

WSTĘP

Zależność chemizmu wód podziemnych od sposobu zagospodarowania terenu nie podlega dyskusji, natomiast rozróżnienie czynników wpływających na zawartości poszczególnych składników w wodach, czy są one wynikiem naturalnych procesów hydrogeochemicznych czy jest to efekt antropopresji, jest zadaniem o wiele bardziej złożonym. Problematyka zależności chemizmu wód podziemnych od sposobu użytkowania terenu jest często obiektem zainteresowania ośrodków badawczych na świecie, lecz zwykle są to badania regionalne, o ograniczonym zasięgu (Foster, 2001; Jeong, 2001; Andrade i in., 2008; Fianko i in., 2009; Rauba, 2009; Świtalska i in., 2013; Cymes i in., 2014). Znacznie rzadziej zagadnienia te są analizowane na szerszą skalę, np. dla całego kraju (Baker, 2003; Pietrzak, 2012).

Autorki tego artykułu poddały analizie wyniki badań jakości wód podziemnych prowadzonych w ramach monitoringu krajowego w latach 1995–2017 przede wszystkim w celu określenia zależności zawartości wybranych wskaźników fizyczno-chemicznych od sposobu zagospodarowania terenu, przy uwzględnieniu różnego stopnia izolacji poziomów wodonośnych. Podjęły również próbę określenia, czy pochodzenie danego składnika jest wynikiem antropopresji czy czynników naturalnych. Jest to wstępna wersja interpretacji danych monitoringowych w aspekcie zagospodarowania terenu.

METODA BADAŃ

Próbki wód podziemnych były pobierane zgodnie z wytycznymi Laboratorium Chemicznego Państwowego Instytutu Geologicznego – Państwowego Instytutu Badawczego (PIG-PIB), które od 2000 r. ma certyfikat PCA nr AB 283. W 2015 r. akredytacja PIG-PIB została rozszerzona o pobieranie próbek i badania właściwości fizycznych wody wykonywane przez Zespół Poboru Próbek Środowiskowych PIG-PIB. Zastosowano metodykę zgodnie z instrukcją wykonawczą do norm: PN-ISO 5667-11:2017-10 z wyłączeniem pkt 5.2, 6.1.2, 6.3; PN-77/C-04584; PN-EN ISO 10523:2012 i PN-EN 27888:1999.

Analizy składu chemicznego wód były wykonywane w Laboratorium Chemicznym PIG-PIB w Warszawie. Zawartości anionów: SO_4^{2-} , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- i F^- , oznaczano metodą chromatografii jonowej, natomiast kationy za pomocą atomowej spektrometrii emisyjnej ze wzbudzeniem w plazmie indukcyjnie sprzężonej – ICP. Odrzucono analizy, dla których wartości błędu, obliczonego przez porównanie zawartości anionów i kationów wyrażonej w mval/l , wynosiły ponad 10% oraz te, dla których suma zawartości Na i Cl była powyżej 1000 mg/l . Analizie poddano tylko poziomy wodonośne o charakterze porowym w osadach okrucowych (piaski, żwiry, pospółki). W sumie badany zbiór zawierał wyniki 4177 analiz fizyczno-chemicznych wód podziemnych wykonanych w latach 1995–2017 w 1304 punktach monitoringowych zgromadzonych w bazie danych Monitoringu Wód Podziemnych PIG-PIB (Kazimierski, 2013, 2014; Sadurski, 2015, 2016, 2017). Interpretacja i analiza wyników badań została wykonana z zastosowaniem programów Statistica i Excel.

W nawiązaniu do wydzieleń CORINE Land Cover, wytypowano formy zagospodarowania terenu, które są zestawione w tabeli 1 wraz z liczbą punktów monitoringowych zlokalizowanych w ich obrębie.

Przyporządkowanie do punktów monitoringu wód podziemnych lokalizacji w obrębie odpowiedniej formy zagospodarowania terenu odbywa się na etapie włączania punktu do sieci, na podstawie wydzielenia poziomu drugiego CORINE Land Cover. Odpowiadają za nie opiekunowie regionalni sieci obserwacyjno-badawczej monitoringu wód podziemnych (SOBWP).

Analizę przeprowadzono niezależnie w czterech podzbiórach zróżnicowanych ze względu na stopień izolacji poziomu wodonośnego. Wyróżniono grupy punktów obejmujących: punkty reprezentujące warstwy wodonośne o swobodnym zwierciadle wody podziemnej, tj. pozbawione izolacji (zw. swobodne); punkty reprezentujące warstwy wodonośne pod ciśnieniem piezometrycznym nieprzekraczającym 10 m (zw. napięte < 10 m); punkty reprezentujące system wodonośny o napiętym zwierciadle wody podziemnej o ciśnieniu piezometrycznym większym niż 10 m i w których strop warstwy wodonośnej znajduje na głębokości mniejszej niż 120 m (zw. napięte 10–120 m); punkty repre-

Tabela 1

Formy zagospodarowania terenu i rodzaj punktów monitoringowych

Type of land use and category of monitoring points

Zagospodarowanie terenu	Liczba punktów	Piezometry	Studnie wiercone	Studnie kopane
1. Tereny zieleni miejskiej	34	9	25	–
2. Lasy	133	115	115	3
3. Zabudowa miejska	157	21	132	4
4. Łąki i pastwiska	100	49	50	1
5. Grunty orne	353	95	252	6
6. Tereny przemysłowe	48	4	44	–
7. Zabudowa wiejska	479	114	308	57

zentujące system wodonośny o napiętym zwierciadle wody podziemnej, w którym strop warstwy wodonośnej znajduje się na głębokości większej niż 120 m (zw. napięte > 120 m).

