

Azot mineralny w płytkich wodach podziemnych Kampinoskiego Parku Narodowego

Krzysztof Józwiak¹

Inorganic nitrogen in the shallow groundwater of the Kampinoski National Park. Prz. Geol., 63: 791–795.

Abstract. The presence of mineral forms of nitrogen in the ground waters of the Kampinoski National Park (KPN) varies considerably. The research results have shown that during the nitrogen changes within the active exchange zone, nitrification processes prevail in the KPN area and the surroundings. Denitrification processes occurs as second-rate mainly to the swamp environment. The type and intensity of specific processes depends on the genesis of the environment concerned, the content of oxygen and redox conditions. The analysis of the concentration of mineral nitrogen forms can be used to assess the degree of anthropopressure in the area of the park itself and its protection zone.

Keywords: ammonia, nitrite, nitrate, hydrogeochemical processes

Celem przeprowadzonych badań było stwierdzenie, czy presja antropogeniczna na wody podziemne Kampinoskiego Parku Narodowego (KPN) jest stała, czy też ulega stałemu zwiększeniu. Wykonane badania stężeń związków azotu są powtórzeniem badań z lat 2006–2007. W 2012 r. opróbowanie zostało wykonane w tych samych punktach badawczych, które wykonano 5–6 lat wcześniej. Obszar badań objął swoim zasięgiem rejon Kampinoskiego Parku Narodowego z fragmentami otuliny Parku.

Azot w wodach podziemnych występuje powszechnie jako rozpuszczony gaz oraz w postaci rozpuszczonych związków organicznych i nieorganicznych (Macioszczyk & Dobrzyński, 2002). Konieczność ograniczenia stężenia azotanów w wodzie do picia wynika z ich wpływu na zdrowie człowieka. Bakteryjna redukcja azotanów do azotynów, zachodząca w organizmie, prowadzi do pojawiania się niepożądanych działań toksycznych szczególnie wywołanie methemoglobinemii (WHO, 2004).

W wyniku reakcji azotynów z II-rzędowymi aminami i amidami w organizmie powstają związki potencjalnie kancerogenne (N-nitrozoaminy i N-nitrozoamidy). Azotany są dostarczane do organizmu nie tylko w wyniku spożycia wody, ale i żywności. Według wytycznych WHO dorosły człowiek może bez skutków ubocznych spożywać w ciągu doby 5 mg NaNO₃ na kg masy ciała.

WARUNKI HYDROGEOLOGICZNE

Kampinoski Park Narodowy wraz z otuliną jest położony w obrębie jednostki hydrogeologicznej typu dolinowego, na obszarze tarasu zalewowego i nadzalewowego Wisły. Warstwę wodonośną stanowią, występujące od powierzchni, utwory piaszczyste i piaszczysto-żwirowe, w miarę jednolite na całym obszarze Parku, o miąższości od 89 m (południowa część) do 30 m (północna część KPN). Osady te podściela ciągła warstwa piaszczysto-pylasta, mułkowa, miejscami przechodząca w glinę piaszczystą, o miąższości od 15 do 28 m. Od południa dolina Wisły graniczy z poziomem błęskim, obydwie jednostki są oddzielone skarpą o wysokości dochodzącej do 13 m (na zachodzie) i praktycznie zanikającą w rejonie Warszawy.

Zwierciadło wód podziemnych na obszarze KPN oraz jego otuliny ma charakter swobodny i tylko w miejscach występowania przewarstwień gliniastych lub ilastych może być lokalnie słabo napięte. Średnia głębokość jego występowania jest niewielka, mieści się w zakresie 0,61–4,70 m i ulega sezonowym wahaniom. Na poziomie błęskim i wysoczyźnie występują najczęściej dwie warstwy wodonośne: przypowierzchniowa i głębiej położona – użytkowa. Przypowierzchniową warstwę wodonośną tworzą osady piaszczyste i piaszczysto-pylaste, o miąższości dochodzącej do kilku metrów. Zwierciadło wody podziemnej o charakterze swobodnym kształtuje się na rzędnych 82,97–91,83 m n.p.m. Warstwa ta jest oddzielona od głębiej występującej łąkami zastoiskowymi. Głębszą warstwę wodonośną poziomu błęskiego tworzą piaski o różnej granulacji (łącznie ze żwirem), miejscami piaski drobnoziarniste. Miąższość tej warstwy jest zmienna, wynosi od ok. 3 do ponad 20 m w strefie krawędziowej. Zwierciadło wody podziemnej w opisywanej warstwie stabilizuje się na rzędnych od 70 do 74 m n.p.m.

