



## Określenie potencjalnych możliwości usuwania związków organicznych w sieci kanalizacyjnej

*Zbysław Dymaczewski<sup>\*</sup>, Małgorzata Komorowska-Kaufman<sup>\*</sup>,  
Piotr Krajewski<sup>\*\*</sup>, Michał Michalkiewicz<sup>\*</sup>, Joanna Jeż-Walkowiak<sup>\*</sup>*  
*<sup>\*</sup>Politechnika Poznańska*  
*<sup>\*\*</sup>PWSZ w Gnieźnie*

### 1. Wprowadzenie

W projektowaniu i eksploatacji sieci kanalizacyjnej bierze się pod uwagę jej główne zadanie jakim jest odbiór i transport wód zużytych zawierających zanieczyszczenia w postaci ciekłej i stałej do oczyszczalni ścieków. Jednakże już w latach 70. XX wieku zauważono, że w sieci kanalizacyjnej następuje zmniejszenie ilości związków organicznych wyrażanych jako BZT<sub>5</sub> i rozpoczęto badania w celu określenia procesów mających wpływ na to zjawisko (np. Koch i Zandi 1973, Green i in. 1985).

Badania naukowe związane z procesami biochemicznymi przebiegającymi w kanałach ściekowych podzielić można na dwa główne nurty. Pierwszy koncentruje się na beztlenowych procesach tworzenia siarkowodoru i metanu oraz rozkładu osadów (np.: Stuetz i Frechen 2001, Ashley i in. 2004) oraz porusza kwestie zapobiegania rozprzestrzenianiu się odorów i korozji siarczanowej betonu. Drugi nurt skupia się na badaniu stopnia rozkładu materii organicznej zawartej w ściekach płynących siecią kanalizacyjną, a co za tym idzie zmiany charakterystyki ścieków dopływających do oczyszczalni ścieków. W badaniach tych sieć kanalizacyjna traktowana jest jako specyficzny rodzaj reaktora biologicznego, w którym zachodzą procesy w warunkach aerobowych, anoksydacyjnych i anaerobowych (Nielsen i in. 1992, Raunkjaer i in. 1995 i 1997, Aesoy i in. 1997, Bjerre i in. 1998, Hvitved-Jacobsen i in. 1998, Krajewski 1997 i 2001, Stelmach i in. 1993 i 1995, Myszograj 2006, Myszograj i in. 2012, Łagód

2007, Łagód i in. 2009a, 2009b i 2010, Brzezińska 2008, Zawilski i in. 2009 i 2011, Dymaczewski i Krajewski 2012, Dymaczewski i in. 2013).

Substancje organiczne występujące w ściekach tradycyjnie charakteryzuje się podając wskaźniki ogólne: ChZT i BZT<sub>5</sub>, rzadziej OWO. Confer i Logan (1997) wykazali, że 50-60% materii organicznej w ściekach to makromolekuły, które bardzo trudno ulegają biodegradacji. Ich wstępna hydroliza w sieci kanalizacyjnej sprzyja zwiększeniu biodegradowalności ścieków. To hydroliza enzymatyczna stanowi etap, który limituje eliminowanie makromolekuł ze ścieków podczas biologicznego oczyszczania (Green i in. 1985). Jin i in. (2015) wykazali, że większość złożonych zanieczyszczeń w procesach hydrolizy i fermentacji zachodzących w sieci kanalizacyjnej przy odpowiednio długim czasie retencji zostaje przekształcona w związki małowcząsteczkowe, głównie octany. Inne badania pokazują, że podczas przepływu ścieków kanalizacją mogą zachodzić znaczne zmiany ilościowe i jakościowe w materii organicznej, objawiające się niekiedy znacznym spadkiem BZT<sub>5</sub> i ChZT (np.: Vollertsen i Hvitved-Jacobsen, 1998, Hvitved-Jacobsen i in., 2013). Raunkjaer i in. (Warith i in. 1998) wykazali, że w zależności od temperatury ścieków szybkość usuwania ChZT całkowitego (ChZTc) wynosi  $42,4 \pm 25,4$  mg O<sub>2</sub>/(L·h) w 15°C i  $8,7 \pm 0,5$  mg O<sub>2</sub>/(L·h) w 8°C. Szybkości usuwania ChZT rozpuszczonych związków organicznych (ChZTr) wynosi w wyższej temperaturze  $4,8 \pm 1,3$  mg O<sub>2</sub>/(L·h).

