

WPŁYW RENATURYZACJI UJŚCIOWEGO ODCINKA RUDNI NA ZAWARTOŚĆ FORM AZOTU W WODACH JEJ ZLEWNI

Piotr ZIELIŃSKI, Elżbieta JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK

Uniwersytet w Białymstoku, Instytut Biologii, Zakład Hydrobiologii

Słowa kluczowe: azot, dyrektywa azotanowa, renaturyzacja, rzeka, wody podziemne

Streszczenie

Przeanalizowano jakość wód podziemnych (studziennych oraz płytkich gruntowych) i powierzchniowych w zlewni małej, renaturyzowanej rzeki Podlasia – Rudni. Na podstawie analiz hydrochemicznych stwierdzono, że mimo obserwowanej w ostatnich latach intensyfikacji produkcji rolnej, wody zlewni Rudni zachowują bardzo dobry lub dobry stan wg aktualnej klasyfikacji wód podziemnych i powierzchniowych. Średnie stężenie azotanów (V) w wodach Rudni ($1,54\text{--}4,71\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) jest znacznie mniejsze od poziomu podawanego w dyrektywie azotanowej w odniesieniu do wód zagrożonych. Budowa geologiczna zlewni i porowy charakter wód podziemnych, sprzyjające szybkiej migracji azotanów do pierwszego poziomu wodonośnego, wymagają podjęcia działań ograniczających penetrację tych jonów. Przeprowadzone zabiegi renaturyzacyjne Rudni i utrzymujący się na terenie zlewni wysoki poziom wód gruntowych stworzyły dogodne warunki dla procesu denitryfikacji, co przyczyniło się do eliminacji azotanów (V) z wód powierzchniowych w dolnym biegu rzeki. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że warunki hydrometeorologiczne istotnie wpływają na stężenie form azotu, szczególnie mineralnego, we wszystkich badanych typach wód zlewni. Zwiększone opady ponad przeciętną powodowały nawet trzykrotne zwiększenie stężenia azotanów (V) w wodzie powierzchniowej i wodach studziennych badanej zlewni.

WSTĘP

Obszar północno-wschodniej Polski należy do jednego z najmniej zdegradowanych w kraju i ma bardzo duży udział obszarów chronionych (Natura 2000,

liczne parki narodowe i krajobrazowe). Niewielkie zaludnienie i wciąż przeważające małe gospodarstwa rolne zapewniają w znacznym stopniu zachowanie względnie naturalnej przyrody. Jest to też obszar, na którym – oprócz czynnej i biernej ochrony – podejmuje się działania w zakresie rewitalizacji i renaturyzacji zniszczonych ekologicznie środowisk. Pod koniec lat 90. XX w. Północnopodlaskie Towarzystwo Ochrony Ptaków opracowało i wdrożyło do realizacji projekt renaturyzacji rzeki Rudnia – prawobrzeżnego dopływu Narwi. W czasie wykonanych prac przywrócono naturalny bieg kilkukilometrowego, starego, dolnego odcinka rzeki, odgradzając groblą sztuczne koryto z lat 70., które istotnie skracało rzekę. Renaturyzacja rzek jest stosunkowo nowym zagadnieniem w badaniach prowadzonych w Polsce [JĘDRYKA, 2003a; ŻELAZO, POPEK, 2002]. Chociaż pełne przywrócenie naturalności rzek nie jest możliwe, a działania mają bardzo ograniczony zakres, to poprawa stosunków wodnych na terenie małej nizinnej zlewni skutkuje dostrzegalnymi zmianami ekologicznymi i hydrogeologicznymi. W efekcie działań renaturyzacyjnych następuje poprawa stanu ekosystemu, co uwidacznia się powstawaniem obszarów stale lub okresowo podmokłych [JĘDRYKA, 2003b]. Lepsze uwilgotnienie doliny oraz obecność gleb organicznych sprzyjają procesom denitryfikacji, przyczyniając się do eliminacji mineralnych form azotu z wód dolinnych.

Jednym z parametrów najbardziej zależnych od stopnia przekształcenia koryta rzeki i charakteru zlewni jest stężenie azotu mineralnego i organicznego w wodzie. W związku z tym podjęto próbę analizy form azotu w wodach podziemnych i powierzchniowych zlewni Rudni. Badania prowadzono jesienią w latach 2006–2007. Oznaczono związki azotu (NO_3 , NO_2 , NH_4 i N Kjeldahla) w wodzie z 29 studni kopanych, próbkach wody gruntowej z 10 piezometrów zlokalizowanych na głębokości 0,5 i 1,0 m w renaturyzowanej dolinie rzeki oraz w wodzie rzecznej na 9 stanowiskach rozmieszczonych wzdłuż jej biegu. Celem badań było określenie zmian przestrzennych stężenia poszczególnych form azotu i opisanie wzajemnych relacji między formami azotu a innymi parametrami jakości wody w poszczególnych typach wód.

