

DROGI MIGRACJI BIOGENÓW W ZLEWNI ROLNICZEJ

Małgorzata Krasowska¹, Piotr Banaszuk¹

¹ Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok
e-mail: m.krasowska@pb.edu.pl; p.banaszuk@pb.edu.pl

STRESZCZENIE

W ostatnich latach prowadzi się wzmożone badania dotyczące obiegu substancji rozpuszczonych w zlewniach rolniczych. Istotne znaczenie dla translokacji zanieczyszczeń mają proporcje, w jakich w całkowitym odpływie uczestniczą różne formy migracji wody, czyli spływ powierzchniowy, podpowierzchniowy i odpływ podziemny. Badania wykonane w zlewni rolniczej wykazały, że udział poszczególnych dróg migracji w zlewni jest zmienny w czasie i przestrzeni. W warunkach Polski Północno-Wschodniej okresem najintensywniejszej denudacji chemicznej są wezbranie roztopowe. W związku z tym roztopy wczesnowiosenne są okresem krytycznym dla jakości wód w krajobrazie rolniczym. Ponadto w zlewniach rolniczych istotną składową odpływu są odcieki drenarskie silnie zanieczyszczone biogenami.

Słowa kluczowe: substancje biogenne, drogi migracji, zlewnia rolnicza.

HYDROLOGICAL FLOW PATHS OF NUTRIENTS IN A SMALL AGRICULTURAL CATCHMENT

ABSTRACT

In recent years, research was carried out on pathways of substances dissolved in the agricultural catchments. The proportions in which the total outflow involves the forms of water migration: runoff, subsurface and baseflow are important for translocation of pollutants. The study showed that the share of individual migration routes in the basin is variable in space and time in agricultural catchment. In the North-Eastern Poland the most intense period of chemical denudation is snowmelt. Therefore, early spring melt is critical for water quality. In addition, part of the outflow of highly contaminated are tile drain outflow in agricultural catchments.

Keywords: nutrients, hydrological flow paths, agricultural catchment.

WSTĘP

Ekosystemy rolnicze to obszary, z których wynoszone są znaczne ilości substancji rozpuszczonych w procesie obiegu wody. Przy intensywnym rolniczym użytkowaniu terenu, stosowaniu nawożenia mineralnego i organicznego, związki biogenne mogą dostawać się do wód powierzchniowych wraz ze spływem powierzchniowym, podpowierzchniowym i odpływem podziemnym [Soja, 1981; Hewlett, 1961; Williams i in., 1984; Wrzesiński, 1998], powodując w konsekwencji cały szereg niekorzystnych zmian przyrodniczych [Oenema i Roest, 1998; Koc i in., 2003]. W celu zapobiegania tym zmianom, od wielu lat podejmuje się różne działania ukierunkowane na

zmniejszenie zrzutów związków azotu i fosforu ze źródeł rolniczych, zarówno na poziomie regionalnym, jak i poszczególnych państw.

Polska od wielu lat czyni wysiłki dla ograniczenia ładunków zanieczyszczeń wprowadzanych do rzek, a za ich pośrednictwem do Bałtyku, jednak problem ochrony wód powierzchniowych przed zanieczyszczeniami obszarowymi jest nierozwiązany. Nasz kraj stając się członkiem Unii Europejskiej w 2004 roku została zobowiązana do wdrożenia międzynarodowego prawa wyznaczającego kierunki i sposoby działań na rzecz poprawy jakości wód. Szczególne znaczenie dla ochrony środowiska wodnego na obszarach rolniczych ma Dyrektywa Rady 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 w sprawie ochrony wód przed

zanieczyszczeniami spowodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego, potocznie zwana „dyrektywą azotanową”. Obliguje ona kraje członkowskie do wyznaczenia na ich terytorium stref wrażliwych na zanieczyszczenia związkami azotu. Ponadto w ramach działań, które mają na celu ograniczenie odpływu biogenów ze źródeł rolniczych, opracowano Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej (2004), którego celem jest podniesienie poziomu wiedzy o ochronie środowiska. Dodatkowo zawiera on zbiór przyjaznych środowisku praktyk rolniczych, których stosowanie zapewni zrównoważony rozwój w sferze produkcji rolnej.

