



ZWIĄZKI AZOTU W WODZIE STUDZIENNEJ W ŚWIETLE RYZYKA ZDROWOTNEGO MIESZKAŃCÓW GMINY WODYNIE (WOJ. MAZOWIECKIE)

Jolanta RACZUK, Elżbieta BIARDZKA, Małgorzata MICHALCZYK

Akademia Podlaska w Siedlcach, Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska

Słowa kluczowe: ocena ryzyka zdrowotnego, studnie przydomowe, związki azotu

Streszczenie

Badania stężenia związków azotu w wodzie ze studni przydomowych prowadzono od września 2006 r. do października 2007 r. na terenie gminy Wodynie w woj. mazowieckim. Badaniami objęto wodę pochodzącą z 18 studni kopanych i wierconych. Próbkę wody pobierano sześciokrotnie i oznaczono w nich stężenie: NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} oraz twardość ogólną, odczyn i przewodność elektrolityczną.

W pracy oszacowano ryzyko zdrowotne wynikające z obecności azotanów (V) w wodzie spożywanej przez ludność. Otrzymane wyniki wskazują, że 39% badanych ujęć charakteryzuje się wodą o ponadnormatywnym stężeniu azotanów (V), a 6% ujęć – wodą o ponadnormatywnym stężeniu azotanów (III). Stężenie jonów amonowych w wodzie mieściło się w zakresie normy. Wykazano istotne statystycznie różnice w stężeniu azotanów (V) w wodzie studni kopanych i wierconych. Oceniając ryzyko zdrowotne, stwierdzono, że w przypadku 89% badanych wód studziennych ludność spożywała wraz z wodą azotany (V) w ilości przekraczającej akceptowane dzienne pobranie *ADI*, czyli poniżej marginesu bezpieczeństwa (*ADI : EDI < 1*). Wśród 18 monitorowanych studni woda tylko z czterech studni przez cały okres badań spełniała zalecane normy, z wyjątkiem magnezu.

WSTĘP

Ludność wiejska w Polsce jeszcze dość często korzysta z indywidualnych ujęć wody, pijąc wodę o nieznanymi parametrach fizyczno-chemicznych i bakteriolo-

gicznych. Z danych GUS wynika, że w 2005 r. w Polsce jakość wody z 42,7% skontrolowanych przydomowych studni wiejskich nie odpowiadała stawianym wymaganiom [Ochrona środowiska, 2006]. Jednymi z najczęściej występujących zanieczyszczeń tych wód są azotany [IGRAS, 2002; JASZCZYŃSKI, SAPEK, CHRZANOWSKI, 2006; OSTROWSKA i in., 1999; ŚWIETLIK, KOWALCZYK, DOJLIDO, 1999; SZCZYKOWSKA, WIERZBICKI, 1998]. Stężenie azotanów (V) w wodach studni przydomowych może sięgać kilkuset $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ [RACZUK, 2004]. Na terenach wiejskich głównym źródłem zanieczyszczenia azotanami wód podziemnych jest działalność rolnicza, głównie nawożenie pól i chów zwierząt, jak też ścieki z gospodarstw domowych czy przemyłu nawozów organicznych [SAPEK, 2004].

Pobierane wraz z wodą azotany (V) w dużym stężeniu mogą powodować negatywne skutki zdrowotne. Szkodliwość azotanów (V) wynika z możliwości ich redukcji przez mikroflorę przewodu pokarmowego do azotanów (III), gdy $\text{pH} \geq 4$. Obecność azotanów (III) prowadzi do methemoglobinemii, szczególnie niebezpiecznej dla niemowląt i kobiet w ciąży [FAN, STEINBERG, 1996]. Ponadto azotany (III) są prekursorami nitrozoamin, które są karcinogenne, teratogenne i mutagenne [CANTOR, 1997; GULIS, CZOMPOLYOVA, CERCHAN, 2002].

Na terenie powiatu siedleckiego nie wszystkie gminy są całkowicie objęte siecią wodociągową. Do nich należy gmina Wodynie, w której tylko 45% gospodarstw podłączonych jest do wodociągu, a więc miejscowa ludność korzysta z wód studziennych, które są często płytkimi wodami gruntowymi.

Celem podjętych badań było poznanie stężenia związków azotu w wodzie ze studni przydomowych oraz ocena ryzyka zdrowotnego związanego z obecnością azotanów (V) w wodzie spożywanej przez ludność gminy Wodynie, położonej w woj. mazowieckim.

MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Monitoring jakości wód studziennych przeprowadzono w latach 2006–2007 na terenie gminy Wodynie, położonej w południowo-wschodniej części woj. mazowieckiego. Gmina jest w trakcie rozbudowy sieci wodociągowej, która aktualnie ma 28,2 km. W planach jest także budowa sieci kanalizacyjnej. Jest to typowa gmina rolnicza, w której użytki rolne stanowią 67,4%, lasy i grunty leśne – 28,0%, a pozostałe – 4,6%. Badaniami objęto 18 studni zlokalizowanych na terenie 4 miejscowości: Ruda Wolińska – 12 studni, Ruda Szostkowska – 2 studnie, Młynki – 2 studnie, Szostek – 1 studnia. Badane ujęcia to stale użytkowane studnie wiercone (13) o głębokości od 11 do 30 m oraz studnie kopane (5), wszystkie o głębokości 6 m (tab. 1). Studnie znajdowały się w obrębie zwartej zabudowy lub na terenie luźnej zabudowy w otoczeniu pól uprawnych i kompleksu leśnego. Próbkę wody do badań pobierano sześciokrotnie: we wrześniu 2006 r. oraz w marcu, kwietniu, maju, sierpniu i październiku 2007 r. W pobranych próbkach wody oznaczono meto-

dami polecanymi przez HERMANOWICZA i in. [1999]: stężenie azotanów (V) – spektrofotometrycznie z kwasem fenolodwusulfonowym, stężenie azotanów (III) – spektrofotometrycznie z użyciem kwasu sulfanilowego, stężenie jonu amonowego – spektrofotometrycznie metodą indofenolową, stężenie fosforanów – spektrofotometrycznie z molibdenianem amonu i chlorkiem cyny (II), twardość ogólną i stężenie wapnia metodą wersenianową, stosując czerni eriochromową i mureksyd, chlorki – metodą argentometryczną, przewodność elektrolityczną (EC_{25}) mierzono konduktometrem, a pH – pH-metrem. Otrzymane wyniki odniesiono do wartości normatywnych, określających jakość wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi [Rozporządzenie..., 2007].

Tabela 1. Charakterystyka badanych studni

Table 1. Characteristics of studied wells

Nr studni No of well	Rodzaj studni Type of well	Głębokość studni Depth of well	Odległość od budynków inwentarskich Distance from farm buildings	Odległość od szamba Distance from septic tank	Otoczenie studni Surrounding of well
		m			
1	2	3	4	5	6
1	kopana dug	6	10	brak szamba no tank	kompleks leśny forest complex
2	kopana dug	6	16	13	zabudowa zwarta dense built up
3	kopana dug	6	10	8	zabudowa zwarta dense built up
4	kopana dug	6	7	brak szamba no tank	poła uprawne croplands
5	kopana dug	6	8	brak szamba no tank	poła uprawne croplands
6	wiercona drilled	14	20	14	zabudowa zwarta dense built up
7	wiercona drilled	20	20	20	zabudowa zwarta dense built up
8	wiercona drilled	20	18	15	zabudowa zwarta dense built up
9	wiercona drilled	14	15	17	zabudowa zwarta dense built up
10	wiercona drilled	15	9	brak szamba no tank	zabudowa zwarta dense built up
11	wiercona drilled	30	22	18	zabudowa zwarta dense built up

cd. tab. 1

1	2	3	4	5	6
12	wiercona drilled	14	15	brak szamba no tank	zabudowa zwarta dense built up
13	wiercona drilled	14	15	17	zabudowa zwarta dense built up
14	wiercona drilled	15	10	20	poła uprawne croplands
15	wiercona drilled	17	16	15	zabudowa zwarta dense built up
16	wiercona drilled	17	10	15	poła uprawne croplands
17	wiercona drilled	11	15	brak szamba no tank	poła uprawne croplands
18	wiercona drilled	18	12	11	kompleks leśny forest complex

W celu wykazania zależności między azotanami (V) a innymi wskaźnikami fizyczno-chemicznymi wody oraz głębokością studni obliczono współczynniki porządku rang Spearmana, ponieważ rozkład wyników nie był normalny. Różnice w zawartości badanych wskaźników w poszczególnych terminach poboru próbek wody oceniono testem nieparametrycznym Kruskala-Wallisa, a różnice między stężeniem badanych wskaźników w zależności od rodzaju studni oceniono nieparametrycznym testem U-Manna-Whitneya. *Obliczenia statystyczne wykonano za pomocą komputerowego programu Statistica (1999).

