

**Antoni Faber, Zuzanna Jarosz**

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

## WYMYWANIE AZOTU W ZMIANOWANIU RZEPAK-ZBOŻA OZIME\*

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

### Wstęp

Azot to główny czynnik plonotwórczy, dlatego w rolnictwie jest stosowany w formie nawozów w celu uzyskiwania zadowalających plonów (10, 19). Stosowanie tego składnika w dawkach większych niż mogą pobrać rośliny prowadzi do jego strat przez wymywanie z gleb w formie azotanów ( $\text{NO}_3$ ) lub strat gazowych do atmosfery, głównie w formie amoniaku ( $\text{NH}_3$ ) oraz podtlenku azotu ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (10, 21). Straty te są w pewnym zakresie nieuniknione i obciążają finansowo rolnika, ale również prowadzą do niekorzystnych skutków środowiskowych (10, 19, 21). W przypadku  $\text{NO}_3$  jest to zanieczyszczenie i eutrofizacja wód gruntowych i otwartych, co pogarsza ich walory przyrodnicze i użytkowe (5). Ochronę przed nadmiernym zanieczyszczeniem wód  $\text{NO}_3$  ma zapewniać na obszarze Unii Europejskiej *dyrektywa azotanowa* (7), która została zaimplementowana w prawodawstwie państw członkowskich. W Polsce jest to *Prawo wodne* (22) oraz *rozporządzenie w sprawie przyjęcia programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami* (18). Program ten realizowany jest na terytorium całej Polski.

Obowiązujące regulacje prawne (18, 22) oraz opracowane kodeksy dobrych praktyk, mających na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotem ze źródeł rolniczych (15, 24), miały przyczynić się do zmniejszenia strat azotu. W 2000 r. wynosiły one w EU-27 średnio  $44 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ , w tym  $\text{NH}_3$  – 17,  $\text{NO}_3$  – 16,  $\text{N}_2\text{O}$  – 2 oraz  $\text{NO}_x$  –  $2 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$  (23). W Polsce, według modelu MITERRA-EUROPE, przy nawożeniu azotem w produkcji wynoszącym w 2020 r. w województwach  $49\text{--}66 \text{ kg N ha}^{-1}$  i średniej dla kraju  $57 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ , wymycie azotanów wynosić miało odpowiednio:  $8\text{--}20$  i  $13 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$  (1). Natomiast w tym samym roku przy zrównoważonym nawożeniu wahającym się

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

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

Wymycie NO<sub>3</sub> z gleby zależy głównie od: dawki azotu, jego pobrania przez rośliny, wielkości opadów, składu granulometrycznego i przewodnictwa hydraulicznego gleb oraz zastosowanej uprawy roli (3, 4). Czynniki te decydują o ruchliwości anionu NO<sub>3</sub><sup>-</sup> w glebie, a jest ona bardzo duża, ponieważ ujemnie naładowane frakcje gleby nie mogą sorbować ujemnie naładowanych azotanów. Oznacza to, że nagromadzone w glebie i niepobrane przez rośliny NO<sub>3</sub> przemieszczają się w profilu glebowym wraz z wodą. Kiedy przedostaną się one do wód gruntowych, istnieją małe szanse na ich oczyszczenie się drogą denitryfikacji (3).

Orka zwiększa napowietrzenie gleby, porowatość, przewodnictwo wodne, co zwiększa mineralizację materii organicznej, w wyniku czego uwalniany jest N i może rosnąć wymywanie NO<sub>3</sub> (3). Uprawa uproszczona i bezorkowa (siew bezpośredni) może się przyczyniać do powstawania mikroporów w glebie, w wyniku czego może wzrastać wymywanie NO<sub>3</sub> (3). Jednakże pozostawienie na polu resztek poźniwnych w systemie uprawy bezorkowej może na jakiś czas zwiększać immobilizację azotu i zmniejszać wymywanie (2, 3). W przypadku wniesienia do gleby słomy zwiększa się w niej pula azotu organicznego o około 43 kg N·ha<sup>-1</sup> (6). Z tej ilości w wyniku mineralizacji słomy 15% N ulega stratom, z czego przez wymywanie 5–6% (6). Największe wymywanie zachodzi w okresie jesienno-zimowym, gdy pole jest nieobsiane. Mniejsze jest wymycie z gleb o strukturze drobnoziarnistej niż gruboziarnistej (17), ze względu na wolniejszy drenaż wody i większy potencjał denitryfikacji.