Biomasa aktywnych mikroorganizmów uczestnicząca w przemieszczaniu związków organicznych znajduje się zarówno w zawieszynie fazy ciekłej płynących ścieków, jak i w błonie biologicznej przylegającej do ścian kanału. Charakterystyczne jest, iż błona biologiczna wykazuje znacznie większą odporność na działanie czynników toksycznych, niż biomasa w zawieszynie fazy wodnej. Ilość bakterii i aktywność enzymów w biofilmie wskazuje, iż biocenoza ta ma ważne znaczenie w degradacji substancji organicznych (Lemer i in. 1994). Skład taksonomiczny biofilmu zmienia się na długości kanału, w zależności od stężenia i rodzaju związków dostępnych w ściekach (Jin i in. 2015).

Wykorzystanie sieci kanalizacyjnej jako reaktora wstępnego oczyszczania ścieków jest ciekawym rozwiązaniem, zważywszy na to, że na skutek tendencji do oszczędzania wody zmniejsza się ilość odprowadzanych ścieków, a tym samym wydłużają się czasy retencji w sieci. Częściowe usunięcie głównie związków organicznych oraz ich przekształcenie do form łatwo przyswajalnych w kanalizacji będzie skutko-

wało zmniejszeniem wymaganej objętości oczyszczalni ścieków. Ze względu na złożoność systemów kanalizacyjnych, przede wszystkim ciągły dopływ świeżych ścieków, badania w skali technicznej są utrudnione. Z tego względu autorzy niniejszego artykułu wykonali badania w skali modelowej umożliwiające określenie zmian jakości w danej porcji ścieków w czasie długotrwałego przepływu w kolektorze.

## 2. Metodyka badań

Model kanału ściekowego zainstalowano na Stacji Pilotowej Politechniki Poznańskiej na terenie Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Koziegłowach. Umożliwiło to zasilanie układu modelowego ściekami bezpośrednio z głównego kanału doprowadzającego surowe ścieki z miasta do oczyszczalni. Stanowisko badawcze składało się z pięciu zbiorników wykonanych z PMMA w kształcie walca z przykryciem od góry, ustawionych na drewnianym stelażu w celu wymuszenia przepływu grawitacyjnego. Odpływ z każdego zbiornika odbywał się rurką wykonaną z tego samego materiału, umieszczoną na wysokości zapewniającej wymaganą objętość czynną zbiornika równą 1,12 L. W celu ograniczenia dostępu światła każdy ze zbiorników oraz przewody owinięto folią aluminiową. Objętość każdego zbiornika mieszano z intensywnością 150 obr./min (gradient mieszania wynosił  $160 \text{ s}^{-1}$ ) za pomocą mieszadła magnetycznego. Wewnątrz zbiorników nr 1, 3 i 5 zostały swobodnie zawieszane płytki z PMMA do badań rozwoju błony biologicznej. Czas przepływu przez układ, przy nominalnym natężeniu przepływu ścieków równym 0,5 L/h wynosił 11,3 h.

Badania podzielono na dwie serie, w przerwie pomiędzy nimi reaktory opróżniono i dokładnie umyto środkami bakteriobójczymi. Seria I trwała 17 dni w lipcu, a seria II rozpoczęła się w połowie stycznia kolejnego roku i trwała 33 dni.

Próby ścieków pobierane były z każdego z pięciu zbiorników instalacji badawczej oraz ze zbiornika dopływowego, w serii I codziennie z wyjątkiem sobót i niedziel, natomiast w serii II dwa razy w tygodniu (we wtorki oraz w piątki) o godzinie 8.00. Bezpośrednio w zbiornikach mierzono temperaturę, odczyn pH ścieków, potencjał redoks oraz stężenie tlenu, następnie po wymieszaniu zawartości zbiornika pobierano 300 mL ścieków. Część objętości próbki przeznaczano do oznaczeń

ChZTc, ChZTr, a pozostałą pobierano do jałowych butelek i przewożono do laboratorium biologicznego.

Oznaczenia badanych parametrów wykonywano zgodnie z Polskimi Normami. Rozpuszczoną frakcję ChZT (ChZTr) oznaczano po przesączeniu przez sącdek membranowy 0,45  $\mu\text{m}$ . ChZT związków organicznych w zawiesinie (Xs) obliczano jako różnicę ChZTc i ChZTr.