PROCESY CHEMICZNE I BIOCHEMICZNE W PRZEMIANACH AZOTU

Najważniejszymi czynnikami regulującymi przemiany związków azotu są zawartość tlenu i substancji organicznej. Wpływają one na kształtowanie się warunków redoks, a co za tym idzie na kolejność przebiegu procesów utleniania i redukcji. Formami azotu mineralnego w wodach podziemnych są: N₂, N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂.

Procesy prowadzące do przemian azotu w środowisku to:

– **immobilizacja** – reszki azotu zawarte w szczątkach organicznych są wiązane w związki organiczne ulegające humifikacji (w ten sposób uzupełnia się zapas azotu w próchnicy glebowej). Związki organiczne zawarte w glebie ulegają procesowi utleniania i zawarty w nich azot mineralizuje się do azotu amonowego, który jest sorbowany lub ulega dalszemu utlenianiu do azotu azotanowego w procesie mineralizacji (Żurek, 2002);

¹ Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Rakowiecka 4, 00-975 Warszawa; krzysztof.jozwiak@pgi.gov.pl.

– **amonifikacja** (mineralizacja) – proces polegający na przemianie organicznych związków azotowych oraz białek do azotu amonowego pod wpływem mikroorganizmów heterotroficznych: $N_{org} \square NH_3 / NH_4^+$. Przemiana ta nie wymaga udziału tlenu i może przebiegać zarówno w warunkach tlenowych, jak i beztlenowych. Szybkość procesu zależy m.in. od temperatury i wilgotności gleby;

– **nitryfikacja** – to dwustopniowy proces przemiany azotu amonowego do azotanów. Podstawową rolę w tym procesie pełnią bakterie z rodzajów *Nitrosomonas* i *Nitrobacter*. Są to tlenowe bakterie autotroficzne uzyskujące energię z utleniania amoniaku do azotynów, a następnie azotynów do azotanów. Szybkość procesu jest zależna od ilości węgla organicznego i dwutlenku węgla. W pierwszym etapie zachodzi utlenienie azotu amonowego do azotynów przez bakterie *Nitrosomonas*: $NH_4^+ + 1,5O_2 \square NO_2^- + 2H^+ + H_2O$ ($\Delta G^\circ = -273,9$ kJ/mol). Etap ten wymaga dostarczenia znacznie większych ilości energii, co w przypadku spadku wraz z głębokością ilości dostępnego węgla organicznego prowadzi do ograniczenia tej reakcji i niewielkich ilości azotynów w wodzie. Proces nitryfikacji przebiega w środowisku utleniającym przy wysokich wartościach potencjału redox. Dla niezakłóconego przebiegu reakcji niezbędna jest obecność tlenu w stężeniu wynoszącym co najmniej 2 mg/dm³. W przypadku niedoboru tlenu nitryfikacja może zatrzymać się na pierwszym etapie i w wodzie obecne będą zwiększone ilości azotynów. Minimalne stężenie tlenu rozpuszczonego, potrzebnego do przebiegu procesów nitryfikacji wynosi 0,3 mg/dm³ (Randall i in., 1992). W drugim etapie obserwujemy utlenienie azotynów do azotanów przez bakterie *Nitrobacter*: $NO_2^- + 0,5O_2 \square NO_3^-$ ($\Delta G^\circ = -76,7$ kJ/mol). Znaczący wpływ na intensywność procesu nitryfikacji ma odczyn wód, pH optymalne wynosi 7–8, natomiast przy pH = 6,6 szybkość nitryfikacji zmniejsza się o połowę.