W pierwszym etapie podzielono zbiór wyników analiz na grupy ze względu na typ zagospodarowania terenu i w każdej grupie wydzielono po cztery podgrupy badawcze

według izolacji poziomu wodonośnego. Do dalszej analizy wytypowano wartości pH, mineralizację i składniki, które są wskaźnikami antropopresji: NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , Na, K, HPO_4^- i Zn oraz Ca i Mg, jako wskaźniki bardzo ważne dla zdrowia (tab. 2). Następnie przeprowadzono analizę statystyczną stężeń wybranych składników.

Tabela 2

Wartości średnie wybranych składników wód podziemnych

Average values of selected parameters of groundwater

Składnik/ izolacja (liczebność)	pH	Minera- lizacja	NO_3^-	NH_4^+	SO_4^{2-}	Cl^-	Na	K	HPO_4^-	Zn	Ca	Mg
		mg/l										
Tereny zieleni miejskiej (n = 116)												
Zw. swobodne (57)	7,12	675	2,01	1,96	128,6	64,3	39,2	10,82	0,180	0,007	111,3	14,3
Zw. napięte <10 m (11)	7,27	655	0,97	0,24	97,3	64,2	31,9	28,52	0,150	0,002	103,6	14,1
Zw. napięte 10–120 m (44)	7,49	599	0,59	0,41	32,5	109,2	72,2	3,49	0,180	0,011	74,1	12,6
Zw. napięte >120 m (4)	8,94	379	0,10	0,69	4,3	5,5	81,1	8,98	0,150	0,002	14,8	3,6
Lasy (n = 789)												
Zw. swobodne (447)	7,30	399	5,38	0,63	60,8	24,8	14,5	3,24	0,167	0,059	73,8	7,8
Zw. napięte <10 m (38)	7,42	411	0,39	0,80	29,7	13,4	10,0	3,30	0,158	0,097	74,0	7,9
Zw. napięte 10–120 m (234)	7,49	460	0,79	2,11	27,0	22,8	22,7	3,46	0,156	0,238	70,4	12,1
Zw. napięte >120 m (70)	7,71	581	0,26	0,64	4,5	79,6	74,8	6,41	0,161	0,126	61,6	12,5
Zabudowa miejska (n = 511)												
Zw. swobodne (213)	7,25	568	10,63	0,45	82,6	49,6	26,0	7,44	0,339	0,251	98,3	14,2
Zw. napięte <10 m (29)	7,23	488	4,33	2,90	64,8	25,8	16,0	2,87	0,150	0,024	87,1	9,8
Zw. napięte 10–120 m (242)	7,40	620	4,51	0,82	61,7	66,8	39,0	4,81	0,174	0,073	95,8	17,4
Zw. napięte >120 m (27)	7,48	498	0,16	0,74	3,5	45,9	57,9	5,80	0,150	0,094	47,0	13,0
Łąki i pastwiska (n = 288)												
Zw. swobodne (92)	7,33	487	8,25	0,61	43,1	20,0	12,0	7,31	0,158	0,008	85,6	12,4
Zw. napięte <10 m (66)	7,01	490	12,39	1,26	53,5	33,0	17,9	7,51	0,303	0,010	81,0	11,2
Zw. napięte 10–120 m (121)	7,36	439	3,57	0,44	48,4	18,9	10,4	2,24	0,150	0,007	80,2	11,3
Zw. napięte >120 m (9)	7,41	500	1,46	0,69	10,3	7,9	7,7	3,31	0,165	0,028	89,5	13,7
Grunty orne (n = 833)												
Zw. swobodne (310)	7,22	496	16,08	0,22	84,9	32,8	14,6	3,74	0,188	0,022	92,9	13,1
Zw. napięte <10 m (55)	7,21	610	41,30	0,46	70,2	55,4	30,5	4,44	0,186	0,009	104,6	15,3
Zw. napięte 10–120 m (418)	7,33	530	6,48	0,55	45,9	30,1	24,7	3,14	0,161	0,025	85,6	15,3
Zw. napięte >120 m (50)	7,73	531	0,27	1,09	24,0	35,0	69,5	5,06	0,150	0,042	48,4	11,2
Tereny przemysłowe (n = 163)												
Zw. swobodne (46)	6,98	519	11,21	0,25	108,6	65,2	29,8	5,55	0,154	0,210	91,0	13,0
Zw. napięte <10 m (29)	7,12	690	4,28	1,45	174,9	61,8	32,4	5,28	0,459	0,029	113,9	17,4
Zw. napięte 10–120 m (64)	7,35	517	2,93	0,47	66,1	27,3	23,4	3,43	0,150	0,054	84,8	14,0
Zw. napięte >120 m (24)	7,47	689	0,24	0,85	1,6	108,3	90,8	4,77	0,188	0,144	65,5	17,7
Zabudowa wiejska (n = 1451)												
Zw. swobodne (574)	7,33	496	21,20	1,11	67,6	28,1	15,8	9,33	0,229	0,034	87,7	12,2
Zw. napięte <10 m (162)	7,07	579	14,24	0,72	111,6	39,2	22,2	8,15	0,848	0,183	102,5	12,9
Zw. napięte 10–120 m (690)	7,40	539	4,56	0,62	49,6	29,8	22,4	5,44	0,162	0,037	88,5	15,2
Zw. napięte >120 m (25)	7,35	556	0,15	0,81	5,3	21,2	34,2	5,65	0,164	0,008	69,9	19,4