Posługując się podziałem podanym przez ŚWIETLIKA, KOWALCZYK i DOJLIDĘ [1999], wyróżniono cztery zakresy stężenia azotanów (V): stężenie dopuszczalne (do 50 mg NO₃⁻·dm⁻³), stężenie niepożądane (50–100 mg NO₃⁻·dm⁻³), stężenie niedopuszczalne (100–150 mg NO₃⁻·dm⁻³) i stężenie krytyczne (>150 mg NO₃⁻·dm⁻³).

Zagrożenie zdrowia azotanami (V), dostarczonymi do organizmu z wodą do picia oceniono, porównując akceptowane dzienne pobranie *ADI* (ang. „Acceptable Daily Intake”) z wartością oszacowanego dziennego pobrania *EDI* (ang. „Estimated Daily Intake”). *ADI* jest ilością substancji chemicznej, jaką dorosły człowiek może przyjmować codziennie w ciągu całego życia, prawdopodobnie bez uszczerbku dla zdrowia, zgodnie z aktualnym stanem wiedzy. SZCZERBIŃSKI, KARCZEWSKI i FILON [2006] podają za Cadumem, że *ADI* azotanów (V) pobranych wraz z wodą do picia wynosi 0,365 mg NO₃⁻·kg⁻¹ m.c.·dzień⁻¹, czyli 10% całkowitej wartości *ADI* pobranej drogą pokarmową, która według Komitetu Ekspertów FAO/WHO [Nitrate..., 2003] wynosi 5 mg NaNO₃·kg⁻¹ m.c.·dzień⁻¹, co w przeliczeniu na jony NO₃⁻ równa się 3,65 mg·kg⁻¹ m.c.·dzień⁻¹.

Oszacowane dzienne pobranie *EDI* obliczono wg wzoru:

$$EDI = F \cdot R$$

gdzie:

F – przeciętne dzienne spożycie wody – $2 \text{ dm}^3 \cdot \text{os.}^{-1} \text{ dzień}^{-1}$;

R – średnie stężenie azotanów (V) w badanej wodzie studziennej – $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Ryzyko wynikające z obecności azotanów (V) w wodzie oszacowano, wyznaczając margines bezpieczeństwa między akceptowanym dziennym pobraniem *ADI* i oszacowanym dziennym pobraniem *EDI* wyrażonym liczbą, określającą ile razy musiałoby zwiększyć się średnie dzienne pobranie azotanów (V), aby osiągnęło ono wartość *ADI*, czyli wartość powyżej której pobieranie azotanów (V) jest niebezpieczne, margines bezpieczeństwa = $ADI : EDI$ [SZCZERBIŃSKI, KARCZEWSKI, FILON, 2006]. W niniejszej pracy do obliczeń przyjęto masę ciała człowieka, wynoszącą 70 kg.

WYNIKI I DISKUSJA

Stężenie azotanów (V) w wodzie ze studni kopanych było średnio około trzech razy większe w porównaniu ze stężeniem w próbkach wody ze studni wierconych (tab. 2). Krytyczne stężenie azotanów (V) wystąpiło w wodzie ze studni nr 1 i nr 4, co stanowi 11% badanych ujęć. Omawiane studnie były płytkimi studniami kopanymi o głębokości 6 m, położonymi na terenie nieskanalizowanych gospodarstw, niemających nawet szamba. Stężenie azotanów (V) w wodach tych studni przez cały okres badań przekraczało wartość graniczną, czyli $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{dm}^{-3}$ [Rozporządzenie..., 2007]. Niedopuszczalne stężenie azotanów (V) stwierdzono w wodzie ze studni nr 2, 5, 9 (17% badanych ujęć), a niepożądane stężenie tych związków występowało w wodzie ze studni wierconych nr 12 i 15 (11% badanych ujęć). W wodzie z czterech studni kopanych oraz trzech studni wierconych stanowiących 39% badanych ujęć stężenie azotanów (V) przekroczyło wartości normatywne. Najmniejsze stężenie azotanów (V) występowało w wodzie ze studni nr 14 i 18. Były to studnie wiercone o głębokości 15–18 m. Studnia nr 14 była zlokalizowana na terenie gospodarstwa graniczącego z polami uprawnymi a studnia nr 18 – na terenie gospodarstwa graniczącego z lasem (tab. 1). W gospodarstwach tych były dobrze uszczelnione szamba oraz zachowana była odpowiednia odległość studni od budynków mieszkalnych i gospodarczych.