– **denitryfikacja** – proces ten można schematycznie zapisać jako biochemiczną redukcję azotanów do azotu gazowego: $NO_3^- \square NO_2^- \square NO \square N_2O \square N_2$. Jest to proces przebiegający wieloetapowo, w dużym stopniu jego przebieg uzależniony jest od samego systemu hydrogeologicznego (otwarty lub zamknięty). Zazwyczaj w procesie denitryfikacji obecne są bakterie denitryfikacyjne, większość z nich jest heterotroficzna i zdolna do wykorzystania związków węgla (węglowodany, kwasy organiczne, aminokwasy i in.) jako źródła elektronów, np. *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Achromobacter*, *Bacillus*, *Alcaligenes*. Denitryfikacja może również zachodzić w środowisku beztlenowym. Tlen, wykorzystywany do utleniania substancji organicznej, jest zastępowany przez inne akceptory elektronów, np. jest zużywany tlen zawarty w azotanach, azotynach i tlenkach azotu, siarczanach lub związkach żelaza. Reakcja utleniania związków organicznych (węglowodanów) przez bakterie heterotroficzne przebiega następująco: $CH_2O + H_2O \square CO_2 + 4H^+ + 4e^-$. W przypadku denitryfikacji z obecnością bakterii autotroficznych utleniane są związki nieorganiczne, np. utlenianie pirytu: $0,071FeS_2 + 0,57H_2O \square 0,143SO_4^{2-} + 0,071Fe^{2+} + 1,143H^+ + e^-$. W wyniku dalszego utleniania jonów Fe^{2+} w obecności azotanów w wodach podziemnych mogą pojawić się Fe^{3+} , $Fe(OH)_3$ i $FeO(OH)$ (Kowal & Świdorska-Bróź, 1997). Oprócz jonów żelaza dwuwartościowego w wodach podziemnych azotany do azotu gazowego może redukować siarkowodor i metan (CH_4).

Zawartość tlenu powyżej 0,13 mg/dm³ powoduje zahamowanie procesu denitryfikacji przez niektóre rodzaje bakterii, optymalny odczyn środowiska dla redukcji azotanów waha się pomiędzy 7–8, w zakresie 8–9,5 i 4–7 szybkość denitryfikacji spada liniowo (Randall i in., 1992). Również związki siarki wpływają na przebieg denitryfikacji – wstrzymują redukcję azotanów do azotu gazowego (Niżyńska, 2005).

