

WYMYWANIE SKŁADNIKÓW ROZPUSZCZONYCH Z MAŁEJ ZLEWNI ROLNICZEJ PODCZAS WEZBRANIA ROZTOPOWEGO

Małgorzata KRASOWSKA, Piotr BANASZUK

Politechnika Białostocka, Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska

Słowa kluczowe: migracja, wezbranie, zanieczyszczenia rolnicze, zlewnia rolnicza

Streszczenie

Badania nad migracją rolniczych zanieczyszczeń obszarowych prowadzono w zlewni o powierzchni 187 ha podczas wezbrań roztopowych między styczniem i kwietniem 2009 r.

W przemieszczaniu zanieczyszczeń obszarowych w trakcie wezbrań kluczową rolę odgrywały korytarze migracyjne, zarówno powierzchniowe (bruzdy, koleiny, żłobiny), jak i podziemne (dreny), których aktywność zmieniała się w czasie, w zależności od warunków hydrotermicznych. Obecność dróg uprzywilejowanej migracji roztworów powodowała zwiększenie bezpośredniego kontaktu wód zlewni z ciekami, a ponieważ przemieszczające się rozpuszczone składniki omijały potencjalne struktury buforujące, dochodziło do znaczącego zwiększenia ich stężenia w cieku. Szczególnie ważną rolę w przemieszczaniu azotanów odgrywały systemy drenarskie. W okresie ich największej aktywności stężenie NO_3^- w wodach niewielkiego cieku przekraczało $50 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

WSTĘP

Ekosystemy rolnicze to obszary, z których w procesie obiegu wody są wynoszone znaczne ilości substancji biogennej. Wymywanie tych substancji ze zlewni jest kształtowane przez wiele czynników takich jak: ukształtowanie terenu, przepuszczalność gleb, sposób gospodarowania, warunki wodne i klimatyczne [KOC i in. 2003; OENEMA, ROEST 1998; SAPEK 1996]. Szczególne znaczenie mają warunki hydrotermiczne, które decydują o przemieszczaniu się wody w glebie.

Adres do korespondencji: dr M. Krasowska, Politechnika Białostocka, Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska, ul. Wiejska 45a, 15-351 Białystok; tel. +48 (85) 746-96-53, e-mail: m.krasowska@pb.edu.pl

W większości prac dotyczących migracji rolniczych zanieczyszczeń obszarowych wykazano silny związek między natężeniem przepływu w cieku i stężeniem w nim azotanów, ortofosforanów i siarczanów, toteż moment wezbrania, głównie roztopowego wczesną wiosną, jest często okresem krytycznym dla jakości wód rzecznych [BANASZUK 2007].

Najważniejszą rolę w transporcie rolniczych zanieczyszczeń obszarowych przypisuje się odpływowi gruntowemu [HAAG, KAUPENJOHANN 2001; MOSLEY 1982], coraz częściej zwraca się jednak uwagę na rolę, jaką w migracji związków rozpuszczonych w wodzie odgrywa spływ powierzchniowy i płytki podpowierzchniowy [BANASZUK 2007], a także naturalne i antropogeniczne „powierzchniowe korytarze hydrochemiczne”, m.in. liniowe formy erozyjne, bruzdy, koleiny, sieć rowów [HAAG, KAUPENJOHANN 2001]. Należy sądzić, że szybki ruch roztworów nie dotyczy wyłącznie spływu powierzchniowego, lecz cechuje również przemieszczanie wody podziemnej [MCDONELL i in. 2007]. Uprzywilejowane drogi przepływu podziemnego występują na wszystkich poziomach organizacji zlewni. Mogą nimi być sieci uporządkowanych spękań i makroporów, kliny, soczewki i warstwy, odznaczające się lepszymi parametrami filtracji niż otaczająca je masa glebowa, struktury pokorzeniowe i korytarze fauny glebowej (np. rozbudowana sieć kretowin w glebach łąkowych w pobliżu cieku) i często to właśnie od nich zależy natężenie i czas przemieszczania się roztworów podczas opadów i roztopów [WEILER, NAEF 2003; WEILER, MCDONNELL 2007].

W zlewniach rolniczych antropogenicznymi drogami szybkiej migracji roztworów są systemy drenarskie. Heterogeniczność i złożoność podziemnych komponentów zlewni prowadzi do przepływu „nadprogowego”, sprzężeń zwrotnych i zjawisk histerezy, a zatem nieliniowości zmian natężenia ruchu wody gruntowej. Po okresie przepływu nieznacznego, lub nawet zastoju, często następuje jego dynamiczne zwiększenie, pojawiające się po przekroczeniu progowej wartości wilgotności gleby w zlewni [MCDONELL i in. 2007].

Obecność korytarzy migracyjnych powoduje zwiększenie bezpośredniego kontaktu wód zlewni z ciekiem, a przemieszczające się roztwory często mogą omijać potencjalne struktury buforujące i zabezpieczające wody powierzchniowe przed zanieczyszczeniem. Rozpoznanie mechanizmu przemieszczania się zanieczyszczeń obszarowych jest zatem ważne dla weryfikacji poglądów na temat sposobów ograniczania ich migracji i niezbędne do podjęcia efektywnych działań, zmierzających do ochrony wód powierzchniowych w krajobrazie rolniczym.

Celem pracy jest rozpoznanie procesu przemieszczania się ładunku zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego z terenów wysoczyznowych do doliny rzecznej w trakcie wezbrań roztopowych w warunkach Polski Północno-Wschodniej.

