

## KSZTAŁTOWANIE SIĘ CHEMIZMU WÓD PODZIEMNYCH NA OBSZARZE NOWEGO TARGU W ZALEŻNOŚCI OD ZAGOSPODAROWANIA TERENU

Aleksandra Anna Nowobilska-Luberda✉

Katedra Inżynierii Sanitarnej i Gospodarki Wodnej, Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Rolniczy im. H. Kołłątaja w Krakowie, AL. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków

### ABSTRAKT

#### Cel pracy

Celem pracy była ocena wpływu zagospodarowania terenu na chemizm wód podziemnych.

#### Materiał i metody

Zakres przeprowadzonych badań obejmował analizę zróżnicowania zawartości chlorków i przewodności elektrolitycznej w wieloletnim okresie 2004–2017 dla wyodrębnionych grup studni na terenie miasta Nowy Targ. Z uwagi na znacząco odmienne sposoby użytkowania terenu, w obrębie którego zlokalizowane są ujęcia wód podziemnych, wprowadzono ich grupowanie uwzględniające właśnie ten czynnik. Przeprowadzono badania fizykochemiczne pobranych próbek wody oraz wykorzystano dane archiwalne. Wykonano nieparametryczne testy statystyczne, takie jak test Kruskala-Wallisa i test mediany, które pozwoliły stwierdzić występowanie istotnych statystycznie różnic zawartości chlorków i wielkości przewodności elektrolitycznej pomiędzy wytypowanymi grupami ujęć.

#### Wyniki i wnioski

Wyniki badań wykazały, że chemizm wód podziemnych ujmowanych za pomocą analizowanych studni zależy zarówno od czynników naturalnych, jak i charakteru użytkowania terenu oraz stopnia urbanizacji. Na podstawie przeprowadzonych analiz stwierdzono, iż zagospodarowanie przestrzenne ma dominujący wpływ na jakość wody. Kotlina Orawsko-Nowotarska to rejon, gdzie wody podziemne charakteryzują się dużą podatnością na zanieczyszczenie, a podatność ta wynika z warunków hydrogeologicznych. Wyniki przeprowadzonych testów pokazały występowanie istotnych statystycznie różnic zawartości chlorków i przewodności elektrolitycznej pomiędzy analizowanymi grupami ujęć. Najniższe wartości badanych zmiennych obserwowane były dla ujęć położonych na terenach niezabudowanych, z dala od źródeł presji antropogenicznej. Średnie wartości chlorków i przewodności elektrolitycznej w tej grupie ujęć były znacznie niższe niż obserwowane dla ujęć zlokalizowanych w obszarze oddziaływania zlikwidowanego wysypiska śmieci oraz dla ujęć położonych na terenach zabudowanych. Z kolei różnice pomiędzy ujęciami w obszarze oddziaływania zlikwidowanego wysypiska śmieci a ujęciami zlokalizowanymi w terenie zabudowanym były dużo niższe w porównaniu do wartości chlorków i przewodności elektrolitycznej dla ujęć położonych na terenach niezabudowanych, co również wynikało z lokalizacji tych ujęć na omawianym terenie.

**Słowa kluczowe:** Kotlina Orawsko-Nowotarska, Nowy Targ, zagospodarowanie terenu, chemizm wód podziemnych

## WPROWADZENIE

Wody podziemne kształtują swój skład chemiczny, uczestnicząc w naturalnym obiegu wód w przyrodzie. Jednym z wpływających na to czynników jest antropopresja. Spływające po powierzchni terenu oraz wsiąkające w grunt wody opadowe powodują włączenie do obiegu różnych zanieczyszczeń występujących na powierzchni ziemi, w glebie, na roślinach, w obrębie hałd, wysypisk itp. Migrują one wraz z wodą w zawieszynie lub jako substancje rozpuszczone i mogą być przenoszone na znaczne odległości, przenikając do środowiska wodnego i zaburzając jego funkcjonowanie.

Zależność chemizmu wód podziemnych od sposobu zagospodarowania terenu nie podlega dyskusji. Natomiast rozróżnienie czynników wpływających na zawartość poszczególnych składników w wodach: czy są one wynikiem naturalnych procesów hydrogeochemicznych, czy efektem antropopresji, jest zadaniem dosyć złożonym. Problematyka zależności chemizmu wód podziemnych od sposobu użytkowania terenu jest zwykle rozpatrywana podczas badań regionalnych (m.in. Foster, 2001, Jeong, 2001, Andrade i in., 2008, Kotowski i Burkowska, 2009, 2011, Fianko i in., 2009, Świtalska i in., 2013, Cymes i in., 2014). Parametry fizykochemiczne wód podziemnych zależą od czynników naturalnych, które pod wpływem antropopresji mogą ulegać znaczącej modyfikacji i/lub intensyfikacji (Kotowski i Kachnic, 2007). Szczególnie istotne jest rozpoznanie rozmieszczenia ognisk zanieczyszczeń z jednoczesnym określeniem podatności poziomów wodonośnych na ich przenikanie z powierzchni terenu do warstwy wodonośnej (Chełmicki, 2001, Moniewski i Stolarska, 2007). Podatność systemów wodonośnych na zanieczyszczenia migrujące z powierzchni terenu może też być utożsamiana z czasem pozostawania wody w tych systemach, często określanym jako „wiek wody” (Kotowski i Satora, 2016).

Głównymi czynnikami, które wpływają na poziom zanieczyszczenia oraz zagrożenia jakości wód podziemnych, są koncentracja działalności na danym terenie, w tym intensywna eksploatacja wód podziemnych. Zagospodarowanie przestrzenne jest podstawowym aspektem, który należy rozpatrzyć podczas oceny jakości wód podziemnych. Jest ono pochodną

cech fizyczno-geograficznych, jak również rozwoju gospodarki i potrzeb mieszkańców. Zagospodarowanie przestrzenne oraz działalność człowieka na danym obszarze generują wiele zagrożeń dla wód podziemnych. Wysoki stopień urbanizacji regionu czy aktywne oddziaływanie składowisk odpadów komunalnych na wody podziemne wywołują postępujące zmiany ich jakości (Olusola i in., 2017). Czynniki te wywierają silną presję na środowisko, zwiększając ryzyko jego zanieczyszczenia ze źródeł takich jak wysypiska, chemikalia stosowane w intensywnym rolnictwie. Jak zauważył Abiriga (2017), im dalej wysypisko śmieci jest zlokalizowane od ujęć wód podziemnych, tym bardziej wskaźniki jakości wody spadają do poziomów tła.

Wzrostowi populacji ludzkiej towarzyszy wzrost produkcji odpadów. Niewłaściwe zarządzanie wysypiskami może stanowić poważne zagrożenie dla środowiska ze względu na emisję gazów, płynów oraz zanieczyszczeń stałych, powodując stałe pogorszenie się jakości środowiska (Peng, 2013). Składowanie odpadów na wysypiskach od dawna jest główną metodą pozbywania się zarówno odpadów domowych, jak i przemysłowych (Reinhard i in., 1984). Nieprawidłowa lokalizacja oraz eksploatacja składowisk oddziałuje negatywnie na wszystkie elementy środowiska naturalnego (glebę, wody podziemne i powierzchniowe, rośliny, powietrze), a nieuszczelnione dno składowiska powoduje, że wytworzone przez infiltrujące wody opadowe odcieki przenikają przez podłoże i skarpy składowiska, stając się tym samym źródłem długotrwałego zanieczyszczenia gleb i wód podziemnych (Pleczyński, 1999).

Spadek wartości chlorków wraz z odległością od wysypiska śmieci może wskazywać na rozcieńczanie/mieszanie odcieków ze składowiska z wodami warstwy wodonośnej. W przypadku konserwatywnych jonów takich jak  $\text{Cl}^-$  rozcieńczenie jest jedynym mechanizmem zmniejszającym ich stężenie (Christens i in., 2001, Bjerg i in., 2003). Stopniowy, stały wzrost jonu chlorkowego rejestruje się również na terenach o coraz większym stopniu urbanizacji (Ziułkiewicz, 2004).

Zróźnicowanie wartości  $\text{Cl}^-$  może być z dobrym przybliżeniem określone za pomocą przewodności elektrolitycznej, która pozwala dość jednoznacznie stwierdzić bądź wykluczyć oddziaływanie antropogeniczne na jakość wód podziemnych.

Celem pracy jest ocena wpływu zagospodarowania terenu na chemizm wód podziemnych. Do jego realizacji wykorzystano czasowe i przestrzenne zróżnicowanie wartości Cl<sup>-</sup> oraz wartości przewodności elektrolitycznej wód podziemnych.

