ZESZYTY NAUKOWE
POLITECHNIKI ŚLĄSKIEJ

PRACE HABILITACYJNE

Nr 11

INŻYNIERIA SANITARNA

Nr 3

GLIWICE 1961

POLITECHNIKA ŚLĄSKA

ZESZYTY NAUKOWE

Nr 49

Dr inż. JERZY GAŃCZARCZYK

TECHNOLOGICZNE PODSTAWY WYBORU SPOSOBÓW STOSOWANIA PROCESU OSADU CZYNNEGO DO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW

PRACA HABILITACYJNA

Data otwarcia przewodu habilitacyjnego 25. IX. 1961 r.

GLIWICE 1961

REDAKTOR NACZELNY ZESZYTÓW NAUKOWYCH
POLITECHNIKI ŚLĄSKIEJ

Andrzej Grossman

Oddano do wyk. 3. X. 1961 r. N-12 Nakład 200+30 egz.
Arkuszy druku 4¾ Papier powielacz. kl. V. 61×86 60 g. Zamówienie nr 1296

Zakład Produkcji Pomocy Naukowych Politechniki Śląskiej w Gliwicach

ZESZYTY NAUKOWE POLITECHNIKI ŚLĄSKIEJ

Inżynieria Sanitarna z.3 1961

JERZY GAŃCZARCZYK

TECHNOLOGICZNE PODSTAWY WYBORU SPOSOBÓW STOSOWANIA PROCESU OSADU CZYNNEGO DO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW

I. WSTĘP

1.1. Wprowadzenie

Poszczególne sposoby stosowania procesu osadu czynnego do oczyszczania ścieków miejskich różnią się nie tylko uzyskiwanymi w wyniku przeprowadzenia procesu, obniżkami BZT_5 oczyszczanych ścieków, lecz także odpływy z odpowiednich oczyszczalni odznaczają się zmienną zawartością zawiesiny i różną jej charakterystyką jakościową oraz zawierają zmienne ilości rozpuszczonych związków eutroficznych.

Z punktu widzenia wymagań ochrony odbiorników ścieków, różnice wszystkich powyższych wskaźników jakości oczyszczonych ścieków mają pierwszorzędne znaczenie (1) (2) (3) (4) (5). Odpowiednie porównanie wymogów i możliwości danego wariantu metody oczyszczania, przy uwzględnieniu oczywiście dodatkowych przesłanek hydrotechnicznych, konstrukcyjnych i ekonomicznych wynikających przede wszystkim z ilości oczyszczonych ścieków (6) (7) (8) (9) (10) (11), prowadzić może do najbardziej technologicznie uzasadnionego wyboru sposobu stosowania procesu.

Niestety jednak w zakresie znajomości procesu osadu czynnego nie rozporządzamy dotychczas wystarczającym zbiorem danych dla przeprowadzenia odpowiednich porównań. Szczególnie dotyczy to nowych, ważnych z praktycznego punktu widzenia, sposobów zastosowania procesu osadu czynnego w zakresie zarówno niskich obciążeń osadu i komory napowietrzania (sposoby "pełnego utlenienia") oraz w zakresie biologicznego oczyszczenia przy znacznych obciążeniach osadu i komory napowietrzania (sposoby "wysoko - sprawne").

Znaczne wątpliwości przy ocenie poszczególnych sposobów stosowania procesu osadu czynnego budzi także brak zgodności poglądów na mechanizm tego procesu. Przyjmowana dotychczas powszechnie adsorbcyjna teoria Dunbar'a (12) oraz jej współ-

czesne modyfikacje (13) (14) (15) (16), są obecnie poważnie zachwiane teorią "utleniania i flokulacji" Pasveer'a (17), opartą na poprzednich przypuszczeniach Stoddart'a i teorii flokulacji McKinney'a (18).

1.2. Koncepcja jednolitej systematyki sposobów stosowania procesu osadu czynnego do oczyszczania ścieków

Przeprowadzenie z punktu widzenia jakości oczyszczanych ścieków, praktycznej oceny poszczególnych modyfikacji procesu osadu czynnego, zwanych tu dalej sposobami stosowania tego procesu, możliwe jest jedynie w oparciu o odpowiednią systematykę tych sposobów.

W wyniku poprzednio przeprowadzonych przez autora rozważań (19) stwierdzono, że dotychczas przyjmowany ogólny podział sposobów stosowania procesu osadu czynnego na sposoby tzw. "pełnego" i "częściowego" oczyszczania, jest obecnie niewystarczający. Podobnie, oparcie klasyfikacji sposobów procesu osadu czynnego wyłącznie na różnicach obciążeń komór napowietrzania, różnicach obciążeń osadu oraz wieku osadu nie prowadzi do właściwej ich systematyki. Korzystając z możliwie pełnych danych tyczących stosowania procesu osadu czynnego do oczyszczania ścieków miejskich wyodrębniono wówczas cztery zasadnicze grupy sposobów realizacji tego procesu:

a) sposoby uproszczone (20) (21) (22) (23) (24) (25) (26) (27) polegające na stosunkowo długotrwałym napowietrzaniu ścieków ze znaczną ilością osadu czynnego. Uzyskuje się przy tym tzw. "pełne biologiczne oczyszczenie" tych ścieków, nitryfikację zawartych w nich związków azotowych oraz tlenowe unieszkodliwienie nadmiaru osadu czynnego, powstającego na skutek asymilacji zanieczyszczeń;

b) sposoby konwencjonalne (28) (29), prowadzące do pełnego biologicznego oczyszczania ścieków w ciągu przeciętnego okresu ich napowietrzania z przeciętną ilością osadu czynnego; nadmiar osadu jest przy tym unieszkodliwiany poza komorą napowietrzania. Sposoby te przyjmowane są zwykle jako układ odniesienia dla oceny innych sposobów;

c) sposoby częściowego oczyszczania (30) (31) (32) (33) (34) (35) (36), zwane także sposobami wysoko-obciążonymi, polegające na stosunkowo krótkotrwałym napowietrzaniu

ścieków ze względnie małymi ilościami osadu, co prowadzi do częściowego tylko oczyszczania tych ścieków i wreszcie nowoczesne

d) sposoby wysoko-sprawne (37) (38) (39) (40), które przy bardzo znacznych obciążeniach urządzeń pozwalają na wysokie oczyszczenie ścieków dzięki względnie znacznej zawartości osadu czynnego w komorach napowietrzania i znacznej aktywności tego osadu;
oraz dwa układy kombinacji tych sposobów:

e) sposoby dwustopniowego oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego (41) (42) (43) i

f) sposoby zwane "aktywowanym napowietrzaniem" (44).

Dla przeprowadzenia powyższego podziału sformułowano bliżej nieokreślone pojęcie "aktywności osadu" oraz wyróżniono dwa powszechnie stosowane sposoby regulowania aktywności osadu czynnego: sposób stopniowego obciążenia osadu oraz sposób regeneracji osadu.

Obecnie wydaje się możliwe bardziej ścisłe określenie pojęcia "aktywności osadu", zmodyfikowania definicji "sposobów uproszczonych", rozszerzenie ujęcia tzw. "sposobów wysokosprawnych" oraz uzupełnienie powyższej systematyki sposobami stojącymi już w zasadzie poza granicami stosowania procesu osadu czynnego: w zakresie niskich obciążeń - bakteryjnymi stawami biologicznymi oraz w zakresie wysokich obciążeń - stosowaniem metody tzw. "wzrostu zdyspergowanego".

1.3. Pomocnicze pojęcie "aktywności" osadu czynnego

W cytowanej już tutaj, poprzedniej pracy autora (19), jako "aktywność" osadu czynnego rozumiano bardziej ogólnie "stopień jego użytkowania w komorach napowietrzania", względnie nieco inaczej "współczynnik określający jaka część substancji organicznej osadu czynnego, zawartego w komorach napowietrzania, zdolna jest do niehamowanych przemian metabolicznych prowadzących do oczyszczania ścieków". Oba te sformułowania nie są jednak wystarczające i wymagają uzupełnień. Pierwsza bowiem definicja, aczkolwiek bardziej ścisła z punktu widzenia technicznej oceny procesu, zupełnie pomija określenie istoty pojęcia. Druga natomiast - implikuje już pewne wyjaśnienie odpowiednich zjawisk, niestety częściowo tylko zgodne z wynikami dalszych prac i rozważań.

Pojęcie "aktywności" osadu czynnego użyte zostało również w dwóch ogłoszonych w międzyczasie pracach (45) (46).

Tench (45), definiując "aktywność" osadu czynnego jako zawartość w nim aktywnych fizjologicznie bakterii, ulegających endogennemu oddychaniu, w oparciu o ogólne rozważania o zawartości w osadzie czynnym także substancji biologicznie nieczynnych i zanieczyszczeń zatrzymanych dzięki jego sorbcyjnym właściwościom, wyprowadził równanie aktywności osadu czynnego, które określa optymalne zawartości zawiesiny osadu czynnego w komorach napowietrzania dla danych warunków prowadzenia procesu. Pomiary zawartości azotu organicznego w osadzie czynnym z różnych instalacji potwierdziły w znacznym stopniu tą teorię. Nie wydaje się jednak by mogła ona już w obecnym stanie rozwoju przedstawiać praktyczne znaczenie.

Niezależnie od sformułowań zawartych w pracy Tench'a, Weston i Stack (46), uważają zmiany właściwości osadu za funkcję złożoną dwóch czynników : aktywności pochodzącej z turbulencji układu i aktywności rozwiniętego przez organizmy tego osadu czynnego układu enzymatycznego. Można również uważać, że takie ustawienie zagadnienia, także go w pełni nie rozwiązuje.

Dla rozwinięcia pojęcia "aktywności osadu czynnego", w zakresie uzasadnionym tematyką niniejszej pracy, posłużono się następującym rozumowaniem.

Opierając się w znacznym stopniu na zbieżnych definicjach "aktywności" osadu czynnego, wyprowadzonych poprzednio przez autora, przedstawiono szereg czynników zmniejszających tak rozumianą "aktywność". Będą nimi niewątpliwie :

1) niewłaściwe obciążenie osadu czynnego, czyli niewłaściwy stosunek organizmów i substratów metabolizmu tych organizmów;

2) niewłaściwe substraty metabolizmu;

3) niewłaściwe natlenienie i

4) niewłaściwa turbulencja układu.

Zakresy pojęciowe powyższych czynników w wielu przypadkach łączą się wzajemnie ; tak więc trudno jest dla warunków rozwiązań praktycznych rozdzielić wymagania w zakresie natleniania i turbulencji a również wydaje się, że można połączyć razem problem przystosowania organizmów osadu czynnego do jakości substratów ich metabolizmu oraz przystosowania do ilości tych substratów, czyli obciążenia osadu.

To ostatnie zagadnienie zdaje się posiadać zasadnicze znaczenie dla współczesnych ujęć procesu osadu czynnego. Zostało ono po raz pierwszy poruszone w pracy McNicholas'a i Tench'a (47) oraz ponownie przedstawione w nieco innym aspekcie przez Tench'a (45).

Powyższe przyjęcie stwarza konieczność wprowadzenia pewnych modyfikacji do dotychczas powszechnie przyjmowanych poglądów na konsekwencje faz rozwojowych kultur mikroorganizmów (14) (16) (18), niewątpliwie jednak leży ono w zakresie możliwości przystosowywania się zespołów mikroorganizmów do określonych stałych warunków środowiska (48) (49) (50).

Podkreślenie znaczenia wpływu przystosowania mikro-organizmów do ustalonych obciążeń na sprawność procesu osadu czynnego, pozwala doskonale tłumaczyć poprawę efektywności procesu przy zastosowaniu kilku stopniowego obciążenia komory napowietrzania wg Gould'a (51) (52) lub tym bardziej przez zastosowanie jeszcze równomierniejszego obciążania przy doprowadzaniu ścieków wzdłuż znacznej części ścian bocznych komór (53) lub nawet wzdłuż całej ich długości (54) oraz w komorach pełnego wymieszania (55) (56).

W ten sposób bowiem doprowadza się do zmniejszenia wahań wielkości obciążenia osadu czynnego, gdy przeciwnie w konwencjonalnych komorach napowietrzania procesu osadu czynnego, rzeczywiste obciążenie osadu zmienia się bardzo znacznie w miarę przebiegu procesu.

Rozwiązania konstrukcyjne komór napowietrzania, uwzględniające wewnętrzną cyrkulację ich zawartości, wydają się być zamierzeniami prowadzonymi w tym samym kierunku.

Niezależnie od tak ocenianego wpływu wahań obciążenia osadu czynnego na jego aktywność, przypuszczać można także, że zakres zbyt dużych i zbyt małych obciążeń osadu może być związany z obniżką jego aktywności. Za twierdzeniem takim przemawia, w zakresie dużych obciążeń, skuteczność stosowania dla niektórych rodzajów ścieków procesu osadu czynnego wg tzw. sposobu z regeneracją osadu (57) (58) (59) (60) (61). Równocześnie można jednak także przypuszczać, że optymalne obciążenia, charakterystyczne dla tej odmiany procesu w warunkach technicznych mogą być znacznie podwyższane przy zachowaniu właściwych wymagań napowietrzania i turbulencji.

Obniżka aktywności osadu czynnego w zakresie jego bardzo małych obciążeń związana być może z przewagą zjawisk dysymilacyjnych w takich warunkach. Zarówno dla tego zakresu wielkości jak i dla procesu osadu czynnego w zakresie wyso-

kich obciążeń osadu brak jest danych charakterystycznych pozwalających na dalsze uogólnienia. Dlatego też objęto tematem badań eksperymentalnych niniejszej pracy te właśnie sposoby realizacji procesu.

Zagadnienie wpływu różnych substratów na przebieg procesu osadu czynnego było tematem bardzo wielu prac i stanowi niewątpliwie problem zasadniczy dla całego odrębnego działu technologii ścieków przemysłowych. Różne substancje organiczne z różną łatwością ulegają usunięciu ze środowiska ścieków w warunkach przemian biochemicznych (62) (63) (64) (65) (66) procesu osadu czynnego. Na tej podstawie można mówić także o różnej "aktywności" osadu czynnego względem różnych substratów. Problem ten, ze względu na jego szerokość nie może być we właściwym zakresie omówiony w niniejszej pracy, która dla praktycznego uproszczenia, umożliwiającego w ogóle jej wykonanie, dotyczy w zasadzie tylko ścieków miejskich. Dla wyraźnie innych substratów procesu osadu czynnego oczekiwać można daleko posuniętych modyfikacji odpowiednich przemian biochemicznych, a w konsekwencji i efektów procesu.

