



CHLORKI W WODZIE NA OBSZARACH WIEJSKICH

Andrzej SAPEK

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach, Zakład Chemii Gleby i Wody

Słowa kluczowe: chlorki, woda, obszary wiejskie

Streszczenie

Chlorki w środowisku, zwłaszcza wodnym, są składnikiem zachowawczym – nie ulegają emisji do atmosfery, nie są wiązane przez glebę i osady denne, nie tworzą trwałych związków z substancjami rozpuszczonymi w wodzie, są jedynie pobierane przez żywe organizmy, z których, po ich obumarciu, są z łatwością uwalniane. Właściwości te można wykorzystywać do identyfikacji substancji zanieczyszczających w wodę oraz śledzenia szybkości i kierunków przemieszczania się tych substancji, a nawet przemieszczania się samej wody. Zebrano wyniki stężenia chlorków w 10 tys. próbek różnego rodzaju wody z obszarów wiejskich, pobranych w latach 1992–2007 w ramach różnych projektów. Wykazano, że stężenie chlorków jest największe w wodzie narażonej na zanieczyszczenie ze źródeł bytowych, zwłaszcza pozostającej w styczności z odchodami zwierzęcymi w zagrodzie i na pastwisku. We wszystkich wodach obserwowano wysoce istotną korelację stężenia chlorków ze stężeniem sodu oraz stężeniem potasu w wodach, mających styczność z nawozami naturalnymi.

WSTĘP

Zainteresowanie zanieczyszczeniem wody składnikami mineralnymi na obszarach wiejskich skupia się i ogranicza zazwyczaj do związków azotu i fosforanów. Utrudnia to wyrokowanie o pochodzeniu substancji zanieczyszczających i prognozowanie oraz podejmowanie działań naprawczych. W licznych rozpoznaniach stanu jakości wody może być pomocne wykorzystywanie stężenia w niej chlorków. Właściwości tego jonu są wyraźnie odmienne od właściwości azotanów, amonu i fosforanów. Chlorki nie ulegają przemianom w glebie i wodzie ani nie są sorbowane przez materiał glebowy lub osady denne, pozostają więc w pełni rozpuszczalne w wodzie i roztworze glebowym. Są jednakże pobierane przez rośliny i łatwo wymywane z gleby, także ze spływem powierzchniowym, co czyni je natu-

ralnym czynnikiem „ślądującym” (trasującym) przemieszczanie się wody i zawarte w niej substancje.

Chlor w postaci chlorków stanowi 0,045% masy skorupy ziemskiej (litosfery), z której jest uwalniany w procesie wietrzenia minerałów skałotwórczych i następnie wymywany z wodami powierzchniowymi do mórz i oceanów. Ostatecznie stężenie chlorków w wodzie morskiej wynosi średnio $19 \text{ g Cl}\cdot\text{dm}^{-3}$ i jest przeciętnie 2200 razy większe niż w wodzie rzecznej ($8,6 \text{ mg Cl}\cdot\text{dm}^{-3}$) [POLAŃSKI, SMULIKOWSKI, 1969]. Chlor w przyrodzie występuje wyłącznie w postaci zredukowanej – anionu chlorkowego (Cl^-), tylko w saetrze chilijskiej część chloru ma postać chloranu (VII) potasu. Chlorki są zawsze obecne w organizmach żywych w ilościach rzędu 10^{-2} – 10^{-1} % masy. Są podstawowym składnikiem roztworu fizjologicznego organizmu człowieka i głównym anionem mineralnym w roślinach. W roślinności łąkowej stwierdzono zawartość 10 – $20 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ Cl}$ w s.m. [SAPEK, 1991].

Średnie stężenie chlorków (Cl) w rzekach europejskich w 1959 r. wynosiło $6,9 \text{ mg Cl}\cdot\text{dm}^{-3}$ [POLAŃSKI, SMULIKOWSKI, 1969]. Wartość tę można przyjąć jako stężenie tła w rozpatrywanych zasobach wód słodkich, które w mniejszym lub w większym stopniu uległy wzbogaceniu w ten składnik. Polskie wymagania dotyczące stężenia chlorków w wodzie słodkiej są nadzwyczaj liberalne – w I klasie wody powierzchniowej ich stężenie może osiągać $100 \text{ mg Cl}\cdot\text{dm}^{-3}$, w wodzie podziemnej – $25 \text{ mg Cl}\cdot\text{dm}^{-3}$, a w wodzie powierzchniowej II klasy – aż $200 \text{ mg Cl}\cdot\text{dm}^{-3}$ [Rozporządzenie MŚ ..., 2004].

Na obszarach wiejskich chlorki docierają do zasobów wody z różnych źródeł. Najważniejsze z nich to: woda opadowa, bytowa działalność ludności wiejskiej oraz produkcja rolna. Stałym źródłem jest opad atmosferyczny, w którym chlorki pochodzą głównie z rozpylania wody morskiej i są następnie przemieszczane na duże odległości. Chlorki są składnikiem żywności, wprowadzonym doń jako podstawowy i niezbędny dodatek w postaci soli kuchennej – chlorku sodu (NaCl), która jest także stosowana do konserwacji żywności. Człowiek spożywa dziennie przeciętnie 6 – 12 g chlorków, z czego najwyżej 1% pochodzi z wody do picia [Ambient water ..., 2003]. Ponadto chlorek sodu jest składnikiem większości środków czystości. Chlorki spożyte i zawarte w środkach czystości trafiają, prawie w całości, do ścieków bytowych, a zawarte w niespożytej żywności i innych odpadach bytowych – na wysypiska śmieci. Te ostatnie są liczącym się źródłem zanieczyszczenia wody tym składnikiem.

Chlorek sodu i chlorek wapnia stosuje się do odmrażania dróg, również w osiedlach wiejskich. Mogą to być duże ilości. W przydrożnym śniegu w Brytyjskiej Kolumbii (Kanada) znajdowano przeciętnie $4000 \text{ mg Cl}\cdot\text{m}^{-3}$ [Ambient water ..., 2003]. O rozmiarze skutków odladzania świadczy przykład z północno-wschodnich Stanów Zjednoczonych, gdzie stosuje się rocznie od 545 do $23\,716 \text{ kg Cl}\cdot\text{km}^{-2}$, co powoduje, że w próbkę spływu powierzchniowego, pobranej obok mostu w Chicago w lutym 2004 r., stężenie omawianego składnika wynosiło od $5,7$ do $8,9 \text{ g Cl}\cdot\text{dm}^{-3}$ [PANNO i in., 2006; THUNQVIST, 2004]. Cytowani autorzy opisali inne źródło rozpraszania chlorków, jeszcze mało popularne w Polsce, jakim jest domowe uzdatnianie wody wodociągowej przez usuwanie jej twardości za pomocą wymienniczy jonów. Rodzina składająca się z 3 – 4 osób zużywa dziennie w tym celu przeciętnie $2,3 \text{ kg NaCl}$.

Produkcja rolna jest również istotnym źródłem wzbogacania wody w chlorki. Nawozy potasowe są stosowane głównie w postaci chlorku potasu (KCl), prócz tego sól kuchenną dodaje się do paszy dla zwierząt wraz dodatkami mineralnymi, a na pastwisku w postaci

lizawek. Wraz z rocznym zużyciem mineralnych nawozów potasowych w Polsce, wynoszącym 240 tys. t K_2O , wprowadza się do gleby ok. 180 tys. t Cl. Innym źródłem są nawozy naturalne. Przeciętne stężenie chlorków w gnojowicy (zawierającej 6% suchej masy) wynosiło $1040 \text{ mg Cl}\cdot\text{dm}^{-3}$ [KRAPAC i in., 2002; PANNO i in., 2005]. Najważniejszym jednak źródłem chlorków, obejmującym obszar całego kraju, jest opad atmosferyczny. Z mokrym opadem wnoszą na powierzchnię ziemi w Polsce ok. $12 \text{ kg Cl}\cdot\text{ha}^{-1}$, a średnie stężenie w opadzie wynosiło $3,12 \text{ mg Cl}\cdot\text{dm}^{-3}$ [BANASZUK, 2007; SAPEK, NAWALANY, 2004; 2006; SAPEK, NAWALANY, BARSZCZEWSKI, 2003]. W Polsce nie prowadzi się pomiaru ładunku substancji wnoszonych z suchym opadem. Zresztą, informacji na ten temat jest niewiele. WALTER i HEDIN [2002] uważają, że z mokrym opadem wnosi się ok. 25–30% kationów zasadowych i chlorków wnoszonych na powierzchnię Ziemi. Informacje z różnych regionów są jednak dość rozbieżne. ANATOLAKI i TSITOURIDOU [2007] wykazali, że z suchym opadem w Salonikach rocznie wnosi się na powierzchnię $9,97 \text{ kg Cl}$, natomiast ROCHA, ALLEN i CARDOSO [2007] stwierdzili mniejszy ładunek – $1,34 \text{ kg Cl}\cdot\text{ha}^{-1}$ w tym opadzie, dostarczającym na tereny rolnicze Brazylii w okresie zbiorów trzciny cukrowej.

