

Rafał Bray, Aleksandra Sokołowska, Katarzyna Jankowska, Krystyna Olańczuk-Neyman

Wpływ mieszania wody podziemnej z różnych pięter wodonośnych na jej stabilność chemiczną i biologiczną w sieci wodociągowej

Podstawowym zadaniem systemów zaopatrzenia w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi, poza spełnieniem wymagań ilościowych i jakościowych, jest zminimalizowanie ryzyka pogorszenia się jej jakości w sieci wodociągowej. Wody podziemne występujące w rejonie Gdańska mają skład mieszczący się między wodami o wysokiej i o obniżonej jakości. Ich niekorzystną cechą jest brak stabilności chemicznej i biologicznej, co jest związane m.in. z podwyższoną zawartością związków żelaza, manganu oraz azotu amonowego. Technologia oczyszczania tego typu wód powinna zapewnić kontrolowany przebieg procesów fizyczno-chemicznych i biologicznych oraz usunięcie ich szkodliwych lub niepożądanych produktów. Stworzenie warunków do przebiegu tych procesów w sieci wodociągowej pozbawia natomiast technologów możliwości wpływu na ich przebieg, a powstające produkty gromadzą się w przewodach w postaci osadów mineralnych i biofilmu, względnie przedostają się wraz z wodą do odbiorców [1,2].

Do najważniejszych czynników wpływających na stabilność chemiczną i biologiczną wody wodociągowej zalicza się zawartość związków mineralnych, (głównie wapnia, żelaza i manganu), równowagę węglanowo-wapniową, pH, zawartość tlenu rozpuszczonego, obecność substancji pokarmowych i biogennych, obecność i zawartość środków dezynfekcyjnych, temperaturę, interakcje składników wody z materiałem przewodów bądź z wcześniej zdeponowanymi osadami oraz warunki hydrauliczne [3–5]. Ponadto liczne prace wskazują, że niekorzystny wpływ na jakość wody rozprowadzanej w sieci wodociągowej ma znacznie zmniejszony w ostatnich kilkunastu latach pobór wody w Polsce, który przyczynił się do wydłużenia czasu przetrzymania wody w systemie dystrybucji [6–8].

Inną, jak dotąd zazwyczaj pomijaną, potencjalną przyczyną obniżonej stabilności wody mogą być strefy mieszania wody pochodzącej z różnych ujęć, które głównie mają miejsce w dużych aglomeracjach miejskich, gdzie rozległe sieci wodociągowe są zaopatrywane z różnych ujęć wody. Często praktyką przedsiębiorstw wodociągowych jest wprowadzanie wody ze studni kredowych bezpośrednio do sieci wodociągowej (z pominięciem zakładu oczyszczania) i mieszanie jej z wodą innego pochodzenia (np. z utworów czwartorzędowych i/lub trzeciorzędowych). Zakłada

się, że wody kredowe najczęściej charakteryzują się wysoką jakością, a ewentualne przekroczenia dopuszczalnych wartości niektórych wskaźników lub zbyt mała twardość zostaną zniwelowane po rozcieńczeniu wodą z innego źródła w sieci wodociągowej. Takie sytuacje spotyka się nawet w przypadkach, gdy tzw. studnie kredowe znajdują się w bezpośrednim sąsiedztwie zakładu oczyszczania wody.

Mieszanie wody pochodzącej z różnych warstw wodonośnych, nawet w sytuacjach, gdy każda z nich jest wysokiej jakości oraz stabilna biologicznie i chemicznie, może spowodować zakłócenie stabilności wody zmieszanej, czego skutkiem będzie pogorszenie jej jakości, wytrącanie osadów, powstawanie biofilmu oraz wtórny rozwój mikroorganizmów w sieci wodociągowej. Często charakterystycznym objawem obniżenia jakości wody jest pogorszenie jej cech organoleptycznych, tj. mętności, smaku i zapachu.

W pracy przedstawiono wyniki badań nad wpływem mieszania wody pochodzącej z dwóch różnych pięter wodonośnych w południowo-wschodnim rejonie województwa pomorskiego (woda oczyszczona z utworów czwartorzędowych oraz woda z utworów kredowych) na jej stabilność chemiczną i biologiczną.

