

Zbysław DYMACZEWSKI¹, Małgorzata KOMOROWSKA-KAUFMAN¹,
Piotr KRAJEWSKI²

¹INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA
POLITECHNIKA POZNAŃSKA

²PAŃSTWOWA WYŻSZA SZKOŁA ZAWODOWA
IM. H. CEGIELSKIEGO W GNIEZŃNIE

WPŁYW STOSOWANIA KOMPLEKSÓW ENZYMATYCZNO-BAKTERYJNYCH W SIECI KANALIZACYJNEJ NA JAKOŚĆ ŚCIEKÓW DOPŁYWAJĄCYCH DO OCZYSZCZALNI

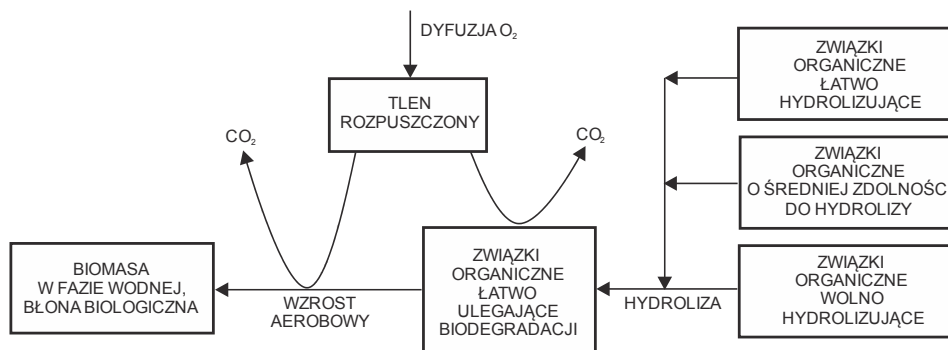
THE EFFECT OF ENZYMATIC-BACTERIAL COMPLEXES ADDITION TO SEWERAGE NETWORK ON THE QUALITY OF WASTEWATER TREATMENT PLANT INFLUENT

The main task of the sewer network is transportation of wastewater to WWTP. The sewer however has also a potential ability for biodegradation of organic matter. Especially in gravity sewers, in availability of oxygen caused by reaeration, there are good conditions for organics removal measured by decrease of BOD₅ and COD values. The biodegradation process can be intensified by dosage to the sewer network enzymatic-bacterial complexes with immobilised hydrolytic enzymes. Described in this paper results concern research conducted in full scale on three different sewage networks. The influence on the effect of dosage of biocomplexes have such factors as type and dose of the preparate, the method of preparation and activation of the preparate, as well as time and place where the preparate is dosed to sewer. Two important effects on the investigated sewer networks were observed. The first is removal of bottom deposits – organic and mineral, as well as improvement of hydraulic transport of wastewater. The second effect apply the composition of wastewater. Parallely with the network cleaning a temporal increase of organics concentration and load is observed. After a few weeks of dosage of enzymatic-bacterial complexes the concentrations and loads start decreasing to stabilise on a level lower than before dosing the preparate. When dosage of biocomplex is stopped, the wastewater characteristics comes to the previous level.

1. Wprowadzenie

Hydraulika przepływu i czas retencji ścieków w grawitacyjnej sieci kanalizacyjnej nadają tej sieci cechy specyficznego reaktora przepływowego o potencjalnych możliwościach do prowadzenia w nim procesów biochemicznego rozkładu materii organicznej. Obecne w ściekach mikroorganizmy w sieci kanalizacyjnej rozwijają się i stopniowo ją aktywują osiedlając się na ścianach przewodów i gromadząc w masie osadów. Rodzaj bytujących w sieci bakterii zależy od dostępności określonych związków organicznych oraz tlenu. W tych warunkach może zachodzić szereg przemian biochemicznych wpływających na jakość ścieków doprowadzanych do oczyszczalni, np.: procesy hydrolizy, fermentacji, poboru substratów i wzrostu mikroorganizmów, adsorpcji, sedymentacji i ponownego unoszenia zawieszin (Raunkjær i in. 1995).

Surowe ścieki mają bardzo zróżnicowany skład makromolekularny. Związki organiczne występują w postaci cząstek stałych o różnej wielkości oraz w postaci rozpuszczonej. Związki wielkocząsteczkowe, o wielkości cząstek powyżej 1,0 μm trudniej ulegają biodegradacji, ponieważ nie mogą bezpośrednio przenikać przez błonę komórkową bakterii. Szacuje się, że stanowią one ok. 50-60% materii organicznej zawartej w ściekach (Confer i Logan 1997). W czasie oczyszczania biologicznego związki te zostają w procesie hydrolizy enzymatycznej przekształcone w mniejsze łatwo biodegradowalne cząstki. Proces hydrolizy jest zatem procesem limitującym usuwanie makromolekuł ze ścieków (Green i in. 1985, Raunkjær i in. 1997). Rozpoczęcie procesu hydrolizy już w sieci kanalizacyjnej jest procesem korzystnym ponieważ poprawia charakterystykę ścieków dopływających do oczyszczalni. Na rys.1. przedstawiono schematycznie przemiany zachodzące podczas hydrolizy związków organicznych w ściekach.