Celem pracy było doszukiwanie się przyczyn i źródeł wzbogacania w chlorki zasobów wody na obszarach wiejskich w Polsce na tle wykazanych zależności między występowaniem chlorków i innych jonów w badanych wodach.

W opracowaniu wykorzystano wyniki analizy chemicznej ok. 10 tys. próbek wody pobranych z obszarów wiejskich w badaniach wykonywanych w ramach różnych projektów w latach 1993–2007.

MATERIAŁ BADAWCZY – BAZA DANYCH

Analizy chemiczne próbek wody wykonywano w ramach międzynarodowych programów: „Rolnictwo polskie i ochrona jakości wody”, wykonanego na zlecenie Agencji Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych – USEPA (1992–1995), „Programu ograniczenia zanieczyszczeń Bałtyku ze źródeł rolniczych” – BAAP (1993–2002), sponsorowanego przez Szwedzką Agencję Rozwoju Międzynarodowego, programu PROWATER, sponsorowanego przez Unię Europejską (1999–2003), oraz w ramach projektu badawczego 2 PO6S 017 26 „Zmiany jakości wody gruntowej w zależności od sposobu składowania nawozów naturalnych” (2004–2007), a także w ramach tematów statutowych, realizowanych w Instytucie.

Analizowano próbki wody opadowej z Falent, wody wodociągowej z ujęć zbiorczych w 3 gminach, wody ze studni zagrodowych w 22 gospodarstwach demonstracyjnych w 6 gminach oraz z gospodarstw w otulinie Biebrzańskiego Parku Narodowego (BPN), wody gruntowej i wody z cieków z 28 gospodarstw demonstracyjnych. Ponadto badano wodę z obiektów gleb torfowych bagna Kuwasy i torfowisk w Biebrzańskim Parku Narodowym, gdzie pobierano próbki wody z cieków oraz wody gruntowej z torfów i torf podścielających. W sumie omówiono wyniki analizy ponad 10 tys. próbek wody, w których oznaczano stężenie chlorków (Cl) oraz stężenie $N\text{-NO}_3$, $N\text{-NH}_4$, $P\text{-PO}_4$, Cl, Na, K, Mg, Ca, Fe, Mn, Zn i rozpuszczalny węgiel organiczny (RWO), a ponadto mierzono pH, przewodność elektryczną oraz absorbancję (gęstość optyczną) przy długości fali 280 i 472 nm (A_{280} i A_{472}).

Badania były umiejscowione w gospodarstwach demonstracyjnych: po 4 w gminach Ciechocin i Papowo w woj. kujawsko-pomorskim, po 4 w gminach Andrzejewo, Baranowo, Czerwin, Łyse i Stara Biała w woj. mazowieckim, gminie Klukowo oraz na obiektach gleb torfowych torfowiska Kuwasy i BPN w woj. podlaskim, a także w gospodarstwie rolnym Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach w woj. mazowieckim.

OMÓWIENIE I Dyskusja Wyników

Średnie stężenie chlorków tylko w niektórych rodzajach próbek wody z Biebrzańskiego Parku Narodowego (BPN) było bliskie przeciętnemu stężeniu w światowych wodach rzecznych [POLAŃSKI, SMULIKOWSKI, 1969]. W pozostałych zbiorach próbek stężenie to było większe, przyjmując wartości w zależności od źródła możliwego zanieczyszczenia tym składnikiem (tab. 1).

Praktycznie stężenie chlorków we wszystkich zbiorach próbek nie miało rozkładu normalnego, a na ogół także logarytmicznego. Wyjątkiem był zbiór próbek ze studni wierconych w gospodarstwach położonych w BPN, na które słabiej mogły oddziaływać źródła substancji zanieczyszczających (rys. 1, tab. 1). Ten ostatni rozkład w wodzie wzbogaconej w chlorki wykazywał prawidłowość tylko w zakresie mniejszych stężeń, jak wskazują przykłady wody gruntowej z pastwiska oraz zagrody wiejskiej lub wody ze studni gospodarskiej (rys. 2). W wodzie z cieków rozkład ten wykazywał niepełne nakładanie się stężenia dwóch zbiorów danych (rys. 2d). Średnie stężenie chlorków i jego mediana miały zbliżone wartości w większości rodzajach wody, oprócz wody z cieków przyległych do gospodarstw oraz wody gruntowej spod zagród, osiedli i pastwisk, które są narażone na dopływ chlorków z zewnątrz (tab. 1).

W 900 próbkach mokrego opadu z Falent, pobieranych w latach 1988–2007, średnie stężenie chlorków wynosiło $3,12 \text{ mg Cl-dm}^{-3}$, co odpowiadało przeciętnemu rocznemu ładunkowi 12 kg Cl-ha^{-1} . Stężenie Cl było współzależne ze stężeniem N-NO_3 , N-NH_4 , Na, K, Mg i Ca. Istotne współczynniki korelacji Pearsona wynosiły odpowiednio: 0,36, 0,48, 0,55, 0,48, 0,35 i 38, a korelacji Spearmana: 0,58, 0,38, 0,34, 0,43, 0,34 i 0,31.

Wodę wodociągową w ujęciach gminnych w Ciechocinie, Klukowie i Starej Białej czerpano z głębokości większej niż 60 m, można więc uznać, że nie była wzbogacana z wewnętrznych źródeł powierzchniowych, co potwierdziło nie tylko małe w niej stężenie Cl, lecz także brak korelacji ze stężeniem składników dopływających z powierzchni oraz stężeniem sodu lub substancji organicznych, w przypadku których współczynnik korelacji był nawet ujemny (tab. 2).

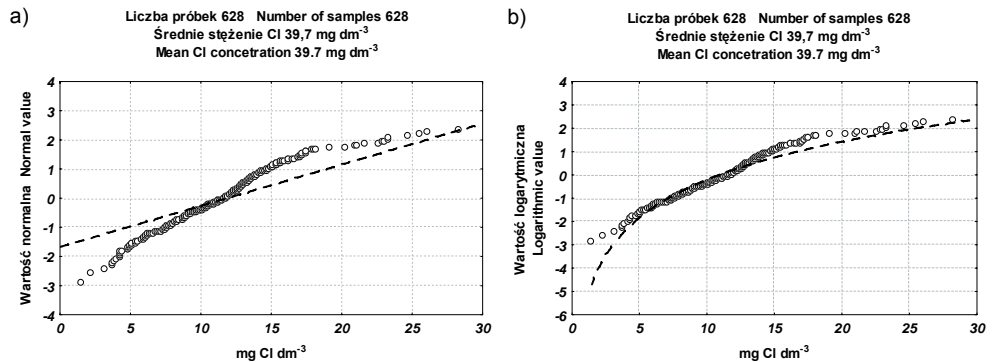
Nie można było spodziewać się zbliżonych właściwości wody ze studni gospodarskich i wody wodociągowej. Wody studzienne są bardziej narażone na dopływ chlorków z otoczenia. Badaniami objęto wodę z 6 studni wierconych i 9 tradycyjnych (kopanych) z gospodarstw w BPN oraz z 28 studni z gospodarstw demonstracyjnych. W wodzie z 6 studni wierconych do głębokości od 12 do 20 m w gospodarstwach z BPN średnie stężenie Cl i jego mediana były małe i niewiele różniły się, co wskazywałoby na ograniczony dopływ chlorków z zewnątrz (tab. 1). Nie znajduje to jednak potwierdzenia w stwierdzonej istotnej korelacji porządku Spearmana stężenia Cl wobec stężenia N-NO_3 ($4,0 \text{ mg-dm}^{-3}$), Na (19 mg-dm^{-3}) oraz rozpuszczalnego węgla organicznego ($3,9 \text{ mg C-dm}^{-3}$), których obecność