Charakterystyka wody podziemnej

Woda z utworów czwartorzędowych pochodzi z dwóch studni wierconych o głębokości 90 m i 130 m. Jest to woda typu wodorowęglanowo-wapniowego (tab. 1). Zawartości związków żelaza, manganu oraz azotu amonowego najczęściej przekraczają wartości dopuszczalne w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Wartości pozostałych wskaźników wody nie przekraczają wartości dopuszczalnych. Woda czwartorzędowa jest oczyszczana w nowej, oddanej w 2009 r., stacji z zastosowaniem napowietrzania i dwustopniowej filtracji z prędkością do 10 m/h. Na filtrach I stopnia (złoża antracytowo-piaskowe) usuwana jest większość domieszek, głównie związki żelaza i azot amonowy (w procesie nityfikacji) oraz większość manganu. Na filtrach II stopnia (złoża piaskowo-piroluzytowe, uaktywnione w czasie płukania podchlorynem sodu) usuwany jest jedynie pozostały mangan. Woda ze stacji oczyszczania w pełni odpowiada wymaganiom stawianym wodzie przeznaczonej do spożycia, a zawartości związków żelaza i azotu amonowego są znacznie mniejsze niż dopuszczalne (tab. 1). Poza usuwanymi domieszkami, pozostałe składniki wody nie ulegają istotnym zmianom.

Tabela 1. Skład wody podziemnej wykorzystanej w badaniach
Table 1. Composition of the groundwater examined

Wskaźnik, jednostka	Woda czwartorzędowa		Woda kredowa	Woda zmieszana
	ujęcie	oczyszczona		
Żelazo ogólne gFe/m ³	1,5±4,9	0,01±0,05	0,09±0,24	0,08±0,10
Mangan, gMn/m ³	0,09±0,29	0,030±0,045	0,008±0,010	0,024±0,03
Azot amonowy, gNH ₄ ⁺ /m ³	1,17±1,52	0,06±0,13	0,79±0,85	0,31±0,36
Twardość, gCaCO ₃ /m ³	365±390	365±385	48±68	264±275
pH	7,3	7,1±7,3	7,7±8,0	7,3±7,4
Przewodność właściwa, μS/cm	739	729±731	1182±1319	910±921
Tlen rozpuszczony, gO ₂ /m ³	<0,1	5,4±6,5	3,5±4,5*	4,8±5,3

*w czasie przechowywania wody w otwartym zbiorniku

Woda podziemna, ujmowana z utworów kredowych (dwie studnie wiercone o głębokości 230 m i 250 m), charakteryzuje się lekko zasadowym pH, małą twardością węglanową oraz stosunkowo dużą przewodnością właściwą, najprawdopodobniej wskutek podwyższonego zasolenia, głównie związkami sodu. Zawartość związków żelaza jest zbliżona do wartości dopuszczalnej, a azotu amonowego w niewielkim stopniu ją przekracza. Ponadto zaobserwowano znaczne przekroczenia dopuszczalnej zawartości fluorków (do 3,0 gF⁻/m³) oraz boru (do 1,5 gB/m³). Wodę z utworów czwartorzędowych i kredowych zmieszano w stosunku 2:1 dobranym tak, aby po zmieszaniu zawartość wszystkich składników wody spełniała warunki stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Woda czwartorzędowa była pobierana z rucoziągu po II stopniu filtracji. Do układu badawczego woda była przesyłana przewodem elastycznym o długości ok. 30 m. Woda kredowa, ze względu na odległą lokalizację studni kredowych, nie mogła być podawana bezpośrednio ze studni do stanowiska badawczego i dlatego gromadzono ją w pojemniku z tworzywa sztucznego o pojemności 100 dm³. Zbiornik napełniano co trzy doby, przy czym nie uniknięto napowietrzenia wody podczas jej przechowywania. Zarówno zbiornik wody kredowej, jak i stanowisko badawcze były umieszczone w pomieszczeniu bez dostępu światła słonecznego. Światło sztuczne docierało jedynie w krótkim czasie napełniania zbiornika lub przeprowadzania pomiarów. Zarówno temperatura powietrza w pomieszczeniu, jak i wody kredowej nie przekraczała 13 °C. Czwartorzędowa woda oczyszczona oraz woda kredowa podawane były do próbek pomiarowych przy pomocy pompki perystaltycznych o wydajności odpowiednio 1,91 dm³/h. i 0,96 dm³/h, a prędkość przepływu wody w tych próbkach wynosiła odpowiednio ok. 13 m/h (0,0036 m/s) i 6,6 m/h (0,0018 m/s). Prędkość przepływu w próbce z wodą zmieszaną wynosiła 19,6 m/h (0,0055 m/s).