W celu wsparcia działań prawnych, w latach 2009–2012 realizowano międzynarodowy projekt pn.: „Kompleksowe działania strategiczne i inwestycyjne w zrównoważonym rozwoju rolnictwa w regionie Morza Bałtyckiego” (z ang. *Comprehensive Policy Actions and Investments in Sustainable Solutions in Agriculture in the Baltic Sea Region*). W efekcie powstały różne inicjatywy i rozwiązania, służące prowadzeniu bardziej zrównoważonej (przyjaznej dla Bałtyku) działalności rolniczej, mającej na celu ograniczenie strat azotu i fosforu z gospodarstw, z przeznaczeniem do upowszechnienia wśród rolników z regionu Morza Bałtyckiego [Pietrzak, 2012]. Opracowania te zawierają zbiór przyjaznych środowisku praktyk rolniczych dotyczących stosowania nawozów mineralnych i organicznych, zabiegów związanych z uprawą gleby oraz wykorzystaniem ulepszonych technologii. Ponadto wskazują na konieczność tworzenia stref buforowych w sąsiedztwie cieków i zbiorników wodnych w celu

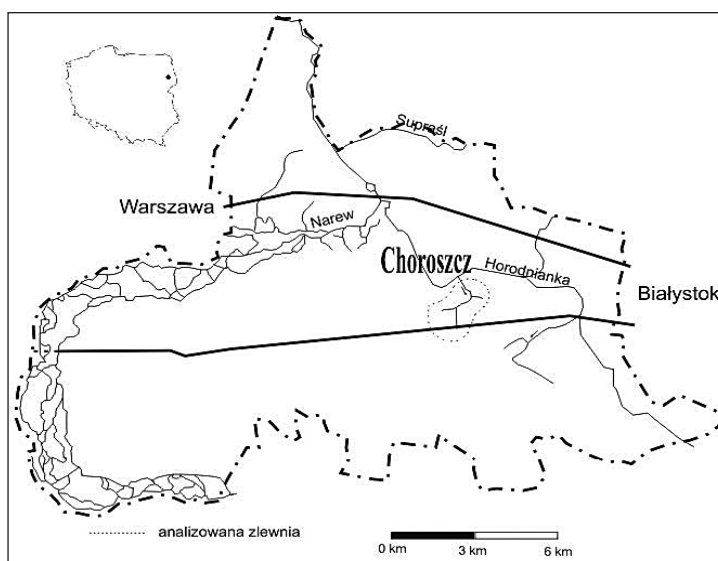
przechwytywania składników nawozowych ze spływu powierzchniowego i wód gruntowych. Jednak, aby zastosować efektywne środki zaradcze przeciwdziałające chemicznej i biologicznej degradacji ekosystemów wód śródlądowych, istotne jest rozpoznanie mechanizmów migracji materii z terenu zlewni, oznaczenie jej źródeł oraz korytarzy migracyjnych którymi składniki rozpuszczone i zawiesiny są przemieszczane do wód powierzchniowych [Soulsby i in., 2002].

Celem niniejszej pracy była analiza przepływu składników rozpuszczonych ze zlewni rolniczej do cieków w warunkach Polski Północno-Wschodniej. Określono, które ze składowych odpływu są w największym stopniu odpowiedzialne za migrację biogenów podczas wezbrań roztopowych.

OBSZAR I METODYKA BADAŃ

Badania nad migracją substancji rozpuszczonych w małej (187 ha) zlewni rolniczej prowadzono w okolicach Białegostoku, w gminie Choroszcz (rys. 1).

Dominującym sposobem użytkowania analizowanego terenu jest stosunkowo mało intensywne rolnictwo. Grunty orne zajmują około 75% obszaru zlewni. Trwałe użytki zielone są w przeważającej części zlokalizowane w dolinie cieków i występują na 16% powierzchni zlewni. Lasy, głównie drobno-powierzchniowe nasadzenia sosnowe i niewielkie kępy olsów zajmują zaledwie 3,5%, a tereny zabudowane i nieużytki rolne: 5,5% powierzchni.



