

Generowanie lotnych kwasów tłuszczowych ze strumienia ścieków surowych oraz niektóre problemy ścieków dowożonych taborem asenizacyjnym

Józef Malej
Politechnika Koszalińska

Recenzent: Elżbieta Biernacka
SGGW, Warszawa

Recenzent: Zbigniew Heidrich
Politechnika Warszawska

1. Podstawy technologiczne generowania lotnych kwasów tłuszczowych

Kluczową rolę w określaniu sprawności procesów denitryfikacji oraz skuteczności usuwania fosforu metodami mikrobiologicznymi ogrywiają łatwo przyswajalne związki a zwłaszcza lotne kwasy tłuszczowe i ich sole [1].

W wysokosprawnych oczyszczalniach ścieków projektowane są różne schematy rozwiązań technicznych fermentacji kwaśnej z wykorzystaniem osadów wstępnych przedstawione na rys. 1 [2]:

- osadnik wstępny z recyrkulacją osadów,
- osadnik wstępny z płukaniem osadów,
- fermenter z pełnym wymieszaniem,
- jednostopniowy fermenter – zagęszczacz,
- dwustopniowy fermenter – zagęszczacz o pełnym wymieszaniu.

Prowadzone są badania mające na celu generowanie lotnych kwasów tłuszczowych z zastosowaniem termofilowej fermentacji osadu – przy minimalnym stężeniu tlenu rozpuszczonego. Proces okazał się bardzo wydajny ($3500\div 4000$ mg LKT/dm³), przy potencjale redox -200 mV i czasie zatrzymania hydraulicznego do 24 godzin.

Według literatury źródłowej [3] lotne kwasy tłuszczowe (organiczne) stanowią $3,5\div 6,4\%$ suchej masy osadów wstępnych. Na uwagę zasługuje fakt, że LKT nie stwierdza się w świeżym osadzie czynnym, gdyż kwasy organiczne

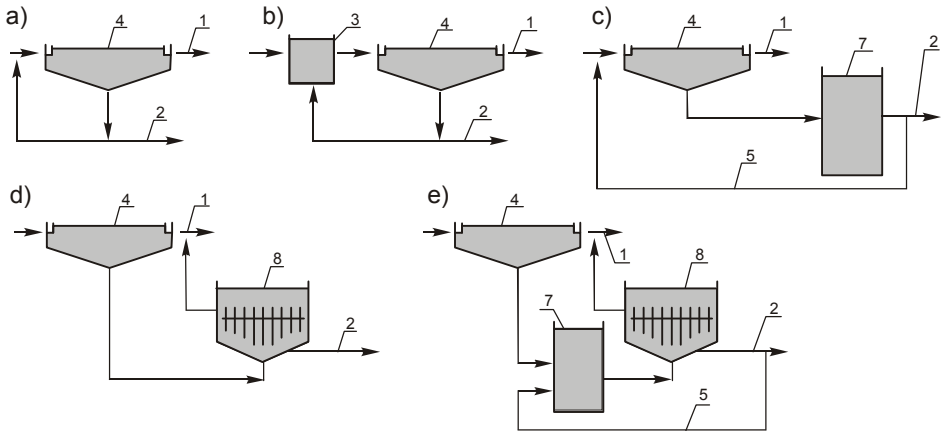
jako substrat łatwo przyswajalny ulegają szybko wykorzystaniu w przemianach biochemicznych. O uaktywnieniu się określonej grupy enzymów – regulujących przemiany biochemiczne – decyduje potencjał oksydo redukcyjny na powierzchni błony komórkowej. Potencjał ten może się znacznie różnić od potencjału mierzonego w środowisku oczyszczanych ścieków. Podczas biologicznego oczyszczania ścieków potencjał redox zwykle nie osiąga stanu równowagi ponieważ w reaktorach – np. w komorach osadu czynnego – zachodzą reakcje oksydacyjne i redukcyjne. Przykładowo w kłaczce osadu czynnego może zachodzić proces nityfikacji i denityfikacji. Podczas oddychania beztlenowego elektrony [e^-] i protony [H^+] są przenoszone na związki mineralne lub organiczne. W przypadku gdy akceptorami elektronów i protonów są związki organiczne, to proces ten określa się jako fermentacja, którą charakteryzuje określony zakres potencjału redox od ± 0 do -350 mV. Niższe wartości potencjału charakteryzują proces metanogenezy. Rozwój mikroorganizmów wytwarzających metan następuje przy bardzo niskim potencjale w granicach od -350 do -500 mV [1]. W literaturze podkreśla się, że sztuka eksploatacji fermenterów (służących do generowania LKT) polega na zatrzymaniu procesu fermentacji przed rozpoczęciem się metanogenezy, to znaczy utrzymanie zakresu utrzymania zakresu potencjału redox powyżej -350 mV [2]. Praktycznie dokonuje się tego przez okresowe napowietrzanie. Intensywność napowietrzania powinna być zsynchronizowana z miernikiem potencjału redox – w układzie S/R, aby nie dopuścić do rozpoczęcia procesu utleniania związków organicznych w tym również LKT, charakteryzującego wysoką wartość dodatnią potencjału redox od $+100$ do $+300$ mV.

Podstawowym kryterium decydującym o potrzebie zastosowaniu generacji lotnych kwasów tłuszczowych jest sprawdzenie analityczne czy w dopływających ściekach do komory defosfatacji zachowany jest stosunek: $6 \div 10$ mg LKT/1 mg P_{og} [4]. W niektórych przypadkach nie zachodzi potrzeba generowania LKT w fermenterach lub innych rozwiązaniach, przykładowo:

- w ciepłym klimacie temperatura ścieków sprzyja procesom kwasogenezy,
- przy płaskim terenie i rozległej zlewni czas przebywania ścieków w sieci kanalizacyjnej jest wystarczający dla rozpoczęcia się procesów kwaśnej fermentacji substancji organicznych.

Kwaśna fermentacja w surowych ściekach bytowo-gospodarczych realizuje się poprzez rozkład białek i węglowodanów z udziałem bakterii przewodu pokarmowego. Kwasogeneza w tych ściekach zachodzi bardzo szybko, mimo, że wzrost bakterii biorących udział w tym procesie jest wolniejszy od wzrostu bakterii heterotroficznych uczestniczących w procesie denityfikacji. Na podstawie badań stwierdzono, że ścieki dopływające kolektorem ciśnieniowym do oczyszczalni w ciągu $15 \div 35$ minut ulegały proce-

som kwasogenezy, na co wskazywał zmieniony odczyn ścieków [3]. Tak stosunkowo duża szybkość kwasogenezy w surowych ściekach bytowo-gospodarczych – między innymi – jest wynikiem dużego stężenia w nich biomasy bakterii jelitowych. Przy średniej ilości zawiesiny ogólnej w ściekach bytowo-gospodarczych 450 g/m^3 , biomasa bakterii heterotroficznych wynosi 90 g/m^3 , co stanowi 20% całej ilości zawiesiny. W biomase tej są głównie bakterie jelitowe inspirujące kwaśną fermentację.



Rys. 1. Schematy rozwiązań technicznych fermentacji kwaśnej osadów wstępnych: a) osadnik wstępny z recyrkulacją osadu, b) osadnik wstępny z płukaniem osadu, c) fermenter z pełnym wymieszaniem, d) jednostopniowy fermenter-zagęszczacz, e) dwustopniowy fermenter-zagęszczacz (Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków, 1997); 1 – odpływ sklarowany, 2 – do przeróbki osadu, 3 – płukanie osadu, 4 – osadnik wstępny, 5 – recyrkulacja osadu, 6 – fermenter-zagęszczacz, 7 – fermenter, 8 – zagęszczacz [2]

Fig. 1. Diagrams of technical solutions of acid fermentation of primary sludge: a) primary settling tank with recirculation of sludge, b) primary settling tank with sludge washing, c) fermenter with full intermix, d) single-stage fermenter-thickener, e) two-stage fermenter-thickener (Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków, 1997); 1 – clarified outflow, 2 – to sludge processing, 3 – sludge washing, 4 – primary sludge, 5 – sludge recirculation, 6 – fermenter-thickener, 7 – fermenter, 8 – thickener [2]

Proces zakwaszania się środowiska ścieków uzależniony jest w znacznym stopniu od temperatury. Wskazują na to wykonane pomiary pH ścieków dopływających kolektorem do oczyszczalni [3]. Można przyjąć, że intensywność procesu kwasogenezy w kolektorach jest funkcją czasu i temperatury – w porównywalnych warunkach środowiskowych, przy dostępności białek, węglowodanów i odpowiedniego stężenia biomasy bakterii jelitowych. Szybkość

Środokowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska ————— 105

procesu kwaśnej fermentacji substancji organicznych (r_{LKT}) można wyrazić wzorem [5]:

$$r_{LKT} = \frac{1 - Y_{\max}}{Y_{\max}} q_{fe} \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \frac{S_F}{K_{fe} + S_F} \cdot \frac{S_{Alk}}{K_{Alk} + S_{Alk}} X_H, \text{ g ChZT/d} \quad (1)$$

gdzie:

- q_{fe} – maksymalna szybkość fermentacji substancji organicznych; dla temperatury 20°C przyjmuje się wartość 3,00 g ChZT/(g ChZT·d), dla 10°C zaś 1,50 g ChZT/(g ChZT·d);
- Y_{\max} – współczynnik przyrostu biomasy bakterii wywołujących fermentację; wartość jego wynosi 0,1÷0,12 g ChZT/(g ChZT·d);
- S_F – ChZT rozpuszczonych związków organicznych łatwo podatnych na biologiczny rozkład w g ChZT/m³;
- K_{fe} – stała saturacji dla związków organicznych (20,0 g ChZT/m³);
- K_{O_2} – stała saturacji dla tlenu równa 0,20 g O₂/m³;
- K_{NO_3} – stała saturacji dla azotanów równa 0,50 g K_{NO₃}/m³;
- K_{Alk} – stała saturacji dla zasadowości ścieków równa 5,0 g CaCO₃/m³.

