

Michał ZIELINA, Anna MŁYŃSKA, Tadeusz ŻABA

Wydział Inżynierii Środowiska,
Politechnika Krakowska

PRZENIKANIE ZANIECZYSZCZEŃ Z WYPRAWY CEMENTOWEJ DO WODY PITNEJ W PRZEWODACH WODOCIĄGOWYCH PO CEMENTOWANIU

LEACHING OF THE POLLUTANTS
FROM CEMENT MORTAR TO DRINKING WATER
AFTER PIPE LINING

Cementowanie jest wciąż jedną z najpopularniejszych metod renowacji przewodów wodociągowych w Polsce. Spowodowane to jest niską ceną tej metody przy relatywnie skutecznej biernej i aktywnej ochronie antykorozyjnej rur żeliwnych i stalowych. W przypadku wód miękkich transportowanych cementowanym przewodem wodociągowym istnieje jednak potencjalne zagrożenie przenikania niektórych pierwiastków chemicznych z wyprawy cementowej do wody. Największe zagrożenie przenikania takich pierwiastków istnieje ze strony glinu oraz wapnia, a także wyjątkowo groźnych dla zdrowia metali ciężkich takich jak chrom, ołów, kadm lub innych mogących występować w zastosowanym cemencie. Publikacja zawiera wyniki badań laboratoryjnych przenikania glinu i chromu do wody z wyprawy cementowej. Badania eksperymentalne przeprowadzono przy zachowaniu podobnych warunków, jakie mogą panować w jednym z krakowskich przewodów tranzytowych po jego renowacji. Odnotowane zostało stosunkowo niewielkie przenikanie chromu z wyprawy cementowej do wody przy znacznym wzroście wartości pH i stężenia glinu. Wyniki mają na celu ocenę zagrożeń spadku jakości wody po cementyzacji przewodów.

Cement mortar lining is still the most popular trenchless rehabilitation method for potable water mains in Poland. It is quite cheap and relatively effective protection of iron and steel pipes. Cement mortar lining has both active and passive protective action. However, in case of soft water, there is some danger of chemical elements leaching from mortar lining to drinking water. There is high risk of alum and calcium concentration increase in water and heavy metals as chrome, lead, cadmium and others consisted in the cements. The paper presents detailed description of laboratory set-up and experiment results of the alum and chrome leaching from cement mortar to potable water. The experiments were carried out under similar conditions to conditions in one of the Krakow's transit pipes soon after rehabilitation. Relatively low leaching of chrome from lining to potable water was recorded, whereas pH and alum concentration in transported water significantly raised up. The results estimate threat of declining the water quality after cement mortar lining.

1. Wprowadzenie

Podstawowym zadaniem przewodów wodociągowych jest dostarczanie do odbiorców wody w odpowiedniej ilości, o odpowiedniej jakości i pod odpowiednim ciśnieniem. Jednak w miarę upływającego czasu przewody ulegają starzeniu i po pewnym czasie mogą przestać spełniać stawiane im wymagania. W takiej sytuacji konieczne jest przeprowadzenie zabiegów, których celem będzie ograniczenie dalszej destrukcji i przywrócenie rurociągom cech stanu pierwotnego [7].

Jedną z wielu metod odnowy przewodów wodociągowych jest ich renowacja bezwykopowa z wykorzystaniem wykładziny cementowej. Jest to dość powszechnie stosowana metoda głównie ze względu na niewielkie koszty jej wykonania. Opłacalność ta jest tym większa im większa jest średnica odnawianego przewodu [2]. Jest to zabieg polegający na odśrodkowym narzucaniu wyprawy cementowej na wewnętrzną powierzchnię poddanej renowacji rury, a następnie wygładzeniu jej [8]. Zastosowanie tej metody ma na celu poprawę parametrów hydraulicznych przewodów, zabezpieczenie ich wewnętrznych powierzchni przed korozją i polepszenie w dłuższym okresie czasu jakości transportowanej wody [7]. W porównaniu z zastosowaniem natrysków z żywicy epoksydowej i poliuretanu zastosowanie natrysków z wyprawy cementowej zapewnia zdecydowanie najdłuższą żywotność odnawianych rurociągów [2]. Pomiedzy wyprawą cementową a powierzchnią rury tworzy się strefa charakteryzująca się wysoką alkaliznością (pH 11 – 13) na skutek reakcji chemicznych zachodzących pomiędzy warstwą cementu a powierzchnią rury oraz poprzez brak bezpośredniego kontaktu wody z metalem. Tak wysokie wartości pH powodują całkowite zatrzymanie korozji [8, 11]. Dodatkowo wykładzina cementowa powoduje usunięcie nieszczelności na rurach i na połączeniach rurowych, a ciągłość powłoki zapewnia stałą jakość wody w trakcie jej transportu [7].