Tabela 1. Stężenie chlorków w wodzie z obszarów wiejskich**Table 1.** Chloride concentrations in waters from rural areas

Rodzaj wody Kind of water	Liczba próbek Number of samples	Stężenie, mg Cl ⁻ ·dm ⁻³ Concentration, mg Cl ⁻ ·dm ⁻³		I%
		średnia mean	mediana median	
Mokry opad Wet precipitation	909	3,12	2,47	3,1
Woda wodociągowa Tap water	370	12,3	11,4	64
Studnie gospodarskie Farm wells				
– na glebach mineralnych on mineral soils	619	39,7	34,7	91
– kopane, BPN dug, the BPN	279	21,4	17,0	64
– wiercone, BPN drilled, the BPN	371	11,9	11,9	48
Cieki Streams				
– gospodarstwa demonstracyjne demonstration farms	877	51,6	28,4	206
– gospodarstwo w Falentach farm in Falenty	297	18,0	17,2	33
– obiekt gleb torfowych na Kuwasach object of peat soils at Kuwasy	776	16,9	15,6	45
– BPN	161	11,4	11,3	34
Woda gruntowa na glebach mineralnych Groundwaters on mineral soils				
– łąki użytkowane managed meadows	1 332	34,0	30,4	66
– pastwiska pastures	638	44,4	31,1	86
– osiedle wiejskie rural settlement	1 344	272	165	119
– zagroda wiejska farmstead	195	144	103	128
Woda gruntowa z warstwy torfowej Groundwater from peat layer				
– użytkowane gleby torfowe na Kuwasach managed peat soils at Kuwasy	840	19,4	15,7	85
– gleby torfowe, BPN (Grobla H.) peat soils, BPN (Grobla H.)	331	13,9	12,3	71
– gleby torfowe, BPN (Gugny) peat soils, BPN (Gugny)	242	8,6	8,2	41
Woda gruntowa z warstwy mineralnej podścielającej torf Groundwater from mineral layer underlying peat				
– użytkowane gleby torfowe (Kuwasy) managed peat soils (Kuwasy)	629	18,4	17,0	56
– gleby torfowe, BPN (Gugny) peat soils, BPN (Gugny)	109	9,5	8,6	62

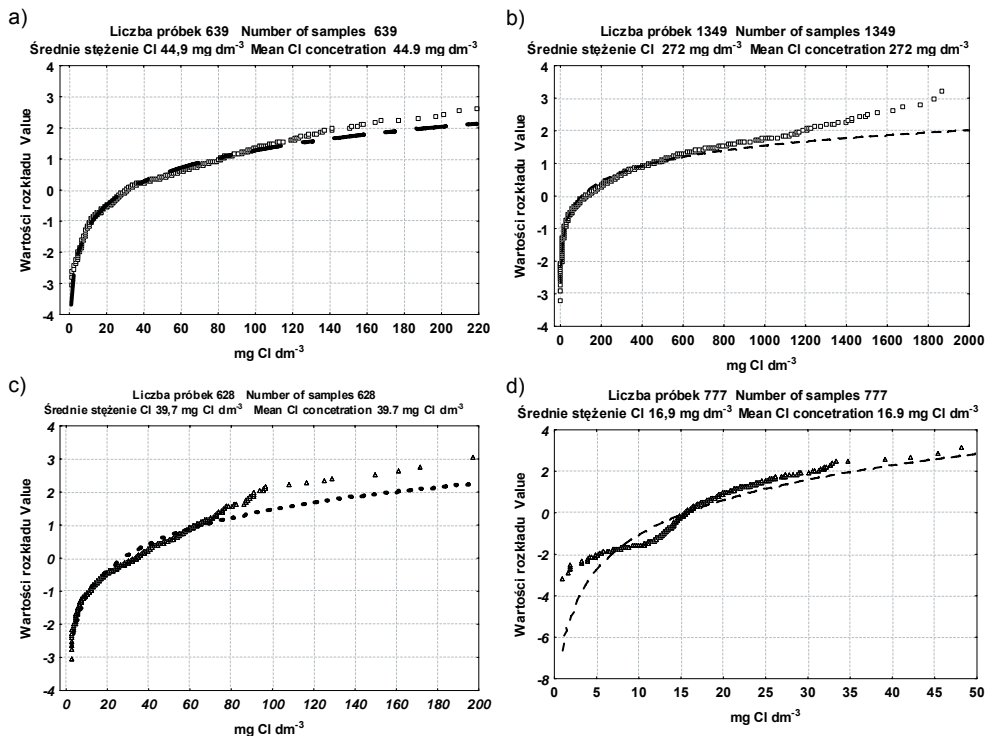
Objaśnienia: I% – współczynnik zmienności, BPN – Biebrzański Park Narodowy.

Explanations: I% – variability coefficient, BPN – the Biebrza National Park.



Rys. 1. Rozkład stężenia chlorków w wodzie ze studni wierconych w gospodarstwach rolnych w Biebrzańskim Parku Narodowym: a) normalny, b) logarytmiczny

Fig. 1. Distribution of chloride concentrations in water from drilled wells in farms in the Biebrza National Park: a) normal, b) logarithmic



Rys. 2. Rozrzut stężenia chlorków: a) w wodzie z cieków z Kuwas, b) w wodzie gruntowej spod pastwisk, c) w wodzie gruntowej spod zagród wiejskich, d) w wodzie ze studni gospodarskich

Fig. 2. Distribution of chloride concentrations: a) in stream waters from Kuwas, b) in groundwater from pastures, c) in groundwater from farmstead, d) in water from farm wells

można traktować jako wyraźny skutek zanieczyszczenia wody (tab. 2). Na podstawie wykresu rozrzutu stężenia Cl wobec stężenia Na można wykazać trzy skupienia tego stężenia w wodzie w każdej z dwóch studni (rys. 3a). Wykresy zależności z pozostałymi składnikami nie wykazały tak wyodrębnionych skupień. W wodzie z 9 studni kopanych z gospodarstw w BPN stężenie Cl było dwukrotnie większe niż w wodzie ze studni wierconych, co potwierdza ogólny pogląd o większym zagrożeniu zanieczyszczeniem wody w studniach kopanych. Wykres rozrzutu stężenia Cl wobec stężenia Na wskazuje na dużą zależność między stężeniami tych składników, potwierdzoną również wysoce istotnym współczynnikiem nieparametrycznej korelacji Spearmana (rys. 3b). Ten ostatni współczynnik był również wysoce istotny w zależności między stężeniem Cl a stężeniem N-NO₃ oraz absorbancją przy 280 nm, co sugeruje współpochodzenie chlorków z produktami mineralizacji gleb torfowych, otaczających gospodarstwa. Woda ze studni kopanych w 12 gospodarstwach demonstracyjnych w gminach Ciechocin, Klukowo i Stara Biała zawierała przeciętnie 40 mg Cl·dm⁻³, co świadczy o jej wzbogacaniu w ten składnik. W wodzie z tych studni, oprócz stwierdzonej wysoce istotnej korelacji stężenia Cl ze stężeniem Na, obserwowano również taką korelację ze stężeniem N-NO₃ oraz ze stężeniem K i Mg (rys. 4). Współobecność potasu i chlorków w wodzie ze studni sugeruje, iż źródłem w nich chlorków mogą być odchody zwierzęce rozpraszane w pobliżu studni. Współobecność chlorków i sodu wskazuje na dodatkowe źródło chlorków, jakim może być bytowa działalność rodziny rolnika. Zależność między stężeniem tego ostatniego składnika a stężeniem magnezu, bardziej istotna niż ze stężeniem wapnia, wskazuje na zubożanie ośrodka w magnez (tab. 2).