## OBSZAR BADAŃ

### Warunki hydrogeologiczne

W obszarze badań (ryc. 1) użytkowy poziom wodonośny występuje w czwartorzędowych osadach żwirowo-piaszczystych z otoczkami, które są lokalnie zaglinione. Zasilanie wód podziemnych odbywa się głównie z powodu infiltracji opadów atmosferycznych oraz wód powierzchniowych i dopływu wód z poziomów fliszowych. Kierunki przepływu wód są warunkowane przez ukształtowanie sieci rzecznej. W środkowej oraz wschodniej części Kotliny Orawsko-Nowotarskiej główny kierunek przepływu wód podziemnych jest z SW na NE. Taki kontakt hydrauliczny wód powierzchniowych z podziemnymi ułatwiony jest poprzez system dolin rzecznych rozcinających poprzecznie jednostki strukturalne, obecność szczelin czy zjawiska tektoniczne (Kępińska, 1997).

Kwestia zasilania wodonośnego systemu czwartorzędowego jest złożonym zagadnieniem. Wody pod-

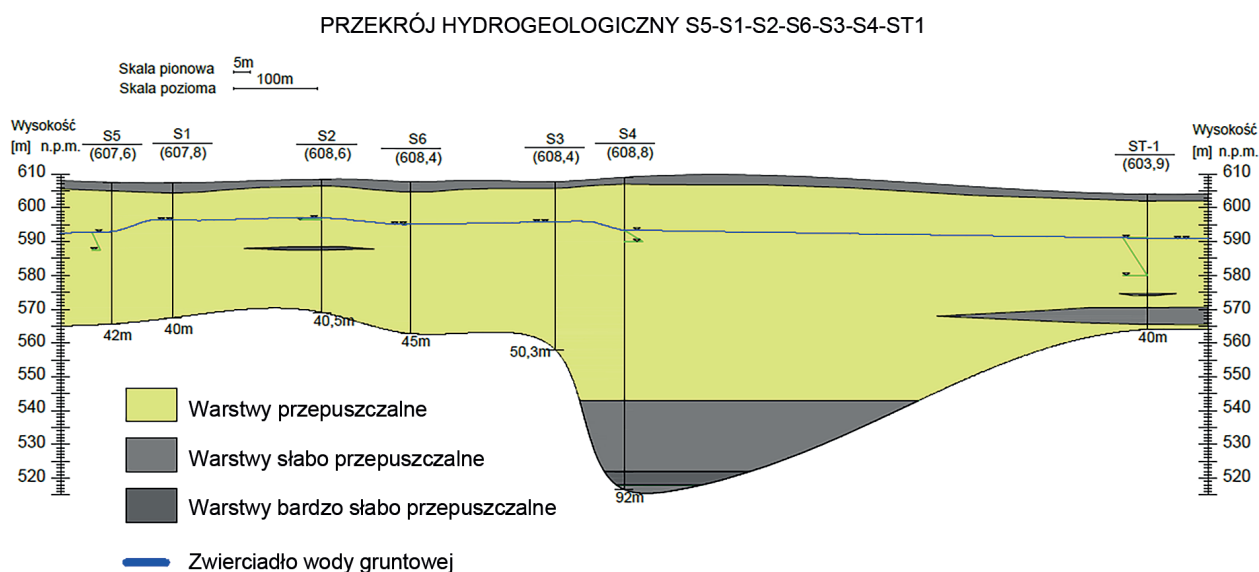
ziemne w poziomie fliszowymi oraz wody w poziomie czwartorzędowym Kotliny Orawsko-Nowotarskiej są bardzo zbliżone pod względem składu chemicznego. Jednakże badania izotopów stabilnych i rozpuszczonych gazów (w szczególności Ne i Ar) w wodach Kotliny Orawsko-Nowotarskiej wskazują na to, że znaczący udział ma dopływ wód z poziomów fliszowych (Kotowski i in., 2023).

Zasadnicze znaczenie w genezie i rozwoju Kotliny Orawsko-Nowotarskiej miały aktywność tektoniczna i kompresja regionalna w okresie formowania się zapadliska przedkarpackiego (Pomianowski, 2003).

### Ujęcia wód podziemnych

Studnie zlokalizowane są na wysokości 580–610 m n.p.m. Najlepsze warunki do ujmowania wód ograniczają się głównie do obszaru Kotliny Orawsko-Nowotarskiej. Poza kotliną występuje fliszowa warstwa wodonośna, ale charakteryzuje się ona niewielkimi zasobami. Studnie głębinowe mają od 20 do 45 m głębokości.

W obrębie obszaru badań, gdzie zlokalizowany jest jeden z najzasobniejszych w tym regionie zbiorników wód podziemnych GZWP 440 (Kleczkowski, 1990), miąższość utworów wodonośnych czwartorzędowych, w których wykonane są ujęcia wód podziem-



**Ryc. 1.** Przekrój hydrogeologiczny omawianego obszaru badań (Źródło: opracowanie własne)

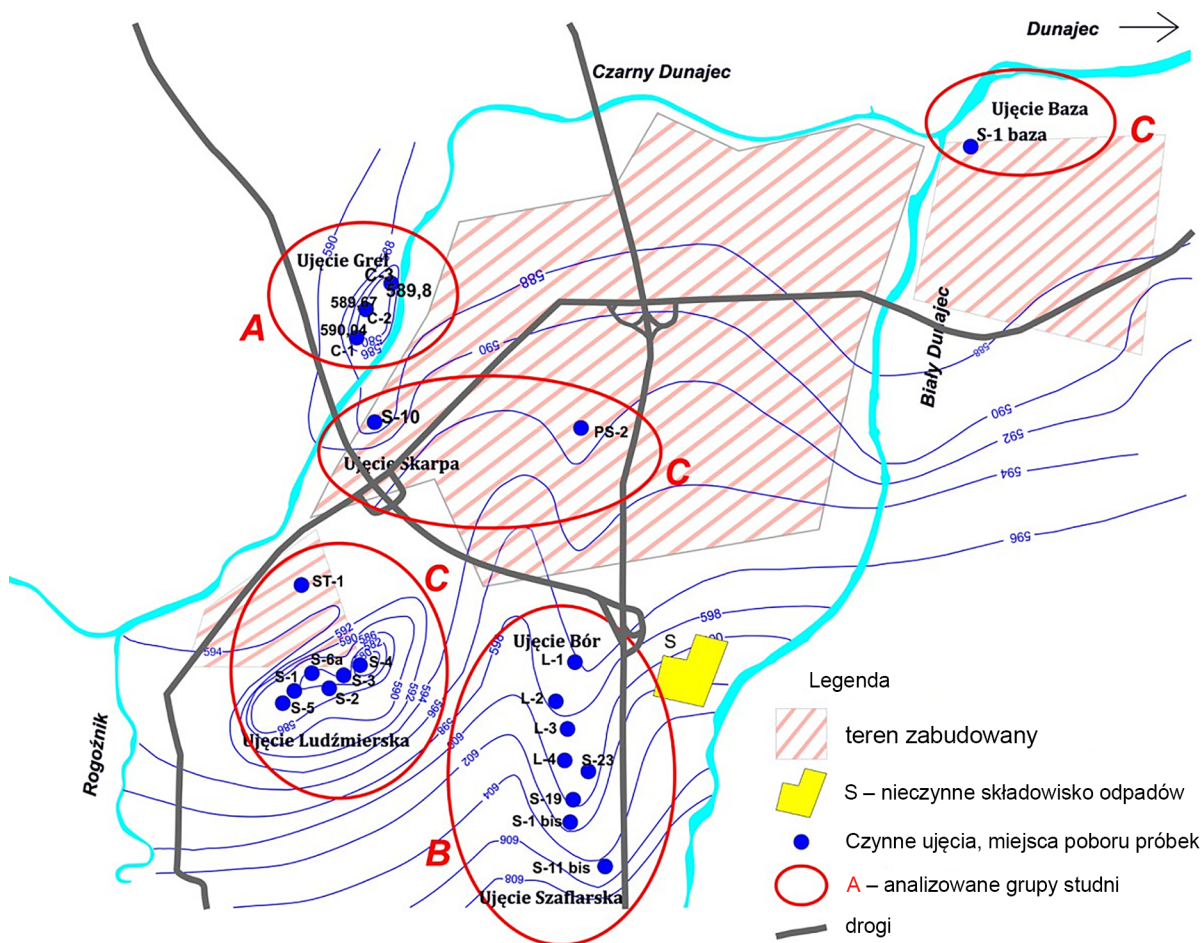
nych, waha się od kilku metrów w peryferyjnych częściach kotliny do ponad 100 m w jej centralnej części. Wydajność studni zmienia się od  $13 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  w otworze studziennym S-4 do  $77 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  w otworze S-19.