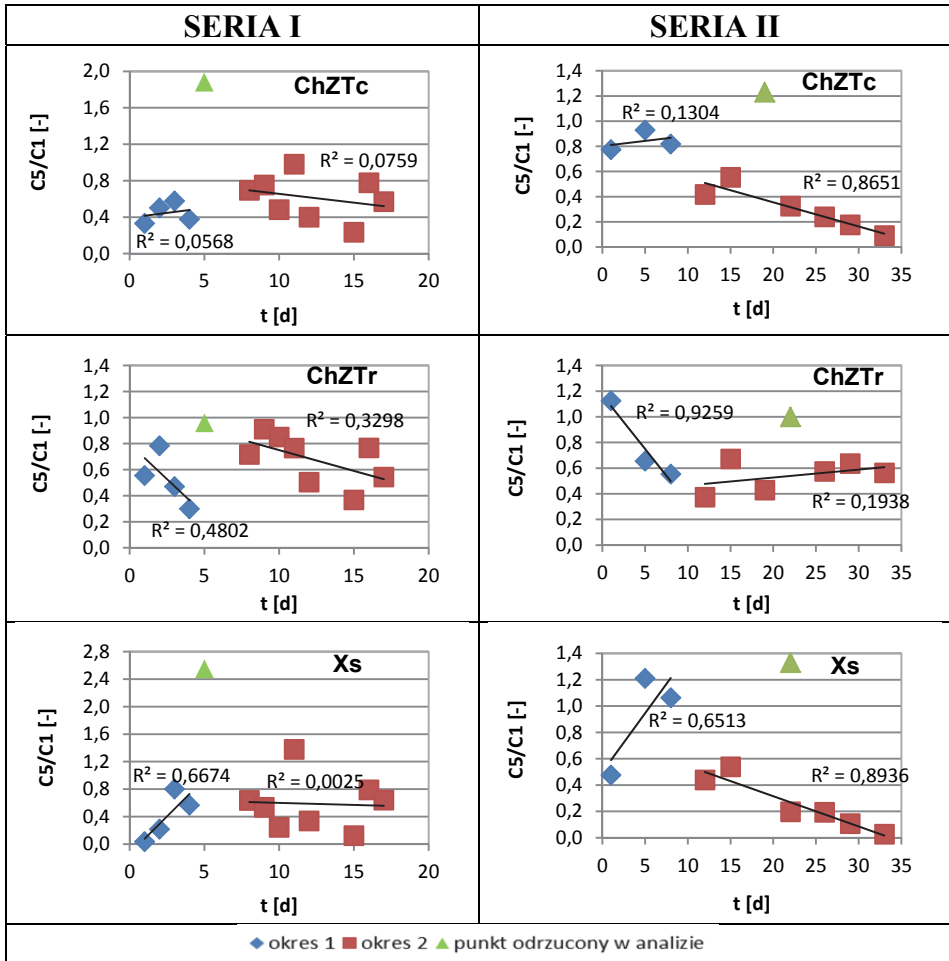
### 3. Wyniki badań

W tabeli 1 przedstawiono charakterystykę ścieków dopływających do stanowiska badawczego w obu seriach badań. Podstawową różnicę stanowiła temperatura ścieków, co wynikało z pory roku, w której realizowany był eksperyment: w serii I średnio 20,8°C, a w serii II tylko 14,0°C. Stężenie tlenu mierzono systematycznie w serii II i stwierdzono, że było ono nieznaczne i wynosiło 0,00-0,16 mg O<sub>2</sub>/L w zbiorniku 1, a następnie malało i w trzech ostatnich zbiornikach modelu z reguły panowały warunki beztlenowe. W serii I stężenie tlenu mierzono wyrывkowo, uzyskując wartości zbliżone do 0 mg O<sub>2</sub>/L.

**Tabela 1.** Charakterystyka ścieków dopływających do stanowiska modelowego  
**Table 1.** Characteristics of influent wastewater quality