Badania kontrolne w warunkach eksploatacyjnych wykazały, że z 1 m³ ścieków bytowo-gospodarczych można wyprodukować 25÷50 g LKT [4]. Dokonywane analizy (średniodobowe) ścieków na miejskiej oczyszczalni „Jamno” w Koszalinie – w różnych miesiącach w latach 1997, 1998 i 1999 – wykazały zmienne stężenia LKT 38,5÷55,3 mg LKT/dm³.

W literaturze podawane są wyniki badań, na podstawie których stwierdzono, że poddając procesowi fermentacji cały przepływ ścieków surowych w specjalnym fermenterze (PAF) uzyskano lotne kwasy tłuszczowe, wśród których dominował kwas octowy z udziałem 90% w całym wytworzonym zespole kwasów: HAc/HPr – 90/8%. Szybkość wytwarzania się kwasów (LKT) w warunkach laboratoryjnych przy temperaturze 20°C – w przeliczeniu na ChZT – wynosiła: 0,038 g HAc/g ChZT, przy stosowanym WO/czas zatrzymania 8/12 h. Z 1 litra ścieków otrzymano 42 mg HAc/dm³ [130a]. HAc – kwas octowy, HPr – kwas propionowy [2].

W nowych generacjach wysokosprawnych oczyszczalni ścieków z zastosowaniem komór osadu czynnego, w schematach technologicznych mogą występować układy:

- oczyszczalnie wyposażone w osadnik wstępny i wtórny,
- oczyszczalnie wyposażone w osadnik pośredni i wtórny,
- oczyszczalnie wyposażone wyłącznie w osadnik wtórny,
- oczyszczalnie bez osadników wstępnych i wtórnych.

Prezentowany jest pogląd, że osadniki wstępne można pominąć gdy [6,7]:

- zawiesiny mają postać koloidalną,
- stężenie zawiesin jest mniejsze od 125 g/m^3 ,
- stosując systemy SBR,
- stosując oczyszczalnie dla małych jednostek osadniczych np. rowy cyrkulacyjne, biobloki i inne.

Przedstawiane są też zastrzeżenia, że występująca tendencja do rezygnowania z osadników wstępnych nawet w większych oczyszczalniach w Polsce – Zielona Góra, Nowy Targ – uniemożliwia w tych oczyszczalniach wdrożenie procesu generacji LKT, uznawanego w wielu krajach jako bardzo wartościowy element oczyszczalni wysokosprawnych, wzbogacający ścieki o łatwo przyswajalne związki węgla organicznego niezbędne dla optymalnego i niezawodnego przebiegu defosfatacji biologicznej i denitryfikacji [8].

Aktualnie na wielu miejskich a prawie zawsze na gminnych (grupowych) oczyszczalniach projektowane są punkty (stanowiska) zlewnie na ścieki dowożone taborem asenizacyjnym. Czasem obiekty te są lokalizowane przy rejonowych przepompowniach w obrębie zlewni sieci kanalizacyjnej.

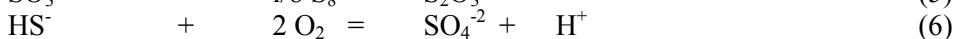
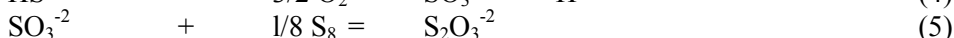
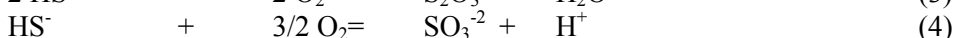
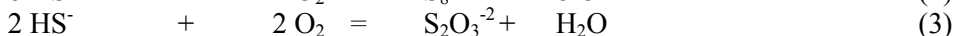
Wielokrotnie badanie i obserwacje na czynnych oczyszczalniach ścieków, a zwłaszcza rowów cyrkulacyjnych, wykazały różne zakłócenia podczas zagniwania ścieków, (kilkudniowa przerwa w dostawie energii elektrycznej) lub podczas dopływu ścieków zagnitych do oczyszczalni [9,10,11,12,27].

Procesowi rozkładu substancji organicznych w warunkach beztlenowych towarzyszy między innymi wydzielanie się gazów, różnych produktów przemian biochemicznych (np.: lotnych kwasów tłuszczowych), często wydzielają się toksyczny siarkowodor. Odtlenienie, zakwaszenie i obecność H_2S w rowie cyrkulacyjnym powodowało wyniszczenie mikroorganizmów osadu czynnego. Notowano ostry deficyt tlenu rozpuszczonego do poziomu $0,0\div 0,25 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ – nawet po uruchomieniu szczotek napowietrzających, w ciągu 24 godzin. Zakłócenia w pracy osadnika wtórnego prowadziły do wzrostu stężenia w odpływie np.: $\text{BZT}_5 - 45\div 60 \text{ g O}_2/\text{m}^3$, zawiesiny ogólnej – $55\div 90 \text{ g/m}^3$.

W osadniku obserwowano wyflotowany osad, który gromadził się w rejonie przelewu. Na powierzchni cieczy, nadosadowej – szczególnie latem – notowano ulot gazów. W okresie zimowym, nawet po uzyskaniu poprawy stopnia natlenienia w rowie do poziomu $1,0\div 2,8 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ występował rozwój bakterii nitkowatej *Sphaerotilus*.

Spuchnięty osad źle sedymentował, a pod mikroskopem stwierdzono obecność cząstek osadu koloru czarnego (od siarczków) i nieprawidłową strukturę osadu czynnego – liczne skupiska bakterii nitkowatych.

Procesowi utlenienia siarkowodoru zawartego w ściekach towarzyszy szereg zróżnicowanych reakcji [13]:



Reakcje charakteryzuje wysokie zapotrzebowanie tlenu. Formy pośrednie, jony tiosiarczanowe i siarczynowe są reduktorami. Reasumując stwierdza się niekorzystne warunki dla przemian biochemicznych na drodze utleniania związków węgla i azotu. Nitryfikacja ustaje przy stężeniu tlenu poniżej 0,5 mg O₂/m³. Efektywność tego procesu może dochodzić do 80%, przy optymalnej temperaturze, braku toksycznych substancji i stężeniu tlenu rozpuszczonego powyżej 2,0 g O₂/m³ [14,15,16,17].

Fizyczno-chemiczny skład ścieków jest zróżnicowany zależnie od pochodzenia (bytowo-gospodarcze, przemysłowe), od stopnia rozkładu, od koncentracji zanieczyszczeń a zwłaszcza zawiesin. Różnice znaczące występują zależnie od źródła pozyskania: ścieki z osadników gnilnych, zbiorników bezodpływowych. Ścieki z miejscowości turystyczno-wczasowych pozyskanych z ośrodków o wysokim standardzie wyposażenia sanitarnego, są odmienne od ścieków dowożonych z osadników gnilnych w warunkach wiejskich lub z obrzeży miast – ze strefy nieskanalizowanej. Orientacyjny skład ścieków z szamb przedstawiono w tabeli 1.

Należy stwierdzić, że bez badań sprawdzających, przyjmowanie wartości orientacyjnych z literatury nie jest dopuszczalne, bowiem może doprowadzić do przewymiarowania lub zbytniego przeciążenia szeregu urządzeń na oczyszczalni ścieków.

Tabela 1. Orientacyjny skład ścieków z szamb (fekaliów) [4]

Table 1. Rough composition of sewage from cesspools (faeces) [4]

Wskaźnik	Wartość
Sucha pozostałość	do 40000 mg/L
Zawiesina ogólna	2500÷15000 mg/L
BZT ₅	1000÷7000 mg O ₂ /L
ChZT	2500÷15000 mg O ₂ /L
Azot amonowy	80÷700 mg N/L
Azot ogólny	140÷15000 mg N/L
Fosfor ogólny	40÷150 mg P/L

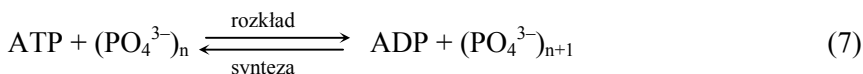
W warunkach anoksydacyjnych następuje proces denitryfikacji a w głębszych warunkach beztlenowych – w zakresie wartości potencjału redox od –100 do –400 mV następuje redukcja SO_4^{2-} do H_2S . Jest to ważny proces z punktu widzenia powstawania specyficznych uciążliwych zapachów (odorów) [1,2].

Ścieki dowożone taborem asenizacyjnym najczęściej odtlenione, silnie redukujące (często zawierające H_2S) nie mogą być wprowadzane w nadmiernej ilości do komór osadu czynnego bez uprzedniego odświeżenia (napowietrzenia).

Krótkie czasy zatrzymania w strefie beztlenowej i anoksydycznej nie zapewniają utleniania substancji toksycznych i redukujących. W literaturze podkreśla się, że siarczki (S^{2-}) są toksycznymi substancjami obniżającymi lub wręcz hamującymi proces tworzenia się octanów, a zwłaszcza proces nityfikacji.