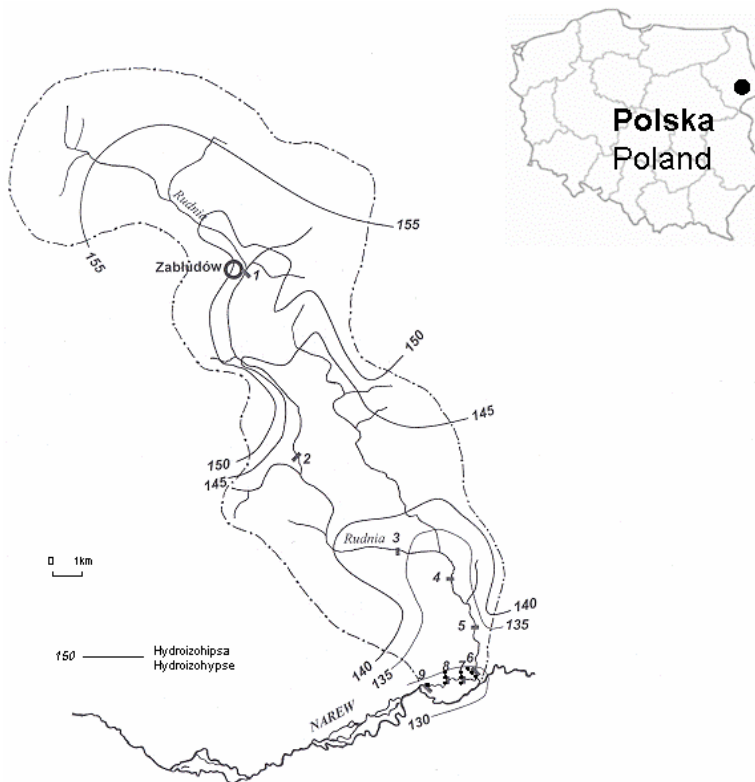
TEREN BADAŃ

Rudnia jest prawobrzeżnym dopływem Narwi, największej rzeki Niziny Północnopodlaskiej. Powierzchnia omawianej zlewni przekracza 90 km^2 , a całkowita długość rzeki wynosi 28,8 km. Źródła Rudni leżą na wysokości 160,0 m n.p.m. w pobliżu wsi Pasyunki, a ujście do Narwi (131,0 m n.p.m.) znajduje się w sąsiedztwie miejscowości Puchły. Spadek zlewni jest niewielki (1,2‰), typowy dla tej części Niziny Północnopodlaskiej. Średni przepływ rzeki w profilu zamykającym w okresie badań wynosił zaledwie $0,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, czyli odpływ jednostkowy był niewielki (ok. $2,3 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$). Według klasyfikacji Strahlera badana rzeka jest zaliczana do cieków pierwszego i drugiego rzędu. W zagospodarowaniu zlewni domi-

nują łąki i pastwiska, mniejszą część stanowią grunty orne, natomiast powierzchnia lasów wynosi jedynie 21%.

W latach 70. XX w. bieg rzeki został uregulowany, głównie w górnej i środkowej części. W odcinku ujściowym koryto zostało skrócone i poprowadzone przekopem długości 250 m bezpośrednio do Narwi [JĘDRYKA, 2003a]. Odcięty, kilkukilometrowy, fragment koryta pozostawiono i przez ponad 25 lat funkcjonował on jako starorzecze, ulegające stopniowemu zarastaniu. W latach 1998–1999 Północnopodlaskie Towarzystwo Ochrony Ptaków (PTOP) opracowało i wdrożyło do realizacji projekt renaturyzacji odciętego koryta Rudni. W ramach przeprowadzonych prac przywrócono naturalny bieg dolnego odcinka rzeki, odgradzając groblą sztuczne koryto z lat 70.

Zwierciadło pierwszego poziomu wodonośnego w zlewni zalega na wysokości od 131 m n.p.m. w odcinku ujściowym rzeki do 159 m n.p.m. w północnej części zlewni (rys. 1). Rzeka ma zdecydowanie charakter drenujący wody podziemne



Rys. 1. Mapa hydroizohips zlewni Rudni z rozmieszczeniem punktów poboru próbek wody wzdłuż biegu rzeki oraz lokalizacją piezometrów

Fig. 1. Map of groundwater levels with the distribution of piezometers and sampling points along the river