Niestety obok pozytywnych cech tej metody dostrzega się niekorzystny wpływ wyprawy cementowej na jakość transportowanej wody zaraz po przeprowadzeniu tego zabiegu. W wyniku kontaktu wody miękkiej z cementowaną warstwą zwiększa się jej wartość pH na skutek rozpuszczania wodorotlenków wapnia. Z jednej strony powoduje to wyeliminowanie procesu korozji, z drugiej strony jednak przyczynia się do wypłukiwania z wyprawy cementowej glinu i chromu, a także szczególnie niebezpiecznych metali ciężkich, takich jak ołów i kadm, które mogą być składnikami zastosowanego przy cementowaniu cementu. Szybkość przenikania pierwiastków chemicznych z wycementowanej warstwy do wody uzależniona jest od jej pojemności buforowej (im mniejsza tym wyższe ługowanie pierwiastków z wyprawy do wody), rodzaju zastosowanego cementu i sposobu jego nakładania na przewody, długości odcinków cementowanych rur, a także prędkości przepływającej przez nie wody [1]. Duży wpływ ma również średnica rurociągu. Im jest większa, tym mniejsza jest powierzchnia ściany, która przypada na jednostkę objętości przepływającej wody, w takim przypadku cementowanie ma mniejszy wpływ na jakość transportowanej wody [3]. Przeprowadzone badania [11] wykazały, że im wyższa jest zawartość glinu w wykorzystanym do cementowania cemencie, tym większa jego ilość uwalniała się do wody oraz, że istnieje możliwość długotrwałego i wysokiego stopnia ługowania glinu w przypadku cementów wysokoglinowych [11]. Maksymalne, dopuszczalne stężenie glinu w wodzie pitnej [9] wynosi $0,20 \text{ mg/dm}^3$. Jego nadmiar w organizmie człowieka może spowodować wiele chorób m.in. układu kostnego, krwionośnego, mięśniowego, przyczynić się do postępującej demencji starczej, dlatego też w niektórych kręgach naukowych glin określa się mianem „nowej trucizny środowiska” [6]. Z kolei biorąc pod uwagę chrom, zaleca się, aby nie dostarczać go do organizmu w ilościach większych niż $0,4 - 0,6 \text{ mg/dzień}$. Dopuszczalne stężenie

chromu w wodzie przeznaczanej do spożycia [9] wynosi $0,050 \text{ mg/dm}^3$. Znaczne przekroczenie tych ilości może stać się przyczyną m.in. zmian skórnych, uszkodzeń układu oddechowego i pokarmowego [10].

Problem wypłukiwania i przenikania pierwiastków chemicznych do transportowanej wody, a co za tym idzie pogarszanie się jej jakości nie jest jedynym, z którym można się spotkać po zastosowaniu zabiegu cementowania. Od wycementowanych rurociągów oczekuje się długotrwałej poprawy ich stanu technicznego oraz zredukowania wtórnego zanieczyszczenia transportowanej nimi wody pitnej. Jednak pod wpływem działania wód agresywnych na powłokę cementową może dochodzić do jej korozji. Woda miękka w wyniku zetknięcia się z warstwą betonu powoduje wymywanie wodorotlenku wapnia i obniżanie wartości pH betonu [5]. W konsekwencji sprzyja to osłabieniu struktury zastosowanej wyprawy cementowej, a co za tym idzie przyczynia się do zmniejszenia docelowej ochrony antykorozyjnej rur.

Opisane w niniejszym referacie badania eksperymentalne miały na celu przeanalizowanie wpływu świeżej wyprawy cementowej na jakość wody przez nią przepływającej. Przeanalizowano przebiegi stopnia przenikania glinu i chromu z wyprawy cementowej do wody w czasie oraz przyrost pH wody. Podczas przeprowadzonych badań eksperymentalnych starano się zachować warunki zbliżone do tych jakie mogą panować w przewodzie tranzytowym łączącym stację uzdatniania wody na rzece Rabe z krakowską siecią wodociągową zaraz po jego ewentualnej renowacji metodą cementowania. Wyniki przeprowadzonych eksperymentów oprócz celów poznawczych mogą, więc także stanowić przydatny materiał przy ewentualnym podejmowaniu decyzji co do wyboru metody renowacji.