METODY BADAŃ

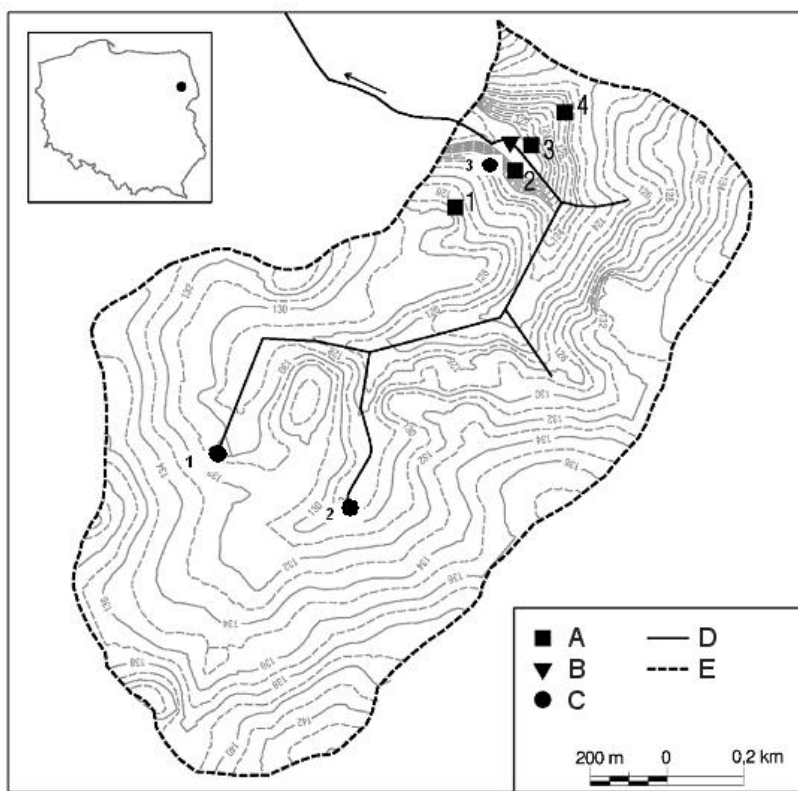
OBSZAR BADAŃ

Badania wykonano w okolicach Białegostoku, w zlewni niewielkiego ciekurolniczego (rys. 1). Powierzchnia zlewni wynosi 187 ha i jest w przewadze użytkowana rolniczo. Grunty orne stanowią około 75% jej powierzchni, użytki zielone – 16%, lasy – 3,5%, a tereny zabudowane – 5,5%. Około 48% powierzchni użytków rolnych zajmują gleby brunatne właściwe oraz płowe, zbudowane z piasków gliniastych i słabo gliniastych, zalegających na glinach. Na najwyższych wzniesieniach spotyka się gleby rdzawe, wytworzone z utworów lżejszych – piasków słabo gliniastych podścielonych piaskami luźnymi i żwirami. W dolinie ciekurostępują płytkie gleby deluwialne, czarne ziemie i gleby murszowo-torfowe.

W podziale województwa podlaskiego na krainy klimatyczne, teren badań jest zaliczany do Krainy Wysoczyzn Północnopodlaskich. Wiosna rozpoczyna się tu później niż w głębi kraju i dłużej występują wiosenne przymrozki. Na obszarze tym okres wegetacji jest krótki (190 dni). Pierwsze przymrozki pojawiają się w pierwszej dekadzie października, a ostatnie – w pierwszej dekadzie maja. Pokrywa śnieżna zalega około 95 dni. Średnia roczna temperatura powietrza atmosferycznego wynosi od 6,9 do 7,2°C. Średnie temperatury miesięczne wynoszą od –4,8°C w styczniu do 17,3°C w lipcu. Średnia roczna suma opadów wynosi od 480 do 580 mm [GÓRNIAK 2000].

MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Prace badawcze prowadzono w 2009 r. Od 19 stycznia do 1 kwietnia dwa razy dziennie pobierano próbki wody z ciekurost. Stany wody rejestrowano co 30 minut za pomocą miernika CTD Diver, a następnie przeliczano na wartości przepływu na podstawie krzywej przepływu sporządzonej dla monitorowanego przekroju. Wody gruntowe pobierano na czterech powierzchniach, usytuowanych wzdłuż przekroju poprzecznego przez dolinę. Powierzchnie były reprezentatywne dla górnych i środkowych partii stoku doliny oraz terenów przykorytowych. Trzy z nich (nr 1, 3, 4) znajdowały się na polach ornych, natomiast jedna (nr 2) – w podmokłym obniżeniu w dolinie (rys. 1). Na każdej powierzchni zainstalowano po dwie studzienki – „pomiarową”, w której za pomocą urządzenia CTD-Diver rejestrowano zmiany poziomu wody, i „poborową”, z której pobierano próbki wody do analiz chemicznych. Dno studzienek sięgało do warstwy glin podścielających nadległe utwory przepuszczalne (głębokość 70–150 cm). Odcieki drenarskie do analiz chemicznych pobierano z trzech wylotów drenarskich. Wielkość odpływu z drenów mierzono za pomocą przelewów trójkątnych Thomsona. Kilkakrotnie w trakcie obserwacji pobierano wody spływu powierzchniowego.



Rys. 1. Lokalizacja obiektów badawczych; A – miejsca badań wód gruntowych i roztworu glebowego, B – przekrój hydrometryczny, C – wyloty drenów, D – sieć cieków powierzchniowych, E – granica zlewni

Fig. 1. Location of study objects; A – monitoring sites of groundwater and soil solution, B – stream gauge and sampling point, C – tile drain outflow, D – network of surface waters, E – watershed border

W próbkach wody oznaczono następujące parametry fizykochemiczne: przewodność właściwe EC , pH , stężenie NH_4^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , $Si_2O_3^-$, PO_4^{3-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} oraz stężenie rozpuszczonego węgla organicznego RWO .

Ładunki jonów w odpływie rzeczonym obliczono za pomocą wzoru:

$$I_k(j) = \sum_{i=1}^k \frac{\Delta t_i [c_i(j)Q_i + c_{i+1}(j)Q_{i+1}]}{2}$$

gdzie:

$I_k(j)$ – skumulowany ładunek składnika j w przedziale czasu k ,

Δt_i – interwał czasowy między pomiarami i oraz $i+1$,

$c_i(j)$ – stężenie składnika j w chwili i ,

Q_i – natężenie przepływu w chwili i [HOUSE i in. 2001].

Obserwacje warunków meteorologicznych prowadzono od 1 stycznia do 31 marca 2009 r.

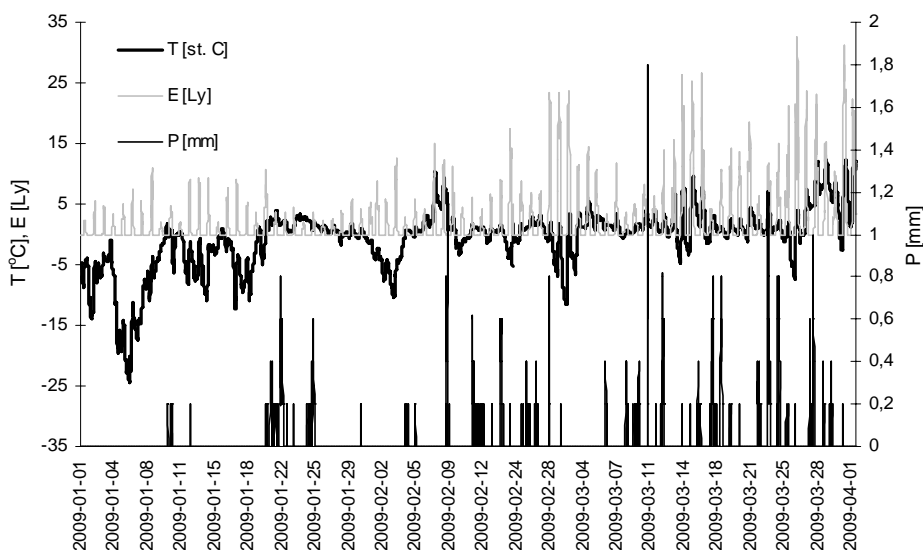
Temperaturę powietrza, wielkość opadów atmosferycznych i natężenie promieniowania słonecznego rejestrowano co 30 minut za pomocą stacji pogodowej Davis Vantage Pro2, zainstalowanej na terenie zlewni w odległości około 800 m od przekroju badawczego.

