

Wojciech DĄBROWSKI, Michał ZIELINA,
Barbara DĄBROWSKA

*Instytut Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska
Politechnika Krakowska*

WPŁYW ŚREDNICY ŚCIEKOWEGO RUROCIĄGU TŁOCZNEGO NA KOROZJĘ GRAWITACYJNYCH KANALÓW BETONOWYCH

IMPACT OF THE WASTEWATER PRESSURE PIPE DIAMETER ON GRAVITATIONAL CONCRETE SEWERS CORROSION

Impact of the wastewater pressure pipe diameter on gravitational concrete sewer corrosion was presented in the article. Sulfur (II) concentration and load in the wastewater outflowing from the pressure pipe were estimated based on mathematical equations for exemplary data. The analysis proved significant influence of wastewater pressure pipe diameter on sulfur (II) concentration and load in the pipe outflow. The smaller pipe diameter the lower sulfur (II) concentration. Removal of the hydrogen sulfide should be taken into account as an operational cost factor in the process of choosing optimal sewage pressure pipe diameter.

1. Wprowadzenie

Średnica przewodu transportującego wodę pitną dobierana jest w taki sposób, aby w przewidywanym okresie eksploatacji rurociągu uzyskać minimum sumy kosztów budowy i eksploatacji sprowadzonych do jednego roku. Tak więc zaprojektowanie średnicy przewodu tranzytowego sprowadza się do zadania optymalizacyjnego, w którym minimalizuje się funkcję celu w postaci równania opisującego całkowity koszt budowy i użytkowania rurociągu sprowadzony do jednego roku w okresie przewidywanego czasu jego eksploatacji. Zmienną decyzyjną jest średnica wewnętrzna i materiał z którego wykonany został przewód. Dla żeliwa jest to średnica nominalna, a dla tworzyw sztucznych średnica zewnętrzna. Zbiór warunków ograniczających obejmuje równania stosowane do obliczania kosztów inwestycyjnych oraz zmiennych w czasie oporów przepływu, a dalej równanie opisujące zmiany kosztów energii elektrycznej w czasie skali lat, ale również ich zmienność w poszczególnych godzinach doby. Do zbioru warunków ograniczających należy zaliczyć również równanie, w którym uwzględniamy stopę procentową sprowadzając sumę kosztów do jednego roku eksploatacji.

Zadanie dotyczące doboru minimalnej średnicy przewodu wodociągowego rozwiązywano wielokrotnie w ostatnim wieku dla zmieniających się cen energii elektrycznej i

nakładów jednostkowych na budowę, jak również przyjmowanych w obliczeniach wartości stóp procentowych. Obliczenia pokazały, że dla dużych rurociągów wartość kosztów całkowitych w funkcji średnicy rurociągu wykazuje minimum, ale w jego pobliżu koszty nie maleją i rosną w sposób na tyle gwałtowny aby produkowana kolejna większa i mniejsza średnica wewnętrzna prowadziły do znacznie większych kosztów całkowitych. Biorąc pod uwagę niepewność co do kosztów energii w czasie i jej zmienność w różnych porach dnia, jak również brak pewności co do przewidywanego czasu eksploatacji rurociągu i wzrostu jego oporności w czasie, nie można stwierdzić z dużym prawdopodobieństwem czy ustalona w wyniku takiego zadania optymalizacyjnego średnica w rzeczywistości spowoduje najmniejszy koszt całkowity. Jeszcze więcej wątpliwości pojawia się w przypadku doboru średnic w pierścieniowej sieci wodociągowej. Dlatego w praktyce korzysta się ze starych wytycznych, dotyczących doboru średnicy przewodów układanych z materiałów tradycyjnych, bazując na ustalonych wiele lat wcześniej granicznych wartościach prędkości zależnych od średnicy przewodu.

Im większa jest średnica przewodu, tym większe są zalecane prędkości. Równocześnie jednak, zgodnie z równaniem Darcy-Weisbacha, większej średnicy rurociągu towarzyszy mniejsza wysokość strat ciśnienia. Stąd większym średnicom odpowiadają większe zakresy wartości prędkości ekonomicznych, ale równocześnie mniejsze spadki hydrauliczne.