2. Metodyka badań

W celu zachowania warunków zbliżonych do tych jakie mogą panować po cementyzacji przewodu tranzytowego łączącego Zakład Uzdatniania Wody „Raba” w Dobczycach z krakowską siecią wodociągową podczas badań zastosowano wodę na wyjściu z Zakładu Uzdatniania Wody „Raba”. Badania wykonane zostały w warunkach przepływowych na specjalnie do tego celu skonstruowanym stanowisku badawczym (rys. 1). Wyprawa cementowa, którą pokryto przewody wykonana została na bazie jednego rodzaju cementu - CEMENT SUPER Portlandzki CEM I, Dyckerhoff Polska 42,5R, w połączeniu z piaskiem kwarcowym o granulacji $0,3 - 1,0 \text{ mm}$ oraz wodą. Cement i piasek wymieszano ze sobą starannie w betoniarnie w proporcji 1:1. Do mieszanki dodano wodę, w ilości pozwalającej zachować współczynnik wodno – cementowy na poziomie 0,35. Wyprawą cementową pokryto wewnętrzną powierzchnię zewnętrznego przewodu rurowego i zewnętrzną powierzchnię wewnętrznego przewodu rurowego. Obydwa przewody rurowe cementowane były poprzez ręczne nakładanie wykonanej wyprawy cementowej, natomiast jej właściwe rozprowadzenie i wygładzenie odbywało się z wykorzystaniem specjalnego obrotowego wałka, o długości równej zamierzonej długości cementowania. Po wyschnięciu wyprawy przewody zainstalowano w stanowisku umieszczając mniejszy przewód wewnątrz przewodu o większej średnicy.

Analizie poddano 9 próbek wody o pojemności 200 ml każda, pobieranych bezpośrednio z zaprojektowanego układu w różnych odstępach czasu. Odstępów czasu pomiędzy kolejnymi poborami próbek przyjęto zgodnie z normą [4] NEN 7375:2004 Holenderskiego Instytutu Normalizacyjnego. Zanim rozpoczęto badania pobrano tzw. próbę

„zerową”, którą stanowiła woda pobrana na wyjściu ze stacji uzdatniania wody dla Krakowa na rzece Rabe.

W początkowym okresie badań tj. w przeciągu pierwszych kilkunastu godzin próbki pobierane były z dużą częstotliwością, ze względu na najintensywniejsze zmiany zachodzące w jakości transportowanej wody, natomiast w miarę upływu czasu próbki pobierano coraz rzadziej. Pierwsza próbka została pobrana po 3h od momentu rozpoczęcia badań, tzn. od chwili wprowadzenia układu w stan pracy, kolejne natomiast po 6; 18; 24; 28,5; 52,5; 98 i 217 h. Następnie zmierzono i odnotowano wartości pH każdej z pobranych próbek oraz stężenia wybranych pierwiastków, które zostały wypłukane z wyprawy cementowej do wody.