Pomiary lub symulacje wymycia NO<sub>3</sub> są raczej niewykonalne dla rolników praktyków. Pomocne dla nich w ocenach ryzyka wymywania N mogą być współczynniki wymywania opracowywane na podstawie metadanych empirycznych. Pozwalają one oszacować potencjalne wymycie azotanów. Według IPCC wymywanie azotu azotanowego z gleby osiąga wartość 30% zastosowanej dawki N wtedy, gdy opad jest większy niż ewapotranspiracja (12). Z badań Lin i in. (14) wynika, że jest ono mniejsze i wynosi 19% zastosowanej dawki. Według najnowszych badań jest ono jeszcze mniejsze i może być oszacowane ze wzoru (25):

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

Jak dotąd zawartość NO<sub>3</sub> w wodach przesiąkających przez profil glebowy nie jest obligatoryjnie normowana. W literaturze niekiedy odnosi się ją do maksymalnego dopuszczalnego poziomu zanieczyszczenia wody pitnej ustanowionego przez WHO, które wynosi 10 mg N-NO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>, co odpowiada 50 mg NO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup> (26). Czyni się tak pomimo tego, że według UE powinno się dążyć do utrzymania zanieczyszczenia wód pitnych na poziomie połowy tych stężeń (5). Normy dopuszczalnego zanieczyszczenia wody pitnej azotanami ustanowione zostały ze względu na ochronę zdrowia. Nie są one wygórowane ze względów środowiskowych, gdyż uważa się, że system wodny może być uważany za eutroficzny, gdy całkowita koncentracja N osiąga poziom

0,4–6 mg N·L<sup>-1</sup> (1,8–26,5 mg NO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>) (16). Akceptowalne krytyczne stężenia N w roztworze glebowym są jeszcze mniejsze i wynoszą dla: zmian w wegetacji 0,2–5 mg N·L<sup>-1</sup> (0,9–22,1 mg NO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>) oraz nierównowagi odżywczej 0,2–0,4 mg·L<sup>-1</sup> (0,9–17,7 mg NO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>) (5).

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

### Material i metodyka

W badaniach wykorzystano mechanistyczny model DNDC, który został skalibrowany dla warunków Europy i poddany rekalkibracji w IUNG-PIB. Model wymaga wprowadzenia takich danych wejściowych, jak: minimalna i maksymalna temperatura, suma opadów, szerokość geograficzna, zawartość azotu w opadach, stężenie NH<sub>3</sub> w powietrzu, tempo wzrostu zawartości CO<sub>2</sub> w powietrzu, zawartość iłu koloidalnego w glebie, jej ciężar objętościowy i pH gleby, zawartość węgla organicznego, NO<sub>3</sub> i NH<sub>4</sub> w powierzchniowej warstwie gleby, uprawiane rośliny w zmianowaniu, terminy ich siewu i zbioru, ilości słomy pozostającej na polu, stosowane zabiegi uprawy roli i daty ich wykonania, rodzaj nawozu azotowego oraz jego dawki i terminy zastosowania.

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

ilości azotu wniesiona do gleby wraz ze słomą w każdym polu zmianowania wynosiła 40 kg N·ha<sup>-1</sup>.