Z równania opisującego średnią wartość naprężenia ścinającego pomiędzy obwodem zwilżonym przekroju przewodu tłoczego ściekowego, a płynącymi ściekami, wynika natomiast, że naprężenia są proporcjonalne do promienia hydraulicznego, a więc do średnicy kanału tłoczego. W rezultacie w większych przewodach tłocznych, eksploatowanych przy większych prędkościach ekonomicznych i mniejszych spadkach hydraulicznych, występują większe naprężenia ścinające na granicy ściana przewodu i ścieki. Sprzyja to transportowi osadów z przewodów większych do mniejszych.

2. Transport ścieków

W przypadku transportowania ścieków dużym rurociągiem zadanie optymalizacyjne ulega radykalnej zmianie, gdyż pojawiają się dodatkowe koszty usuwania siarkowodoru, albo koszty zapobiegania jego powstawaniu. Zapobieganie sprowadza się do natleniania ścieków lub dawkowania związków chemicznych zapobiegających tworzeniu się siarkowodoru. Natlenianie jest stosunkowo tanim zabiegiem, ale przepływające przez ścieki powietrze powoduje emisję siarkowodoru, co w terenie zabudowanym wymaga usuwania odorów. Najstarszym sposobem było przepuszczanie gazów wraz z powietrzem przez korę zraszaną wodą. Siarkowódór rozpuszczał się w wodzie, a w warunkach natlenienia bakterie zamieszkujące biofilm kory drzewnej prowadziły do utlenienia siarki. Ten tani sposób usuwania odoru nie pozwala jednak na tak efektywne obniżenie stężenia siarkowodoru jak współcześnie stosowane metody sorpcji na węglu aktywnym. Zastosowanie zabiegu sorpcji na węglu aktywnym do usuwania odoru jest jednak dosyć kosztowny.

Innym rozwiązaniem problemu jest skandynawska metoda Ferrox, eliminująca pojawiania się odorów. Polega ona na dawkowaniu do ścieków azotanu żelaza (II). Jego działanie polega na wiązaniu siarki dwuwartościowej w słabo rozpuszczalne siarczki jak i na dostarczaniu tlenu w postaci azotanów. Dopóki w ściekach występują azotany nie dochodzi do redukcji siarki w siarczanach [5]. Niestety koszty tej metody ochrony przed korozją są duże.

3. Korozja siarczanowa

W przypadku transportowania ścieków na duże odległości zadanie o optymalnym doborze średnicy rurociągu jest bardziej skomplikowane. W biofilmie i w osadach ściekowych dochodzi do redukcji siarki z siarczanów z wartościowości (+6) do (-2). Jeżeli ścieki nie zawierają wystarczająco wysokich stężeń tlenu, to z biofilmu przedostaną się do nich na zasadzie dyfuzji jony HS^- oraz siarkowodor. W reakcji z metalami utworzą one słabo rozpuszczalne siarczki, przez co od 10 do 30% siarki dwuwartościowej zostanie związane i nie będzie uczestniczyć w korozji siarczanowej [2]. Rozpuszczona siarka dwuwartościowa przyjmie częściowo postać HS^- , a częściowo H_2S . Im wyższe wartości pH, tym więcej będzie jonów HS^- i mniej siarkowodoru H_2S . Przy pH nieznacznie powyżej wartości 7, stężenia tych dwóch form, w których występuje siarka dwuwartościowa, są identyczne. Ponieważ jony HS^- nie przedostają się do części powietrznej kanału więc nie mogą brać udziału w korozji siarczanowej. Tak więc wysokie wartości pH chronią kanał przed korozją siarczanową. W ten sposób w długich przewodach tłocznych może dojść przy wysokich wartościach pH do utworzenia dużych stężeń jonów HS^- . Gdyby do takich ścieków, po komorze rozprężnej, dopłynęły kwaśne ścieki przemysłowe, to mogłoby dojść do gwałtownej przemiany jonów HS^- w siarkowodor i do uwalniania go do powietrza.

Kolejnym elementem mającym wpływ na zagrożenie korozją siarczanową jest przewietrzanie kanałów, które pozwala na usunięcie siarkowodoru [4]. Dalszy przebieg korozji siarczanowej zależy od tego czy kanał jest wilgotny, albowiem woda jest jednym ze składników niezbędnych do życia bakterii utleniających siarkę. O wilgotny beton nie jest jednak w kanałach ściekowych trudno, a szczególnie w zimie. Należy również pamiętać, że bakterie utleniające siarkę nie rozmnażają się przy wartościach pH powyżej 9 [2], a wartość pH dla wilgotnego betonu wynosi około 12.