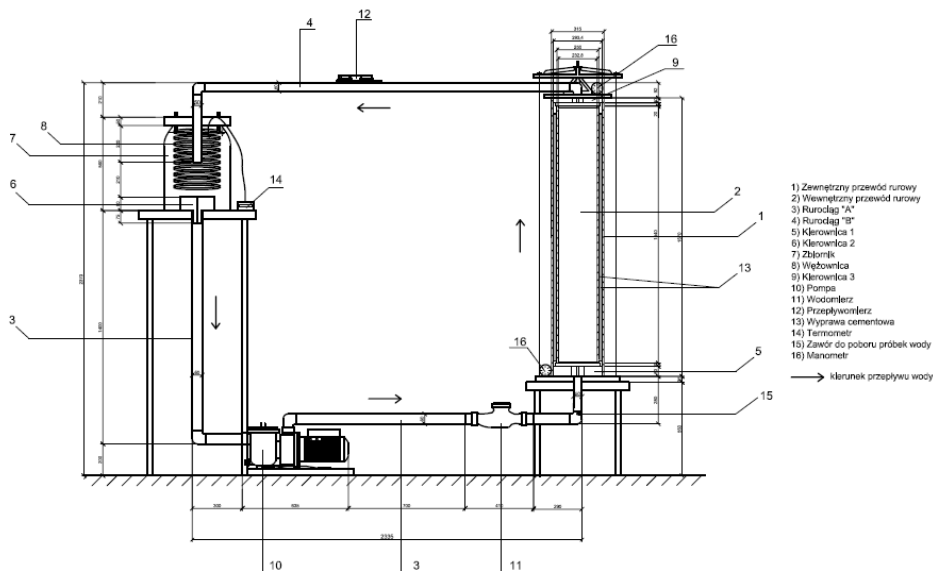
W trakcie badań systematycznie dokonywano pomiarów temperatury przepływającej przez układ wody, wynosiła ona około 16°C. Przy pomocy przepływomierza ultradźwiękowego oraz wodomierza skrzydełkowego systematycznie kontrolowano wartość przepływu wody w układzie. Średni przepływ wody podczas badań wynosił 18,34 m³/h. Mierzono również różnice ciśnień na dopływie i odpływie z cementowanych przewodów rurowych. Na podstawie odnotowanych różnic ciśnienia obliczono spadek hydrauliczny wywołany oporami przepływu, który z kolei posłużył do wyznaczenia naprężeń ścinających. Istnieją przesłanki iż parametr ten może również wpływać na prędkość uwalniania się glinu i chromu z wyprawy cementowej. Podczas badań średnia wartość spadku hydraulicznego wynosiła 0,12 a naprężenia ścinającego 5,18 N/m². Przy czym przez pierwszą dobę naprężenia ścinające były niższe i wynosiły 1,30 N/m². Niższa wartość naprężeń ścinających wynikała z symulacji płukania przewodów, które często przebiega przy niższych prędkościach ze względu na ograniczone możliwości systemów odwodnieniowych oraz w celu ograniczenia strat wody.

3. Stanowisko laboratoryjne

Dynamiczne badania eksperymentalne przenikania pierwiastków z wyprawy cementowej do wody przeprowadzono na specjalnie w tym celu zaprojektowanym i skonstruowanym w Wydziałowym Laboratorium Inżynierii Środowiska Politechniki Krakowskiej stanowisku laboratoryjnym. Szczegółowy schemat stanowiska przedstawiono na rysunku 1. Wymiary oraz parametry pracy stanowiska zostały dobrane tak aby panujące podczas eksperymentów warunki przepływowe były zbliżone do tych jakie mogą panować w przewodzie tranzytowym łączącym ZUW „Raba” i krakowską sieć wodociągową zaraz po cementyzacji. Ze względu na duże rozmiary przewodów tranzytowych oraz znaczne ilości transportowanej nimi wody, w zaprojektowanym stanowisku woda przepływała pomiędzy dwoma rurami, z których mniejsza znajdowała się wewnątrz większej. Wyprawę cementową nałożono na wewnętrznej ścianie większej rury i na zewnętrznej ścianie rury mniejszej. W ten sposób przy mniejszym przepływie i mniejszych wymiarach średnic uzyskano takie samo naprężenie ścinające na granicy wyprawy cementowej i wody jakie uzyskuje się w przewodzie tranzytowym zasilającym Kraków.

Głównymi elementami są dwa przewody rurowe – zewnętrzny przewód (1) o długości 167 cm, średnicy zewnętrznej 315,0 mm i średnicy wewnętrznej 293,4 mm wycementowany od wewnątrz oraz wewnętrzny przewód rurowy (2) o długości 154 cm, średnicy zewnętrznej 250,0 mm i średnicy wewnętrznej 232,8 mm wycementowany od zewnątrz. Obydwa rurociągi na długości 148 cm pokryto warstwą cementu (13) o grubości 6,5 mm. Instalacja tworzy układ zamknięty, dzięki czemu cyrkulująca woda