Ujęcia wody podziemnej dla Nowego Targu znajdują się w peryferyjnych częściach miasta. Wyjątek stanowią ujęcia „Skarpa S-10”, „S-1 baza” oraz „PS-2” zlokalizowane w gęsto zabudowanym terenie, wyposażonym w kanalizację zbiorczą i cechującym się dużym zagęszczeniem ludności. Ujęcia: „Ludźmierska” oraz „ST-1” znajdują się w południowo-zachodniej części Nowego Targu, w obrębie kompleksu leśnego. Jest to obszar z jednej strony zabudowany, a z drugiej otoczony zwartym kompleksem leśnym. Ujęcie „Grel” położone jest w zachodniej części miasta, w dolinie rzeki Czarny Dunajec. Ujęcia „Bór” oraz

„Szaflarska” zlokalizowane są w południowej części Nowego Targu, na lewym brzegu Białego Dunajca, a w odległości około 40 m na południowy zachód przebiega granica dużego kompleksu leśnego. Jest to teren naturalny z oddziaływaniem zlokalizowanego przy ul. Szaflarskiej i zamkniętego w 2005 r. wysypiska śmieci. Cały obszar badań znajduje się w obrębie zlewni Dunajec (ryc. 2).

## METODYKA BADAŃ

Z uwagi na to, że wcześniejsze prace (Nowobilska-Luberda i in., 2013, Nowobilska-Luberda, 2018) wskazywały na podwyższone wartości chlorków i innych wskaźników analizowanej wody podziemnej, zwracając uwagę na zanieczyszczenia antropogeniczne



Ryc. 2. Lokalizacja ujęć wody podziemnej dla Nowego Targu (Źródło: opracowanie własne)

ne, postanowiono pogrupować studnie ze względu na odmienne sposoby użytkowania terenu, w obrębie którego zlokalizowane są ujęcia wód podziemnych. Z uwagi na to, że jony  $\text{Cl}^-$  są obojętne chemicznie, rozcieńczenie jest jedynym mechanizmem zmniejszającym ich stężenie. W badaniach prowadzonych przez Christensen i in. (2001) oraz Bjerg i in. (2003) ta hipoteza została potwierdzona. Anomalne wartości  $\text{Cl}^-$  często pokrywają się z zanieczyszczeniami antropogenicznymi. Presja ludzka jest szczególnie istotna w przypadku jonów  $\text{Cl}^-$ , ponieważ wysoka zawartość tych konserwatywnych jonów w wodach podziemnych najczęściej wskazuje na zanieczyszczenie antropogeniczne. Dlatego też wprowadzono ich grupowanie uwzględniające właśnie ten czynnik. Przeanalizowano wartości powyżej tła w celu określenia czynnika powodującego występowanie tych wartości anomalnych i podjęto próbę ustalenia, z czego one wynikają.

Woda w poszczególnych wytypowanych grupach ujęć pochodzi z tej samej warstwy wodonośnej, która lokalnie może się nieznacznie różnić parametrami hydrogeologicznymi. W obrębie jednej grupy studni warunki ich eksploatacji są podobne, natomiast pomiędzy wytypowanymi grupami studni – odmienne.

Ujęcia podzielone zostały na trzy grupy:

A – teren niezabudowany, z dala od źródeł presji antropogenicznej (studnie: C-1, C-2, C-3),

B – teren z oddziaływaniem zlikwidowanego wysypiska śmieci (studnie: L-1, L-2, L-3, L-4, S-1bis, S-11bis, S-19, S-23),

C – teren zabudowany (studnie: S-10, S-1 baza, S-1, S-2, S-3, S-4, S-5, S-6, ST-1 i PS-2).

Pomimo że część ujęć jest zlokalizowanych w pobliżu jezdni, nie brano pod uwagę związku podwyższonych wartości chlorków z układem sieci drogowej. Co prawda drogi są posypywane solą, jednak wartości chlorków w okresie zimowym i wiosennym są porównywalne do okresu letniego i jesienno.

Dla wyodrębnionych grup studni przeprowadzono analizę zróżnicowania zawartości  $\text{Cl}^-$  i wielkości przewodności elektrolitycznej w wieloletnim okresie 2004–2017. W przedstawionym okresie badawczym zachodziły dynamiczne zmiany w obowiązujących

zakresach badań, stąd w poszczególnych latach liczba analiz poszczególnych wskaźników była zróżnicowana. Źródłem informacji o tych parametrach były wyniki badań fizykochemicznych próbek wody wykonane przez laboratorium Miejskiego Zakładu Wodociągów i Kanalizacji w Nowym Targu oraz Powiatowej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej, a także badania własne. W okresie badawczym z ujęć podziemnych pobrano 323 próbki wody, w tym w ramach badań własnych 93. Analizy próbek wykonano zgodnie z metodami referencyjnymi zamieszczonymi w rozporządzeniach Ministra Zdrowia z dnia 19.11.2002 r.; 29.03.2007 r. oraz z dnia 20.04.2010 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, obowiązujących w okresie prowadzenia badań.

Analizę danych rozpoczęto od sprawdzenia przy użyciu testu normalności Shapiro-Wilka, czy analizowane zmienne mają rozkład normalny. Do przekształcenia badanych zmiennych użyto przekształcenia Boxa-Coxa. Jest ono wykorzystywane w przypadku, gdy pierwotna zmienna nie spełnia założeń rozkładu normalnego. Do zbadania jednorodności wariancji porównywanych grup ujęć wód podziemnych użyto testów Bartletta oraz Levene’a. Test Levene’a sprawdza jednorodność wariancji porównywanych grup. Aby ocenić, czy występuje istotne statystycznie zróżnicowanie w zawartości  $\text{Cl}^-$  oraz wielkości przewodności elektrolitycznej pomiędzy grupami ujęć A, B oraz C, użyto testu ANOVA Kruskala-Wallisa i testu mediany. Za poziom istotny statystycznie przyjęto wartość  $p < 0,05$ .

Przy opracowywaniu wyników określono następujące statystyki opisowe: średnią, odchylenie standardowe, minimum, maksimum oraz współczynnik zmienności. Na podstawie wartości współczynnika zmienności CV określono zróżnicowanie wartości  $\text{Cl}^-$  i przewodności elektrolitycznej w ramach każdej z grup. Do interpretacji wyników przyjęto następującą skalę ([www.obliczeniastatystyczne.pl](http://www.obliczeniastatystyczne.pl), dostęp: 03.2023):

- $\text{CV} \leq 25\%$  – mała zmienność,
- $25\% < \text{CV} \leq 45\%$  – przeciętna zmienność,
- $45\% < \text{CV} \leq 100\%$  – silna zmienność,
- $\text{CV} > 100\%$  – bardzo silna zmienność.

## WYNIKI BADAŃ I ICH ANALIZA

Wyniki przeprowadzonych testów statystycznych sugerują występowanie istotnych statystycznie różnic pomiędzy zawartością chlorków i wielkością przewodności elektrolitycznej pomiędzy grupami ujęć A, B i C. Wszystkie przeprowadzone testy umożliwiły odrzucenie hipotezy zerowej, zakładającej brak statystycznie istotnych różnic pomiędzy wytypowanymi grupami ujęć A, B i C. Przeprowadzone porównania parami wykazały, że każda grupa różni się od wszystkich pozostałych w istotny statystycznie sposób w zakresie przewodności elektrolitycznej oraz zawartości chlorków. Najwyższe istotne statystycznie wyniki dla przewodności elektrolitycznej oraz chlorków w odniesieniu do pozostałych grup dotyczą grupy B. Odwrotna sytuacja, tj. istotnie statystycznie najniższe wyniki ( $p < 0,001$ ) są charakterystyczne dla grupy A. W przypadku grupy C, uzyskane wyniki istotne statystycznie są niższe w odniesieniu do grupy B ( $p < 0,001$ ), a równocześnie

wyższe w odniesieniu do grupy A ( $p < 0,001$ ). W tabeli 1 umieszczono statystyki opisowe dla analizowanych zmiennych.

Zróżnicowanie wartości przewodności elektrolitycznej dla każdej grupy było małe, o czym świadczą niskie wartości współczynnika CV. W przypadku  $\text{Cl}^-$  występowała silna zmienność zawartości w obrębie każdej z badanych grup, ponieważ wartość współczynnika CV wynosiła 62–74%. Stwierdzono także występowanie istotnego statystycznie związku między przewodnością elektrolityczną a chlorkami.