WYNIKI BADAŃ

Średnia wartość mineralizacji ogólnej badanych wód wynosi od 379 do 690 mg/l i wykazuje zależność od charakteru zagospodarowania terenu dla poziomów o zwierciadle swobodnym, dla których najwyższe wartości występują na terenach przemysłowych i miejskich.

Zanieczyszczenie azotanami (NO_3^-) jest jednym z głównych problemów skażenia wód podziemnych w Polsce, a wysokie ich zawartości powodują takie choroby jak: methemoglobinemię, raka żołądka, choroby tarczycy czy cukrzycę (Razowska-Jaworek, Sadurski, 2005). W badanych wodach średnie stężenia azotanów są bardzo zróżnicowane, i wynoszą od 0,1 do 41,3 mg/l. Najwyższe średnie stężenia występują w poziomach wodonośnych o wysokiej podatności, w rejonach występowania gruntów ornych oraz na obszarach o zabudowie wiejskiej. Na terenach zabudowy wiejskiej widoczny jest wyraźny spadek zawartości azotanów wraz ze zwiększonym stopniem izolacji poziomu wodonośnego (fig. 1), ale w przypadku gruntów ornych najwyższa wartość średnia występuje w wodach o zwierciadle napiętym i izolacji mniejszej niż 10 m. Niewątpliwie świadczy to o wyrażnie obszarowym charakterze tego zanieczyszczenia i dużej roli dopływu lateralnego, za czym przemawiają zawartości NO_3^- w poziomach o zwierciadle swobodnym, które w rejonie występowania gruntów ornych są o ponad połowę niższe (tab. 2).

Podwyższone stężenia azotanów dla wód o zwierciadle swobodnym na obszarach zabudowy miejskiej (średnia

10,6 mg/l) mogą świadczyć o przeciekach z nieszczelnej kanalizacji. Warto zwrócić uwagę na nieco podwyższone zawartości azotanów na terenach leśnych w stosunku do przyjętych wartości tła hydrogeochemicznego (5 mg/l – Witczak i in., 2013) – średnia 5,4 mg/l, a maksimum 108 mg/l dla poziomu o zwierciadle swobodnym, co może sugerować istnienie ognisk zanieczyszczeń w lasach (Rusanen i in., 2004). Najprawdopodobniej jest to wpływ praktyk nawożenia szkółek leśnych i młodników oraz nielegalnych wysypisk odpadów. Trzeba mieć również na uwadze fakt, że obszary leśne to gospodarstwa produkcyjne, które w celu zwiększenia masy produkowanego drewna muszą stosować nawozy (Rolbiecki i in., 2007).

Najniższe zawartości azotanów (do 2 mg/l) stwierdzono na terenach zieleni miejskiej i parków, nawet w poziomach pozbawionych izolacji. Świadczy to o tym, że tego typu formy zagospodarowania terenu, poza funkcją rekreacyjną, chronią również poziomy wodonośne przed przenikaniem tych związków z powierzchni terenu. Pomimo wysokich zawartości, wszystkie średnie stężenia azotanów mieszczą się w zakresie wartości dopuszczalnych dla wód pitnych (poniżej 50 mg/l), ale w poziomach o słabej izolacji zwykle przekraczają górną granicę tła hydrogeochemicznego.

Średnie stężenia jonów amonowych (NH_4^+) w badanych wodach wynoszą od 0,22 do 2,90 mg/l. Najwyższe, w poziomach słabo izolowanych, występują na obszarach zabudowy miejskiej, wiejskiej i na terenach zieleni miejskiej, co może świadczyć o przeciekach z nieszczelnej sieci kanalizacyjnej czy szamb. Niższe wartości stężeń (poniżej 0,5 mg/l)