Rys. 1. Przemiany zachodzące podczas hydrolizy związków organicznych w ściekach w kanalizacji grawitacyjnej (Hvitved-Jacobsen i in. 1998, 2013)

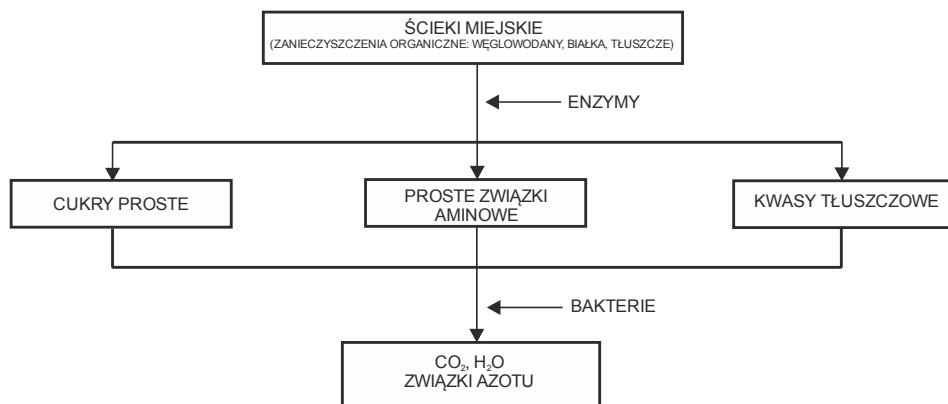
Fig 1. Changes taking place during hydrolysis of organic compounds in wastewater in gravity sewers (Hvitved-Jacobsen et al. 1998, 2013)

Powyższe procesy zachodzą w płynących ściekach, w błonie biologicznej na ściankach kanałów oraz w osadach dennych. Biomasa oraz substrat, występujący w formie zawiesiny i w formie rozpuszczonej, są frakcjami organicznymi, które mogą być opisane jako stężenie ChZT. Przez określenie stężenia ChZT można więc scharakteryzować substancję organiczną występującą zarówno w fazie płynących ścieków, w błonie biologicznej jak i w osadach kanalizacyjnych. W masie płynących ścieków występują związki organiczne o znacznym zróżnicowaniu podatności na hydrolizę, czyli na rozkład do prostych związków łatwiej ulegających biodegradacji.

Stopień zhydrolizowania związków organicznych, a więc podatność na biodegradację – jest w znacznym stopniu zależny od stężenia tlenu rozpuszczonego w ściekach. Stężenie tlenu rozpuszczonego w ściekach płynących kanalizacją grawitacyjną jest na poziomie $0 \div 4 \text{ mg O}_2/\text{l}$ (Hvitved-Jacobsen i in. 1998), co jest czynnikiem sprzyjającym, aby już w sieci następowało częściowe kataboliczne utlenianie złożonych związków organicznych do związków prostych, łatwiej ulegających biodegradacji. Heterotroficzna aerobowa transformacja substancji organicznej w ściekach, w kanalizacji grawitacyjnej, dotyczy składników rozpuszczonych oraz zawiesiny o różnej podatności na biodegradację.

Pierwsze zastosowania biopreparatów w technologii ścieków miały miejsce w USA już w latach 30 XX w. gdy za ich pomocą próbowano zintensyfikować proces fermentacji osadu (Rudolfs 1932). Później znalazły one zastosowanie głównie w osadnikach gnilnych (Hankelekian i Balmat 1959). W 1953 r. Mc Kinney i Poliakoff (1953) badali wpływ zastosowania biopreparatów na efekty osiągnięte w procesie oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego. Podobne badania prowadzili też Robinson (1954), Bryan, A.C. (1969), Slotte (1970), Chambers (1977), Yung (1987), Aitken (1993) i in. Pomimo, że badania laboratoryjne nie zawsze to potwierdzały, większość operatorów oczyszczalni stosujących biopreparaty obserwowało ich korzystny wpływ na procesy biologicznego rozkładu (Operators Forum 1955).

W ostatnich latach nastąpił znaczny postęp w dziedzinie biotechnologii, co umożliwiło poznanie zasad działania biopreparatów (rys.2) oraz pozwoliło opracować metody ich efektywniejszego przygotowywania. Obecnie stosowane środki biologiczne charakteryzują się wysoką zdolnością rozkładu znacznej ilości różnorodnych związków organicznych, są naturalne, bezpieczne dla środowiska i skuteczne.



Rys. 2. Schemat działania preparatu enzymatyczno-bakteryjnego.

Fig 2. Diagram of action of enzymatic – bacterial complex

W działaniu biopreparatów kluczową rolę odgrywają enzymy, a dopiero w następnej kolejności bakterie. Enzymy są związkami białkowymi działającymi jak katalizatory reakcji biologicznych. W odróżnieniu od katalizatorów chemicznych odznaczają się wysoką selektywnością działania, czasami dany enzym może katalizować tylko jedną reakcję i tylko jednego związku, zwanego substratem enzymu. Tak jak wszystkie katalizatory, enzymy nie zmieniają stałej równowagi reakcji i nie powodują przemian chemicznych, a jedynie obniżają energię aktywacji reakcji przyspieszając ją.

W skład preparatów mikrobiologicznych przeznaczonych do oczyszczania ścieków najczęściej wchodzi bakterie z rodziny *Pseudomonas* lub *Bacillus*. Bakterie te w środowisku naturalnym (w wodzie i glebie) biorą czynny udział w procesach samooczyszczania. W biopreparatach ich koncentracja jest bardzo duża, najczęściej 1 g kultur bakteryjnych zawiera 104 – 109 bakterii.