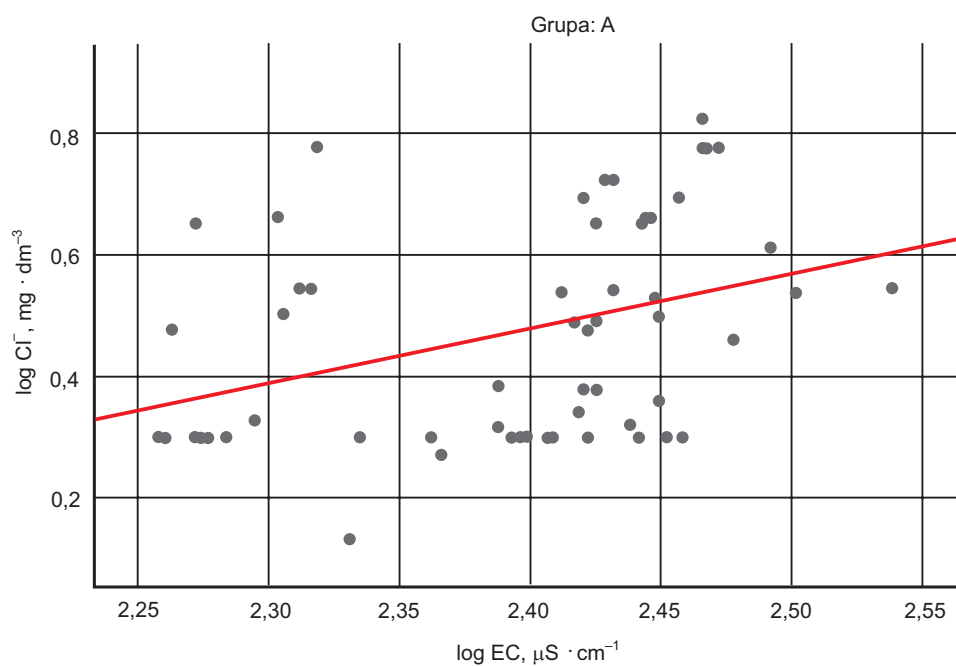
- grupa A,  $r_s = 0,47$ ;  $p < 0,001$
- grupa B,  $r_s = 0,59$ ;  $p < 0,001$
- grupa C,  $r_s = 0,37$ ;  $p = 0,005$

Wraz ze wzrostem  $\log EC$  rośnie wartość  $\log \text{Cl}^-$ . Najsilniejszy związek jest charakterystyczny dla grupy B. Ze względu na bardzo duży zakres wartości na wykresie użyto skali logarytmicznej.

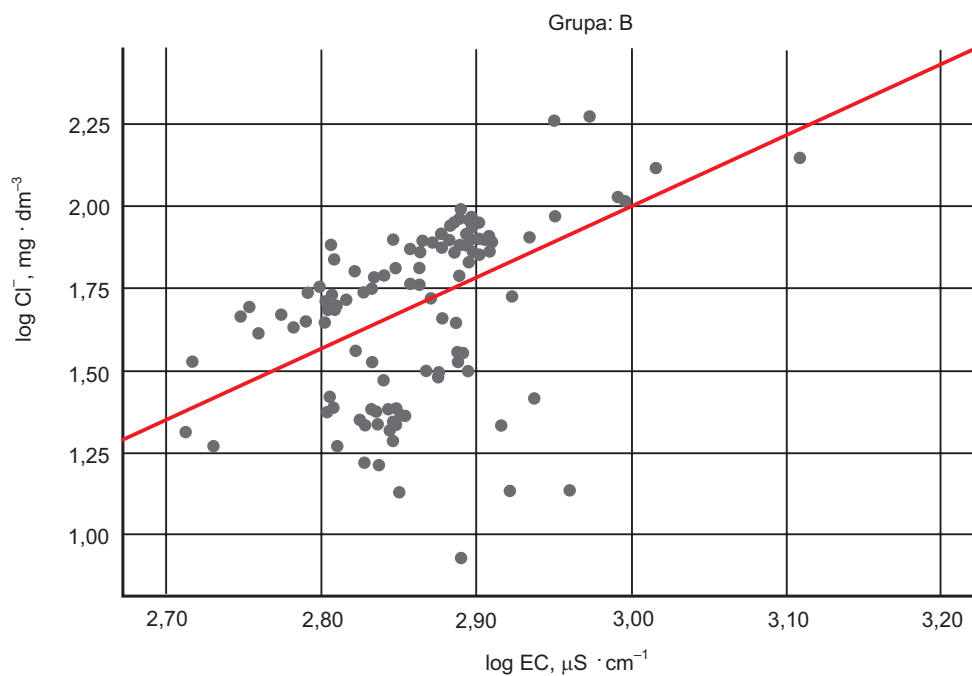
Dla każdej z analizowanych grup ujęć sprawdzono możliwość wyznaczenia wartości  $\log \text{Cl}^-$  na podstawie  $\log EC$  (ryc. 3–5).

**Tabela 1.** Statystyki opisowe analizowanych parametrów w grupie A, B oraz C (Źródło: opracowanie własne)

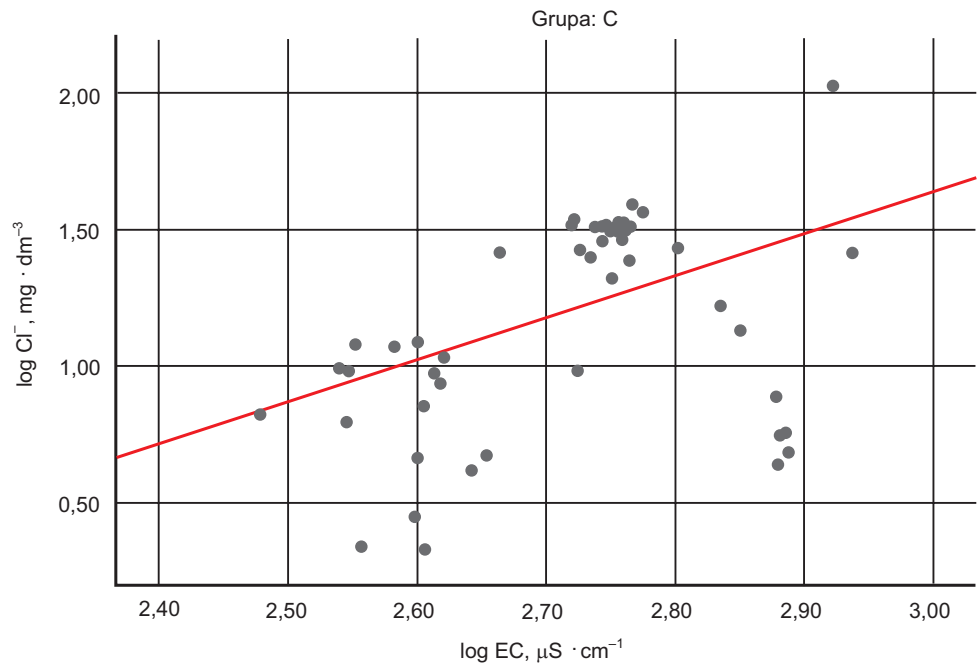
| Zmienna       | Parametr               | Jednostka                          | A      | B      | C      |
|---------------|------------------------|------------------------------------|--------|--------|--------|
| EC            | średnia                | $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ | 251,64 | 741,26 | 535,41 |
|               | odchylenie standardowe |                                    | 41,32  | 156,15 | 134,30 |
|               | min                    |                                    | 181    | 369    | 294    |
|               | max                    |                                    | 352    | 1973   | 865    |
|               | CV                     | %                                  | 16,4   | 21,1   | 25,1   |
| $\text{Cl}^-$ | średnia                | $\text{Mg} \cdot \text{dm}^{-3}$   | 3,74   | 62,05  | 22,19  |
|               | odchylenie standardowe |                                    | 2,32   | 41,44  | 16,45  |
|               | min                    |                                    | 1,4    | 8,5    | 2,1    |
|               | max                    |                                    | 13     | 390    | 106    |
|               | CV                     | %                                  | 62,0   | 66,8   | 74,1   |



**Ryc. 3a.** Związek między log EC a log  $\text{Cl}^-$  w grupie A (Źródło: opracowanie własne)



**Ryc. 3b.** Związek między log EC a log  $\text{Cl}^-$  w grupie B (Źródło: opracowanie własne)



**Ryc. 3c.** Związek między log EC a log Cl<sup>-</sup> w grupie C (Źródło: opracowanie własne)

Model złożony z jednego predyktora, jakim jest log EC, okazał się istotny statystycznie dla wszystkich trzech grup ujęć. Największy procent zmienności log Cl<sup>-</sup> na podstawie wartości log EC występuje w grupie B (tabela 2).