Największe stężenie chlorków stwierdzano w wodzie gruntowej pod zagrodą wiejską. Ich podstawowym źródłem były miejsca składowania nawozów naturalnych oraz odchody zwierzęce, rozwlekane po powierzchni podwórza [SAPEK, SAPEK, 2007]. Średnie stężenie omawianego wynosiło 272 mg Cl·dm⁻³, a w 7% z 1300 próbek przekraczało 1000 mg Cl·dm⁻³ (tab. 1). Stężenie Cl wykazywało wysoce istotną korelację Spearmana ze wszystkimi oznaczanymi składnikami zanieczyszczającymi wodę. Jedynym wyjątkiem było stężenie azotanów (tab. 2). Na szczególną uwagę zasługuje zależność między stężeniem Cl a stężeniem Na oraz K (rys. 5ab, tab. 2). Zależność ze stężeniem Na wskazuje na częściowo bytowe pochodzenie chlorków, a ze stężeniem K – na odchody zwierzęce jako główne źródło tego anionu. W tej wodzie gruntowej obserwowano również zależność stężenia Cl ze stężeniem rozpuszczalnego węgla organicznego (rys. 5c), a jeszcze ściślej – ze stężeniem Mg (rys. 5d). Zwiększenie stężenia tego ostatniego składnika w wodzie gruntowej obserwowano tylko w próbkach spod zagrody [SAPEK, SAPEK, 2007]. Nadzwyczaj ważnym źródłem chlorków w wodzie gruntowej spod zagrody są odcieki z kiszonek. Badania dotyczyły wody gruntowej, do której docierały odcieki z kiszonek przygotowywanych z liści buraczanych. W wodzie tej stwierdzano okresowo duże stężenie Cl, przekraczające 600 mg Cl·dm⁻³, któremu towarzyszyło bardzo duże stężenie potasu (rys. 6). Stężenie Cl w próbkach wody gruntowej pobieranych w oddaleniu od miejsc składowania nawozów naturalnych lub poza zagrodą było również duże. Odnosi się to do całego osiedla wiejskiego.

Dodatковым źródłem chlorków w wodzie gruntowej spod osiedli wiejskich jest zabieg odladzania dróg i chodników. W tym celu stosuje się NaCl lub CaCl₂ – sole łatwo wymywane w głąb gruntu. Przykładem takiego wzbogacenia wody gruntowej są próbki pobrane z podwórza gospodarstwa rolnego IMUZ ZD w Falentach. Próbkę pobierano w pobliżu wjazdu na podwórze, w odległości 15 m od niezbyt uczęszczanej drogi gminnej. Stwier-

Tabela 2. Współczynniki porządku rang Spearmana, istotne gdy $p < 0,05$, dla zależności między stężeniem chlorków i pozostałych wskaźników w próbkach badanych wód

Table 2. Spearman rank order coefficients, significant at $p < 0.05$, for the relationship between the concentrations of chlorides and other indices in analysed water samples

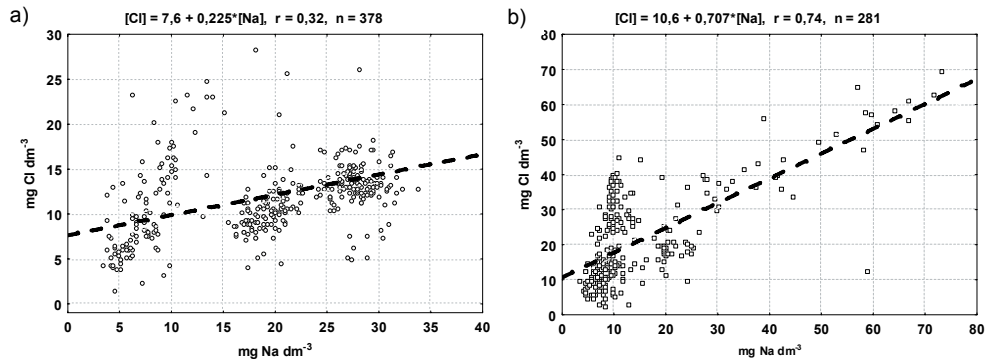
Rodzaj wody Kind of water	Liczba próbek Number of samples	N-NO ₃	Na	K	Mg	Ca	RWO	A280	EC
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Opad mokry Wet deposition	913	0,51	0,34	0,43	0,34	0,31			
Wodociągowa Tap water	382		-0,39				-0,30	-0,27	
Studnie gospodarskie Farm wells									
– kraj country	630	0,54	0,72	0,57	0,61	0,49	0,47	0,40	0,83
– kopane, BPN dug, BPN	281	0,62	0,66	0,37	0,34	0,42	0,33	0,41	0,60
– wiercone, BPN drilled, BPN	378	0,46	0,48	0,49	0,42	0,29	0,48	0,49	0,40
Cieki Streams									
– kraj country	897	0,17	0,73	0,50	0,64	0,45	0,47	0,40	0,83
– obiekt gleb torfowych na Kuwasach object of peat soils at Kuwasy	777	0,27	0,33		0,16	0,42	0,25	0,29	0,30
– BPN	179		0,53	0,47	0,18	0,38			0,43
Woda gruntowa Groundwater									
– łąki meadows	1 332	0,11	0,37		0,26	0,40	-0,16	-0,15	0,39
– pastwiska pastures	638	0,16	0,67	0,42	0,31	0,48	0,21	0,27	0,72
– zagroda wiejska farmstead	1 349		0,66	0,79	0,73	0,36	0,66	0,57	0,87
– osiedle wiejskie rural settlement	197	0,17	0,66		0,64	0,50			

cd. tab. 2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Woda gruntowa z gleby torfowej Groundwater from peat soils									
– obiekt gleb torfowych na Kuwasach object of peat soils at Kuwasy	842		0,59	0,48	0,22	0,21	0,17		0,29
– BPN	331	–0,11	0,41		0,42	0,32	0,30	0,22	0,32
Woda gruntowa z warstwy mineralnej podścielającej torf Groundwater from mineral layer underlying peat									
– użytkowane gleby torfowe (Kuwasy) managed peat soils (Kuwasy)	629	0,22	0,37	0,42	0,28	0,40	0,31	0,23	0,49
– gleby torfowe, BPN (Gugny) peat soils, BPN (Gugny)	109				0,37	0,39	0,39	0,32	0,55

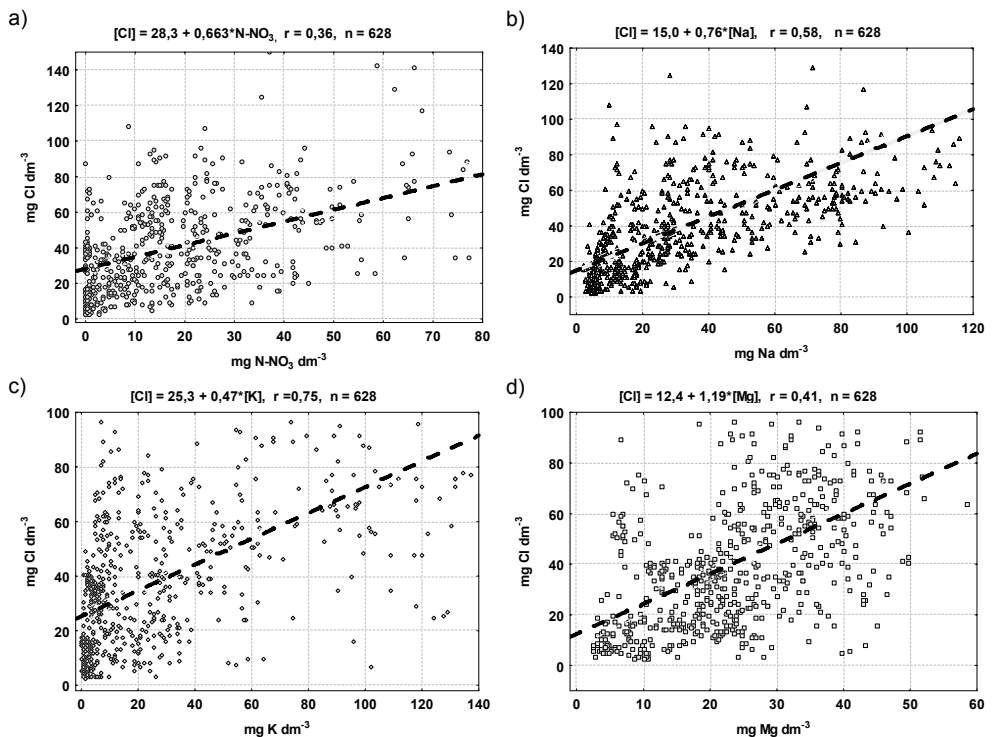
Objaśnienia: RWO – rozpuszczalny węgiel organiczny, A_{280} – absorbancja przy długości fali 280 nm, EC – przewodność elektryczna, BPN – Biebrzański Park Narodowy.

Explanations: RWO – dissolved organic carbon (DOC), A_{280} – absorbance at 280 nm wavelength, EC – electrical conductivity, BPN – the Biebrza National Park.