Zależności między właściwościami fizykochemicznymi obliczono za pomocą korelacji rangowej Spearmana.

WYNIKI BADAŃ

WARUNKI ATMOSFERYCZNE W OKRESIE BADAŃ

Pierwsze dni stycznia były bardzo mroźne, temperatura powietrza spadała poniżej -20°C (rys. 2). Niskie temperatury spowodowały przemarznięcie gleby do 20 cm. Pierwsze opady śniegu, tworzące trwałą pokrywę, wystąpiły 10 i 12 stycznia. Kolejne opady, które pojawiły się w drugiej dekadzie miesiąca, doprowadziły do wzrostu jej miąższości do około 15–20 cm. W następnych dniach mroźna pogoda



Rys. 2. Rozkład temperatury T , opadów P i nasłonecznienia E w okresie badawczym

Fig. 2. Distribution of air temperature T , precipitation P and solar energy E during the study period

była przerywana okresami odwilży. Intensywne tajanie śniegu wystąpiło między 20 i 26 stycznia. Od końca stycznia warunki termiczne były bardzo zmienne – kilkudniowe okresy odwilży przeplatały się z krótkimi falami mrozu, podczas których temperatura spadała do około -10°C (rys. 2). Padający śnieg utrzymywał się krótko i zwykle szybko topniał, powodując gwałtowne zwiększanie się przepływu w cieku.

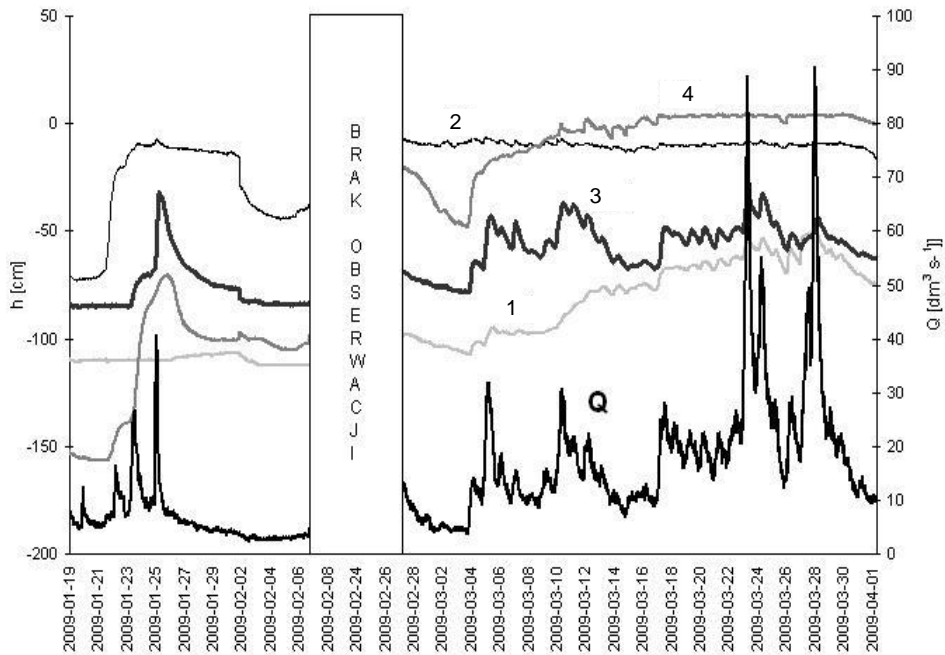
W pierwszych dniach lutego wzrost temperatury oraz promieniowania słonecznego w połączeniu z opadami deszczu (rys. 2), przyczynił się do całkowitego rozmrażnięcia gleby. Jej stropowe warstwy przemarzały ponownie do głębokości 1–2 cm podczas krótkotrwałych mroźnych okresów, np. w początku marca, kiedy temperatura nocą spadała do -11°C . Od 6 marca do końca okresu obserwacji niemalże codziennie występowały opady topniejącego na bieżąco śniegu, śniegu z deszczem i deszczu.

DYNAMIKA PRZEPLYWU W CIEKU, STANU WODY GRUNTOWEJ ORAZ ODPLYWU Z SYSTEMÓW DRENARSKICH

Na terenie badań płytka woda gruntowa nie występowała w sposób ciągły. Mroźna i sucha pogoda, która panowała na przełomie roku, spowodowała związanie wody w pokrywie śnieżnej i lodzie glebowym i niemal całkowite zahamowanie infiltracji.

W pierwszych dniach stycznia nie stwierdzono obecności wody gruntowej na żadnej z monitorowanych powierzchni (rys. 3). Uzupełnianie zbiornika wód gruntowych nastąpiło z chwilą rozpoczęcia roztopów, jednakże w różnych częściach zlewni woda gruntowa pojawiała się w różnym terminie, w różny sposób zmieniał się również jej stan. Najszybciej na zmiany warunków termicznych reagowała woda gruntowa pod użytkiem zielonym położonym w dnie doliny (powierzchnia 2). Poziom wody podniósł się gwałtownie około 21 stycznia i szybko osiągnął powierzchnię terenu; stan ten utrzymywał się bez większych zmian do końca okresu obserwacji. Największa była dynamika stanu wody gruntowej na wyplaszczeniu zbocza doliny cieku, w pobliżu jego koryta (powierzchnia 3), a zmiany położenia jej zwierciadła były podobne do zmian stanu wody w strumieniu. Woda gruntowa w środkowej części równomiernie nachylonego zbocza doliny (powierzchnia 1) pojawiła się 26 stycznia i jej poziom wzrastał nieznacznie aż do końca lutego, kiedy rozpoczął się okres jego dynamicznych zmian. Niewielką dynamiką odznaczała się woda gruntowa pod polami ornymi w środkowej partii stoku doliny (powierzchnia 4).

Stan wody gruntowej i przepływ w cieku były wyraźnie związane z przebiegiem warunków meteorologicznych. Przepływ zmieniał się dynamicznie w reakcji na tajanie pokrywy śnieżnej wywołanej nawet krótkotrwałym wzrostem temperatury i opadem deszczu, dlatego w ciągu trzech miesięcy obserwacji wielokrotnie pojawiały się wezbrania przedzielone okresami mniejszych przepływów (rys. 3). Naj-