Na uwagę zasługuje woda ze studni nr 8, w której zainstalowano filtr działający na zasadzie odwróconej osmozy. Filtr zdecydowanie zmniejszył stężenie azotanów (V), dzięki czemu wartość marginesu bezpieczeństwa zwiększyła się z 0,42 w wodzie nie filtrowanej do 1,52 w wodzie poddanej filtracji. Stężenie azotanów (V) w wodzie przed filtrem mieściło się w zakresie normatywnym, ale było czterokrotnie większe niż za filtrem (tab. 2).

Tabela 2. Stężenie azotanów (V), oszacowane dzienne pobranie *EDI* i margines bezpieczeństwa spożywanych azotanów (V) z wodą studzienną

Table 2. Concentrations of NO_3^- , estimated daily intake *EDI* and safety margin for nitrates (V) consumed with well water

Studnia Well	Stężenie NO_3^- , $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ Concentrations NO_3^- , $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$		<i>EDI</i> $\text{mg NO}_3^- \cdot \text{os.}^{-1} \cdot \text{dzień}^{-1}$ $\text{mg NO}_3^- \cdot \text{ind.}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$	Średni margines bez- pieczeństwa <i>ADI</i> : <i>EDI</i> Mean safety margin <i>AD</i> : <i>EDI</i>
	zakres range	średnia \pm <i>SD</i> mean \pm <i>SD</i>	średnia \pm <i>SD</i> mean \pm <i>SD</i>	
Studnie kopane Dug wells				
1	109,0–200,0	153,0 \pm 41,0	306,6 \pm 82,1	0,08
2	71,0–56,0	108,3 \pm 3,6	216,6 \pm 65,2	0,12
3	29,0–46,0	36,8 \pm 5,9	73,6 \pm 11,8	0,35
4	200,0–240,0	220,0 \pm 22,8	440,0 \pm 45,6	0,06
5	95,0–178,0	128,2 \pm 29,6	256,4 \pm 59,2	0,10
Średnia Mean	36,8–220,0	129,3 \pm 66,3	258,0 \pm 133,5	0,14
Studnie wiercone Drilled wells				
6	32,0–48,0	40,0 \pm 6,7	80,0 \pm 13,3	0,32
7	26,0–47,0	40,3 \pm 9,3	80,6 \pm 18,6	0,32
8a przed filtrem before filter	21,0–39,0	30,5 \pm 7,7	60,0 \pm 15,3	0,42
8b za filtrem behind filter	6,2–10,5	8,4 \pm 1,6	16,8 \pm 3,2	1,52
9	86,0–126,0	100,9 \pm 14,3	201,8 \pm 2,6	0,13
10	18,8–25,0	22,4 \pm 2,2	44,8 \pm 4,4	0,57
11	16,6–25,0	22,2 \pm 3,4	44,2 \pm 6,8	0,58
12	45,0–76,0	63,5 \pm 1,3	127 \pm 24,6	0,20
13	13,8–35,0	22,1 \pm 10,1	44,2 \pm 6,8	0,58
14	6,2–10,5	9,4 \pm 1,9	18,8 \pm 3,9	1,36
15	48,0–103,0	65,5 \pm 20,8	131 \pm 41,6	0,20
16	26,0–45,0	40,9 \pm 8,3	81,7 \pm 16,7	0,31
17	24,0–42,0	31,7 \pm 7,3	63,4 \pm 14,6	0,40
18	7,0–8,0	7,9 \pm 0,75	15,8 \pm 1,5	1,73
Średnia Mean	7,9–100,9	38,1 \pm 26,5	76,5 \pm 51,5	0,54

Objaśnienia: *ADI* – akceptowane dzienne pobranie, $EDI = F \cdot R$, gdzie: *F* – przeciętne dzienne spożycie wody – $2 \text{ dm}^3 \cdot \text{dzień}^{-1}$, *R* – średnie stężenie azotanów (V) w wodzie, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, *SD* – odchylenie standardowe.

Explanations: *ADI* – acceptable daily intake, $EDI = F \cdot R$, where: *F* – mean of water drink daily – $2 \text{ dm}^3 \cdot \text{dzień}^{-1}$, *R* – mean of concentration nitrates (V) in water, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, *SD* – standard deviation.