Poniżej umieszczono wzory, na podstawie których można obliczyć wartość log Cl<sup>-</sup> w zależności od wartości log EC:

- Grupa A:  $\log \text{Cl}^- = -1,7 + 0,91 \cdot \text{wartość log EC}$
- Grupa B:  $\log \text{Cl}^- = -4,51 + 2,17 \cdot \text{wartość log EC}$
- Grupa C:  $\log \text{Cl}^- = -2,97 + 1,53 \cdot \text{wartość log EC}$

Na rycinach 4 i 5 przedstawiono zmienność czasową przewodności elektrolitycznej ( $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ ) i zawartości chlorków ( $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ) dla poszczególnych grup

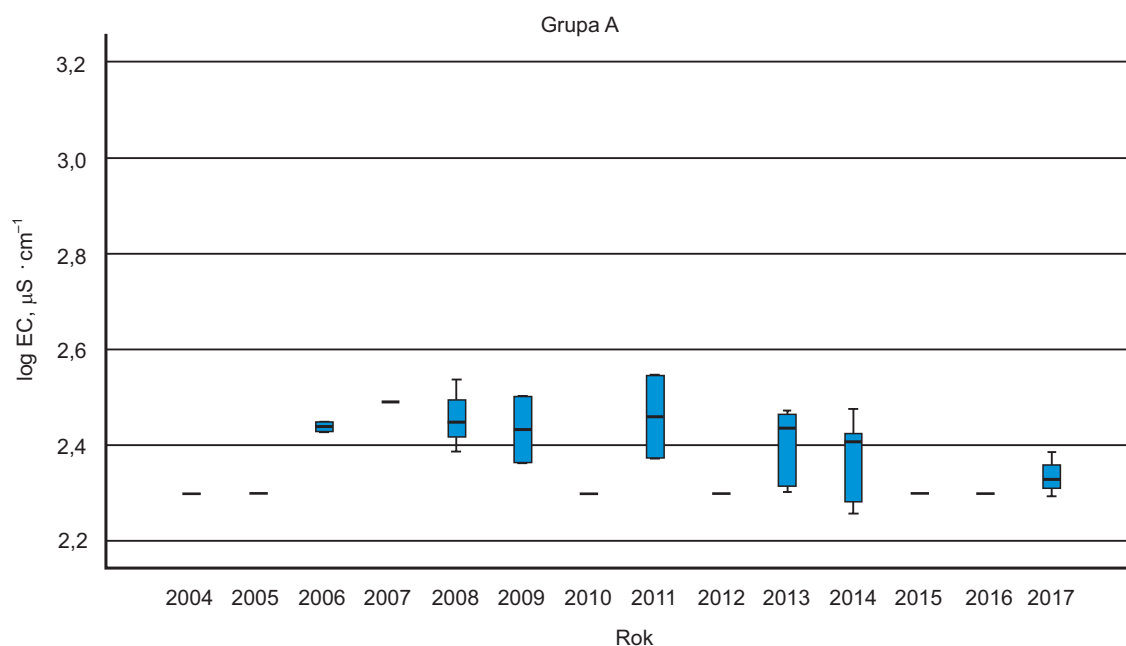
ujęć. Ze względu na bardzo duży zakres wartości na wykresie użyto skali logarytmicznej.

Najniższe wartości przewodności elektrolitycznej, jak i najmniejszą ich zmienność czasową zaobserwowano dla grupy A. Z kolei wartości przewodności elektrolitycznej oraz jej zmienność czasową dla grup B i C należy uznać za zbliżone. Jednak obserwowany jest wyraźny wzrost przewodności elektrolitycznej w grupie B pomiędzy rokiem 2006 i 2011.

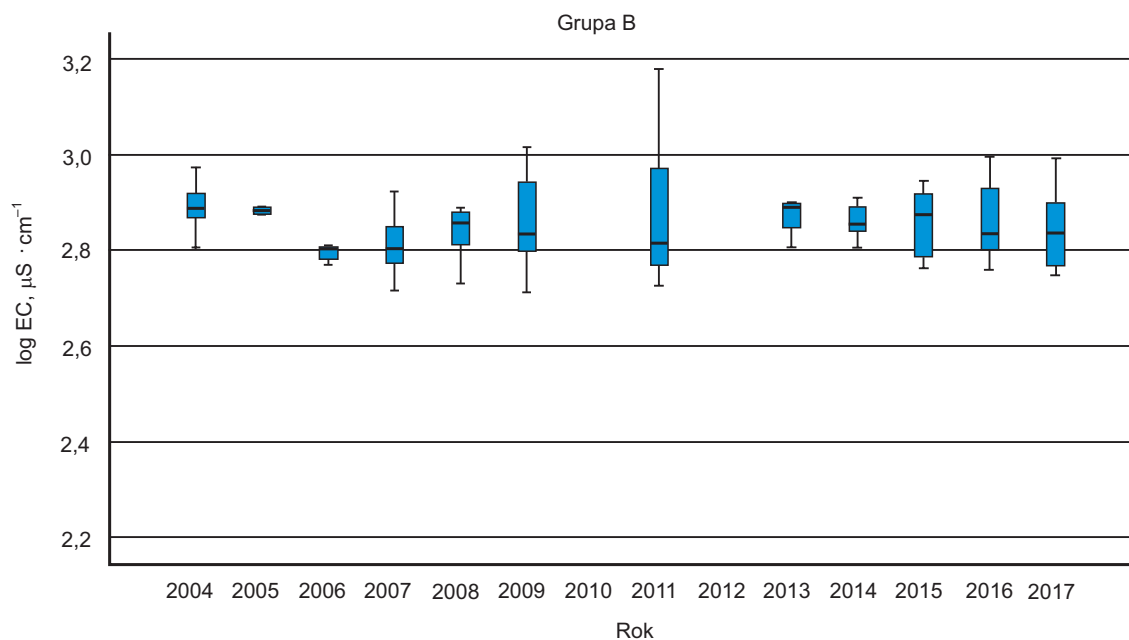
Wyraźnie najmniejszą zmienność czasową wartości chlorków obserwowano również dla grupy A. W latach 2016–2017 w grupie C zaobserwowano nieznaczny wzrost zawartości chlorków. W przypadku grupy B, zaobserwowano od 2009 roku wyraźny spadek zawartości chlorków.

**Tabela 2.** Wyniki analizy regresji dotyczącej wyznaczania log Cl<sup>-</sup> na podstawie wartości log EC (Źródło: opracowanie własne)

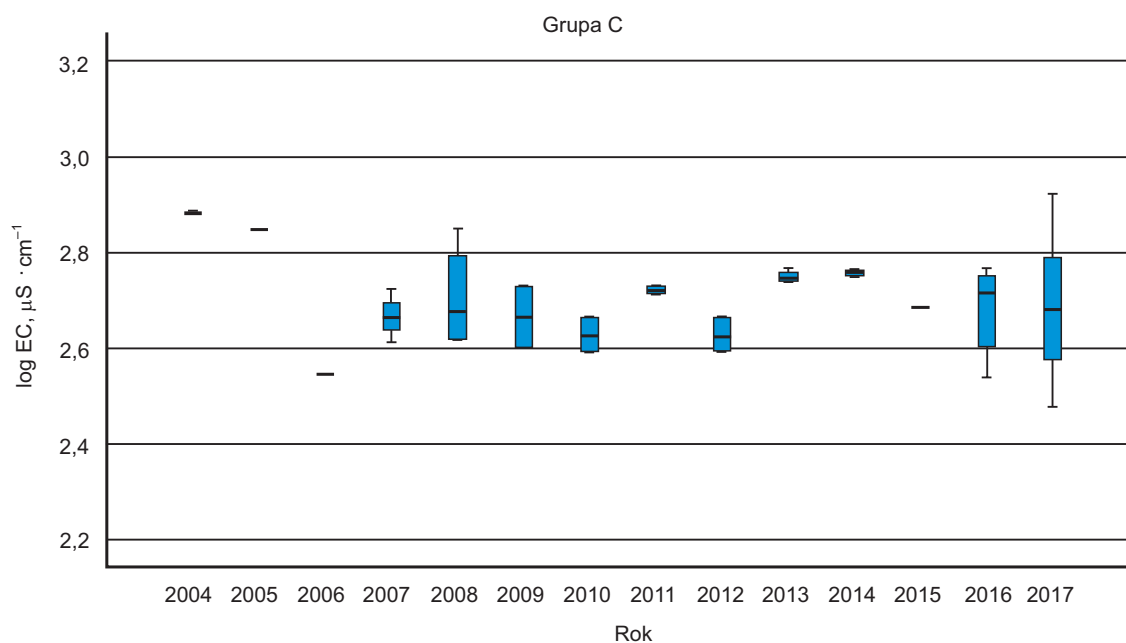
| Grupa | Model statystyczny            | Procent wariancji log Cl wyjaśniany przez log EC [%] | Współczynnik Beta |
|-------|-------------------------------|------------------------------------------------------|-------------------|
| A     | $F(1;60) = 9,47; p = 0,003$   | 13,6                                                 | 0,37              |
| B     | $F(1;137) = 37,11; p < 0,001$ | 21,3                                                 | 0,46              |
| C     | $F(1;55) = 12,32; p = 0,001$  | 18,3                                                 | 0,43              |