wielokrotnie przepływa przez wycementowany odcinek. Do układu wprowadzono 100 litrów wody, którą przetłaczano pompą basenową Swimme 33 M o wydajności $21,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ i wysokości podnoszenia 10,5 m (10) rurociągiem „A” (3) do cementowanych rur, a następnie rurociągiem „B” (4) z powrotem do zbiornika z wodą o pojemności 60 litrów (7), tworząc w ten sposób zamknięty obieg. W celu kontroli wielkości i równomierności przepływów wody, dokonywano odczytów z wodomierza wielostrumieniowego suchobieżnego BMETERS (11) i przepływomierza ultradźwiękowego ALFINE PortaFlow330 z rejestracją danych pomiarowych (12). Podczas badań kontrolowano pomiar temperatury wody przy pomocy cyfrowego termometru (14). W zbiorniku z wodą (7) zamontowano węzownicę (8), wykonaną z rurek miedzianych o długości 10 m, zwiniętych w okrąg, której zadaniem było chłodzenie i zapobieganie nadmiernemu przegrzewaniu się przepływającej wody. Dzięki założonemu wymiennikowi ciepła zredukowano i ustabilizowano temperaturę do poziomu $15 - 17^\circ\text{C}$. Spadek hydrauliczny w wycementowanym przewodzie mierzono przy pomocy manometru różnicowego (16), założonego w dolnej (dopływ wody) i w górnej (odpływ wody) części cementowanych przewodów rurowych. W dolnej części zbiornika z wodą (przy odpływie) oraz w dolnej i górnej części cementowanych rurociągów umieszczono kierownice 1, 2 i 3 (na rysunku 1 elementy 5, 6, 9). Dzięki nim uniknięto tworzenia się przepływów wirowych w dopływie oraz odpływie wody z poszczególnych obiektów. Próbkę wody do badań pobierane były z układu przy pomocy zamontowanego zaworu (15), znajdującego się na rurociągu doprowadzającym wodę, tuż przy jego wlocie do cementowanego przewodu rurowego.



Rys. 1 Przekrój podłużny stanowiska laboratoryjnego

Fig. 1 Longitudinal section of the laboratory stand

4. Wyniki badań

Wyniki pomiarów pH badanej wody zestawiono w tabeli 1. W próbce „zerowej”, która zawierała wodę pochodzącą bezpośrednio z ZUW „Raba” odnotowano wartość pH na poziomie 8,74, a zatem mieściła się ona w normie. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia pH wody zdatnej do spożycia powinno się mieścić w przedziale 6,5 – 9,5. Po 3 h od momentu rozpoczęcia badań zauważono gwałtowny wzrost wartości tego parametru do poziomu 12, przekraczając w ten sposób wartość dopuszczalną. W próbkach wody pobranych w późniejszym czasie odnotowano stopniowy wzrost pH, aż do wartości 12,73 w 9 dobie. Przyrost wartości pH spowodowany był prawdopodobnie wypłukiwaniem alkalicznego tlenku wapnia z wyprawy cementowej.

Tab. 1. Wartości pH badanej wody zmierzone w pewnych odstępach czasu

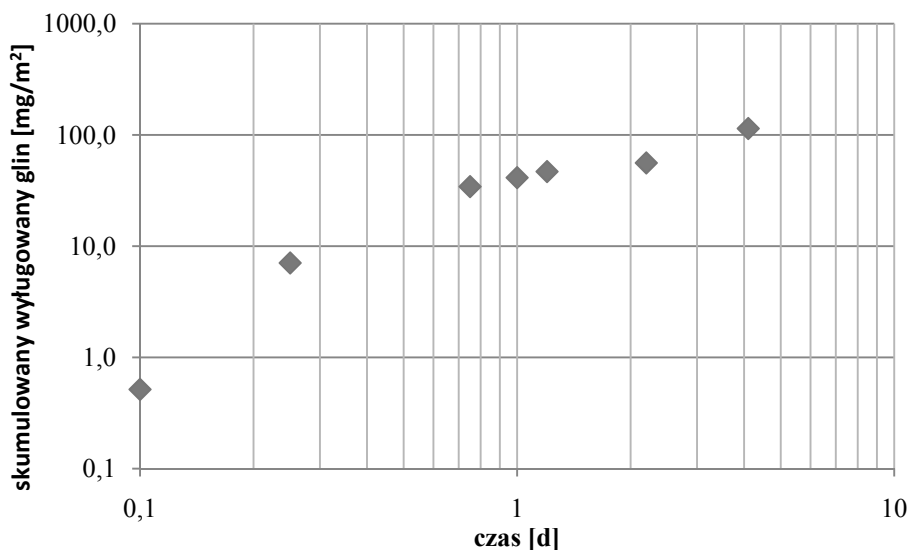
Tab. 1. The value of pH of the analyze water measured at certain time intervals

czas [d]	0,0	0,10	0,25	0,75	1,0	1,2	2,2	4,1	9,0
pH	8,74	12,04	12,16	12,25	12,37	12,45	12,57	12,64	12,73

Przyrost ilości wylugowanego glinu z jednostkowej powierzchni wyprawy cementowej do cyrkulującej w układzie zamkniętym w stanowisku laboratoryjnym wody przedstawiono na rysunku 2. Dzięki przyjętym podczas badań warunkom zbliżonym do mogących panować na przewodzie tranzytowym łączącym ZUW „Raba” z krakowską siecią wodociągową po ewentualnej jego renowacji możliwe było oszacowanie przyrostu stężenia glinu jakie może się pojawić po przepłynięciu wody przez nowo wycementowany przewód tranzytowy.