Wpływ warunków napowietrzania na przebieg procesu osadu czynnego nie ulega wątpliwości. Pasveer (38) (67) przypisuje mu nawet zasadnicze znaczenie. Według tego autora stosunki szybkości napowietrzania do wielkości obciążeń urządzeń ładunkiem zanieczyszczeń, określają wyniki oczyszczania ścieków. Teoria ta, oparta na założeniu uwarunkowania szybkości procesów biochemicznych szybkościami doprowadzania substratów reakcji i odprowadzania jej produktów, mimo jej zbyt ogólnego charakteru, jest obecnie w wielu przypadkach stosowana jako podstawa wymiarowania urządzeń procesu osadu czynnego.

Problem turbulencji układu procesu osadu czynnego wiąże się ściśle z zagadnieniem napowietrzania, lecz ma ponadto jeszcze dodatkowe znaczenie o odrębnym charakterze. Rola turbulencji przy napowietrzaniu jest conajmniej dwojaka: właściwy zakres tej wielkości wpływa decydująco na przebieg rozpuszczania się tlenu powietrza w cieczy ścieków (68) (69) (70) a równocześnie pozwala utrzymać kłaczki osadu w takim stanie rozdrobnienia by przebieg ich natleniania nie był hamowany (71) (72) (73). Z drugiej strony można przypuszczać, że wskazane ze względu na przebieg napowietrzania wielkości turbulencji mogą wpływać niekoniecznie korzystnie na dobór zespołu organizmów kłaczków osadu czynnego (74) (75) oraz mogą utrudniać właściwy przebieg flokulacji tych kłaczków w osadnikach wtórnych.

Reasumując powyższe rozważania, wydaje się, że aktywność osadu czynnego jest funkcją optymalnego doboru i wzajemnych zależności czterech dyskutowanych czynników: przystosowania osadu do danego obciążenia i jakości ścieków, warunków napowietrzania osadu i turbulencji komór napowietrzania. W dalszym ciągu jednak znajomość tego zagadnienia nie jest jeszcze na tyle rozwinięta, by można było bez poważnych wątpliwości operować cyfrowym określeniem omawianej wielkości.

1.4. Charakterystyka procesu osadu czynnego w warunkach realizacji sposobów "pełnego utleniania"

Ujęte w ramach systematyki sposobów stosowania procesu osadu czynnego tzw. "sposoby uproszczone" (20-27) uważać można za dążenie do technicznej realizacji teoretycznej zasady biochemicznego utleniania całości organicznych zanieczyszczeń zawartych w oczyszczanych ściekach (zasada pełnego utleniania).

Takie podejście do oczyszczania ścieków, dzięki swojej prostocie, przedstawia duże praktyczne znaczenie, szczególnie przy oczyszczaniu małych ilości ścieków zarówno miejskich jak i przemysłowych. Teoretyczna jednak zasada pełnego utleniania, równoważna z prowadzeniem procesu bez nadmiaru osadu, nie może być w pełni zrealizowana, gdyż jak wykazały zarówno badania nad biochemią azotu w syntezie osadu czynnego (76) jak i badania nad równowagą pożywek i populacji osadu (77) (78), w wyniku odpowiednich przemian powstają zawsze pewne ilości biologicznie nieczynnych substancji organicznych typu polisacharydów.

Dlatego też w praktyce, ogranicza się na ogół zakres utleniania zanieczyszczeń do warunków tlenowego unieszkodliwiania osadu czynnego.

Przypuszczać można, że osad czynny w warunkach prowadzenia tego procesu przy bardzo małych obciążeniach osadu i komory napowietrzania ładunkiem zanieczyszczeń i przy odpowiednio znacznych wielkościach wieku osadu, wykazywać może tylko względnie umiarkowaną aktywność fizjologiczną a daleko posuniętym przemianom dysymilacyjnym towarzyszyć mogą takie niepożądane zjawiska jak zmniejszenie flokulacyjnych właściwości osadu (co odpowiada zbyt znacznym zawartościom zawiesiny w oczyszczonych ściekach) oraz wzrost zawartości w roztworze substancji organicznych, wykazujących biochemicznie zapotrzebowanie tlenu a nieulegających usunięciu ze

ścieków w takich warunkach przeprowadzania procesu. Część doświadczalna niniejszej pracy wykazuje słuszność tych przypuszczeń.

Tlenowe unieszkodliwienie osadu czynnego, które zawsze ma miejsce przy praktycznej realizacji sposobów stosowania procesu osadu czynnego wg zasady "pełnego utleniania", można prowadzić również poza komorą napowietrzania układu oczyszczania ścieków, w odrębnych komorach napowietrzania osadów. W ten sposób unieszkodliwiać można nie tylko nadmiar osadu czynnego lecz także i inne osady organiczne powstające w wyniku oczyszczania ścieków (79) (80) (81).

1.5. Charakterystyka procesu osadu czynnego w warunkach realizacji sposobów "wysoko - sprawnych"

Jak już poprzednio wspomniano, przy realizacji tych sposobów stosowania procesu osadu czynnego, warunkiem uzyskania wysokich wyników oczyszczania ścieków przy znacznych obciążeniach urządzeń, jest względnie znaczna zawartość zawiesiny osadu czynnego w komorach napowietrzania i odpowiednio intensywne jego napowietrzanie (38) (39). Można wówczas liczyć się z utrzymaniem osadu na znacznym poziomie aktywności.

Powyższe sformułowania warunków realizacji omawianego sposobu wbrew pozornej prostocie, nie są bynajmniej truizmem. Istnieje bowiem szereg niewątpliwych przeciwwskazań takiego postępowania.

Wzrost zawartości osadu czynnego w komorach napowietrzania, choć umożliwia utrzymanie obciążenia osadu na wskazanym niższym poziomie, prowadzić może do sumarycznego wzrostu zjawisk endogennych w układzie, co związane byłoby ze wzrostem zapotrzebowania tlenu i pogorszeniem jakości oczyszczonych ścieków. Równocześnie wzrost tego stężenia może także spowodować obniżenie aktywności poszczególnych kłaczków osadu, na skutek zmniejszenia kinetyki przebiegu zjawisk dyfuzji zarówno substratów jak i produktów metabolizmu bakterii.

Z drugiej strony można także obawiać się, że zwiększona intensywność napowietrzania będzie również stymulować wspomniane przebiegi endogenne nawet poza granice przeciętnych równowag utleniania i syntezy właściwych dla tego procesu.

Realizacja sposobu oczyszczania ścieków zgodnie z tymi zasadami, rozpoczęła się stosunkowo późno. Dopiero Okun (37) w roku 1949 wykazał, że przez zwiększenie kinetyki natlenia-

nia osadu czynnego, na skutek zastosowania tlenu technicznego zamiast powietrza, uzyskać można wysokie wyniki oczyszczania przy dość znacznych obciążeniach. Stosowane przez niego obciążenia modeli przekraczały 5 kg $BZT_5/m^3.d$. Oczywiście wyniki tej pracy miały minimalne tylko znaczenie praktyczne, ze względu na ograniczone możliwości stosowania tlenu technicznego do oczyszczania ścieków. Odpowiednie wnioski w zakresie praktycznym wynikają już jednak z prac Wuhrmann'a (82) i Pasveer'a (38), ogłoszonych w roku 1954 i 1955.

Współcześnie realizowane w ten sposób obciążenia komór napowietrzania sięgają w praktyce 10-20 kg $BZT_5/m^3.d$ (39), przy wynikach oczyszczania leżących na pograniczu pełnego oczyszczania biologicznego. W warunkach zaś laboratoryjnych uzyskano rezultaty takie przy obciążeniach jeszcze znacznie wyższych (60 kg $BZT_5/m^3.d$ (Pasveer 1955 r.).

Wyniki powyższe nie stanowią jeszcze bynajmniej granic możliwości procesu osadu czynnego. Jak to bowiem przedstawił ostatnio w sposób rachunkowy Pasveer (17), na podstawie całkowicie realnych założeń, mogą być jeszcze brane pod uwagę, nawet obciążenia komór napowietrzania rzędu 144 kg $BZT_5/m^3.d$.

Charakterystyczną właściwością sposobów wysoko-sprawnych związaną zapewne z dużą aktywnością fizjologiczną organizmów osadu czynnego w tych warunkach, są dość znaczne w wielu przypadkach wartości BZT_5 i zawartości zawiesiny w oczyszczanych tak ściekach (47). Wskaźniki te zdają się przemawiać nawet w wielu indywidualnych przypadkach za zastosowaniem raczej sposobów konwencjonalnych lub ich odmian, które choć mniej ekonomiczne z punktu widzenia nakładów inwestycyjnych, zapewniają niewątpliwie wyższą jakość ścieków oczyszczonych.

Na podstawie danych zawartych w dostępnym piśmiennictwie przedmiotu, trudno jest określić parametry procesu i ich graniczne wartości, które powodują wspomniane powyżej obniżki jakości odpływu z oczyszczalni. Dlatego też zagadnienie to jest m.in.przedmiotem doświadczalnej części tej pracy.

1.6. Uwagi o możliwości ujęcia w zakres systematyki sposobów stosowania procesu osadu czynnego oczyszczania ścieków w bakteryjnych stawach biologicznych oraz według metody tzw. "wzrostu zdyspergowanego"

Przedstawione tu dotychczas rozważania oparte są na powszechnie przyjętej definicji procesu osadu czynnego, warunkującej jego klasyczny schemat: komora napowietrzania, osadnik wtórny i recyrkulacja osadu z osadnika wtórnego do komory napowietrzania oraz dostateczny przebieg rozdziału oczyszczonych ścieków od osadu czynnego w osadnikach wtórnych. Bardziej ogólne oparcie określenia tego procesu wyłącznie na warunku przebiegu operacji napowietrzania oczyszczanych ścieków z zawiesiną mikroorganizmów, powoduje w konsekwencji możliwość odpowiedniego rozszerzenia poprzednio opracowanej systematyki procesu osadu czynnego.

Proces biologicznego oczyszczania ścieków w środowisku tlenowym bakteryjnych i glonowo-bakteryjnych stawów biologicznych (83) (84) (85) (86), z tego punktu widzenia uważać można za szczególną odmianę procesu osadu czynnego, charakteryzującą się bardzo małą zawartością, w jednostce objętości urządzenia, organizmów powodujących oczekiwane przemiany biochemiczne, oraz bardzo małą intensywnością napowietrzania. W warunkach takich stosowane obciążenia objętości stawów są oczywiście odpowiednio niskie lecz dane te w przeliczeniu na masę bakteryjną zawartą w tej objętości, są porównywalne z obciążeniami występującymi przy realizacji uproszczonych sposobów stosowania procesu osadu czynnego.

Wprowadzane ostatnio odmiany oczyszczania ścieków w bakteryjnych stawach biologicznych, polegające na wprowadzeniu sztucznego napowietrzania stawów i wyższego ich obciążenia (87) (88), stanowią dodatkowy dowód słuszności niniejszego podejścia do tej metody oczyszczania ścieków. Przy przyjęciu bakteryjnych stawów biologicznych w zakres systematyki procesu osadu czynnego, uważać je można za odmianę sposobów pełnego utleniania. Oczywiście nie należy tu zacierać granic podkreślonych powyżej podobieństw przebiegu procesów oczyszczania ścieków. Odpowiednie różnice występują szczególnie wyraźnie w przypadkach braku zdecydowanej przewagi mikroflory bakteryjnej w takich stawach.

Metoda oczyszczania ścieków wg sposobu tzw. "wzrostu zdyspergowanego" (89) (90) (91) polega na biologicznym oczyszczaniu ścieków przez napowietrzanie z nieflokulującą zawiesiną mikroorganizmów. Sposób ten znalazł zastosowanie

szczególnie przy oczyszczaniu bardzo stężonych ścieków przemysłowych. Ścieki po takim oczyszczaniu zawierają jeszcze znaczne ilości zawiesiny bakteryjnej i na ogół muszą być od niej uwalniane na drodze dodatkowych zabiegów technologicznych.

Na podstawie prac McKinney (18) i innych obserwacji uważa się powszechnie, że powyższa właściwość mikroorganizmów nie jest związana ze szczególną ruchliwością poszczególnych organizmów, lecz raczej z fazą rozwoju kultury danych heterotrofów przy dużym nadmiarze organicznej pożywki czyli przy dużym obciążeniu ładunkiem zanieczyszczeń jednostkowych ilości mikroorganizmów czynnych przy takim oczyszczaniu. Zarówno ze względów teoretycznych jak i praktycznych wydaje się bardzo ciekawe określenie w jakich granicach obciążeń mikroorganizmy osadu czynnego tracą właściwości flokulacyjne i przechodzą w fazę wzrostu zdyspergowanego. W ramach części doświadczalnej tej pracy poczyniono również w tym kierunku pewne usiłowania.

Uwzględniając powyższe graniczne sposoby stosowania procesu osadu czynnego, które ująć w ten zakres można tylko w oparciu o podaną tu uogólnioną definicję procesu, cały wachlarz sposobów realizacji procesu podzielić można na cztery grupy w kolejności wzrastającego obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń:

a) sposoby pełnego utleniania, obejmujące bakteryjne stawy biologiczne, rowy cyrkulacyjne Pasveer'a i ich odmiany, sposób "Rated Aeration Process" itd.;

b) sposoby konwencjonalne, obejmujące poza rozwiązaniem klasycznym także układy stopniowego obciążenia osadu i regeneracji osadu;

c) sposoby wysoko-sprawne;

d) sposoby częściowego oczyszczania, których granicznym rozwiązaniem są sposoby wzrostu zdyspergowanego.

1.7. Zadania doświadczalnej części pracy

Dla dalszego udokumentowania przedstawionych tu rozważań oraz uzupełnienia braków danych określających omawiane poprzednio właściwości poszczególnych sposobów stosowania procesu osadu czynnego, przeprowadzono cykl doświadczeń laboratoryjnych hodowli osadu czynnego na mechanicznie oczyszczonych ściekach miasta Gliwice, w zakresie bardzo

niskich i bardzo wysokich obciążeń osadu i komory napowietrzania.

Bezpośrednim zadaniem tych badań było ujęcie zależności:

a) obniżki BZT_5 ścieków,

b) zawartości i charakteru zawiesiny w oczyszczonych ściekach i

c) zmian zawartości mineralnych połączeń azotu w tych ściekach,

od takich zasadniczych parametrów procesu jak:

a) obciążenia osadu, komory napowietrzania i czasokresu napowietrzania oraz

b) intensywności napowietrzania.

Ze względu na skalę laboratoryjną tych doświadczeń nie ujęto niestety zakresem pomiarów (i w konsekwencji interpretacji wyników) bardzo ważnego zagadnienia przyrostu osadu oraz przemian azotu organicznego.

Zwrócenie uwagi w niniejszej pracy doświadczalnej na graniczne wielkości parametrów stosowania procesu osadu czynnego ma bezpośrednie znaczenie praktyczne, pozwala bowiem poza ogólnym rozeznaniem zmienności charakterystycznych danych procesu, przewidywać konsekwencje stanów zbyt niskiego i zbyt znacznego obciążania ładunkiem zanieczyszczeń odpowiednich urządzeń.

II. CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA

2.1. Charakterystyka badanych ścieków

Materiałem wyjściowym przedstawionych tutaj prac doświadczalnych były mechanicznie oczyszczone ścieki miejskie z oczyszczalni w Gliwicach. Przeciętne dane analityczne tych ścieków w okresie przeprowadzania niniejszych prób (lata 1957 - 1959), podano w tab. 1. Ponadto na rys. 1 i 2 na podstawie 262 analiz, przedstawiono statystycznie w układzie normalnego rozkładu prawdopodobieństwa, zmienność ich niektórych wskaźników analitycznych w tym okresie.

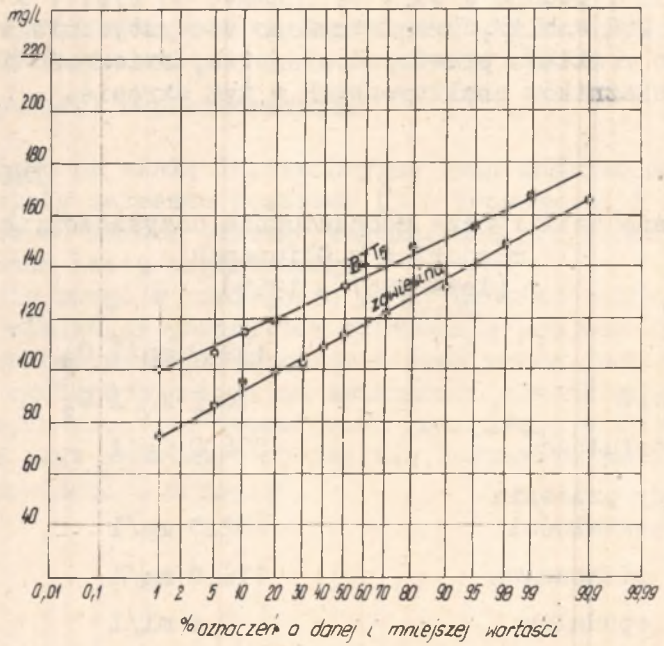
Tablica 1

Średnie dane analityczne mechanicznie oczyszczonych ścieków miejskich w Gliwicach (lata 1957 - 1959)

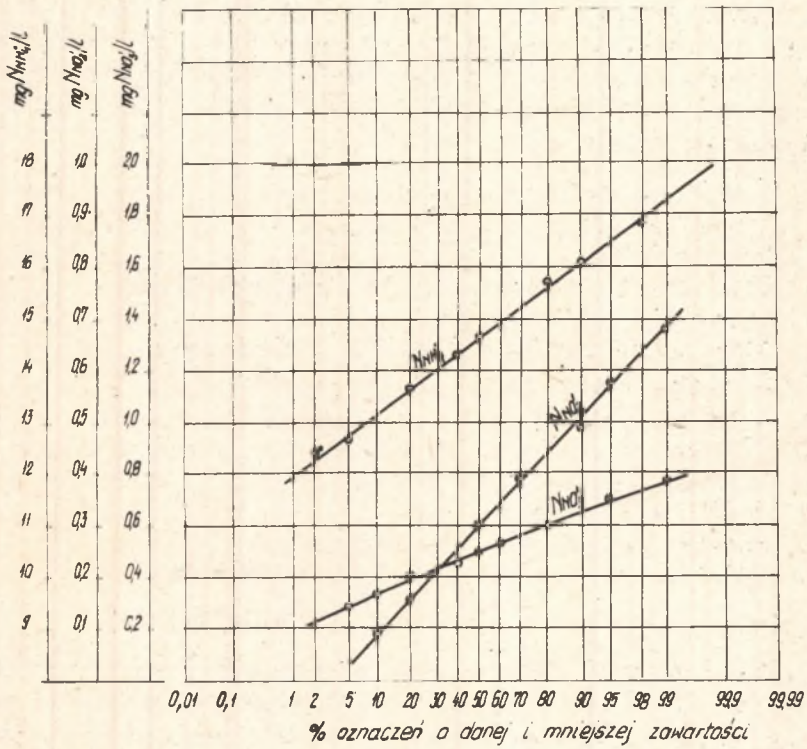
BZT_5	132,0 mg/l O_2
Utlenialność	74,5 mg/l O_2
Sucha pozostałość	806,0 mg/l
Straty przy prażeniu suchej pozostałości	232,0 mg/l
zawiesina odsączalna	116,0 mg/l
zawiesina opadalna	0,4 ml/l
zawartość tlenu	2,3 mg/l
zawartość N_{NH4}	14,7 mg/l
N_{NO2}	0,3 mg/l
N_{NO3}	0,05 mg/l

(metodykę analityczną podano w punkcie 2.4)

Próbki ścieków do doświadczeń technologicznych pobierano stale w godzinach rannych (między godz. 7-mą a 9-tą), dlatego też dane powyższe nie dają pełnego obrazu niniejszych ścieków miejskich. Nie obejmują one również przypadków spo-



Rys.1. Zmienność wartości oznaczeń BZT5 i zawiesiny w mechanicznie oczyszczonych ściekach miasta Gliwice



Rys.2. Zmienność zawartości mineralnych związków azotu w mechanicznie oczyszczonych ściekach miasta Gliwice

radycznego występowania szczególnie znacznych domieszek niektórych przemysłowych ścieków poprodukcyjnych, co powodowało wielokrotnie konieczność przerwania części serii doświadczeń.

Na oczyszczalnię ścieków w Gliwicach dopływają poza ściekami bytowo-gospodarczymi ludności zamieszkującej to miasto, znaczne ilości odpływów poprodukcyjnych z zakładów przemysłowych zlokalizowanych w Gliwicach (92). Odpływy te nadają nieraz niniejszym ściekom dużą zmienność jakościową, a nawet niekiedy właściwości bezpośrednio toksyczne dla nikroorganizmów biorących udział w biologicznym oczyszczaniu ścieków.

W szczególności do kanalizacji miejskiej w Gliwicach odprowadzane są ścieki z;

1) Instytutu Metalurgii,
2) Instytutu Spawalnictwa,
3) Fabryki Drutu,
4) Gliwickiej Wytwórni Części Samochodowych,
5) Instytutu Onkologii,
6) Gliwickich Zakładów Tworzyw Sztucznych,
7) Zakładów Materiałów Ogniotrwałych,
8) Huty im. 1-go Maja,
9) Gliwickich Zakładów Mięsnych,
10) Fabryki Cukrów "Hutnik",
11) Pralni Miejskiej,
12) Fabryki Odczynników Chemicznych,
13) Oddziału Bytomskiej Wytwórni Chemicznej

oraz wielu mniejszych zakładów i przedsiębiorstw.

Ścieki z Fabryki Odczynników Chemicznych oraz z Oddziału Bytomskiej Wytwórni Chemicznej wywierają niewątpliwie bardzo wyraźny wpływ na charakterystykę ścieków miejskich w Gliwicach i napewno zdecydowanie rzutują na stopień trudności oczyszczania tych ścieków metodami biologicznymi.

2.2. Aparatura doświadczalna

W niniejszych badaniach stosowano dwa rodzaje modeli laboratoryjnych urządzeń procesu osadu czynnego:

1) modele uproszczone, opisane poprzednio przez Sierp´a (93), Łapszina (94) i innych, oraz

2) własne modele "uniwersalne", opracowane przez autora (95), na podstawie modeli stosowanych w Instytucie Wodgeo (96).

Modele uproszczone składały się ze szklanych zbiorników o objętości 6-12 l, zaopatrzonych w przesuwne osadniki kieszeniowe. W komorach napowietrzania tych modeli umieszczano odpowiednią ilość kostek dyfuzorów akwaryjnych, do których tłoczono powietrze przy użyciu jednego lub więcej kompresorów wibracyjnych. Dopływ ścieków ze zbiornika dozującego do komory napowietrzania oraz odpływ ścieków z komory napowietrzania przeprowadzano przy użyciu lewarów. Regulację przepływów przeprowadzano przy użyciu ściskaczy na gumowych częściach przewodów tych lewarów.

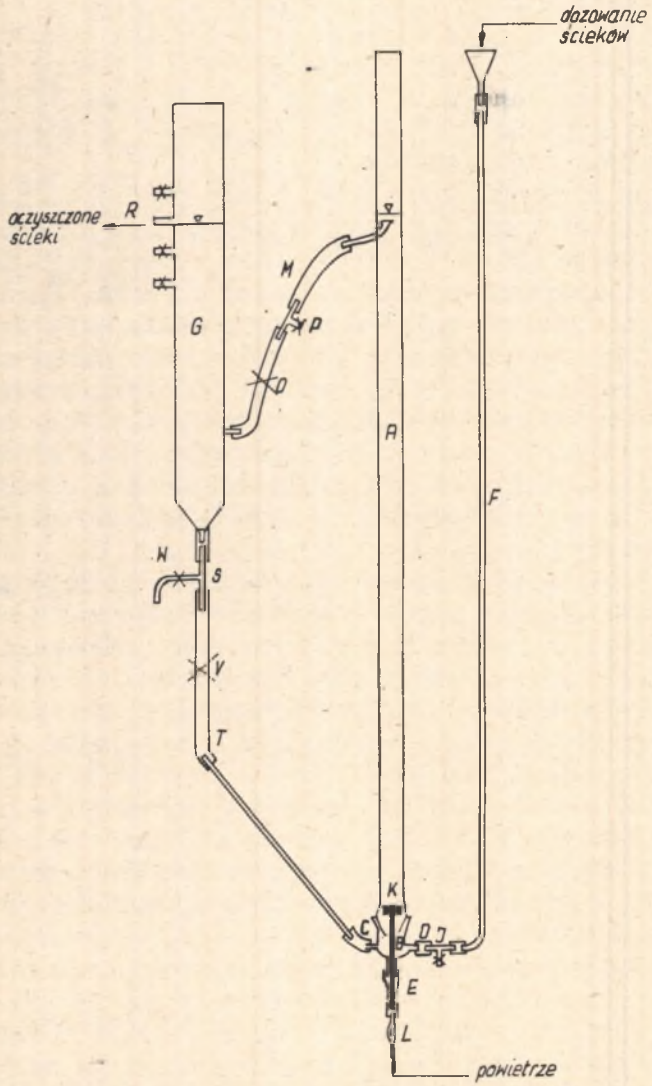
Opracowane w ramach niniejszej pracy "uniwersalne" aparaty do badań laboratoryjnych nad oczyszczaniem ścieków metodą osadu czynnego (rys.3) składały się z rury szklanej A, w której napowietrzano ścieki z osadem czynnym. Rura ta od dołu zamknięta była na szlifie nasadką szklaną B, zaopatrzoną w dwa boczne doprowadzenia (C i D) i zakończoną rurką E. Doprowadzeniem D dopływały do nasadki B ścieki z rury dozującej F, a doprowadzeniem C dopływał recyrkulujący z osadnika G osad czynny. Na połączeniu doprowadzenia D z rurą dozującą F znajdowała się ponadto rurka trójdrożna I, posiadająca normalnie zamknięte odgałęzienie boczne, umożliwiające w razie potrzeby opróżnienie rury A.

W rurce E zakończającej od dołu nasadkę B, były osadzane na odpowiednio długiej rurce J wymienne dyfuzory K, służące do rozprowadzenia w rurce A powietrza doprowadzanego do rurki J z laboratoryjnego kompresora, poprzez zbiornik wyrównawczy, przepływomierz i wentyl zwrotny L.

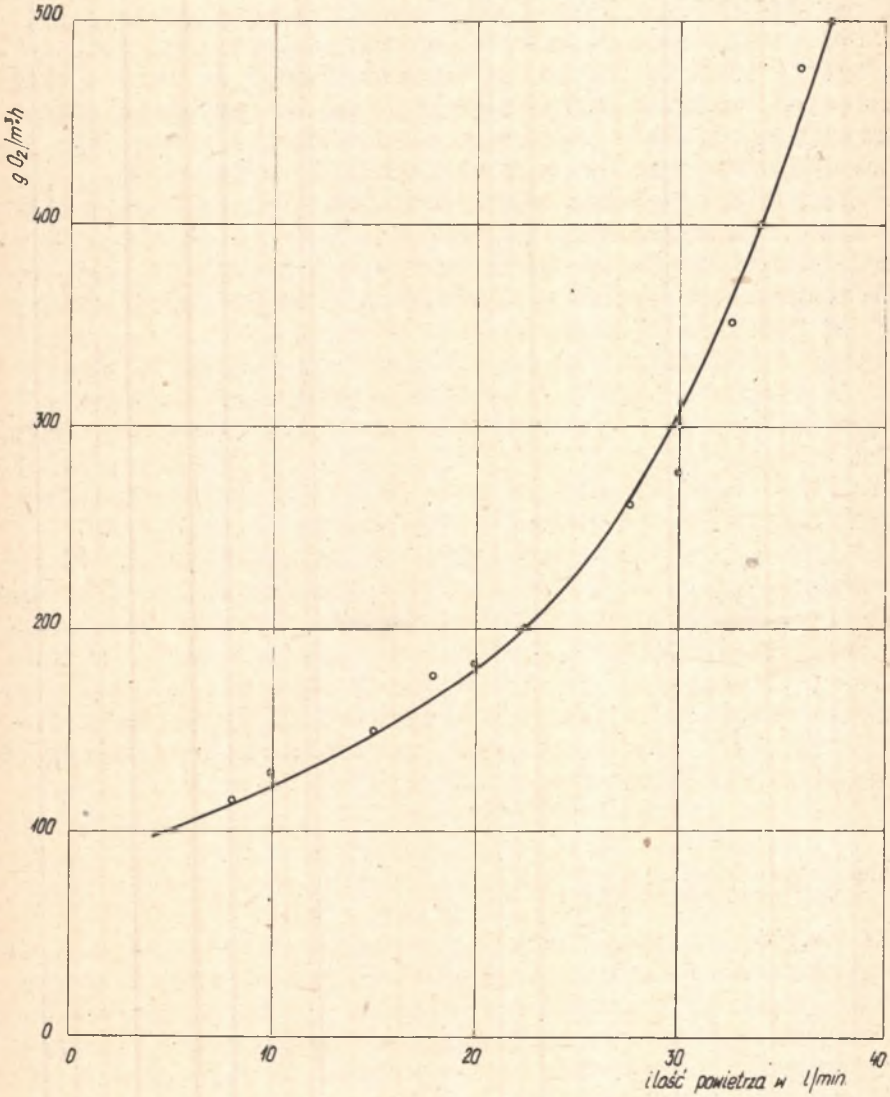
Rura A połączona była z osadnikiem G przewodem M, który odprowadzał nadmiar zawartości rury A poprzez lejek odpowietrzający N do osadnika G. Przewód M składał się częściowo z rurki gumowej, na której umieszczony był zacisk regulacyjny O. Ponadto w skład tego przewodu wchodziła rurka trójdrożna P, umożliwiająca pobór prób zawartości rury napowietrzania.