Uzyskane z symulacji wielkości wymycia NO<sub>3</sub> przedstawiono jako mediany policzone dla województw i dla kraju. Wyrażono je w kg NO<sub>3</sub>-N·ha<sup>-1</sup> lub w kg NO<sub>3</sub>·ha<sup>-1</sup> (NO<sub>3</sub>-N·ha<sup>-1</sup> \* 4,42 = kg NO<sub>3</sub>·ha<sup>-1</sup>). Na podstawie wymycia NO<sub>3</sub> oraz objętości przesączy glebowych policzono jego stężenia w wodzie drenującej poza profil glebowy. Uzyskane wartości porównano z maksymalnymi dopuszczalnymi zanieczyszczeniami wody pitnej azotanami wg WHO (26). Symulowane wymycia azotanów porównano z wymyciami oszacowanymi według równania podanego przez Wang i in. (25). Obliczenia statystyczne wykonano w programach Excel i Stagraphics.

### Wyniki badań i dyskusja

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

Tabela 1

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

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

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

Źródło: opracowanie własne

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

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

Tabela 2

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

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

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W badanych systemach uprawy wymycia rosły istotnie statystycznie w szeregu:  $U1 = U4 < U2 = U3$ . Szereg ten był więc identyczny jak w polu rzepaku. Nie potwierdziła się informacja z badań przeprowadzonych w Niemczech, że ograniczona uprawa zmniejsza wymywanie  $\text{NO}_3$  ( $15\text{--}17 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) w stosunku do uprawy płuźnej ( $16\text{--}34 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) w pszenicy uprawianej następczo po rzepaku (11). W stosunku do uprawy płuźnej ze zbiorem słomy pozostawienie na polu słomy zwiększało istotnie statystycznie wymycia jedynie w uprawie płuźnej z przyoraniem słomy oraz w uprawie uproszczonej z pozostawieniem na polu słomy.

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

Tabela 3

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

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

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

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

Tabela 4

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

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

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Z przytoczonych dotąd danych wynika, że w zmianowaniu wymycia NO<sub>3</sub> malały w szeregu rzepak > pszenżyto > pszenica. Uzasadniona zatem była rezygnacja ze stosowania w polu rzepaku dodatkowego nawożenia azotem korzystnie wpływającego na rozkład słomy. Zwłaszcza, że wiadomo jest, iż zawyżona dawka N w rzepaku może zwiększać wymycie o 0,5 kg N·ha<sup>-1</sup> na każdy kilogram zastosowanego w nadmiarze azotu (8). Z cytowanych badań wynika ponadto, że optymalizacja wiosennych dawek azotu w tej uprawie jest skutecznym sposobem ograniczenia wymywania azotu w następczo uprawianej pszenicy (8). W prowadzonych badaniach dawka azotu pod rzepak była na tyle dobrze dobrana, że wymycia w następczo uprawianej pszenicy ozimej były niskie. W uprawie zbóż znacznie większe wymycia notowano w polu pszenżyta ozimego niż polach pszenic ozimych.

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

Tabela 5

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

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

Objaśnienia jak w tab. 1.

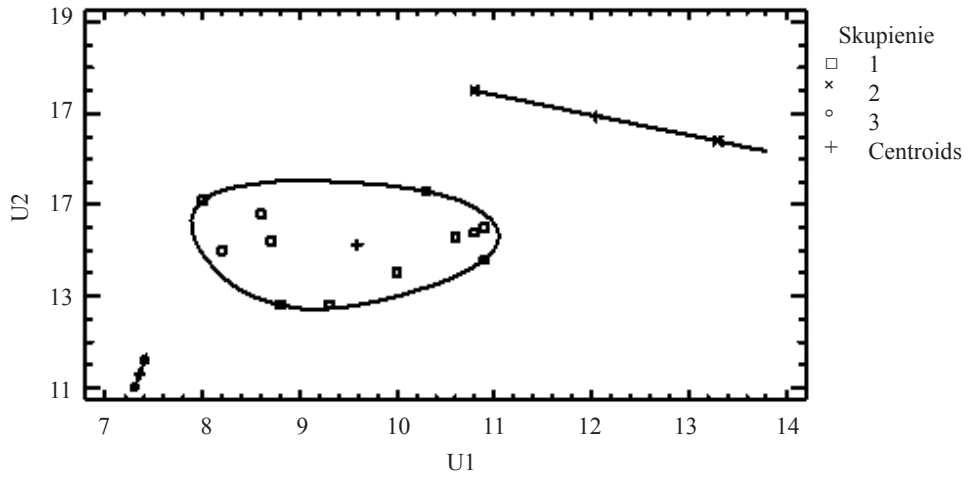
Źródło: opracowanie własne

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

Odnosząc wymycia  $\text{NO}_3$  w systemie uprawy płużnej ze zbiorem słomy (najpowszechniejszy system w praktyce) do pozostałych systemów uprawy roli (U2, U3 i U4) wydzielono trzy tożsame skupienia województw (rys. 1–3).