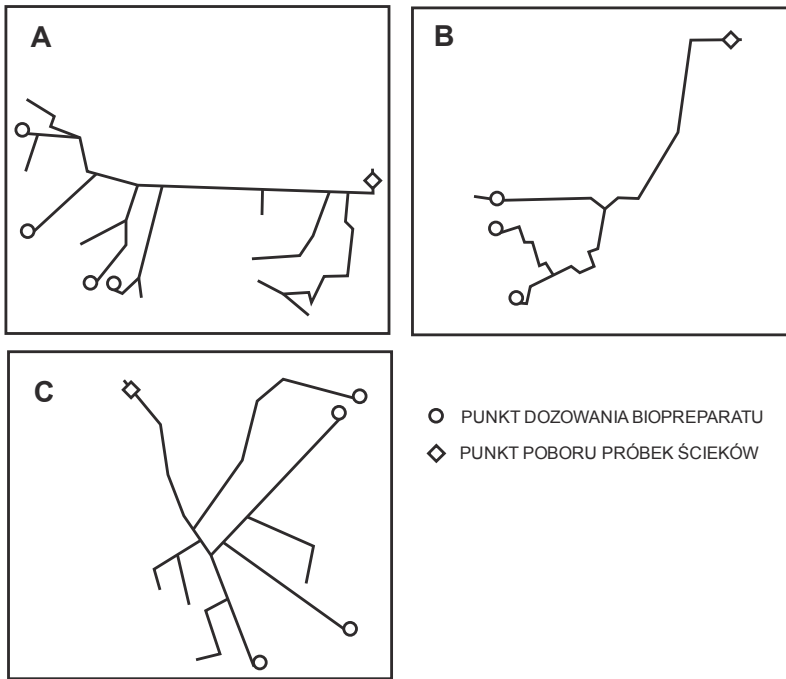
Produkcja biopreparatów opiera się na hodowli bakterii w wymuszonych warunkach na pożywkach, po czym gwałtownie suszy się je w warunkach mezofilnych na skutek czego przechodzą one w formę przetrwalnikową. Innym sposobem przeprowadzania kultur bakterii w formę przetrwalnikową jest liofilizacja, czyli gwałtowne suszenie ze stanu głębokiego zamrożenia. Technologia ta jest jednak bardzo droga, a ponadto część komórek bakteryjnych podczas zamrażania może ulec uszkodzeniu.

Enzymy zawarte w biopreparatach produkowane są przez komórki bakteryjne, roślinne bądź grzyby. Ich produkcją na skalę przemysłową zajmują się wyspecjalizowane firmy biotechnologiczne jak np.: duńska Novonordisc, amerykańska Bacteria Conspects Inc., belgijska Realno C.o. itp. Skład biopreparatów jest złożony i z reguły objęty tajemnicą. Oprócz bakterii i enzymów zawierają również pożywki takie jak: trójpolifosforan sodu, siarczan amonu, związki buforowe umożliwiające utrzymanie odpowiedniego pH, związki powierzchniowo czynne, czy nośniki organiczne np. śrutę sojową. Wśród biopreparatów wyróżnia się: bakteryjne, bakteryjno – enzymatyczne, enzymatyczne.

Stosowanie biopreparatów w celu intensyfikacji procesów biologicznych w sieci kanalizacyjnej nie jest popularną praktyką. Wynika to głównie z faktu, że jej głównym zadaniem jest transport ścieków a nie ich oczyszczanie. Ze względu na mniejsze zużycie wody i dłuższy czas przebywania ścieków w kanalizacji, przemiany w niej zachodzące zaczynają odgrywać coraz istotniejszą rolę. Już w 1972 r dzięki zastosowaniu biopreparatu w systemie kanalizacyjnym w Pery na Florydzie stwierdzono poprawę efektów oczyszczania ścieków we wcześniej przeciążonej mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków o ok. 40% w stosunku do usuwania BZT5 (Wayne Colney Co. 1993).

2. Charakterystyka obiektu badań

Badania prowadzone były w różnych miejscowościach na trzech fragmentach kanalizacji sanitarnej, którą odprowadzano jedynie ścieki bytowo - gospodarcze i przemysłowe, oddzielnie od deszczowych. Schematy zlewni kolektorów ściekowych A, B i C z zaznaczonymi punktami dawkowania biopreparatu oraz poboru prób do badań charakterystyki ścieków przedstawia rys.3.



Rys. 3. Schematy zlewni kolektorów ściekowych A,B i C
Fig. 3. Schemes of sewage systems A, B and C

Przy ocenie efektów biodegradacji sieci te identyfikowano jako reaktory rurowe o zmiennym przekroju poprzecznym i spadku dna, przez które przepływa strumień ścieków o zmiennym natężeniu przepływu. Sieć kanalizacyjna charakteryzuje się hierarchicznym układem przewodów, począwszy od tych o najmniejszej średnicy w górnej strefie sieci, a skończywszy na przewodzie głównym, tj. kolektorze doprowadzającym ścieki do oczyszczalni. Procentowy udział kanałów o określonych średnicach w układach badanych sieci kanalizacyjnych przedstawia tabela 1.

Tabela 1. Schematy zlewni kolektorów ściekowych A, B i C
 Table. 1. Schemes of sewage systems A, B and C

Średnica kanału	Zlewnia kolektora A	Zlewnia kolektora B	Zlewnia kolektora C
[m]	[%]	[%]	[%]
0,30	16	-	-
0,50	-	-	2,8
0,60	-	-	19,5
0,80	2,8	-	9,1
1,00	47,3	-	7,8
1,35	33,9	-	-
1,40	-	40,8	-
1,80	-	14,7	-
2,00	-	23,6	-
2,20	-	20,9	-
J 0,50/0,75	-	-	51,0
J 1,10/1,65	-	-	9,8

J – kanał jajowy

Ograniczając rozważania interpretacyjne do prostoliniowego strumienia ścieków o kierunku przepływu zgodnym z kierunkiem spadku dna kanału, przyjęto iż ich średnia prędkość przepływu jest funkcją czasu i położenia przekroju w profilu podłużnym. W kanalizacji panuje ruch wolnozmienny, jednakże dla praktyki projektowej i eksperymentów w skali technicznej z wystarczającą dokładnością może być zastąpiony przez ruch jednostajny. Dla ruchu jednostajnego zwierciadło płynących ścieków układa się równolegle do dna kanału, a piezometryczna linia ciśnień pokrywa się z linią zwierciadła ścieków.

Przyjmując powyższe założenia oraz dane projektowe (wymiary geometryczne kanałów, spadki dna) i pomiary natężeń przepływu ścieków, określono charakterystyki hydrauliczne badanych fragmentów sieci kanalizacyjnej. Wyniki obliczeń parametrów hydraulicznych w czasie prowadzenia badań zestawiono w tabelach 2 – 4 (gdzie X - wartość średnia dla całej zlewni, δ - odchylenie standardowe średniej).