Tak więc przez pewien czas świeży beton jest chroniony przed korozją siarczanową. Jednakże w wyniku reakcji zasady wapiennej zawartej w betonie z dwutlenkiem węgla występującym w powietrzu wartość pH spada do wartości 7,4, a więc znacznie poniżej granicznej wartości poniżej, której w sprzyjających warunkach, może dojść do rozwoju korozji siarczanowej. Później w reakcji zasady wapiennej z siarczanami powstaje gips, a później sól Candloda. Ciśnienie hydratacji gipsu najpierw uszczelnia, a później rozsadza beton [14].

4. Prognozowanie ilości siarkowodoru

Prognozowanie ilości siarki zredukowanej w przewodach tłocznych do postaci dwuwartościowej prowadzi się za pomocą równań empirycznych zestawionych w tabeli 1, zacytowanej za pracami [5], [6], [8]. Charakterystyczne jest to, że szybkość redukcji siarki tylko w najstarszym z tych równań zależy od stężenia siarczanów w ściekach, a i w nim występuje ono w potęgze 0,4, co silnie tłumi jego wpływ.

W późniejszych opracowaniach [15], [18], [24], [27] doszukiwano się innej przyczyny tworzenia się siarczków. Stwierdzono, że nawet jeżeli w ściekach panowałyby warunki sprzyjające redukcji siarki, to proces ten przebiega wolno z uwagi na brak odpowiednio rozwiniętych populacji bakterii, które redukują siarkę. Zupełnie inna sytuacja występuje w biofilmach i osadach ściekowych, w których bakterie całym

tygodniami i miesiącami się rozmnażają. Dla ich rozwoju potrzebne są zarówno węglowodory, jak i siarka, która im dostarcza energii.

Jeżeli dwa składniki są niezbędne dla zachodzenia reakcji, to rzadko kiedy tak się zdarza aby jeden z nich nie decydował o jej szybkości. Tak jest i w tym przypadku. W przeciętnych ściekach bytowo – gospodarczych siarczany migrują szybciej w odniesieniu do potrzeb bakterii niż węglowodory, stąd stężenie siarczanów w ściekach nie ma wpływu na szybkość redukcji siarki w błonie biologicznej i osadach kanalizacyjnych. Decydującym parametrem jest stężenie łatwo rozpuszczalnego węgla organicznego, mierzone na przykład przy pomocy BZTs, ChZTs albo wprost BZT, ChZT, tak jak we wzorach zestawionych w tabeli 1.

Tab. 2. Zebrane w pracy [5] wzory empiryczne na ilość redukowanej siarki w ściekach przepływających rurociągiem ciśnieniowym

Tab. 2. Empirical equations [5] for quantity of sulfur reduction in wastewater flowing through the pressure pipe

Równanie	Nr	Pochodzenie	Uwagi
$r = 5 \cdot 10^{-4} u (\text{BZT}_s)^{0,8} (\text{SO}_4^{2-})^{0,4} 1,139^{(T-20)}$	(1)	Thistlet-hwayte [25]	
$r = 2,28 \cdot 10^{-4} \text{ChZT} \cdot 1,07^{(T-20)}$	(2)	Boon, Lister [1]	
$r = 10^{-3} \text{BZT}_s \cdot 1,07^{(T-20)}$	(3)	Pomeroy, Parkhurst [18],[19]	
$r = 1,52 \cdot 10^{-3} \text{ChZT} [1 + 0,004 \cdot D]/D$	(4)	Boon [6], [8]	
$r = 5,2 \cdot 10^{-6} \text{ChZT}^{1,9} 1,07^{(T-20)}$ $r = 5,2 \cdot 10^{-6} \text{ChZT}_s^{2,1} \cdot 1,07^{(T-20)}$	(5)	Elmaleh i inni [10]	dla podczyszczonych ścieków
$r = k (\text{ChZT}_s - 50)^{0,5} 1,07^{(T-20)}$	(6)	Hvitved-Jacobsen i inni [12], [13]	ChZTs – ChZT rozpuszczonych węglowodorów.
$r = a (\text{ChZT}_s - 50)^{0,5} 1,03^{(T-20)}$	(7)	Nielsen i inni [17]	
$r = 4,0 \cdot 10^{-3} (\text{ChZT}_s - 47)^{0,49} 1,07^{(T-20)}$	(8)	Nielsen, Hvitved-Jacobsen [16]	w kanale ogólnospławnym, w którym w czasie pogody bezdeszczowej $(\text{ChZT}_i)/(\text{BZT}_i) / (\text{ChZT}_s)/(\text{BZT}_s) = 2,3/1,1/1/0,3$