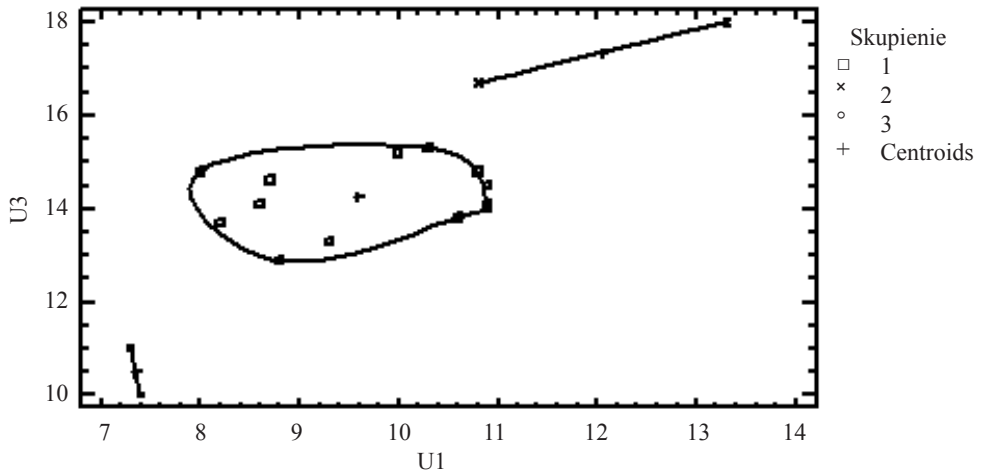
Niezależnie od stosowanego systemu uprawy, należały do nich województwa małopolskie i podkarpackie (największe wymycia; skupienie 2), wielkopolskie i zachodniopomorskie (małe wymycia; skupienie 3) oraz pozostałe województwa (średnie wymycia; skupienie 1) (tab. 5, rys. 1–3). Duże wymycia (skupienie 2)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





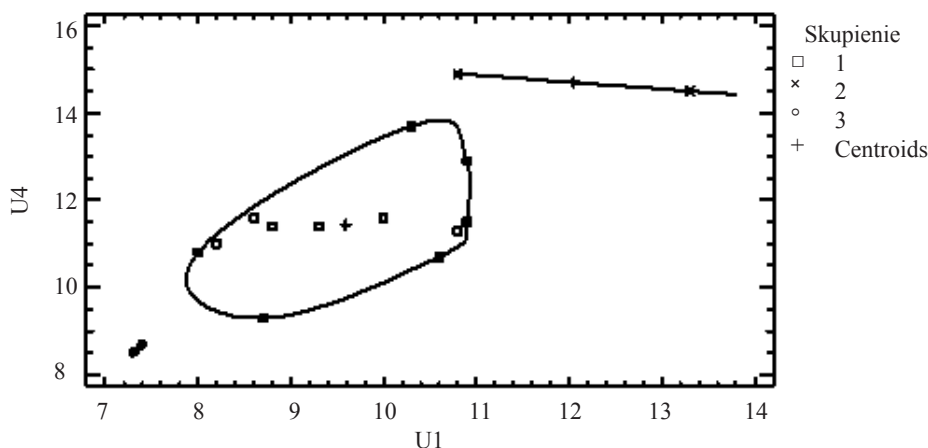
Rys. 1. Wymycia azotanów ( $\text{kg NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) w systemie uprawy płuźnej ze zbiorem słomy (U1) oraz w systemie uprawy płuźnej z przyoraniem słomy (U2)

