

Identyfikacja wymywania azotu na podstawie badań chemizmu wód w rolniczych systemach drenarskich na przykładzie Wysoczyzny Kaluszyńskiej

Sebastian Zabłocki¹

Identification of nitrogen leaching based on water chemistry studies in agricultural drainage systems in the Kaluszyn Upland.
Prz. Geol., 65: 1398–1402.

Abstract. The paper presents the water chemistry from subsurface drainage systems located in an agricultural area. Studies have shown a significant degree of predominance of chemical composition, observed in a hydrochemical multi-ionic type, in which nitrates play the main role. This is the predominant form of mineral nitrogen in the water and accounts for an average of 95%, which corresponds to a concentration range of 11.07 to 47.82 mg/dm³. Field studies were the basis for determining the reliability of the theoretical model for the distribution of nitrogen loading leached from soils. Loading was computed on the basis of statistical data concerned average annual fertilizer usage expressed as a pure component, and data from own research on the estimation of nitrogen leaching rate. Nitrogen loadings in the range of 1.54–13.17 kgN/ha-year was converted to the expected nitrate concentrations in infiltration waters through the vadose zone, taking into account the average infiltration recharge. The expected nitrate concentration range of 1.69 to 120.00 mg/dm³ (with the concentrations above 50 mg/dm³ observed in 18.4% of the area) may be the basis for designing the most vulnerable areas (OSN) for nitrogen leaching to surface water and groundwater.

Keywords: drainage system, nitrogen leaching, nitrates, agricultural area, Kaluszyn Upland

Rolniczemu wykorzystaniu gruntów towarzyszą zazwyczaj podpowierzchniowe systemy drenażu poziomego, których głównym celem jest poprawa warunków wilgotnościowych gleb oraz usprawnienie mechanizacji rolnictwa przez odprowadzenie nadmiaru wody z powierzchni i przypowierzchniowych partii gruntu (Fucik i in., 2015). Systemy drenażu występują na obszarach, które zazwyczaj cechują się strefą aeracji, wykształconą w utworach ograniczających wielkość infiltracji do wód podziemnych, nie stanowią one jednak odpowiedniej bariery izolującej poziom wodonośny. W efekcie obserwowany jest proces wymywania związków azotu, fosforanów czy potasu z profilu glebowego, powodujący straty nawożenia, zubożenie przypowierzchniowej części gleby w składniki pokarmowe dla roślin uprawnych oraz zwiększenie ładunku tych związków w wodach powierzchniowych, co prowadzi do ich eutrofizacji (Cambardella i in., 1999). Działania podejmowane zarówno w Europie, jak i Stanach Zjednoczonych mają na celu m.in. wprowadzenie tzw. drenażu kontrolowanego, umożliwiającego ograniczenie wynoszenia poza system drenarski nadmiernych ładunków substancji zanieczyszczających wody powierzchniowe (Wesstrom i in., 2001) czy kontrolę wynoszonego ładunku z gleby przez odpowiednią rotację użytkowania przestrzeni rolniczej i stosowania dawek nawozowych (Jaynes i in., 2001; Strock i in., 2004).