Przyjęto, że analizowany przewód tranzytowy o średnicy 1000 mm będzie jednorazowo wycementowany na długości 22,6 km i że grubość naniesionej powłoki będzie wynosiła około 1 cm. Przyjęto też, że przed włączeniem świeżo wycementowanego przewodu do eksploatacji będzie on płukany przez okres 1 doby i woda ta będzie zrzucana bezpośrednio do kanalizacji. Przeanalizowano wpływ świeżej wprawy cementowej na jakość wody przy założeniu, że prędkość przepływu wody przez przewód tranzytowy po jego włączeniu do eksploatacji będzie wynosiła 1 m/s lub 0,5 m/s. W oparciu o przyjęte wartości długości wycementowanego przewodu i prędkości przepływu wyznaczono czasy przetrzymania w przewodzie na 6,3 h oraz 12,6 h odpowiednio dla prędkości 1,0 m/s i 0,5 m/s. Z wykresu na rysunku 2 odczytano ilość wylugowanego glinu z jednostkowej powierzchni wyprawy cementowej, która przedostanie się do wody w okresach czasu równym obliczonym czasom przetrzymania wody w analizowanym przewodzie tranzytowym. Przy prędkości 1 m/s oszacowano masę wylugowanego glinu z jednostki powierzchni jako równą $6,23 \text{ mg/m}^2$, a przy prędkości 0,5 m/s jako równą $8,61 \text{ mg/m}^2$. Uwzględniając powierzchnię wyprawy cementowej wewnątrz przewodu tranzytowego na długości 22,6 km wyznaczono wartości mas wylugowanego glinu równe 433264 mg przy prędkości przepływu 1,0 m/s i 598780 mg przy prędkości 0,5 m/s. Stężenia glinu na końcu świeżo wycementowanego przewodu tranzytowego wyzna-

czono dzieląc masę wyługowanego z wyprawy cementowej glinu przez objętość wody wypełniającej przewód tranzytowy oraz dodając stężenie glinu wody surowej wypływającej z ZUW „Raba” i wpływającej do przewodu tranzytowego równe 0,028 mg/l. Ostateczne wartości stężenia glinu, które mogą pojawić się na końcu odcinka tranzytowego wyniosły 0,053 mg/l i 0,063 mg/l, odpowiednio przy prędkościach przepływu przez rurociąg tranzytowy równym 1,0 m/s i 0,5 m/s. Uzyskane wartości są ponad 3-krotnie niższe od wartości dopuszczalnej przez Rozporządzenie Ministra Zdrowia [9], która wynosi 0,2 mg/l.