Rys. 1. Lokalizacja zlewni
Fig. 1. Location of catchment area

Pola orne występują na glebach mineralnych, a w strukturze zasiewów dominuje uprawa zbóż i ziemniaków. Łąki położone są na bardziej wilgotnych terenach, znacznie oddalonych od zabudowań gospodarczych. Większość istniejących tu łąk, jest koszona jednorazowo, a następnie wypasana. Pod względem typologicznym dominują gleby brunatne i płowe zbudowane z piasków gliniastych i słabogliniastych zalegających na glinach oraz miejscami glin lekkich i średnich. Na najwyższych wzniesieniach w zlewni występują utwory lżejsze, piaski słabogliniaste podścielone piaskami luźnymi i żwirami, z których wykształciły się gleby bielcowe. Płytkie utwory deluwialne, silnie zmruszałe torfy i miejscami muły występują w obniżeniach terenu i dnie doliny cieku.

Na terenie gminy Choroszcz, w obrębie której znajduje się zlewnia stosuje się nawożenie mineralne i organiczne (Urząd Miejski w Choroszczy). Zużycie nawozów jest znacznie niższe niż średnia ilość stosowanych w kraju: azotu – 49 kg·ha⁻¹·rok⁻¹, fosforu – 19 kg·ha⁻¹·rok⁻¹, potasu – 20 kg·ha⁻¹·rok⁻¹. Użytki rolne na terenie gminy są zmeliorowane rowami melioracyjnymi i siecią drenarską, przy czym powierzchnia zmeliorowana siecią drenarską wynosi około 40%.

W latach 2009–2012 prowadzono hydrochemiczne badania wody cieku i potencjalnych zlewniowych źródeł zanieczyszczeń (opadu, spływu powierzchniowego, roztworów glebowych, wód gruntowych, odcieków drenarskich). Przedmiotem badań terenowych były pomiary przepływów i stanów wody w cieku, wody gruntowej i odcieków drenarskich oraz pobór próbek wody rzecznej i potencjalnych zlewniowych źródeł zanieczyszczeń do analiz chemicznych. Próbkę do badań laboratoryjnych pobierano raz w tygodniu. Intensywniejsze badania składu chemicznego prowadzono podczas wezbrań, wywołanych tajaniem pokrywy śnieżnej. W okresach tych próbki wody pobierano codziennie lub kilka razy dziennie.

Badania dotyczące potencjalnych źródeł zanieczyszczeń prowadzono na powierzchniach usytuowanych w różnych częściach zlewni, odznaczających się zróżnicowaną budową geologiczną, głębokością zalegania wody gruntowej i charakterystyką wymiany wód: w dnie doliny, na równomiernie nachylonych zboczach, w nieckach i obniżeniach zboczy.

We wszystkich próbkach wody określono zawartość azotanów, jonów amonowych, fosforanów, siarczanów i chlorków, metodą spektrofotometryczną, przy użyciu fotometru Slandi LF 300.

Ładunki jonów w odpływie rzeczny w ciągu całego roku hydrologicznego i podczas przepływów charakterystycznych obliczono za pomocą wzoru [House i in., 2001]:

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

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

Δt_i – interwał czasowy i pomiędzy pomiarami,

$c_i(j)$ – chwilowe stężenie składnika j ,

Q_i – chwilowy przepływ.

OMÓWIENIE I Dyskusja Wyników

Udział poszczególnych składowych odpływu w migracji substancji rozpuszczonych był zmienny w czasie i przestrzeni. Zawartość substancji biogenych w wodach odpływających ze zlewni odznaczała się dużym zróżnicowaniem (tab. 1). Opad atmosferyczny na obszarze badań był mało zanieczyszczony, wśród badanych jonów przeważały siarczanowy i azotanowy. W półroczu zimowym dominował opad śniegu, w którym zawartość większości analizowanych jonów była większa. W czasie wezbrań roztopowych i opadowych formował się spływ powierzchniowy, który charakteryzował się podwyższoną zawartością fosforanów.

Skład chemiczny wód opadowych i późniejszych podlegał przekształceniom podczas ich przepływu przez profil glebowy. W roztworze glebowym średnia zawartość jonów amonowych i fosforanowych była większa niż w wodach gruntowych. Dodatkowo, skład chemiczny wód gruntowych i roztworów glebowych odznaczał się przestrzennym zróżnicowaniem. Wody pochodzące ze strefy przykorytowej, zalegające pod polem ornym charakteryzowały się podwyższoną zawartością substancji rozpuszczonej.