W równaniach zebranych w tabeli 1 zastosowano następujące oznaczenia:

r – godzinna produkcja siarczków (w tym siarkowodoru), mierzona w gramach siarki dwuwartościowej na metr kwadratowy powierzchni wewnętrznej rurociągu $\text{gS}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,

a – współczynnik przyjmowany w granicach:

0,001 ÷ 0,002 dla bytowo-gospodarczych ścieków, bez dopływu ścieków przemysłowych,

0,003 ÷ 0,006 dla mieszaniny ścieków bytowo- gospodarczych z dodatkiem przemysłowych,

0,007 ÷ 0,010 dla ścieków z przemysłu spożywczego, bogatych w łatwo biodegradowalne związki organiczne,

BZT, BZT_s – całkowite i rozpuszczalne BZT uzyskane po przefiltrowaniu ścieków przez sączek o wielkości porów 0,45 μm,

ChZT, ChZT_s – chemiczne zapotrzebowanie tlenu, z indeksem „s” chemiczne zapotrzebowanie tlenu związków rozpuszczonych [g O₂/m³], po przefiltrowaniu przez spiek szklany o wymiarach porów 0,45 μm,

k – współczynnik równy 0,0015 dla ścieków bytowo-gospodarczych; 0,003 dla mieszaniny ścieków bytowo-gospodarczych i przemysłowych; 0,006 dla ścieków z przemysłu spożywczego,

T – temperatura [°C].

5. Metoda US EPA

Agencja Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych Ameryki Północnej [2] zaleca stosowanie, sprawdzonego w wielu miastach USA, równania (9) do prognozy szybkości redukcji siarki w przewodach ciśnieniowych

$$d[S]/dt = M \cdot [EBOD \cdot (4/d + 1, 57)] \quad (9)$$

W równaniu tym wprowadzono następujące oznaczenia:

d[S]/dt – szybkość redukcji siarki w przeliczeniu na jeden litr i na godzinę [mg/(l · h)],

M – stała wyznaczana empirycznie [m/h],

EBOD – BZT₅ · 1,07^(T-20) [mg / l],

d – średnica rury [m],

T – temperatura ścieków w °C.

Jak widać z równań zamieszczonych w tabeli 1 oraz z równania (9) można określać szybkość redukcji siarki w przeliczeniu na powierzchnię biofilmu, to jest na powierzchnię wewnętrznej ściany rurociągu lub w przeliczeniu na jednostkę objętości ścieków. Ponieważ powierzchnia ścian wewnętrznych rurociągu o jednostkowej długości odpowiada ściśle określonej jego objętości, więc wszystkie podane dotychczas równania kinetyki można przeliczyć z „r” na d[S]/dt i przeciwnie. Ponieważ zużycie węgla organicznego w ściekach na redukcję siarki w biofilmie jest małe w stosunku do jego całkowitego stężenia więc i zmiany BZT₅ są zanedbywalnie małe i w rezultacie po scałkowaniu równania (9) uzyskuje się równanie (10), w którym przez S₁ oznaczono stężenie siarki dwuwartościowej na dopływie do pompowni. W zdecydowanej większości przypadków praktycznych S₁=0, gdyż wprowadzanie siarczków do kanalizacji wymaga pozwolenia wodno-prawnego i od lat było restrykcyjnie ograniczone [20-23]

$$S_2 = S_1 + Mt [EBOD (4/d + 1, 57)] \quad (10)$$

Zgodnie z poradnikiem US EPA [2] wartość współczynnika M z równań (9) i (10) zawiera się pomiędzy 0,05 · 10⁻³ [m/h] a 2,90 · 10⁻³ [m/h]. Tak więc rozpiętość jest znaczna, co nie dziwi biorąc pod uwagę możliwość występowania substancji toksycznych, przeszkadzających w procesach biochemicznych. W przypadku braku danych Agencja Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych poleca przyjmować M = 10⁻³ m/h.

Należy pamiętać o pewnych ograniczeniach w stosowalności równań (1)-(9) [9]. Nie mają one zastosowania dla ścieków przemysłowych. Ponadto redukcja siarki praktycznie nie występuje, gdy ścieki przebywają bez kontaktu z atmosferą przez okres czasu krót-

szy niż 10 minut, albo zawierają mniej siarki siarczanowej niż 1 mg/l, albo dla których $ChZT_s$ jest mniejsze od 50 mg/l [2]. Ponadto równania te nie nadają się do stosowania przy co najmniej przeciętnych wartościach $ChZT$, BZT i zaledwie kilku miligramach na liter siarki siarczanowej. W takich bowiem przypadkach stężenie siarczanów odgrywa rolę w kinetyce redukcji siarki z (+6) na (-2).