Metodyka badań mikrobiologicznych

Badaniom poddano cztery rodzaje próbek – woda czwartorzędowa przed i po procesach oczyszczania, woda kredowa bez oczyszczania oraz woda zmieszana (czwartorzędowa oczyszczona i kredowa w stosunku 2:1). Badania przeprowadzono w ciągu 4 h od pobrania wody z warstwy wodonośnej oraz po jej inkubacji w temperaturach 5 °C, 10 °C i 20 °C przez 7 d. próbki wody przefiltrowano przez filtry poliwęglanowe o średnicy porów 0,2 μm i określono w nich ogólną liczbę żywych i martwych komórek bakterii. Oznaczenia wykonano w preparatach mikroskopowych wybarwionych fluorochromem (DAPI), zgodnie ze

standardową metodyką opisaną w pracy [9]. W badaniach wykorzystano mikroskop Olympus BX40 wraz z kompletem filtrów do ekscytacji i emisji światła fluorescencyjnego wyposażony w obiektyw fluoroplan oraz oprogramowanie do analizy obrazu Multiscan (CSS).

Metodyka badań fizyczno-chemicznych

Badania stabilności chemicznej wody na podstawie potencjalnej zdolności do wytrącania z niej osadów przeprowadzono w warunkach przepływowych. Opracowano własną metodykę, która umożliwiła porównanie zdolności badanych wód do wytrącania osadów. W tym celu zmierzono pochłanianie światła widzialnego oraz promieni nadfioletowych przechodzących przez warstwę osadu odkładającego się na wewnętrznych ściankach próbek, przez które przepływała badana woda. Utrzymywano nieprzerwany (przez ponad trzy miesiące) przepływ wody przez próbki w kierunku od dołu ku górze (wodę doprowadzano do dna próbek przez rurkę). Mierzone w tym czasie pochłanianie promieni nadfioletowych i widzialnych przechodzących przez warstwę osadu (przy długości fali 250÷600 nm) było pośrednim wskaźnikiem ilości i rodzaju osadzających się osadów. Na czas pomiaru wewnętrzna rurka doprowadzająca wodę została usunięta, a próbki wypełniono wodą zdemineralizowaną. Wszystkie pomiary zostały wykonane w trzech płaszczyznach, przesuniętych względem siebie o ok. 45°. Próbkę porównawczą (zerową) stanowiła czysta próbka wypełniona wodą zdemineralizowaną. Pomiary widma dokonano w odstępach 1÷2-tygodniowych.

Do badań zastosowano zwykle jednakowe próbki laboratoryjne o średnicy 16 mm ze szkła sodowego. Pomiar absorpcji w przypadku czystych próbek wykazał, że przy długości fali powyżej 270 nm pochłanianie światła było niemal jednakowe we wszystkich próbkach, niezależnie od płaszczyzny pomiaru, a przy długości fali powyżej 300 nm pochłanianie światła było już niewielkie. Również pomiary względem próbki zerowej we wszystkich próbkach były stabilne, a odchylenie absorpcji od zera nie przekraczało ±0,005.