Wody podziemne ujmowane systemem drenarskim charakteryzowały się największą zawartością substancji biogenych. Zawartość jonów NO₃⁻ w odciekach drenarskich wahała się od 0,6 mg·dm⁻³ do 134,9 mg·dm⁻³. Przy czym największe stężenie tego jonu stwierdzono podczas wezbrań wywołanych topnieniem pokrywy śnieżnej i opadami deszczu.

Na podstawie danych literaturowych oraz badań własnych autorów stwierdzono, że skład chemiczny wód powierzchniowych podlega intensywnym wahaniom sezonowym [Banaszuk i in., 2009; Moniewski, 2014]. Przyjmuje się, że

Tabela 1. Średnie stężenie wybranych jonów w cieku, opadach atmosferycznych i wodach odpływających z analizowanej zlewni w latach 2009–2012**Table 1.** Mean concentration of the chosen ions in stream, precipitation and outflowing water from the catchment in the years 2009–2012

Rodzaj wód	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
	[mg·dm ⁻³]				
Wody ciek	22,7	0,4	0,1	15,8	48,4
Wody opadowe (deszcz)	3,3	0,7	0,03	1,3	14,0
Wody pośniegowe	3,4	0,9	0,08	3,7	9,9
Spływ powierzchniowy	8,5	0,5	0,7	12,3	24,9
Roztwory glebowe	23,1	0,8	0,6	11,2	22,8
Odcieki drenarskie	47,1	0,5	0,1	15,7	44,5
Wody gruntowe	21,8	0,5	0,1	13,5	49,8

znaczącą rolę w migracji zanieczyszczeń w zlewni odgrywają krótkotrwałe okresy wezbrań roztopowych. Intensywne opady, trwające maksymalnie kilka godzin, mogą powodować krótkotrwałe maksima ładunku, przekraczające kilkudziesięciokrotnie przeciętną intensywność dopływu [Petry i in., 2002]. Badania prowadzone w stanie Michigan (USA) potwierdziły, że największe wartości ładunków zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych występowały na początku marca, w trakcie topnienia pokrywy śnieżnej i opadów deszczu [Aull i in., 1980]. W związku z tym, w procesach wymywania składników chemicznych ze zlewni do ciek największy wpływ mają czynniki atmosferyczne. Decydują one zarówno o przemieszczaniu się wody w glebie, jak również o tempie mineralizacji substancji organicznej.

W trakcie wezbrania wczesnowiosennego wody niewielkiego ciek odprowadzały 80% rocznego ładunku azotanów, 60% jonów amonowych, około 77% fosforanów, 86% chlorków i 69% siarczanów (tab. 2).

Otrzymane wyniki są zbliżone do wyników badań prowadzonych w środkowej części Niziny Wielkopolsko–Kujawskiej. Dotyczyły one oceny ładunków związków biogenych wymywanych ze zlewni ciek Dębina. Wykazały, że w półroczu zimowym ładunki biogenów są większe niż w letnim, ponieważ między innymi ładunek azotu azotanowego stanowił 83% ładunku rocznego [Sojka, 2009].

W warunkach analizowanej zlewni podczas 4-letniego okresu obserwacji wezbrania roztopowe występowały w miesiącach styczeń-marzec. Na skutek wzrostu temperatury dochodziło do tponienia pokrywy śnieżnej i formowania się spływu powierzchniowego. Początkowo spływ powierzchniowy zaobserwowano w postaci skon-

centrowanych strug, wykorzystujących liniowe mikroobniżenia terenowe: bruzdy na zaoranych polach, wzdłuż miedz lub przy drogach oraz koleiny. Woda pośniegowa w połączeniu z opadem deszczu przemieszczała się szybko po zamarniętej lub nieznacznie tylko zamarniętej powierzchni gleby i powodowała szybki, gwałtowny wzrost przepływu w cieku. Infiltracja wód roztopowych i opadowych zachodziła początkowo w obniżeniach topograficznych na stokach i u ich podnóży. W takich położeniach, silne uwodnienie gleb sprzyjało aktywnej migracji związków biogenych, które bez przeszkód dostawały się do wód powierzchniowych. Udział spływu powierzchniowego w migracji substancji rozpuszczonych ze zlewni udokumentowały również badania przeprowadzone w północnej Szwecji. Stwierdzono, że woda z topniejącego śniegu w początkowej fazie roztopów zasila wody rzeczne, nie mając kontaktu z wodami gruntowymi. Dopiero w momencie odmarznięcia gleby wody roztopowe mogą swobodnie infiltrować w głąb gruntu [Laudon i in., 2004].