Parametr	Jednostka	Seria I			Seria II		
		min-max	śr.	$\delta$	min-max	śr.	$\delta$
Temperatura	°C	19,6-22,6	20,8	0,8	13,2-14,6	14,0	0,5
Odczyn pH	-	6,00-6,67	6,23	0,20	7,08-7,79	7,52	0,21
Tlen rozpuszczony	mg O <sub>2</sub> /L	-	-	-	0,020-0,680	0,257	0,208
Potencjał redox	mV	-	-	-	-134 - -57	-97	30
ChZTc	mg O <sub>2</sub> /L	323-817	610	139	461-711	584	88,2
ChZTr	mg O <sub>2</sub> /L	148-677	444	145	183-558	362	133,2
Xs	mg O <sub>2</sub> /L	73-303	173	70	88-347	222	92,4
Liczebność bakterii psychrofilnych	JTK/mL	(0,88-7,94)E8	-	-	0,90E5-1,96E8	-	-
Liczebność bakterii mezofilnych	JTK/mL	(1,12-4,33)E8	-	-	(0,18-9,64)E6	-	-

W celu określenia wpływu czasu trwania eksperymentu na ilość i postać związków organicznych w ściekach, przeanalizowano jak zmieniał się stosunek ChZT w zbiorniku końcowym (C5) do ChZT w zbiorniku początkowym (C1) modelu kolektora kanalizacyjnego (rys. 1).



**Rys. 1.** Zmiana wartości ChZTc, ChZTr i Xs w zbiorniku końcowym modelu (C5) w stosunku do wartości w zbiorniku początkowym (C1) w czasie trwania eksperymentu

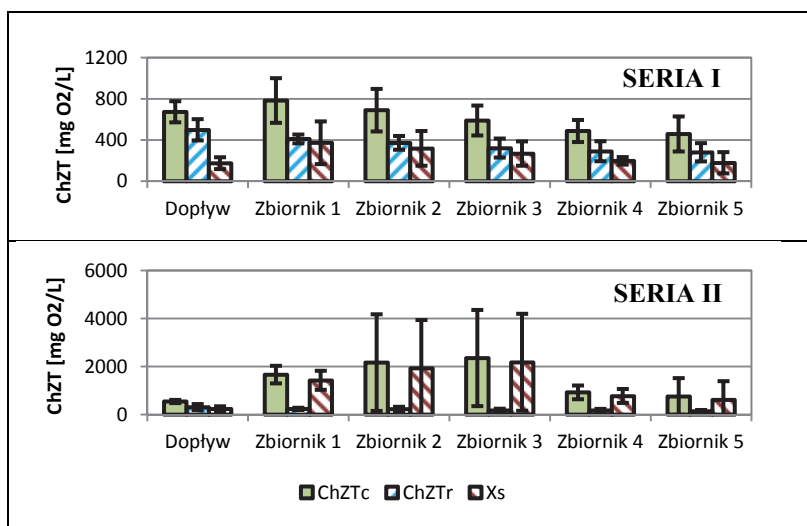
**Fig. 1.** Changes of total COD, dissolved COD and Xs in the final tank (C5) vs the initial tank (C1) during the experiment

W obu seriach efekt usunięcia ChZTc utrzymywał się na podobnym poziomie w czasie pierwszych dni pracy układu. Odpowiednio w serii I i II ChZTc w zbiorniku końcowym stanowiło 40% i 80% wartości w zbiorniku początkowym. Duża efektywność usuwania ChZTc oraz krótszy czas trwania tego okresu w serii I wynikały głównie z wysokiej temperatury ścieków i o wiele wyższej liczebności bakterii w ściekach dopływających do modelu, niż w serii II. W kolejnych dniach prowadzenia eksperymentu zauważono stopniowy wzrost efektywności usuwania ChZTc, bardziej widoczny w dłuższej trwającej serii II. Świadczy to o stopniowym uaktywnianiu się początkowo czystych (nie zasiedlonych mikroorganizmami) zbiorników. Na osiągnięty wówczas efekt mniejszy wpływ miała jakość dopływu niż mikroflora osadu zawieszonego i biofilmu porastającego ściany zbiorników. Średnia efektywność usuwania związków organicznych w okresie przepływu przez wpracowany model wynosiła 39% w serii I oraz 70% w serii II, przy czym efektywności powyżej wartości średniej osiągnięto po 25 dniu pracy. Na usuwanie ChZTc wpływ miała przede wszystkim zmiana stężenia związków organicznych występujących w postaci zawiesin (Xs). W obu seriach badawczych wartość Xs w zbiorniku 5 podczas przepływu przez model wzrastała w czasie pierwszych dni pracy, osiągając pod koniec okresu 1 wartości zbliżone do wartości w zbiorniku 1 (seria I) lub nawet je przekraczając (seria II). Dodatkowo w każdej serii jednorazowo stwierdzono zdecydowany wzrost Xs (pomiar ten odrzucono w dalszej analizie wyników). W serii II przy kolejnym pomiarze zaobserwowano wzrost ChZTr. W okresie 2 w serii I efektywność usuwania Xs w modelu ustabilizowała się na średnim poziomie 41%. W serii II w analogicznym okresie (< 20 dni) efektywność usuwania Xs wynosiła ok. 50%, następnie zaczęła wzrastać osiągając wartości ok. 97%. Średnia efektywność usuwania Xs w serii II w okresie 2 wynosiła 75%.