(rys. 1). W źródłowej części zlewni pierwszy poziom wodonośny występuje pod utworami gliniastymi miąższości kilku metrów, które nadają mu charakter napięty. Ustabilizowany poziom wód podziemnych kształtuje się tu na głębokości 1–2 m. W środkowej części zlewni wody podziemne występują głębiej (3–5 m), a w południowej, podobnie jak w północnej, na głębokości 1–2 m. W środkowej i dolnej (renaturyzowanej) części zlewni pierwszy poziom wodonośny ma charakter swobodny. Wody podziemne, występujące na terenie zlewni Rudni, to wody typowo porowe, zalegające w utworach czwartorzędowych (najczęściej piaskach i żwirach, rzadziej glinie lekkiej). Wszystkie badane studnie czerpią wodę z pierwszego poziomu wodonośnego i należy je zaklasyfikować do wód gruntowych. Utwory wodonośca zlewni Rudni generalnie należą do łatwo przepuszczalnych, co sprzyja infiltracji wód opadowych, będących źródłem zasilania wód gruntowych. W zlewni badanej rzeki dominują użytki rolne (ponad 60%). Współczynnik zalesienia zlewni Rudni sięga 21%. Na terenie zlewni, oprócz pól uprawnych i zbiorowisk leśnych, występują obszary zabudowy wiejskiej (razem 13 wsi) oraz miasto Zabłudów (2300 mieszkańców). Gęstość zaludnienia tego terenu nie przekracza 30 osób na km². Na terenie zlewni zlokalizowane są dwa posterunki opadowe IMGW. Suma roczna opadów w 2006 r. była wyraźnie mniejsza niż w 2007 r. (odpowiednio 643 mm i 745 mm).

METODY BADAŃ

Badania przeprowadzono na przełomie listopada i grudnia w latach 2006 i 2007. Jesienny termin badań, przypadający na listopad–grudzień, był podyktowany potrzebą monitoringu 1. poziomu wodonośnego w warunkach możliwie najniższego stanu wód podziemnych. Pierwszy poziom zalega tu miejscami pod utworami podglinowymi, dlatego niżówka ustala się późną jesienią. Monitoring jakości wód pod kątem przekroczeń jest najbardziej miarodajny właśnie jesienią. Przeanalizowano jakość wody w 29 studniach kopanych rozmieszczonych na terenie zlewni Rudni, 10 piezometrach zlokalizowanych w renaturyzowanej części doliny rzeki, a także pobrano próbki wody rzecznej na 9 stanowiskach (rys. 1), rozlokowanych wzdłuż biegu rzeki (1–5 – stanowiska na odcinku uregulowanym, 6–9 – stanowiska na odcinku renaturyzowanym). Piezometry były zainstalowane na odcinku renaturyzowanym, by sprawdzić poziom wód gruntowych i charakter zachodzących zmian hydrochemicznych. Bezpośrednio w terenie analizowano temperaturę wody, odczyn, stężenie tlenu, wysycenie wody tlenem za pomocą sondy. Pozostałe parametry hydrochemiczne analizowano tego samego dnia w laboratorium, stosując odczynniki Riedel de Haen (do metod spektrofotometrycznych) zgodnie ze standardowymi metodami [HERMANOWICZ i in., 1999]. Azot organiczny obliczono, odejmując od azotu Kjeldahla azot amonowy.

Obliczenia statystyczne wykonano w programie Statgraphics 5.0 for Windows. Istotność statystyczną obliczono na podstawie testu porównań wielokrotnych metodą Duncana.

WYNIKI I DYSKUSJA

Wody zlewni Rudni wykazywały istotne statystycznie różnice średnich wartości większości analizowanych parametrów hydrochemicznych w poszczególnych typach wód (tab. 1). Wody studzienne miały zdecydowanie odmienny charakter fizykochemiczny od wody gruntowej z piezometrów (tab. 1). Najmniej istotnych różnic odnotowano między średnimi wartościami parametrów hydrochemicznych wód gruntowych z piezometrów i wody rzecznej (tab. 1). Stężenie jonów o dużej zdolności migracji i będących jednocześnie wskaźnikiem antropopresji (chlorki i siarczany) mieściło się w pierwszej klasie czystości wód powierzchniowych i drugiej klasie wód podziemnych [Rozporządzenie..., 2004]. Odnotowane stężenie składników biogennych jest stosunkowo niewielkie w porównaniu z występującym w innych rzekach tego regionu [JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK, ZIELIŃSKI, 2004; JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK, ZIELIŃSKI, GÓRNIAK, 2006] i jest typowe dla rzek przepływających przez obszary rolnicze użytkowane ekstensywnie. Ocena jakości wód zlewni Rudni według wymagań dyrektywy azotanowej [Dyrektywa 91/676/EWG] wskazuje, że średnie, a nawet maksymalne stężenie azotanów we wszystkich punktach pomiarowych poszczególnych typów wód (24,04 mg $\text{NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ – wody studzienne, 6,16 mg $\text{NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ – gruntowe i 5,51 mg $\text{NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ – woda rzeczna) nie przekroczyło wartości 40 mg $\text{NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$, powyżej której uznaje się wody za zagrożone zanieczyszczeniem (40–50 mg $\text{NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$).