Szacując ryzyko zdrowotne, stwierdzono, że ludność spożywała z wodą pochodzącą z 89% badanych ujęć azotany (V) w ilości przekraczającej akceptowane dzienne pobranie *ADI*, czyli poniżej marginesu bezpieczeństwa ($ADI : EDI < 1$) –

tabela 2. Największe przekroczenie akceptowanego dziennego pobrania stwierdzono w wodzie ze studni nr 1 i 4, gdzie stosunek *ADI* do *EDI* wynosił 0,06–0,08. Mały margines bezpieczeństwa – w zakresie 1,36–1,70 – stwierdzono w wodzie ze studni wierconych nr 14 i 18.

W wodzie ze studni kopanych stężenie azotanów (III) było średnio prawie trzykrotnie większe niż w wodzie ze studni wierconych (tab. 3). W wodzie ze studni nr 1 została przekroczona wartość graniczna, wynosząca $0,5 \text{ mg NO}_2^- \cdot \text{dm}^{-3}$ [Rozporządzenie..., 2007]. W trakcie badań stężenie azotanów (III) w wodzie tej studni osiągnęło $1,65 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Stężenie jonu amonowego w analizowanych próbkach wody przez cały okres badań, było małe, poniżej wartości granicznej podawanej w Rozporządzeniu..., [2007].

Stężenie fosforanów w wodzie ze studni kopanych było sześciokrotnie większe niż w wodzie ze studni wierconych (tab. 3). Fosfor zasilający wody gruntowe może pochodzić z produkcji zwierzęcej, z nawożenia, jak również może być wprowadzany z detergentami [SAPEK, 2001]. Duże stężenie fosforu w wodzie gruntowej może świadczyć o wyczerpaniu się zdolności gleby do wiązania tego składnika, o czym piszą HALICKI i WAREŻAK [2004].

Tabela 3. Średnie wartości niektórych wskaźników fizyczno-chemicznych w wodzie studziennej

Table 3. Mean values of some physical and chemical indices of well water

Wskaźnik Index	Studnie kopane Dug wells		Studnie wiercone Drilled wells	
	zakres range	średnia \pm SD mean \pm SD	zakres range	średnia \pm SD mean \pm SD
NO_2^- , $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	0,04–0,60	$0,17 \pm 0,38$	<0,02–0,22	$0,06 \pm 0,08$
NH_4^+ , $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	<0,10–0,40	$0,12 \pm 0,05$	<0,10–0,20	$0,12 \pm 0,05$
PO_4^{3-} , $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	0,20–4,90	$2,13 \pm 2,7$	0,10–0,57	$0,36 \pm 0,15$
Cl^- , $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	20–145	$71,1 \pm 46,7$	11–21	$17,4 \pm 4,9$
CaCO_3 , $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	187–304	$253 \pm 56,9$	120–297	$203 \pm 52,4$
Ca^{2+} , $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	61,1–96,2	$78,7 \pm 19,3$	40,1–97,1	$69,3 \pm 17,2$
Mg^{2+} , $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	7,8–18,3	$13,2 \pm 6,8$	4,8–9,7	$7,13 \pm 3,3$
pH	6,4–7,7	$7,0 \pm 0,5$	7,4–7,8	$7,6 \pm 0,3$
EC_{25} , $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$	385–1519	890 ± 411	555–632	423 ± 120

Objaśnienia: *SD* – odchylenie standardowe, EC_{25} – przewodność elektrolityczna.

Explanations: *SD* – standard deviation, EC_{25} – electrolytic conductivity.

Wśród badanych próbek wody studziennej 5% stanowiła woda bardzo miękka, 25% – miękka, 60% – woda średniej twardości oraz 10% – woda znacznej twardości. W analizowanych próbkach wody stężenie magnezu przyjmowało wartość poniżej $30 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, co prawdopodobnie jest związane z budową geologiczną terenu i małą zasobnością skał w ten pierwiastek (tab. 3). Stężenie wapnia kształtowało

się w zakresie 61,1–96,2 mg·dm⁻³ w wodzie ze studni kopanych oraz w zakresie 40,1–97,1 mg·dm⁻³ w wodzie ze studni wierconych.