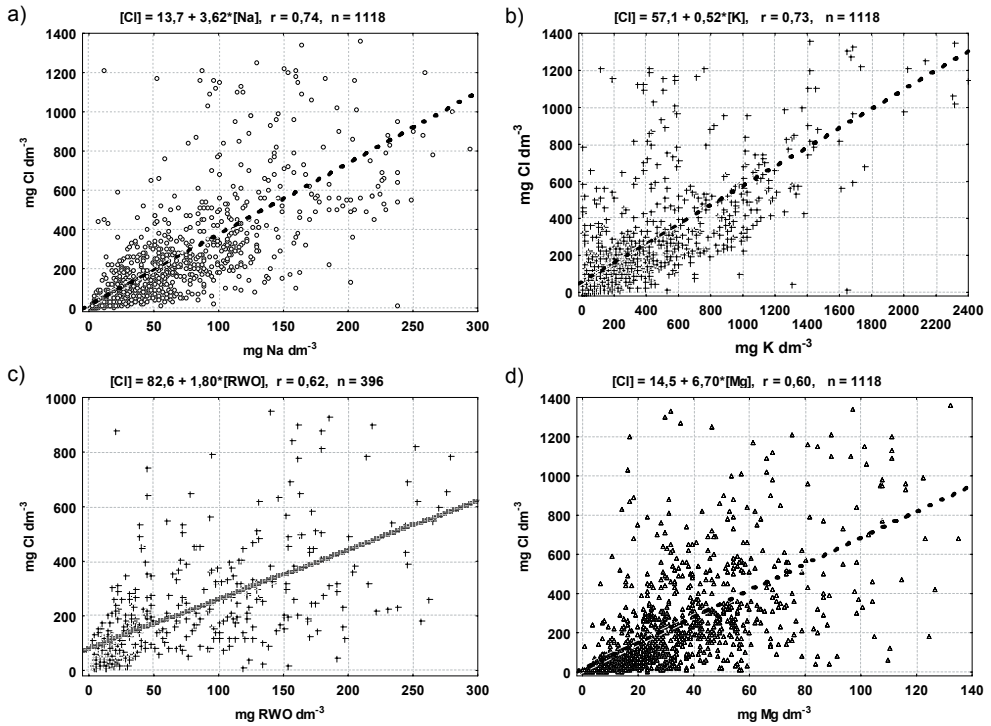
Rys. 3. Rozrzut stężenia chlorków wobec stężenia sodu w wodzie: a) ze studni wierconej, b) ze studni kopanej w gospodarstwach w Biebrzańskim Parku Narodowym; r – współczynnik korelacji, n – liczba próbek

Fig. 3. Distribution of chloride concentrations vs. sodium concentration: a) in water from drilled wells, b) in water from dug out wells at farms in the Biebrza National Park; r – correlation coefficient, n – number of samples



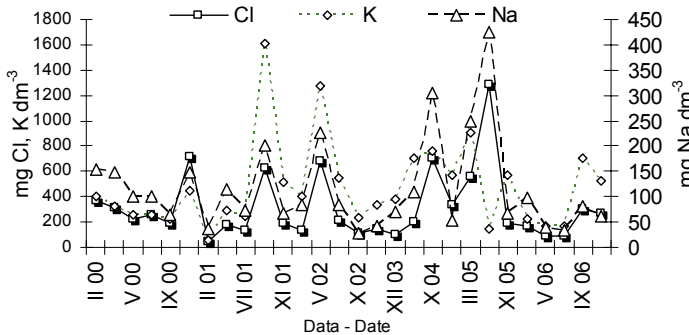
Rys. 4. Rozrzut stężenia chlorków wobec stężenia: a) azotu azotanowego, b) sodu, c) potasu, d) magnezu w wodzie ze studni kopanych w gospodarstwach demonstracyjnych; r , n – jak na rysunku 3.

Fig. 4. Distribution of chloride concentrations vs. concentration of: a) nitrate nitrogen, b) sodium, c) potassium, d) magnesium in water from dug out wells in demonstration farms; r , n – as in Fig. 3.



Rys. 5. Rozrzut stężenia chlorków wobec stężenia: a) sodu, b) potasu, c) rozpuszczalnego węgla organicznego (RWO), d) magnezu w wodzie gruntowej spod zagrody w gospodarstwach demonstracyjnych; r , n – jak na rysunku 3.

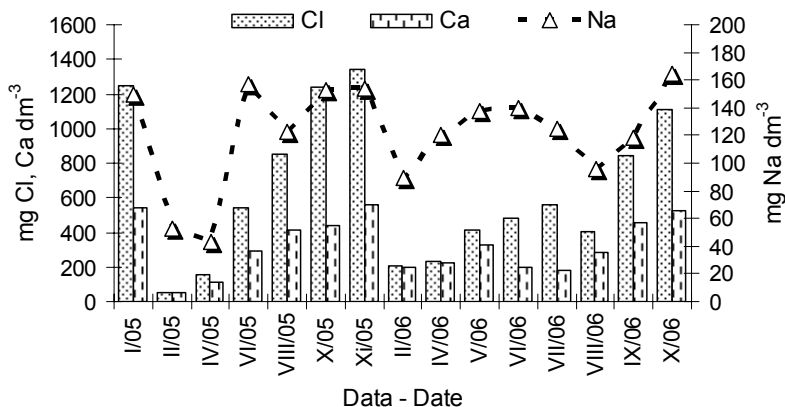
Fig. 5. Distribution of chloride concentrations vs. concentration of: a) sodium, b) potassium, c) dissolved organic carbon (DOC), d) magnesium in groundwater from farmstead in demonstration farms; r , n – as in Fig 3



Rys. 6. Stężenie chlorków, potasu i sodu w wodzie gruntowej w zagrodzie w pobliżu silosu na kiszonce

Fig. 6. Chloride, potassium and sodium concentrations in groundwater near silage silo in a farmstead

dzane stężenie chlorków w niektórych próbkach przekraczało $1000 \text{ Cl mg-dm}^{-3}$. Towarzystwo mu również zwiększone stężenie sodu i wapnia (rys. 7).

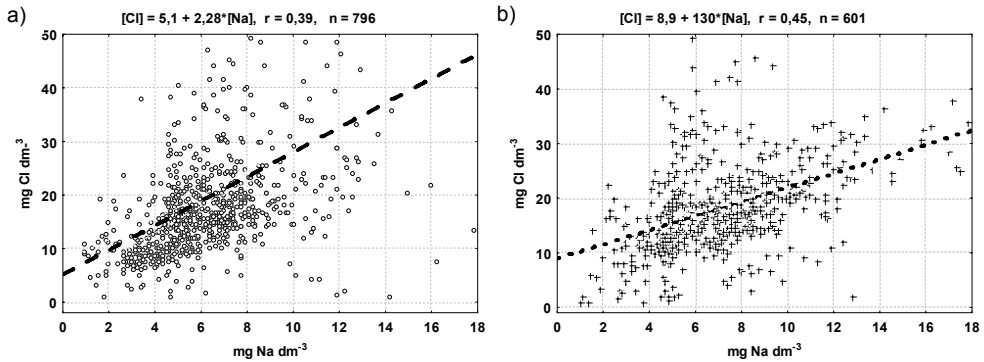


Rys. 7. Stężenie chlorków, wapnia i sodu w wodzie gruntowej spod zagrody w pobliżu drogi gminnej

Fig. 7. Chloride, potassium and sodium concentrations in groundwater near local road in a farmstead

Oznaczanie stężenia Cl w próbkach wody gruntowej spod użytków rolnych ograniczono tylko do próbek pobieranych spod użytków zielonych, co wynikało ze statutowej działalności Instytutu. Rozróżniono użytkowanie kośne i pastwiskowe na glebach mineralnych i murszowatych. Wodę z gleb torfowych pobierano z warstwy torfu oraz oddzielnie ze spągu. W wodzie gruntowej spod gleb mineralnych i murszowatych użytkowanych kośnie średnie stężenie Cl było istotnie mniejsze niż spod użytkowanych pastwiskowo (tab. 1). W wodzie z obu rodzajów użytków stwierdzano korelację stężenia Cl ze stężeniem Na, zawsze o większej istotności niż ze stężeniem pozostałych składników i o większym poziomie istotności w wodzie spod pastwisk (tab. 2). Średnie stężenie Cl w wodzie spod użytków zielonych było około dwa razy większe niż stwierdzane przez IGRASA [2004] w wodach drenarskich. Na Kuwasach średnie stężenie Cl było około dwa razy mniejsze w wodzie gruntowej spod gleb torfowych użytkowanych łąkowo niż spod tak samo użytkowanych gleb mineralnych. Nie obserwowano różnic w stężeniu Cl w próbkach z warstwy torfowej i ze spągu (tab. 1). Obserwowano tylko stosunkowo słabą zależność między stężeniem Cl a pozostałymi składnikami, największą ze stężeniem Na i K, w które to składniki gleby torfowe są ubogie. Rozrzut stężenia Cl wobec stężenia Na przedstawiał taki sam obraz w wodzie z warstwy torfu, jak i ze spągu (rys. 8ab). W próbkach wody gruntowej z BPN, gdzie zaniechano rolniczego użytkowania gleb torfowych, stężenie Cl było istotnie dwa razy mniejsze niż w próbkach z obiektów użytkowanych rolniczo na Kuwasach.