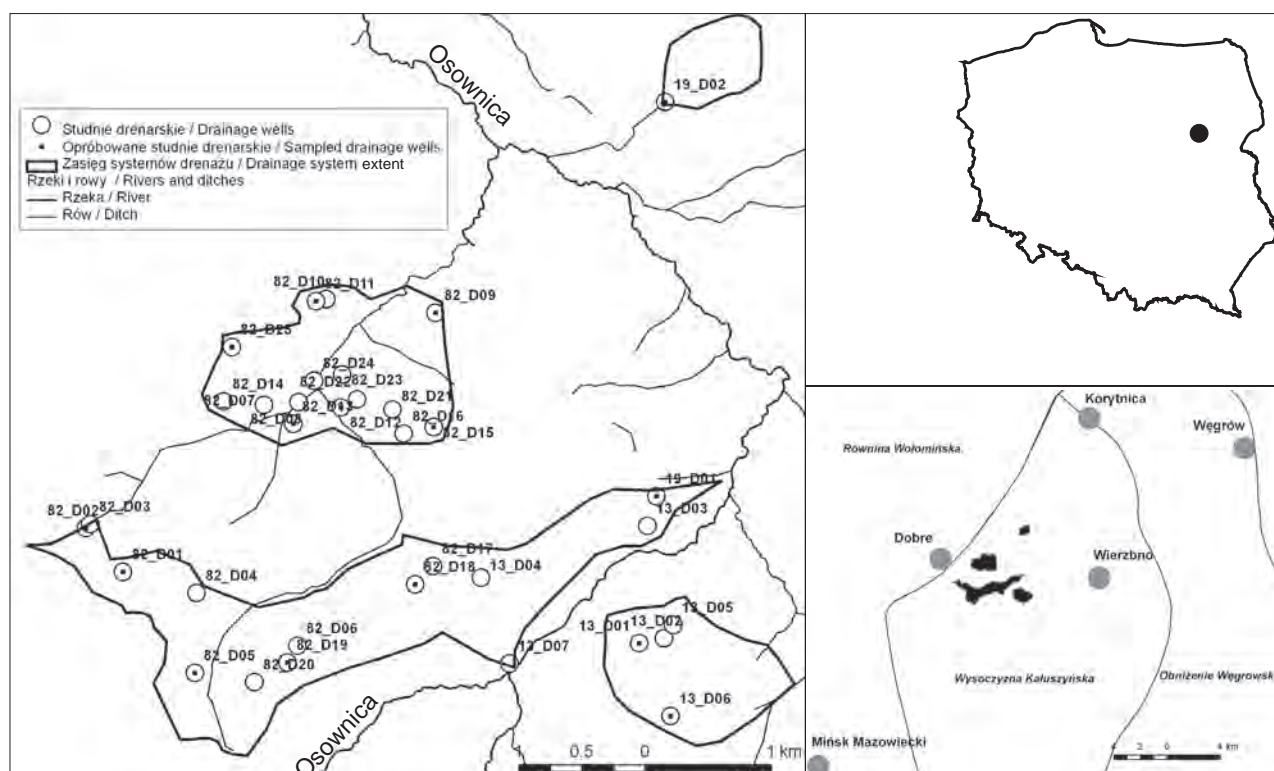
Celem artykułu jest określenie ładunku azotu w systemach drenarskich wynoszonego wraz z infiltrującymi wodami z powierzchni terenu. Dane te porównano z modelem teoretycznym, określającym wielkość ładunku azotu wymywanego ze strefy aeracji na podstawie średniego zużycia nawozów azotowych oraz przyjętego wskaźnika wymycia azotu z profilu glebowego.

TEREN BADAŃ

Teren, na którym prowadzono badania, przynależy do wschodniego Mazowsza i obejmuje górną część zlewni rzeki Osownica – cieku V rzędu w dorzeczu Liwca wg Czarneckiej (2005), w granicach geomorfologicznej jednostki Wysoczyzny Kaluszyńskiej (Kondracki, 2002). Badania skupiono na określeniu cech fizykochemicznych wód płynących w systemach drenarskich, które występują na powierzchni ok. 7,14 km² (ryc. 1). Woda pojawia się w tych systemach tylko w okresie wiosennym (od marca do maja), gdy w strefie aeracji występuje nadmiar wody z roztopów, przekraczający zdolności retencyjne gleb. Budowa geologiczna obszaru jest jednorodna – w strefie przypowierzchniowej znajdują się gliny zwałowe zlodowacenia warty, których miąższość wynosi średnio 15 m, a ku stropowi przechodzą w piaski gliniaste oraz piaski i gliny eluwialne (Piotrowska, Kamiński, 2001). Warunki hydrogeologiczne tego obszaru są uzależnione od występowania piaszczystych soczewek w glinach zwałowych (Bałwierz, Piwowarski, 2006). Badania terenowe w latach 2007–2012 oraz badania modelowe przepływu wód podziemnych w przypowierzchniowym poziomie wodonośnym umożliwiły zdefiniowanie przeciętnego rocznego stanu hydrodynamicznego, co dla obszaru objętego systemami drenażu w przeliczeniu na głębokości odpowiada od 0,00 do 8,45 m p.p.t., przy średniej 3,47 m p.p.t. Roczne zasilanie wynosi od –66 do 221 mm/rok, średnio 95 mm/rok (Zabłocki, 2012).