W procesie oczyszczania ścieków z zastosowaniem defosfatacji ważną rolę spełniają bakterie z rodzaju *Acinetobacter*, które mogą kumulować fosfor nawet powyżej 25% swej masy Są to bezwzględne tlenowce, które wprowadzane przemiennie do warunków tlenowo-beztlenowych, stanowią główny warunek usunięcia fosforu, ale i nie jedyny [2,3,5].

Zintegrowane pobieranie i uwalnianie fosforu przebiega w dwóch strefach: beztlenowej (anaerobowej) i tlenowej (aerobowej). W strefie beztlenowej bakterie fosforowe pobierają odpowiednie produkty fermentacji beztlenowej głównie lotne kwasy tłuszczowe i ich sole, wykorzystując energię łańcucha polifosforanowego, w wyniku której uwalniane są ortofosforany według reakcji:



Pobrane LKT są przekształcane w złożone związki organiczne polihydroksymaślany (PHM) i magazynowane w komórce. Nagromadzone w komórce bakteryjnej PHM mogą być wykorzystywane – w strefie tlenowej – jako źródło substancji węglowych niezbędnych dla prawidłowego metabolizmu i rozmnażania. Przy pomocy uwalnianej energii w tym procesie zostają ponownie zaasymilowane ortofosforany, zmagazynowane w komórkach bakterii fosforowych.

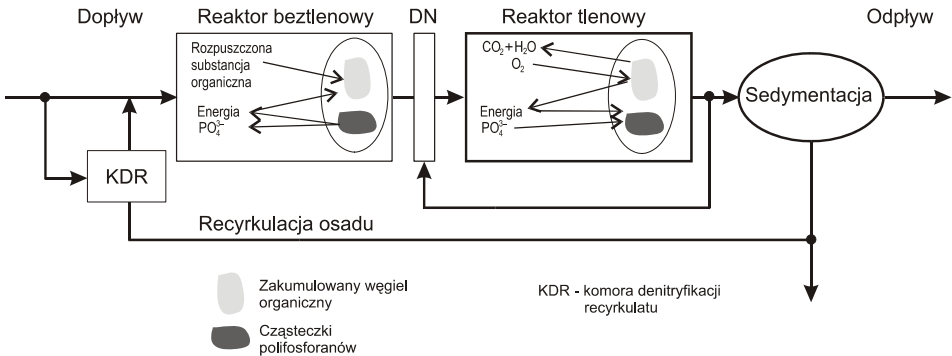
W opisanym procesie ważna jest równowaga pomiędzy ilością wydzielanego fosforu (PO_4^{3-}) w strefie beztlenowej, a ilością zmagazynowanego PHM w komórce bakteryjnej. W przypadku gdy wydzielili się więcej fosforanów niż zostanie pobranych lotnych kwasów tłuszczowych, to w strefie tlenowej bakterie nie będą miały wystarczającego zapasu zmagazynowanych związków organicznych (PHM) i wobec braku energii nie będą pobierać fosforu do komórki, co spowoduje wzrost fosforu w odpływie z oczyszczalni. Zjawisko takie określa się jako wtórne wydzielanie fosforu [4].

Proces zwiększonej akumulacji fosforu przedstawia rys. 2.

Istotnym uwarunkowaniem efektywnego uwalniania fosforanów – zwrotne rozpuszczanie fosforanów – i magazynowania łatwoprzyswajalnych

sustancji organicznych przez komórki bakteryjne, w warunkach anaerobowych jest brak azotanów. Azotany obecne w strefie anaerobowej osłabiają intensywność obu bardzo ważnych procesów, a także zmniejszają intensywność wchłaniania fosforanów w strefie aerobowej [19,11,20].

Podstawowym uwarunkowaniem intensyfikacji uwalniania fosforanów, w warunkach anaerobowych jest ciągle dostarczanie łatwo przyswajalnych substancji organicznych, np. lotnych kwasów tłuszczowych i ich soli [14,21,20,22].



Rys. 2. Mechanizm zwiększonej akumulacji fosforu [23]
Fig. 2. Mechanism of increased phosphorus accumulation [23]

Ścieki dowożone taborem asenizacyjnym, w określonych warunkach, mogą negatywnie wpływać na pracę oczyszczalni ścieków. Ten sam rodzaj ścieków (bytowo-gospodarczych) przy zachowaniu szeregu rygorów technologicznych, może okazać się pozytywnym czynnikiem np.: przy produkcji lotnych kwasów tłuszczowych w fermenterach [30].

Stwierdzono, że ścieki w zbiornikach bezodpływowych, podczas dłuższego czasu przebywania podlegają procesowi fermentacji kwaśnej, w czasie której powstają lotne kwasy (LKT), ale po pewnym czasie (np. po 6÷7 dniach) następuje ubytek tych kwasów [3]. Ścieki dowożone (bytowo-gospodarcze) stanowią koncentrację różnych mikroorganizmów z dużym udziałem bakterii jelitowych. Ścieki te są osobliwym zaszczepem, który jest skłonny wywoływać fermentację kwaśną w nowym środowisku, np. w fermenterze ścieków surowych lub surowych ścieków + osadów. Kinetyka takiej fermentacji zależy od temperatury, wieku osadu, czasu zatrzymania w fermenterze, rodzaju stałych cząstek osadu, pH środowiska i innych czynników środowiskowych.

W biologicznej części oczyszczalni zachodzą różne reakcje metaboliczne. Utlenianie związków organicznych stanowi donorowo-akceptorowy układ

współzależnych reakcji, w których główną rolę odgrywają elektrony. Procesy utleniania i redukcji może charakteryzować uogólniona postać równania [3]:



Każdej reakcji redox odpowiada określona wartość potencjału, którą można wyrazić wzorem Nersta:

$$E_h = E_o + \frac{RT}{nF} \ln \frac{[\text{Ox}][\text{H}^+]^m}{[\text{Red}]}, \text{ V} \quad (9)$$

gdzie:

- E_o – potencjał standardowy, V;
- R – stała gazowa równa 8,31 J/(K·mol);
- T – temperatura, K;
- F – stała Faradaya równa 96 500 C/mol;
- $[\text{Ox}]$ – aktywność utleniaczy, mol/dm³;
- $[\text{Red}]$ – aktywność reduktorów, mol/dm³;
- $[\text{H}^+]$ – aktywność jonów wodorowych, mol/dm³;
- n, m – liczba elektronów i protonów biorących udział w reakcji.

Potencjał E_o mierzy się w odniesieniu do elektrody wodorowej. Elektroda wodorowa wykonana jest z platyny i zanurzona w roztworze wodnym, przez który przepuszcza się pęcherzyki wodoru. Umownie przyjęto, że potencjał równy 0 V ma elektroda wodorowa, jeżeli temperatura roztworu równa jest 25°C, ciśnienie wodoru opłukującego elektrodę platynową wynosi 1013,25 hPa, a stężenie jonów wodorowych w roztworze, w którym zanurzona jest elektroda, równe jest 1 mol/dm³. W praktyce potencjał redox wyznacza się w stosunku do innych elektrod o znanym potencjale standardowym.

Z równania (8) i (9) wynika, że potencjał redox zależy od odczynu środowiska oraz temperatury.

Przemiany azotu, fosforu, siarki i proces fermentacji – w procesie oczyszczania ścieków – zachodzą w określonych warunkach, co odzwierciedla potencjał redox [1]. Dlatego też potencjał ten może być wykorzystany do monitorowania, kontroli i optymalizacji przebiegu procesów oczyszczania ścieków. Szczególne znaczenie ma kontrola potencjału redox podczas produkcji lotnych kwasów tłuszczowych w fermenterach [1,2,23]. Proces fermentacji charakteryzują ujemne wartości potencjału [2]:

- hydroliza rozkładu związków organicznych stałych na ciecz, bez zaszczepiania, od około 0,0 do -100 mV; proces zależy od wieku osadu,

- proces fermentacji kwaśnej – acidogeneza – bez zaszczepienia, proces spontaniczny, produkcja wyższych kwasów tłuszczowych; redukcja siarczanów do siarczków; proces zależy od czasu przetrzymania; od -100 do -250 mV,
- produkcja kwasu octowego – acetogeneza – rozkład wyższych kwasów tłuszczowych do lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) z dominacją kwasu octowego oraz $\text{CO}_2 + \text{H}_2$, powstają też siarczki z rozkładu niektórych wyższych kwasów tłuszczowych; od -250 do $-300\div-350$ mV,
- **produkcja metanu – metanogeneza – proces powolny, uzależniony od długiego wieku osadu, od toksyczności środowiska (H_2S , NH_3 , niektóre wyższe kwasy tłuszczowe) a zwłaszcza od obecności tlenu w środowisku; proces zależy od WO i czasu zatrzymania; od -350 do -500 mV.**