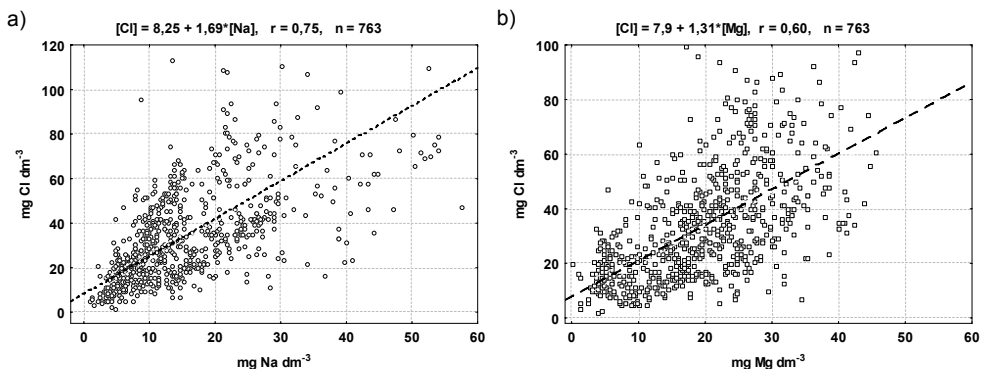
Próbki wody powierzchniowej pochodziły z cieków oraz kanałów melioracyjnych w gospodarstwach demonstracyjnych i gospodarstwie doświadczalnym IMUZ w Falentach oraz z gleb torfowych w intensywnej uprawie łąkowej na torfowisku Kuwasy lub w ekstenzywnej bądź zaniechanej uprawie w Biebrzańskim Parku Narodowym. Największe stężenie Cl stwierdzono w ciekach z gospodarstw demonstracyjnych, w których zabiegiem produk-



Rys. 8. Rozrzut stężenia chlorków wobec stężenia sodu w wodzie gruntowej z gleb torfowych na Kuwasach: a) z warstwy torfu, b) ze spągu; r , n – jak na rysunku 3.

Fig. 8. Distribution of chloride concentration vs. sodium concentration in groundwater from peat soils at Kuwasy: a) peat layer, b) mineral layer; r , n – as in Fig 3

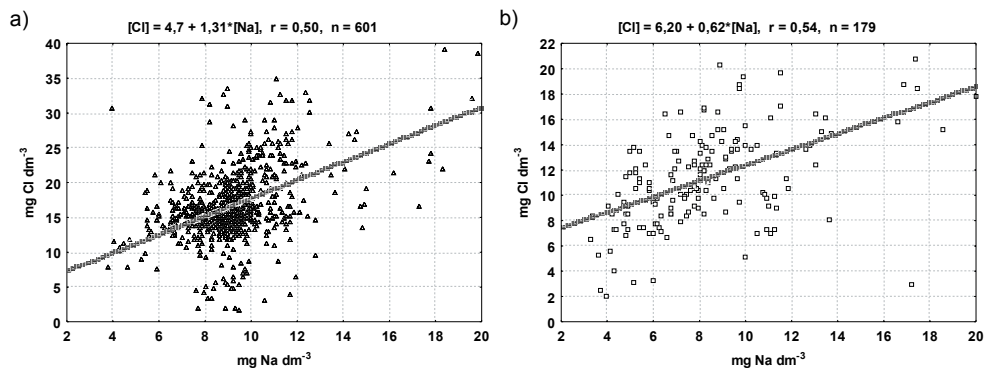
cyjnym i hodowlanym towarzyszyło wprowadzanie nawozów lub pasz zawierających ten składnik. Wody z cieków na obiektach uprawnych w Falentach były uboższe w Cl, mimo oddziaływania na nie zabiegów uprawowych i skupiska ludności w okolicy podmiejskiej. Jedynie w wodzie powierzchniowej z BPN stężenie chlorków było stosunkowo małe, gdyż oddziaływanie nań rolnictwa i mieszkańców jest niewielkie (tab. 1). Stężenie to w wodzie z cieków z gospodarstw demonstracyjnych było wysoce istotnie skorelowane ze stężeniem sodu i magnezu, a słabiej ze stężeniem potasu, co sugerowałoby większe tutaj oddziaływanie źródeł bytowych (tab. 2, rys. 9a). Stwierdzono również wysoce istotną korelację stężenia Cl ze stężeniem Mg (rys. 9b). Stężenie Cl i Mg w tych wodach miało większy udział w mierzonym przewodnictwie elektrycznym niż stężenie kationów Ca i Na (tab. 2).



Rys. 9. Rozkład stężenia chlorków w wodzie cieków z gospodarstw demonstracyjnych wobec stężenia: a) sodu, b) magnezu; r , n – jak na rysunku 3.

Fig. 9. Distribution of chloride concentration in water from streams in demonstration farms vs. concentration of: a) sodium, b) magnesium; r , n – as in Fig 3

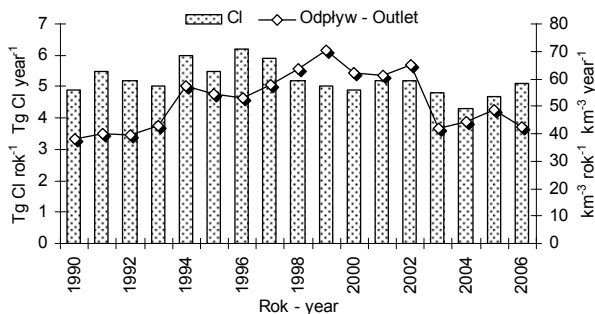
W wodzie powierzchniowej z rowów melioracyjnych oraz cieków położonych na obiektach gleb torfowych stężenie Cl było wyraźnie mniejsze niż w wodzie z cieków z gospodarstw demonstracyjnych, lecz podobne jak w wodzie z cieków w Falentach (zasilanych wodą źródlaną) (tab. 2). Podobnie jak w pozostałych badanych wodach obserwowano wysoce istotną korelację stężenia Cl ze stężeniem Na (rys. 10ab). Taka zależność ze stężeniem pozostałych składników wykazywała mniejszy współczynnik regresji, z wyjątkiem stężenia Ca w wodzie z cieków z obydwóch obiektów i stężenia K w wodzie z cieków w BPN (tab. 2).



Rys. 10. Rozkład stężenia chlorków wobec stężenia sodu w wodzie rowów melioracyjnych na glebach torfowych: a) na Kuwasach, b) w Biebrzańskim Parku Narodowym; r , n – jak na rysunku 3.

Fig. 10. Distribution of chloride concentration vs. sodium concentration in water from drainage channels in peat soils from: a) Kuwasy, b) the Biebrza National Park; r , n – as in Fig. 3

Ładunek chlorków, odprowadzanych rzekami z obszaru Polski do Morza Bałtyckiego przekracza 5 mln t Cl rocznie i w kolejnych latach nie koreluje z objętością odpływu wody do morza (rys. 11), podczas gdy odprowadzany ładunek azotu wykazuje wysoce istotną korelację z tym odpływem ($r = 0,83$, $n = 17$). Zrzucony ładunek Cl odpowiada przeciętnemu stężeniu $100 \text{ mg Cl} \cdot \text{dm}^{-3}$ w wodzie z rzek przy ich ujściu do morza, przeciętne stężenie



Rys. 11. Ładunek chlorków odprowadzany rzekami z obszaru Polski do Morza Bałtyckiego

Fig. 11. Chloride load discharged with river waters from Polish territory to the Baltic Sea

w wodzie z obszarów wiejskich wynosi $20 \text{ mg Cl}\cdot\text{dm}^{-3}$. Przeto udział rolnictwa i obszarów wiejskich w całkowitym zanieczyszczaniu wody w Polsce tym składnikiem jest więc niewielki w porównaniu z ładunkiem rozpraszonym z wodami kopalnianymi i ściekami z przemysłu.