ŹRÓDŁA AZOTU W REJONIE KPN

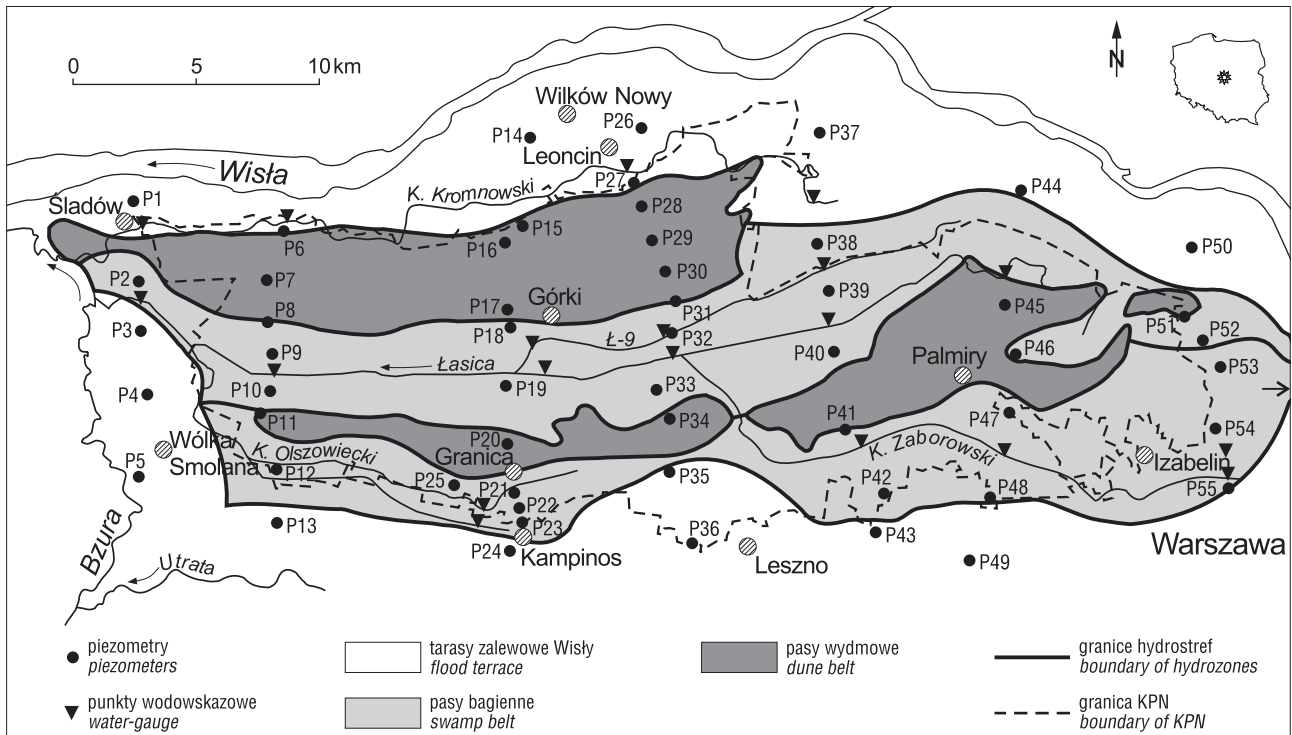
Otoczenie KPN jest terenem o dość zróżnicowanym charakterze zagospodarowania, od zurbanizowanego (przedmieścia Warszawy) przez rolniczy (poziom błoński i częściowo taras kampinoski), zwartej zabudowy jednorodzinnej (rejon miejscowości: Kampinos, Zaborów, Leszno, Łomianki i in.) do niezagospodarowanego obszaru Parku.

Zagrożenia wód podziemnych związkami azotu w strefie zachodnich granic KPN są związane głównie z atmosferycznym przenoszeniem zanieczyszczeń na teren Parku z dalszych odległości. Poziom błoński, jest terenem rolniczym z miejscowościami o zwartej, jednorodzinnej zabudowie. Obszar ten znajduje się w zaawansowanym stadium przekształceń antropogenicznych i pozostaje pod potencjalnym, negatywnym wpływem zagrożeń wynikających ze stosowania nawozów, dopływu zanieczyszczeń z gospodarstw domowych (najczęściej nieskanalizowanych), warsztatów, zakładów rzemieślniczych, sklepów lub stacji benzynowych, a nawet tras komunikacyjnych. Południowo-wschodnia część otoczenia KPN jest w znacznym stopniu zurbanizowana. Na terenie tym znajduje się szereg obiektów, których działalność może negatywnie wpływać na stosunki wodne, w tym również na jakość wód podziemnych. Poważnym zagrożeniem dla jakości wód podziemnych jest niski stopień skanalizowania, przy jednoczesnym sięgającym powyżej 80% stopniu zwodociągowania (GUS, 2014). Przeprowadzone badania terenowe wskazują, że nadal ok. 15–25% prywatnych posesji posiada szamba o nieszczelnym dnie, co powoduje stały dopływ zanieczyszczeń do wód podziemnych, a pośrednio także do wód powierzchniowych. Główne typy zagrożeń zmian chemizmu wód w KPN i otulinie są związane ze zmianami w sposobie zagospodarowania terenu, zasiedlaniem terenów, zmianą typu gospodarki rolnej (głównie ekstensywną) na hodowlano-warzywniczą oraz gospodarką wodno-ściekową (Macioszczyk i in., 2000, 2002, 2004, 2006).