Zwierciadło wód w systemach drenarskich występuje znacznie płycej – na głębokości od 0,43 do 0,74 m p.p.t. Warstwa wody w studzienkach nie przekracza zazwyczaj 0,1 m. Odpływ wód zachodzi grawitacyjnie do cieków po-

¹ Instytut Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej, Wydział Geologii, Uniwersytet Warszawski, al. Żwirki i Wigury 93, 02-089 Warszawa; s.zablocki@uw.edu.pl.



Ryc. 1. Lokalizacja obszaru badań na tle mezoregionów wg Kondrackiego (2002) i sieci hydrograficznej wg Czarneckiej (2005)
Fig. 1. Location of the study area on the background of mesoregions according to Kondracki (2002) and hydrography according to Czarnecka (2005)

wierzchniowych rurami PCV o średnicy 100 mm. W terenie stwierdzono występowanie 34 studzienek zbudowanych z betonowych kręgów o średnicy 800 mm. Ich stan techniczny jest zróżnicowany. Część nie jest przykryta od powierzchni, a same kręgi są zniszczone przez maszyny rolnicze. Osadniki studzienek są wypełnione do wysokości wylotu rur drenażowych naniesionymi przez wody utworami pyłastymi i ilastymi.

METODYKA BADAŃ

Badania terenowe obejmowały oznaczenia spektrofotometrem HACH DR2900 stężeń jonów: NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} oraz wartości PEW, pH, temperatury wód z systemów drenażowych przyrządem Elmetron CX-401, a następnie pobór próbek do badań laboratoryjnych. Próbkę pobrano w kwietniu 2008 r. ($n=2$), w kwietniu 2012 r. ($n=7$) i w marcu 2017 r. ($n=15$). Analizy ogólne wykonano dla 15 próbek z 2017 r. oraz dla 3 próbek z lat 2008 i 2012 ($n=3$), a pozostałe ($n=6$) to wskaźnikowe (zakres terenowych oznaczeń).

Model teoretyczny, określający wielkość ładunku azotu wymywanego ze strefy aeracji, uzyskano przez analizę danych statystycznych, dotyczących średniego, rocznego zużycia nawozów sztucznych i naturalnych oraz analizę czynnikową metodą składowych głównych do interpretacji procesów kształtujących skład chemiczny wód podziemnych (Zabłocki, 2013).

Wyznaczenie wielkości ładunku azotu wnoszonego do warstwy wodonośnej na obszarach użytkowanych rolniczo wiązało się z określeniem stosowanych dawek nawozów organicznych i mineralnych w przeliczeniu na czysty składnik (azot), co określono na podstawie wyników Powsechnego Spisu Rolnego z 2010 r. oraz średniego zuży-

cia z lat 2002–2010 (stat.gov.pl), różnicując wartości względem granic dwóch gmin obejmujących teren badań: w części zachodniej i północnej obszaru w gminie Dobrze, a w części wschodniej w gminie Wierzbno (tab. 1).

Drugą składową niezbędną do określenia ładunku azotu wnoszonego do wód podziemnych z obszarów użytkowanych rolniczo jest wskaźnik wymycia. W Rozporządzeniu Ministra Środowiska (Dz.U. z 2002 r. Nr 241 poz. 2093) przyjmowany jest stały wskaźnik wymywania, wynoszący 15%, jednak badania bezpośrednie wykazały znaczną zmienność wymywanego ładunku, zawierającą się w przedziale od 2–3% do 20–25% (Żurek, 2008). Do oceny wielkości wskaźnika wymycia wykorzystano wyniki analizy czynnikowej (Reyment, Joreskog, 1993), gdzie czynnik nr 1 zidentyfikowano jako wymywanie azotanów z profilu glebowego (Zabłocki, 2013). Na podstawie wartości czynnikowych określono wielkość wskaźnika wymycia (tab. 2). Rozkład przestrzenny wszystkich warstw informacyjnych, w tym wynikowe warstwy określające spodziewane stężenia azotanów w wodach podziemnych, wykonano w programie ArcGIS 10.1.