Jednymi z parametrów najbardziej różnicujących jakość badanych wód są analizowane formy azotu (tab. 1). Największe istotne różnice występują w średnim stężeniu azotanów (III) (NO_2) i azocie Kjeldahla. Różnice te między średnim stężeniem azotanów (III) w wodach studziennych i wodzie rzecznej sięgały nawet 100%. W obu przypadkach najmniejsze średnie stężenie odnotowano w wodach studziennych. Stężenie jonów azotanowych (V) (NO_3) było ponad trzykrotnie większe w wodach podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego niż w wodach gruntowych z piezometrów (odpowiednio 1,5 oraz 0,4 mg $\text{N} \cdot \text{dm}^{-3}$). Jony azotanowe (V) należą do bardzo mobilnych i ze względu na przepuszczalne utwory powierzchniowe (szczególnie w środkowej i dolnej części zlewni) łatwo wędrują do wód podziemnych. Większe stężenie jonów azotanowych (V) wynika głównie z punktowego charakteru zanieczyszczenia. Spowodowane jest to brakiem kanalizacji w większości miejscowości na terenie zlewni, nieszczelnością szamb, a przede wszystkim niewłaściwym użytkowaniem przyzmyk nawozowych w gospodarstwach rolnych. Ponadto stwierdzono istotne statystycznie różnice między średnim stężeniem jonów amonowych w wodach studziennych i wodach rzecznych (odpowiednio 0,6 i 0,3 mg $\text{N} \cdot \text{dm}^{-3}$) – tabela 1.

Tabela 1. Ogólna charakterystyka jakości wody w trzech różnych typach wód zlewni Rudni (wody studzienne, wody gruntowe piezometrów i woda rzeczna); wartości średnie z jesieni 2006 i 2007

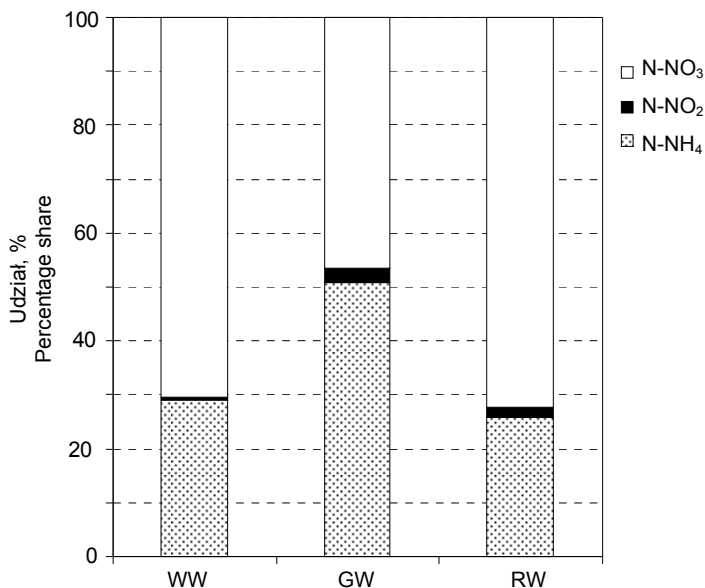
Table 1. Hydrochemical characteristics of three different types of waters in the Rudnia River catchment – mean values from the fall periods of 2006 and 2007

Parametr Parameter	Jednostka miary Unit	Woda studzienna Well water		Woda gruntowa Ground water		Woda rzeczna River water		Statystyczna istotność różnic Statistical significance of differences
		(a)		(b)		(c)		
		średnia mean	SD	średnia mean	SD	średnia mean	SD	
Temperatura Temperature	°C	8,76	0,65	7,62	5,58	5,09	2,72	a-c, b-c
EC	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	818	440	399	129	522	46,4	a-b, a-c
pH	–	7,73	0,36	7,65	0,26	7,73	0,44	–
O ₂	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	8,83	2,61	7,18	1,71	11,11	1,35	a-c, b-c
HCO ₃	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	461	279	322	107	305	30,77	a-b, a-c
Ca	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	119	52	88,9	27,2	104	5,8	a-b
Mg	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	13,7	13,2	13,3	7,55	13,5	6,02	–
Fe	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	0,12	0,41	1,04	1,05	0,22	0,40	a-b, b-c
Si	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	6,4	4,97	2,7	1,31	3,2	0,76	a-b, a-c
Cl	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	25,5	15,9	12,8	5,66	19,9	5,12	a-b
SO ₄	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	38,7	19,6	32,9	28,1	41,7	6,42	–
WC Pt	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	34,5	66,9	90,1	64,0	64,7	19,3	a-b
P-PO ₄	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	2,01	1,87	0,09	0,07	0,04	0,03	a-b, a-c
TP	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	4,35	6,07	0,35	0,31	0,09	0,03	a-b, a-c
N-NO ₂	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	0,011	0,092	0,025	0,036	0,023	0,089	a-b, a-c
N-NO ₃	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	1,50	1,52	0,45	0,50	0,89	0,50	a-b
N-NH ₄	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	0,62	0,44	0,46	0,29	0,31	0,21	a-c
TKN	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	1,94	0,97	3,02	1,2	2,00	0,19	a-b, b-c

Objaśnienia: SD – odchylenie standardowe, EC – przewodność elektryczna, WC Pt – barwa wody w skali platynowej, TP – fosfor całkowity, TKN – azot Kjeldahla.