Spośród wszelkiego rodzaju zanieczyszczeń do wody najłatwiej dostają się azotany i chlorki [HUDAK, 1999; ZAHN, GRIMM, 1993]. Stężenie chlorków w badanej wodzie wynosiło od 11 do 145 mg·dm⁻³ (tab. 3) – poniżej wartości dopuszczalnej, która wynosi 250 mg·dm⁻³. Stężenie to w wodzie ze studni kopanych było średnio cztery razy większe niż w wodzie ze studni wierconych. W wodzie z trzech studni średnie roczne stężenie chlorków było większe od wartości przyjętej dla tła hydrogeochemicznego Polski (60 mg·dm⁻³), przy czym w wodzie ze studni nr 4 przekroczyło 100 mg·dm⁻³, co uważa się za anomalne [Wyniki..., 1996]. Według JASZCZYŃSKIEGO, SAPKA i CHRZANOWSKIEGO [2006], chlorki w wodzie ze studni gospodarskich pochodzą z odchodów zwierząt lub ze ścieków bytowych. ZAHN i GRIMM [1993] przyjmują, że duże stężenie chlorków w wodzie jest wskaźnikiem obecności azotanów.

Wykazano ujemną korelację między stężeniem azotanów (V) a głębokością studni, co wskazuje na to, że najbardziej narażone na zanieczyszczenia są płytkie studnie kopane (tab. 4). O istotnych zależnościach między głębokością studni a zanieczyszczeniem wód azotanami (V) pisali także inni, np. GELBERG i in. [1999], HUDAK [1999], JASZCZYŃSKI, SAPEK i CHRZANOWSKI [2006], LEE i in. [2003], NAS i BERKTAY [2006], OSTROWSKA i PŁODZIK [1999] oraz THOMSON [2001].

Tabela 4. Współczynniki porządku rang Spearmana r_s dla zależności między stężeniem NO₃⁻ a niektórymi wskaźnikami fizyczno-chemicznymi wody studziennej

Table 4. Spearman rank order coefficients r_s for the relationship between concentrations of NO₃⁻ and some physical and chemical indexes of well water

Zależność stężenia NO ₃ ⁻ z Relationship between concentrations of NO ₃ ⁻ and:	Studnie kopane Dug wells (<i>n</i> = 30)	Studnie wiercone Drilled wells (<i>n</i> = 78)
NO ₂ ⁻	0,417*	n.s.
NH ₄ ⁺	n.s.	n.s.
PO ₄ ³⁻	n.s.	0,423***
CaCO ₃	0,469**	0,604***
Ca ²⁺	n.s.	0,676***
Mg ²⁺	0,370*	n.s.
Cl ⁻	0,821***	0,561***
pH	-0,632**	-0,244*
EC ₂₅	0,791***	0,699***
Głębokość wszystkich studni Depth of all wells		-0,670***

Objaśnienia: * istotne, gdy $p < 0,05$, ** istotne, gdy $p < 0,01$, *** istotne, gdy $p < 0,001$, n.s.– nieistotne statystycznie, *n* – liczba próbek.

Explanations: * significant at $p < 0.05$; ** significant at $p < 0.01$, *** significant at $p < 0.001$, n.s. – insignificant, *n* – number of samples.

Udowodniono również ujemną korelację między stężeniem azotanów (V) a pH wody, głównie ze studni kopanych (tab. 4). W wodzie ze studni kopanych nr 1 i 4 zanotowano w trakcie badań pH poniżej 6,5. Było to prawdopodobnie spowodowane większym stężeniem azotanów (V). SAPEK [1995] podkreśla, że zwiększenie stężenia azotanów w wodzie gruntowej powoduje jej zakwaszenie.

Stężenie azotanów (V) w wodzie ze studni kopanych było istotnie dodatnio skorelowane ze stężeniem azotanów (III), chlorków magnezu, przewodnością elektrolityczną, oraz twardością ogólną, a ujemnie z pH. W wodzie ze studni wierconych stwierdzono istotne korelacje między stężeniem azotanów (V) a stężeniem fosforanów, chlorków, wapnia, twardością ogólną, przewodnością elektrolityczną oraz w mniejszym stopniu niż w wodzie ze studni kopanych z pH (tab. 4).

Stosując nieparametryczny test U-Manna-Whitneya, stwierdzono istotne statystycznie różnice między stężeniem azotanów (V) w wodzie ze studni kopanych i wierconych ($Z = -6,44$; $p < 0,0001$), stężeniem fosforanów ($Z = -2,89$; $p = 0,004$), stężeniem chlorków ($Z = -7,07$; $p < 0,0001$), twardością ($Z = 4,08$; $p < 0,0001$), stężeniem magnezu ($Z = 4,05$; $p < 0,0001$), stężeniem wapnia ($Z = -2,59$; $p < 0,01$), przewodnością elektrolityczną ($Z = -6,15$; $p < 0,0001$) oraz odczynem ($Z = 5,76$; $p < 0,0001$). Nie stwierdzono istotnych różnic między stężeniem azotanów (III) i jonu amonowego w wodzie ze studni kopanych i wierconych.