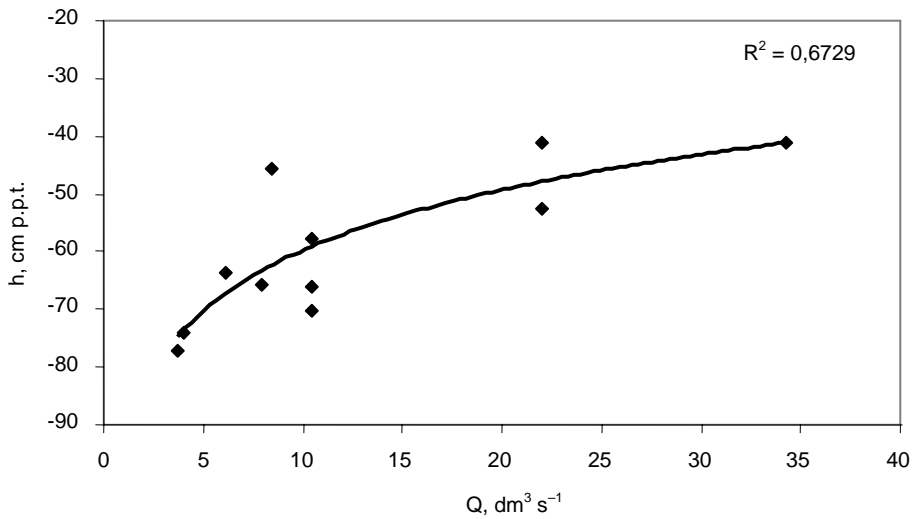


Rys. 3. Dynamika zmian poziomu wody gruntowej h (cm) i przepływu wody w cieku Q ($\text{dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); 1, 2, 3 – powierzchnie badawcze

Fig. 3. Dynamics of groundwater level h (cm) and water flow in stream Q ($\text{dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); 1, 2, 3 – research areas

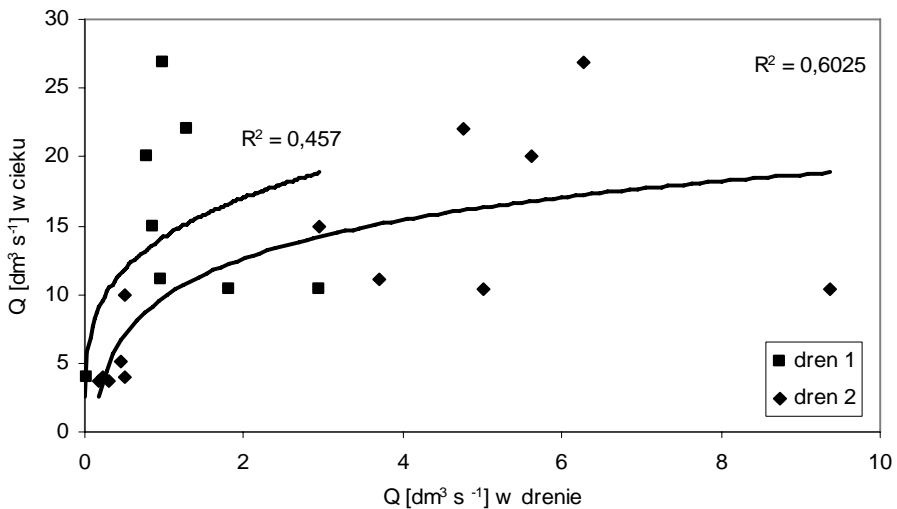
większe wartości przepływu w cieku ($90,6 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) zaobserwowano w ostatnich dniach marca, natomiast najmniejsze ($2,4 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) – na przełomie stycznia i lutego. Niezależnie od dużych wahań, od stycznia do kwietnia przepływ wzrastał systematycznie, czego wyrazem były rosnące wartości stanu wody między wezbrzeniami. Zjawisko to było m.in. rezultatem zwiększającego się uwilgotnienia zlewni i powiększającego się odpływu gruntowego. Najwyraźniejszy był statystyczny związek między poziomem wody gruntowej i przepływem w cieku w dolnej części zbrocza doliny (powierzchnia 3) (rys. 4).

Pierwsze ślady odpływu siecią drenarską zaobserwowano 28 stycznia. Początkowo odpływ był niewielki i pojawił się w jednym z trzech monitorowanych wylotów drenarskich (dren 2). Kolejne drene uaktywniły się 7 (dren 3) i 19 lutego (dren 1). Największe wartości przepływu zanotowano na początku marca i w jego ostatnich dniach. Wynosiły one od 5 do $9 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Powiększający się odpływ z systemów drenarskich miał duży wkład w zwiększanie się przepływu w cieku (rys. 5).



Rys. 4. Zależności między przepływem w cieku Q i stanem wody gruntowej h w dolnej części zbocza doliny w pobliżu koryta cieku (powierzchnia 3)

Fig. 4. Relationship between water flow in stream Q and groundwater level h in the bottom part of stream valley (area? 3); groundwater depth measured from the ground surface



Rys. 5. Zależności między przepływem w cieku Q_1 i odpływem z drenów Q_2 ; 1, 2 – dreny wg rys. 1

Fig. 5. Relationship between water flow in stream Q_1 and drain discharge Q_2 ; 1, 2 – drains acc. to Fig. 1

DYNAMIKA SKŁADU CHEMICZNEGO WODY W CIEKU

Skład chemiczny wody w cieku zmieniał się w szerokim zakresie podczas całego okresu obserwacji (tab. 1).

Tabela 1. Parametry fizykochemiczne wody w cieku

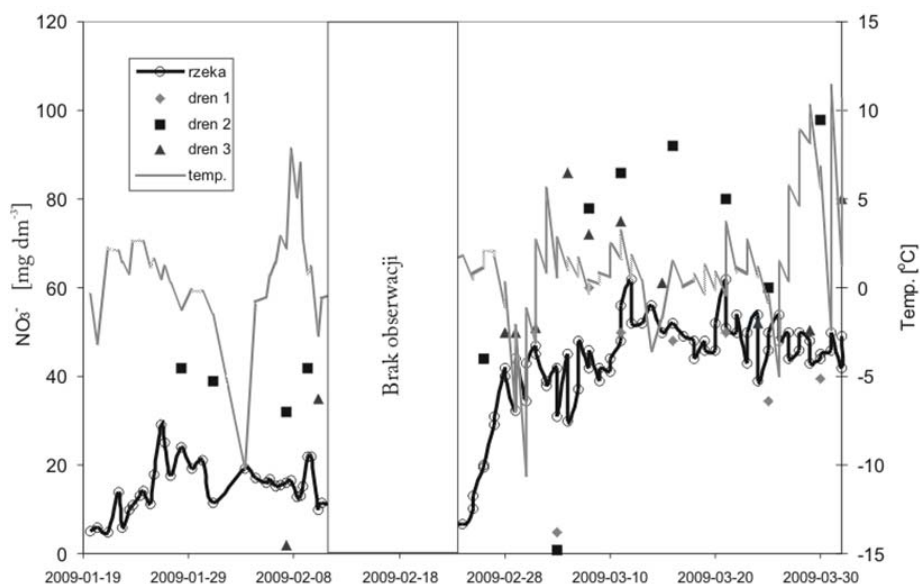
Table 1. Physical-chemical properties of water in stream

Wartość Value	Q $\text{dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	EC $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$	pH	NO_3^-	NH_4^+	PO_4^{3-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	SiO_3^{2-}	RWO DOC
				$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$								
Średnia Mean	13,3	590,8	7,4	34,1	0,4	0,1	92,4	19,3	28,0	55,9	3,4	18,1
Max	90,6	703,0	7,8	62,0	1,1	1,5	117,8	26,7	53,0	87,0	5,2	54,3
Min.	2,4	324,0	6,8	4,9	0,2	0,0	44,3	10,1	16,1	36,0	2,0	9,7
SD	11,4	64,5	0,2	16,3	0,2	0,2	13,5	2,5	6,0	12,2	0,8	10,0

Objaśnienia: Q – natężenie przepływu, EC – przewodność elektrolityczna, RWO – rozpuszczalny węgiel organiczny, SD – odchylenie standardowe.