W 2012 r., w czasie rozpoznania sozologicznego w otulinie Parku i jej najbliższym otoczeniu, zidentyfikowano 629 małych potencjalnych i realnych ognisk zanieczyszczeń oraz 173 duże potencjalne i realne ogniska (Macioszczyk i in., 2012).

WYNIKI BADAŃ

Opróbowanie wód podziemnych przeprowadzono w październiku 2012 r. Badano parametry fizykochemiczne wód podziemnych w 56 piezometrach należących do sieci monitoringowej KPN. W trakcie badań terenowych oznaczano stężenia $N-NH_3$, $N-NO_3^-$, $N-NO_2^-$, O_2 , CO_2 , mierzono również wartości pH, PEW, Eh i temperatury. Punktami opróbowania były piezometry należące do sieci monitoringowej KPN (ryc. 1).



Ryc. 1. Rozmieszczenie punktów badawczych
Fig. 1. Localization of research points

Punkty próbowania, zgodnie z koncepcją monitoringu są rozmieszczone w wydzielonych hydrostrefach, gdzie warunki hydrogeologiczne i/lub hydrochemiczne można uznać za naturalne lub zmienione antropogenicznie (tab. 1).

Okres badań był związany z zakończeniem sezonu wegetacyjnego. W okresie tym następuje wzmożone wymywanie związków azotu z gleby do głębszych części profilu litologicznego.

W wodach podziemnych KPN i otoczenia jony N-NH_3 występują w dość wyrównanych stężeniach sięgających w warunkach naturalnych $1,89 \text{ mg N-NH}_3/\text{dm}^3$ i $1,76 \text{ mg N-NH}_3/\text{dm}^3$ w warunkach zmienionych antropogenicznie

(tab. 2). Wartości w środowisku wód podziemnych w warunkach naturalnych N-NO_2^- , nie przekraczały $0,058 \text{ mg}/\text{dm}^3$, w strefach zmienionych antropogenicznie $0,113 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Analogiczne wartości dla azotu azotanowego wyniosły $8,30$ i $19,60 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{dm}^3$.

W obrębie tarasu zalewowego Wisły zawartość tlenu w wodach podziemnych wahała się w zakresie $0,95$ – $8,01 \text{ mg}/\text{dm}^3$, zostały tym samym zachowane warunki do niezakłóconego przebiegu nityfikacji związków azotu. Potwierdzone jest to stosunkowo niskim stężeniem jonów N-NO_3^- nie przekraczającym $0,47 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{dm}^3$. Jedynie w piezometrze P15, zawartość tlenu wynosiła poniżej granicznej wartości $0,3 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, co przełożyło się na znacznie większe stężenia amoniaku wynoszące $1,55 \text{ mg}$. Nie badano zawartości substancji organicznej, jednak biorąc pod uwagę wykształcenie litologiczne i genezę piasków, można przyjąć, że jej stężenie w skali tarasu zalewowego jest dość wysokie. Mierzone wartości potencjału redoks nie wskazują jednak na występowanie lokalnych warunków redukcyjnych (292 – 442 mV). W takich warunkach hydrochemicznych możliwość zachodzenia procesu denityfikacji jest bardzo ograniczona. Powoduje to utrzymywanie się wysokich stężeń azotanów w wodach podziemnych. W październiku 2012 r. zanotowano maksymalne stężenie na poziomie $86,24 \text{ mg NO}_3^-/\text{dm}^3$, jednak w trakcie badań, trwających od 2000 r., zanotowano maksymalną wartość wynoszącą $147 \text{ mg NO}_3^-/\text{dm}^3$.