Explanations: SD – standard deviation, EC – electrical conductivity, WC Pt – water colour in platinum scale, TP – total phosphorus, TKN – total Kjeldahl nitrogen.

Porównując ze sobą udział poszczególnych form azotu mineralnego w trzech typach wód, stwierdzono, że stosunek azotanów (V) do jonów amonowych w wodach studziennych jest podobny, jak w wodzie rzecznej (rys. 2). W wodach gruntowych z piezometrów udział azotu amonowego był do 50% większy (rys. 2). Jest to prawdopodobnie spowodowane intensyfikacją procesów denitryfikacyjnych na terenie renaturyzowanej doliny rzecznej, wyścielonej glebami organicznymi. Denitryfikacja jest podstawowym mechanizmem usuwania azotu z wody bogatej w azot azotanowy. Jednym z wyraźnych efektów renaturyzacji rzeki był zamierzony wyższy poziom wód gruntowych [JĘDRYKA, 2003b] i mniejsze stężenie tlenu w wodach interstycjalnych dolinnych gleb. Nawet okresowe podtopienie doliny sprzyja intensyfikacji procesu denitryfikacji [VENTERINK, HUMMELINK, VAN DEN HOORN, 2003].



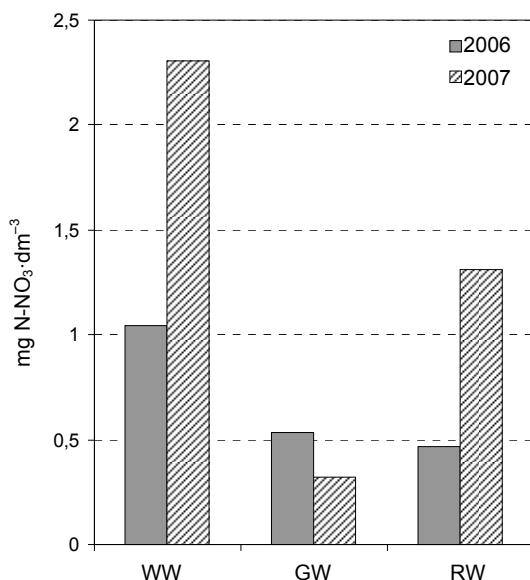
Rys. 2. Udział poszczególnych form azotu mineralnego w trzech typach wód zlewni rzeki Rudni jesienią średnio w latach 2006 i 2007; *WW* – woda studzienna, *GW* – woda gruntowa z piezometrów, *RW* – woda rzeczna

Fig. 2. Percent of different forms of mineral nitrogen in three types of waters in the Rudnia catchment in the fall periods of 2006 and 2007; *WW* – well water, *GW* – ground waters from piezometers, *RW* – river water

Zupełnie inaczej przedstawia się stężenie azotu mineralnego w stosunku do azotu organicznego. Azot mineralny ma największy udział w puli azotu całkowitego jedynie w wodach studziennych. W wodach studni kopanych jest o 40% mniej azotu organicznego niż mineralnego (tab. 1). W przypadku wód gruntowych z piezometrów i wody rzecznej największą część stanowi azot organiczny – kolejno

ponad 70 i 60% całej puli azotu (tab. 1). Najbardziej zasobne w organiczną formę azotu są wody gruntowe z piezometrów, w których średnie stężenie przekracza $2,5 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 1). Rudnia – jako mała nizinna rzeka o bardzo niewielkim spadku – charakteryzuje się dobrymi warunkami rozwoju makrofitów i peryfitonu, który po sezonie wegetacyjnym może być istotnym źródłem różnych form azotu mineralnego [ZIELIŃSKI, GÓRNIK, CHOROSZEWSKA, 1999] i organicznego [WEBSTER, BENFIELD, 1986]. Badania prowadzono jesienią w okresie intensywnego rozkładu detrytus roślinnego, co na pewno nie pozostawało bez znaczenia dla kształtowania zasobności wody w azot.

Porównując ze sobą wyniki uzyskane w latach 2006 i 2007, stwierdzono, że wody studzienne charakteryzowały się ponad dwukrotnie większym stężeniem azotanów (V) w wilgotnym 2007 r. niż w roku poprzedzającym, a zaobserwowane różnice były istotne statystycznie (rys. 3). Podobnie przedstawiała się sytuacja w wodzie rzecznej, w której odnotowano istotne statystycznie, prawie trzykrotne zwiększenie stężenia jonów azotanowych (V) w 2007 r. w stosunku do wyników uzyskanych w suchszym roku 2006. Podwyższenie poziomu wód gruntowych w zlewni, a także stosunkowo duża gęstość sieci rzecznej i rowów melioracyjnych na terenie zlewni sprzyja szybkiemu istotnemu zwiększeniu stężenia azotanów (V) w wodach powierzchniowych wraz ze wzrostem wskaźnika opadów. W okresie