Do analizy wytypowano wartości absorpcji w nadfioletu o długości fali 300÷310 nm, przy której pochłanianie światła przez ścianki próbek było już niewielkie oraz w świetle widzialnym o długości fali 385÷395 nm. Wynik badania określający wartość absorpcji uzyskaną w przypadku każdego rodzaju wody i określonego zakresu długości fali był wartością średnią ze wszystkich pomiarów w trzech płaszczyznach pomiarowych. Pomiary wykonano przy pomocy spektrofotometru Pharo 300 (Merck).



Dyskusja wyników badań

Zastosowana w pracy mikroskopowa metoda określania liczby bakterii z wykorzystaniem filtrów membranowych o średnicy porów $0,2\ \mu\text{m}$ pozwala na wykrycie znacząco większej liczby bakterii niż czasochłonne metody hodowlane. Na rysunku 1 przedstawiono średnie geometryczne całkowitej liczby bakterii żywych i martwych w wodzie pobranej z piętra kredowego, czwartorzędowego, po procesie oczyszczania oraz w wodzie zmieszanej. Średnie wartości całkowitej liczby bakterii w wodzie (przed inkubacją w warunkach laboratoryjnych) wynosiły:

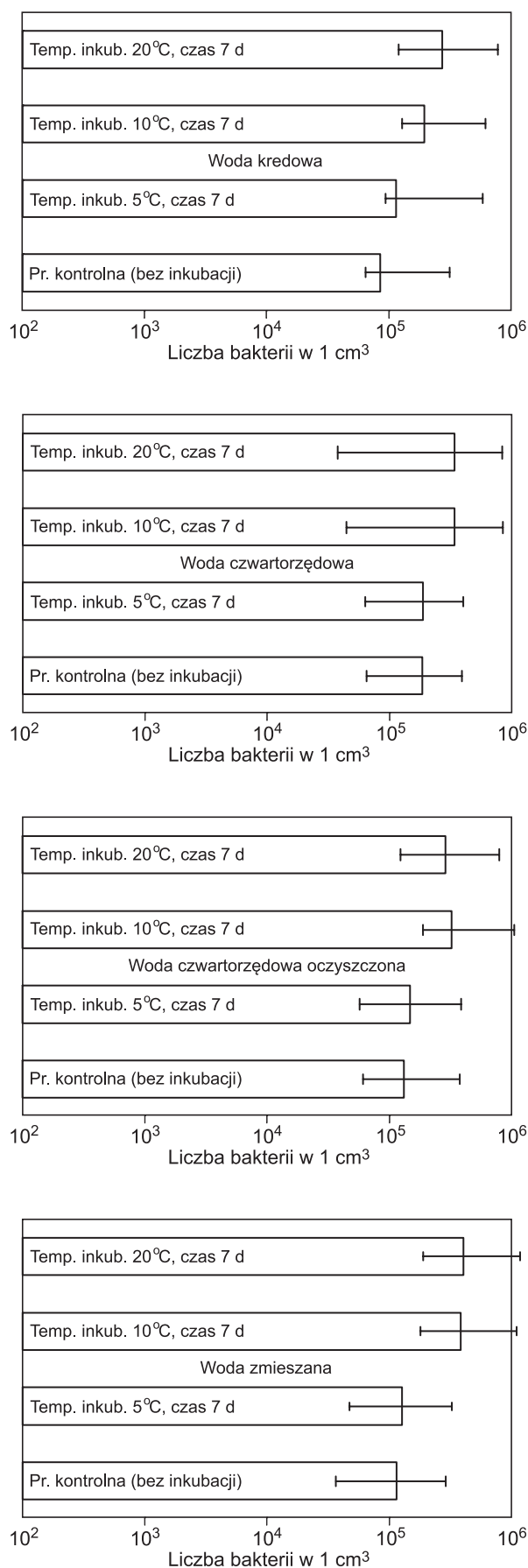
- z piętra kredowego: $8,4 \cdot 10^4 \text{ kom./cm}^3$,
- z piętra czwartorzędowego: $1,8 \cdot 10^5 \text{ kom./cm}^3$,
- z piętra czwartorzędowego po procesach oczyszczania: $1,3 \cdot 10^5 \text{ kom./cm}^3$,
- w wodzie zmieszanej: $1,1 \cdot 10^5 \text{ kom./cm}^3$.