W pasach wydmych, w warunkach naturalnych, w punktach badawczych, gdzie stężenia tlenu były niższe od $0,3 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, a $\text{pH} < 5,3$ (najczęściej mieściły się w zakresie $5,3$ – $6,8$), notowano stężenia amoniaku na poziomie $0,09$ – $0,15 \text{ mg}/\text{dm}^3$ (tab. 2). W pozostałych punktach, gdzie warunki hydrochemiczne pozwalały na łatwe zachodzenie procesu nityfikacji, stężenia nie przekraczały wartości $0,03 \text{ mg N-NH}_3/\text{dm}^3$. Wartości potencjału redoks

Tab. 1. Klasyfikacja punktów badawczych
Table 1. Classification of the research points

Hydrostrefa Hydrozona	Liczba punktów z warunkami uznanymi za: The number of points with conditions recognized to be:	
	quasi-naturalne quasinatural	zmienione antropogeniczne anthropogenic change
Taras zalewowy Flood terrace	0	8
Północny pas wydmy Northern dune belt	9	0
Północny pas bagienny Northern marshy belt	7	5
Południowy pas wydmy Southern dune belt	4	3
Południowy pas bagienny Southern marshy belt	9	7
Poziom błoński Blonski terrace	0	5

Tab. 2. Stężenia mineralnych form azotu w wodach podziemnych KPN
Table 2. Concentration inorganic nitrogen in the groundwater in of the KNP area

Parametry statystyczne <i>Statistical parameters</i>	N-NH ₃	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₃	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
	Taras zalewowy – tylko antropogeniczne <i>Flood terrace – only anthropogenic</i>			Poziom błoński – tylko antropogeniczne <i>Blonski terrace – only anthropogenic</i>		
Min.	0,00	0,000	0,11	0,18	0,031	0,27
Max.	1,55	0,030	19,60	6,15	0,355	9,95
Średnio <i>Average</i>	0,29	0,012	7,15	1,93	0,113	3,06
Północny pas wydmy – tylko naturalne <i>Northern dune belt – only natural</i>			Południowy pas wydmy <i>Southern dune belt</i>			
Min.	0,00	0,000	0,00	$\frac{0,00}{0,05}$	$\frac{0,000}{0,005}$	$\frac{0,40}{0,70}$
Max.	0,57	0,042	5,75	$\frac{0,32}{0,55}$	$\frac{0,005}{0,009}$	$\frac{5,15}{1,93}$
Średnio <i>Average</i>	0,15	0,012	1,81	$\frac{0,09}{0,19}$	$\frac{0,005}{0,010}$	$\frac{2,28}{1,97}$
Północny pas bagienny <i>Northern marshy belt</i>			Południowy pas bagienny <i>Southern marshy belt</i>			
Min.	$\frac{0,00}{0,00}$	$\frac{0,003}{0,016}$	$\frac{0,00}{0,50}$	$\frac{0,00}{0,00}$	$\frac{0,000}{0,000}$	$\frac{0,00}{0,00}$
Max.	$\frac{1,89}{1,76}$	$\frac{0,058}{0,112}$	$\frac{8,30}{6,70}$	$\frac{1,35}{0,19}$	$\frac{0,016}{0,047}$	$\frac{1,21}{4,15}$
Średnio <i>Average</i>	$\frac{0,43}{0,87}$	$\frac{0,025}{0,039}$	$\frac{2,67}{2,54}$	$\frac{0,28}{0,06}$	$\frac{0,006}{0,019}$	$\frac{0,43}{1,33}$
Wody powierzchniowe <i>Surface waters</i>			licznik – wartości w punktach uznanych za warunki naturalne <i>counter – the value of the points considered of the natural conditions</i> mianownik – warunki zmienione antropologicznie <i>denominator – anthropogenic change conditions</i>			
Min.	0,00	0,0012				0,05
Max.	0,71	0,022				0,53
Średnio <i>Average</i>	0,44	0,035	0,28			