Ścieki pozbawione zawiesiny osadu czynnego wypływały z osadnika G jednym z odpływów R, umieszczonym na odpowiedniej wysokości osadnika, zależnie od hydraulicznego obciążenia aparatu ściekami i właściwości sedymentacyjnych danego osadu.

Zagęszczony osad czynny wypływał z dna osadnika G poprzez rurkę trójdrożną S, przewodem T do doprowadzenia C w nasadce B rury A. Przewód T był sporządzony częściowo z rurki gumowej i wyposażony w zacisk regulacyjny V. Boczne odprowadzenie rurki trójdrożnej S, zamknięte zaciskiem regulacyjnym W, służyło do odprowadzania nadmiaru osadu czynnego.



Rys.3. Aparat laboratoryjny do badań nad osadem czynnym



Rys.4. Zależność OC modelu "uniwersalnego I" od ilości doprowadzanego powietrza

W powyższym aparacie rura napowietrzania A i dolna część osadnika G, połączone przewodami M i T, stanowią w normalnych warunkach pracy rury A samoczynny układ cyrkulacyjny, w którym obieg cieczy regulować można zaciskami na przewodach M i T, ilością powietrza doprowadzanego do rury A oraz ustawieniem osadnika G względem rury A. Dwa ostatnie sposoby określają poziom wypełnienia cieczą rury A a więc tym samym intensywność wypływu z niej cieczy do przewodu M.

W okresie wykonywania niniejszej pracy korzystano z czterech modeli uniwersalnych (I, II, III i IV) o objętościach komór napowietrzania od 3,2 l do 3,6 l i głębokości 1,8 m. Zastosowane tutaj wymienne osadniki wtórne posiadały objętości od 2,3 l do 7,2 l.

Ścieki doprowadzono do modeli w sposób ciągły ze zbiorników dozujących. Sposób dozowania, sprawdzamy dwukrotnie w ciągu każdego dnia, oparty był na zasadzie lewara o stałej wysokości dopływu.

Powietrze doprowadzano do poszczególnych modeli uniwersalnych kapilarami szklanymi o średnicach rzędu 0,5 mm, w ilościach odpowiadających wymaganym zakresom szybkości wprowadzania tlenu do roztworu (OC aparatury), Ilości powietrza mierzono uprzednio wycechowanym przepływomierzem.

Zależności ilości powietrza doprowadzanego do obu rodzajów modeli i uzyskiwanych w ten sposób wartości OC, określono doświadczalnie dla poszczególnych modeli wg metodyki Instytutu TNO (97) (98) (99). Rys.4 przedstawia przykładowo tę zależność dla modelu uniwersalnego "I".

2.3. Metodyka doświadczeń

Dla każdego badanego układu parametrów hodowli osadu czynnego prowadzono dwie równoległe hodowle, przy czym z zasady stosowano 14-to dniowy okres wpracowania a następnie w odstępach trzydniowych wykonywano conajmniej dwie serie pomiarów analitycznych. W przypadkach niezgodności wyników pomiarów powyższych serii kontynuowano hodowlę w niezmienionych warunkach aż do ustalenia się danych analitycznych.

Dla doświadczeń w zakresie niskich obciążeń osadu czynnego korzystano z modeli Sierp'a a w zakresie obciążeń wysokich z modeli "uniwersalnych".

Całość doświadczeń prowadzono w temperaturze pokojowej w zakresie 18-22°C.

2.4. Metodyka kontroli analitycznej procesu

Wszystkie oznaczenia analityczne podane w niniejszej pracy wykonywano w zasadzie wg metodyki "Standart Methods" (100).

Oznaczenia BZT_5 wykonywano metodą rozcieńczeń, sprawdzając technikę pomiarów na wzorcowych roztworach glukozy i kwasu glutaminowego wg sposobu opisanego przez Sawyer'a i współpracowników (101). Dla zapobieżenia zakłóceniom tego oznaczenia przez równoczesny przebieg nitryfikacji, ścieki biologicznie oczyszczone przed oznaczeniem BZT_5 pasteryzowano i ponownie zaszczepiano (102) wg znormalizowanej metodyki.

Oznaczenia BZT_5 ścieków nieoczyszczonych wykonywano na ściekach niepoddawanych filtracji, natomiast odpowiednie oznaczenia dla ścieków biologicznie oczyszczonych przeprowadzano zarówno na ściekach niefiltrowanych jak i ściekach filtrowanych przez bibułę o średniej gęstości - 388 m (VEB Specijalpapierfabrik).

W zestawieniach danych analitycznych ścieków biologicznie oczyszczonych podano wyłącznie wartości BZT_5 dla ścieków filtrowanych: Różnice wartości BZT_5 dla obu tych sposobów przygotowania próbek do analiz, były podstawą opisanego dalej sposobu oceny charakteru zawiesiny zawartej w oczyszczonych ściekach.

Wyniki wszystkich oznaczeń BZT_5 ścieków podawano w cyfrach zaokrąglonych do 1 mg O_2/l.

Mineralne formy związków azotowych zawartych w badanych ściekach oznaczano w ściekach sączących przez bibułę filtracyjną, "388 m" w sposób następujący: azot amonowy przez bezpośrednią nesslerizację z dokładnością do dziesiątych części mg/l, azot azotynowy zmodyfikowaną metodą Ilosvay'a, również z dokładnością do dziesiątych części mg/l, a azot azotanowy metodą z kwasem fenolodwusulfonowym z dokładnością do setnych części mg/l w ściekach nieoczyszczanych oraz z dokładnością do dziesiątych części mg/l w ściekach biologicznie oczyszczonych.

Ilość zawiesiny w ściekach nieoczyszczonych i zawartości komory napowietrzania oznaczano wagowo przez filtrację odpowiednich próbek przez bibułę filtracyjną "388 m" i suszenie do stałego ciężaru w temperaturze 105°C. Ilość zawiesiny w ściekach oczyszczonych oznaczano w analogiczny sposób w próbkach zawartości komory napowietrzania poddanych uprzednio dwugodzinnemu odstaniu w 100 ml cylindrach miarowych.

Wszystkie wyniki wagonowego oznaczania zawiesiny w próbkach ścieków podawano z dokładnością do 1 mg/l a zawartość

zawiesiny w komorze napowietrzania - z dokładnością do 10 mg/l.

Tlenową charakterystykę zawiesiny zawartej w biologicznie oczyszczonych ściekach określano jako stosunek różnicy BZT_5 ścieków niefiltrowanych przez bibułę i filtrowanych do ilości wagowo oznaczonej zawartości zawiesiny w tych ściekach.

Ze względu na możliwości poboru do analiz tylko stosunkowo nieznacznych objętości zawartości komory napowietrzania, oznaczenia indeksu osadowego według Mohlmann'a (103) wykonywano w 100 ml cylindrach miarowych o wysokości 18 cm. Oznaczenia te miały oczywiście tylko czysto porównawczy charakter (104). Cyfrowe wielkości indeksu osadowego obliczano z dokładnością do dziesiątych części ml/g.

Zawartość tlenu w komorze napowietrzania oznaczano zmodyfikowaną metodą Winklera wg Rideal-Stewart'a (100).

Oznaczenia utlenialności mechanicznie oczyszczonych ścieków miejskich, podano tylko w tab.1, wykonywano metodą z nadmanganianem potasu (105).

Ponadto uzupełniono powyższą kontrolę analityczną procesu osadu czynnego obserwacjami mikroskopowymi osadu. Wyniki tych obserwacji ujmowano w sposób uproszczony w skali sześciostopniowej wg metodyki opracowanej poprzednio przy współudziale autora (106).

2.5. Zakres i wyniki doświadczeń

W zakresie małych obciążeń osadu czynnego i komory napowietrzania przeprowadzono 15 serii hodowli osadu czynnego. Wielkość stałych parametrów procesu przy tych hodowlach podano w tab.2 a wyniki analiz ścieków nieoczyszczonych i oczyszczonych przy danych stanach równowag biochemicznych tych układów przedstawiono w tab.3-5. W tabelach tych odpowiadają sobie numery serii doświadczeń zestawienia parametrów procesu i właściwych danych analitycznych.

Analogicznie podano w zakresie znacznych obciążeń parametry dalszych 20 hodowli w tab.6, a analizy ścieków w tab.7-10.

Dodatkowo w tab.11 zebrano dane charakteryzujące właściwości tlenowe zawiesiny zawartej w oczyszczonych ściekach a w tab.12 wyniki uproszczonych obserwacji mikroskopowych osadu czynnego w okresach wykonywania oznaczeń fizyko-chemicznych.

Każdy z powyższych zbiorów danych jest wynikiem 4-6 tygodniowego okresu doświadczeń. Całość doświadczeń wykonano w ciągu trzech lat (1957 - 1959).

Tablica 2

Parametry hodowli osadu czynnego w zakresie niskich obciążeń osadu i komór napowietrzania

Lp.	Seria doświadczeń	Obciążenie hydrauliczne modelu w $m^3/m^3.d$	Czasokres napowietrzania w h	Zawartość osadu w komorze napow. w mg/l	Indeks osadowy w ml/g	Obciążenie komory w $gBZT_5/m^3/d$	Obciążenie osadu w $g BZT_5/g.d$	OC/L	Zawartość tlenu w komorze napow. w mg O_2/l
1	1	3	8	4350	67,0	342	0,079	2,14	3,2
2	2	2	12	4200	65,2	242	0,058	2,00	2,8
3	3	1	24	4050	64,0	117	0,029	2,31	3,1
4	4	0,75	36	4420	71,5	109	0,025	2,10	3,6
5	5	0,5	48	3970	68,4	54	0,014	2,05	3,5
6	6	3	8	4020	63,0	490	0,121	4,35	4,2
7	7	2	12	4440	64,2	284	0,064	4,07	4,7
8	8	1	24	3740	73,0	155	0,041	4,22	4,6
9	9	0,75	36	3880	77,0	86	0,022	4,25	5,1
10	10	0,5	48	4000	68,0	60	0,015	3,95	3,8
11	11	3	8	4360	68,5	390	0,089	6,11	5,2
12	12	2	12	4080	70,0	270	0,067	6,60	4,8
13	13	1	24	4240	72,0	162	0,038	6,55	5,5
14	14	0,75	36	4600	76,8	94	0,020	6,30	5,3
15	15	0,5	48	4170	71,5	65	0,016	6,24	5,3

Tablica 3

Wyniki oczyszczania ścieków przy niskich obciążeniach komory napowietrzania i osadu oraz przy OC/L w zakresie 2,00 - 2,31

Lp.	Seria doświadczeń	Ścieki nieoczyszczone					Ścieki oczyszczone				
		BZT_5 w mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l	BZT_5 w mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l
1	1	114	82	13,9	0,3	0,05	8	20	1,6	2,1	4,7
2	2	121	95	14,2	0,3	0,06	8	26	0,5	2,3	4,1
3	3	117	90	16,0	0,4	0,08	12	42	0,1	1,6	4,8
4	4	145	100	15,6	0,3	0,05	17	40	0,1	1,5	4,9
5	5	108	85	14,0	0,2	0,06	22	55	0,1	0,7	4,9

Tablica 4

Wyniki oczyszczania ścieków przy niskich obciążeniach komory napowietrzania i osadu oraz przy OC/L w zakresie 3,95 - 4,35

Lp.	Seria doświadczeń	Ścieki nieoczyszczone					Ścieki oczyszczone				
		BZT_5 w mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l	BZT_5 w mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l
1	6	163	95	13,7	0,3	0,00	18	40	1,4	3,7	3,6
2	7	142	85	14,0	0,4	0,05	22	58	0,2	0,4	5,2
3	8	155	90	16,2	0,3	0,04	20	82	0,0	0,0	5,8
4	9	115	105	14,3	0,3	0,05	28	108	0,0	0,0	5,4
5	10	120	110	13,8	0,3	0,05	32	125	0,0	0,0	7,1

Tablica 5

Wyniki oczyszczania ścieków przy niskich obciążeniach komory napowietrzania i osadu oraz przy OC/L w zakresie 6,11 - 6,40

Lp.	Seria doświadczeń	Ścieki nieoczyszczone					Ścieki oczyszczone				
		BZT_5 mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l	BZT_5 w mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l
1	11	130	100	14,2	0,4	0,04	25	76	0,1	0,8	4,2
2	12	135	95	16,5	0,4	0,05	25	92	0,0	0,0	5,1
3	13	162	120	17,2	0,3	0,04	30	130	0,0	0,0	7,9
4	14	125	107	15,3	0,3	0,05	35	150	0,0	0,0	8,7
5	15	130	105	12,8	0,3	0,05	40	161	0,0	0,0	8,0

Tablica 6

Parametry hodowli osadu czynnego w zakresie znacznych obciążeń osadu i komór napowietrzania

Lp.	Seria doświadczeń	Obciążenie hydrauliczne modelu w $m^3/m^3.d$	Czasokres napowietrzania w min.	Zawartość osadu w komorze napow. w mg/l	Indeks osadowy w ml/g	Obciążenie komory w g $BZT_5/m^3.d$	Obciążenie osadu w g BZT_5/g.d	OC/L	Zawartość tlenu w komorze napow. w mg O_2/l
1	16	24	60	3800	76,0	3530	0,93	0,67	0,4
2	17	48	30	3640	81,8	4800	1,32	0,60	0,7
3	18	72	20	4200	92,0	9000	2,14	0,71	0,6
4	19	144	10	4070	74,6	18750	4,61	0,68	0,2
5	20	288	5	3900	97,0	39500	10,12	0,65	0,8
6	21	24	60	4000	64,7	3480	0,87	1,12	1,4
7	22	48	30	4150	60,0	7060	1,70	1,24	1,3
8	23	72	20	4080	71,5	11500	2,82	1,05	2,0
9	24	144	10	3900	74,7	18750	4,81	1,41	0,9
10	25	288	5	3850	59,2	36000	9,35	1,35	1,2
11	26	24	60	4430	64,2	3120	0,70	2,64	2,6
12	27	48	30	4020	71,4	6000	1,49	2,31	3,1
13	28	72	20	3980	51,8	10600	2,66	2,09	2,8
14	29	144	10	3670	65,0	16600	4,53	2,14	1,9
15	30	288	5	4050	77,7	34600	8,55	2,02	2,0
16	31	24	60	4100	92,0	3290	0,80	4,12	3,9
17	32	48	30	4250	97,5	5530	1,30	4,40	4,7
18	33	72	20	4400	102,0	8650	1,97	4,27	5,2
19	34	144	10	3950	85,7	18000	4,56	3,85	5,0
20	35	288	5	4300	98,2	34600	8,05	4,00	3,8