PODSUMOWANIE

Przedstawione i omówione wyniki nie pochodzą z celowych badań nad występowaniem chlorków w wodzie z obszarów wiejskich i mają charakter wybiórczy, aczkolwiek nie przypadkowy. Otrzymano je wprawdzie w trakcie różnych zadań badawczych, każde z nich miało jednak określony cel i postępowanie, gdyż obiekty do badań wybierano pod kątem zagrożenia zanieczyszczeniem wody ze źródeł rolniczych. Wszystkie oznaczenia wykonano tymi samymi metodami w wyspecjalizowanym laboratorium analitycznym. Wśród objętych badaniami rodzajów wód pominięto wodę gruntową spod gruntów orných oraz wody drenarskie. Dane o stężeniu chlorków w wodzie tego ostatniego typu są dostępne w pracy IGRASA [2004]. Nasze postępowanie można porównać ze sprawozdaniem PANNON i in. [2005], sporządzonym dla Instytutu Geologicznego Stanu Illinois.

Chlorki w wodach powierzchniowych i w płytkich wodach gruntowych z obszarów wiejskich pochodzą głównie z opadu atmosferycznego, w którym ulegają 3–4-krotnemu zagęszczeniu w wyniku ewapotranspiracji. Można zaniedbać uwalnianie chlorków w wyniku wietrzenia minerałów w glebie, które w polskich warunkach ma niewielkie znaczenie. Stężenie w zakresie $1\text{--}4 \text{ mg Cl}\cdot\text{dm}^{-3}$ w mokrym opadzie atmosferycznym odpowiada stężeniu od 6 do $12 \text{ mg Cl}\cdot\text{dm}^{-3}$, spotykanemu w „czystych” wodach po ich zagęszczeniu, o którym była wyżej mowa. Przeto każde przekroczenie tego przeciętnego stężenia wskazuje na dodatkowe źródło chlorków w analizowanej wodzie. Potwierdziły to zebrane wyniki badań. Najmniejsze stężenie Cl obserwowano w wodzie gruntowej i z cieków na terenie Biebrzańskiego Parku Narodowego (BPN), w którym jest niewielkie zaludnienie, oraz gdzie zaniedbano produkcję rolnej. Chlorki w wodzie gruntowej z użytków rolnych pochodzą z nawozów potasowych oraz z nawozów naturalnych. Największe jednak zanieczyszczenie wody powstaje w osiedlach wiejskich, w miejscach skupienia zwierząt gospodarskich i działalności bytowej ludności wiejskiej. Szczególnie duży ładunek chlorków jest odprowadzany wraz z innymi substancjami do wody z miejsc składowania nawozów naturalnych lub kiszonek. Zwiększonego lub nawet dużego stężenia Cl w wodach gruntowych można spodziewać się w pobliżu dróg ze względu na stosowanie soli do odładzania.

Wzbogacaniu wody w chlorki towarzyszy zawsze wzbogacanie w inne składniki. Zachowawcze właściwości chlorków, wynikające z ich znikomej reaktywności w środowisku wodnym i glebowym, mogą i powinny być wykorzystywane do śledzenia przemieszczania się różnych substancji w zasobach wody. Jest to odrębne zagadnienie, na które nie ma miejsca w tym artykule. Obecność chlorków w wodzie jest jednak pomocną informacją do wyrokowania o pochodzeniu w niej substancji zanieczyszczających, jak również o zanieczyszczającym potencjale źródła. W nawiązaniu do wdrażania Dyrektywy Azotanowej [Council Directive 96/61/EC] podejmowano próby oceny zanieczyszczenia wody azotanami z wykorzystaniem stężenia w niej chlorków w celu śledzenia i prognozowania dopływu doń azotanów [OWENS, 1997; OWENS, VAN KEUREN, EDWARDS, 1997; RAMOS, DOMINGO, OLIVER,

1999; RICHTER, 1994; SCHLÜTER, HENNIG, BRÜMMER, 1996; SCHULZ, HRADETZKY, 1999; STEELE, JUDD, SHANNON, 1984; STREBEL, BOETTCHER, KOELLE, 1986; STREBEL, RENGER, 1982; VRBA, 1986; ZAHN, GRIMM, 1993]. Wyniki cytowanych badań dawały jednak nikłe podstawy do potwierdzenia takich możliwości. STREBEL i RENGER [1982] uzasadniają te trudności faktem, iż azotany są tracone w wodzie, głównie w wyniku denitryfikacji oraz pobierania przez mikro- i makroflorę, a chlorki są zachowywane. W badanych wodach wysoce istotną zależność między stężeniem chlorków i azotanów obserwowano tylko w wodzie studziennej, co może wynikać z jej dobrego natlenienia.

Prawie we wszystkich rodzajach badanych wód stwierdzono wysoce istotną korelację stężenia Cl ze stężeniem Na, a często także ze stężeniem K i mniej istotną ze stężeniem Mg oraz słabą ze stężeniem Ca. Dwie równoważne przyczyny leżą u podstaw zależności między stężeniem Cl i Na w badanych wodach – wspólne źródło pochodzenia i podobne zachowanie się w środowisku. Głównym antropogenicznym źródłem chlorków i sodu jest wydobywanie soli kamiennej (NaCl) albo solanki, których produkty są wykorzystywane do celów bytowych i przemysłowych lub zrzucane bezpośrednio do wód powierzchniowych, jak na przykład wody kopalniane. W środowisku nie ma mechanizmów powodujących rozdzielanie składników soli kuchennej. Zarówno chlorki, jak i sód mają charakter zachowawczy w środowisku, nie ulatniają się do atmosfery, praktycznie nie są sorbowane przez glebę i osady dennie, nie wytrącają się w wodzie pod żadną postacią, a są jedynie, mniej lub

Tabela 3. Stosunek molowego stężenia sodu, potasu, magnezu i wapnia do stężenia chlorków w badanych zbiorach próbek

Table 3. Molar ratio of Na, K, Mg and Ca concentrations to chloride concentrations in studied collection of water samples

Pochodzenie wody Origin of water samples	Liczba próbek Number of samples	Proporcje składników Ion ratio			
		Na:Cl	K:Cl	Mg:Cl	Ca:Cl
Wodociągi Tap water	382	1,33	0,25	3,01	6,24
Studnie gospodarskie Farm wells	628	1,27	0,69	0,85	2,08
Woda gruntowa spod łąk Grounwater from under meadows	1 292	0,64	0,54	0,53	1,79
Woda gruntowa spod osiedli wiejskich Groundwater from rural settlements	1 414	0,41	1,26	0,21	0,34
Woda gruntowa z gleb torfowych na Kuwasach Groundwater from peat soil at Kuwasy	3 503	0,64	0,54	0,53	1,79
Woda gruntowa z gleb torfowych w Biebrzańskim Parku Narodowym Groundwater from peat soil in the Biebrza National Park	894	1,20	0,25	2,23	5,89
Cieki na obszarze występowania gleb mineralnych Surface waters on mineral soil object	919	0,70	0,87	0,63	1,43
Razem Total	9 112	0,55	0,91	1,47	0,89

bardziej selektywnie, pobierane przez rośliny wodne i lądowe. Te zachowawcze właściwości obydwóch jonów powodują, iż we wszystkich rodzajach badanej wody korelacja między ich stężeniem była wysoce istotna. W odniesieniu do 10 000 próbek współczynnik korelacji Pearsona wynosił 0,80, a Spearmana – 0,73. Stosunek molowego stężenia sodu do stężenia chlorków w badanych rodzajach wody mieścił się w granicach od 0,4 do 0,7, z wyjątkiem wody wodociągowej, wody ze studni i wody gruntowej oraz powierzchniowej z obszaru BPN, to znaczy wód, do których mogą docierać wody z głębszych warstw wodonośnych o innym składzie jonowym (tab. 3). Innym ważnym źródłem chlorków, tym razem w rolnictwie, są nawozy potasowe. Z zastosowanymi w 2005 r. 200 tys. t nawozu potasowego (K_2O) w postaci KCl wprowadzono ok. 180 tys. t chlorków, które w większości zostały pobrane przez rośliny uprawne, zwłaszcza paszowe i ogrodnicze, i ostatecznie trafiły do nawozów naturalnych oraz ścieków bytowych. Jest to główna przyczyna stwierdzonej wysoce istotnej korelacji między stężeniami tych dwóch pierwiastków w wodzie ze studni w gospodarstwach rolnych oraz w wodzie gruntowej spod zagrody i pastwisk. We wszystkich badanych wodach obserwowano istotną zależność między stężeniem chlorków a stężeniem magnezu i wapnia, co wynika głównie z równowagi jonowej w wodzie.