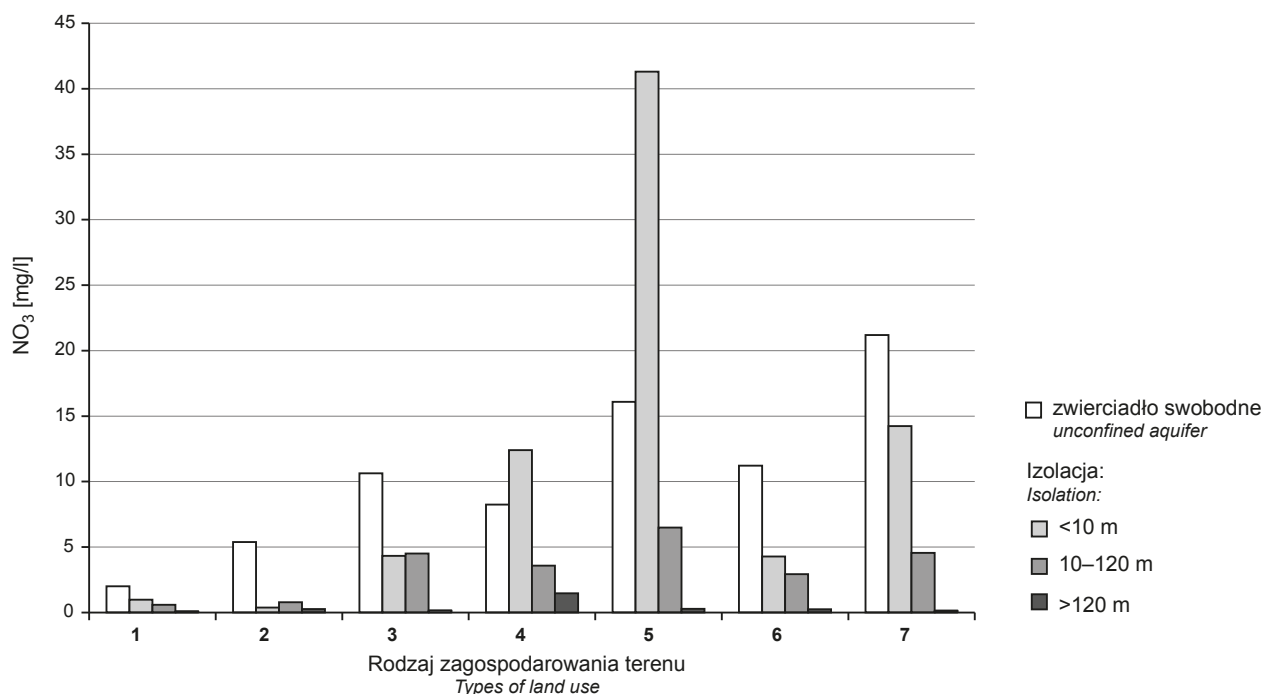


Fig. 1. Średnie zawartości azotanów w zależności od sposobu zagospodarowania terenu i stopnia izolacji poziomów wodonośnych

1 – zielen miejska, parki, 2 – lasy, 3 – zabudowa miejska, 4 – łąki i pastwiska, 5 – grunty orne, 6 – tereny przemysłowe, 7 – zabudowa wiejska

Average nitrates content in dependence on types of land use and aquifers vulnerability

1 – urban green areas, 2 – forests, 3 – urban areas, 4 – meadows, 5 – arable lands, 6 – industrial areas, 7 – rural areas

stwierdzono w poziomach o swobodnym zwierciadle na terenach gruntów ornych. Wartości średnie w kilku przypadkach przekraczają zarówno wartości dopuszczalne dla wód pitnych (0,5 mg/l), jak i górny zakres tła hydrogeochemicznego (1 mg/l – Witczak i in., 2013).

Średnie stężenia jonów fosforanowych (HPO_4^-) wynoszą od 0,15 do 0,85 mg/l (tab. 2). Najwyższe zawartości występują na obszarach zabudowy wiejskiej i miejskiej oraz w obrębie terenów przemysłowych (do 1,01 mg/l). Najprawdopodobniej jest to spowodowane przeciekami z nieszczelnej sieci kanalizacyjnej i szamb oraz odciekami ze składowisk odpadów. Najniższe wartości stężeń (poniżej 0,2 mg/l) stwierdzono w przypadku terenów zieleni miejskiej i parków oraz gruntów ornych.

Średnie stężenia jonów siarczanowych (SO_4^{2-}) wynoszą od 1,6 do 174,9 mg/l. Wyraźnie podwyższone stężenia występują w poziomach o zwierciadle swobodnym i o słabej izolacji, ale najwyższe na terenach przemysłowych i o zabudowie miejskiej, nawet w rejonach zieleni miejskiej (fig. 2). Choć zawartości te są niższe od dopuszczalnych dla wód pitnych (250 mg/l), to w poziomach podatnych przekraczają górne zakresy tła hydrogeochemicznego (60 mg/l). Siarczany są jednym z podstawowych składników wskazujących na wpływ antropopresji na wody podziemne, zarówno na obszarach zurbanizowanych, jak i rolniczych czy przemysłowych.

W badanych wodach średnie stężenia jonów chlorkowych (Cl^-) wynoszą od 5,5 do 109,2 mg/l. Podwyższone stężenia występują na terenach przemysłowych i zabudo-

wy miejskiej, natomiast najniższe na łąkach i pastwiskach oraz na obszarach leśnych. Najwyższe stężenia występują w głębszych strefach (>120 mg/l) i są genezy głównie naturalnej, chociaż w niektórych przypadkach mogą być spowodowane ascencją z głębszych, bardziej zasolonych poziomów wodonośnych. Wszystkie średnie są niższe od wartości dopuszczalnych dla wód pitnych, ale w niektórych przypadkach stężenia Cl^- przekraczają zakres tła hydrogeochemicznego (60 mg/l – Witczak i in., 2013).

Średnie stężenia cynku (Zn) wynoszą od 0,002 mg/l do 0,251 mg/l. Najwyższe wartości występują na obszarach zabudowy miejskiej i terenach przemysłowych. Najniższe zawartości stwierdzono na terenach zieleni miejskiej i parków oraz łąk i pastwisk. Świadczy to o tym, że tego typu formy zagospodarowania terenu chronią poziomy wodonośny przed zanieczyszczeniami. Stężenia cynku w badanych wodach przekraczają wartości tła hydrogeochemicznego (0,05 mg/l – Witczak i in., 2013) na obszarach zabudowanych i terenach przemysłowych.