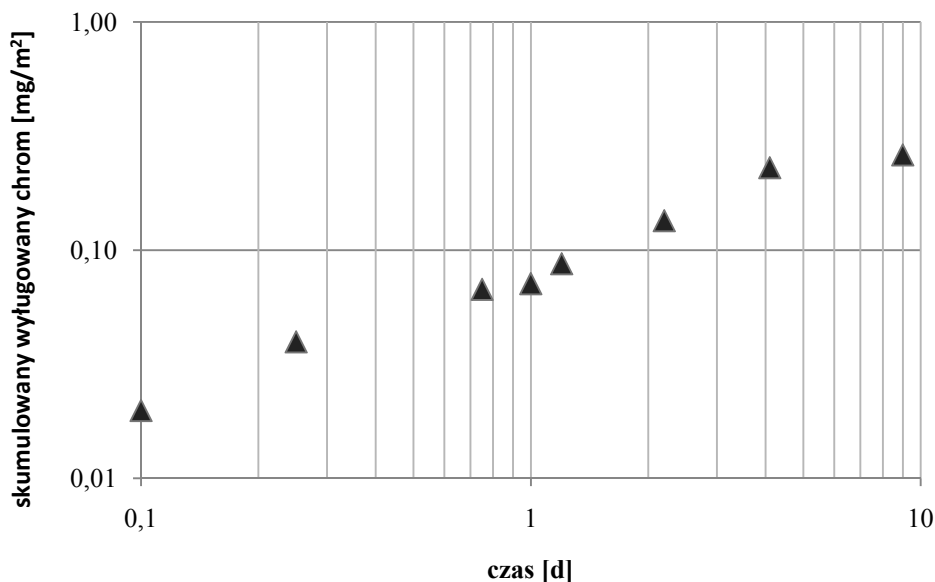


Rys. 2. Skumulowane ługowanie glinu

Fig. 2. Accumulated alum leachnig

Kolejnym pierwiastkiem chemicznym, który poddano analizie pod kątem jego przenikania do wody z wyprawy cementowej był chrom. Rysunek 3 przedstawia uzyskane wyniki pomiarów wyrażone poprzez masę wyługowanego chromu ogólnego z jednostkowej powierzchni wyprawy cementowej. Podobnie jak w przypadku glinu, wyniki badań przeprowadzonych na stanowisku laboratoryjnym posłużyły do określenia prawdopodobnego stężenia chromu wypłukiwanego z wycementowanego przewodu tranzytowego łączącego ZUW „Raba” z krakowską siecią wodociągową. Analizę tę oparto na dokładnie takich samych założeniach jakie przyjęto przy wyznaczaniu intensywności ługowania glinu. Na podstawie rysunku 3 określono, że po 6,3 h przetrzymywania wody w przewodzie tranzytowym zostanie wyługowane 0,019 mg/m² chromu ogólnego, natomiast po 12,6 h zostanie wyługowane 0,031 mg/m². Stąd przy założeniu prędkości przepływu przez rurociąg tranzytowy równych 1,0 m/s i 0,5 m/s oraz stężenia chromu ogólnego w wodzie wypływającej z ZUW „Raba” równego 0,0004 mg/l, stężenie chro-

mu ogólnego na wypływie z wycementowanego przewodu tranzytowego oszacowano na poziomie odpowiednio 0,00048 mg/l i 0,00053 mg/l. Wartości te są około 100 – krotnie mniejsze od wartości dopuszczalnej określonej w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia [9] wynoszącej 0,05 mg/l. Trzeba zwrócić uwagę na to, że o wartości stężenia chromu ogólnego na wypływie z rurociągu w głównej mierze decydowała wartość stężenia chromu w wodzie wpływającej do rurociągu, gdyż przy przepływie przez świeżo wycementowany rurociąg tranzytowy przyrost stężenia chromu ogólnego oszacowano na zaledwie około 0,0001 mg/l.



Rys. 3. Skumulowane ługowanie chromu

Fig. 3. Accumulated chrome leaching

5. Wnioski

Cementowanie jako jedna z bezwypokopowych metod renowacji przewodów sieci wodociągowej przyczynia się do poprawy ich stanu technicznego i jakże ważnej jakości wody pitnej w dłuższym okresie czasu. Istnieją jednak przesłanki, że zaraz po zastosowaniu tego zabiegu, pojawić się może proces intensywnego ługowania zanieczyszczeń zawartych w zastosowanym cemencie do wody przepływającej przez odnawiane w ten sposób rurociągi. Opisane w referacie badania miały na celu zweryfikowanie stopnia intensywności pojawiania się tego zjawiska w odniesieniu do dwóch najbardziej podejrzanych o taką możliwość pierwiastków chemicznych: glinu i chromu. Uzyskane wyniki pomiarów, na specjalnie do tego celu zaprojektowanym i zbudowanym stanowisku

laboratoryjnym, użyto do oszacowania stopnia ługowania chromu i glinu z wyprawy cementowej po ewentualnej renowacji ponad 20 km przewodu tranzytowego zasilającego miasto Kraków w wodę ze zbiornika w Dobczycach. Uzyskane szacunki wskazywały na bardzo niski stopień ługowania chromu z wycementowanego przewodu tranzytowego i zdecydowanie wyższy stopień ługowania glinu.

Stopień ługowania chromu był na tak niskim poziomie, że o wartości stężenia na wypływie z rurociągu decydowała głównie wartość stężenia chromu w wodzie wpływającej do tego rurociągu. Oszacowana wartość stężenia chromu na wypływie z rurociągu tranzytowego po ewentualnej jego renowacji ma około 100 – krotnie niższą wartość niż dopuszczalna w wodzie do spożycia przez człowieka. Można, więc przyjąć, że praktycznie nie ma zagrożenia przekroczenia dopuszczalnego stężenia glinu przy jednorazowej cementyzacji całego przewodu tranzytowego łączącego ZUW „Raba” z krakowską siecią wodociągową.