wskazują na warunki utleniające (209÷523 mV). Zawartość azotu azotanowego koreluje się z zawartością amoniaku w wodach podziemnych. Punkty o zwiększonym stężeniu NO₂⁻ są otworami badawczymi, w których występują warunki hydrochemiczne utrudniające przebieg nityfikacji (niskie pH i/lub niskie stężenia tlenu). W obecnych badaniach najwyższe stężenia azotu azotanowego wyniosły maksymalnie 5,75 mg/dm³, należy jednak zauważyć, że rejon północnego pasa wydmy charakteryzuje się dużymi wahaniami stężeń w poszczególnych punktach badawczych (0÷26 mg NO₃/dm³ – w latach 2004–2006). Zmienność stężeń azotanów w południowym pasie wydmy jest znacznie mniejsza (0÷3,3 mg/dm³ – w analogicznym okresie). Wynika to m.in. z większego zróżnicowania chemizmu wód w pasie północnym, czy występowania w nim bardziej skomplikowanego lokalnego systemu krążenia wód na styku z tarasem zalewowym (Jóźwiak, 2010). Wpływ na większe znaczenie denityfikacji w obrębie pasa północnego ma też okresowy dopływ wód od strony północnego pasa bagiennego pod pas wydmy – zmienia to warunki hydrochemiczne na bardziej redukcyjne, o mniejszym stężeniu tlenu rozpuszczonego.

W pasach bagiennych o wiele wyraźniej zaznaczył się wpływ procesów nityfikacji i utleniania substancji organicznej. W 20 punktach badawczych zawartość rozpusz-

zonego w wodach podziemnych tlenu była zbyt niska do sprawnego przebiegu nityfikacji. W tych piezometrach zaobserwowano podwyższone stężenia N-NH₃, również korelacja pH wód i stężeń amoniaku zachowała identyczne jak w poprzednich środowiskach analogie (choć są one mniej widoczne, m.in. z uwagi na większą mineralizację wód – na poziomie 420–890 mg/dm³). Należy przyjąć, że środowisko pasów bagiennych KPN jest najbardziej zróżnicowane pod względem zmienności pola hydrochemicznego. Występują tu warunki pozwalające na zachodzenie procesów denityfikacji (duża zawartość substancji organicznej, brak lub bardzo niskie stężenia tlenu, niższe niż w innych hydrostrefach wartości Eh). Powoduje to m.in. utlenianie żelaza (II), wzrost stężeń wodorowęglanów i siarczanów. Pomimo zaliczenia obydwu pasów do tego samego typu środowiska bagiennego, różnią się one od siebie zarówno pod kątem intensywności zachodzących procesów hydrogeochemicznych, jak i systemu krążenia wód. Chemizm wód w pasie południowym jest wypadkową lateralnego dopływu wód od strony tarasu błońskiego i procesów zachodzących w obrębie pasa. W pasie północnym są notowane stale niższe wartości azotanów, spowodowane istnieniem warunków sprzyjających zachodzeniu denityfikacji (mniej tlenu w wodach, więcej substancji organicznej, częściej występujące optymalne wartości pH).

Taras błoński jest klasycznym przykładem obszaru znajdującego się w stadium przekształceń antropogenicznych. Duża ilość ognisk zanieczyszczeń (Macioszczyk i in., 2012), szczególnie o charakterze rolniczym i komunalnym, powoduje występowanie wysokich stężeń amoniaku (maks. 6,15 mg N-NH³/dm³; tab. 2) i azotynów (0,355 mg N-NO₂⁻/dm³ w wodach podziemnych). Stężenia tlenu oraz wartości pH teoretycznie pozwalają na zachodzenie obydwu etapów nityfikacji azotu.

Odrębnym problemem jest uruchamianie związków azotu w strefie ornej. Na obszarze KPN jest prowadzony wykup ziem i pozostawianie ich, żeby włączyły się w cykl naturalnego obiegu materii. W przypadku związków azotu jest to o tyle istotne, że do największego wymywania dochodzi przy zmianie rodzaju uprawy, a ekstremalnie wysokie wymycie azotanów ma miejsce w przypadku ugorowania pól ornych lub zaorania terenów łąk i pastwisk (Żurek, 2002).