Tabela 2. Parametry hydrauliczne w zlewni kolektora A
 Table. 2. Hydraulic parameters in the sewage system A

Parametr	Jednostka	Okres stosowania biopreparatu		Okres po stosowaniu biopreparatu		Cały okres badań	
		X	δ	X	δ	X	δ
Prędkość przepływu ścieków	m/s	1,026	0,219	0,993	0,210	1,018	0,215
Promień hydrauliczny	m	0,1303	0,0662	0,1237	0,0629	0,1271	0,0648
Czas splywu ścieków	s	6874	117	7122	107	6992	172
Liczba Reynoldsa	-	83194	42598	76195	3957	79852	41719
Liczba Froude'a	-	0,838	0,641	0,823	0,629	0,831	0,637
Gradient mieszania	s ⁻¹	139	69	137	67	138	67

Tabela 3. Parametry hydrauliczne w zlewni kolektora B

Table. 3. Hydraulic parameters in the sewage system B

Prędkość przepływu ścieków	m/s	0,944	0,165	1,027	0,147	0,947	0,164
Promień hydrauliczny	m	0,127	0,028	0,154	0,029	0,128	0,029
Czas spływu ścieków	s	9017	537	9437	73	9037	533
Liczba Reynoldsa	-	86700	16930	76220	9310	86200	16790
Liczba Froude'a	-	0,716	0,335	0,699	0,311	0,715	0,334
Gradient mieszania	s ⁻¹	126	44	123	42	126	44

Tabela 4. Parametry hydrauliczne w zlewni kolektora C

Table. 4. Hydraulic parameters in the sewage system C

Parametr	Jednostka	Okres stosowania biopreparatu		Okres po stosowaniu biopreparatu		Cały okres badań	
		X	δ	X	δ	X	δ
Prędkość przepływu ścieków	m/s	1,017	0,207	1,009	0,201	1,015	0,207
Promień hydrauliczny	m	0,0867	0,0384	0,0855	0,0374	0,0864	0,0384
Czas spływu ścieków	s	4328	37	4348	46	4328	37
Liczba Reynoldsa	-	69965	36283	68239	35226	69494	36097
Liczba Froude'a	-	1,216	0,004	1,211	0,004	1,215	0,005
Gradient mieszania	s ⁻¹	206	146	205	144	206	146

Otrzymane wartości parametrów hydraulicznych klasyfikują rozpatrywane sieci kanalizacyjne jako standardowe. Średnie prędkości przepływu odpowiadają tzw. prędkościom samooczyszczającym, a wartości liczby Reynoldsa powyżej 68 000 świadczą o burzliwości przepływu. Wartości liczby Froude'a w zlewniach kolektorów A i B są mniejsze od 1, co świadczy o spokojnym (nadkrytycznym) charakterze przepływu, natomiast w zlewni kolektora C wartość liczby Froude'a jest większa od 1, a zatem występuje ruch rwący (podkrytyczny). Gradient mieszania mieścił się w granicach 125-206 s⁻¹. Czas spływu w zlewni kolektora B wyniósł 2,5h, kolektora A 1,9 h, natomiast kolektora C był najkrótszy i wyniósł jedynie 1,2h.

3. Metodyka badań

3.1. Dobór biopreparatu

Głównym kryterium wyboru preparatu enzymatyczno-bakteryjnego była znajomość jego składu. W badaniach zastosowano preparat o handlowej nazwie Enzybac firmy Realco Co. z Belgii zawierający następujące gatunki bakterii:

- *Bacillus subtilis* – 60% udziału masowego,
- *Bacillus cereus* – 16% udziału masowego,
- *Bacillus lactosporus* – 12% udziału masowego,
- *Bacillus amyloliquefaciens* – 8% udziału masowego,
- *Bacillus lentus* – 4% udziału masowego.

Ponadto producent podaje nazwy dwóch z czterech zawartych w preparacie immobilizowanych enzymów: α -amylaza i neutraza. W skład preparatu wchodzi także pożywki: trójpolifosforan sodu (TPF), siarczan amonu oraz śruta sojowa. Jeden gram preparatu komercyjnego zawiera $3 \cdot 10^7$ bakterii. Koncentracja enzymów jest parametrem objętym tajemnicą patentową.

3.2. Uaktywnianie i dawkowanie biopreparatu

Ustalona na podstawie badań laboratoryjnych w warunkach statycznych dawka biopreparatu komercyjnego wynosiła około 1 g/m^3 (Krajewski 2001). Dzielne zapotrzebowanie biopreparatu odniesiono do średniodobowego natężenia przepływu i ustalono jej stałą wartość. W praktyce stosowana dawka biopreparatu wahała się od 0,7 do $1,3 \text{ g/m}^3$ ścieków.

Przed dozowaniem do sieci preparat uaktywniano w zbiorniku wozu asenizacyjnego w następujący sposób:

- do 5 m^3 wody o temperaturze około 25°C dodawano 10 kg biopreparatu,
- roztwór o takim stężeniu napowietrzano przez 4 godziny,
- napowietrzony roztwór zostawiano na okres 7-8 godzin, po czym rozpoczynano jego dozowanie w wyznaczonych punktach zlewni kanalizacyjnych.

Objętość roztworu biopreparatu dozowana w danym punkcie (rys.3) była określana w stosunku do objętości ścieków odprowadzanych danym wycinkiem sieci kanalizacyjnej.