We współczesnych pracach dotyczących jakości wody na obszarach wiejskich niezbyt często uwzględnia się stężenie chlorków, a jeśli nawet, to nie wykorzystuje się otrzymanych danych do identyfikacji źródeł i losów substancji, których obecność uznaje się za pogarszającą jakość wody. Zachowawcze właściwości chlorków umożliwiają śledzenie szybkości i kierunków przemieszczania się substancji, a nawet samej wody.

LITERATURA

- ANATOLAKI CH., TSITOURIDOU R., 2007. Atmospheric deposition of nitrogen, sulfur and chloride in Thessaloniki, Greece. *J. Atmosph. Res.* 2007.02.010.
- BANASZUK P., 2007. Wodna migracja zanieczyszczeń obszarowych do wód powierzchniowych w zlewni górnej Narwi. *Rozpr. Nauk.* nr 144. Białystok: Wydaw. PBiał. ss. 182.
- Ambient water quality guidelines for chloride: Overview. British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection 2003.
- Council Directive 96/61/EC of 24 September 1996 concerning integrated pollution prevention and control. *OJ L* 257.
- IGRAS J., 2004. Zawartość składników mineralnych w wodach drenarskich z użytków rolnych w Polsce”. *Monogr. Rozpr. Nauk.* nr 13. Puławy: Wydaw. IUNG ss. 123.
- KRAPAC G., DEY W.S., SMYTH CH. A., ROY W.R. 2002. Impact of swine manure pits on groundwater quality. *Env. Pollution* 120 s. 475–492.
- OWENS L.B., VAN KEUREN R.W., EDWARDS W.M., 1997. Groundwater concentrations of non-nitrogen nutrients under a medium fertility pasture system. *Proc. 18 Intern. Grassld. Congr. Sess. 20 Nutrient Cycling.* Winnipeg, June 8–19, 1997.
- PANNO S.V., HACKLEY K.C., HWANG H.H., GREENBERG S.E., KRAPAC I.G., LANDSBERGER S., O’KELLY D.J., 2005. Database for the characterization and identification of sources of sodium and chloride in natural waters of Illinois. *Open File Series 2005–1*, Illinois State Geological Survey.
- PANNO S.V., HACKLEY K.C., HWANG H.H., GREENBERG S.E., KRAPAC I.G., LANDSBERGER S., O’KELLY D.J. 2006. Characterization and identification of Na-Cl sources in ground water. *Ground Water* 44 (2) s. 176–178.
- POLAŃSKI A., SMULIKOWSKI K., 1969. *Geochemia*. Warszawa: Wydaw. Geolog. ss. 636.

- ROCHA DA G.O., ALLEN A.G., CARDOSO A.A., 2007. Influence of agricultural biomass burning on aerosol size distribution and dry deposition in Southeastern Brazil. *Atmosph. Res.* 85 (3–4) s. 413–428.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu raz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. Dz. U. nr 32 poz. 284.
- RAMOS C., DOMINGO R., OLIVER J., 1989. Nitrate leaching under two nitrogen fertilization management. W: *Management systems to reduce impact of nitrate*. Pr. zbior. Red. J. C. Germon. Amsterdam: Elsevier s. 99–109.
- RICHTER G.M., BEBLIK A.J., ROLLAND W., RICHTER J., 1994. In situ „tracer“ – Versuche zur Simulation der Nitratdynamik in der ungesättigten Zone. *Mitteilungen Dt. Bodenkd. Gesellsch.* 72 s. 207–210.
- SAPEK A., 1991. The impact of potassium chloride and potassium bromide fertilization on Cl and Br content in meadow plants. *Zesz. Nauk. AR Krak.* nr 263 (z. 34) s. 337–341.
- SAPEK A., NAWALANY P., BARSZCZEWSKI J., 2003. Ładunek składników nawozowych wnoszony z opadem mokrym na powierzchnię ziemi w Falentach w latach 1995–2001. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* t. 3 z. specj. 6 s. 69–78.
- SAPEK A., NAWALANY P., 2004. Stężenie i ładunek składników nawozowych wnoszonych z opadem atmosferycznym na powierzchnię ziemi w regionie ostrołęckim w latach 1993–1996. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* t. 4 z. 1 (10) s. 177–182.
- SAPEK A., NAWALANY P., 2006. Ładunek składników nawozowych wnoszonych z opadem atmosferycznym na powierzchnię ziemi na przykładzie pól doświadczalnych w Falentach. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* t. 6 z. specj. (17) s. 23–27.
- SAPEK A., SAPEK B., 2007. Zmiany jakości wody i gleby w zagrodzie i jej otoczeniu w zależności od sposobu składowania nawozów naturalnych. *Zesz. Edukac.* 11/2007 s. 5–114.
- SCHLÜTER W., HENNIG A., BRÜMMER G., 1996. Verlagerung und Dispersion von Chlorid-, Bromid-, Nitrat- und Sulfat-Tracer in zwei typischen Auerböden. *Z. Pflanzenernaehrung Bodenkd* 159 s. 591–598.
- SCHULZ L., HRADETZKY R., 1999. Grundwasserschutz bei der Lagerung von Stallmist am Feld. *Wasserwirtschaftskataster*. Wien, Februar 1999:1-1-A-74.
- STEELE K.W., JUDD M.J., SHANNON P.W., 1984. Leaching of nitrate and other nutrients from a grazed pasture. *New Zeal. J. Agricult. Res.* 27 s. 5–11.
- STREBEL O., RENGER M. 1982. Stoffanlieferung an das Grundwasser bei Sandböden unter Acker, Grünland und Nadelwald. *Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen*, T.U. Braunschweig H. 34 s. 132–144.
- STREBEL O., BOETTCHER J., KOELLE W., 1986. Stoffbilanzen im Grundwasser eines Einzugsgebietes als Hilfsmittel bei Klärung und Prognose von Grundwasserqualitäts-Problem. *Beispiel Fuhberger Feld*. Z. dt. Geol. Ges. 136 s. 533–541.
- THUNQVIST E.L., 2004. Regional increase of mean chloride concentration in water due to the application of deicing salt. *Sci. Tot. Env.* 325 (1–3) s. 29–37.
- WALTER M., HEDIN L.O. 2002. Watershed-based separation of atmospheric input vectors. *American Geophysical Union, Fall Meeting 2002*, abstract #H52D-0914. Anonymous. Anonymous. *Am. Geophys. Union Fall Meeting 2002*, abstract #H52D-0914 59(1) s. 1–6.
- ZAHN M. T., GRIMM W.-D., 1993. Nitrate and chloride loading as anthropologic indicators. *Water Air Soil Pollut.* 68 s. 469–483.
- VRBA J., 1986. Groundwater development and protection. W: *Geo-resources and environment*. Pr. zbior. Red. F. Bender. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlaghandl. s. 47–58.

Andrzej SAPEK

CHLORIDES IN WATER FROM RURAL AREAS

Key words: chloride, rural area, water

S u m m a r y

Chlorides in the environment (particularly in aquatic habitats) are conservative ions. They are neither emitted to the atmosphere nor bound in soil or bottom sediments and do not form insoluble compounds with other dissolved substances. They are only assimilated by living organisms from which they are easily released after death. Therefore, chlorides may be used as a tracer to identify water pollutants, to follow the velocity and directions of their movements and even to trace water flow. This paper presents data on chloride concentrations in 9 thousand water samples of various types collected in rural areas between 1992 and 2007 within various research projects. The highest chloride concentrations were found in waters polluted from domestic sources, particularly those having contact with animal faeces in farmsteads and on pastures. In all waters chloride concentration was correlated with sodium concentration and in waters contacting natural nutrients – also with potassium concentration.

Recenzenci:

prof. dr hab. Józef Koc

prof. dr hab. Waldemar Mioduszewski

Praca wpłynęła do Redakcji 11.02.2008 r.