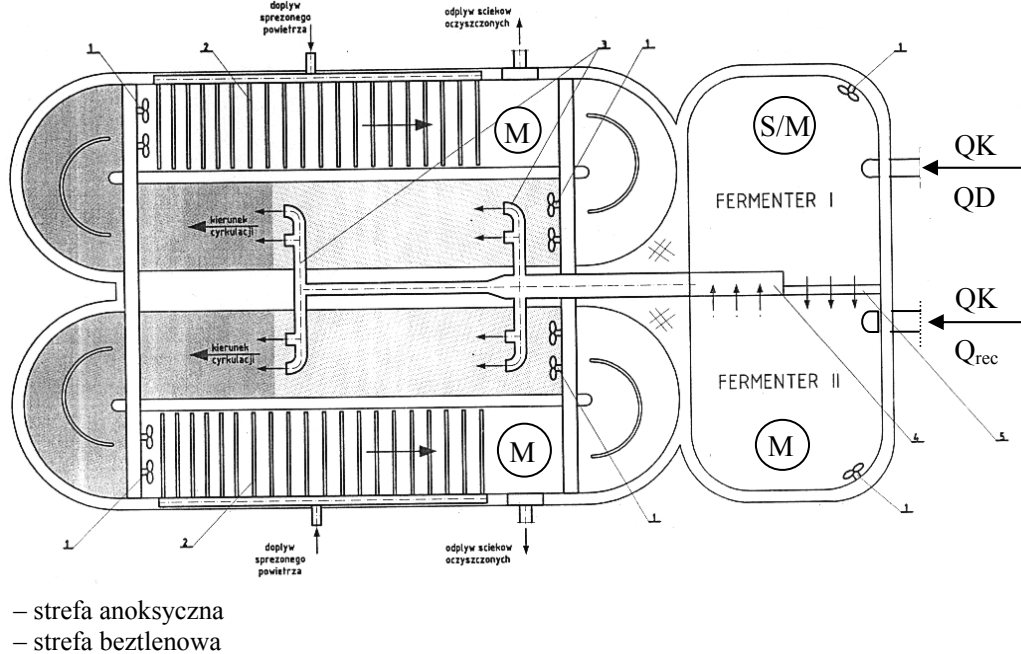
Uogólniając można podkreślić, że kinetyka fermentacji zależy od wielu czynników, a zwłaszcza od wieku osadu, czasu zatrzymania osadów w fermenterze, rodzaju cząstek stałych osadu wstępnego lub zawiesiny w ściekach surowych + zagniłych, temperatury i innych czynników środowiskowych.

Podstawą prawidłowego zaprojektowania i eksploatacji fermentera jest sposób zatrzymania procesu metanogenezy. **Przy minimalnym wieku osadu – około 4,5 dni – w fermenterze może obniżyć się potencjał redox do wartości od -350 do $-450\div-500$ mV i wówczas może rozpocząć się produkcja metanu.** Mikroorganizmy biorące udział w metanogenezie są wrażliwe na obecność tlenu w środowisku, ponieważ są obligatoryjnymi beztlenowcami. W praktyce stosuje się okresowe napowietrzanie fermentera i wówczas po doprowadzeniu potencjału redox do poziomu od wartości -250 do -300 mV, ustaje całkowicie proces metanogenezy.

Na przykładzie sekwencyjnych komór cyrkulacyjnych z trójfazowym osadem czynnym, przedstawionym na rys. 3 zaprezentowano układ monitorowania dwustopniowych fermenterów przy użyciu miernika potencjału redox. Miernik ten jest sprzężony z układem ze strumienicą do napowietrzania umieszczonej w sąsiedztwie mieszadeł – fermenter I. Mieszanina ścieków i osadów dowożonych taborem asenizacyjnym stanowi dobry zaszczep, który w fermenterze I pozwala zainicjować właściwy proces acidogenezy i octanogenezy. Do pierwszego fermentera doprowadzane są ścieki surowe w ilości około 50%. Wnoszą one znaczący ładunek substancji organicznych łatwoprzyswajalnych oraz określony ładunek bakterii jelitowych. W takich warunkach swoisty zaszczep od ścieków dowożonych pozwala skrócić skuteczny czas zatrzymania mieszaniny ścieków i osadów doprowadzanych z kolektora + dowożonych w fermenterze I [25].

Mieszanina ta następnie przepływa przez przelew do drugiego fermentera (II), do którego może być doprowadzony osad recerkulowany.

Skuteczny wiek osadu i czas zatrzymania medium w fermenterach ustala się w badaniach testujących.



Rys. 3. Sekwencyjne komory cyrkulacyjne z trójfazowym osadem czynnym [25]; 1 – mieszađła śmigłowe, 2 – ruszt napowietrzający, 3 – ruraż doprowadzający ścieki do komór cyrkulacyjnych, 4 – koryto zbiorcze, 5 – przelew płaski, Q_{rec} – osad recykulowany, QK – ściek z kolektora, QD – ścieki dowożone, S/M – układ sprzężony, M – miernik potencjału redox, S – strumienica

Fig 3. Sequential circulation chambers with triphase activated sludge [25]; 1 – propeller agitators, 2 – aeration grate, 3 – pipes supplying sewage to circulation chambers, 4 – collective flume, 5 – flat overflow, Q_{rec} – recirculated sludge, QK – sewage from collector, QD – brought sewage, S/M – coupled system, M – redox potential meter, S – jet pump

Dostępność łatwo przyswajalnych związków organicznych – prezentowanych przez LKT – stanowi podstawowe uwarunkowanie prawidłowego i skutecznego przebiegu procesów defosfatacji i denitryfikacji. Szczególnego znaczenia nabiera dostępność LKT w okresie niskich temperatur np. $+5\div+10^{\circ}\text{C}$, w czasie których może odbywać się skuteczna biologiczna defosfatacja ale przy dostatecznej dostępności wymienionych kwasów. W literaturze panuje pogląd, że sam proces defosfatacji nie jest zbyt wrażliwy na niskie temperatury, czego dowodem są sprawnie działające oczyszczalnie w strefach niskich temperatur (Kanada, Norwegia, Szwecja) [2,18,20,24].

2. Cel i zakres badań

Celem badań było:

- określenie skuteczności generowania LKT w ściekach surowych:
 - bez zawiesin – po dwugodzinnej sedymentacji w leju Imhoffa
 - z zawiesinami,
 - w różnych warunkach temperaturowych,
 - przy różnym czasie inkubacji.

Badania przeprowadzono w trzech etapach:

I etap 15.11÷03.12.1999r. – jesień,

II etap 10.01÷27.01.2000r. – zima,

III etap 04.04÷13.04.2000r. – wiosna,

Inkubację ścieków pobieranych przed kratą przeprowadzono w różnych zakresach temperatur i przy różnym czasie:

- I etap, czas inkubacji – 5 dni, średnie temperatury $8\div20\div30^{\circ}\text{C}$,
- II etap, czas inkubacji – 14 dni, średnie temperatury $8\div20\div30^{\circ}\text{C}$,
- III etap, czas inkubacji – 8 dni, średnia temperatura 20°C ,

Dla celów porównawczych oznaczono zawartość LKT w ściekach świeżych pobieranych przed kratą oraz dowożonych do punktu zlewnego na oczyszczalni – przedstawiono wyniki na rysunkach 4 i 5.

W poszczególnych etapach codziennie dokonywano pomiaru temperatury, potencjału redox, zawartości LKT. Zawartość LKT oznaczano zgodnie z normą PN-75/e-04616, dotyczącą oznaczeń lotnych kwasów tłuszczowych w wodach nadosadowych – metodą destylacji z parą wodną.

W charakterystyce ścieków surowych i oczyszczonych uwzględniono opublikowane wyniki badań przez Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w Koszalinie [29], a także wyniki analizy pracy miejskiej oczyszczalni w Koszalinie dokonaną przez Katedrę Technologii Wody, Ścieków i Odpadów Politechniki Koszalińskiej [26].

3. Omówienie wyników badań

Do miejskiej oczyszczalni w Koszalinie doprowadzane są ścieki kolektorem grawitacyjnym w ilości $Q_{\text{śrd}} = 33.500 \text{ m}^3/\text{d}$ (w pogodę bezdeszczową). Na terenie oczyszczalni istnieje stanowisko do przyjmowania ścieków dowożonych taborem asenizacyjnym w ilości $Q = 1000 \text{ m}^3/\text{d}$. Ścieki dowożone, wody nadosadowe z otwartej komory fermentacji osadów (OBF), wody nadosadowe z zagęszczaczy grawitacyjnych i odcieki z wirówek do odwadniania osadów doprowadzane są przed osadnikiem wstępnym.

Ośmiokrotne pomiary surowych ścieków – pobranych przed kratą – wykazały niską zmienną wartość potencjału oksydoredukcyjnego od -93 do -105 mV , ze średnią $-100,5 \text{ mV}$. Zawartość LKT była niska w zakresie od $17,40$ do $28,80 \text{ mg LKT}/\text{dm}^3$, średnio $21,90 \text{ mg LKT}/\text{dm}^3$. Ilustruje to rysunek 4.

Trzykrotne pomiary ścieków dowożonych wykazały wyrównane wysokie wartości potencjału redox w zakresie od -223 do -297 mV , średnio -257 mV .

Zawartość LKT w tych ściekach była znacznie wyższa, w porównaniu do ścieków świeżych, zmieniała się od $87,00$ do $112,50 \text{ mg LKT}/\text{dm}^3$, średnio $97,16 \text{ mg LKT}/\text{dm}^3$. Ilustruje to rysunek 5.

Na podstawie analizy ścieków (średniodobowych) wykonanych przez Laboratorium Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji w Koszalinie – w latach 1997, 1998 i 1999 – stwierdzono wyrównane stężenia lotnych kwasów tłuszczowych od $38,50$ do $55,30 \text{ mg LKT}/\text{dm}^3$ ze średnią wartością $47,40 \text{ mg}/\text{LKT}/\text{dm}^3$. Próby ścieków pobierano za osadnikiem wstępnym.

Można stwierdzić, że w warunkach analizowanej oczyszczalni, ścieki dowożone i wody nadosadowe wpływają korzystnie w odniesieniu do podwyższenia się stężenia lotnych kwasów tłuszczowych.