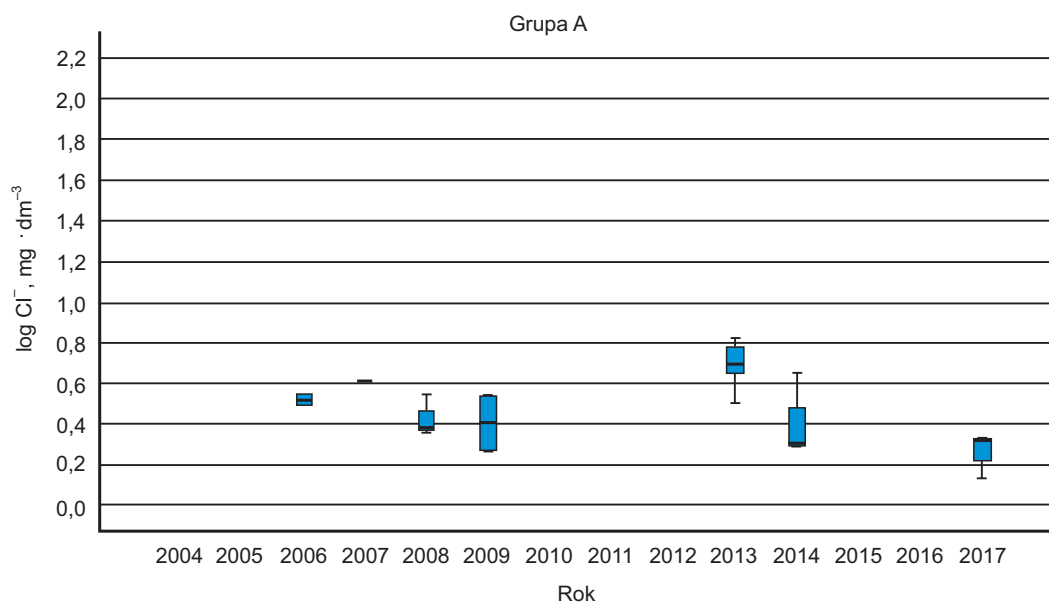
**Ryc. 4a.** Zróżnicowanie wartości EC dla grupy A w latach 2004–2017 (Źródło: opracowanie własne)



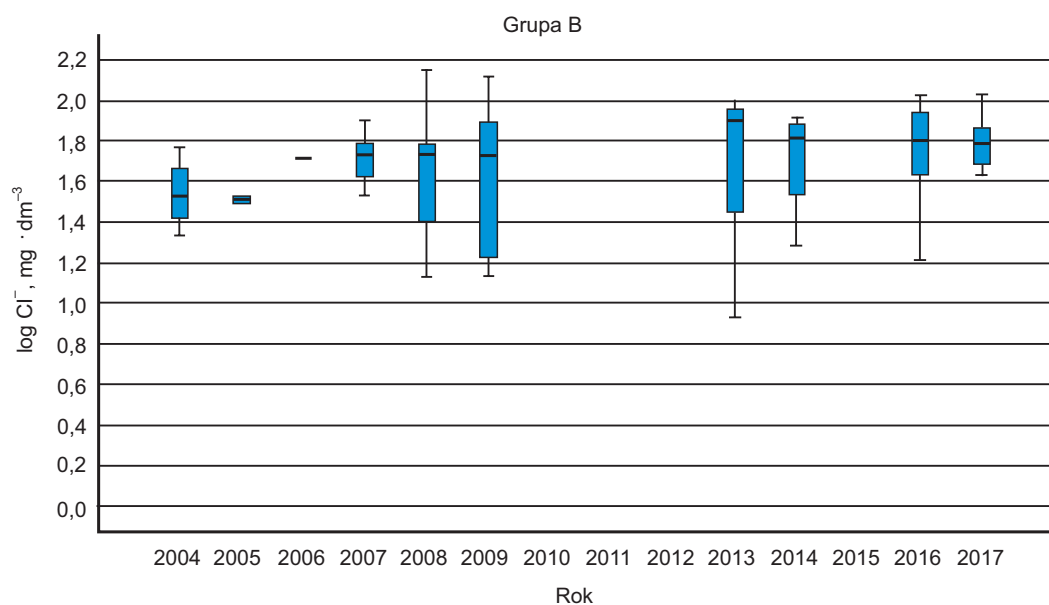
**Ryc. 4b.** Zróżnicowanie wartości EC dla grupy B w latach 2004–2017 (Źródło: opracowanie własne)



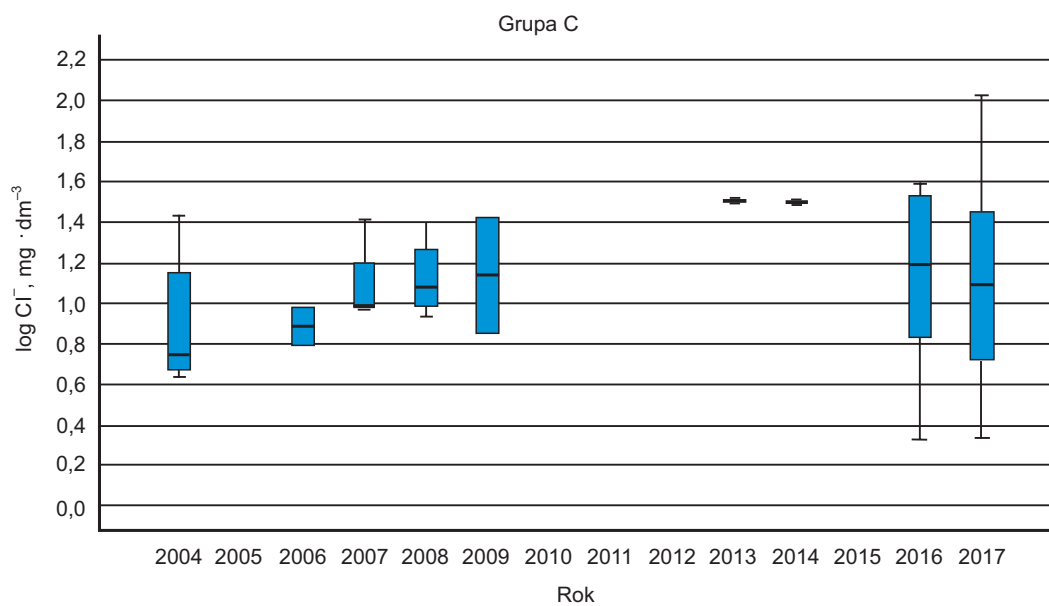
**Ryc. 4c.** Zróżnicowanie wartości EC dla grupy C w latach 2004–2017 (Źródło: opracowanie własne)



**Ryc. 5a.** Zróżnicowanie wartości Cl<sup>-</sup> dla grupy A w latach 2004–2017 (Źródło: opracowanie własne)



**Ryc. 5b.** Zróżnicowanie wartości  $\text{Cl}^-$  dla grupy B w latach 2004–2017 (Źródło: opracowanie własne)



**Ryc. 5c.** Zróżnicowanie wartości  $\text{Cl}^-$  dla grupy C w latach 2004–2017 (Źródło: opracowanie własne)

Tabela 3 zawiera wyniki analizy korelacji Spearmana, tj. dotyczące związku pomiędzy okresem badań a analizowanymi parametrami w poszczególnych grupach. W grupie A zaobserwowano występowanie istotnych statystycznie związków, a mianowicie: im późniejszy rok analizy, tym niższa wartość log EC oraz log Cl<sup>-</sup>. Silniejszy związek dotyczył log Cl<sup>-</sup>. Obydwa związki przedstawiono na wykresach (ryc. 4a oraz 5a). Najwyższe wartości log EC w grupie A oraz B występowały w roku 2011. W przypadku grupy C były to głównie lata 2013, 2014 oraz 2017. Dla log Cl był to głównie rok 2013.