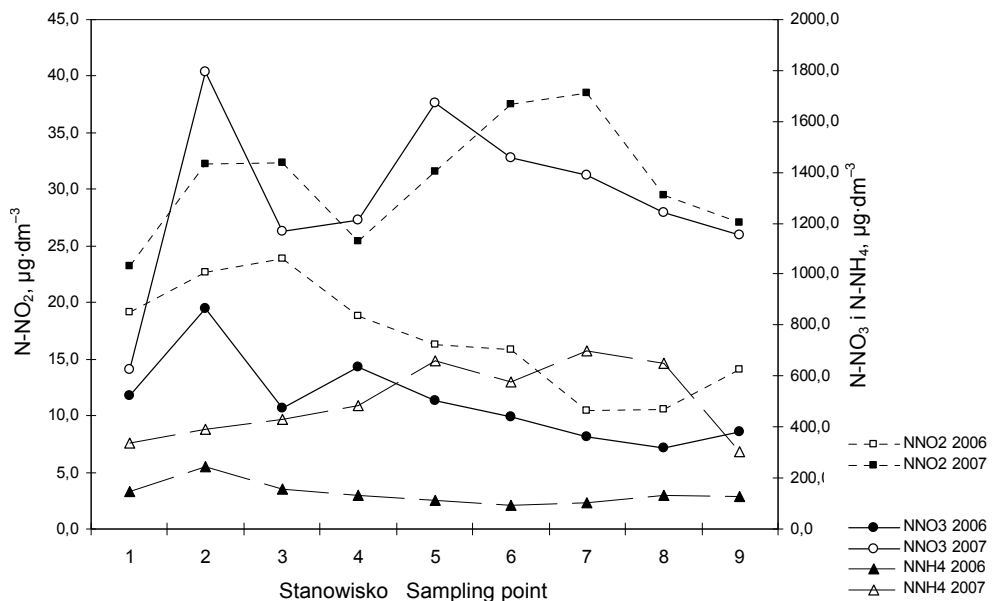
Rys. 3. Zmiany stężenia azotu azotanowego w różnych typach wód zlewni Rudni jesienią w latach 2006 i 2007; *WW*, *GW*, *RW* – jak pod rys. 2

Fig. 3. Changes of nitrate concentrations in three different types of waters in the Rudnia River catchment in the fall periods of 2006 and 2007; *WW*, *GW*, *RW* – as in Fig. 2

wilgotnym w wodach gruntowych z piezometrów odnotowano mniejsze stężenie azotanów (V), co może świadczyć o intensywniejszych procesach denitryfikacji w warunkach wysokiego położenia zwierciadła tych wód (rys. 3).

Analizując zmiany stężenia mineralnych form azotu w wodzie rzecznej wzdłuż biegu rzeki zaobserwowano, że stężenie wszystkich form azotu było zdecydowanie większe w 2007 r. niż w stosunkowo suchym roku 2006 (rys. 4). Uregulowany odcinek Rudni (stanowiska 1–5) cechowała większa zmienność analizowanych form azotu mineralnego niż odcinek renaturyzowany (stanowiska 6–9). Zarówno w roku suchym (2006), jak i o większym wskaźniku opadów (2007) zaobserwowano wyraźne zmniejszanie się stężenia azotanów (V) na odcinku renaturyzowanym. Podobne zmniejszanie się stężenia odnotowano w przypadku azotanów (III) (NO_2) w 2006 r. (rys. 4). Natomiast w 2007 r. na początkowym odcinku rzeki objętym renaturyzacją stężenie azotanów (III) przekraczało wartość $30 \mu\text{g N-NO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (rys. 4). Jony amonowe w 2006 r. utrzymywały się praktycznie na tym samym poziomie wzdłuż biegu rzeki, jedynie w 2007 r. zanotowano wyraźne stopniowe zwiększanie stężenia NH_4 , przy czym maksymalne wartości stwierdzono na odcinku renaturyzowanym (rys. 4).

W wodach podziemnych odnotowano istotne statystycznie zależności między stężeniem związków azotu a innymi parametrami jakości wody, m.in. wysyceniem



Rys. 4. Zmiany stężenia różnych form azotu mineralnego na poszczególnych stanowiskach wzdłuż biegu Rudni w okresie jesiennym w latach 2006 i 2007

Fig. 4. Changes in the concentration of various forms of mineral nitrogen along the Rudnia River course during the fall periods of 2006 and 2007

Tabela 2. Współczynniki korelacji między stężeniem różnych form azotu a pozostałymi parametrami jakości wody w trzech typach wód zlewni Rudni (na podstawie wyników z lat 2006–2007)

Table 2. Coefficients of correlation between different forms of nitrogen and other water quality parameters in three different types of waters in the Rudnia River catchment (data from the fall periods of 2006 and 2007)