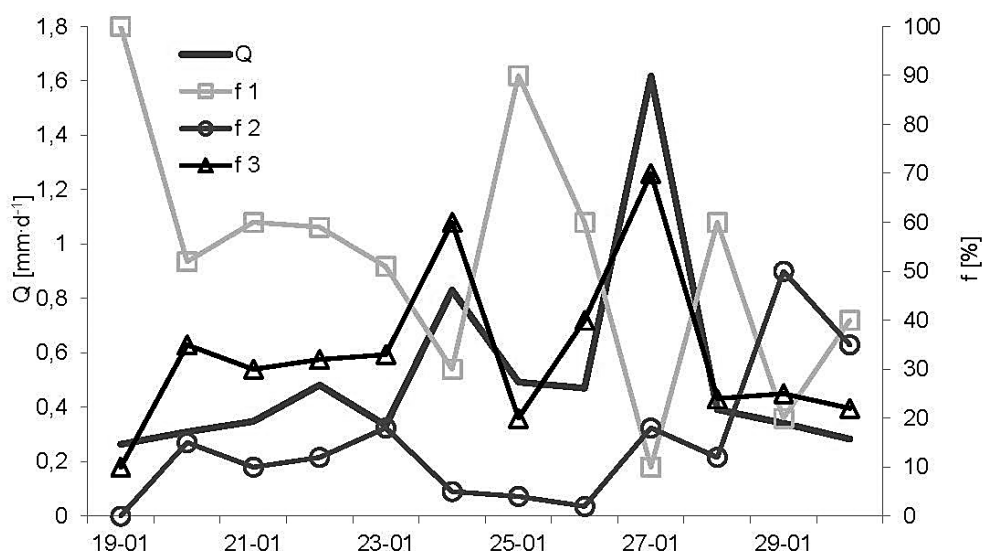
Z badań nad sezonową strukturą odpływu rzeczno przeprowadzonych przez Wrzesińskiego (1998) wynika, że udział spływu powierzchniowego w odpływie całkowitym podczas wczesnowiosennych roztopów wynosi 3%, jednak wyniki te są reprezentatywne dla dorzecza Warty, natomiast w Polsce Północno-Wschodniej, gdzie gleba w większym stopniu ulega przemarzaniu, udział spływu powierzchniowego w całkowitym odpływie rzeczno jest większy.

Na podstawie rozdziału hydrogramu stwierdzono, że podczas kulminacji wezbrania roztopowego w 2009 roku, spływ powierzchniowy (f3) stanowił nawet 70% całkowitej ilości wody odprowadzanej ze zlewni (rys. 2). Ponadto, w

Table 2. Ładunki substancji biogenych transportowanych przez ciek w 2009 roku

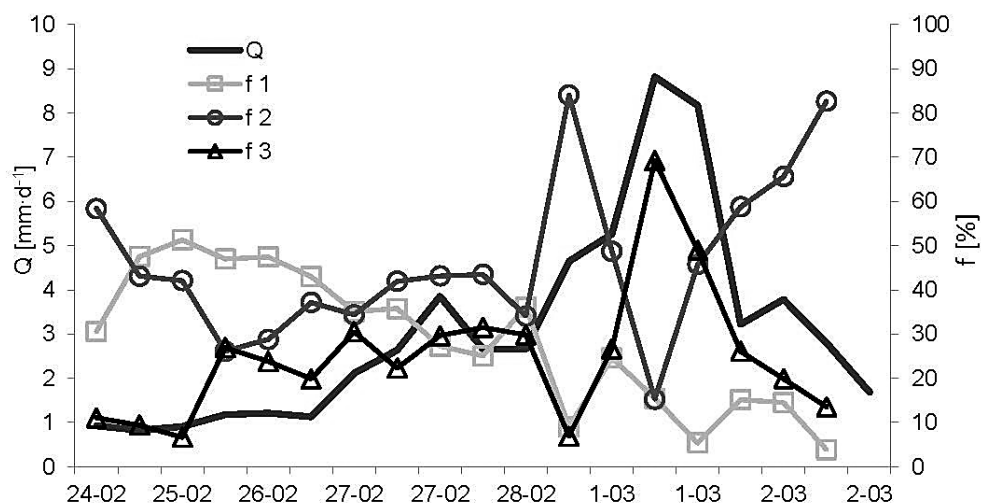
Tabela 2. Load of nutrients in stream outflow in 2009