3.2. Kontrola analityczna

Ocenę uzyskiwanych efektów wykonano na podstawie analiz chemicznych prób ścieków pobieranych w końcowym odcinku kolektorów (rys. 3). Do badań przeznaczano próby średniodobowe, zlewane z próbek chwilowych w pobieranych w odstępach dwugodzinnych. Próbkę tę były pobierane raz w tygodniu. W przypadku kolektora A okres badań z dodawaniem biopreparatu wynosił dwa lata, natomiast po zaprzestaniu dozowania kolejne dwa lata. Do zlewni kolektora B dozowano biopreparat przez 9,5 roku, a kontrolę analityczną po zaprzestaniu dozowania prowadzono jeszcze przez 3 miesiące. Biopreparat do zlewni kolektora C dodawano przez 4 miesiące, a badania kontrolne po zaprzestaniu dozowania biopreparatu prowadzono jeszcze przez kolejny miesiąc.

Kontrola analityczna efektów biodegradacji ścieków obejmowała następujące oznaczenia: BZT₅, ChZTog, zawiesinę ogólną i tlen rozpuszczony. Oznaczenia wykonywano zgodnie z Polskimi Normami

4. Metodyka badań

4.1. Dobór biopreparatu

Wiele procesów zachodzących w kanalizacji jest procesami aerobowymi, a głównym czynnikiem wpływającym na ich szybkość jest stężenie tlenu rozpuszczonego. Tlen do ścieków płynących kanalizacją dostarczany jest z nowymi spływającymi porcjami ścieków oraz przenika w procesie dyfuzji z powietrza. Ten drugi proces, nazywany reaeracją, jest procesem kluczowym. Na stopień reaeracji mają wpływ przede wszystkim powierzchnia kontaktu ścieków z powietrzem, odpowiednie spadki dna kanałów, średnia głębokość hydrauliczna oraz prędkość przepływu, właściwości fizykochemiczne gazu (tlenu) i cieczy (ścieków). Stopień dyfuzji tlenu do cieczy zmniejsza również obecność w niej substancji zmieniających napięcie powierzchniowe np. związków powierzchniowo-czynnych.

Średni stopień reaeracji w doświadczalnych zlewniach obliczono korzystając z równań 1 i 2 przedstawionych w pracy Dymaczewskiego (2015) i zamieszczono w tabeli 5.

$$S.R. = K_{La} \cdot (S_{os} - S_o) \quad [gO_2/m^3h] \quad (1)$$

$$K_{La} = 0,86 \cdot (1 + 0,2 \cdot Fr^2) \cdot (i \cdot v_p)^{3/8} \cdot d_m^{-1} \cdot 1,024^{T-20} \quad [h^{-1}] \quad (2)$$

gdzie:

S.R. – stopień reaeracji [gO₂/m³h]

K_{La} – współczynnik przenoszenia tlenu [h⁻¹]

S_{os} – stężenie tlenu w stanie nasycenia w temperaturze 20°C [gO₂/m³]

S_o – stężenie tlenu rozpuszczonego w ściekach [gO₂/m³]

Fr – liczba Froude'a; $Fr = v_p / (g \cdot R_h)^{0,5}$ [–]

i – spadek kanału [–]

v_p – prędkość przepływu ścieków w kanale [m/s]

d_m – średnia głębokość strumienia cieczy dla czynnego przekroju poprzecznego kanału [m]

g – przyspieszenie ziemskie [m/s²]

T – temperatura [°C]

Tabela 5. Średni stopień reaeracji ścieków w poszczególnych zlewniach w czasie badań
 Table. 5. The average degree of sewage reaeration in all sewage systems during tests

Badana zlewnia	Stopień reaeracji S.R. [gO ₂ /m ³ d]			
	Okres stosowania biopreparatu		Okres po stosowaniu biopreparatu	
	X	δ	X	δ
Kolektor A	9,00	1,12	10,15	1,19
Kolektor B	8,61	1,03	9,92	0,28
Kolektor C	14,56	3,01	19,29	1,07

Stwierdzono, że w czasie stosowania biopreparatu stopień reaeracji ścieków był we wszystkich trzech badanych sieciach mniejszy niż po zaprzestaniu jego dozowania. Wynika to z większego zużycia tlenu w wyniku nagromadzenia aktywnej biomasy utleniającej związki organiczne w okresie dozowania biopreparatu i może świadczyć o intensyfikacji procesów oczyszczania ścieków.

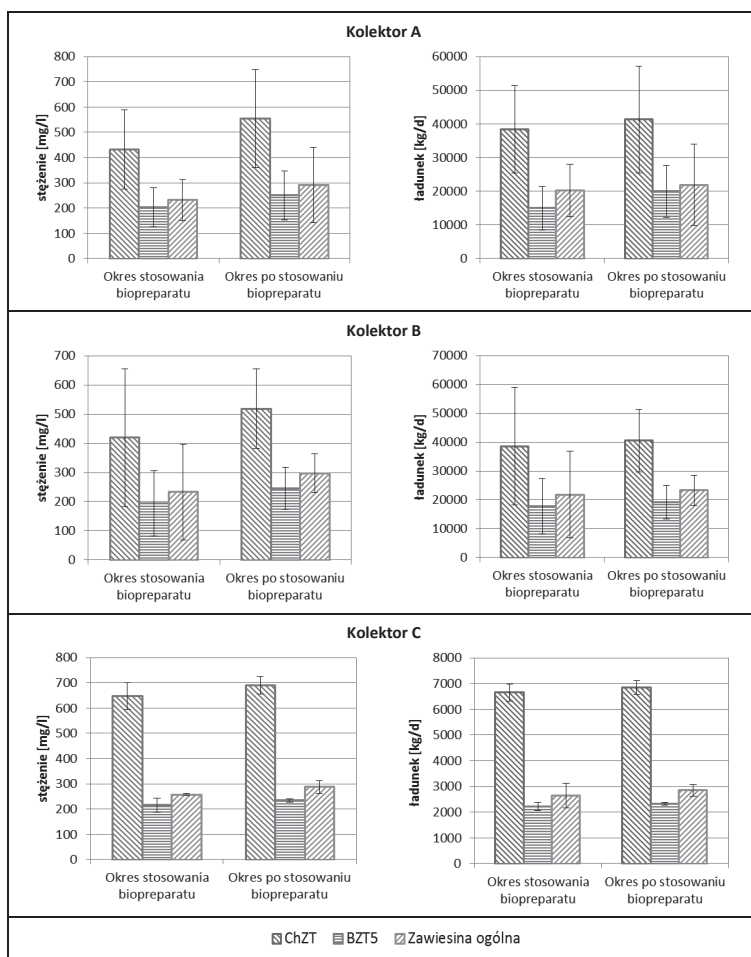
Jednocześnie warto zauważyć, że stopień reaeracji był największy w sieci C o sprzyjających temu procesowi parametrach: mała głębokość ścieków w kanale i ruch rwący. Dzięki możliwości dobrego natleniania, uzyskano w tej sieci dobre efekty biodegradacji związków organicznych pomimo krótkiego czasu spływu.