Ilość usuwanego w układzie ChZTr w pierwszym okresie obu badań wzrastała w czasie osiągając efektywność 70% w 4 dniu badań serii I i 48% w 8 dniu serii II. W serii I po gwałtownym wzroście Xs w 5 dniu ilość usuwanego w modelu ChZTr zmalała, ale następnie ponownie powoli wzrastała osiągając wartość 63%. Średnia efektywność usuwania ChZTr w okresie 2 serii I wynosiła 32%. W serii II od 10 dnia efektywność usuwania ChZTr oscylowała na poziomie 45%, z lekką tendencją malejącą. Wzrost ilości rozpuszczonych związków organicznych w ście-

kach odpływających z modelu spowodowany był przez hydrolizę zgromadzonych w zbiornikach zawiesin.

W poszczególnych zbiornikach modelu wytworzyły się nieco odmienne warunki, gdyż pomimo mieszania zawartości zbiorników mieszadłem magnetycznym nie udało się zapobiec sedymentacji zawiesin w zbiornikach. Wartość ChZTc wzrastała w kolejnych zbiornikach do zbiornika 3 (co jest związane z ilością Xs), a następnie malała (rys. 2). Zauważono również, że duża ilość związków organicznych występująca w formie zawiesin, w czasie badań przemieszczała się pomiędzy poszczególnymi zbiornikami. Stężenie organicznych związków rozpuszczonych z reguły malało w kolejnych zbiornikach.



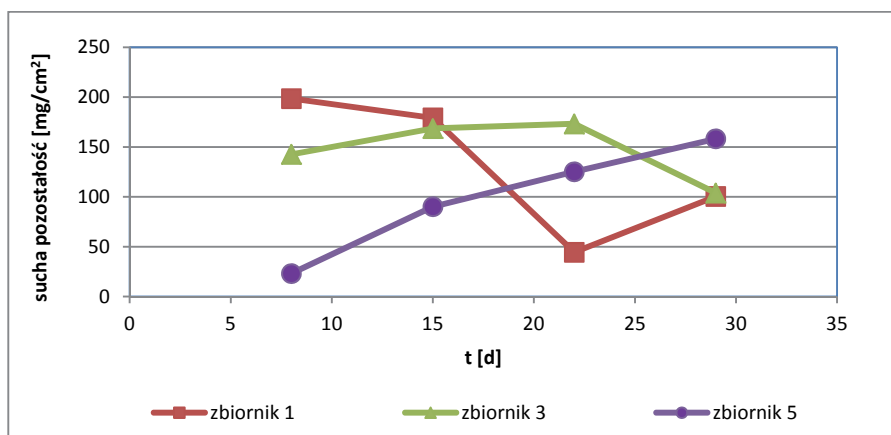
**Rys. 2.** Średnie ChZTc, ChZTr i Xs w czasie przepływu przez model kanału w fazie 2 serii I i serii II wraz z odchyleniem standardowym.

**Fig. 2.** Mean values of total COD, dissolved COD and Xs during flow through the experimental setup in the 2 period of series I and II (with standard deviation)

Zmieniała się także proporcja między ChZTc i ChZTr: w serii I mieściła się w przedziale 1,35-1,91, natomiast w serii II przedział był o wiele szerszy (1,75-13,24). W serii I najmniejszy udział ChZTr w ChZTc stwierdzono w zbiorniku 1, natomiast w serii II w zbiorniku 3, co spowodowane jest przede wszystkim dłuższym czasem pracy modelu. Skutkowało to gromadzeniem się zawiesin w kolejnych zbiornikach.