Q [m ³]	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
	[kg]				
Rok					
103674	3292	44	16	3677	5009
Wezbranie roztopowe					
68008	2639	26	12	3151	3482



Rys. 2. Zmienność udziału wybranych źródeł (f1 – głębsze wody gruntowe podtrzymujące odpływ podstawowy ciek, f2 – wody glebowo-gruntowo pod polami ornymi w sąsiedztwie ciek, f3 – spływ powierzchniowy) w kształtowaniu odpływu, w trakcie wezbrania roztopowego w 2009 roku

Fig. 2. Temporal variability of end-members contributions in stream discharge (f1 – deeper groundwater contributing to stream base flow, f2 – mixture of soil and groundwater cropland in near stream locations, f3 – overland flow) during snowmelt high flow event in 2009



Rys. 3. Zmienność udziału wybranych źródeł (f1 – wody glebowo-gruntowo pod polami ornymi w sąsiedztwie ciek, f2 – odcieki drenarskie, f3 – woda związana w pokrywie śnieżnej) w kształtowaniu odpływu, w trakcie wezbrania roztopowego w 2010 roku

Fig. 3. Temporal variability of end-members contributions in stream discharge (f1 – mixture of soil and groundwater cropland in near stream locations, f2 – tile drain outflow, f3 – snowmelt water) during snowmelt high flow event in 2010

całkowitej ilości wody odpływającej, udział miały wody gruntowe i glebowo-gruntowe w sąsiedztwie ciekłu. W okresie tym spływ powierzchniowy odgrywał najważniejszą rolę w migracji fosforanów oraz miał znaczący udział w przemieszczaniu NO_3^- i NH_4^+ . Źródłem siarczanów i chlorków, były głębsze wody gruntowe. Natomiast silnie uwodnione gleby usytuowane u podnóża zbocza doliny, w bezpośrednim sąsiedztwie ciekłu, również były źródłem NO_3^- i NH_4^+ .

W 2010 roku istotną składową odpływu w zlewni były odcieki drenarskie (rys. 3). Wielu badaczy potwierdza fakt, że wody drenarskie są silnie obciążone biogenami, a szczególnie wysoka jest w nich zawartość azotanów i fosforanów. W przypadku intensywnego odpływu siecią drenarską, głównie po ulewnych opadach i w czasie roztopów wczesnowiosennych, dochodzi do wymywania składników pokarmowych, co w rezultacie prowadzi do zanieczyszczenia wód powierzchniowych, ponieważ odpływ wody, a zarazem substancji biogenych systemem drenarskim jest szybki, a związki azotu nie ulegają denitryfikacji [Fennessy i Cronk, 1997; Weiström, 2001].

Obecność sieci drenarskiej powoduje sztuczny odpływ podpowierzchniowy i zwiększenie bezpośredniego kontaktu zlewni z ciekłem, a przemieszczające się roztwory omijają potencjalne struktury buforujące i zabezpieczające wody powierzchniowe przed zanieczyszczeniem. Dodatkowo, w zlewniach rolniczych, ścieżkami szybkiego przemieszczania się roztworów w krajobrazie rolniczym są bruzdy, rowy, koleiny, liniowe formy erozyjne oraz podziemne korytarki fauny glebowej [Haag i Kaupenjohann, 2001; Weiler i McDonnell, 2007].

Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że udział poszczególnych dróg migracji w różnych okresach i latach zależy od warunków hydroklimatycznych, a przede wszystkim od przemarzania gruntu i uwilgotnienia zlewni. Ponadto rolnictwo w znacznym stopniu przyczynia się do wzrostu zawartości składników mineralnych w wodach odpływowych z terenów rolniczych, co skutkuje nadmiernym użyźnieniem wód powierzchniowych. W związku z tym, należy prowadzić szczegółowe badania dotyczące źródeł i dróg migracji biogenów w ekosystemach rolniczych, aby podejmować odpowiednie i skuteczne działania przeciwdziałające degradacji środowiska wodnego.