Tab. 1. Zużycie nawozów organicznych i mineralnych w gminach
Table 1. Organic and mineral fertilizer usage in municipalities

Gmina Municipality	Zużycie nawozów [kgN/ha·rok] Fertilizer usage [kgN/ha·year]		
	Organicznych Organic	Mineralnych Mineral	Całkowite zużycie Total usage
Wierzbno	44,6	49,5	94,1
Dobrze	21,1	33,0	54,1

Tab. 2. Wskaźniki wymycia na podstawie wartości czynnikowych (Zabłocki, 2013)**Table 2.** Values of nitrogen leaching rate based on factor score (Zabłocki, 2013)

Sila oddziaływania czynnika <i>Strength of the factor influence</i>	Wartość czynnikowa <i>Factor score</i>	Wskaźnik wymycia azotu <i>Nitrogen leaching rate</i>
Bardzo silne <i>Very strong</i>	>2,25	0,15
	2,25–2,00	0,14
	2,00–1,75	0,13
	1,75–1,50	0,12
	1,50–1,25	0,11
Silne <i>Strong</i>	1,25–1,00	0,10
	1,00–0,50	0,07
Średnie <i>Moderate</i>	0,50– –0,50	0,05
Brak <i>No influence</i>	<–0,50	0,02

WYNIKI BADAŃ

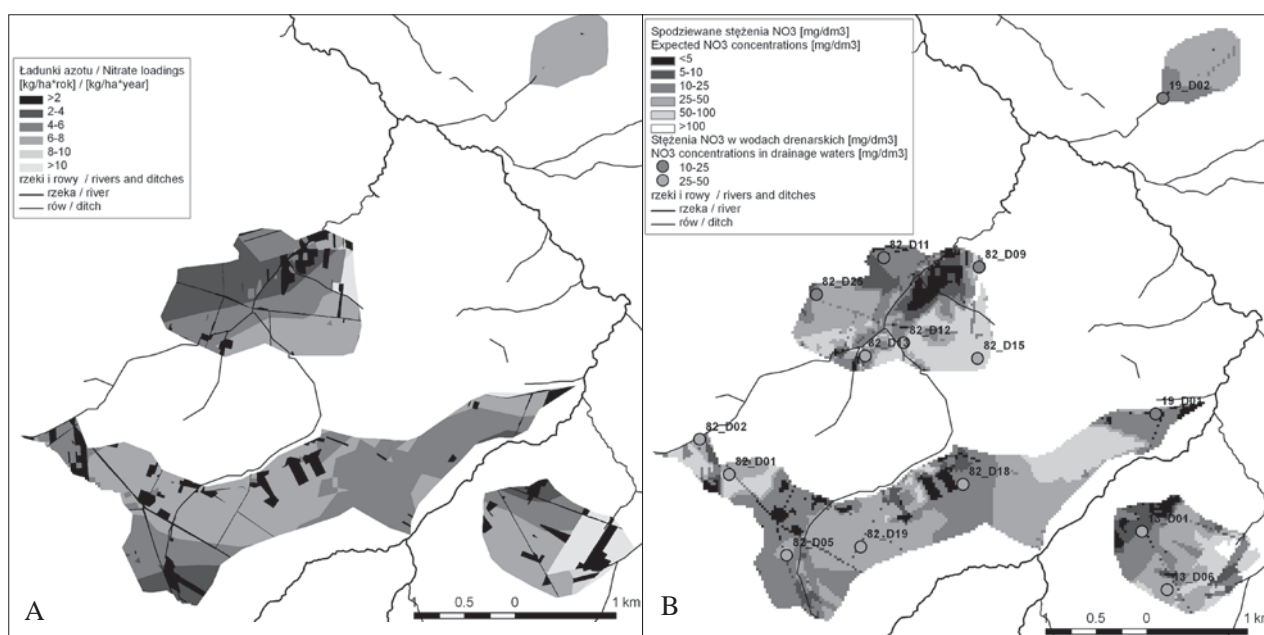
Wyniki badań laboratoryjnych wód z systemów drenarskich wskazują na zróżnicowane typy hydrochemiczne. Prosty typ $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ i $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$, charakterystyczny dla wód zasilanych w wyniku infiltracji opadu, stwierdzono w czterech próbkach. Pozostałe cechują się różnym stopniem przeobrażenia, z których najliczniejszy jest typ wielojonowy ze znacznym udziałem azotanów i siarczanów $\text{HCO}_3\text{-NO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca}$ (7 próbek). Inne typy hydrochemiczne to: $\text{HCO}_3\text{-NO}_3\text{-Ca}$ (2 próbki) oraz $\text{SO}_4\text{-Ca}$ i $\text{SO}_4\text{-HCO}_3\text{-Cl-Ca}$ (po jednej próbce). Według klasyfikacji Pazdro (Pazdro, Kozerski, 1990), mineralizacja ogólna, wynosząca od 109,04 do 388,53 mg/dm^3 , liczona jako suma składników rozpuszczonych, wskazuje na wody słodkie. Przewodność elektrolityczna właściwa wyniosła