Największą całkowitą liczbę bakterii odnotowano w wodzie czwartorzędowej, a najmniejszą (ponaddwukrotnie) w wodzie z piętra kredowego. We wszystkich badanych próbkach stwierdzono wyraźny wzrost całkowitej liczby bakterii po upływie 7 d w temperaturze w zakresie $10\text{--}20^\circ\text{C}$, natomiast w temperaturze 5°C nie stwierdzono wzrostu liczby bakterii (woda czwartorzędowa) lub był on niewielki ($1,1\text{--}1,35$ -krotny). Szczególnie istotny był największy wzrost liczby bakterii, który odnotowano w wodzie zmieszanej nie tylko w temperaturze 20°C ($3,57$ -krotny), lecz także w temperaturze 10°C ($3,35$ -krotny). Również w pozostałych próbkach wody zanotowano istotny wzrost całkowitej liczby bakterii w temperaturze 10°C . Otrzymane wyniki potwierdzają wcześniejsze dane dotyczące wód podziemnych z rejonu Trójmiasta [10], pomimo doniesień literaturowych [11] wskazujących, że obniżenie temperatury do ok. 15°C pozwala znacznie ograniczyć wtórny wzrost mikroorganizmów.

Temperatura wód podziemnych wykorzystywanych w Polsce do celów wodociagowych, pochodzących z głębokości $30\text{--}200\text{ m}$, jest względnie stała i zawiera się w granicach $9\text{--}12^\circ\text{C}$. Występujące w nich mikroorganizmy są dostosowane do względnie niskich temperatur i znaczna ich część jest zaliczana do organizmów psychrofilnych, tzn. rosnących w temperaturze 0°C i o maksymalnej temperaturze wzrostu poniżej 20°C [1]. Potwierdzają to również doświadczenia opisane w pracy [12], w której stwierdzono, że pomimo temperatur niższych od 10°C procesy biologiczne (głównie nityfikacja) przebiegały z wysoką sprawnością.

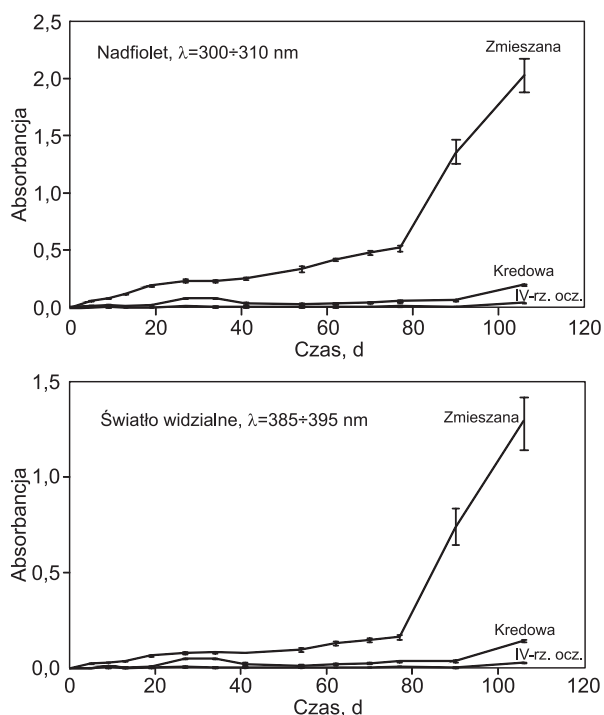
Na obecnym etapie badań nie jest możliwe pełne wyjaśnienie przyczyn zwiększonego wzrostu bakterii w wodzie zmieszanej, w porównaniu z pozostałymi wodami. Bardzo prawdopodobną przyczyną była poprawa warunków pokarmowych dla flory bakteryjnej pochodzącej z różnych wód, a w szczególności wzbogacenie uboższego środowiska wody kredowej w substancje organiczne pochodzące z wody czwartorzędowej i stymulacja wzrostu bakterii obecnych w wodzie kredowej żyjących dotąd w warunkach głodowych, a także dostarczenie brakujących biogenów (głównie azotu amonowego) bakteriom obecnym w oczyszczonej wodzie czwartorzędowej.