Tablica 7

Wyniki oczyszczania ścieków przy znacznych obciążeniach komory napowietrzania i osadu oraz przy OC/L w zakresie 0,60 - 0,71

Lp.	Seria doświadczeń	Ścieki nieoczyszczone					Ścieki oczyszczone				
		BZT_5 mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l	BZT_5 w mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l
1	16	141	85	15,1	0,4	0,06	25	50	10,9	0,0	0,0
2	17	100	87	14,7	0,4	0,06	26	42	12,1	0,0	0,0
3	18	125	105	13,0	0,3	0,04	27	50	10,6	0,0	0,0
4	19	130	120	14,2	0,3	0,05	31	55	14,2	0,0	0,0
5	20	137	95	14,2	0,3	0,06	42	144	16,0	0,0	0,0

Tablica 8

Wyniki oczyszczania ścieków przy znacznych obciążeniach komory napowietrzania i osadu oraz przy OC/L w zakresie 1,12 - 1,41

Lp.	Seria doświadczeń	Ścieki nieoczyszczone					Ścieki oczyszczone				
		BZT_5 w mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l	BZT_5 w mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l
1	21	145	125	14,2	0,3	0,05	8	14	6,8	2,9	0,0
2	22	147	125	13,5	0,3	0,05	8	14	7,0	2,8	0,0
3	23	160	130	17,0	0,1	0,01	10	17	9,6	3,4	0,0
4	24	130	80	14,2	0,4	0,04	20	36	10,2	1,5	0,0
5	25	125	95	13,7	0,2	0,05	35	92	11,8	0,0	0,0

Tablica 9

Wyniki oczyszczania ścieków przy znacznych obciążeniach komory napowietrzania i osadu oraz przy OC/L w zakresie 2,02 - 2,64

Lp.	Seria doświadczeń	Ścieki nieoczyszczone					Ścieki oczyszczone				
		BZT_5 w mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l	BZT_5 w mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l
1	26	130	105	14,2	0,3	0,06	8	18	5,1	3,8	0,5
2	27	125	117	13,7	0,5	0,05	8	14	6,0	3,6	0,1
3	28	147	90	16,5	0,3	0,06	12	22	7,9	4,3	0,0
4	29	115	120	14,0	0,3	0,06	16	28	8,3	2,7	0,0
5	30	120	98	13,0	0,4	0,07	32	98	10,1	0,6	0,0

Tablica 10

Wyniki oczyszczania ścieków przy znacznych obciążeniach komory napowietrzania i osadu oraz przy OC/L w zakresie 3,85 - 4,40

Lp.	Seria doświadczeń	Ścieki nieoczyszczone					Ścieki oczyszczone				
		BZT_5 w mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l	BZT_5 w mg O_2/l	Zawiesina w mg/l	N_{NH4} w mg/l	N_{NO2} w mg/l	N_{NO3} w mg/l
1	31	137	100	14,0	0,3	0,07	10	32	2,3	4,7	1,7
2	32	115	92	13,7	0,2	0,07	10	35	3,5	5,2	1,0
3	33	120	98	13,2	0,3	0,07	12	30	3,5	5,1	0,9
4	34	125	75	13,5	0,3	0,06	14	58	6,0	4,6	0,0
5	35	120	110	12,8	0,3	0,06	27	112	8,3	2,4	0,0

Tablica 11

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu zawiesiny biologicznie oczyszczonych ścieków

Lp.	Seria doświadczeń	mg BZT_5/mg
1	1	0,42
2	2	0,43
3	3	0,31
4	4	0,32
5	5	0,20
6	6	0,36
7	7	0,33
8	8	0,20
9	9	0,12
10	10	0,16
11	11	0,11
12	12	0,04
13	13	0,08
14	14	0,03
15	15	0,02
16	16 - 35	0,60 - 0,66

Tablica 12

Wyniki uproszczonej obserwacji mikroskopowej osadu czynnego

Lp.	Seria doświadczeń / Organizmy	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	Bakterie swobodne	3	3	3	3	3	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
2	Bakterie nitkowate	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
3	Skupiska zooglealne bakterii	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
4	Orzęski wolno pływające	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	3	2	1
5	Orzęski osiadłe	3	3	3	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
6	Wrotki	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0
7	Nicienie	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

kontynuacja

Lp.	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35
1	3	3	3	4	4	3	3	3	4	5	3	3	3	4	5
2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
3	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3
5	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
6	2	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Oznaczenia:

0 – brak danych organizmów
1 – występują pojedynczo
2 – występują nielicznie
3 – występują dość licznie
4 – występują licznie
5 – występują bardzo licznie

III. OMÓWIENIE WYNIKÓW

3.1. Dyskusja zakresu i metodyki pomiarów

Niniejsza praca doświadczalna jest próbą ujęcia znacznie szerszego zakresu parametrów procesu osadu czynnego niż było to zadaniem większości prac prowadzonych dotychczas w tym kierunku. Wiąże się to bezpośrednio z tematycznym zadaniem pracy. W szczególności zwrócono tu uwagę na mało jeszcze znane, graniczne sposoby realizacji oczyszczania ścieków wg tej metody. W tych zakresach, poza zmianami BZT_5 oraz mineralnych związków azotu przy oczyszczaniu ścieków, zwrócono uwagę na nieuwzględnienie w innych pracach, zawartości zawiesiny w oczyszczonych ściekach i jakości tej zawiesiny.

W zakresie niskich obciążeń osadu czynnego i komory napowietrzania ładunkiem zanieczyszczeń przeprowadzono hodowle osadu przy obciążeniach od 0,014 do 0,12 g BZT_5/g.d, co przy zawartościach osadu czynnego w komorach napowietrzania bliskich 4000 g/m^3, odpowiadało obciążeniom komory napowietrzania od 54 do 490 g BZT_5/m^3.d. Równocześnie stosowano intensywności napowietrzania wyrażające się stosunkiem OC/L równym około 2, 4 i 6.

Powyższy zakres pomiarów odpowiada obszarowi stosowania większości rozwiązań procesu osadu czynnego wg tzw. sposobów uproszczonych, pracujących na podstawie zasady "pełnego utleniania", m.i. rowów cyrkulacyjnych Pasveer a, sposobu "Rated Aeration Process" i td. i zmierza do określania technicznych granic stosowania tych odmian procesu.

W zakresie znacznych obciążeń przeprowadzono hodowle osadu przy obciążeniach od 0,7 do 10,1 g BZT_5/g.d, co przy zachowaniu, podobnie jak w poprzednim zakresie doświadczeń zawartości osadu w komorze w ilości ok. 4000 g/m^3, odpowiadało obciążeniom komory od 3180 do 39500 g BZT_5/m^3.d. W tym cyklu doświadczeń badano intensywności napowietrzania wyrażające się stosunkiem OC/L równym ok. 0,6, 1,2 i 4.

Te pomiary obejmują z kolei przeciwny zakres obciążeń osadu i komory napowietrzania - obciążenia względnie wysokie, zwane dalej obciążeniami znacznymi. Przy praktycznych rozwiązaniach chodzi tu przede wszystkim o analogie z tzw. sposobami wysoko-sprawnymi stosowania procesu osadu czynnego a dla niektórych wielkości - sposobami częściowego oczyszczania.

Zachowanie w całym zakresie przeprowadzonych eksperymentów w przybliżeniu stałej zawartości zawiesiny osadu czynnego w komorach napowietrzania, równej około 4 g/l, uzasadnione było szeroko stosowaną w praktyce tendencją utrzymywania właśnie takich ilości zawiesiny osadu czynnego zarówno w rozwiązaniach procesu osadu czynnego wg sposobu "pełnego utleniania" jak i przy sposobach "wysoko-sprawnych" (24) (25) (38) (39) (43). Powyższe ustalenie potencjalnej zmiennej procesu zuboża niestety możliwości interpretacji zebranych danych w interesującym zakresie wpływu zawartości osadu czynnego w komorze na jego aktywność fizjologiczną. Zagadnieniu temu winna być poświęcona odrębna praca.

Jak już zaznaczono w punkcie 1.7. przy wszystkich przedstawionych tu doświadczeniach zwracano uwagę na bezwzględne wartości wskaźników analitycznych biologicznie oczyszczonych ścieków a nie na procentowe zmiany wskaźników zanieczyszczenia ścieków nieoczyszczonych. Przyjęty sposób ujęcia danych pomiarowych znajduje uzasadnienie w bardzo złożonym i zróżnicowanym mechanizmie oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego (14) (15) (16). Istnieje bowiem większe prawdopodobieństwo możliwości uogólnienia zależności tego rodzaju niż zależności procentowych zmian wskaźników zanieczyszczenia.

Mechanicznie oczyszczone ścieki m. Gliwice (tab. 1, rys. 1 i 2), które były substratem niniejszych doświadczeń są stosunkowo mało stężone w porównaniu ze średnimi stężeniami mechanicznie oczyszczonych ścieków większości miast w Polsce. Ze względu jednak na przewidywane w przyszłości zmniejszenie stężenia ścieków na skutek wzrostu zużycia wody, oparcie badań na takim materiale uważać można na korzystne.

Charakterystyka tych ścieków nie przedstawia szczególnych znamion nietypowości. Należy jednak być ostrożnym przy zbyt daleko posuniętym uogólnieniu wyników doświadczeń ze względu choćby na brak możliwości ścisłego określenia wpływu ścieków przemysłowych zawartych w badanych ściekach miejskich na zaobserwowane zależności. Przy niniejszych badaniach wątpliwości takie powstały szczególnie przy interpretacji pomiarów przebiegu obu faz utleniania związków azotowych.

Przy kontroli analitycznej przeprowadzonych tu doświadczeń stosowano głównie przyjętą powszechnie metodykę (100) z mało praktycznie ważnymi odstępstwami (np. przy oznaczaniu zawiesiny).

Szczególnie dużo uwagi i staranności poświęcono pomiarom BZT_5, budzącym na ogół wiele wątpliwości. Zastosowany sposób sprawdzania metodyki pomiarowej wykluczał możliwość szeregu systematycznych błędów oznaczenia a sposób eliminacji wpływu mikroflory nitryfikacji na wyniki oznaczeń, pozwala uważać całość wyników BZT jako relacje zawartości w ściekach organicznych połączeń węgla, ulegających biochemicznemu rozkładowi w warunkach tlenowych.

W interpretacji wyników doświadczalnych niniejszej pracy zmiany BZT_5, zawartości zawiesiny i mineralnych połączeń azotu ujmowano w zależności od zasadniczych parametrów procesu osadu czynnego (107): obciążenia osadu i komór napowietrzania oraz intensywności napowietrzania wyrażanej stosunkiem OC urządzenia do napowietrzania do doprowadzanego w tej samej jednostce czasu ładunku zanieczyszczeń $BZT_5(L)$ do komory napowietrzania.

W tablicach danych analitycznych (tab. 3 - 5 i 7 - 11) przedstawiono wyłącznie dane dla uzyskanych równowag biochemicznych badanych układów procesów osadu czynnego, pomijając zupełnie wyniki analiz z okresów przystosowywania osadu do zmieniających się warunków obciążeń czy też intensywności napowietrzania. W ten sposób uzyskano zbiory danych cyfrowych względnie pewnych i powtarzalnych w stosowanych warunkach doświadczeń.

Warunek ścisłego przystosowania osadu czynnego do danych warunków pracy komory był bezwzględnie przestrzeganą zasadą niniejszych doświadczeń. Niewątpliwie odpowiednie zabiegi adaptacyjne doprowadziły do oczekiwanych rezultatów. Wskazują na to uzyskane wyniki oczyszczania ścieków. Nie mniej jednak wydaje się, że istnieją również wyraźne granice możliwości przystosowywania osadu czynnego do wzrostu szybkości przemian metabolicznych, szczególnie w zakresie znacznych intensywności napowietrzania. Wskazuje na to choćby wzrost zawartości tlenu w komorach napowietrzania (tab.2 i 6) wraz ze wzrostem stosunku OC/L.

Kierunek interpretacji powyższych wyników doświadczeń był przedmiotem szerokich rozważań. Współczesna bowiem znajomość procesu osadu czynnego nie daje wystarczających podstaw do twierdzenia, które parametry procesu wpływają decydująco na wyniki oczyszczania ścieków, a które mają tylko znaczenie pochodne.

W szeregu wcześniejszych prac uważano obciążenie komór napowietrzania ładunkiem zanieczyszczeń (w g $BZT_5/m^3.d$), za zasadniczą wielkość określającą proces, później występuje wyraźna tendencja wiązania efektów procesu z obciążeniem

osadu (w g BZT_5/g.d) (108) (37) a ostatnio w oparciu o prace Wuhrmann a (82) i Emde go (43) dąży się raczej do ustalania odpowiednich korelacji z obciążeniem hydraulicznym ściekami komór napowietrzania (w m^3/m^3.d). Ostatnie podejście do zagadnienia znajduje także potwierdzenie w publikowanych niedawno pracach doświadczalnych przeprowadzonych na Węgrzech (109) (110) i w Polsce (111). Takie samo ujęcie cechuje ponadto współczesne opracowania w zakresie złóż biologicznych (112).

Praca niniejsza nie prowadzi do rozstrzygnięcia powyższej wątpliwości ze względu na operowanie ściekami o przybliżeniu stałym BZT_5 i prowadzenie doświadczeń przy względnie małych różnicach zawartości zawiesiny osadu czynnego w komorach napowietrzania.

Przy zestawieniu wyników doświadczeń tej pracy, odnoszono je w pierwszym rzędzie do odpowiednich wartości obciążenia osadu oraz bardziej konwencjonalnie do obciążenia komór napowietrzania. Takie ujęcie wydaje się stosunkowo najbardziej uzasadnione dotychczasową znajomością fizjologii mikroorganizmów . Wyniki te jednak bardzo łatwo można także odnieść do obciążeń hydraulicznych modeli doświadczalnych.

Całkowicie inne podejście do omawianych tu przemian biochemicznych wyraził Pasveer (38) (67), uważając wspomniany już przy dyskusji problemu "aktywności" osadu czynnego, stosunek zdolności napowietrzania odpowiednich urządzeń komór napowietrzania do ładunku BZT_5 wprowadzanego do tych komór (OC : L) za decydującą wielkość przy przebiegu procesu osadu czynnego. Obecnie wydaje się, m.in. na podstawie przedstawionych tu wyników eksperymentów, że podejście takie jest zbyt uproszczone. Niewątpliwie jednak wartość teorii Pasveer a jest bardzo duża, choćby ze względu na stymulację odpowiedniego kierunku badań, który w konsekwencji doprowadził do znacznego zwiększenia wydajności procesu osadu czynnego.

W niniejszej pracy położono szczególny nacisk na uwzględnienie w dużym zakresie obciążeń osadu różnych stosunków OC : L, gdyż ten bez wątpienia bardzo ważny czynnik był często pomijany w wielu wcześniejszych pracach doświadczalnych w tym zakresie.