Źródło: opracowanie własne



Rys. 2. Wymycia azotanów ( $\text{kg NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) w systemie uprawy płuźnej ze zbiorem słomy (U1) oraz w systemie uprawy uproszczonej z pozostawieniem słomy na polu (U3)

Źródło: opracowanie własne



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

Źródło: opracowanie własne

Tabela 6

Mediany rocznych sum opadów i przesączy glebowych w województwach

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

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

Przedstawiona specyfika regionalnego zróżnicowania wymywania  $\text{NO}_3$  jest na tyle mała, że uzyskane wyniki wydają się potwierdzać celowość objęcia całego terytorium kraju programem działań mających na celu ograniczenie odpływu azotu ze źródeł rolniczych (18, 22).

Na podstawie przedstawionego wymycia azotanów w zmianowaniu (tab. 5) oraz wielkości przesączy glebowych (tab. 6) przeliczonych na objętość (1 mm przesączu  $\text{ha}^{-1} = 10\,000 \text{ L} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) możliwe było oszacowanie stężenia  $\text{NO}_3$  w przesączach glebowych (tab. 7).

Tabela 7

## Mediany stężenia azotanów w przesączach glebowych

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

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

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

Tabela 8

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

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

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

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

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

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

uzyskanych w badaniach własnych symulacji wymyc $\text{NO}_3$  z szacunkami wykonanymi według równania podanego przez Wang i in. (25) (tab. 9).

Tabela 9

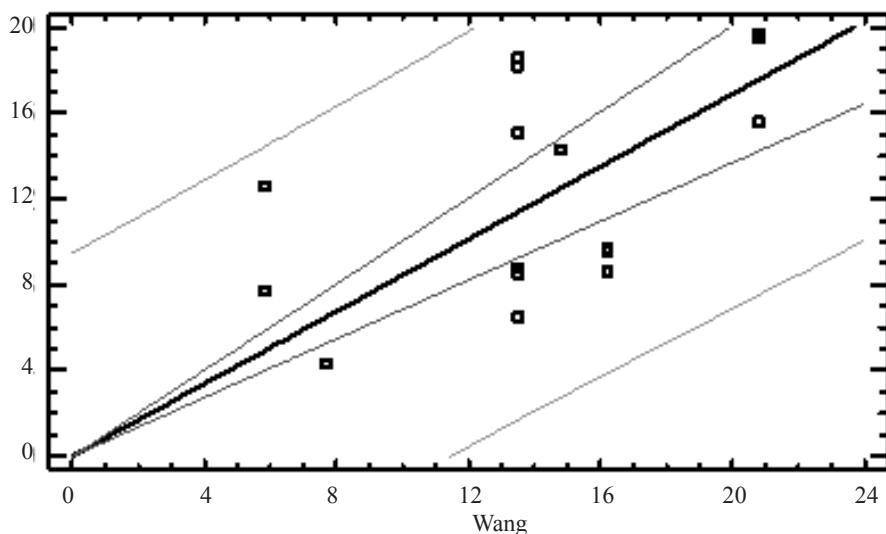
Wymycia azotanów symulowane według modelu DNDC oraz szacowane według zależności opracowanej przez Wang i in. (2019)

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

Objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Analiza wyników prowadzi do wniosku, że szacunki wykonane według równania są nieco większe (mediana 13,5 NO<sub>3</sub>-N kg·ha<sup>-1</sup>) niż symulowane przy użyciu modelu DNDC (mediana 11,5 NO<sub>3</sub>-N kg·ha<sup>-1</sup>). Jednakże zależność pomiędzy nimi jest regresją liniową 1:1, a wszystkie wymycia NO<sub>3</sub> mieszczą się w zakresie limitu ufności (rys. 4). Uzyskany wynik zachęcać może do dalszych weryfikacji współczynnika wymycia opracowanego przez Wang i in. (25) dla kombinacji różnych dawek azotu, gleb i warunków pogodowych.



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

Źródło: opracowanie własne

### Podsumowanie

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

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

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

## Literatura

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

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

---

Adres do korespondencji:

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

---

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