Wyniki badań przeprowadzonych w warunkach przepływowych wykazały, że woda czwartorzędowa po procesach oczyszczania cechowała się wysoką stabilnością chemiczną i mikrobiologiczną. Pochłanianie światła przez osady na ściankach próbki, zarówno w zakresie nadfioletu ($300\text{--}310\text{ nm}$), jak i widzialnego ($385\text{--}395\text{ nm}$), przez cały czas badań (106 d) utrzymywało się na bardzo niskim,



Rys. 1. Ogólna liczba bakterii żywych i martwych (śr. geom., min., maks.) w wodzie

Fig. 1. Total number of live and dead bacteria (geometric mean, maximal, minimal) in the groundwater



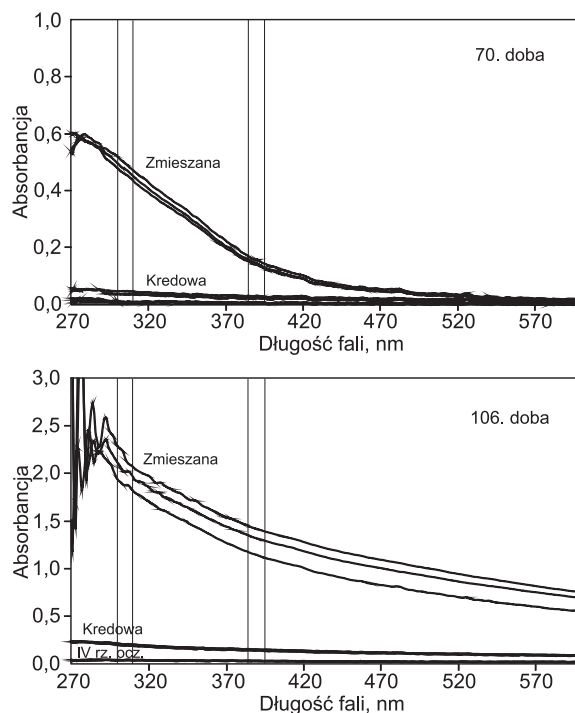
Rys. 2. Pochłanianie światła przez osad pokrywający ścianki próbek z wodą
Fig. 2. Light absorbed by the sediment covering the walls of the water samples

praktycznie stałym, poziomym. Wskazuje to na niewielką ilość osadów gromadzących się na wewnętrznych ściankach próbek (rys. 2). Woda ze studni kredowych (nie poddana oczyszczaniu) po kontakcie z powietrzem była mniej stabilna niż oczyszczona woda czwartorzędowa. Zwiększenie absorbancji w nadfiolecie oraz świetle widzialnym w miarę upływu czasu wykazało, że na ściankach próbki odkładały się niewielkie ilości osadu (rys. 2). Tempo zmian absorbancji, a co za tym idzie – szybkość tworzenia się warstewek osadu, nie było stałe. Zaobserwowano nawet zmniejszenie absorbancji (w 40÷60. dobie badań), co mogło oznaczać, że wytworzony wcześniej osad uległ częściowemu wypłukaniu.

Należy zaznaczyć, że zmniejszenie stabilności wody ze studni kredowych mogło być wynikiem napowietrzenia wody w czasie jej poboru i przetrzymywania w otwartym zbiorniku. Dostarczony w ten sposób tlen mógł być wykorzystany przez bakterie, jak również prowadzić do wytrącania związków żelaza. Ponadto przetrzymywanie wody w otwartym zbiorniku mogło spowodować desorpcję dwutlenku węgla, co naruszyło równowagę węglanowo-wapniową, prowadzącą do wytrącania węglanu wapnia. Tym niemniej stosunkowo niewielki przyrost absorbancji wykazał, że ilość odkładającego się osadu na ściankach próbki była niewielka, co oznaczało, że woda kredowa cechowała się stosunkowo dużą stabilnością. Wymieszanie oczyszczonej wody czwartorzędowej z wodą kredową skutkowało znacznym zmniejszeniem stabilności wody, prowadzącym do tworzenia warstwy osadu. Pochłanianie światła na ściankach próbki, przez którą przepływała woda zmieszana, wzrosło zdecydowanie szybciej niż w przypadku wody czwartorzędowej i kredowej, zarówno w zakresie nadfioletu, jak i światła widzialnego (rys. 2).