od 0,114 do 0,444 mS/cm przy średniej 0,269 mS/cm . Temperatura wód kształtowała się w zakresie od 4,4 do 6,5°C przy średniej wynoszącej 5,0°C. Odczyn jest słabo kwaśny w zakresie od 5,24 do 6,85. Stężenia azotanów wynoszą od 12,00 do 47,82 mg/dm^3 i stanowią od 83 do 100% ogólnego azotu mineralnego w wodach. Udział pozostałych form azotu jest niski, podobnie jak stężenia. Stężenia NO_2^- w zakresie 0,013–0,312 mg/dm^3 odpowiadają udziałowi 0,13–1,39%, a stężenia NH_4^+ 0,03–0,61 mg/dm^3 to 0,23–16,00% azotu. Inne wskaźniki zanieczyszczeń rolniczych cechują się stężeniami nieznacznie wyższymi niż wody opadowe i wynoszą: Na^+ – 12–22 mg/dm^3 , K^+ – 11–17 mg/dm^3 , Cl^- – 6,31–24,89 mg/dm^3 , SO_4^{2-} – 11–53 mg/dm^3 , PO_4^{3-} – 0,18–3,20 mg/dm^3 .

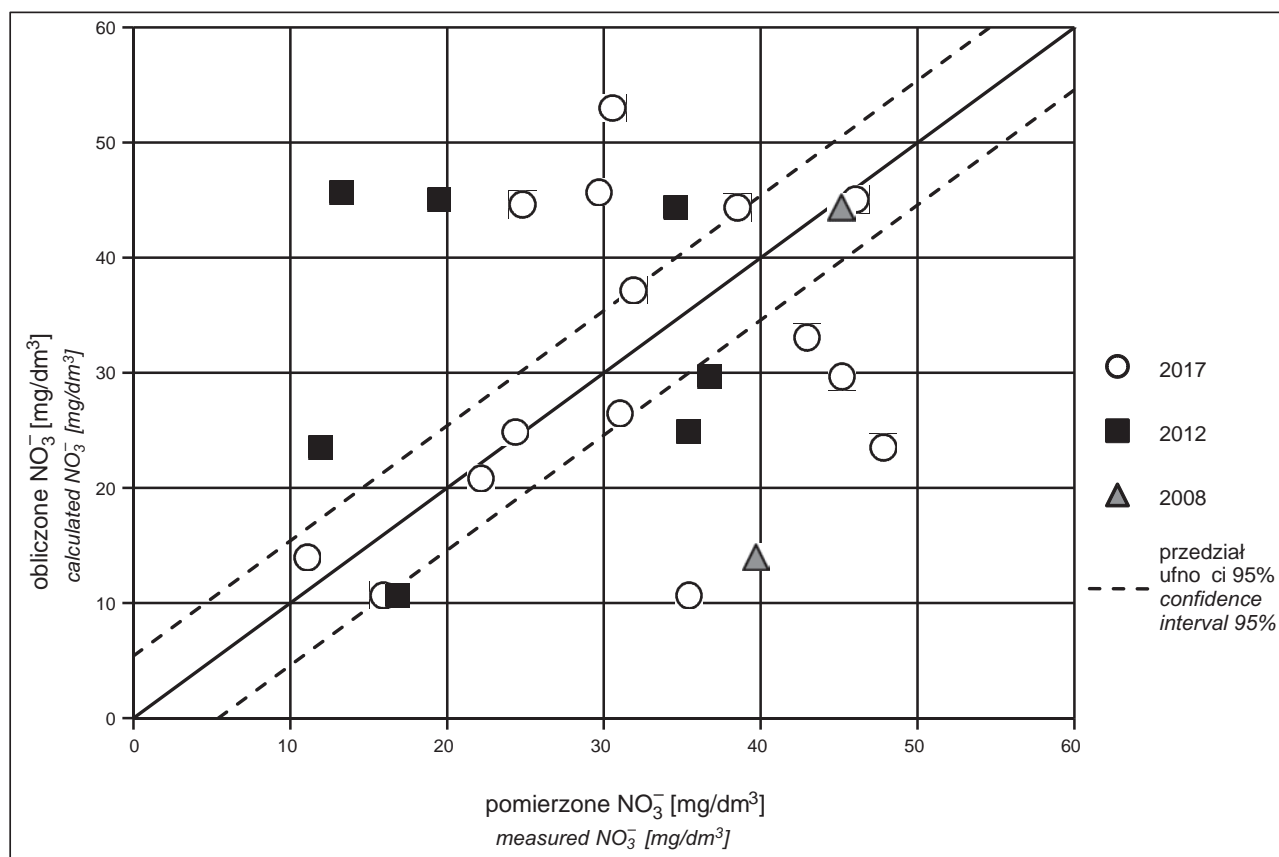
Obliczone ładunki wynoszonego azotu wynoszą od 1,54 $\text{kgN/ha}\cdot\text{rok}$ (przy wskaźniku wymycia 0,05) do 13,17 $\text{kgN/ha}\cdot\text{rok}$ (przy wskaźniku wymycia 0,14) (ryc. 2), średnio 5,35 $\text{kgN/ha}\cdot\text{rok}$ (przy wskaźniku wymycia 0,10).

Uwzględniając wielkość infiltracyjnego zasilania wód podziemnych (R), ładunki (L_N) przeliczono na spodziewane stężenia azotanów w wodach podziemnych (C_{NO_3}), zgodnie ze wzorem: $C_{\text{NO}_3} = (L_N/R) \cdot 443$ (Żurek i in., 2004). Przeliczenie takie daje możliwość wizualizacji oceny aktualnego zagrożenia jakości wód przez azotany. Spodziewane stężenia azotanów wyniosły 1,69–120,00 mg/dm^3 przy średniej 27,34 mg/dm^3 (ryc. 2). Obliczone stężenia porównano ze stężeniami stwierdzonymi w wodach drenarskich podczas badań terenowych z trzech lat (ryc. 3).