Zawartości wapnia (Ca) są zróżnicowane – od 14,8 do 113,9 mg/l, ale nie wykazują zależności od sposobu zagospodarowania terenu.

Stężenia magnezu (Mg) zmieniają się w zakresie od 3,6 do 19,4 mg/l i również nie wykazują zależności od sposobu zagospodarowania terenu.

Dokonano także analizy zmienności zawartości średnich i median dla mineralizacji ogólnej, NO_3^- , SO_4^{2-} i Mg w wodach pobranych w latach 1995–2016 w tych samych punktach monitoringowych (tab. 3).

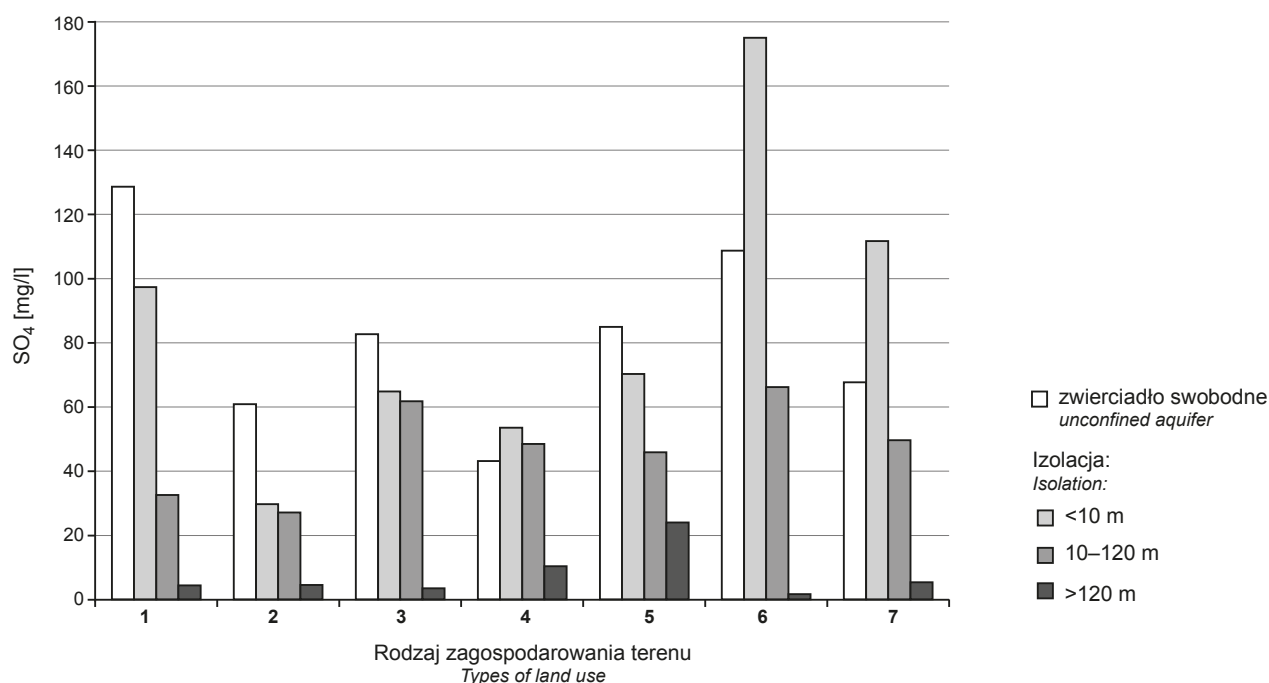


Fig. 2. Średnie zawartości siarczanów w zależności od sposobu zagospodarowania terenu i stopnia izolacji poziomów wodonośnych

1 – zieleni miejska, parki, 2 – lasy, 3 – zabudowa miejska, 4 – łąki i pastwiska, 5 – grunty orne, 6 – tereny przemysłowe, 7 – zabudowa wiejska

Average sulphate content in dependence on types of land use and aquifers vulnerability

1 – urban green areas, 2 – forests, 3 – urban areas, 4 – meadows, 5 – arable lands, 6 – industrial areas, 7 – rural areas

W poziomach o zwierciadle swobodnym, na obszarach wiejskich, w latach 1995–2016 jest zauważalny minimalny trend malejący stężeń azotanów (fig. 3), ale ich średnie stężenia dla poziomów o zwierciadle swobodnym nie wykazują dużej zmienności w tym okresie, wynosząc ok. 17 mg/l i były prawie takie same w 1995 i 2016 r. Świadczy to o braku poprawy jakości wód, a tym samym o konieczności dalszych działań mających na celu redukcję zanieczyszczeń azotanami wód podziemnych. Średnie stężenia SO_4^{2-} również nie wykazują tendencji spadkowej i wynoszą ok. 54 mg/l, przy braku trendu dla obszarów wiejskich w poziomach o zwierciadle swobodnym. Zawartości Mg w poziomach o zwierciadle swobodnym na obszarach wiejskich wykazują z kolei trend rosnący (fig. 3). Sapek (2013) wiąże to ze spadkiem pH oraz wzrostem zawartości magnezu w opadach atmosferycznych, a Pietrzak (2012) ze zmniejszeniem nawożenia mineralnego.