Explanations: Q – water flow, EC – electrolytic conductivity, DOC – dissolved organic carbon, SD – standard deviation.

Stężenie azotanów w cieku zwiększało się systematycznie, osiągając największą wartość około $62 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, którą zanotowano 21 marca (rys. 6). Najmniejsze stężenie azotanów zaobserwowano podczas niżówek, w połowie stycznia i w pierwszych dniach lutego. Największe stężenie jonów PO_4^{3-} obserwowano podczas zwiększonych przepływów, z maksimum wynoszącym $1,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, które zarejestrowano podczas pierwszego wezbrania, w styczniu. Podczas niżówek stężenie PO_4^{3-} malało do ilości śladowych. Kolejne wezbrania nie powodowały tak znaczącego wzrostu stężenia PO_4^{3-} . Stężenie jonu amonowego rosło w trakcie wezbrań, osiągając wartość od $0,9 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ w styczniu do $1,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ w marcu. Podczas niskich przepływów przeciętne stężenie NH_4^+ wynosiło około $0,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (rys. 7).



Rys. 6. Zawartość jonu NO_3^- w wodach cieku i odciekach drenarskich

Fig. 6. Concentration of nitrates in stream water and in tile drain effluents

Z korelacji między przepływem i stężeniami związków rozpuszczonych w cieku wynika, że wezbrania powodowały wyraźne rozcieńczenie $\text{Si}_2\text{O}_3^{2-}$, SO_4^{2-} oraz zmniejszenie wartości EC . Stężenie wapnia, magnezu i jonów NH_4^+ w cieku nie miało bezpośredniego związku z natężeniem przepływu. Brak było również związku z przepływem stężenia Cl^- oraz rozpuszczonego węgla organicznego (tab. 2). W ciągu 3 miesięcy badań stężenie RWO zmalało z $51 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ w styczniu do $10 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ w marcu.

Podczas wezbrania roztopowego wody niewielkiego cieku odprowadzały 80% rocznego ładunku azotanów, około 77% fosforanów oraz 83% krzemianów i 85% chlorków (tab. 3).

Tabela 2. Współczynniki korelacji między parametrami fizykochemicznymi w cieku a natężeniem przepływu Q

Table 2. Coefficients of correlation between physical-chemical properties and water flow Q in stream

Natężenie przepływu Discharge	Parametry fizykochemiczne w cieku Physical-chemical properties in stream										
	EC	pH	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Si ₂ O ₃ ²⁻	RWO DOC
Q	-0,31*	n.i.	0,46**	n.i.	0,29*	n.i.	n.i.	-0,24*	-0,57**	-0,49**	-0,22*

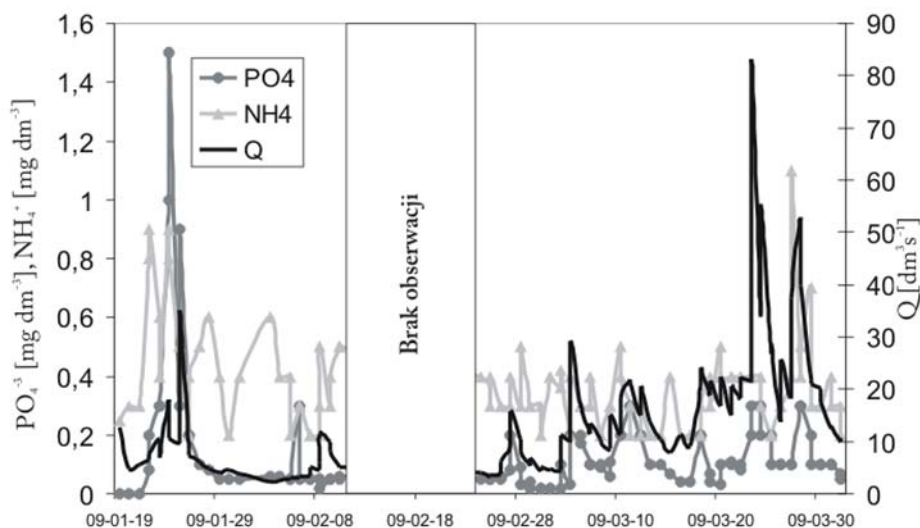
Objaśnienia: * – istotne na poziomie $p = 0,05$; ** – istotne na poziomie $p = 0,01$; n.i. – nieistotne; pozostałe objaśnienia, jak pod tabelą 1.

Explanations: * – significant at $p = 0.05$; ** – significant at $p = 0.01$; n.i. – not significant; other as in tab. 1

Tabela 3. Ładunki składników rozpuszczonych transportowanych przez ciek w warunkach określonego natężenia przepływu Q

Table 3. Load of solutes in stream outflow

Okres Period	Q m ³	Ładunki składników rozpuszczonych Load of solutes								
		NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Si ₂ O ₃ ²⁻	RWO DOC
		kg								
2009 r. Year 2009	103 674	3 292	44	16	9 533	3 344	3 677	5 009	254	1 864
Wezbranie: 19.01–01.04.2009 r. High flow	68 008	2 639	26	12	6 265	2 288	3 151	3 482	211	1 058
Udział w wartości rocznej, % Percent of annual value	66	80	60	77	66	68	86	69	83	57



Rys. 7. Dynamika zmian zawartości PO_4^{3-} i NH_4^+ w wodach cieków

Fig. 7. The dynamics of PO_4^{3-} and NH_4^+ concentrations in stream water

DYNAMIKA WŁAŚCIWOŚCI FIZYKOCHEMICZNYCH WODY GRUNTOWEJ

Właściwości fizykochemiczne wody gruntowej pobieranej ze studzienek były znacznie zróżnicowane (tab. 4).

Stosunkowo największe były różnice i zmienność stężenia jonu azotanowego i ortofosforanów. Współczynnik zmienności stężeń tych składników w wodach gruntowych ze studzienki w dolnej części zbocza doliny (powierzchnia 3) był około 5-krotnie mniejszy niż w wodach gruntowych z mokradła w dnie doliny (powierzchnia 2). Najmniejsza była zmienność stężenia kationów wapnia i magnezu oraz jonu amonowego i krzemianowego. Stężenie jonów NH_4^+ , PO_4^{3-} , $\text{Si}_2\text{O}_3^{2-}$, Mg^{2+} było największe w wodach gruntowych pod polami ornymi na zboczu doliny (powierzchnia 1), a jonów NO_3^- , Cl^- , Ca^{2+} i rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) – w strefie przykorytowej (powierzchnia 3). Woda gruntowa pod użytkiem zielonym (powierzchnia 2) była mało zasobna w jony NO_3^- , Cl^- oraz odznaczała się największym stężeniem SO_4^{2-} .