Wynikający z przeprowadzonych badań stopień ługowania glinu z wyprawy cementowej do wody był zdecydowanie intensywniejszy. Stąd, oszacowane w oparciu o pomiary laboratoryjne i obliczenia wartości stężenia glinu na wypływie z przewodu tranzytowego łączącego ZUW „Raba” i krakowską sieć wodociągową, po jego ewentualnej cementyzacji, osiągnęły poziom ponad 3 – krotnie mniejszy od wartości dopuszczalnej dla wody zdatnej do spożycia przez ludzi. Wycementowanie przewodu spowodowałoby dwukrotne zwiększenie wartości stężenia glinu wpływającego ze stacji uzdatniania wody. Można więc założyć, że dla przyjętych do analizy warunków eksploatacji przewodu tranzytowego zagrożenie przekroczenia stężenia glinu w wodzie dostarczanej do krakowskich konsumentów z powodu ewentualnej cementyzacji jest bardzo małe. Niemniej jednak trzeba pamiętać, że wartości stężenia glinu w wodzie wpływającej z zakładu uzdatniania wody okresowo zmieniają się, w analizowanym przypadku przyjęto, że rurociąg po cementyzacji będzie płukany przez okres czasu równy jednej dobie i że prędkość przepływu przez rurociąg po cementyzacji będzie utrzymywana przez cały czas na poziomie co najmniej równym 0,5 m/s.

Podczas badań mierzono również odczyn pH w wodzie mającej kontakt z wyprawą cementową. Jednak jego interpretacja i oszacowanie wartości jakie mogą się pojawić w wodzie transportowanej przez rurociąg tranzytowy ZUW „Raba” – Kraków po wcześniejszym płukaniu rurociągu, wymagają głębszej analizy, której nie obejmuje niniejszy artykuł. Duży przyrost tej wartości w warunkach laboratoryjnych w ciągu pierwszych trzech godzin nie uwzględniających 1-dobowego okresu płukania oraz dość wysoka wartość pH wody wpływającej z zakładu uzdatniania wody sugeruje, że wskazane jest aby wpływ cementyzacji na parametr pH poddać szczegółowej analizie.

Podziękowanie

Praca naukowa finansowana ze środków budżetowych na naukę w latach 2010-2014 jako projekt badawczy 2648/B/T02/2010/39.

Bibliografia

- [1] Dąbrowski W., Zielina M., Dąbrowska B., Wassilkowska A. 2012. Obliczanie reakcji równowagowych między wykładziną cementową a przepływającą rurociągiem wodą. Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, t. 2, monografia PZiTS, str. 57 – 66.
- [2] Dąbrowski W., Żuchowski D. 2013. Powłoki cementowe jako wewnętrzne zabezpieczenie rurociągów przed korozją. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 9, str. 371 – 375.
- [3] Dąbrowski, W., Głód, K. 2011. Cementowanie rurociągów. Chemia Przemysłowa, z. 4, str. 40-43.
- [4] EA NEN 7375:2004, Leaching characteristics of moulded or monolithic building and waste materials/Determination of leaching of inorganic components with the diffusion test – “The tank test”, Netherlands Normalisation Institute Standard, April 2005.
- [5] Gruener M. 1983. Korozja i ochrona betonu, Warszawa.
- [6] Gworek B. 2006. Glin w środowisku przyrodniczym a jego toksyczność. Odnowa Środowiska i Zasobów Naturalnych, nr 29, str. 27 – 38.
- [7] Kochan R. 2010. Cementowanie – metoda renowacji istniejących przewodów wodociągowych jako sposób przywrócenia technicznej sprawności infrastruktury wodociągowej. VIII Konferencja Naukowo – Techniczna w Ustroniu Śląskim „Nowe technologie w sieciach i instalacjach wodociągowych i kanalizacyjnych”.
- [8] Mielcarzewicz E. 1997. Modernizacja sieci wodociągowych i kanalizacyjnych. Ochrona Środowiska, nr 2, str. 3 – 8.
- [9] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 roku w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. (Dz.U. 2007 nr 61 poz. 417).
- [10] Sobański L., Sprzęczka – Niedolaz M., Łebek G. 2007. Rola chromu w życiu człowieka. Bromatologia i Chemia Toksykologiczna, nr 2, str. 113 – 119.
- [11] Zielina M., Dąbrowski W., Radziszewska – Zielina E., Głód K. 2012. Wpływ cementowania przewodów żeliwnych na jakość wody w krótkim okresie czasu. VII Ogólnopolska Konferencja Naukowo – Techniczna w Szczyrku „Aktualne zagadnienia w uzdatnianiu i dystrybucji wody”.