Dla poziomów o zwierciadle napiętym (tab. 3), ale o słabej izolacji (<10 m) zaobserwowano wyższe średnie wartości mineralizacji ogólnej o 115 mg/l w 2016 r. w stosunku do 1995 r. Również średnie zawartości NO_3^- w 2016 r. wynosiły 16 mg/l i były o ponad 4 mg/l wyższe niż w 1995 r., jednak wartości median są bardzo podobne, co wskazuje na lokalny charakter wzrostu tych stężeń. Średnie zawartości SO_4^{2-} były wyższe w 2016 r. o ok. 20 mg/l w stosunku do 1995 r., przy różnicy między medianami wynoszącej kilkanaście mg/l.

Dla poziomów o dobrej izolacji (10–120 m) obserwuje się wyższe zawartości tylko w przypadku siarczanów (średnia i mediana). Pozostałe parametry nie wykazują znaczących zmian.

W przypadku poziomów o bardzo dobrej izolacji (>120 m) jest widoczny duży spadek średniej zawartości SO_4^{2-} w 2016 r. w stosunku do 1995 r. (o ok. 30 mg/l). Wyjaśnienie tego zjawiska wymaga dalszych, bardziej szczegółowych badań.

WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że najwyższe stężenia analizowanych składników występują w wodach pobranych w punktach monitoringowych zlokalizowanych na terenach przemysłowych w poziomach o słabej izolacji, w których odnotowano zarówno wysokie wartości mineralizacji ogólnej wód, jak i podwyższone stężenia: NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Na, HPO_4^- i Zn. Również na obszarach zabudowy miejskiej występują wysokie stężenia badanych składników, w tym: NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , HPO_4^- i Zn.

W wodach pobranych z punktów monitoringowych zlokalizowanych na obszarach występowania gruntów ornych występują najwyższe średnie zawartości NO_3^- oraz podwyższone stężenia SO_4^{2-} , a na terenach zabudowy wiejskiej – NO_3^- i HPO_4^- .

Najniższe stężenia NO_3^- stwierdzono w wodach z punktów zlokalizowanych na obszarach zieleni miejskiej, jednak zawartości SO_4^{2-} , Cl^- i Na są tam podwyższone, co świadczy o istnieniu źródeł zanieczyszczenia na tych terenach, takich jak: nieszczelna sieć kanalizacyjna czy drogi i chodniki.

Warto zwrócić uwagę na podwyższone zawartości NO_3^- na obszarach leśnych, które mogą sugerować istnienie ognisk zanieczyszczeń w lasach. Z dużym prawdopodobieństwem można przyjąć, że są one skutkiem praktyk nawożenia szkółek leśnych i młodników oraz odcieków z nielegalnych wysypisk odpadów.

Chemizm wód podziemnych w punktach monitoringu jest uzależniony zarówno od czynników naturalnych (w tym stopnia izolacji i typu skał wodonośnych), jak i charakteru użytkowania gruntów oraz stopnia urbanizacji. Podwyższone stężenia NO_3^- , HPO_4^- czy SO_4^{2-} w badanych wodach podziemnych są ewidentnie wynikiem działalności człowieka, natomiast podwyższone koncentracje Na, Cl i NH_4^+ pochodzą zarówno ze źródeł antropogenicznych, jak i naturalnych

Tabela 3

Wartości średnie i mediany wybranych parametrów w wodach podziemnych w latach 1995 i 2016

Average and median values of selected parameters of groundwater in 1995 and 2016

Charakter zwierciadła / izolacja	Składnik	NO_3^-		Mg		SO_4^{2-}		Mineralizacja ogólna	
		[mg/l]							
	–	1995 r.	2016 r.	1995 r.	2016 r.	1995 r.	2016 r.	1995 r.	2016 r.
Swobodne	średnia	17,07	17,09	10,20	10,4	53,8	54,3	437	452
	mediana	6,63	5,09	8,53	7,3	37,3	33,0	389	388
Napięte <10 m	średnia	11,77	15,95	10,50	13,1	43,3	61,4	475	590
	mediana	6,52	6,42	9,55	12,8	31,8	44,5	485	572
Napięte 10–120 m	średnia	3,75	4,00	14,70	14,6	38,6	46,0	517	519
	mediana	0,05	0,27	11,19	11,6	14,1	20,4	465	451
Napięte >120 m	średnia	0,65	0,58	14,04	12,8	68,5	39,6	573	555
	mediana	0,02	0,12	13,92	12,9	5,9	5,3	472	484