Zaobserwowano, że stężenie jonów NO_3^- i PO_4^{3-} zwiększało się wraz z rosnącym poziomem wody, natomiast podwyższone stężenie jonów NH_4^+ i SO_4^{2-} odnotowano w trakcie niskich stanów wód, podczas mroźnych i suchych dni na przełomie stycznia i lutego.

Współczynniki korelacji między właściwościami fizykochemicznymi wody w cieków i wód gruntowych, świadczą o znacznej roli wód gruntowych w kształto-

Tabela 4. Właściwości fizykochemiczne wody ze spływu powierzchniowego, wody gruntowej i z odcieków drenarskich**Table 4.** Physical-chemical properties of water from overland flow, ground water and tile drain effluents

Wyszczególnienie Specification	EC $\mu S \cdot cm^{-1}$	pH	NO_3^-	NH_4^+	PO_4^{3-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	$Si_2O_3^{2-}$	RWO DOC
Spływ powierzchniowy Overland flow $n = 11$	168,27 (101,31)	7,19 (0,34)	8,79 (0,67)	0,75 (0,36)	0,61 (1,10)	28,81 (12,71)	7,99 (2,4)	11,58 (7,43)	8,75 (5,95)	2,57 (1,39)	18,35 (5,38)
Woda gruntowa (powierzchnia nr 1) Ground water (area no 1) $n = 11$	460,7 (46,19)	7,49 (0,17)	26,9 (18,30)	0,92 (0,40)	0,64 (0,57)	79,05 (7,21)	19,32 (1,21)	22,62 (3,77)	46,13 (8,90)	3,29 (0,46)	17,27 (5,56)
Woda gruntowa (powierzchnia nr 2) Ground water (area no 2) $n = 10$	423,7 (19,07)	7,23 (0,20)	4,31 (5,77)	0,76 (0,31)	0,42 (1,12)	79,13 (16,66)	15,51 (3,56)	4,91 (2,74)	67,2 (11,84)	2,11 (0,30)	28,55 (18,34)
Woda gruntowa (powierzchnia nr 3) Ground water (area no 3) $n = 11$	694 (88,34)	6,93 (0,23)	91,64 (20,09)	0,50 (0,18)	0,11 (0,07)	106,3 (25,34)	17,1 (3,5)	27,23 (5,91)	50,85 (20,90)	2,7 (0,35)	31,35 (21,21)
Woda gruntowa (powierzchnia nr 4) Ground water (area no 4) $n = 13$	299,76 (31,48)	7,47 (0,22)	28,34 (8,56)	0,62 (0,25)	0,25 (0,59)	55,43 (11,26)	12,26 (3,36)	15,09 (2,79)	10,75 (5,44)	1,61 (0,48)	23,35 (18,12)
Odciek drenarski Tile drain effluent $n = 15$	474 (75,59)	7,28 (0,23)	55,04 (26,65)	0,42 (0,20)	0,052 (0,04)	108,07 (20,08)	23,15 (6,87)	16,83 (2,73)	45,86 (7,06)	1,16 (0,92)	11,16 (1,29)

Objaśnienia: n – liczebność próby; w nawiasach odchylenie standardowe; pozostałe objaśnienia jak pod tabelą 1.

Explanations: n – number of samples, standard deviation in brackets; other as in tab. 1.

Tabela 5. Współczynniki korelacji między właściwościami fizykochemicznymi wody w cieku i wód gruntowych**Table 5.** Coefficients of relationship between physical-chemical properties in stream and in ground water

Woda gruntowa Ground water	Woda w cieku Water in stream										
	<i>EC</i>	pH	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Si ₂ O ₃ ²⁻	RWO DOC
Powierzchnia 1 Area 1	-0,20*	0,81**	0,55**	-0,52**	-0,32*	0,37*	0,16*	-	-0,27*	-0,36*	-0,53**
Powierzchnia 2 Area 2	-0,19*	0,78**	0,28*	0,22	-	0,16*	0,15*	-	0,87**	-0,17*	0,47**
Powierzchnia 3 Area 3	-0,29*	0,68**	0,45**	-	0,13*	-	0,14*	-0,27*	0,71**	0,23*	0,53**
Powierzchnia 4 Area 4	-	0,82**	-0,39*	-	-0,18*	-0,36*	-0,35*	0,84**	-	0,52**	0,43*

Objaśnienia: * – istotne na poziomie $p = 0,05$; ** – istotne na poziomie $p = 0,01$; n.i. – nieistotne; pozostałe jak pod tabelą 1.

Explanations: n – number of samples, standard deviation in brackets; other as in tab. 1.

Tabela 6. Współczynniki korelacji między właściwościami fizykochemicznymi wody w cieku i z odcieków drenarskich**Table 6.** Coefficients of correlation between physical-chemical properties in stream and in tile drain effluents

Wyszczególnienie Specification	Woda w cieku Water in stream										
	<i>EC</i>	pH	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Si ₂ O ₃ ²⁻	RWO DOC
Woda z odcieku drenarskiego Tile drain effluents	n.i.	0,67**	0,70**	0,24*	0,60**	0,57**	0,21*	0,31*	0,71**	0,57**	n.i.

Objaśnienia: * – istotne na poziomie $p = 0,05$; ** – istotne na poziomie $p = 0,01$; n.i. – nieistotne; pozostałe jak pod tabelą 1.

Explanations: n – number of samples, standard deviation in brackets; other as in tab. 1.

waniu składu chemicznego wody w cieku (tab. 5). Stwierdzono, że wody gruntowe ze studzienki w dolnej części zbocza, w strefie przykorytowej (powierzchnia 3) mogą bezpośrednio oddziaływać na wody w cieku. Dodatkowo korelacje w przypadku stężenia NO_3^- , SO_4^{2-} , RWO (wysoce istotne statystycznie) oraz PO_4^{3-} , $\text{Si}_2\text{O}_3^{2-}$ i Mg^{2+} wskazują, że wraz ze wzrostem zawartości tych składników w wodach gruntowych zalegających w dolnej części zbocza rosły ich wartości w cieku.

DYNAMIKA SKŁADU CHEMICZNEGO ODCIEKÓW DRENARSKICH

Skład chemiczny odcieków z trzech analizowanych wylotów drenarskich nie był wyraźnie zróżnicowany. W wodach pochodzących z drenów zanotowano podwyższone stężenie NO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} (tab. 4). Największe stężenie NO_3^- (98 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) i PO_4^{3-} (1 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) zaobserwowano w marcu, podczas najbardziej nasilonego przepływu w drenie. Stężenie SO_4^{2-} malało wraz ze wzrostem przepływu, osiągając wartość najmniejszą (29 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w ostatnich dniach marca, a największą (69 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w lutym.