W celu oceny dynamiki zmian poszczególnych wskaźników w całym okresie badań zastosowano test nieparametryczny Kruskalla-Wallisa, który nie wykazał różnic między większością badanych wskaźników w poszczególnych terminach poboru próbek. Istotne różnice między wskaźnikami w różnych terminach poboru stwierdzono jedynie w przypadku stężenia azotanów (III) ($H = 16,97$; $p = 0,02$).

Otrzymane wyniki badań wód studziennych z gminy Wodynie wskazują na konieczność podjęcia działań, mających na celu polepszenie jakości wody poprzez poprawę stanu sanitarnego wsi oraz przestrzeganie zasad dobrej praktyki rolniczej.

WNIOSKI

1. Woda z 39% badanych studni charakteryzowała się ponadnormatywnym stężeniem azotanów (V), a z 6% studni ponadnormatywnym stężeniem azotanów (III). Stężenie jonów amonowych w wodzie ze wszystkich studni było w normie.

2. Ludność pijąca wodę z 86% badanych studni pobiera azotany (V) w nadmiernej ilości (margines bezpieczeństwa < 1), co w razie długotrwałości tego stanu może przynieść negatywne skutki zdrowotne.

4. Wykazano ujemne korelacje między stężeniem azotanów (V) w badanej wodzie a głębokością studni i pH, co wskazuje na dopływ tych związków do płytkich wód gruntowych.

5. Woda ze studni kopanych charakteryzuje się istotnie gorszymi wskaźnikami fizyczno-chemicznymi niż woda ze studni wierconych. W celu poprawy jakości

wody w studniach kopanych należałoby pogłębić i oczyścić te studnie oraz zastosować filtry do wody, a także odprowadzać ścieki do szczelnego szamba lub w perspektywie do kanalizacji.

6. Przez cały okres badań woda z czterech studni spełniała zalecane normy. Dobra jakość tej wody wynikała z odpowiedniej głębokości studni, właściwej izolacji oraz odpowiedniej lokalizacji.

LITERATURA

- CANTOR K.P., 1997. Drinking water and cancer. *Cancer Causes Control* 8 s. 292–308.
- FAN A.M., STEINBERG V.E., 1996. Health implications of nitrate and nitrite in drinking water: an update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 23 s. 35–43.
- GELBERG K.H., CHURCH L., CASEY G., LONDON M., ROERIG D.S., BOYD J., HILL M., 1999. Nitrate levels in drinking water in rural New York State. *Env. Res. Sect. A* 80 s. 34–40.
- GULIS G., CZOMPOLYOVA M., CERCHAN J.R., 2002. An ecologic study of nitrate in municipal drinking water and cancer incidence in Trnava District, Slovakia. *Env. Res. Sect. A* 88 s. 182–187.
- HALICKI W., WAREŻAK T., 2004. Priorytety gospodarki wodno-ściekowej na terenach wiejskich i współczesne metody jej realizacji na przykładzie gminy Kamieniec. *Gosp. Wod.* 9 s. 372–377.
- HERMANOWICZ W., DOJLIDO J., DOŻAŃSKA W., KOZIOROWSKI B., ZERBER J., 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Warszawa: Arkady ss. 556.
- HUDAK P.F., 1999. Chloride and nitrate distributions in the Hicory Aquifer, central Texas, USA. *Env. Int.* 25 (4) s. 393–401.
- IGRAS J., 2002. Ryzyko zagrożenia jakości wody azotanami i fosforanami wynikające z działalności rolniczej. W: Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce. Pr. zbior. Red J. Burchard. Łódź: UŁ s. 201–208.
- JASZCZYŃSKI J., SAPEK A., CHRZANOWSKI S., 2006. Wskaźniki chemiczne wody do picia z ujęć własnych w gospodarstwach wiejskich w otulinie Biebrzańskiego Parku Narodowego. *Woda Środ. Obsz. Wiej. t. 6. z. 2(18)* s. 129–142.
- LEE S.M., MIN K.D., WOO N.C., KIM Y.J., AHN C.H., 2003. Statistical models for the assesment of nitrate contamination in urban groundwater using GIS. *Env. Geology* 44 s. 210–221.
- NAS B., BERKTAY A., 2006. Groundwater contamination by nitrates in the city of Konya, (Turkey): A GIS perspective. *J. Env. Manag.* 79 s. 30–37.
- Nitrate (and potential endogenous formation of N-nitroso compounds), 2003. W: Safety evaluation of certain food additives and contaminants. Joint FAO/WHO Expert Committee Food Additives. WHO Food Additives Ser. 50. Geneva: WHO:
- <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v50je06.htm>.
- Ochrona środowiska, 2006. Warszawa: GUS.
- OSTROWSKA E. B., PŁODZIK M.A., 1999. Wpływ otoczenia zagrody wiejskiej na jakość wody w studniach przydomowych. *Wiad. IMUZ t. 20 z. 1* s. 19–27.
- OSTROWSKA E.B., PŁODZIK M.A., SAPEK A., WESOŁOWSKI P., SMOROŃ S., 1999. Jakość wody pitnej z ujęć własnych w gospodarstwach rolnych. *Wiad. MUZ t. 20 z. 1* s. 19–27.
- RACZUK J., 2004. Wstępna ocena jakości wód studziennych na terenie gminy Terespol. *Acta Sci. Polon. Formatio Circum.* 3 (2) s. 67–75.
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. *Dz. U.* 2007 nr 61 poz. 417.

