.
12. Kertesz M.A., Mirleau P.: The role of soil microbes in plant sulfur nutrition. J. Exp. Bot., 2004, 55(404): 1939-1945.
13. Kopáček J., Hejzlar J., Porcal P., Posch M.: Sulphate leaching from diffuse agricultural and forest sources in a large central European catchment during 1900-2010. Sci. Total Environ., 2014, 470-471: 543-550.
14. Lityński T., Jurkowska H.: Żyzność gleby i odżywianie się roślin. PWN, Warszawa, 1982, ss. 643.
15. Mašauskiene A., Mašauskas V.: Soil sulphur problems and management. [W:] Sustainable agriculture. Part B. Reducing nutrient losses from agriculture, Ch. Jacobsson (Ed.). CSD Upsala, 2012, 113-116.
16. McGrath S.P., Zhao F.J.: Sulphur uptake, yield responses and the interaction between nitrogen and sulphur in winter oilseed rape (*Brassica napus*). J. Agric. Sci., 1996, 126: 53-62.
17. Mesić M., Kisić I., Bašić F., Butorac A., Zgorelec Ž., Gašpar I.: Losses of Ca, Mg and SO₄²⁻ with drainage water at fertilisation with different nitrogen rates. Agriculturae Conspectus Scientificus, 2007, 72(1): 53-58.
18. Podleśna A.: Dynamika wymywania azotu z gleb uprawnych w warunkach doświadczenia lizymetrycznego. [W:] Warsztaty Naukowe „Rozpraszanie zanieczyszczeń z rolnictwa do środowiska”, IUNG-PIB Puławy, 22.06.2012 r., ss. 45.
19. Quina M.J., Bordado J.C.M., Quinta-Ferreira R.M.: The influence of pH on the leaching behaviour of inorganic compounds from municipal solid waste APC residues. Waste Manage., 2009, 29: 2483-2493.
20. Riley N.G., Zhao F.J., McGrath S.P.: Leaching losses of sulphur from different forms of sulphur fertilizers: a field lysimeter study. Soil Use Manage., 2002, 18: 120-126.
21. Ruszkowska M., Sykut S., Rębowska Z., Kusio M.: Bilans składników pokarmowych w doświadczeniu lizymetrycznym (1985-1989). II. Bilans wapnia, magnezu i siarki. Pam. Puł., 1993, 103: 79-97.
22. Ruszkowska M., Warchołowa M., Rębowska Z., Sykut S.: Bilans składników pokarmowych w doświadczeniu lizymetrycznym (1977-1981). II. Bilans wapnia, magnezu i siarki. Pam. Puł., 1984, 82: 29-50.
23. Siebielec G., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Terelak H., Koza P., Łysiak M., Gałązka R., Pecio M., B. Suszek, Miturski T., Hryńczuk B.: Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce w latach 2010-2012. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa, 2012, ss. 196.

24. Sykut S. : Dynamika procesu wymywania składników mineralnych z gleb w doświadczeniu lizymetrycznym. I. Aniony. Pam. Puł., 1993, **103**: 11-35.
25. Tabatabai M. A. : Physicochemical fate of sulfate in soils. JAPCA, 1987, **37(1)**: 34-38.
-

Adres do korespondencji:

*dr hab. Anna Podleśna, prof. nadzw.
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 47 86 835
e-mail: ap@iung.pulawy.pl*

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

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

- 27(1). *Środowiskowe skutki działalności rolniczej i wdrażania PROW na obszarach problemowych rolnictwa*. Puławy, 2011.
- 28(2). *Techniki i technologie stosowane w produkcji roślinnej a środowisko przyrodnicze*. Puławy, 2012.
- 29(3). *Problemy zrównoważonego gospodarowania w produkcji rolniczej*. Puławy, 2012.
- 30(4). *Doskonalenie integrowanych technologii produkcji zbóż jarych i roślin pastewnych ze szczególnym uwzględnieniem początkowych elementów agrotechniki*. Puławy, 2012.
- 31(5). *Rola badań naukowych w kształtowaniu postępu w produkcji chmielu i tytoniu*. Puławy, 2012.
- 32(6). *Wybrane aspekty zrównoważonego rozwoju i specjalizacji gospodarstw rolniczych*. Puławy, 2013.
- 33(7). *Działalność Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – PIB w Puławach w zakresie wspierania doradztwa i praktyki rolniczej*. Puławy, 2013.
- 34(8). *Problemy gospodarki nawozowej w Polsce*. Puławy, 2013.
- 35(9). *Zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania gleb użytkowanych rolniczo – wybrane zagadnienia*. Puławy, 2013.
- 36(10). *Zmiany w technologiach produkcji roślinnej – oceny i wpływ na środowisko rolnicze*. Puławy, 2014.
- 37(11). *Dobre praktyki w nawożeniu*. Puławy, 2014.
- 38(12). *Jakość informacji w systemach wspomaganie 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.