## DYSKUSJA WYNIKÓW

Jak wynika z wieloletnich obserwacji, których rezultaty zaprezentowano w tabeli 1, najbardziej charakterystyczny zakres wartości Cl<sup>-</sup> dla wód mało zanieczyszczonych (grupa A) wynosił od 2 do 13 mg · dm<sup>-3</sup>. Jednak w obszarze badań wartości przekraczające poziom tła wynosiły często nawet ponad 100 mg · dm<sup>-3</sup>. Badane wskaźniki zanieczyszczeń wód podziemnych pomimo przekroczenia poziomów tła hydrogeochemicznego nie stanowiły problemu z punktu widzenia użytkowania wody. Są jednak czytelnym sygnałem na występowanie istotnego wpływu antropogenicznego na jakość tych wód. Kotlina Orawsko-Nowotarska to rejon, gdzie wody podziemne charakteryzują się dużą podatnością na zanieczyszczenie, a podatność ta wynika z warunków hydrogeologicznych (Duda i in., 2011).

W badanych wodach wartość jonów Cl<sup>-</sup> wynosiła od 1,36 do 390 mg · dm<sup>-3</sup>. Podwyższone wartości występują na terenach w sąsiedztwie zlikwidowanego składowiska odpadów i zabudowy miejskiej, natomiast najniższe na terenach niezabudowanych z brakiem oddziaływania ognisk zanieczyszczeń. Wyniki pozwalają stwierdzić niekorzystny wpływ oddziaływania składowiska

odpadów na wody ujęć zaliczonych do grupy B. Tego typu przypadki były wielokrotnie badane i analizowane w literaturze przedmiotu (Reinhard i in., 1984, Christensen i in., 2001, Bjerg i in., 2003, Fic i Kręgiel, 2007, Williams, 2013). Można również stwierdzić, że urbanizacja terenu oddziałuje na jakość wód ujęć grupy C. Tego typu przypadki były dosyć liczne i szeroko opisane w literaturze naukowej (Moniewski i Stolarska, 2007, Olusola i in., 2017, Razowska-Jaworek i in., 2019).

W przypadku kolejnego badanego parametru – przewodności elektrolitycznej, najwyższe wartości były zauważalne dla grupy B. Przewodność była podwyższona w związku z oddziaływaniem składowiska odpadów. W analizach prowadzonych przez Policht-Latawiec i in. (2015) autorzy również stwierdzili udokumentowane, lokalne uciążliwości środowiskowe w związku ze składowaniem odpadów. Ich wyniki także potwierdzają podwyższenie wartości przewodności elektrolitycznej w wodach występujących na terenie oddziaływania wysypiska śmieci. Dla terenu zabudowanego (grupa C) wartości przewodności były wysokie w związku z oddziaływaniem zabudowy miejskiej. Podobną zależność w swojej pracy zauważyli Moniewski i Stolarska (2007), którzy stwierdzili, że stan zmienności przestrzennej przewodności elektrolitycznej wód podziemnych świadczy o jej związku z rozmieszczeniem osadnictwa na obszarze zlewni. Zatem skład chemiczny wód podziemnych jest w głównej mierze kształtowany przez zagospodarowanie terenu. Wyraźniejsze różnice dotyczące wartości jonów Cl<sup>-</sup> oraz przewodności elektrolitycznej są warunkowane lokalnymi ogniskami zanieczyszczeń. Na pojawienie się w grupie B oraz C wartości Cl<sup>-</sup> wyższych od tła i wysokich wartości przewodności elektrolitycznej mogą mieć wpływ wszelkie zanieczyszczenia punktowe, liniowe czy powierzchniowe.

**Tab. 3.** Analiza zmienności czasowej log EC oraz Cl<sup>-</sup> w grupie A, B oraz C (Źródło: opracowanie własne)

| Grupa | log EC                   | log Cl                   |
|-------|--------------------------|--------------------------|
| A     | $r_s = -0,43; p < 0,001$ | $r_s = -0,61; p < 0,001$ |
| B     | $r_s = 0,02; p = 0,77$   | $r_s = 0,11; p = 0,21$   |
| C     | $r_s = -0,14; p = 0,22$  | $r_s = 0,22; p = 0,1$    |

Czasowa zmienność wartości chlorków oraz wielkości przewodności elektrolitycznej nie jest duża (tab. 3). Nieco większą zmienność można zaobserwować dla grupy B (dla obu badanych zmiennych) dla terenu naturalnego z oddziaływaniem zlikwidowanego wysypiska śmieci. Zmienność ta jest szczególnie widoczna w latach 2006–2012 (ryc. 4b) dla przewodności elektrolitycznej i 2004–2009 dla  $\text{Cl}^-$  (ryc. 5b). Wartości przewodności elektrolitycznej wahały się od około 500 do prawie 2000  $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ , natomiast  $\text{Cl}^-$  od około 20 do ponad 100  $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Wartości w tej grupie z czasem się obniżają i jest to spowodowane znikającym oddziaływaniem zamkniętego w 2005 roku składowiska odpadów. Podobne zależności stwierdził Abiriga (2017), analizując jakość wód podziemnych na obszarze Norwegii. Tam również poziomy wskaźników zbliżone do wartości tła hydrogeochemicznego były osiągane po dłuższym okresie.

Najmniejszą zmienność czasową odnotowano w przypadku grupy A (teren niezabudowany z brakiem oddziaływania). Ujęcia zaliczone do grupy C odznaczały się małą zmiennością czasową zawartości chlorków. Była ona jednak wyraźnie większa niż dla grupy A i jednocześnie wyraźnie mniejsza niż dla grupy B. Należy podkreślić, że te wartości stale rosną w związku z coraz większą urbanizacją na omawianym obszarze. W przypadku grupy C i parametru przewodności elektrolitycznej zmienność byłaby nawet porównywalna do grupy B, gdyby nie odnotowano w niej pomiarów dla studni L-1 w latach 2007–2011 o ekstremalnych wartościach ( $> 1000 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ ). Wskazuje to być może na oddziaływanie dzikich wysypisk śmieci w grupie B. Spadek zawartości  $\text{Cl}^-$  w grupie A i C wraz z odległością od wspomnianego składowiska odpadów (porównując z grupą B) ma związek z wpływem warstwy wodonośnej na to zjawisko.

Najmniejsze zróżnicowanie obu badanych zmiennych odnotowano dla grupy A, a największe dla grupy C. Może to być spowodowane tym, że grupa A to obszar bez żadnego stwierdzonego oddziaływania, a w obrębie tej grupy warunki eksploatacyjne są podobne. Natomiast Grupa C to teren o zróżnicowanej miejskiej zabudowie, z czego może wynikać większe zróżnicowane wartości w obrębie tej grupy w porównaniu do pozostałych. W przypadku przewodności elektrolitycznej zróżnicowanie było małe w każdej grupie, a w przypadku wartości  $\text{Cl}^-$  występowała sil-

na zmienność wartości w obrębie każdej z badanych grup, o czym świadczą wysokie współczynniki zmienności w tych grupach powyżej 60%.

Pomimo że wody na badanym obszarze są typu wapniowo-wodorowęglanowego, stwierdzono zależność  $\text{Cl}^-$  od przewodności elektrolitycznej (tab. 2). Największy wpływ na siebie obu zmiennych (chlorków i przewodności elektrolitycznej) odnotowano w grupie B, co potwierdza najwyższe oddziaływanie antropogeniczne dla tej grupy spośród wszystkich badanych grup. Zmienność wartości  $\text{Cl}^-$  można z dobrym przybliżeniem przewidzieć za pomocą przewodności elektrolitycznej, co pozwala stwierdzić oddziaływanie antropogeniczne na jakość wód podziemnych. Nieco mniejszy wpływ zauważono dla grupy C, a najmniej dla grupy A.

## WNIOSKI

1. Zlikwidowane w 2005 roku składowisko odpadów prawdopodobnie oddziałuje na jakość wód podziemnych. Wpływ ten można zaobserwować w bezpośrednim sąsiedztwie obiektu. Dotyczy to zarówno wyraźnie podwyższonych stężeń chlorków, jak i przewodności elektrolitycznej. W obrębie badanego obszaru nie stwierdzono innych znaczących źródeł antropogenicznych.
2. Zagospodarowanie przestrzenne ma dominujący wpływ na jakość wody.
3. Przewodność elektrolityczna oraz stężenia chlorków wód badanych w ujęciach B i C są w większym stopniu kształtowane przez czynniki antropogeniczne niż warunki środowiska naturalnego.
4. Największa zależność pomiędzy analizowanymi zmiennymi występuje w grupie B, co potwierdza największe oddziaływanie antropogeniczne dla tej grupy w porównywaniu do pozostałych.