Po około 80 dobach badań w temperaturze 11÷12°C zaobserwowano wyraźne zwiększenie wartości absorbancji, co mogło wskazywać na przyspieszenie przyrostu osadu (rys. 2). Zmieniła się również charakterystyka widma, co

mogło świadczyć o zmianie jakości osadu. Obserwowane wcześniej pomiary absorbancji, wykonane w różnych płaszczyznach, były do siebie zbliżone, natomiast w ostatnich pomiarach rozrzut wyników pomiędzy płaszczyznami był bardzo duży (rys. 3). Mogło to świadczyć zarówno o zmianie składu osadu, jak i struktury. Wprawdzie przeprowadzone pomiary nie pozwoliły na określenie ilości i składu powstającego osadu, jednak można przypuszczać, że wcześniej odkładały się głównie związki mineralne tworzące bardziej jednorodną i zwartą strukturę osadu. Główną przyczyną wytrącania się związków mineralnych mogło być zaburzenie równowagi węglanowo-wapniowej, będące wynikiem zmieszania wód o różnym składzie fizyczno-chemicznym. Później, prawdopodobnie na szkielecie mineralnym, zaczęła się tworzyć błona biologiczna [13, 14] o bardziej zróżnicowanej grubości i gąbczastej strukturze, dająca zróżnicowane wyniki absorbancji. Przyspieszony wzrost mikroorganizmów w wodzie zmieszanej potwierdziły badania mikrobiologiczne. Przyspieszenie przyrostu osadu można również tłumaczyć katalitycznym oddziaływaniem odłożonych wcześniej związków mineralnych, np. żelaza lub manganu. Gwałtowny wzrost intensywności odkładania się osadów, obserwowany od 80. doby badań, niezależnie od charakteru procesu (biologiczny czy chemiczny – katalityczny) wskazuje jednak na pojawienie się interakcji pomiędzy składnikami wody a warstwą osadu, co znacznie przyspiesza proces powstawania osadów.



Rys. 3. Widmo promieniowania pochłanianego przez osad pokrywający ścianki próbek z wodą
Fig. 3. Spectrum of radiation absorbed by the sediment covering the walls of the water samples

Podsumowanie

Zmieszanie wody kredowej (nie poddanej procesom oczyszczania) z oczyszczoną wodą czwartorzędową, pomimo utrzymania wartości wskaźników jakościowych zgodnych z wymaganiami, może skutkować utratą stabilności chemicznej i biologicznej wody i prowadzić do powstawania osadów oraz namnażania się mikroorganizmów w sieci wodociągowej. Odnotowany w wodzie zmieszanej wysoki

wzrost liczby bakterii w temperaturze 10°C (3,35-krotny) oznacza, że niska temperatura wód podziemnych nie gwarantuje zachowania stabilności biologicznej wody w sieci wodociągowej. Odkładający się na ściankach przewodów wodociągowych osad, oddziałując ze składnikami wody, może znacznie przyspieszyć proces powstawania osadów.

Zaprezentowane wyniki badań mają charakter wstępny. Obecnie realizowane są dalsze prace badawcze z zastosowaniem mikroskopu epifluorescencyjnego, które pozwolą na ocenę całkowitej liczby bakterii żywych i martwych (testy live & dead), ich struktury morfologicznej, a także identyfikację bakterii obecnych w wodach podziemnych metodą FISH przy użyciu standardowych sond oligonukleotydowych. Kontynuowane są prace z wykorzystaniem pomiarów absorbancji światła przechodzącego przez warstwę osadu, jak również badania mające na celu określenie ilości i składu osadów powstających w sieciach wodociągowych.