Na miejskiej oczyszczalni ścieków w Koszalinie w układzie technologicznym występuje rozbudowana część chemiczna. Funkcjonują różne instalacje przeznaczone do:

- dozowania PIX + Flokulanta w procesie wstępnego strącania,
- dozowania PIX w procesie symultanicznego strącania,
- dozowania PIX do reaktora chemicznego,
- dozowania PIX + Flokulanta do przewodu doprowadzającego osady mieszane do zagęszczaczy grawitacyjnych.

W tym stanie trudno jest ocenić sprawność procesu defosfatacji biologicznej, uwzględniając korzystne wysokie stężenie LKT – doprowadzone do komory beztlenowej.

Analiza kontrolna ścieków oczyszczonych – odpływ po osadniku wtórnym – wykazały niskie stężenie fosforu ogólnego: od $0,40$ do $1,10 \text{ mg P}/\text{dm}^3$ ze średnią wartością $0,80 \text{ mg P}/\text{dm}^3$.

W ściekach surowych stwierdzono stężenie fosforu ogólnego: od 11,2 do 14,7 mg P/dm³ ze średnią wartością 12,7 mg P/dm³.

Brak danych o stężeniach fosforu ogólnego przed dopływem ścieków do osadnika wstępnego.

W pierwszym etapie prowadzono inkubację ścieków w ciągu pięciu dni w zmiennych temperaturach:

$t_1 = 7,6 \div 16,5^\circ\text{C}$,	średnia 8°C ,
$t_2 = 14,1 \div 22,4^\circ\text{C}$,	średnia 20°C ,
$t_3 = 16,5 \div 30,5^\circ\text{C}$,	średnia 30°C ,

W przedziale najniższych temperatur (t_1) notowano niskie wartości potencjału redox w obu rodzajach ścieków (z zawiesiną i bez zawiesin), bez wyraźnej korelacji z temperaturą. Wartość potencjału zmieniała się od $-278,00$ do $-316,00$ mV ze średnią $-292,00$ mV. Zakres takich wartości może świadczyć o zaawansowanych procesach fermentacji kwaśnej. W tym etapie uzyskiwano wysoką wartość lotnych kwasów tłuszczowych:

- ścieki bez zawiesin = $52,40 \div 84,00$ mg LKT/dm³, średnio 76,50 mg LKT/dm³,
- ścieki z zawiesiną = $60,00 \div 114,00$ mg LKT/dm³, średnio 64,80 mg LKT/dm³.

W przedziale wyższych temperatur (t_2) potencjał redox bardzo się zmieniał od wartości niskich do bardzo niskich:

- ścieki bez zawiesin = $-71,40 \div -305,00$ mV,
 - ścieki z zawiesiną = $-66,00 \div -345,00$ mV
- ze średnią wartością $-243,00$ mV.

W tym czasie notowano znacznie zmniejszone stężenie lotnych kwasów tłuszczowych:

- ścieki bez zawiesin = $9,00 \div 90,00$ mg LKT/dm³, średnio 32,70 mg LKT/dm³,
- ścieki z zawiesiną = $18,00 \div 78,00$ mg LKT/dm³, średnio 35,70 mg LKT/dm³.

W przedziale najwyższych temperatur (t_3) potencjał redox zmieniał się w zakresie wyrównanych wartości:

- ścieki bez zawiesin = $-56,30 \div -271,00$ mV,
 - ścieki z zawiesiną = $-169,30 \div -341,00$ mV
- ze średnią wartością $-217,10$ mV.

W tym czasie notowano najniższe stężenie lotnych kwasów tłuszczowych:

- ścieki bez zawiesin = $7,50 \div 37,50$ mg LKT/dm³, średnio 15,90 mg LKT/dm³,
- ścieki z zawiesiną = $9,00 \div 18,00$ mg LKT/dm³, średnio 17,10 mg LKT/dm³.

Można przypuszczać, że podwyższone temperatury inkubowanych ścieków sprzyjały rozwojowi bakterii heterotroficznych, które zużytkowują łatwo przyswajalne związki węgla, w tym również LKT.

Wpływ czasu inkubacji (przechowywania) ścieków, w różnych temperaturach, na skuteczność generowania LKT przedstawiono na rysunkach 6, 7 i 8.

W drugim etapie prowadzono inkubację ścieków w ciągu 14÷15 dni, w zmiennych temperaturach:

$t_1 = 7,4 \div 15,5^\circ\text{C}$	średnia 8°C ,
$t_2 = 14,6 \div 22,3^\circ\text{C}$	średnia 20°C ,
$t_3 = 14,6 \div 30,3^\circ\text{C}$	średnia 30°C .

W przedziale najniższych temperatur (t_1) notowano zmienne wartości potencjału redox: od $-63,00$ do $-255,00$ mV, średnio $-158,80$ mV.

W tym etapie uzyskiwano znacznie niższe stężenia LKT: od $12,00$ do $37,50$ mg LKT/dm³, średnio $23,60$ mg LKT/dm³.

W przedziale wyższych temperatur (t_2) stwierdzono wyższe wartości ujemne potencjału redox: od $-46,50$ do $-398,00$ mV, średnio $-303,00$ mV.

W tym etapie stwierdzono bardzo zmienne stężenia LKT: od $33,00$ do $166,00$ mg LKT/dm³, średnio $86,50$ mg LKT/dm³.

W porównaniu do najniższych temperatur (t_1) uzyskano o wiele wyższe (3,6-krotne) średnie stężenie LKT.

W tym etapie stwierdzono też znacznie wyższą średnią wartość potencjału redox – 1,9-krotnie w stosunku do najniższych temperatur inkubacji ścieków (t_1).

W przedziale najwyższych temperatur (t_3) stwierdzono zmienne ujemne wartości potencjału redox: od $-23,00$ do $-300,00$ mV, średnio $-204,80$ mV.

W tym etapie stwierdzono niskie stężenia LKT: od $12,00$ do $36,00$ mg LKT/dm³, średnio $24,27$ mg LKT/dm³.

Uzyskane wyniki pomiarów stężenia LKT – dla wydłużonego czasu inkubacji i zmiennych temperatur t_1 , t_2 i t_3 mogą wskazywać, że najkorzystniejsze warunki dla generowania lotnych kwasów tłuszczowych dotyczą zmiennych temperatur (t_2) – $14,6 \div 22,3^\circ\text{C}$.

Najkorzystniejsze czasy generacji mieszczą się w granicach od 6 do 11 dni, co obrazują rysunki 9, 10, 11 i 12.

W tym czasie notowano stosunkowo wysokie i wyrównane ujemne wartości potencjału redox w zakresie od $-398,00$ do $-372,00$ mV. W tym czasie notowano też wyrównane wysokie stężenie LKT w zakresie stężeń od $166,00$ do $105,00$ mg LKT/dm³.

W trzecim etapie prowadzono inkubację ścieków w ciągu ośmiu dni przy średnich temperaturach 8°C i 20°C .

Stwierdzono niższe ujemne wartości potencjału redox:

- od $-93,00$ do $-219,00$ mV, średnio $-149,00$ mV, dla temperatury 8°C
- od $-93,00$ do $-302,00$ mV, średnio $-218,50$ mV, dla temperatury 20°C

Uzyskano zbliżone średnie stężenie LKT dla obu wielkości temperatur:

- $9,60 \div 38,40$ mg LKT/dm³, średnio $29,67$ mg LKT/dm³,
- $9,60 \div 63,60$ mg LKT/dm³, średnio $32,00$ mg LKT/dm³.

Kształtowanie zmiennych wartości potencjału redox i zawartość LKT przedstawiono na rysunkach 13 i 14.

Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że ujemne wartości potencjału redox były bardzo zmienne przy różnym czasie inkubacji ścieków i różnych temperaturach.

We wszystkich trzech etapach średnie wartości potencjału redox charakteryzuje proces kwaśnej fermentacji – produkcja wyższych kwasów tłuszczowych z dominacją kwasu octowego.

Z przedstawionych równań (8) i (9) wynika, że potencjał redox zależy od odczynu środowiska i temperatury.

W trzech etapach stwierdzono wysokie ujemne wartości potencjału zarówno w niskich temperaturach: (średnia 8°C) $-278,00 \div -301,00$ mV ze średnią $-292,40$ mV, jak i w wyższych (średnia 20°C) $-334,00 \div -398,00$ mV ze średnią $-303,00$ mV.

Obrazuje to przykładowe zestawienie:

	średnie wartości		maksymalne wartości
	potencjał redox, mV	mg LKT/dm ³	mg LKT/dm ³
I etap – inkubacja 5 dni			
t ₁ (8°C)	$-292,40$	$(64,80 \text{ (A)} \div 76,50 \text{ (B)})$	$114,00 \text{ (B)}$
t ₂ (20°C)	$-243,00$	$(32,70 \text{ (A)} \div 35,70 \text{ (B)})$	$90,00 \text{ (A)}$
t ₃ (30°C)	$-217,10$	$(15,90 \text{ (A)} \div 17,10 \text{ (B)})$	$37,50 \text{ (A)}$

A – ścieki bez zawiesin, B – ścieki z zawiesinami

II etap – inkubacja 14 dni

t ₁ (8°C)	$-159,00$	$(23,60)$	$37,50$
t ₂ (20°C)	$-303,00$	$(86,50)$	$166,00$

t_3 (30°C)	-205,00	(24,27)	36,00.
III etap – inkubacja 8 dni			
t_1 (8°C)	-149,00	(29,67)	37,80
t_2 (20°C)	-218,00	(32,00)	63,60
t_3 (30°C)	-205,00	(24,27)	36,00.

We wszystkich trzech etapach uzyskiwano średnie wysokie stężenie LKT – zarówno przy najniższych temperaturach inkubacji (t_1) jak wyższych (t_2). Maksymalne stężenia LKT stwierdzono podczas inkubacji ścieków w temperaturze t_1 i t_2 .