Szybkość redukcji siarki dwuwartościowej zależy w dużej mierze od temperatury. Wartości przeciętne zalecane do obliczeń według publikacji Pomeroy'a [18] zestawiono w tabeli 2.

Tab. 2. Zalecane w raporcie Pomeroy'a [18] temperatury obliczeniowe ścieków

Tab. 2. Temperatures of wastewater suggested by Pomeroy [18] for calculations

Kraj	Lato	Zima
Wielka Brytania	19 °C	14 °C
Środkowy Wschód	24 °C – 32 °C	15 °C - 24 °C
Kalifornia	26 °C	20 °C

6. Wpływ średnicy na stężenie S^2-

Im większa jest powierzchnia biofilmu, a więc im większa jest średnica, tym większa jest ilość zredukowanej siarki w jednostce czasu. Tak więc im większa jest średnica rurociągu tłoczego, tym większa emisja siarki dwuwartościowej na końcu tego rurociągu. Jest to wniosek zgodny z wynikami obliczeń prowadzonych przy pomocy wzorów (1)–(8), gdyż w siedmiu z nich nie występuje po prawej stronie średnica przewodu, a obliczenia ilości zredukowanej siarki prowadzone są dla jednostkowej powierzchni wewnętrznej przewodu tłoczego.

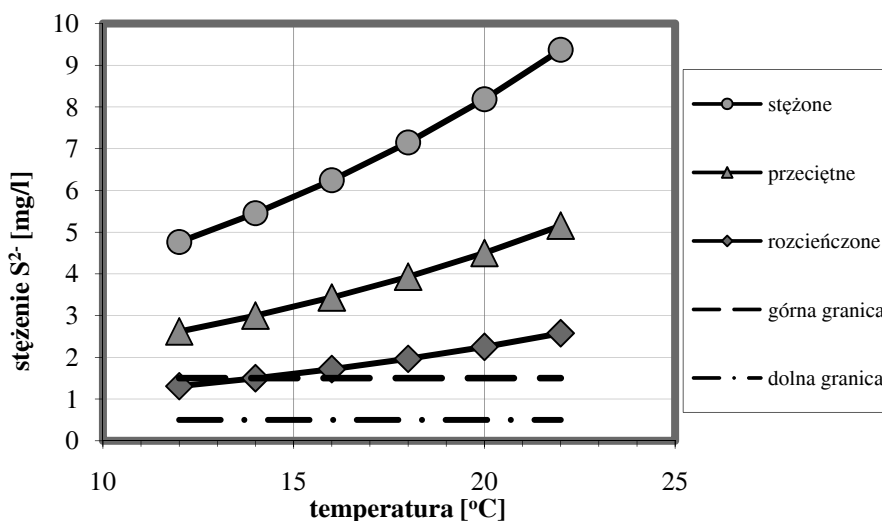
Z równania (9) wynika natomiast, że po jednej godzinie tym mniejsze jest stężenie siarki dwuwartościowej w rurociągu tłocznym im większa jest jego średnica. Nie ma w tych spostrzeżeniach żadnej sprzeczności, gdyż w przewodzie tłocznym o mniejszej średnicy czas przepływu jest krótszy. Tak więc, chociaż po godzinie przebywania w rurociągu stężenie siarki dwuwartościowej jest większe, to na wypływie pozostaje mniejsze i w związku z tym mniejsza jest emisja całkowitego ładunku siarki dwuwartościowej. Czas przepływu t przez rurociąg tłoczny o długości L przy zachowaniu przepływu Q zależy wprost proporcjonalnie od kwadratu średnicy d , zgodnie ze wzorem

$$t = L/v = \rho L d^2 / 4Q \quad (11)$$

Po wstawieniu do równania (10) czasu „ t ” obliczonego ze wzoru (11) i po przyjęciu $S_1=0$ uzyskano w wyniku, że ilość siarki dwuwartościowej w jednym litrze wypływających ścieków, a więc i całkowity ładunek siarki dwuwartościowej, pozostają proporcjonalne do $(4d+1,57d^2)$. Ilustrację tego stwierdzenia zademonstrowano w dalszej części artykułu na przykładzie obliczeniowym.