Parameters	Woda studzienna Well water n = 58					Woda gruntowa Ground water n = 20					Woda rzeczna River water n = 18				
	NO ₂	NO ₃	NH ₄	TKN	TKN	NO ₂	NO ₃	NH ₄	TKN	TKN	NO ₂	NO ₃	NH ₄	TKN	TKN
	NO ₂	-	-	-	-	-	0,71**	0,71 ^c	-	-	-	0,86***	-	0,87***	-
NO ₃	-	-	-	-	-	-	0,84 ^c	-	-	-	0,86***	-	0,84***	-	-
NH ₄	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TKN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH	-	-	0,43***	-	-0,29*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SWWT	-	0,32**	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,47**	-	-	-0,45*	-
HCO ₃	-	-	-	-	-	-	0,55*	-	-	-	0,42*	0,52**	-	0,50*	-
Ca	-	-0,26*	-	-	-	-0,4*	-0,45*	-	-	-	-	-	-	-	-
Mg	-	-	-	-	-	-	-	-0,43*	-	-	-	-	-	-	-
Cl	-	-	-	-	-	0,47*	-	0,55*	-	-	0,43*	-	-	-	-
SO ₄	0,24*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,67***	-	-0,68***	-
Fe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Si	-	-0,41***	0,44***	-	-	-	-	-	-	-	0,46**	-	-	-0,41*	-
PO ₄	-	-0,35**	0,34**	0,36*	0,36*	0,48*	0,79**	0,74***	-	-	-	-	-	-	-
TP	0,29*	-0,41**	0,68***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,46*	-
WC Pt	0,37**	-	-	0,34*	0,34*	-	-	-	-	-0,65***	-0,78***	-0,78***	-0,78***	-0,78***	-

Objaśnienia: n – liczba próbek, TKN – azot Kjeldahla, SWWT – stopień wysycenia wody tlenem, TP – fosfor całkowity, WC Pt – barwa wody w skali platynowej, * – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$.

Explanations: n – number of samples, TKN – total Kjeldahl nitrogen, SWWT – water saturation with oxygen, TP – total phosphorus, WC Pt – water colour in platinum scale, * – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$.

wody tlenem czy fosforem w różnych formach (tab. 2). Ujemna zależność między stężeniem krzemianów i azotanów (V) może być związana z przepuszczalnością i budową geologiczną strefy aeracji. Nie odnotowano takich zależności w wodach studziennych między poszczególnymi formami azotu. Jest to prawdopodobnie związane z małą aktywnością mikrobiologiczną wód studziennych i osłabieniem wzajemnych mikrobiologicznych transformacji form azotu. Jednocześnie potwierdza to zewnętrzne źródło pochodzenia azotanów w wodach pierwszego poziomu wodonośnego. W wodach gruntowych z piezometrów i wód studziennych odnotowano istotne statystycznie dodatnie zależności między stężeniem jonów amonowych a stężeniem jonów azotanowych (V) i azotanowych (III). Jest to wyraźny wskaźnik wzajemnych przemian form azotu mineralnego, szczególnie w procesach częściowej i całkowitej denitryfikacji. Uzyskane zależności między wysyceniem wody tlenem, stężeniem HCO_3^- a stężeniem mineralnych form azotu w wodzie rzecznej (tab. 2) jest uwarunkowane udziałem tlenu i CO_2 w naturalnych procesach przemian azotu.

Główną przyczyną powstawania zanieczyszczeń na obszarach wiejskich jest nieprawidłowe gospodarowanie ściekami bytowo-gospodarczymi, nieracjonalne gospodarowanie nawozami organicznymi i mineralnymi, a także niewłaściwe ich przechowywanie. Prowadzi to do przedostawania się nadmiernych ilości biogenów do środowiska [KUPIEC, ZBIERSKA, 2007; SAPEK, 1996]. Związki azotu w wodach podziemnych zlewni Rudni są głównymi wskaźnikami zanieczyszczenia decydującymi o wyniku klasyfikacji (poza barwą i stężeniem tlenu). Jest to pierwszy symptom konieczności intensywniejszych działań ograniczających dostawę azotanów do wód podziemnych. Wykonane prace renaturyzacyjne mogą przyczynić się do poprawy stosunków wodnych [JĘDRYKA, 2003b], a tym samym do zmniejszenia zasobów azotu mineralnego w wodzie rzecznej i płytko zalegającej wodzie gruntowej, ale nie zastąpią mieszkańcom małych zlewni rzecznych dobrych praktyk rolniczych i nie ograniczą migracji mobilnych jonów (w tym azotanów (V)) do wód podziemnych, które nadal są głównym źródłem wody pitnej dla mieszkańców regionu północno-wschodniej Polski.