Znacznie niższe stężenia LKT notowano w ściekach inkubowanych w ciągu 5 i 15 dni przy najwyższych temperaturach (t_3 , 30°C). Można przypuszczać, że wysokie temperatury sprzyjały rozwojowi bakterii heterotroficznych, które zużytkowały łatwoprzyswajalne związki węgla a zwłaszcza lotne kwasy tłuszczowe i ich sole.

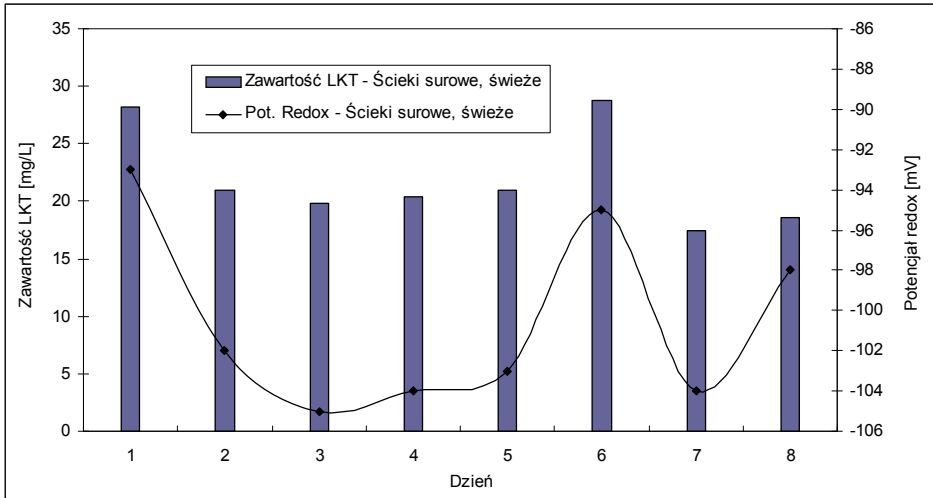
Nie stwierdzono istotnego wpływu usunięcia zawiesin ze ścieków przed inkubacją na wysokość stężeń LKT.

4. Wnioski

1. Przeprowadzone badania wykazały możliwość generowania lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) ze strumienia ścieków surowych.
2. Stwierdzono we wszystkich trzech etapach wysokie średnie wartości LKT, zarówno w niższych temperaturach inkubacji ścieków ($t_1 = 8^\circ\text{C}$ średnia) jak i przy wyższych ($t_2 = 20^\circ\text{C}$ średnia). Stwierdzono wysokie ujemne wartości potencjału redox charakteryzują proces fermentacji kwaśnej, w którym powstają lotne kwasy tłuszczowe (zakres od -100 do -250 mV). Wyższe ujemne wartości potencjału redox (zakres od -250 do -350 mV) charakteryzują rozkład wyższych kwasów tłuszczowych z dominacją kwasu octowego.
3. Uzyskano stosunkowo wysokie i zmienne stężenie LKT, stosując różne czasy inkubacji (5,8 i 14 dni) i różne temperatury średnie (8, 20 i 30°C). Znajduje to potwierdzenie, że w ściekach inkubowanych następował proces kwaśnej fermentacji. W porównaniu z wynikami analizy ścieków surowych, w których były niskie stężenia LKT i również niskie ujemne wartości potencjału redox były 3,5-krotnie niższe w porównaniu do ścieków inkubowanych.
4. We wszystkich trzech etapach pomiarów uzyskano średnie i maksymalne wartości stężeń LKT zarówno przy niższych jak i przy wyższych temperaturach inkubacji ($t_1 = 8^\circ\text{C}$ i $t_2 = 20^\circ\text{C}$).
5. Wyraźnie niższe stężenie LKT notowano w ściekach inkubowanych przy najwyższej temperaturze ($t_3 = 30^\circ\text{C}$). Można przypuszczać, że wysokie temperatury sprzyjały rozwojowi bakterii heterotroficznych, które zużytko-

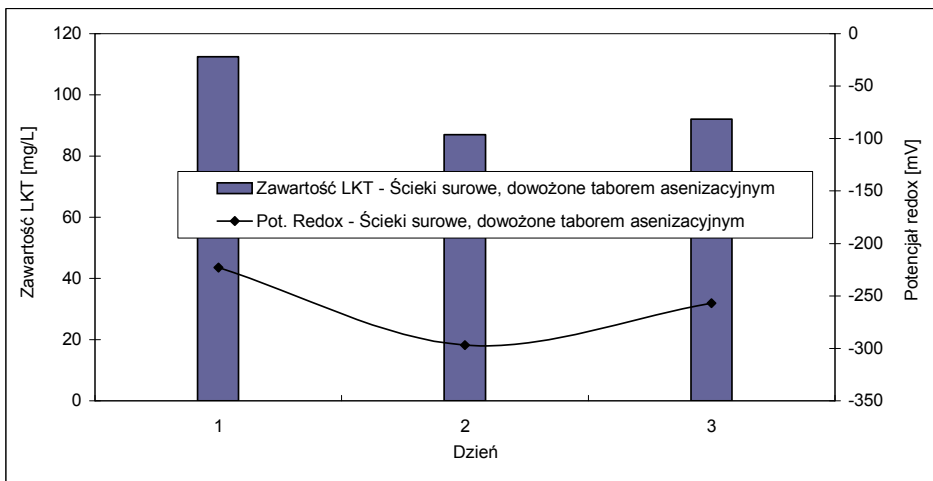
wały łatwo przyswajalne związki węgla a zwłaszcza lotne kwasy tłuszczowe i ich sole.

6. Nie stwierdzono istotnego wpływu usunięcia zawiesiny ze ścieków – przed inkubacją – na uzyskane stężenia LKT.



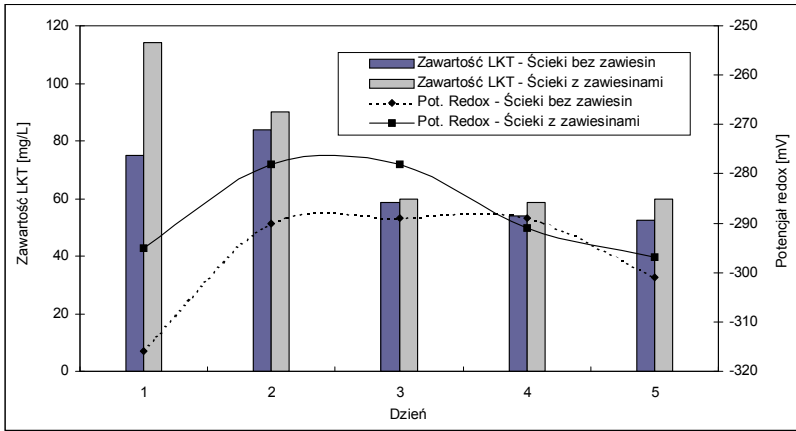
Rys. 4. Zawartość LKT w ściekach surowych świeżych. Okres wiosenny

Fig. 4. VFA content in the fresh raw sewage. Spring time



Rys. 5. Zawartość LKT w ściekach dowożonych taborem asenizacyjnym. Okres wiosenny

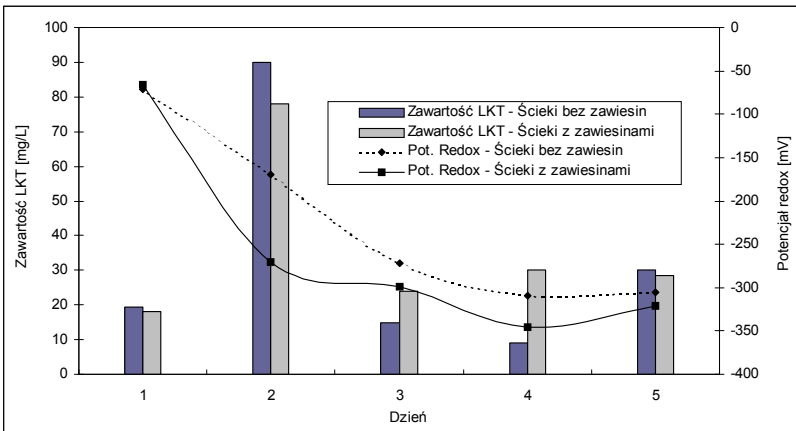
Fig. 5. VFA content in sewage brought by sewage removal rolling stock. Spring time



Temperatura [°C]	16,5	8,5	7,6	9,5	8,2
------------------	------	-----	-----	-----	-----

Rys. 6. Wpływ czasu przetrzymywania ścieków na wartość potencjału redox i na skuteczność generowania LKT. Czas inkubacji ścieków 5 dni, zakres temperatur 7,6÷16,5°C

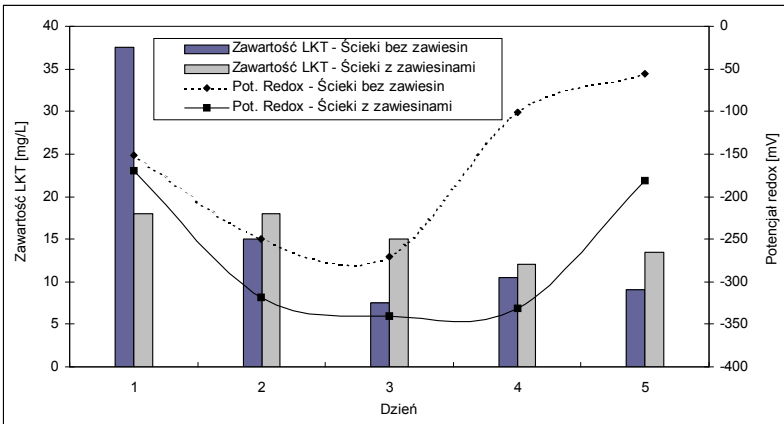
Fig. 6. Influence of sewage holding time on value of redox potential and efficacy of VFA generation. Sewage incubation time 5 days, temperature range 7.6÷16.5°C