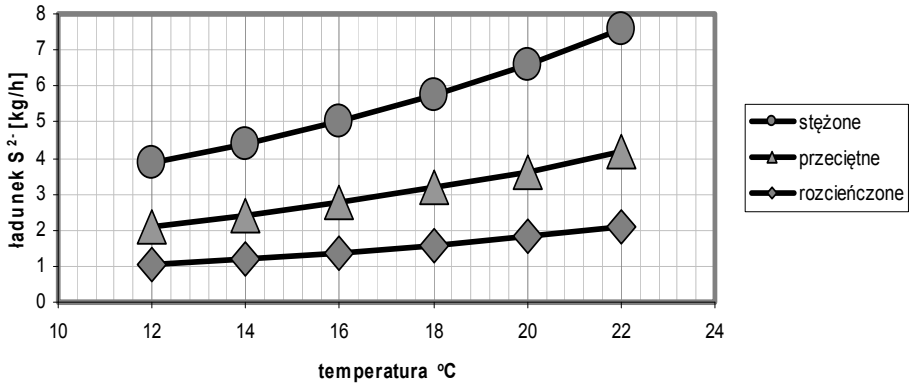
Przyjęto, że rocznie pompownia przepompowuje na oczyszczalnię ścieków 6000000 m³ ścieków. Rurociąg ma 5 kilometrów długości. Obliczenia przeprowadzono dla ścieków rozcieńczonych, przeciętnych oraz stężonych. Wartość M w równaniach (9) oraz (10) przyjęto jako równą 10^{-3} m/h. W obliczeniach przyjęto typowe wartości BZT₅ za Tchonoglousem [26], odpowiednio 400, 220 oraz 110 mg/l. Dla przyjętych danych przeprowadzono prognozę ilości redukowanej w przewodzie siarki w funkcji temperatury. Wyniki obliczonych stężeń siarki dwuwartościowej oraz ładunku siarki dwuwartościowej na odpływie pokazano na rysunkach 1÷4 dla średnic 800mm oraz 700mm.

Z przeprowadzonych obliczeń jednoznacznie wynika, że zmniejszenie średnicy w widoczny sposób zmniejsza wartości stężeń i ładunków na wypływie z rurociągu tłoczonego. Na rysunkach pokazujących stężenia siarki dwuwartościowej naniesiono dwie linie poziome dla stężeń siarki 0,5 mg/l oraz 1,5 mg/l. Pomiędzy tymi dwoma wartościami w literaturze światowej wymienia się różne stężenia siarki dwuwartościowej po przekroczeniu których wystąpią istotne problemy z korozją siarczanową kanałów betonowych. Przy tak długim tranzyście jak ten przyjęty w przykładzie użycie środków zaradczych jest absolutnie niezbędne. Brak podjęcia takich środków może doprowadzić do katastrofalnych skutków [3].



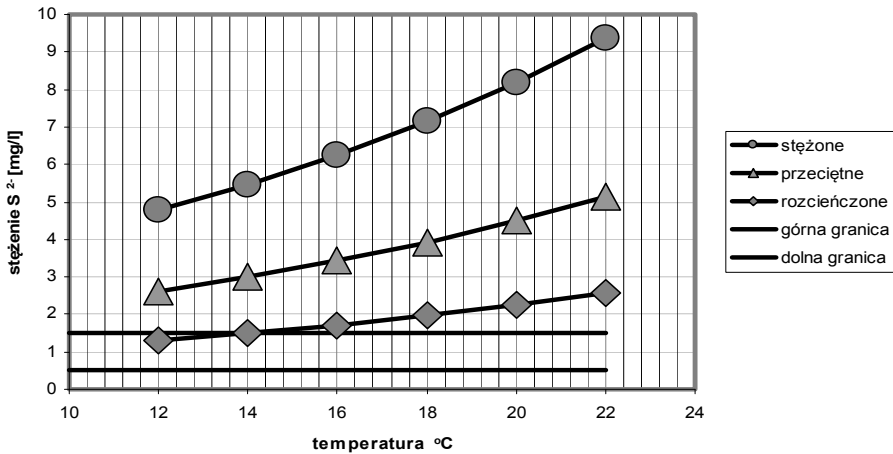
Rys. 1. Prognozowane według równania (10) stężenia siarki dwuwartościowej w ściekach wypływających z przewodu o średnicy 800 mm.