Niewątpliwie posługiwanie się wyłącznie umownym określeniem OC jako miarą warunków napowietrzania jest tylko dość znacznym uproszczeniem bardziej złożonego zjawiska. Większe przybliżenie zapewne można byłoby uzyskać, operując bilansem tlenowym komory napowietrzania, ujmującym wpływ zawartości osadu czynnego, zawartości rozpuszczonego tlenu oraz

wielkość stałych dyfuzji badanego środowiska. Zapewne również właściwości mechaniczne układu, szczególnie trudne do ilościowego ujęcia, wywierają też wyraźny wpływ na badane przemiany. Ta ostatnia uwaga potwierdzona została wynikami badań na oczyszczalni doświadczalnej w Sztutgarcie (113), na podstawie których sądzić można o pewnej niewspółmierności konsekwencji technologicznych tych samych wartości OC otrzymanych dzięki pracy urządzeń różnych typów (napowietrzanie szczotkami Kessenera i drobnymi banieczkami powietrza).

Zasadniczym wnioskiem wynikającym z tych zastrzeżeń jest stwierdzenie celowości dalszych badań nad charakterystyką urządzeń do napowietrzania. Odpowiednie prace w tym kierunku, prowadzone w kraju przez autora (73) (114) (115), rozwijają się bardzo owocnie.

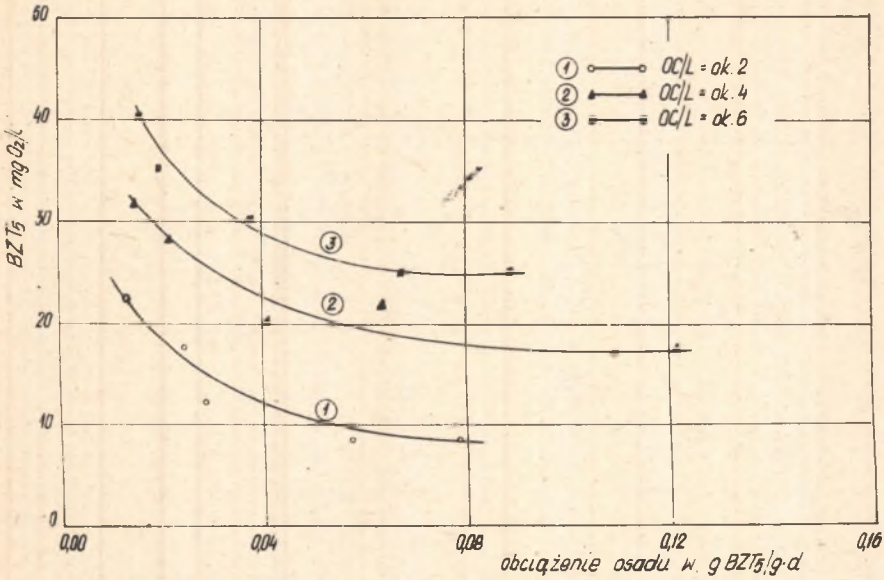
Ze względu na skalę przeprowadzonych doświadczeń (modele laboratoryjne), nie można było dokładnie ocenić wielkości przyrostu osadu podczas procesu oczyszczania ścieków i związać tych wartości z efektami obniżki BZT_5 ścieków. Odpowiednie uzupełnienie tych badań będzie możliwe dopiero przy powtórzeniu ich w skali conajmniej półtechnicznej.

Oba rodzaje stosowanych modeli laboratoryjnych były układami o znacznym stopniu wewnętrznej cyrkulacji i praktycznie całkowicie realizowały zasady działania komór napowietrzania pełnego wymieszania. Warunkowało to niewątpliwie w stopniu zależnym od tych czynników, utrzymanie aktywności osadu na właściwym poziomie.

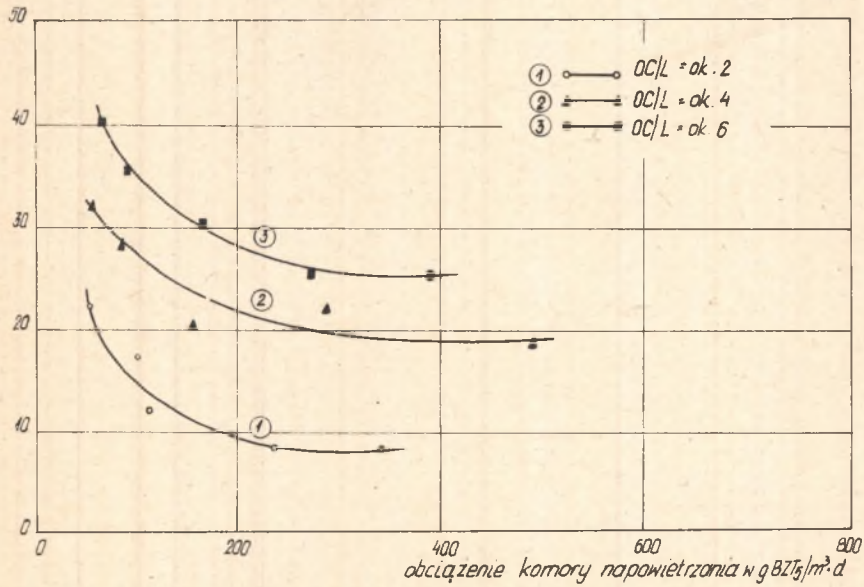
Modele te pozwalały przeprowadzać kontrolę pomiarową procesu osadu czynnego w wystarczającym zakresie, były proste w obsłudze i stosunkowo dość pewne w działaniu. W dużym zakresie stosowanych obciążeń hydraulicznych, elastyczność konstrukcji zastosowanych modeli pozwalała utrzymywać dwugodzinny czasokres zatrzymywania ścieków w osadnikach wtórnych, niezależnie od okresu ich zatrzymania w komorach napowietrzania. Niestety zasada ta nie mogła być utrzymana w górnym zakresie znacznych obciążeń.

3.2. Obniżka BZT_5 ścieków

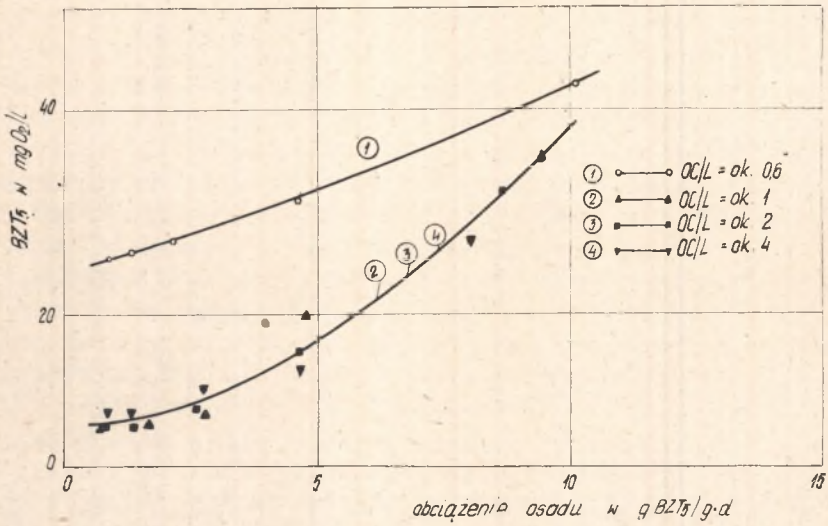
Przeprowadzone doświadczenia wykazały (rys.5,6,7 i 8), że przy zachowaniu intensywności napowietrzania w zakresie $OC/L = 1 \div 2$, można uzyskać tzw. pełne biologiczne oczyszczenie badanych ścieków (więcej niż 90% obniżki BZT_5), czyli obniżki BZT_5 ścieków do wartości mniejszych względnie



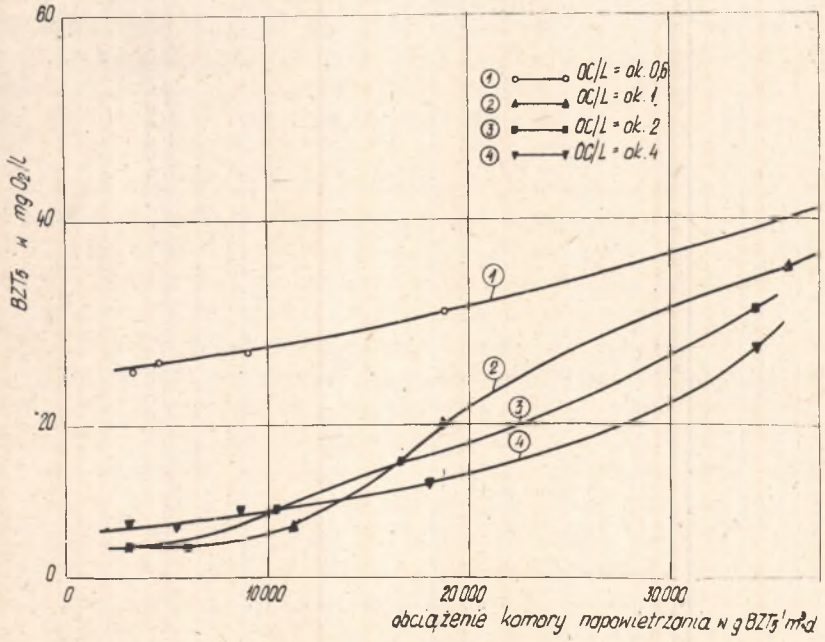
Rys.5. Zależność BZT5 oczyszczonych ścieków od obciążeń osadu i intensywności napowietrzania (zakres niskich obciążeń)



Rys.6. Zależność BZT5 oczyszczonych ścieków od obciążeń komór i intensywności napowietrzania (zakres niskich obciążeń)



Rys.7. Zależność BZT_5 oczyszczonych ścieków od obciążeń osadu i intensywności napowietrzania (zakres znacznych obciążeń)



Rys.8. Zależność BZT_5 oczyszczonych ścieków od obciążeń komór i intensywności napowietrzania (zakres znacznych obciążeń)

równych 13 mg O_2/l, w szerokim zakresie obciążeń osadu od ok. 0,03 do ok. 3,0 g BZT_5/g.d względnie w zakresie obciążeń komory napowietrzania od ok. 120 do ok. 12 000 g BZT_5/m^3.d. Odpowiada to okresowi napowietrzania ścieków w komorach procesu osadu czynnego od ok. 36 godzin do ok. 20 min.

W zakresie jeszcze niższych obciążeń niż powyższe, uzyskiwane są wyższe wartości BZT_5 oczyszczonych ścieków, zapewne na skutek zbyt daleko posuniętych przemian dyssymilacyjnych osadu czynnego, prowadzących m.in. do powstania rozpuszczalnych lub koloidalnych produktów, wykazujących biochemiczny pobór tlenu.

Podobne zjawisko wzrostu BZT_5 oczyszczonych ścieków obserwuje się również w zakresie znacznych obciążeń przy obciążeniach wyższych niż 3,0 g BZT_5/g.d (ok.12 000 g BZT_5/m^3.d). Przyczyny tego nie są całkowicie jasne, gdyż mimo względnie znacznych wartości tych obciążeń, są one jeszcze dość dalekie granic fizjologicznych możliwości skupisk bakteryjnych osadu czynnego, związanych z minimalnym okresem wegetacyjnym odpowiednich organizmów. Można wysunąć następujące prawdopodobne wyjaśnienia tego zjawiska: Przy założeniu wielofazowości procesu (15) (16) i znacznych różnic w przebiegu usuwania w ten sposób poszczególnych substratów procesu ze środowiska ścieków (116) (117), czasokres kontaktu ścieków z osadem czynnym, nawet odpowiednio przystosowanym, może być zbyt krótki, by zapewnić taki stopień oczyszczania. Zapewne w tych warunkach występować może zjawisko selektywnego różnicowania składników substratu.

Wydaje się, że doskonale rozwijające się w ostatnich czasach badania nad charakterystyką substancji organicznych w ściekach (118) (119) (120), mogą w przyszłości rzucić ciekawe światło zarówno na ten problem jak i na poruszone powyżej zjawiska dyssymilacji.

Zastosowanie w zakresie niskich obciążeń osadu i komory wyższych intensywności napowietrzania niż OC/L równe ok.2, a mianowicie OC/L równe ok. 4 i 6, powoduje w konsekwencji wzrosty BZT_5 oczyszczonych ścieków, które oczywiście tłumaczyć można także rozwojem przemian dyssymilacyjnych. Charakterystyczne jest przy tym zjawisko, wyraźniej niezależności w badanym zakresie niskich obciążeń tych zmian od bezwzględnej wartości obciążeń. Odpowiednie krzywe na rys.5 i 6 przebiegają prawie równolegle, wykazując, że wzrost intensywności napowietrzania z OC/L równe ok. 2 na OC/L równe ok.4 powoduje wzrost BZT_5 ścieków oczyszczonych o ok. 10mg/l a dalszy wzrost do OC/L równe ok. 6 o dalsze 5 - 7 mg O_2/l.

Przyczyn takiego obrazu zjawiska doszukiwać się można w ograniczeniu tego zakresu obciążeń do bezwzględnie bardzo małych wartości. Przeciwnie w zakresie znacznych obciążeń nie obserwowano wyraźnych różnic BZT_5 oczyszczonych ścieków między wynikami dla OC/L równych ok. 1, 2 i 4 (Rys.7 i 8).

Podobne wyniki wzrostu stanu zanieczyszczenia oczyszczonych ścieków na skutek zbyt znacznego napowietrzania zaobserwowano również w innej pracy wykonanej w kraju (121). Zauważono tam także występowanie optimów intensywności napowietrzania ze względu na wyniki oczyszczania ścieków.

Ograniczenie w zakresie znacznych obciążeń intenwysności napowietrzania do OC/L równe ok. 0,6 spowodowało wystąpienie znacznie wyższych wartości BZT_5 ścieków oczyszczonych. Można uważać to za wyraźne potwierdzenie różnic procesu w zależności od realizacji tzw. sposobów wysokosprawnych i sposobów częściowego oczyszczania.

W badanym zakresie znacznych obciążeń osadu czynnego i komory napowietrzania, mimo stosowania maksymalnie tak wysokich obciążeń osadu jak 10,1 g BZT_5/g.d (39500 g BZT_5/m^3.d), co odpowiadało bardzo krótkim czasokresom napowietrzania ścieków z osadem czynnym (5 min.), stwierdzono zawsze stosunkowo znaczne obniżki BZT_5 ścieków. Maksymalne zawartości BZT_5 oczyszczonych ścieków nie przekraczały bowiem 42 mg O_2/l (Seria doświadczeń Nr 20).