Temperatura [°C]	14,2	19,5	19,9	21,5	22,4
------------------	------	------	------	------	------

Rys. 7. Wpływ czasu przetrzymywania ścieków na wartość potencjału redox i na skuteczność generowania LKT. Czas inkubacji ścieków 5 dni, zakres temperatur 14,2÷22,4°C

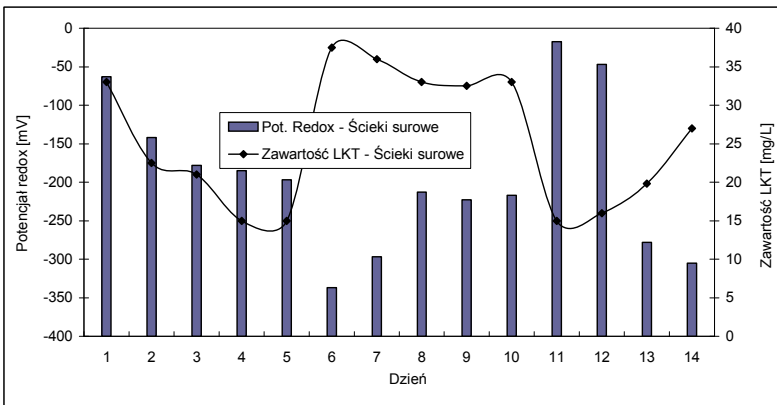
Fig. 7. Influence of sewage holding time on value of redox potential and efficacy of VFA generation. Sewage incubation time 5 days, temperature range 14.2÷22.4°C



Temperatura [°C]	16,5	28,5	30,0	30,5	30,5
------------------	------	------	------	------	------

Rys. 8. Wpływ czasu przetrzymywania ścieków na wartość potencjału redox i na skuteczność generowania LKT. Czas inkubacji ścieków 5 dni, zakres temperatur 16,5÷30,5°C

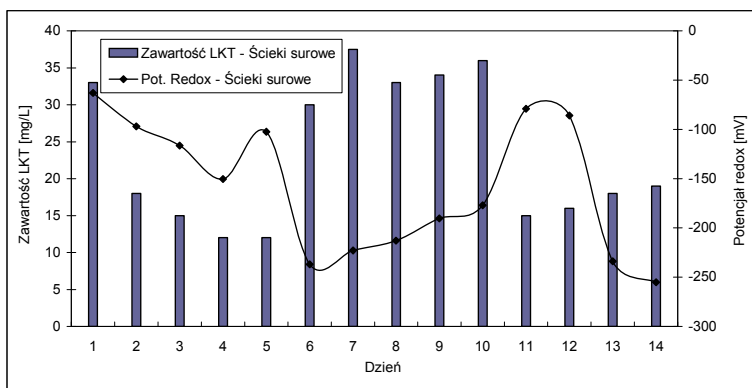
Fig. 8. Influence of sewage holding time on value of redox potential and efficacy of VFA generation. Sewage incubation time 5 days, temperature range 16.5÷30.5°C



Temperatura [°C]	14,6	21,8	21,3	22,3	21,3	21,9	21,4	15,9	21,2	20,9	22,3	21,3	21,5	20,5
------------------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------

Rys. 9. Wpływ czasu przetrzymywania ścieków na wartość potencjału redox i na skuteczność generowania LKT. Czas inkubacji ścieków 14 dni, zakres temperatur 14,6÷22,3°C

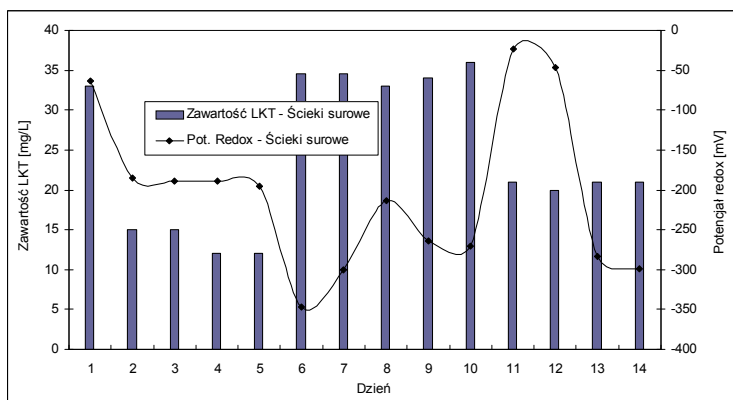
Fig. 9. Influence of sewage holding time on value of redox potential and efficacy of VFA generation. Sewage incubation time 14 days, temperature range 14.6÷22.3°C



Temperatura [°C]	14,6	7,1	8,5	7,9	7,7	7,9	8,4	15,5	8,0	7,6	8,7	7,8	8,9	9,5
------------------	------	-----	-----	-----	-----	-----	-----	------	-----	-----	-----	-----	-----	-----

Rys. 10. Wpływ czasu przetrzymywania ścieków na wartość potencjału redox i na skuteczność generowania LKT. Czas inkubacji ścieków 14 dni, zakres temperatur 7,1÷15,5°C

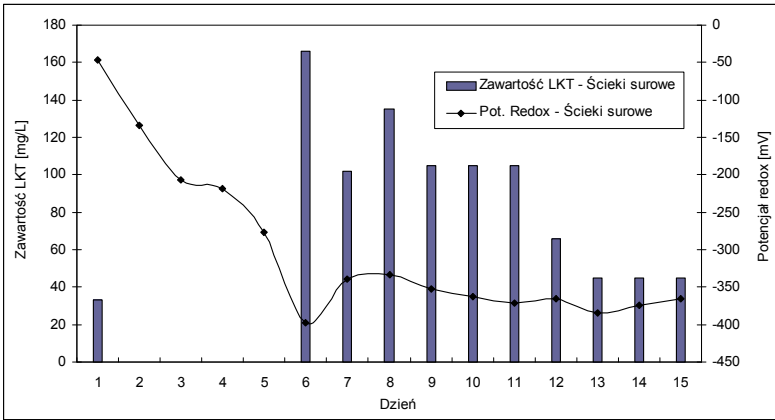
Fig. 10. Influence of sewage holding time on value of redox potential and efficacy of VFA generation. Sewage incubation time 14 days, temperature range 7.1÷15.5°C



Temperatura [°C]	14,6	30,3	29,9	29,8	29,9	29,7	30,0	15,5	29,7	29,5	30,1	30,1	3,0
------------------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	-----

Rys. 11. Wpływ czasu przetrzymywania ścieków na wartość potencjału redox i na skuteczność generowania LKT. Czas inkubacji ścieków 14 dni, zakres temperatur 14,6÷30,3°C

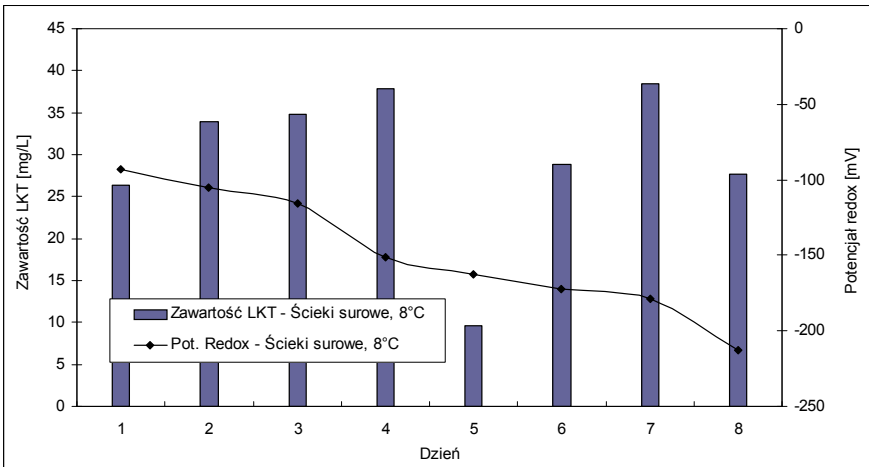
Fig. 11. Influence of sewage holding time on value of redox potential and efficacy of VFA generation. Sewage incubation time 14 days, temperature range 14.6÷30.3°C



Temperatura [°C]	14,0	21,0	21,2	20,9	20,0	21,1	20,7	21,2	21,4	21,7	21,1	22,2	21,9	20,7	20,4
------------------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------