Średni błąd kwadratowy porównania wyniósł 15,25 mg/dm^3 , minimalna i maksymalna reszta odpowiednio: 0,54 i 32,89 mg/dm^3 . W przedziale ufności 95% dla teoretycznego dopasowania koncentracji obliczonych ze spodziewanymi znalazło się 9 analiz, głównie z 2017 r., które dotyczą studni zlokalizowanych w północnej części obszaru badań. Wyniki otrzymane w 2008 r. charakteryzowały się głównie stężeniami azotanów mniejszymi niż spodziewane wg modelu, choć w 2017 r. znalazły się w przedziale ufności. Zmiany stężeń w poszczególnych latach są zróżnicowane.



Ryc. 2. Ładunki azotu wymywane z gleb (A) i spodziewane stężenia azotanów (B) na obszarze badań
Fig. 2. Nitrogen loadings leached from soils (A) and expected nitrate concentrations (B) in the study area



Ryc. 3. Korelacja stężeń azotanów w wodach drenarskich: wartość pomierzona podczas badań terenowych względem wartości obliczonej z modelu

Fig. 3. Nitrate concentration correlation in drainage water: measured during field observations vs calculated value

Zazwyczaj koncentracje były wyższe w 2017 r. (tab. 3), co wynika z niższego zasilania w okresie wiosennym w stosunku do 2012 r. (suma opadów w okresie listopad–marzec wyniosła 249 mm w 2017 r. i 272 mm w 2012 r.).