Część autorów, w tym Raunkjaer i in. (1995) twierdzi, że przemiany zachodzące w sieci kanalizacyjnej można opisać równaniami pierwszego rzędu. Zgodnie z tym, obliczona szybkość usuwania ChZTc w układzie modelowym w 2 okresie serii I i II wynosiła odpowiednio  $28,8 \pm 22,1$  mg O<sub>2</sub>/(L·h) i  $80,3 \pm 59,8$  mg O<sub>2</sub>/(L·h), a ChZTr  $11,5 \pm 6,4$  mg O<sub>2</sub>/(L·h) i  $8,5 \pm 5,5$  mg O<sub>2</sub>/(L·h). Zgodnie z przypuszczeniami Raunkjaera i in. (1995) szybkość ta w serii I malała pomiędzy zbiornikami 4 i 5 na skutek wyczerpywania się składników pokarmowych. Uwzględniając tylko oczyszczanie w czterech pierwszych zbiornikach szybkości te wynosiły odpowiednio dla ChZTc i ChZTr  $32,8 \pm 22,4$  mg O<sub>2</sub>/(L·h) i  $13,3 \pm 9,0$  mg O<sub>2</sub>/(L·h). Wyższa szybkość usuwania ChZTr w serii I wynika prawdopodobnie z prowadzenia procesu w wyższej temperaturze. W serii II stwierdzono, że na wartość ChZTc ma wpływ ilość gromadzących się w zbiornikach zawiesin i opis równaniem pierwszego rzędu jest nieprawidłowy.

Wytworzenie biofilmu na ścianach zbiorników potwierdzają dane z serii II (rys. 3), z których wynika, że błona biologiczna rozwijała się stopniowo w czasie badań. Szczególnie widoczne jest to w zbiorniku 5, w którym gromadziło się mało zawiesin. W zbiorniku 1 powstawanie biofilmu było słabiej widoczne. Podkreślić należy, że udział biofilmu w całej masie osadu był stosunkowo niewielki, w zbiorniku 1 malał od 4,26% do 0,92%, natomiast w zbiorniku 5 wzrastał od 0,49% do 4,10%.



**Rys. 3.** Zmiana ilości biofilmu w zbiornikach modelu w czasie badań w serii II  
**Fig. 3.** Changes of biofilm quantity in setup tanks during series II



## 4. Podsumowanie

Opisane w artykule badania przemian związków organicznych wyrażonych jako ChZT całkowite oraz ChZT związków rozpuszczonych w ściekach podczas przepływu przez laboratoryjny model kolektora grawitacyjnego wskazują na istotne zmiany składu ścieków. Oprócz ChZT w analizie uwzględniono również reerację, odczyn pH i temperaturę ścieków oraz liczebność bakterii psychro i mezofilnych. W badaniach, podzielonych na dwie serie, wykazano, że podczas przepływu w kolektorze zachodzi szereg procesów, między innymi sedymentacja i wymywanie zanieczyszczeń stałych, usuwanie organicznych substancji rozpuszczonych oraz hydroliza enzymatyczna zawartych w ściekach zanieczyszczeń organicznych wolno rozkładalnych. Rozwój biomasy w objętości ścieków i na ściankach modelu potwierdził, że przebiegają w nim procesy biologiczne. Zaobserwowano, że udział biofilmu w całkowitej masie osadu był niewielki i nie przekraczał 5%. Szybkość usuwania ChZT całkowitego wahała się w szerokich granicach od 28,8 do 80,3 mg O<sub>2</sub>/(L·h), a ChZT substancji rozpuszczonych od 8,5 do 11,5 mg O<sub>2</sub>/(L·h). W końcowej części układu modelowego szybkość ubytku związków organicznych malała na skutek wyczerpywania się składników pokarmowych.

## Bibliografia

- Aesoy, A., Storfjell, M., Mellgren, L., Helness, H., Thorvaldsen, G., Odegaard, H., Bentzen, G. (1997). A comparison of biofilm growth and water quality changes in sewer with anoxic and anaerobic (septic) conditions. *Wat. Sci. Tech.*, 36(1), 303-310.
- Ashley, R.M., Bertrand-Krajewski, J.L., Hvitved-Jacobsen, T., Verbanck, M. (2004). *Solids in Sewers – Characteristics, Effects and Control of Sewer Solids and Associated Pollutants*, Sci. Tech. Report No 14. London: IWA Publishing.
- Bjerre, H. L., Hvitved-Jacobsen, T., Schlegel, S., Tiechgräber B. (1998). Modeling of aerobic wastewater transformations under sewer conditions in the Emscher River, Germany. *Wat. Environ. Res.*, 70(6), 1151-1160
- Brzezińska, A. (2008). Analiza możliwości przyjmowania ścieków opadowych w biologicznych oczyszczalniach miejskich na przykładzie Grupowej Oczyszczalni Ścieków Łódzkiej Aglomeracji miejskiej. Cz.1. Charakterystyka ilości i jakości ścieków ogólnospławnych na przykładzie Łodzi. *GWiTS*, 1, 17-22.