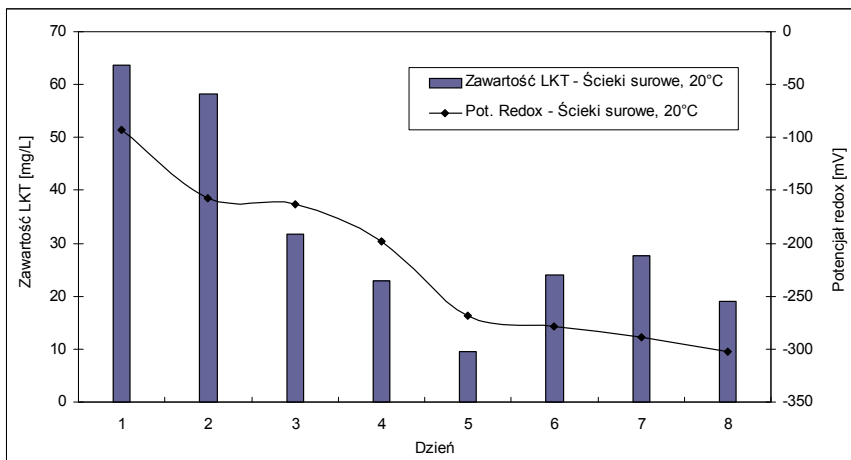
Rys. 12. Zawartość LKT w ściekach surowych oraz wartość potencjału redox. Czas inkubacji ścieków 15 dni, zakres temperatur 14,0÷21,9°C

Fig. 12. VFA content in the raw sewage and value of redox potential. Sewage incubation time 15 days, temperature range 14.0÷21.9°C



Rys. 13. Zawartość LKT w ściekach surowych. Czas inkubacji ścieków 8 dni, temperatura średnia 8,0°C

Fig. 13. VFA content in the raw sewage. Sewage incubation time 8 days, average temperature 8.0°C



Rys. 14. Zawartość LKT w ściekach surowych. Czas inkubacji ścieków 8 dni, temperatura średnia 20,0°C

Fig. 14. VFA content in the raw sewage. Sewage incubation time 8 days, average temperature 20.0°C

Literatura

1. **Oleszkiewicz J.A.:** *Obiegi związków biogenych i ich wpływ na środowisko wodne*. LEM PROJEKT S.C. Kraków, 1997
2. **Oleszkiewicz J.A., Barnard I.L.:** *Fermentacja kwaśna osadu wstępnego dla intensyfikacji biologicznego usuwania fosforu*. Międzynarodowa Konferencja N-T pt.: „Usuwanie związków biogenych ze ścieków”. LEM Projekt s.c. Kraków, 1997
3. **Łomotowski J., Szpindor A.:** *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków*. Arkady, Warszawa, 1999
4. *Poradnik Eksploatatora oczyszczalni ścieków*. PZLiTS oddz. Poznań, 1995.
5. **Gujer M. et al.:** *The activated sludge model No 2: Biological phosphorus removal*. Wat. Sci., vol. 15 No 8/9
6. **Cywiński B. i inni:** *Oczyszczanie ścieków miejskich*. Arkady, Warszawa, 1972
7. **Bever J., Stein A., Teichmann H.:** *Zaawansowane metody oczyszczania ścieków*. Oficyna Wyd. Projprzem-EKO, Bydgoszcz, 1997
8. **Kurbiel J.:** *Tendencje rozwojowe w technologii oczyszczania ścieków*. Konferencja N-T pt.: *Oczyszczalnia ścieków „Wschód” w Gdańsku największą inwestycją ochrony Bałtyku u progu XXI wieku*. Gdańsk, 2000
9. **Malej J.:** *Charakterystyka pracy oczyszczalni ścieków z osadem czynnym w rowie cyrkulacyjnym*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 2/1971.
10. **Malej J.:** *Charakterystyka pracy rowu cyrkulacyjnego w Karlinie - maszynopis*, 1997

11. **Malej J.:** *Oczyszczanie ścieków dowożonych taborem asenizacyjnym*. Ogólnopolskie Seminarium - Eksploatacja oczyszczalni ścieków, Sielpia, 1993
12. **Malej J.:** *Rowy cyrkulacyjne ich zastosowanie i eksploatacja*. Monografia, Wyższa Szkoła Inżynierska, Koszalin, 1993.
13. **Alp K., Eldem N.:** *Czynniki wpływające na proces utleniania siarkowodoru w ściekach przy użyciu powietrza*. Proceedings of The Ninth German-Polish-Turkish Environmental Engineering Symposium, Istanbul, 1992
14. **Barnard J. L., Oleszkiewicz J., Wilson W.:** *Biological Nutrient Removal*. Materiały seminaryjne WCWA, 1995
15. **Bahre G.:** *Weitergehende Stickstoffelimination durch alternierende Nitrifikation/Denitrifikation in ein und zweistufigen Belebungsanlagen*. Schriftenreihe SWW Bochum Band 8. 1986
16. **Downing A.L., Pointer H.A., Knowles G.:** *Nitrification in the activated sludge process*. Inst. Sew. Purif., 63, 1964
17. *Wastewater Treatment Biological and Chemical Process*. Springer, Henze, Harremoës, Jansen, Vavvis, 1995
18. **Bischauffsberger W.:** *Stander biologischen Phosphatelimination*. Technische Universität München, 1988
19. **Makela M.:** *Reduction of Nitrogen-Finish state of the art*, Seminar on Wastewater Treatment in Urban Areas, Visby, Sweden, 1986
20. **Maier W.:** *Vermerte biologische Phosphorelimination beim Belebungsverfahren*. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 108, 1990
21. **Danesh S., Oleszkiewicz J.:** *Use of a new anaerobic-aerobic SBR system to enhance biological phosphorus removal*. Water Science and Technology, vol. 35, 1997
22. **Oleszkiewicz J.:** *Materiały Kurs LEM dla operatorów oczyszczalni ścieków*, Osieczany, 10.1996
23. **Podedworna I.:** *Potencjał redox a ocena przebiegu oczyszczania ścieków w reaktorze SBR*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 2/1999.
24. **Vassos T., Oldham W. K.:** *The impact of low temperature on biological nutrient removal*. Proceed. Intern. Conf. on New Directions Research in Waste Treatment, Univer. Of British Columbia, 1985
25. **Malej J., Boguski A.:** *Sekwencyjne komory cyrkulacyjne z trójfazowym osadem czynnym*. Zastrzeżenie patentowe, 1999
26. **Anielak A.M.:** *Chemiczne i fizykochemiczne oczyszczanie ścieków*. PWN, Warszawa, 2000
27. **Malej J.:** *Wspólne oczyszczanie ścieków świeżych i zagnitych w rowie cyrkulacyjnym*. Ogólnopolskie Seminarium - Eksploatacja oczyszczalni ścieków, Sielpia, 1995
28. **Gerbatowska-Konon S.:** *Generowanie lotnych kwasów tłuszczowych ze ścieków surowych – przy braku osadnika wstępnego*. Praca magisterska. Politechnika Koszalińska, Koszalin, 2000

29. **Broda R.:** *Usuwanie biogenów na oczyszczalni ścieków „Jamno” w Koszalinie.* Konferencja naukowo-techniczna pt. „Rok 2000 na oczyszczalniach ścieków Mielno-Szczecin.” Org. Miejskie Wodociągi i Kanalizacja w Koszalinie, Firma KEMI-POL w Policach. 1999
30. **Heidrich Z., Witkowski A.:** *Jak postępować ze ściekami dowożonymi taborem asenizacyjnym.* Optymalny dobór oczyszczalni ścieków. Warszawa 1995

Generation of Volatile Fatty Acids from the Stream of Raw Sewage and Some Problems of Sewage Brought by Sewage Removal Rolling Stock

Abstract

This paper presents technological basics of volatile fatty acids generation as well as results of the research which aim was:

- determination of VFA generation effectiveness in the raw sewage:
 - without suspension – after two hour sedimentation in the Imhoff funnel
 - with suspension,
 - under different temperature conditions,
 - by different incubation time.

Research was carried out in three stages:

1st stage 15 November ÷ 3 December, 1999 – autumn,

2nd stage 10 January ÷ 27 January, 2000 – winter,

3rd stage 4 April ÷ 13 April, 2000 – spring,

Incubation of the sewage sampled before screen was carried out in different temperature ranges and during different time:

- 1st stage, incubation time – 5 days, average temperatures 8÷20÷30°C,
- 2nd stage, incubation time – 14 days, average temperatures 8÷20÷30°C,
- 3rd stage, incubation time – 8 days, average temperature 20°C.

For the comparative aims VFA content was determined on the fresh sewage sampled before screen as well as in the sewage brought to the sewage treatment plant by rolling stock.

Results of the carried out research allow drawing following conclusions:

1. Carried out research proved possibility of volatile fatty acids (VFA) generation from the stream of raw sewage.
2. High average values of VFA were determined during all three stages, at lower temperatures of sewage incubation ($t_1 = 8^\circ\text{C}$ average) as well as at higher temperatures ($t_2 = 20^\circ\text{C}$ average). High negative values of redox potential were determined. Such values of redox potential characterize acid fermentation process, during which volatile fatty acids are generated (range from -100 to -250 mV). Higher negative values of redox potential (range from -250 to -350 mV) characterize degradation of higher fatty acids with domination of acetic acid.
3. Comparatively high and variable concentration of VFA was obtained, using different incubation times (5, 8 and 14 days) as well as different average temperatures (8, 20 and 30°C). This finds confirmation, that in incubated sewage ensued process of acid fermentation. In comparison with results of raw sewage analysis, in which low concentrations of VFA and also low values of redox potential were determined, were 3.5-times lower in comparison with incubated sewage.
4. During all three stages of measurements average and maximal values of VFA concentration were determined, at lower as well as higher incubation temperatures ($t_1 = 8^\circ\text{C}$ and $t_2 = 20^\circ\text{C}$).
5. Significantly lower concentration of VFA was determined in the incubated sewage at the highest temperature ($t_3 = 30^\circ\text{C}$). It may be presumed that high temperatures were conducive to development of heterotrophic bacteria, which are using easily available carbon compounds, especially volatile fatty acids and their salts.
6. No significant influence of suspension removal – before incubation – on determined concentrations of VFA was noted.