Fig. 1. Sulfur (II) concentration estimated based on equation (10) for wastewater outflowing from the pipe diameter 800 mm



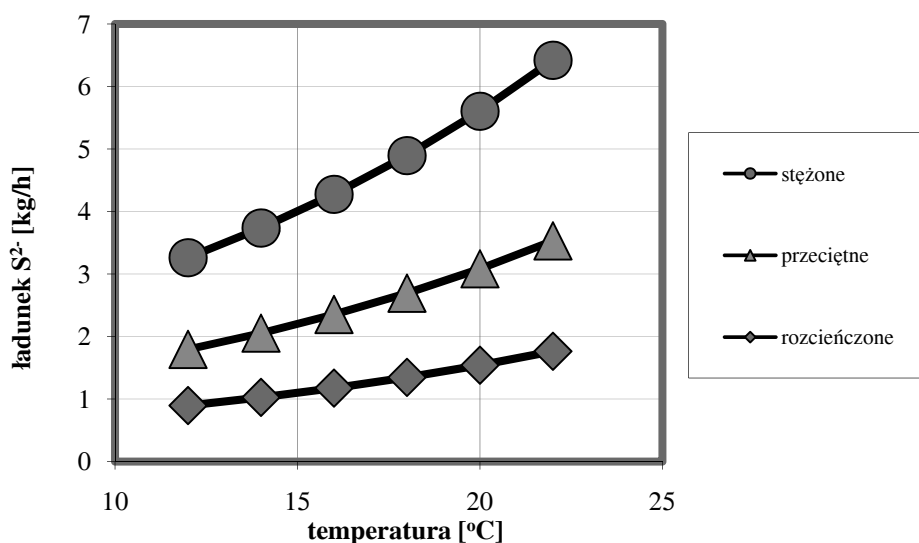
Rys. 2. Prognozowane według równania (10) ładunek siarki dwuwartościowej w ściekach wypływających z przewodu o średnicy 800 mm.

Fig. 2. Sulfur (II) load estimated based on equation (10) for wastewater outflowing from the pipe diameter 800 mm



Rys. 3. Prognozowane według równania (10) stężenia siarki dwuwartościowej w ściekach wypływających z przewodu o średnicy 700 mm.

Fig. 3. Sulfur (II) concentration estimated based on equation (10) for wastewater outflowing from the pipe diameter 700 mm



Rys.4. Prognozowane według równania (10) ładunek siarki dwuwartościowej w ściekach wypływających z przewodu o średnicy 700 mm.

Fig. 4. Sulfur (II) load estimated based on equation (10) for wastewater outflowing from the pipe diameter 700 mm

7. Wnioski

Średnica przewodu tłoczego ścieków w istotny sposób wpływa na stężenie i ładunek siarki dwuwartościowej w wypływających z niego ściekach. Im mniejsza średnica tym mniejsze są te wartości. Tak więc średnicę przewodu tłoczego długiego przewodu transportującego ścieki należy dobierać poszukując minimum kosztów budowy i eksploatacji, przy czym głównymi składnikami tego ostatniego są koszty energetyczne oraz usuwania siarkowodoru.

Można również stosować po komórce rozprężnej materiały odporne na ten rodzaj korozji ale wówczas koszty usuwania siarkowodoru przesuwamy w kierunku kosztów eksploatacji oczyszczalni ścieków.