PODSUMOWANIE

Występowanie mineralnych form azotu w wodach podziemnych Kampinoskiego Parku Narodowego jest zróżnicowane przestrzennie. Badania wykonane w okresie przyjętym w literaturze za czas, kiedy do wód podziemnych migrują maksymalne dawki związków azotu, wykazały, że w trakcie przemian azotu w strefie aktywnej wymiany na obszarze tarasów zalewowych i nadzalewowych Wisły dominują procesy nityfikacji. Denityfikacja zachodzi z mniejszą intensywnością i jest ograniczona głównie do środowiska pasów bagiennych. Rodzaj i intensywność poszczególnych procesów jest uwarunkowana genezą badanego środowiska, zawartością tlenu, substancji organicznej oraz warunkami redoks. Biorąc pod uwagę tylko stężenia azotu, jakość wód KPN jako wód przeznaczonych do spożycia nie budzi zastrzeżeń.

Zasadniczy wpływ na procesy hydrogeochemiczne, wpływające na zmiany stężeń azotu mineralnego w wodach podziemnych KPN, ma obecność tlenu, żelaza,

siarki, substancji organicznej oraz warunki redoks. Wokół rejonów złóż materii organicznej występują aureole wzbogacenia w amoniak i azotyny, co wskazuje na degradację materii i wzbogacanie wód podziemnych w procesy jej rozkładu.

LITERATURA

- GUS 2014 – Bank Danych Lokalnych; <http://stat.gov.pl/bdl/>.
- KOWAL A.L. & ŚWIDERSKA-BRÓZ M. 1997 – Oczyszczanie wody. PWN, Warszawa–Wrocław.
- JÓZWIAK K., 2010 – Analiz możliwości modelowania hydrogeochemicznych procesów w akumulacyjnych fluwialnych strukturach [po ukraińsku]. [W:] Fizyczna geografia i geomorfologia. Kijów: Obrii, 1 (58): 143–153.
- MACIOSZCZYK A. & DOBRZYŃSKI D. 2002 – Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych. PWN, Warszawa.
- MACIOSZCZYK A., MACIOSZCZYK T., KROGULEC E. & JÓZWIAK K. 2000 – Ogólne rozpoznanie hydrogeologicznych zagrożeń Kampinoskiego Parku Narodowego związanych z gospodarką w otoczeniu Parku. Arch. WSEiZ: 20.
- MACIOSZCZYK A., MACIOSZCZYK T. & JÓZWIAK K. 2002 – Szczegółowe rozpoznanie hydrogeologicznych zagrożeń Kampinoskiego Parku Narodowego sięgających od strony tarasu zalewowego Wisły. Arch. WSEiZ: 46.
- MACIOSZCZYK A., KROGULEC E. & JÓZWIAK K. 2004 – Szczegółowe rozpoznanie hydrogeologicznych zagrożeń Kampinoskiego Parku Narodowego sięgających od strony południowej. Arch. WSEiZ: 62.
- MACIOSZCZYK A., KROGULEC E. & JÓZWIAK K. 2006 – Ocena zagrożeń wód podziemnych Kampinoskiego Parku Narodowego związanych z gospodarką prowadzoną w jego otoczeniu. Arch. WSEiZ: 61.
- MACIOSZCZYK A., KROGULEC E. & JÓZWIAK K. 2012 – Wody podziemne Kampinoskiego Parku Narodowego – ich zagrożenie i ochrona. Wyd. WSEiZ: 166.
- NIŻYŃSKA A. 2005 – Denityfikacja azotanów w wodach podziemnych (rozprawa doktorska). Inst. Inż. i Ochrony Środ., Politech. Wrocław.
- RANDALL C.W., BARNARD J.L. & STENSEL H.D. 1992 – Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Water Quality Management Library, vol. 5. Technomic Publishing Company Inc.
- ŻUREK A. 2002 – Azotany w wodach podziemnych. Biul. Państw. Inst. Geol., 400: 115–141.
- WHO: Guidelines for Drinking-water Quality. Third edition, World Health Organization, Geneva 2004: 417–420.