- SAPEK A., 2001. Rozpraszanie fosforu pochodzącego z rolnictwa i potencjalne zagrożenie dla środowiska. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 478 s. 269–280.
- SAPEK A., 2004. Agricultural activities as source of nitrates in groundwater. W: Nitrates in groundwater. Pr. zbior. Red. L. Razowska-Jaworek, A. Sadurski. Leiden: Balkema Publ. s. 3–13.
- SAPEK B., 1995. Wymywanie azotanów oraz zakwaszenie gleby i wód gruntowych w efekcie działalności rolniczej. Mater. Inf. nr 30. Falenty: Wydaw. IMUZ ss. 31.
- SCZERBIŃSKI R., KARCEWSKI J., FILON J., 2006. Azotany (V) w wodzie do picia jako czynnik ryzyka zdrowotnego ludności województwa podlaskiego. Roczn. PZH t. 57 z. 1 s. 39–48.
- ŚWIETLIK R., KOWALCZYK D., DOJLIDO J.R., 1999. Azotany w wodach studziennych. Gosp. Wod. 11 s. 383–385.
- SZCZYKOWSKA Z., WIERZBICKI J., 1998. Badania nad zawartością związków azotowych w studziennych wodach podpowierzchniowych. Prz. Komun. 10(12) s. 34–37.
- THOMSON T.S., 2001. Nitrate concentrations in private rural drinking water supplies in Saskatchewan, Canada. Bull. Env. Contam. Toxicol. 66 s. 64–70.
- Wyniki monitoringu jakości zwykłych wód podziemnych w latach 1991–1995, 1996. Bibl. Monit. Środ. Warszawa: PIOŚ ss. 118.
- ZAHN M.T., GRIMM W. D., 1993. Nitrate and chloride loading as anthropologic indicators. Water Air Soil Pollut. 68 s. 469–483.

Jolanta RACZUK, Elżbieta BIARDZKA, Małgorzata MICHALCZYK

NITROGEN COMPOUNDS IN WELL WATER IN VIEW OF HEALTH RISK TO INHABITANTS OF THE COMMUNE WODYNIE (MASOVIAN VOIVODSHIP)

Key words: assessment of health risk, farm wells, nitrogen compounds

S u m m a r y

Analyses of nitrogen compounds in water from farm wells were carried out from September 2006 till October 2007 in the Wodynie commune (Masovian voivodship). Water was sampled from 18 dug and drilled wells six times. Chemical analyses involved determination of NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , total hardness, pH, and electrolytic conductivity.

Health risk resulting from the presence of nitrates in water consumed by people was assessed in this paper. Obtained results indicate that 39% of studied wells had water of excessive nitrate concentrations and 6% – water of excessive nitrite concentrations. Concentration of ammonium ions fell within permissible standards. There were statistically significant differences in nitrate concentrations between dug and drilled wells. In the case of 89% of studied wells it was found that people took in nitrates from water in amounts exceeding acceptable daily intake (below the safety margin *ADI:EDI* <1). From among 18 analysed wells the water from only 4 wells conformed to recommended standards (except for magnesium).

Recenzenci:

prof. dr hab. Zdzisław Ciećko

prof. dr hab. Andrzej Sapek

Praca wpłynęła do Redakcji 15.07.2008 r.