Proces wymywania azotanów powoduje powstanie na terenie badań obszarów potencjalnie zagrożonych zanieczyszczeniem wód, czyli o stężeniu w zakresie 40–50 mg/dm³ oraz potencjalnie zanieczyszczonych (> 50 mg/dm³) wg

Rozporządzenia... (Dz.U. z 2002 r., Nr 241 poz. 2093). Obszary potencjalnie zagrożone zanieczyszczeniem wód zajmują 12,3% powierzchni i występują mozaikowo (ryc. 2). Obszary wód potencjalnie zanieczyszczonych azotanami zajmują powierzchnię ok. 1,31 km², co stanowi 18,4% powierzchni obszaru badań. Występują we wschodniej i zachodniej części obszaru. Największą obszarowo powierzchnię (31,0%) zajmują obszary o średnim zagrożeniu wód podziemnych, charakteryzowanym przez spodziewane stężenia azotanów w zakresie 10–25 mg/dm³ (tab. 4).

Tab. 3. Zmiany stężeń azotanów w wodach drenarskich w stosunku do koncentracji obliczonych

Table 3. Changes of nitrate concentrations in drainage waters relative to calculated concentrations

Studnia drenarska Drainage well	Stężenia azotanów [mg/dm ³] w roku Nitrate concentrations [mg/dm ³] in year			Obliczone stężenia azotanów (NO ₃ exp) Calculated nitrate concentrations (NO ₃ exp) [mg/dm ³]
	2008	2012	2017	
19_D01	39,68	34,53	11,07	13,97
19_D02		35,42	24,35	24,89
13_D01		11,95	47,82	23,52
13_D06		13,28	29,67	45,67
82_D01	45,16	34,53	31,88	44,36
82_D12		19,48	46,05	45,05
82_D18		16,82	35,42	10,68
82_D19		36,74	45,17	29,69
Średnia / Average		25,34	33,93	29,73

Tab. 4. Powierzchnia występowania obszarów z wyróżnionymi zakresami stężeń azotanów

Table 4. Surface areas of the nitrate concentration ranges

Zakres stężeń azotanów Range of nitrate concentrations [mg/dm ³]	Powierzchnia i procent powierzchni [km ²] [%]	
	[km ²]	[%]
< 5	0,41	5,8
5–10	0,56	7,9
10–25	2,21	31,0
25–40	1,76	24,7
40–50	0,88	12,3
50–100	1,22	17,1
>100	0,09	1,3
Suma	7,13	100,0

PODSUMOWANIE

Obszary występowania podpowierzchniowych systemów drenażu umożliwiają łatwą identyfikację procesu wymywania azotanów do wód podziemnych. Wyniki badań terenowych wód z systemów drenażu wykazały, że większość cechuje się stężeniami NO_3^- w zakresie 25–50 mg/dm³. Stężenia te porównano z modelem teoretycznym wymywania azotanów, uzyskując częściową zgodność, co jest wynikiem rozbieżności zastosowania do modelu średniej wielkości zasilania w stosunku do zróżnicowanej wielkości zasilania w poszczególnych latach.

Wyznaczenie obszarów o potencjalnie najwyższych stężeniach azotanów w wodach podziemnych (>50 mg/dm³) nie zostało potwierdzone badaniami terenowymi, niemniej jest możliwe w przypadku występowania izolowanych soczewek piaszczystych w nieciągłym poziomie wodonośnym w zwietrzelinach glin zwałowych, gdzie jakość wód może być kształtowana przez lokalne czynniki.

Wyniki badań w studniach drenarskich wskazują na istotną rolę oddziaływania systemów drenażu w ochronie jakości wód przypowierzchniowego poziomu wodonośnego. Podobnie jak w przypadku tzw. poziomów zawieszonych, systemy drenarskie przechwytyują część zanieczyszczeń migrujących z powierzchni terenu przez strefę aeracji, jednak wskutek ich działania wzrasta stężenie wskaźników zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych.