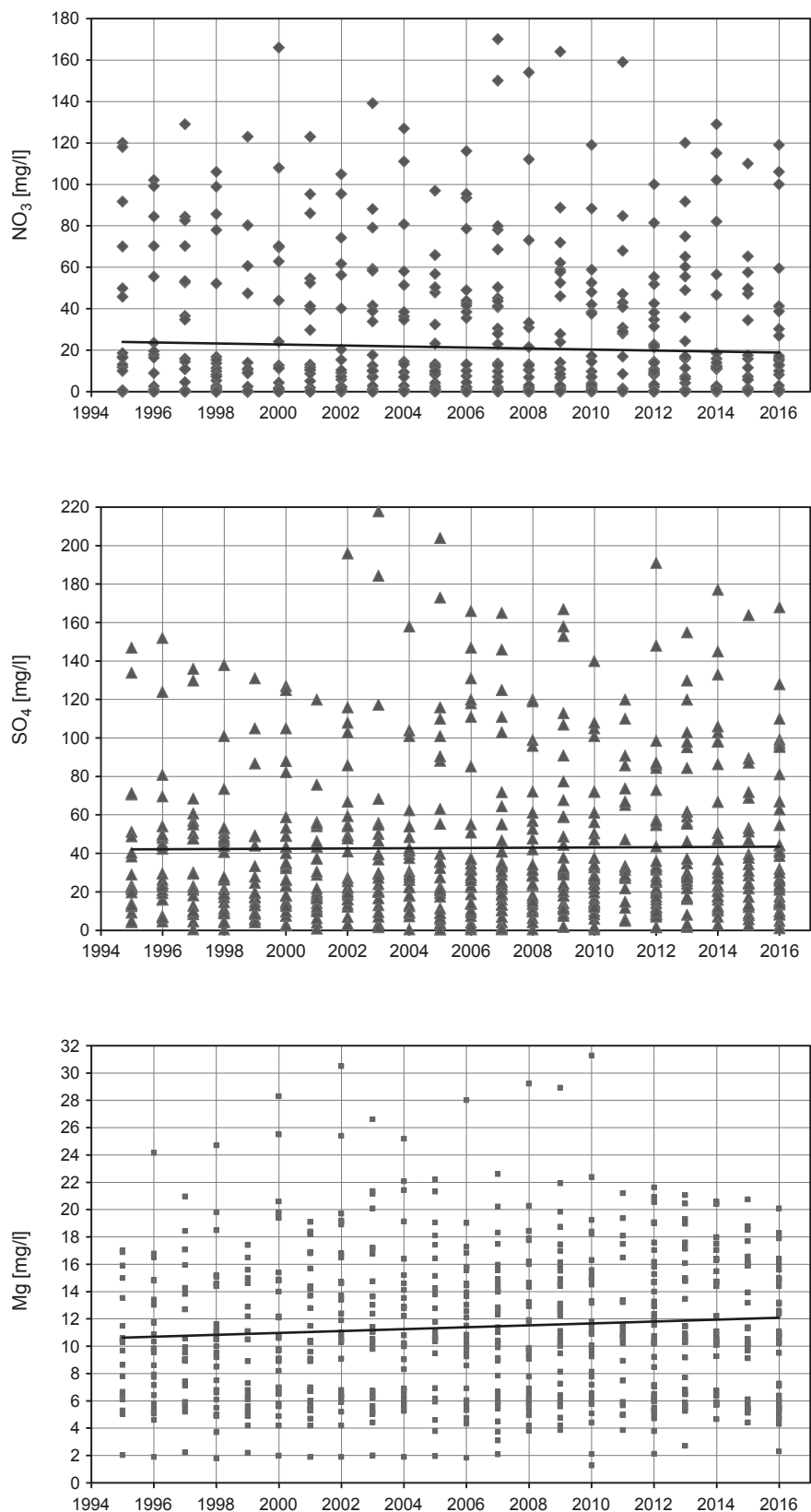


Fig. 3. Zawartości azotanów, siarczanów i magnezu w badanych wodach w latach 1995–2016 w poziomach wodonośnych o zwierciadle swobodnym – obszary wiejskie

Contents of nitrates, sulphates and magnesium in the groundwater in 1995–2016 in unconfined aquifers of rural areas

procesów hydrogeochemicznych. Stężenia Ca i Mg w badanych wodach są w głównej mierze spowodowane zachodzeniem naturalnych procesów hydrogeochemicznych.

W artykule przedstawiono jedynie wstępną wersję interpretacji danych monitoringowych w aspekcie zagospodarowania terenu, a bogate dane monitoringowe powinny być przedmiotem dalszych szczegółowych interpretacji z uwzględnieniem bardziej logicznego podziału, np. ze względu na podatność na zanieczyszczenia czy hydrodynamikę.