WNIOSKI

1. Udział poszczególnych składowych odpływu w migracji substancji rozpuszczonych ze zlewni rolniczej do ciekłu jest zmienny w czasie i przestrzeni.
2. W warunkach Polski Północno-Wschodniej okresem najintensywniejszej denudacji chemicznej jest wezbranie roztopowe. W związku z tym roztopy wczesnowiosenne są okresem krytycznym dla jakości wód w krajobrazie rolniczym.
3. Podczas wezbrań roztopowych skład chemiczny wody ciekłu, kształtowany jest przez spływ powierzchniowy, głębsze wody gruntowe i wody glebowo-gruntowe strefy przyrzecznej.
4. W zdrenowanych zlewniach rolniczych istotną składową odpływu są mocno obciążone biogenami odcieki drenarskie.

Podziękowania

Badania zostały wykonane w ramach pracy S/WBiIS/1/2014

LITERATURA

1. Aull G., Loudon P., Gerrish B., 1980. Runoff Water Quality Enhancement with a Vegetated Buffer. ASAE 80.
2. Banaszuk P., Krasowska M., Kamocki A., 2009. Źródła azotu i fosforu oraz drogi ich migracji podczas wezbrania roztopowego w małej zlewni rolniczej. Woda Środ., 9(4), 5–26.
3. Dyrektywa Rady 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991.
4. Fennessy M.S., Cronk J.k., 1997. The effectiveness and restoration potential of riparian ecotons for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. Crit. Rev. Env. Sci. Tech. 27(4), 285–317.
5. 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 and Environment 86, 1–21.
6. Hewlett J.D., 1961. Soil moisture as a source of baseflow from steep mountain watersheds, U.S. Forest Serv. Res. Pap. SE 132, 11.
7. House W.A., Leach D.V., Armitage P.D., 2001. Study of dissolved silicon and nitrate dynamics in a freshwater stream. Water Res. 35(11), 2749–2757.
8. Koc J., Szymczyk S., Cymes I., 2003. Odpływ sub-

- stancji z gleb. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 493, 395–400.
9. Duer I., Fotyma M., Madej A. (red.) 2004. Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Ministerstwo Środowiska Warszawa.
 10. Laudon H., Seibert J., Köhler S., Bishop K., 2004. Hydrological flow paths during snowmelt: Congruence between hydrometric measurements and oxygen 18 in meltwater, soil water, and runoff. *Water Resour. Res.*, 40.
 11. Moniewski P., 2014. Sezonowe zmiany wybranych cech fizyczno-chemicznych wód małej rzeki podmiejskiej na przykładzie Dzierżanej. Monografia KGW-PAN, z. XX, tom 2, 407–416.
 12. 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 Scien Technical*, 2, 19–30.
 13. Petry J., Soulsby C., Malcolm I.A., Youngson A.F., 2002. Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *Sci. Total Environ.* 294, 95–110.
 14. Pietrzak S., 2012. Priorytetowe środki zaradcze w zakresie ograniczania strat azotu i fosforu z rolnictwa w aspekcie ochrony jakości wody. Wyd. ITEP Falenty.
 15. Soja R., 1981. Analiza odpływu z fliszowych zlewni Bystrzanki i Ropy. *Dok. Geogr.* 1.
 16. Sojka M., 2009. Ocena ładunków związków biogenych wymywanych ze zlewni cieków Dębina. Środkowo Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, tom 11, 1225–1234.
 17. Soulsby C., Gibbins C., Wade A.J., Smart R., Helliwell R., 2002. Water quality in the Scottish uplands: a hydrological perspective on catchment hydrochemistry. *Sci. Total Environ.* 294, 73–94.
 18. Weiler M., McDonnell J.J., 2007. Conceptualizing lateral preferential flow and flow networks and simulating the effects on gauged and ungauged hillslopes, *Water Resour.*
 19. Wesström I., Messing I., Linnér H., Jan Lindström J., 2001. Controlled drainage-effects on drain outflow and water quality. *Agricultural Water Management* 47, 85–100.
 20. Williams A.G., Ternan J.L., Kent M., 1984. Hydrochemical characteristics of a Dartmoor hillslope. W: Burt T.P. Walling D.E. (red.) *Catchment Experiments in Fluvial Geomorphology*, Geo books, Norwich, 379–398.
 21. Wrzesiński D., 1998. Sezonowa struktura odpływu rzecznoego w wybranych zlewniach dorzecza Warty. Instytut Geografii Fizycznej UAM, Poznań.