Serdecznie dziękuję Recenzentom za cenne uwagi merytoryczne. Praca powstała ze środków dotacji celowej MNiSW na prowadzenie badań przez młodych naukowców (DSM).

SPIS LITERATURY

BALWIERZ J., PIWOWARSKI T. 2006 – Baza danych GIS Mapy hydrogeologicznej Polski 1 : 50 000 Pierwszy Poziom Wodonośny. Występowanie i Hydrodynamika. Ark. Jadów (0490). Państwowy Instytut Geologiczny. Warszawa.

CAMBARDELLA C.A., MOORMAN T.B., JAYNES D.B., HATFIELD J.L., PARKIN T.B., SIMPKINS W.W., KARLEN D.L. 1999 – Water quality in Walnut Creek Watershed: Nitrate-Nitrogen in soils, subsurface drainage water and shallow groundwater. *J. Environ. Qual.*, 28: 25–34.

CZARNECKA H. (red.) 2005 – Atlas podziału hydrograficznego Polski w skali 1 : 200 000. IMGW. Warszawa.

FUCIK P., ZAJICEK A., DUFFKOVA R., KVITEK T. 2015 – Water quality of agricultural drainage systems in the Czech Republic – options for its improvement. [W:] *Research and Practices in Water Quality*, <http://dx.doi.org/10.5772/59298>.

JAYNES D.B., COLVIN T.S., KARLEN D.L., CAMBARDELLA C.A., MEEK D.W. 2001 – Nitrate loss in subsurface drainage as affected by nitrogen fertilizer rate. *J. Environ. Qual.*, 30: 1305–1314.

KONDRACKI J. 2002 – Geografia regionalna Polski. PWN. Warszawa.

PAZDRO Z., KOZERSKI B. 1990 – Hydrogeologia ogólna. Wydaw. Geol. Warszawa.

PIOTROWSKA K., KAMIŃSKI M. 2001 – Szczegółowa mapa geologiczna Polski w skali 1 : 50 000, arkusz Mińsk Mazowiecki (526). Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.

REYMENT R.A., JORESKOG K.G. 1993 – Applied factor analysis in the natural sciences: Cambridge Univ. Press. London.

ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dn. 23 grudnia 2002 r. w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych (Dz.U. z 2002 r. Nr 241 poz. 2093).

STROCK J.S., PORTER P.M., RUSSELLE M.P. 2004 – Cover cropping to reduce nitrate loss through subsurface drainage in the Northern U.S. Corn Belt. *J. Environ. Qual.*, 33: 1010–1016.

STRONA internetowa: <http://stat.gov.pl>, data dostępu: 12.2012.

WESSTROM I., MESSING I., LINNAR H., LINDSTROM J. 2001 – Controlled drainage – effects on drain outflow and water quality. *Agricultural Water Management*, 47: 85–100.

ZABŁOCKI S. 2012 – Ocena wielkości zasilania przypowierzchniowego poziomu wodonośnego w zlewni Osownicy (dorzecze Liwca) na podstawie wyników badań modelowych. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, 451: 247–256.

ZABŁOCKI S. 2013 – Zastosowanie analizy czynnikowej w celu identyfikacji procesów kształtujących chemizm płytkich wód podziemnych na obszarach użytkowanych rolniczo. *Biul. Państw. Inst. Geol., Hydrogeologia*, 456: 651–658.

ŻUREK A. 2008 – Możliwości wykorzystania wybranych modeli bilansowych z projektu Euroharp do oceny poziomu wymycia azotanów w warunkach polskich. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, 431: 305–318.

ŻUREK A., DUDA R., WITCZAK S. 2004 – Realizacja zaleceń dyrektywy „azotanowej” w Polsce na tle innych krajów Unii Europejskiej. Problemy wykorzystania wód podziemnych w gospodarce komunalnej. XV sympozjum naukowo-techniczne. Gospodarowanie wodami podziemnymi w Unii Europejskiej, PZLiTS Częstochowa: 104–113.