Stężenie jonów NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , $\text{Si}_2\text{O}_3^{2-}$ i Ca^{2+} w wodach drenarskich było mocno skorelowane ze stężeniem tych jonów w cieku (tab. 6). Stężenie tych składników w wodach cieku rosło wraz ze wzrostem jego wartości w odciekach.

Stwierdzono zależność korelacyjną między zawartością jonu NO_3^- w cieku i w odciekach drenarskich (tab. 6). Zawartość tego składnika w wodach drenarskich była na ogół większa niż w wodach cieku.

DYSKUSJA WYNIKÓW

Podczas wezbrania roztopowego drogi przepływu substancji biogenych ze zlewni rolniczej do cieku zmieniają się i w znacznym stopniu zależą od czasu trwania i głębokości przemarzania gleb. Na obszarze badań, w trakcie niskich stanów wody i przepływów w cieku, podczas mroźnych i suchych dni, ciek był zasilany przez głębsze wody podziemne. Wartość przewodnictwa elektrolitycznego i stężenia Ca^{2+} i $\text{Si}_2\text{O}_3^{2-}$ w jego wodach były wtedy duże, a stężenia azotu i fosforu – małe. Rosnąca temperatura powietrza wywołała intensywne tajanie pokrywy śnieżnej, czego efektem było powstawanie spływu powierzchniowego w postaci skoncentrowanych strug, wykorzystujących liniowe mikroobniżenia terenowe: bruzdy na zaoranych polach, bruzdy wzdłuż miedz, przy drogach lub koleiny. Formowanie się spływu powierzchniowego było spowodowane obecnością lodu glebowego, który skutecznie ograniczał infiltrację wody pośniegowej. Do jej wsiąkania dochodziło jedynie w obniżeniach topograficznych na stokach i u ich podnóży. Infiltracji sprzyjały również mikroformy terenowe, powstałe w wyniku uprawy roli. W badanej zlewni miejscem uprzywilejowanej infiltracji wód pośniegowych

i zasilania wód gruntowych było podcinane przez ciek wypłaszczenie stoku z polem ornym w otoczeniu studzienki 3. W takich położeniach silne uwodnienie gleb sprzyjało intensywnemu wymywaniu substancji biogennych, które szybko dostały się do wód powierzchniowych. Z obserwacji terenowych wynika, że równomiernie nachylone zbocza doliny cieku odgrywały w trakcie roztopów rolę nieaktywnych hydrologicznie obszarów tranzytowych, w których przemarnięte gleby wyraźnie ograniczały pionową składową ruchy wody i w rezultacie zasilanie zbiornika wód gruntowych było znikome [BANASZUK i in., 2009].

W okresie przemarznięcia gleb ciek był zasilany głównie przez wody roztopowe i opadowe, płynące po powierzchni terenu oraz w pewnym stopniu przez wody gruntowe z najbliższego sąsiedztwa, które powodowały wyraźne zwiększenie stężenia NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} i zmniejszenie stężenia krzemianów i wapnia. W trakcie wezbrań spływ powierzchniowy powodował gwałtowne zwiększenie stężenia ortofosforanów.

Rolnicze zanieczyszczenia obszarowe dostające się do cieku pochodziły głównie ze stropowych, rozmarzniętych do głębokości kilku centymetrów, warstw gleby oraz z wód gruntowo-glebowych obszarów przyrzecznych. Strefa przykorytowa odgrywała ważną rolę w kształtowaniu składu chemicznego cieku, ponieważ to z niej pochodziła znaczna część transportowanych w tym czasie azotanów [BANASZUK i in., 2009].

Rozmarznięcie gruntu, które nastąpiło w trzeciej dekadzie stycznia, wpłynęło na zmianę krążenia wody w zlewni. Woda opadowa i roztopowa mogła bez przeszkód przemieszczać się w głąb gleb, wymywając łatwo rozpuszczalne sole i przemieszczając je do wód gruntowych. Szybka i łatwa infiltracja powodowała dynamiczne zmiany poziomu wody gruntowej. W tym czasie kluczową rolę w migracji zanieczyszczeń obszarowych odgrywał transport podziemny. Wody gruntowe, zasobne w składniki rozpuszczone, były przechwytywane przez sieć drenarską, którą szybko przedostawały się do cieku.

Wyniki badań wskazują, że w przemieszczaniu zanieczyszczeń obszarowych w trakcie wezbrań kluczową rolę odgrywają korytarze migracyjne, zarówno powierzchniowe (bruzdy, koleiny, żłobiny), jak i podziemne (dreny), których aktywność zmienia się w czasie, w zależności od przebiegu warunków hydrotermicznych. Obecność uprzywilejowanych dróg migracji roztworów powoduje zwiększenie bezpośredniego kontaktu zlewni z ciekami, a przemieszczające się zanieczyszczenia omijają potencjalne struktury buforujące, co prowadzi do znaczącego zwiększenia stężenia biogenów w wodach powierzchniowych.

W monitorowanym okresie wezbrania roztopowego obserwowano zwiększone wartości stężenia azotanów i fosforanów, a ciek, który był zasilany głównie przez spływ powierzchniowy (styczeń–luty 2009) i wody drenarskie (luty–marzec), odprowadzał zdecydowaną większość (60–85%) rocznego ładunku związków rozpuszczonych. Przez pozostałą część roku, w okresie od kwietnia 2009 r. do stycznia 2010 r., kiedy dominowało zasilanie gruntowe, ale z wyłączeniem sieci drenar-

skiej, oddziaływanie zlewni na wielkość przepływu i ładunek jonów było znikome. Strumień był zasilany głównie z obszarów przykorytowych i prowadził nieco ponad 30% odpływu rocznego. Znacznie mniejszy ładunek i stężenie azotanów niż w trakcie wezbrań może sugerować usuwanie tego jonu z wód gruntowych poprzez denitryfikację w osadach i pobieranie przez roślinność nadbrzeżną, ale może być też wynikiem zmniejszenia się jego zasobów w zlewni.