4.2. Zmiana charakterystyki ścieków wypływających z kolektora na skutek dozowania biopreparatu

Średnie stężenia i ładunki ChZT, BZT₅ oraz zawiesiny ogólnej w okresie stosowania biopreparatu w zlewniach kolektorów A, B i C oraz po zaprzestaniu jego dozowania przedstawiają rys. 4 i 5. Stwierdzono, że na skutek dozowania biopreparatu wartość ChZT w punktach kontrolnych na kolektorach A, B i C zmniejszyła się odpowiednio o 22,0%, 19,1% i 6,2% w stosunku do wartości bez jego dozowania. Podobnie zmniejszyły się wartości BZT₅ i stężenie zawiesin ogólnych, w zlewni kolektora A odpowiednio o 19,1% i 20,9%, kolektora B o 20,8% i 21,5%, a kolektora C o 7,6% i 10,5%. Tym samym ładunki ChZT w ściekach dopływających do oczyszczalni zmniejszyły się odpowiednio dla sieci A, B i C o 7,0%, 4,7% i 3,0%. Zmniejszenie ładunku BZT₅ wynosiło odpowiednio 25,0%, 6,9% i 4,3%. We wszystkich sieciach porównywalne było natomiast zmniejszenie ładunku dopływających zawiesin o 6,2–7,7%. Pomimo, że średnio BZT₅ było w sieci kanalizacyjnej nieco lepiej usuwane niż ChZT, stosunek ChZT/BZT₅ w ściekach wypływających z kolektorów zmieniał się nieznacznie, co nie powinno mieć wpływu na proces biologicznego oczyszczania ścieków. W przypadku kolektorów A i B oscylował na poziomie 2,1–2,2. Natomiast w kolektorze C był wysoki i wynosił ok. 3,0.

Ponadto zaobserwowano, że efekt dawkowania biopreparatów zmieniał się w czasie co zilustrowano na rys. 5 i 6. W początkowej fazie dawkowania biopreparatu (do 5-6 tygodnia) do zlewni kolektora C zaobserwowano stopniowy wzrost wartości analizowanych wskaźników zanieczyszczeń. Po tym czasie wartość ChZT ustabilizowała się na poziomie ok. 619 mg/l, wartości o 10,3% mniejszej niż bez dodawania biopreparatu, jednakże zaważono dalszą niewielką tendencję spadkową.

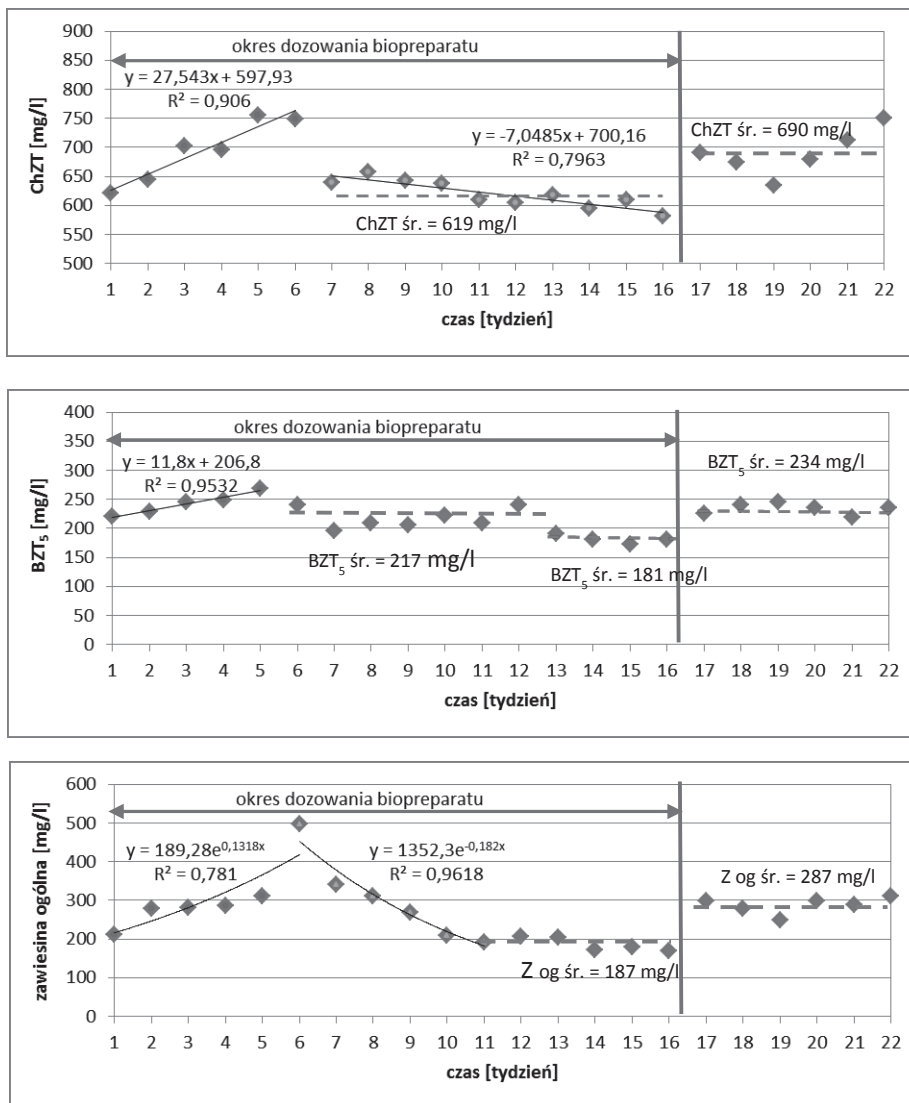
Wartość BZT_5 po fazie wzrostu malała stopniowo, przez kolejnych 7 tygodni była zbliżona do wartości bez dodawania biopreparatu, a następnie znowu zmalała, co prawdopodobnie było też związane ze zmniejszającym się stężeniem zawiesin ulegających hydrolizie w przewodach kanalizacyjnych. Po zaprzestaniu dozowania biopreparatu wartość BZT_5 wzrosła do wartości zbliżonej do wartości początkowej. Stężenie BZT_5 w ściekach wypływających z kolektora pod koniec dawkowania biopreparatu było mniejsze od wartości bez dawkowania o 22,6%, co jest wartością zbliżoną do średniej uzyskiwanej w innych badanych sieciach o dłuższym czasie trwania eksperymentu. Stężenie zawiesin w ściekach początkowo wzrosło gwałtownie, do wartości przeszło dwukrotnie większej, co świadczy o zaburzeniu struktury osadów dennych i ich wymywaniu do fazy ciekłej. Następnie do 11 tygodnia stężenie zawiesin w ściekach malało logarytmicznie. Po tym czasie ustabilizowało się na poziomie 187 mg/l, wartość ta była o 34,8% mniejsza niż stężenie zawiesin w ściekach po okresie dozowania biopreparatu.