LITERATURA

- ANDRADE E.M., QUEIROZ PALACIO H.A., SOUZA I.H., OLIVEIRA LEO R.A., GUERREIRO L.M., 2008 – Land use effects in groundwater composition of an alluvial aquifer (Trussu River, Brazil) by multivariate techniques. *Environ. Res.*, **106**: 170–177.
- BAKER A., 2003 – Land use and water quality. *Hydrol. Process.*, **17**: 2499–2501.
- CYMES I., SZEJBA D., SZYMCZYK S., ŚWITALSKA I., OLBA-ZIĘTY E., 2014 – Wpływ zmiany użytkowania gruntu na jakość wód obszaru zdrenowanego w Lidzbarku Warmińskim. *Inż. Ekolog.*, **37**: 80–88.
- FIANKO J.R., OSAE S., ADOMAKO D., ACHEL D.G., 2009 – Relationship between land use and groundwater quality in six districts in the eastern region of Ghana. *Environ. Monitoring and Assessment*, **153**, 1–4: 139–146.
- FOSTER S., 2001 – The interdependence of groundwater and urbanization in rapidly developing cities. *Urban Water*, **3**: 185–192.
- JEONG C.H., 2001 – Effect of land use and urbanization on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejon area, Korea. *J. Hydrol.*, **254**, 3/4: 194–210.
- KAZIMIERSKI B. (red.), 2013 – Rocznik hydrogeologiczny państwowej służby hydrogeologicznej (rok hydrologiczny 2012). Państw. Inst. Geol. – PIB, Warszawa.
- KAZIMIERSKI B. (red.), 2014 – Rocznik hydrogeologiczny państwowej służby hydrogeologicznej (rok hydrologiczny 2013). Państw. Inst. Geol. – PIB, Warszawa.
- PIETRZAK S., 2012 – Azotany w wodach gruntowych na terenach zajmowanych przez użytki zielone. *Pol. J. Agronomy*, **11**: 34–40.
- PN-EN 27888:1999 – Jakość wody. Oznaczanie przewodności elektrycznej właściwej.
- PN-EN ISO 10523:2012 – Jakość wody. Oznaczanie pH.
- PN-ISO 5667-11:2017-10 – Jakość wody. Pobieranie próbek. Część 11: Wytyczne dotyczące pobierania próbek wód podziemnych.
- PN-77/C-04584 – Woda i ścieki. Pomiar temperatury.
- RAUBA M., 2009 – Zawartość związków azotu i fosforu w wodach gruntowych zlewni użytkowanej rolniczo na przykładzie zlewni rzeki Śliny. *Ochr. Środ. Zas. Natur.*, **40**: 505–512.
- RAZOWSKA-JAWOREK L., SADURSKI A., 2005 – Nitrates in groundwater. Selected Papers on Hydrogeology 5. A.A. Balkema Publishers.
- RHODES A.L., NEWTON R.M., PUFALL A., 2001 – Influences of land use on water quality of a diverse New England watershed. *Environ. Sci. Technol.*, **35**, 18: 3640–3645.
- ROLBIECKI R., ROLBIECKI S., KLIMEK A., HILSZCZAŃSKA D., 2007 – Wpływ mikronawodnień i nawożenia organicznego na produkcję dwuletnich sadzonek sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w szkółce leśnej z udziałem zabiegu zoomielioracji. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, **1**: 101–112.
- RUSANEN K., FINEN L., ANTIKAINEN M., KORKKA-NIEMI K., BACKMAM B., BRITSCHGI M., 2004 – The effects of forrest cutting on the quality of groundwater in large aquifers in Finland. *Boreal Environ. Res.*, **9**: 253–261.
- SADURSKI A. (red.), 2015 – Rocznik hydrogeologiczny państwowej służby hydrogeologicznej (rok hydrologiczny 2014). Państw. Inst. Geol. – PIB, Warszawa.
- SADURSKI A. (red.), 2016 – Rocznik hydrogeologiczny państwowej służby hydrogeologicznej (rok hydrologiczny 2015). Państw. Inst. Geol. – PIB, Warszawa.
- SADURSKI A. (red.), 2017 – Rocznik hydrogeologiczny państwowej służby hydrogeologicznej (rok hydrologiczny 2016). Państw. Inst. Geol. – PIB, Warszawa.
- SAPEK B., 2013 – Calcium and magnesium uptake with the yield of meadow vegetation in relation to their content in atmospheric precipitation, ground water and soil solution. *J. Water Land Dev.*, **18**, 1–6: 73–83
- ŚWITALSKA I.J., SZYMCZYK S., KOC J., 2013 – Wpływ sposobu użytkowania terenu na jakość wód gruntowych. *Proceedings of ECOpole*, **7**, 1: 259–265.
- WITCZAK S., KANIA J., KMIĘCIK E., 2013 – Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i ich metod oznaczania. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

SUMMARY

The paper presents the preliminary results of research of groundwater quality in different categories of land use, which were conducted in order to evaluate the effects of human activities on groundwater in the aquifers representing different levels of isolation from the surface. The study is based on the results of groundwater quality tests conducted in 1995–2017 as part of the Polish National Monitoring. During the study, 4,177 results of physico-chemical analyses were investigated. Based on the CORINE Land Cover, seven types of land use were identified: urban green areas, forests, urban areas, meadows, arable lands, industrial areas, and rural areas (Tab. 1).

According to the aquifer isolation, the dataset has also been divided into four groups of monitoring points representing unconfined aquifers, and confined aquifers with the following depths to the aquifer: <10, 10–120 and >120 m. Then, statistical analysis was performed. The results of this analysis are shown in the Figures 1–3. In the studied waters, the average nitrate concentrations are very diverse, ranging from 0.1 to 41.3 mg/l, and the ammonia concentrations vary from 0.22 to 2.9 mg/l. The sulfate concentrations are in the range of 1.6–174.9 mg/l, and the higher concentrations are in the unconfined aquifers.

The most polluted waters were collected at monitoring points located in industrial areas of unconfined aquifers. The waters taken from monitoring points located in rural areas and arable lands show a high level of nitrates and sulphates; in urban areas, also phosphate and zinc contents are elevated. The least polluted waters are those from monitoring points located in urban green areas. The groundwater

chemistry in analyzed monitoring points depends on both natural factors and the nature of land use. Elevated concentrations of NO_3^- , HPO_4^- or SO_4^{2-} are evidently the result of human activity, while the increased levels of Na, Cl^- and NH_4^+ come from both anthropogenic sources and natural processes. Ca and Mg concentrations in the studied waters are mainly the result of natural processes.