WNIOSKI

1. Wody zlewni Rudni zachowują bardzo dobry lub dobry stan jakości wód podziemnych i powierzchniowych, mimo widocznej intensyfikacji rolnictwa po wejściu Polski do Unii Europejskiej.
2. Stężenie azotanów (V), mimo że jest dużo mniejsze od poziomu granicznego podawanego w dyrektywie azotanowej dla wód zagrożonych, wymaga podjęcia działań ograniczających penetrację tych jonów do wód podziemnych.
3. Podjęta nawet na małą skalę renaturyzacja koryta rzeki stwarza dogodne warunki do denitryfikacji i sprzyja eliminacji azotanów (V) w wodach powierzchniowych.

Badania wykonane w ramach projektu Ministerstwa Nauki i Informatyzacji nr 3T09D06929.

LITERATURA

- Dyrektywa 91/676/EWG w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego. Dz.U. WE L 375 z 31.12.1991.
- HERMANOWICZ W., DOŻAŃSKA W., DOJLIDO J., KOZIOROWSKI B., ZERBE J., 1999. Fizyczno-chemiczne badania wody i ścieków. Warszawa: Arkady ss. 846.
- JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK E., ZIELIŃSKI P., 2004. Stan i zagrożenia małej rzeki nizinnej na obszarze Parku Krajobrazowego Puszczy Knyszyńskiej. W: Badania geograficzne w poznaniu środowiska. Pr. zbior. Red. Z. Michalczyk. Lublin: Wydaw. UMCS s. 301–306.
- JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK E., ZIELIŃSKI P., GÓRNIAK A., 2006. Stopień degradacji rzeki wiejskiej w bezpośrednim sąsiedztwie Białegostoku. Woda Środ. Obsz. Wiej. 18 s. 143–153.
- JĘDRYKA E., 2003a. Położenie zwierciadła wód powierzchniowych i gruntowych. W: Renaturyzacja dolin rzecznych na obszarach zmeliorowanych wyłączonych z produkcji rolnej na przykładzie obiektów Rudnia, Małynka, Tyniewiczze. Pr. zbior. Red. E. Jędryka. Falenty: Wydaw. IMUZ s. 18–28.
- JĘDRYKA E., 2003b. Renaturyzacja małych cieków nizinnych. Falenty: Wydaw. IMUZ ss. 76.
- KUPIEC J., ZBIERSKA J., 2007. Gospodarowanie nawozami w wybranych gospodarstwach wielkopolski w świetle wymogów dyrektywy azotanowej oraz dobrej praktyki rolnej. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 519 s. 153–165.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. Dz.U. 2004 nr 32 poz. 284.
- SAPEK B., 1996. Bilans azotu w gospodarstwie rolnym. W: Nadmiar azotu w rolnictwie czynnikiem zagrożenia zdrowia człowieka. Konf. Międzynar. Falenty: Wydaw. IMUZ s. 78–87.
- VENTERINK H.O., HUMMELINK E., VAN DEN HOORN M.W., 2003. Denitrification potential of river floodplain during flooding with nitrate-rich water: grasslands versus reedbeds. Biogeochemistry 65 s. 233–244.
- WEBSTER J.R., BENFIELD E.F., 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. Ann. Rev. Ecol. Syst. 17 s. 567–594.
- ZIELIŃSKI P., GÓRNIAK A., CHOROSZEWSKA K., 1999. Changes in water quality induced by the decomposition of plant detritus. Acta Hydrobiol. 41 s. 119–126.
- ŻELAZO J., POPEK Z., 2002. Podstawy renaturyzacji rzek. Warszawa: Wydaw. SGGW ss. 319.

Piotr ZIELIŃSKI, Elżbieta JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK

THE EFFECT OF THE RUDNIA RIVER RESTORATION ON NITROGEN FORMS IN ITS CATCHMENT WATERS

Key words: groundwater, Nitrate Directive, nitrogen, river, river restoration

S u m m a r y

Two years long (2006–2007) autumn studies were carried out in three different types of waters (wells, piezometric water and river water) in restored, small lowland river catchment (Podlasie region, NE Poland). Waters of the Rudnia River catchment represent very good and good state of water qual-

ity according to present Polish classification. Mean concentrations of nitrate ions in the Rudnia catchment varying from 1.54 to 4.71 mg·dm⁻³ are much lower than the maximum nitrate level allowed for drinking waters described in the Nitrates Directive. Catchment geology and percolation of ground waters enhance intensive migration of nitrates to the first layer aquifers. River restoration project and other activities lifting ground water table in the catchment area eliminate nitrates from surface water especially in lower part of the river course where environmental conditions for denitrification are the best. Hydrometeorological conditions are the key factor affecting mineral forms of nitrogen in all studied types of water in the Rudnia catchment. Intensive rainfalls increased up to three times the nitrate concentrations in the river and in wells of the Rudnia catchment.

Recenzenci:

prof. dr hab. Józef Koc

prof. dr hab. Andrzej Sapek

Praca wpłynęła do Redakcji 07.08.2008 r.