Spostrzeżenia te stawiają pod znakiem zapytania efektywność propagowanych w literaturze tzw. naturalnych barier biogeochemicznych. Bariery, w postaci przyrzecznych pasów łąk i zadrzewień, są w powszechnym przekonaniu elementem krajobrazu, który może zapobiegać zanieczyszczeniu rzek i zbiorników wodnych przez składniki biogenne przemieszczane z pól uprawnych ze spływem powierzchniowym i wodami gruntowymi (m.in. BORIN, BIGON [2002], HAYCOCK i in. [1997], SMART i in. [2001]). Niestety wydaje się, że rozliczne funkcje ochronne przypisywane są barierom biogeochemicznym nieco na wyrost. Szczególne wątpliwości budzi ich skuteczność w półroczu zimowym, które w warunkach hydrotermicznych Europy Środkowo-Wschodniej jest okresem najintensywniejszej migracji składników rozpuszczonych [BANASZUK 2007; SOLARSKI, SOLARSKA 1994]. Ograniczona sprawności i sezonowość działania bariery biogeochemicznej często umyka badaczom, którzy koncentrują się wyłącznie na analizach przepływu zanieczyszczeń obszarowych z wodami gruntowymi, a prace terenowe prowadzą wyłącznie w półroczu letnim (np. CARLYLE, HILL [2001], ZHANG [2007]). To niedopatrzenie skutkuje poważną luką informacyjną, uniemożliwiającą ogarnięcie złożonych procesów hydrochemicznych składających się na zjawisko migracji składników biogenicznych w zlewniach rolniczych.

WNIOSKI

1. Podczas wezbrania roztopowego drogi przepływu substancji biogennej z zlewni rolniczej do cieków są zmienne w czasie i w znacznym stopniu zależą od czasu trwania i głębokości przemarzania gleb.

2. Wezbrania roztopowe są okresem krytycznym dla jakości wód powierzchniowych w krajobrazie rolniczym, ponieważ w tym czasie wody cieków odprowadzały 80% rocznego ładunku azotanów, 86% chlorków, 83% krzemianów, 77% fosforanów oraz około 70% ładunku siarczanów.

3. Na skład chemiczny cieków w zlewni rolniczej wczesną wiosną mają wpływ wody szybkiego krążenia, takie jak odcieki drenarskie i płytkie wody gruntowe, znajdujące się w strefie przykorytovej.

Badania zostały sfinansowane w ramach pracy statutowej: S/WBiIS/21/2008

LITERATURA

- BANASZUK P. 2007. Wodna migracja składników rozpuszczonych do wód powierzchniowych w zlewni górnej Narwi. Białystok. Wydaw. PBiał. ss. 182.
- BANASZUK P., KRASOWSKA M., KAMOCKI A. 2009. Źródła azotu i fosforu oraz drogi ich migracji podczas wezbrania roztopowego w małej zlewni rolniczej. Woda Środowisko Obszary Wiejskie. T. 9 z. 4 (28) s. 5–26.
- BORIN M., BIGON E. 2002. Abatement of $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration in agricultural water by narrow buffer strips. Environmental Pollution. Vol. 117 s. 165–168.
- CARLYLE G.C., HILL A.R. 2001. Groundwater phosphate dynamics in a river riparian zone: effect of hydrologic flowpaths, litology and redox chemistry. Journal of Hydrology. Vol. 247 s. 151–168.
- GÓRNIAK A. 2000. Klimat województwa podlaskiego. Białystok. IMGW ss. 119.
- HAAG D., KAUPENJOHANN M. 2001. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe. A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. Agriculture, Ecosystems & Environment. Vol. 86 s. 1–21.
- HAYCOCK N.E., PINAY G., BURT T.P., GOULDING K.W.T. 1997. Buffer zones: current concerns and future directions. W: Buffer zones: their processes and potential in water protection. Pr. zbior. Red. N. Haycock, T. Burt, K. Goulding, G. Pinay. Hertfordshire. Quest Environmental ss. 236–243.
- HOUSE W.A., LEACH D.V., ARMITAGE P.D. 2001. Study of dissolved silicon and nitrate dynamics in a freshwater stream. Water Resources. Vol. 35 no. 11 s. 2749–2757.
- KOC J., SZYMCZYK S., CYMES I. 2003. Od wpływ substancji z gleb. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych. Z. 493 s. 395–400.
- MCDONNELL J.J., SIVAPALAN M., VACHE K., DUNN S., GRANT G., HAGGERTY R., HINZ C., HOOPER R., KIRCHNER J., RODERICK M.L., SELKER J., WEILER M. 2007. Moving beyond heterogeneity and process complexity: A new vision for watershed hydrology. Water Resources Research. Vol. 43 s. W07301.1–W07301.6.
- MOSLEY A.D. 1982. Subsurface flow velocities through selected forest soil, South Island, New Zealand. Journal of Hydrology. Vol. 55 iss. 1–4 s. 65–92.
- OENEMA O., ROEST C.W.J. 1998. Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters, the effects of policies and measures in the Netherlands. Water Science and Technology. Vol. 37 no 3 s. 19–30.
- SAPEK A. 1996. Udział rolnictwa w zanieczyszczeniu wody składnikami nawozowymi. Zeszyty Edukacyjne 1/96. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 9–33.
- SMART R.P., SOULSBY C., CRESSER M.S., WADE A.J., TOWNED J., BILLET M.F., LANGAN S. 2001. Riparian zone influence on stream water chemistry at different spatial scales: a GIS-based modeling approach, an example for the Dee, NE Scotland. The Science of the Total Environment. Vol. 280 s. 173–193.
- SOLARSKI H., SOLARSKA K. 1994. Erozja składników biogenych na użytkach rolnych i leśnych Pojezierza Olsztyńskiego. Roczniki AR w Poznaniu. Nr 266. Ser. Melioracje i Inżynieria Środowiska. Z. 14 s. 153–161.
- WEILER M., NAEF F. 2003. An experimental tracer study of the role of macropores in infiltration in grassland soils. Hydrological Processes. Vol. 17 iss. 2 s. 477–493.
- WEILER M., MCDONNELL J.J. 2007. Conceptualizing lateral preferential flow and flow networks and simulating the effects on gauged and ungauged hillslopes. Water Resources Research. Vol. 43 no 3 s. W03403.1–W03403.13.
- ZHANG Z. 2007. Effect of hydrological regimes on groundwater phosphorus transfer in a riparian wetland. Ontario. University of Waterloo ss. 141.

Małgorzata KRASOWSKA, Piotr BANASZUK

**LEACHING OF DISSOLVED COMPONENTS
FROM A SMALL AGRICULTURAL CATCHMENT
DURING SNOWMELT INDUCED HIGH FLOW EVENT**

Key words: agricultural catchment, agricultural pollutants, high flow event, migration

S u m m a r y

The study on the migration of agricultural pollution was performed in an agricultural catchment (187 ha) during snowmelt induced high flow event between January and April 2009. The most important role in the pollutant movement had flow pathways such as cultivation lines, ditches and fractures in karst aquifer and drainage systems. The activity of flow pathways changed over time and depended on hydro-meteorological conditions. Drainage systems were of particular importance for the movement of NO_3^- . The concentration of NO_3^- exceeded 50 mg dm^{-3} . The short period of snowmelt may be perceived as critical for stream water quality. In early spring, high export of nutrients along surface and shallow subsurface hydrological pathways is little affected by vegetation of the widely promoted buffer strips because at this time the vegetation is still in a dormant phase.

Recenzenci:

prof. dr hab. Józef Mosiej

doc. dr hab. Stefan Pietrzak

Praca wpłynęła do Redakcji 20.11.2009 r.