Bibliografia

- [1] Boon A. G., Lister A.R., Formation of sulphide in rising main sewers and its prevention by injection of oxygen, *Prog.Wat.Tech.*,1975,7(2),289-300
- [2] Center for Environmental Research Information U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH 452268, Design manual, Odor and Corrosion Control in Sanitary sewerage Systems and Treatment Plants, EPA/625/1-85/018, październik 1985, 132 str.
- [3] Czuba J., Korozja siarczanowa konstrukcji betonowych na przykładzie kolektora przerzutowego z Kalisza, *BMP Ochrona Środowiska*, 2006,3,46-48
- [4] Dąbrowski W., McGarity A., Czaplinski T., Dąbrowska B., Spaczyńska M., Metoda wnioskowania o zagrożeniu kanałów betonowych korozją siarczanową wraz z przykładem zastosowania, *IV Konferencja Naukowo-Techniczna „Nowe Technologie w Sieciach i Instalacjach Wodociągowych i Kanalizacyjnych*, Ustroń, luty 2002, 247-253 (ISBN 83-913276-6-3),
- [5] Dąbrowski W., Oddziaływanie sieci kanalizacyjnych na środowisko, książka akademicka PK, Kraków 2004, str 218
- [6] Dąbrowski W., Prognozowanie postępów korozji siarczanowej betonowych kanałów i konstrukcji oczyszczalni ścieków, część I, *BMP Ochrona Środowiska*, 2006, 3,41-45
- [7] Dąbrowski W., Prognozowanie postępów korozji siarczanowej betonowych kanałów i konstrukcji oczyszczalni ścieków, część II, *BMP Ochrona Środowiska*, 2006,4,41-47
- [8] Dąbrowski W., Czy stężenie siarczanów ma istotny wpływ na korozję siarczanową, część I – podstawy prognozowania? , *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 2010,11,
- [9] Dąbrowski W., Czy stężenie siarczanów ma istotny wpływ na korozję siarczanową, część II – Rzeczywisty przykład obliczeniowy, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 2010,12,34-38
- [10] Elmaleh S., Delgado S., Alvarez M., Rodríguez-Gómez L.E., Aguiar E., Forecasting of H₂S build-up in a reclaimed wastewater pipe, *Aat.Sci.Tech.*, 1998, 38, 10, 241-248
- [11] Henze M., Harremoës, Jansec C., Arvin E., Oczyszczanie ścieków, procesy biologiczne i chemiczne, wersja polska, Politechnika Świętokrzyska, lipiec 2000, 359 str,
- [12] Hvitved-Jacobsen T., Juette P.H.,Nielsen P.H., Jensen N., Hydrogen sulphide control in municipal sewers, Pretreatment in Chemical Water and Wastewater Treatment, *Proceedings of the 3rd International Symposium*, Gothenburg,1988, Springer Verlag,239-247
- [13] Hvitved –Jacobsen, Vollersten J., Odour formation in sewer networks, rozdział 3 z książki Stuetz R., Frechen F.B., Odours in wastewater treatment, measurement, modeling and control, IWA Publishing, Alliance House, London, 2001

- [14] Kolonko A., Madryas C., Wysocki L., Badania stanu technicznego kolektora kanalizacyjnego doprowadzającego ścieki z Kalisza do oczyszczalni ścieków w Kucharach, Instytut Inżynierii Łądowej Politechniki Wrocławskiej, raport serii SPR 34/2004,
- [15] P.Lens, Pol L.H „Environmental technologies to treat sulfur pollution: principles and engineering”, IWA Publishing, styczeń 2000, 546
- [16] Nielsen P.H., Hvitved-Jacobsen T., Effect of sulfate and organic matter on the hydrogen sulfide formation in biofilms of filled sanitary sewers, *Journal WPCF*, 1988, 60(5),627-634
- [17] Nielsen P.H., Raunkjær K., Hvitved-Jacobsen T., Sulfide production and wastewater quality in pressure mains, *Wat.Sci.Tech.*,1998,37(1),97-104
- [18] Pomeroy R.D., The problem of hydrogen sulphide in sewers, presented by the Clay Pipe Development Association Ltd, 1976
- [19] Pomeroy R.D., Parkhurst J.D., The forecasting of sulfide build-up rates in sewers, *Prog. Wat. Tech.*1977,9,621-628
- [20] Rozporządzenie Ministra Budownictwa z dnia 14 lipca 2006 roku w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych (Dz.U.Nr 136, poz. 964)
- [21] Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 20 lipca 2002 roku w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych (Dz.U. Nr 129, poz.1108 ze zmianami),
- [22] Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 19 maja 1999r. w sprawie warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych stanowiących mienie komunalne (Dz.U.nr 50, poz.501).
- [23] Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 29 listopada 1975 roku (Dz.U.Nr 41, poz. 214 z 1975 roku).
- [24] Steudel R., Elemental sulfur and sulfur – rich compounds I, *Topics in Current Chemistry*, 230, Springer – Verlag, Berlin Heidelberg 2003
- [25] Thistlethwayte D.K.B., The control of sulfides in sewerage systems, Butterworths, Sydney, 1972
- [26] Tchobanoglous G., Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse, Metcalf&Eddy inc., McGraw – Hill Book Company, 1979 (wydanie drugie),
- [27] Vincke E., i inni, Recent developments in research on biogenic sulfuric acid attack of concrete, rozdział 22 z książki P.Lens, Pol L.H „Environmental technologies to treat sulfur pollution”, IWA Publishing, styczeń 2000, 546