W zasadzie więc pomiary niniejsze nie doprowadziły do określenia bezwzględnych granic stosowania procesu osadu czynnego nawet w takich jego ujęciach, które wymagają zachowania flokulacyjnych właściwości osadu w zakresie typowych wielkości. Nie mniej jednak nie wydaje się już celowym dążyć do dalszej jeszcze intensyfikacji procesu przy oczyszczaniu przeciętnych ścieków miejskich ze względu chociażby na implikowaną przez uzyskane dane nikłość objętości komór napowietrzania w porównaniu z wymaganymi objętościami osadników wtórnych. Uzyskane tu wielkości dopuszczalnych obciążeń osadu czynnego i komór napowietrzania wybiegają daleko poza propozycje von der Emde (43), które obecnie przyjmuje się na ogół w wielu technicznych rozwiązaniach. Wskazuje to wyraźnie na dalsze możliwości udoskonalenia praktycznych zastosowań procesu osadu czynnego nawet przy uwzględnieniu wszelkich czynników zmniejszających, jak nierównomierność objętości i ładunków zanieczyszczeń ścieków dopływających na oczyszczalnie miejskie.

Wyniki uzyskane w niniejszej pracy przypisać można przede wszystkim starannemu przeprowadzaniu przystosowania osadu czynnego do ustalonych warunków prowadzenia procesu.

Niewątpliwie, wspomniany już wcześniej, czasokres zatrzymania ścieków z osadem czynnym w osadnikach wtórnych wywierał również stosunkowo znaczny wpływ na dopełnienie odpowiednich przemian biochemicznych. Z tego punktu widzenia rzeczywisty czasokres przebiegu biochemicznego procesu osadu czynnego nie może być ograniczony tylko do okresu zatrzymania ścieków w komorach napowietrzania. Znaczenie osadników wtórnych dla właściwego przeprowadzania procesu osadu czynnego, jest na ogół podkreślane wyłącznie ze względu na ich rolę jako urządzeń do usuwania zawiesiny z oczyszczonych biologicznie ścieków. W niektórych jednak ujęciach (122), zwraca się także uwagę na celowość analizowania wpływu na wyniki oczyszczania ścieków sumarycznej objętości komór napowietrzania i osadników wtórnych. Kryje się w tym intuicyjnie może przyjmowana rola osadników wtórnych jako środowiska przemian biochemicznych. Rola ta, dla przypadków nitryfikacji osadu czynnego nie ulega wątpliwości, lecz jest jeszcze mało rozpracowana dla innych modyfikacji procesu. Wydaje się, że celowe jest szczegółowe przebadanie odpowiednich zjawisk przede wszystkim dla wysoko-sprawnych sposobów stosowania procesu osadu czynnego.

Na podstawie teorii flokulacji McKinney'a (18) przewidywać można, że wzrostom BZT_5 oczyszczonych ścieków w zakresie bardzo niskich i bardzo znacznych obciążeń, towarzyszyć będą również wzrosty zawartości zawiesiny w tych ściekach. Wiąże się to z odpowiednim wzrostem poziomów energetycznych mikroorganizmów osadu czynnego. Przewidywania te zostały potwierdzone częściowo również w niniejszych doświadczeniach (Rys.9, 10, 11, i 12). Uzyskane zależności wskazują jednak na bardziej złożony przebieg zjawisk niż to wynika z teorii McKinney'a. Omówienie tej części wyników jest tematem następnego punktu pracy.

3.3. Zawartość i charakterystyka zawiesiny w oczyszczonych ściekach

Bezwzględnie wymaganym warunkiem właściwego przebiegu procesu biologicznego oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego, realizowanego w sposób jednostopniowy, jest nie tylko odpowiednio daleko posunięta obniżka BZT_5 oczyszczonych ścieków, lecz także towarzyszyć temu musi odpowiednio łatwe usuwanie z oczyszczanych ścieków zawiesiny osadu czynnego. Innymi słowy osad czynny winien odznaczać się takimi właściwościami flokulacyjnymi, by można było go praktycznie

całkowicie usunąć z oczyszczonych ścieków przez krótkotrwałe odstanie lub winien posiadać w takim stopniu inne właściwości fizyczne, np. flotowania, by odpowiednia operacja rozdziału nie natrafiała na trudności.

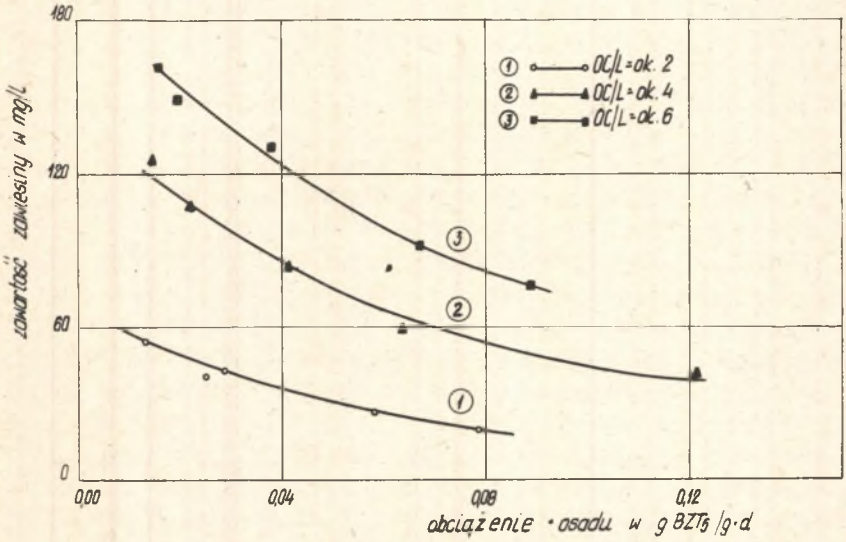
Problemy sedymentacji zawiesiny typu osadu czynnego były przedmiotem szerokich badań Behn'a (123), Eckenfelder'a (124) i wielu innych autorów. Ten sposób jest powszechnie stosowany do rozdziału osadu czynnego od oczyszczonych ścieków i nie wydaje się by mógł być w przyszłości zastąpiony całkowicie jakąkolwiek inną operacją fizyczną. W ostatnich czasach duże zainteresowanie wzbudziły próby rozdziału omawianego układu niejednorodnego na drodze flotacji (125). Znaczenie takiego rozwiązania będzie jednak zapewne ograniczone tylko do niektórych szczególnych rozwiązań oczyszczania ścieków wg tego procesu.

Dyspersja osadu czynnego związana z zanikiem jego flokulacyjnych właściwości występuje zarówno przy bardzo niskich obciążeniach osadu jak i przy obciążeniach znacznych (Rys.9, 10, 11, 12). Oczywiście charakter zawiesiny zawartej w obu przypadkach w oczyszczonych ściekach jest zdecydowanie różny (tab.11). W pierwszym przypadku zawiesina ta jest względnie trwała biologicznie i wykazuje tylko minimalne zapotrzebowanie tlenu. Przeciwnie - w drugim przypadku - zawiesinę tę stanowią głównie bakterie rozproszone o bardzo znacznej aktywności fizjologicznej.

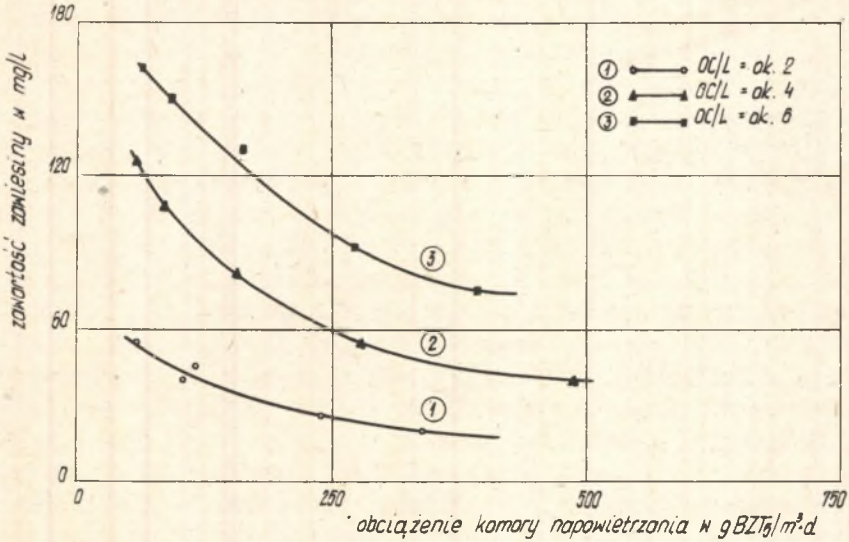
Fakty powyższe znane tu są w pewnym stopniu jako wyniki działania poszczególnych rozwiązań oczyszczania ścieków według metody procesu osadu czynnego, lecz - jak dalece wiadomo autorowi - zjawiska te nie były dotychczas przedmiotem systematycznych badań oraz nie wyprowadzono w tym zakresie żadnych uogólnień.

W doświadczeniach przeprowadzonych w ramach tej pracy badano zjawisko dyspersji osadu nie tylko jako funkcję jego obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń lecz także uwzględniano tu wpływ intensywności napowietrzania wiążący się z odpowiednimi zmianami turbulencji środowiska.

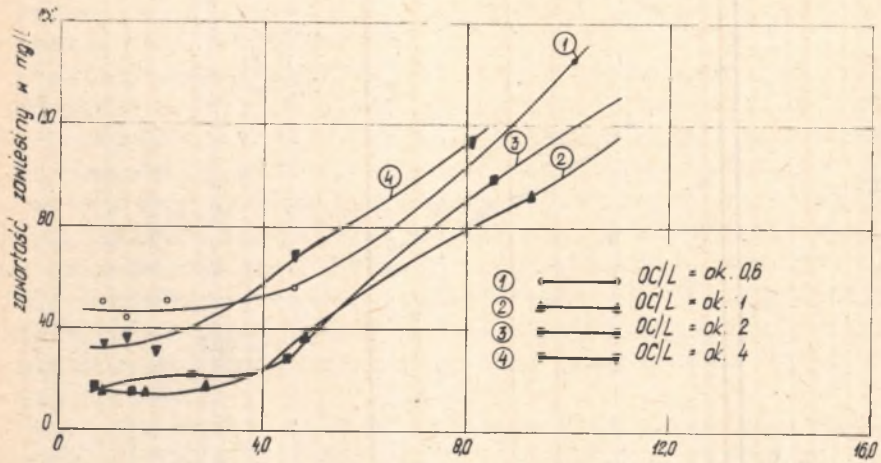
W zakresie niskich obciążeń, przy badaniach prowadzonych w modelu Sierpa, w granicach intensywności napowietrzania rzędu OC/L równe ok. 2, a więc przy zapewnieniu zapotrzebowania tlenu układu z tylko stosunkowo małym nadmiarem, obserwowano wzrost zawartości zawiesiny w oczyszczonych ściekach od 20 mg/l przy obciążeniu ok. 0,08 g BZT_5/g.d (342 g BZT_5/m^3.d) do 55 mg/l przy obciążeniu 0,014 g BZT_5/g.d (54 g BZT_5/m^3.d). Wraz ze wzrostem intensywności napowietrzania odpowiednie zawartości zawiesiny wzrastały jeszcze bardziej (rys.9 i 10).



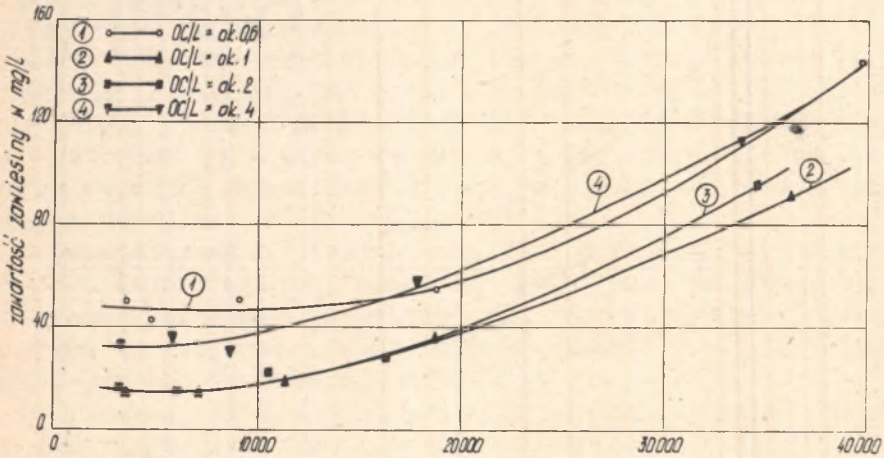
Rys.9. Zależność zawartości zawiesiny w oczyszczonych ściekach od obciążeń osadu i intensywności napowietrzania (zakres niskich obciążeń)



Rys.10. Zależność zawartości zawiesiny w oczyszczonych ściekach od obciążeń komór i intensywności napowietrzania (zakres niskich obciążeń)



Rys.11. Zależność zawartości zawiesiny w oczyszczonych ściekach od obciążeń osadu i intensywności napowietrzania (zakres znacznych obciążeń)



Rys.12. Zależność zawartości zawiesiny w oczyszczonych ściekach od obciążeń komór i intensywności napowietrzania (zakres znacznych obciążeń)

Niewątpliwie powyższe zjawiska oparte są na przebiegu specyficznych przemian dyssymilacyjnych i posiadają ścisły związek ze wzrostem BZT_5 oczyszczonych ścieków w tych samych warunkach. Wydaje się jednak ponadto, że są to tylko wyłącznie niektóre aspekty bardziej złożonego zjawiska. Zwiększonej intensywności napowietrzania towarzyszy wzrost rozpuszczonego tlenu w zawartości komory napowietrzania oraz wyraźna nitryfikacja związków azotowych zawartych w ściekach. Zapewne jest to związane także z dalszymi zdecydowanymi zmianami biocenozy układu i obniżką jego zasadowości i może nawet pH (126) (127). Zagadnienie to będzie dalej osobno dyskutowane.

Wspomniane powyżej komplikacje prowadzenia procesu osadu czynnego wg zasady pełnego utleniania oraz podkreślone poprzednio analogiczne kłopoty związane ze względnie znacznymi wartościami BZT_5 oczyszczanych w ten sposób ścieków, wskazują na celowość realizacji w niektórych uzasadnionych przypadkach pozytywnych konsekwencji sposobów "uproszczonych" w nieco innych warunkach technicznych. Odpowiednie rozwiązania polegają na odrębnym oczyszczaniu ścieków wg procesu osadu czynnego (np. sposobem konwencjonalnym) i odrębnym unieszkodliwianiu osadów ściekowych w warunkach tlenowych (79) (80) (81). W ten sposób przy zachowaniu nadal względnie dużej prostoty urządzeń i ich wyposażenia, zapewne można będzie uzyskać wyższe wyniki oczyszczania ścieków i prawdopodobnie poprawę wskaźników ekonomicznych procesu.