- Confer, D.R., Logan, B.E. (1997). Molecular weight distribution of hydrolysis products during biodegradation of model macromolecules in suspended and biofilm cultures. *Wat. Res.*, 31(9), 2127-2136.
- Dymaczewski, Z., Ginter-Kramarczyk, D., Komorowska-Kaufman, M., Kruzelnicka, I., Wyrwas, B. (2013). Zmiany stężenia substancji powierzchniowo-czynnych w systemie kanalizacyjnym. *Ekonomia i Środowisko*, 47(4), 118-126.
- Dymaczewski, Z., Krajewski, P. (2012). *Wpływ wybranych enzymów i bakterii na efektywność podczyszczania ścieków w kanalizacji. Polska Inżynieria Środowiska, prace*. PAN Komitet Inżynierii Środowiska Monografia, nr 100, tom II, Lublin, 135-150.
- Green, M., Shelef, G., Messing, A. (1985). Using the sewerage system main conduits for biological treatment. *Wat. Res.*, 19(8), 1023-1028.
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Nielsen, A.H. (2013). *Sewer Processes Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks*, CRC PRESS Taylor&Francis Group.
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Nielsen, P. (1998). A process and model concept for microbial wastewater transformations in gravity sewers. *Wat. Sci. Tech.*, 37(1), 233-241.
- Jin, P., Wang, B., Jiao, D., Sun, G., Wang, B., Wang, X.C. (2015). Characterization of microflora and transformation of organic matters in urban sewer system. *Wat. Res.*, 84, 112-119.
- Koch, C.M. & Zandi, I. (1973). Use of pipelines as aerobic biological reactors. *J. Wat. Pol. Control Fed.*, 45(12), 2537-2548.
- Krajewski, P. (1997). Biopreparaty w podczyszczaniu ścieków w miejskiej sieci kanalizacyjnej. *Przegląd Komunalny*, 6.
- Krajewski, P. (2001). *Intensyfikacja rozkładu materii organicznej ścieków miejskich w kanalizacji grawitacyjnej przez szczepy bakteryjne i enzymy*. Rozprawa doktorska, Politechnika Poznańska, Poznań.
- Łagód, G., Hanzel, J., Kopertowska, A., Jilati, A., Pliźga, O., Jaromin, K. (2009b). *Kanalizacja grawitacyjna jako bioreaktor i układ dynamiczny. Polska Inżynieria Środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej*, PAN Komitet Inżynierii Środowiska Monografia, nr 59, tom II, Lublin, 91-97.
- Łagód, G., Krukowski, I., Widomski, M., Suchorab, Z. (2010). Model biodegradacji zanieczyszczeń w kanalizacji grawitacyjnej uwzględniający wymianę biomasy pomiędzy błoną biologiczną a ściekami. *Proceedings of ECOpole Vol. 4(1)*, 153-159.
- Łagód, G., Sobczuk, H., Suchorab, Z. (2009a). Błona biologiczna w kanalizacji grawitacyjnej i jej wpływ na biodegradację ścieków. *Proceedings of EcO-pole, Vol. 3(1)*, 179-184.