Rys. 4. Stężenia i ładunki ChZT, BZT5 oraz zawiesiny ogólnej w okresie stosowania biopreparatu w sieci kanalizacyjnej i po zaprzestaniu jego dozowania

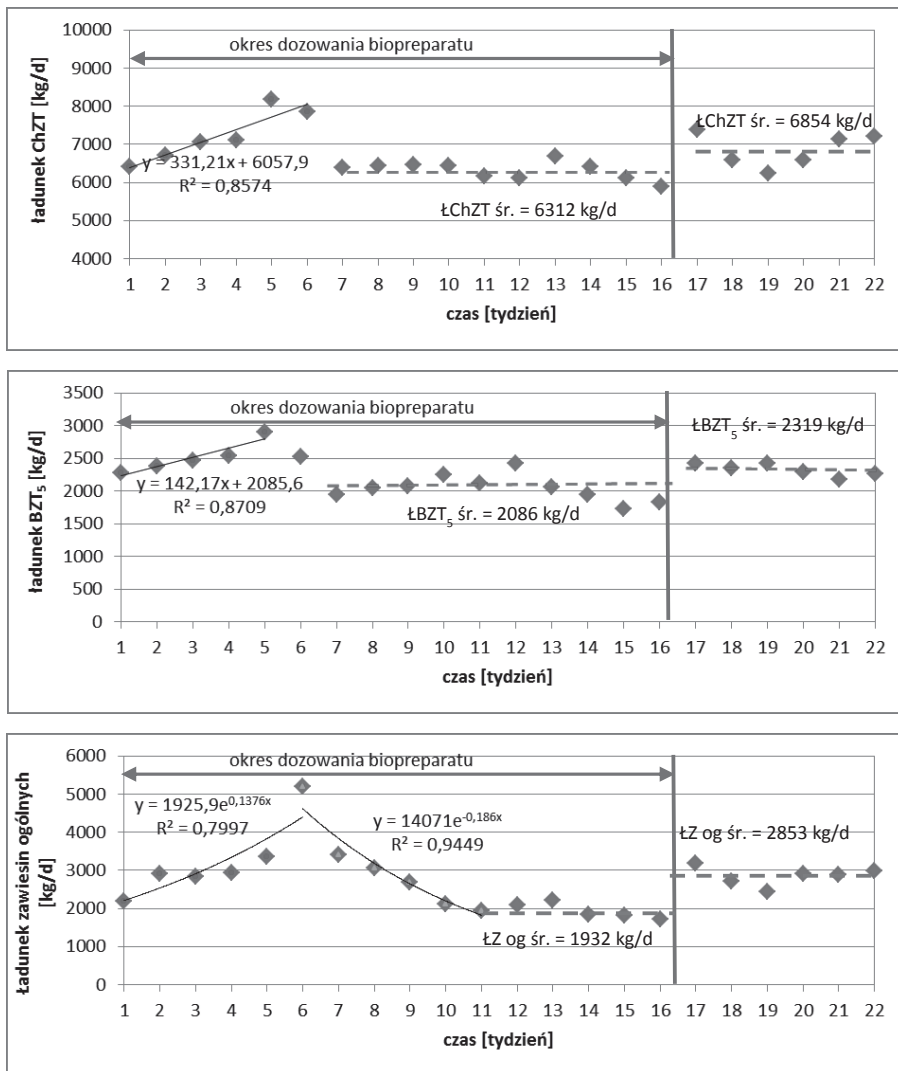
Fig. 4. Concentrations and loads of COD, BOD5 and total suspended solids during the period of dosing biocomplexes into the sewage system and after finishing it

Zmiany wartości ładunku analizowanych wskaźników w czasie pokrywały się ze zmianami ich stężeń. Po fazie początkowego wzrostu od 7 tygodnia ładunek ChZT i BZT₅ w ściekach wypływających z kolektora C wynosił 6312 kg/d i 2086 kg/d. Były to wartości mniejsze od określanych przy braku dozowania biopreparatu odpowiednio o 7,9% i 10,0%. Również ładunek zawiesin w ściekach, podobnie jak stężenie, stabilizował się od 11 tygodnia na poziomie wartości 1932 kg/d, mniejszej o 32,3% niż przy braku dozowania biopreparatu.