LITERATURA

1. A. SOKOŁOWSKA, R. BRAY, K. OLAŃCZUK-NEYMAN: Aspekty mikrobiologiczne jakości wód podziemnych w rejonie gdańskim jako źródła wody do spożycia. *Technologia Wody* 2010, nr 6, s. 20–25.
2. M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ, M. WOLSKA: Ocena wtórnego zanieczyszczenia niestabilnej chemicznie wody w systemie dystrybucji. *Ochrona Środowiska* 2005, vol. 27, nr 4, ss. 35–38.
3. M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: Czynniki współdecydujące o potencjale powstawania i rozwoju biofilmu w systemach dystrybucji wody. *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 3, ss. 7–13.
4. M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ, M. WOLSKA: Wpływ nierównomierności rozbioru wody wodociągowej na zmianę jej jakości. *Ochrona Środowiska* 2004, vol. 26, nr 4, ss. 21–23.
5. A.L. KOWAL, M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: *Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007.
6. Z. SULIGOWSKI: *Zaopatrzenie w wodę*. Wydawnictwo Akademii Rolniczo-Technicznej, Olsztyn 1999.
7. M. KULBIK: *Komputerowa symulacja i badania terenowe miejskich systemów wodociągowych*, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2004.
8. A. SOKOŁOWSKA, K. OLAŃCZUK-NEYMAN: Badania zmian jakości mikrobiologicznej wody w sieci wodociągowej aglomeracji trójmiejskiej. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 4, ss. 15–19.
9. K.G. PORTER, Y.C. FEIG: The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography* 1980, Vol. 25, pp. 943–948.
10. A. SOKOŁOWSKA: *Charakterystyka zmian mikrobiologicznych wody rozprowadzanej w sieci wodociągowej*. Rozprawa doktorska, Politechnika Gdańska, Gdańsk 2007.
11. V. LUND, K. OMEROD: The influence of disinfection processes on biofilm formation in water distribution systems. *Water Research* 1991, Vol. 29, No. 4, pp. 1013–1021.
12. K. OLAŃCZUK-NEYMAN: *Mikroorganizmy w kształtowaniu jakości i uzdatnianiu wód podziemnych*. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN* 2001, vol. 1.
13. J.M. AUDIC, G.M. FAUP, J.M. NAVARRO: Specific activity of *Nitrobacter* through attachment on granular media. *Water Research* 1984, Vol. 18, No. 6, pp. 745–750.
14. C. STERNBERG, B.B. CHRISTENSEN, T. JOHANSEN, A.T. NIELSEN, J.B. ANDERSEN, M. GIVSKOV, S. MOLIN: Distribution of bacterial growth activity in flow-chamber biofilms. *Applied and Environmental Microbiology* 1999, Vol. 65, No. 9, pp. 4108–4117.

Bray, R., Sokolowska, A., Jankowska, K., Olanczuk-Neyman, K. Impact of Mixing Groundwaters from Different Formations on Their Chemical and Biological Stability in the Water-pipe Network. *Ochrona Środowiska* 2011, Vol. 33, No. 3, pp. 19–23.

Abstract: Groundwater from Quaternary aquifers (treated) and groundwater from Cretaceous aquifers (untreated) was mixed and tested for chemical and biological stability in water-pipe networks. The total number of live and dead bacteria in the water samples was determined using microscopic preparations stained with fluorochrome (DAPI method). Chemical stability examinations, based on the potential ability of the water to precipitate sediments, were conducted under flow conditions, by measuring both the

absorption of UV light and the absorption of visible light passing through the layer of the depositing sediment. The study has produced the following finding. Mixing Cretaceous and Quaternary groundwaters may not only result in the loss of their chemical and biological stability, but also induce sediment deposition and microbial regrowth in the water-pipe network, even when the water quality required is maintained. The considerable (3.35-fold) increase in the number of bacteria observed at 10°C indicates that the temperature of the mixed groundwaters is insufficiently high to guarantee their biological stability in the water-pipe network.

Keywords: Groundwater, water-pipe network, biological stability, chemical stability.