## LITERATURA

- Abiriga, D. (2017). Groundwater contamination from an old municipal landfill at Revdalen, Norway. Master's Thesis, University College of Southeast Norway (typescript).
- Andrade, E., Queiroz Palacio, H., Souza, I., Oliveira Leao, R., Guerreiro, L. (2008). Land use effects in groundwater composition of an alluvial aquifer (Trussu River, Brazil)

- by multivariate techniques. *Environmental Research*, 106, 170–177.
- Bjerg, P., Albrechtsen, J., Kjeldsen, P., Christensen, T., Cozzarelli, I. (2003). The groundwater geochemistry of waste disposal facilities. *Treatise on Geochemistry*, 9, 579–612.
- Chełmicki, W. (2001). Woda. Zasoby, degradacja, ochrona. Warszawa: PWN.
- Christensen, H., Kjeldsen, P., Bjerg, P., Jensen, D., Christensen, J., Baun, A., Albrechtsen, H., Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7), 659–718.
- Cymes, I., Szejba, D., Szymczyk, S., Świtalska, I., Olba-Zięty, E. (2014). Wpływ zmiany użytkowania gruntu na jakość wód obszaru zdrenowanego w Lidzbarku Warmińskim. *Inżynieria Ekologiczna*, 37, 80–88.
- Duda, R., Witczak, S., Żurek, A. (2011). Mapa wrazliwości wód podziemnych Polski na zanieczyszczenie 1 : 500 000 – metodyka i objaśnienia tekstowe. Kraków: Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska.
- Fianko, J., Osaе, S., Adomako, D., Achel, D. (2009). Relationship between land use and groundwater quality in six districts in the eastern region of Ghana. *Environ. Environmental Monitoring and Assessment*, 153(1–4), 139–46.
- Fic, M., Kręgiel, J. (2007). Oddziaływanie wylewiska ścieków komunalnych na wody podziemne w trakcie jego użytkowania i po wyłączeniu z eksploatacji. *Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie*, 7, 1(19), 22–44.
- Foster, S. (2001). The interdependence of groundwater and urbanization in rapidly developing cities. *Urban Water*, 3, 185–192.
- Jeong, C. (2001). Effect of land use and urbanization on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejon area, Korea. *Journal of Hydrology*, 253 (1–4), 194–210.
- Kępińska, B. (1997). Model geologiczno-geotermalny Niecki Podhalańskiej. *Studia, Rozprawy, Monografie*, 48, Kraków: CPPGSMiE PAN.
- Kleczkowski, A. (1990). Główne zbiorniki wód podziemnych (GZWP) w Polsce – własności hydrogeologiczne, jakość wód, badania modelowe. Kraków: Wydawnictwo AGH.
- Kotowski, T., Kachnic, M. (2007). Formowanie składu chemicznego wód podziemnych w warstwach miocenu i plejstocenu w rejonie występowania głębokiej doliny kopalnej w pobliżu Wysokiej. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, 427, 47–60.
- Kotowski, T., Burkowska, A. (2009). Geneza siarczanów w głębokim plejstocenie poziomie wodonośnym w rejonie Wysokiej na podstawie badań izotopowych i mikrobiologicznych. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, 436, 273–280.
- Kotowski, T., Burkowska, A. (2011). The influence of bacterial reduction on concentrations of sulphates in deep aquifers in river drainage basin. *Polish J. of Environ. Stud.* 20(2), 379–386.
- Kotowski, T., Satora, S. (2016). Isotope characterization of deep aquifers in the Gwda catchment, northern Poland. *Geologos*, 22(2), 137–147. DOI: <https://doi.org/10.1515/logos-2016-0014>
- Kotowski, T., Najman, J., Nowobiliska-Luberda, A., Bergel, T. and Kaczor G. (2023). Analysis of the interaction between surface water and groundwater using gaseous tracers in a dynamic test at a riverbank filtration intake. *Hydrological Processes*, e14862, (in press). DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.14862>
- Moniewski, P., Stolarska, M. (2007). Wpływ naturalnych i antropogenicznych czynników na podstawowe charakterystyki fizykochemiczne wody w małej zlewni strefy podmiejskiej Łodzi. *Woda — Środowisko – Obszary Wiejskie*, 7, 1(19), 105–122.
- Nowobiliska-Luberda, A. (2018). Physicochemical and bacteriological status of surface waters and groundwater in the selected catchment area of the Dunajec river basin. *J. Ecol. Eng.* 19(3), 162–169.
- Nowobiliska-Luberda, A., Nowobiliska, E., Satora, S. (2013). Ujęcia i wody podziemne wykorzystywane dla zaopatrzenia miasta Nowy Targ. *Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumiectus*, 12, 81–91.
- Olusola, A., Adeyeye, O., Durowoju, O. (2017). Groundwater: Quality levels and human exposure, SW Nigeria. *Journal of Environmental Geography*, 10 (1–2), 23–29.
- Peng, Y. (2013). Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, 10(2), 2567–2574.
- Plechyński, J. (1999). Odcieki wysypiskowe – zagrożeniem i zanieczyszczeniem wód podziemnych. *Przegląd komunalny*, 7–8, 31–33.
- Policht-Latawiec, A., Kanownik, W., Konieczna, A. (2015). Zmiany przewodności elektrolitycznej właściwej i stężeń wybranych biogenów w wodzie rzeki Łososina na terenie miasta Tymbark. *Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumiectus* 14(2), 175–184.
- Pomianowski, P. (2003). Tektonika Kotliny Orawsko-Nowotarskiej – wyniki kompleksowej analizy danych grawimetrycznych i geoelektrycznych. *Przegląd Geologiczny*, 51(46), 498–506.

- Razowska-Jaworek, L., Kowalczyk, A., Kuczyńska, A., Palak-Mazur, D., Mikołajczyk, A. (2019). Ocena zależności stężeń wybranych wskaźników fizyko-chemicznych w wodach podziemnych Polski od formy użytkowania terenu na podstawie wyników badań monitoringowych. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 476, 105–114.
- Reinhard, M., Barker, J. and Goodman, N. (1984). Occurrence and distribution of organic chemicals in two landfill leachate plumes. *Environmental Science & Technology*, 18(12), 953–961.
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 19 listopada 2002 r. w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. 2002 nr 203, poz. 1718).
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. 2007 nr 6,1 poz. 417).
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. 2010 nr 72, poz. 466).
- Świtalska, I., Szymczyk, S., Koc, J. (2013). Wpływ sposobu użytkowania terenu na jakość wód gruntowych. *Proceedings of ECOpole*, 7, 1, 259–265.
- Ziulkiewicz, M. (2004). Chlorki jako wskaźnik zanieczyszczenia wód podziemnych na obszarze Łodzi. *Przegląd Geologiczny*, 52(10).
- Williams, P. (2013). *Waste treatment and disposal*. John Wiley & Sons.
- [www.obliczeniastatystyczne.pl](http://www.obliczeniastatystyczne.pl) (dostęp: 1.03.2023).

## FORMATION OF GROUNDWATER CHEMISTRY IN THE NOWY TARG AREA IN RELATION TO LAND USE

### ABSTRACT

#### Aim of the study

The aim of this study was to assess the impact of land development on the chemistry of groundwater captured in the Nowy Targ area.

#### Material and methods

The scope of the study was to analyse the variation in chloride content and the magnitude of electrolytic conductivity over the years 2004–2016 for separate groups of wells in the city of Nowy Targ. Due to the significantly different usage of the land within which the groundwater intakes are located, a grouping of the groundwater intakes was introduced taking this factor into account. Physico-chemical analyses of the samples taken were carried out and archival data was already used. Non-parametric statistical tests such as the Kruskal-Wallis test and the median test were carried out to find statistically significant differences between chloride content and electrolytic conductivity magnitude between the selected groups of intakes.

#### Results and conclusions

The results of the study and analysis of the literature showed that groundwater chemistry in the analysed wells depends on both natural factors and the nature of land use and the degree of urbanisation. The analyses concluded that land development has a dominant influence on water quality. The Orava-Nowy Targ Basin is a region where groundwater is characterised by a high susceptibility to contamination, and this susceptibility is due to hydrogeological conditions. The results of the tests showed statistically significant differences in chloride content and electrolytic conductivity values between the analysed groups of intakes. The lowest values of the analysed variables, were observed for intakes located in undeveloped areas, far from sources of anthropogenic pressure. Mean values of chloride and conductivity in this group of intakes were much lower than those observed for intakes located with the impact of a decommissioned landfill and for intakes located in built-up areas. Similarly, the average chloride and conductivity values were statistically different, although the differences between the intakes in the impact area of the decommissioned landfill and the intakes located in the built-up area were much lower compared to the chloride and conductivity values for the intakes located in the undeveloped area, which was also due to the location of these intakes in the area in question.

**Keywords:** The Orava-Nowy Targ Basin, Nowy Targ, land development, groundwater chemistry