Rys. 5. Zmiany stężenia ChZT, BZT₅ oraz zawiesiny ogólnej w ściekach w punkcie pomiarowym w okresie badań wpływu dozowania biopreparatu do zlewni kolektora C

Fig. 5. Changes in the concentration of COD, BOD₅ and total suspended solids in sewage at the measurement point in the period of dosing biocomplexes in the sewage system C



Rys. 6. Zmiany ładunków ChZT, BZT₅ oraz zawiesiny ogólnej dopływających do punktu pomiarowego w okresie badań wpływu dozowania biopreparatu do zlewni kolektora C.

Fig. 6. Changes in the loads of COD, BOD₅ and total suspended solids at the measurement point in the period of dosing biocomplexes in the sewage system C

5. Podsumowanie

Głównym zadaniem kanalizacji jest transport ścieków z miejsca powstawania do oczyszczalni. Jak każdy system, w którym zachodzą procesy biochemiczne, kanalizacja posiada pewne cechy bioreaktora. Stąd wynika potencjalna możliwość biodegradacji materii organicznej podczas przepływu ścieków systemem kanalizacyjnym. Zwłaszcza w kanalizacji grawitacyjnej, w warunkach dostępności tlenu w procesie reaeracji spowodowanej turbulencją przepływającego strumienia ścieków i wentylacją przestrzeni nad lustrem fazy wodnej istnieją sprzyjające warunki do rozkładu związków organicznych mierzonego spadkiem wartości BZT₅ i ChZT. Rozkład ten można celowo intensyfikować poprzez dozowanie do sieci kanalizacyjnej kompleksów enzymatyczno-bakteryjnych zawierających immobilizowane enzymy hydrolityczne. Wpływ na przebieg i efekty tego działania mają takie czynniki jak wybór rodzaju i dawki biopreparatu, metoda jego przygotowania i uaktywniania, wybór czasu i miejsca dozowania. Działanie takie ma istotny wpływ na stan i efekty eksploatacji sieci kanalizacyjnej w dwóch aspektach. Pierwszym z nich jest oczyszczenie kanałów z osadów dennych zawierających zarówno substancje mineralne jak i organiczne oraz poprawa warunków transportu hydraulicznego ścieków. Drugi aspekt dotyczy zmian w składzie płynących ścieków. Jednocześnie z oczyszczaniem sieci występuje okresowe podwyższenie stężeń i ładunków zawiesin i związków organicznych dopływających do oczyszczalni, które po kilku tygodniach dozowania preparatów enzymatyczno-bakteryjnych zaczynają stopniowo maleć, by ostatecznie ustabilizować się na poziomie niższym niż przed okresem dozowania biopreparatu. Po zaprzestaniu dozowania preparatu skład ścieków powraca do poprzedniego poziomu.

Bibliografia

- 1) Aitken, M.D. (1993) Waste treatment applications of enzymes: opportunities and obstacles, *The Chemical Engineering Journal*, 52, B49-B58
- 2) Bryan, A.C. (1969) How enzymes improve sludge digestion, *Public Works*, 83
- 3) Chambers, J.V. (1977) Bioengineering and activated microflora to impure waste removal performance. *5th Annual Industrial Pollution Conference*, Atlanta, Georgia, USA, April 19-21
- 4) 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.
- 5) Green, M., Shelef, G., Messing, A. (1985). Using the sewerage system main conduits for biological treatment. *Wat. Res.*, 19(8), 1023-1028.
- 6) Hankeleian, H., Balmat, J.L. (1959) Chemical composition of the particulate fractions of domestic sewage. *Sew. And Wastes*, 31(4), 413-419
- 7) Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Nielsen, A.H. (2013). *Sewer Processes Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks*, CRC PRESS Taylor&Francis Group
- 8) 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.
- 9) Krajewski, P. (2001) *Intensyfikacja rozkładu materii organicznej ścieków miejskich w kanalizacji grawitacyjnej przez szczepy bakteryjne i enzymy. Rozprawa doktorska*, Politechnika Poznańska, Poznań.
- 10) Mc Kinney, R.E., Poliakoff, E.L. (1953) Biocatalystes and waste disposal, effect on activat-ed sludge. *Sewage and Industrial Wastes*, 25, 1268-1276
- 11) Operators Forum (1955), Operators forum 1954, *Sew. Ind. Wastes* 27(5), 612
- 12) Raunkjær K. Nielsen P., Hvitved-Jacobsen T. (1997). Acetate removal in sewer biofilms under aerobic conditions. *Wat. Res.*, 31, 2727-2736.
- 13) Raunkjær, K., Hvitved-Jacobsen, T., Nielsen, P.H. (1995). Transformation of organic matter in a gravity sewer. *Wat. Environ. Res.*, 67(2), 181-188.
- 14) Robinson, R.R. (1954) Enzymes give good results in sewage treatment plant , *Public Works*, 85, 116
- 15) Rudolfs, W. (1932) Enzymes and sludge digestion, *Sew. Works*, 4(5), 782-789
- 16) Slote, L. (1970) Development of Immobilized enzyme systems for enhancement of biological waste treatment processes, Report USEPA, Washington D.C.
- 17) Wayne Colney Co. (1993) – materiały reklamowe
- 18) Yung, J. (1987) A screening test to determine the effectiveness of biocatalitic additives. Iowa State Engineering Research Institute Report No 7