- Łagód, G. (2007). *Modelowanie procesów biodegradacji ścieków w kolektorach kanalizacji grawitacyjnej*. Rozprawa doktorska, Politechnika Lubelska, Lublin.
- Lemmer, H., Roth, D., Schade, M. (1994). Population density and enzyme activities of heterotrophic bacteria in sewer biofilms and activated sludge. *Wat. Res.*, 28 (6), 1341-1346.
- Myszograj, S., Sadecka, Z., Suchowska-Kisielewicz, M., Płuciennik-Koropczuk, E., Qteishat, O. (2012). Transformations of organic compounds in the open intercepting sewer. *Civil and Environmental Engineering Reports.*, 8, 19-28.
- Myszograj, S. (2006). Zmiany składu ścieków w czasie transportu siecią kanalizacyjną. *GWITS*, 7-8, 10-14.
- Nielsen, P., Raunkjær, K., Norsker, N.H., Jensen, N.A., Hvitved-Jacobsen, T. (1992). Transformation of wastewater in sewer systems – a review. *Wat. Sci. Tech.*, 25(6), 17-31.
- Raunkjær K., Nielsen P., Hvitved-Jacobsen T. (1997). Acetate removal in sewer biofilms under aerobic conditions. *Wat. Res.*, 31, 2727-2736.
- Raunkjær K., Hvitved-Jacobsen T., Nielsen P.H. (1995). Transformation of organic matter in a gravity sewer. *Wat. Environ. Res.*, 67(2), 181-188.
- Stelmach, K., Malicki, J., Bonetyński, K. (1995). *Kolektory – rozcieńczenie czy redukcja BZT<sub>5</sub> i biogenów*. Materiały międzynarodowej konf. nauk.-tech. „Współczesne problemy gospodarki wodno-ściekowej”. Wyd. Uczelniane WSI Koszalin, Koszalin, Kołobrzeg, 429-434.
- Stelmach, K., Pawłowski, L., Malicki, J., Wasąg, H., Kotowski, M., Montusiewicz, A., Siek, A., Kowalski, D. (1993). *Analiza i skutki fluktuacji w obciążeniach ładunkami zanieczyszczeń miejskiej oczyszczalni ścieków w Lublinie*. II ogólnopolska konferencja „Chemia w ochronie środowiska”, Wyd. Uczelniane Pol. Lubelskiej, Lublin, 173-177.
- Stuets R. & Frechen F-B. (2001). *Odours in Wastewater Treatment: Measurement, Modelling and Control*. London: IWA Publishing.
- Vollertsen, J. & Hvitved-Jacobsen, T. (1998). Aerobic microbial transformations of resuspended sediments in combined sewers: a conceptual model. *Wat. Sci. Tech.*, 37(1), 69-76.
- Warith, M.A., Kennedy, K., Reitsma, R. (1998). Use of sanitary sewers as wastewater pre-treatment systems. *Waste Management*, 18, 235-247.
- Zawilski, M., Brzezińska, A., Bandzierz, D., Badowska, E. (2011). Dynamika zmian ilości i składu ścieków w kanalizacji na podstawie pomiarów online. *GWITS*, 11, 433-437.
- Zawilski, M., Brzezińska, A., Sakson, G. (2009). Storage of combined sewage in terms of their disposal. *Polish Journal of Environmental Studies*, 1, 82-87.

## **Determination of Potential Possibility of Organic Compounds Removal in a Sewer System**

### **Abstract**

The sewerage is an often skipped element of the wastewater treatment system. Because of its high retention capacity and relatively long flow time, it has to be considered that processes affecting wastewater composition and their vulnerability to biological treatment may occur in the sewerage. Changing hydraulic conditions in collectors and numerous side influents providing new portions of wastewater diversified in quantity and quality cause difficulties in a precise description of biochemical transformations occurring during wastewater flow in gravity sewers.

The authors conducted research on changes in organic compounds (expressed as total COD) and their dissolved form (soluble COD) in wastewater, during their flow through the laboratory model of a gravity collector. The model is constructed as a cascade of five basins made from acrylic glass, 1.12 L each. Wastewater flowed through the model continuously with the rate of 0.5 L/h. It allowed to achieve the flow time of 11 hours, which is 2-3 times longer than flow times occurring in a typical large sewer network and enabled to take samples in the collector profile. Reaeration process, pH and temperature, as well as the psychro and mezophilic bacteria were also taken into account in the analysis. The results of two research series were presented in the article, i.e. where wastewater flowed continuously through the model for 17 and 33 days, respectively. It was proven that during flow in a collector, a number of processes takes place, including sedimentation, washing out of solid contaminations, removal of dissolved organic compounds and enzymatic hydrolysis of slowly biodegradable organic matter. Biomass growth in bulk wastewater and on the model wall proved that biological processes occur there. There are significant differences between research series, mainly caused by the temperature. It was observed that the amount of biofilm was rather small and did not exceed 5% of total biomass. Removal of total COD was in the range of 28.8-80.3 mg O<sub>2</sub>/(L·h) and soluble COD from 8.5 to 11.5 mg O<sub>2</sub>/(L·h). In the last part of the model, the rate of COD removal decreased due to the lack of substrate, which is in accordance with data given by other researchers.

### **Słowa kluczowe:**

oczyszczanie ścieków, system kanalizacyjny, usuwanie związków organicznych

### **Keywords:**

wastewater treatment, sewage system, organic compounds removal