W ramach doświadczeń w zakresie znacznych obciążeń osadu stwierdzono względną trwałość wystarczająco i nadmiernie natlenionych skupisk zoogleamych osadu czynnego do obciążeń rzędu 3 g BZT_5/g.d. Przy obciążeniach większych od 5 g BZT_5/g.d wzrasta szybko dyspersja osadu (Rys.11).

Wyniki te potwierdzają pogląd McKinney'a na kształtowanie się właściwości flokulacyjnych osadu czynnego (18) i stanowią dodatkową ilustrację cyfrową dla tej teorii. Wydaje się jednak równocześnie, że operowanie przez tego autora pojęciem endogennej respiracji jako zasadniczym warunkiem tego zjawiska wymaga pewnej korekty.

Wzrost intensywności napowietrzania wyraźnie zwiększa zawartość zawiesiny w oczyszczonych ściekach przy obciążeniach osadu wyższych od 5 g BZT_5/g.d. Prawdopodobnie związane to jest już z przejściem części organizmów skupisk osadu czynnego w formę wzrostu zdysperg owanego oraz z mechanicznymi właściwościami układów intensywnie napowietrzanych (turbulencja).

Wydaje się, że ten ostatni problem posiada duże praktyczne i teoretyczne znaczenie. Poza wstępną pracą autora (128), opisującą dyspersyjny rozkład błony biologicznej złoża w warunkach bardzo znacznego obciążenia ładunkiem BZT_5, nie przeprowadzono dotychczas w tym zakresie żadnych bardziej szczegółowych pomiarów mimo, że niewątpliwie mogłyby one w znacznym stopniu naświetlić ciekawe rozważania teoretyczne Pasveer'a (71) i Wuhrmann'a (72).

W warunkach doświadczeń przy małych intensywnościach napowietrzania, niewystarczających dla pełnego biologicznego oczyszczania, zawartość zawiesiny w oczyszczonych ściekach utrzymywała się w badanym zakresie obciążeń, stale w zakresie wyższych wartości niż w przypadkach większych intensywności napowietrzania. W miarę wrostu obciążeń osadu wzrastała także zawartość zawiesiny w oczyszczonych ściekach lecz nie zauważono tu charakterystycznych obciążeń wpływających zasadniczo na zmiany tych wartości.

Podobnie jak przy omawianiu wyników obniżki BZT_5 ścieków, należy tutaj zaznaczyć, że mimo stosowania bardzo znacznych obciążeń osadu i komór napowietrzania, zaobserwowano tylko zakres występowania tendencji do wzrostu zawiesiny w oczyszczanych ściekach a nie wyraźne przejście osadu w fazę zdyspergowaną. Nawet dla przypadków maksymalnych zawartości zawiesiny w oczyszczanych ściekach były to wielkości nikłe w porównaniu z ilościami osadu w komorze napowietrzania.

Charakterystyka tlenowa zawiesiny zawartej w biologicznie oczyszczonych ściekach (tab.11) wykazuje wyraźnie jej zmienność wraz ze zmianami obciążeń osadu czynnego i komory napowietrzania oraz intensywności napowietrzania zawartości tej komory.

Niezależnie od zastrzeżeń do przyjętej metodyki pomiarowej (pasteryzacja ścieków dla wyeliminowania organizmów nitryfikujących mogła powodować termiczne zmiany substancji organicznej zawiesiny, zmieniające jej przydatność jako substratu metabolizmu heterotrofów tlenowych oznaczenia BZT_5), obserwowane zmiany wykazują daleko posunięte tlenowe unieszkodliwienie osadu w warunkach niskich obciążeń i znacznej intensywności napowietrzania oraz przeciwnie w warunkach wysokich obciążeń niezależnie od stopnia napowietrzania, znaczny pobór tlenu przez tę zawiesinę. Wskazuje to jakby na niezrozumiałe bliżej zmniejszenie wykorzystania w tym zakresie doprowadzanego do układu tlenu.

Prowadzone w ramach niniejszej pracy uproszczone obserwacje mikroskopowe osadu czynnego (tab.12) wykazywały obecność wyraźnych ilości pierwotniaków i wrotków w osadzie

w przypadku wszystkich hodowli za wyjątkiem hodowli o szczególnie niskiej intensywności napowieztrzania (doświadczenia 16 - 20). W świetle tych wyników nie uległy całkowitemu potwierdzeniu powszechnie przyjmowane ujęcia znaczenia tych organizmów jako wskaźników przebiegu procesu osadu czynnego (129) (130) (131). Zróżnicowane ilości zawiesiny w ściekach oczyszczonych przy daleko posuniętym podobieństwie mikroskopowego obrazu osadu pozwalają przypuszczać, że podkreślana przez wielu autorów rola pierwotników w procesie osadu czynnego jako regulatorów ilości swobodnych bakterii i szczególnie małych skupisk bakteryjnych ma znaczenie raczej drugorzędne a poprzednio podkreślane względy fizjologii bakterii i wpływy fizyczne wysuwają się na plan pierwszy jako czynniki określające zawartość zawiesiny w oczyszczonych ściekach.

Mimo to wydaje się, że uproszczona obserwacja mikroskopowa osadu czynnego może oddać nawet duże usługi w zakresie oceny porównawczej układów nieustabilizowanych biologicznie i układów w warunkach równowag. Wskazują na to nieprzytaczane tutaj wyniki takich obserwacji wykonywane w okresach przystosowywania osadu czynnego do zmienianych warunków. Porównania jednak między wynikami obserwacji różnych osadów czynnych w warunkach ustalonych, jak to przedstawiono w tab.12, pozwala na wyprowadzenie tylko bardzo ogólnych sformułowań.

Dalsza interpretacja tych danych będzie tematem odrębnej pracy.

3.4. Przemiany mineralnych związków azotu

Zawarte w ściekach mineralne połączenia azotu wywierają zasadniczy wpływ na wtórne zanieczyszczenie odbiorników ścieków głównie przez umożliwienie i stymulację rozwoju specyficznej flory, która pobiera tlen z wody, wprowadza do roztworu szereg rozpuszczalnych produktów swojej przemiany materii a po obumarciu stwarza niepożądane z tych samych względów osady denne. Dlatego też zrozumiałe jest całkowicie dążenie do takiego prowadzenia biologicznego oczyszczania ścieków, który byłby związany z maksymalnym zmniejszeniem zawartości tych związków w ściekach. Możliwe to jest zarówno przez przesunięcie równowag biochemicznych procesu osadu czynnego w kierunku syntezy z równoczesnym ograniczeniem przemiany endogennej respiracji i utleniania enzymami poza-

komórkowymi (107), jak i na drodze wytworzenia możliwie uprzywilejowanych warunków rozkładu powstałych w wyniku biologicznego utleniania azotynów i azotanów do wolnego azotu (132) (133) (134).

Z drugiej strony stopień utlenienia mineralnych związków azotowych kierowanych do odbiorników powierzchniowych, może także wywierać wyraźny wpływ na kształtowanie się warunków tlenowych w tych zbiornikach. W szczególności dotyczy to wprowadzania amoniaku oraz w mniejszym stopniu azotynów do zbiorników, w których możliwy jest przebieg dalszego biologicznego utleniania tych połączeń (2).

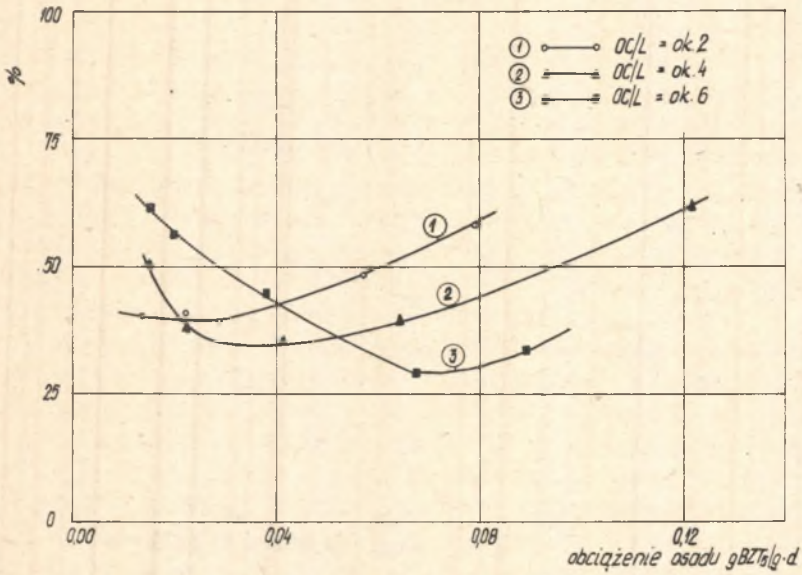
Zagadnienie powyższe jest w bardzo różny sposób ocenione przez poszczególnych autorów. Jest ono zresztą przedmiotem dyskusji trwającej blisko 20 lat. W ostatnich czasach, po okresie zdecydowanego pomijania wpływu stopnia utlenienia tych połączeń (m.in. Wuhrmann (82), przytaczane są coraz częściej liczne dowody uzasadniające przeciwny punkt widzenia (135).

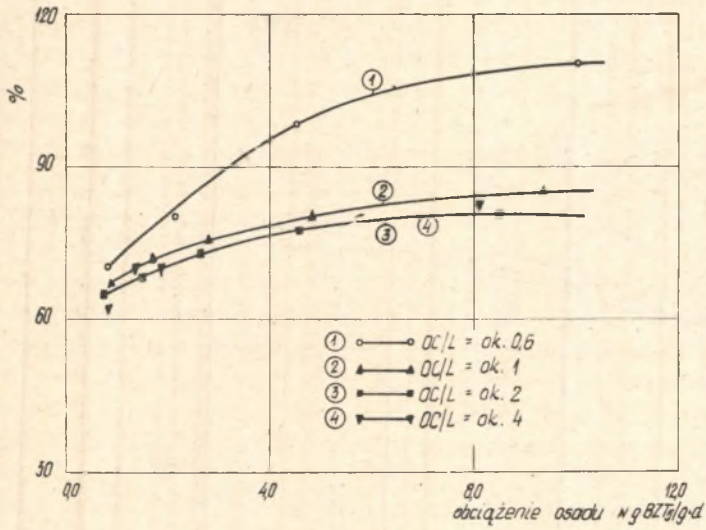
W większości przypadków hodowli osadu czynnego, przeprowadzonych w ramach tej pracy, stwierdzano zmniejszenie zawartości mineralnych połączeń azotu w ściekach biologicznie oczyszczonych w stosunku do zawartości tych związków w substracie doświadczeń. Zbiorcze wyniki tych pomiarów przedstawiono na rys.13 i 14 jako zależność procentowych zmian sumarycznej zawartości mineralnych połączeń azotu w ściekach niepoddawanych biologicznemu oczyszczaniu i biologicznie oczyszczonych od obciążenia osadu czynnego i intensywności napowietrzania względnie od obciążenia komór i intensywności napowietrzania.

Z danych tych wynika, że eliminacja mineralnych połączeń azotu ze ścieków w znacznym zakresie wielkości wzrasta wraz z obniżką obciążenia osadu względnie komory napowietrzania oraz wraz ze wzrostem intensywności napowietrzenia.

Wyłącznie tylko w przypadku bardzo wysokich obciążeń i względnie niskiej intensywności napowietrzania stwierdzono wzrost zawartości minetalnych połączeń azotu w ściekach w wyniku takiego oczyszczania. Zapewne związane było to z odpowiednimi zmianami mechanizmów utleniania i przyswajania niektórych zanieczyszczeń ograniczonych zawartych w ściekach przez osad czynny w takich warunkach. Koreluje to wyraźnie ze wzrostem zawartości zawiesiny i BZT_5 w ściekach oczyszczanych w ten sposób.

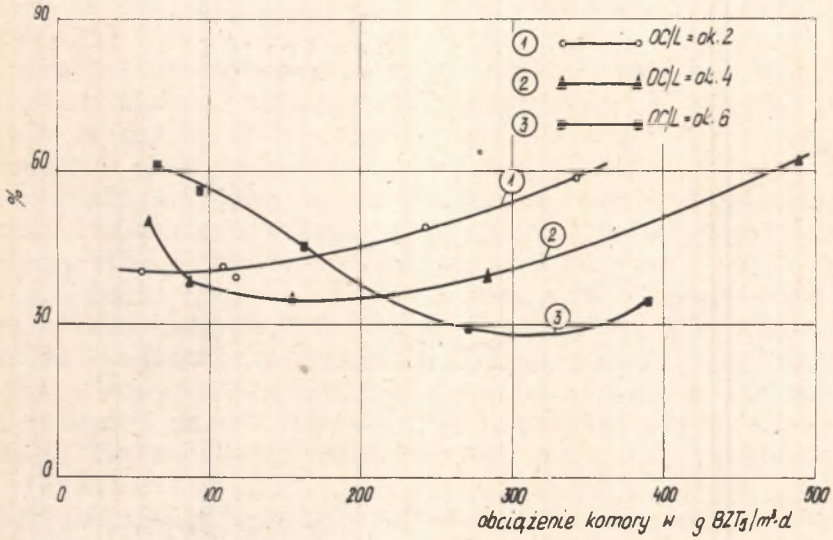
Przypuszczać można, że w warunkach bardzo niskich obciążeń i znacznych intensywności napowietrzania możliwy jest także pośredni wzrost zawartości mineralnych połączeń azotu

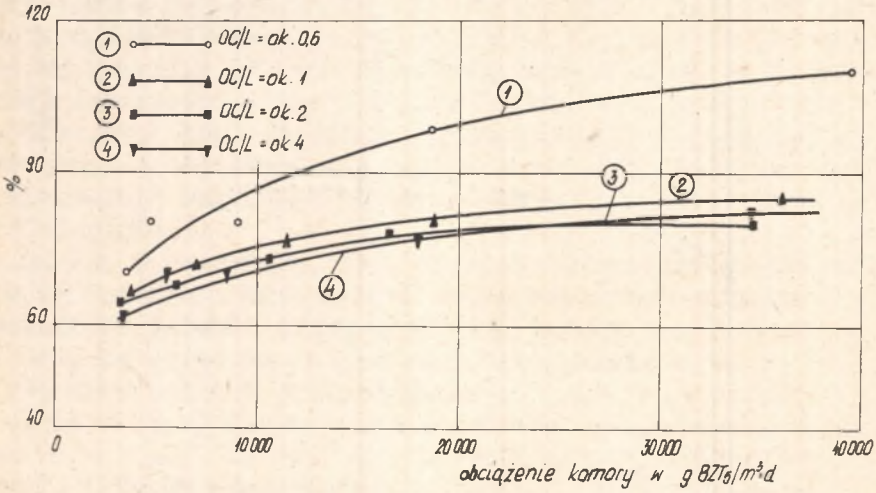




Rys.13. Zależność procentowych zmian zawartości mineralnych połączeń azotu w ściekach od obciążenia osadu i intensywności napowietrzania

Uwaga: 100% = zawartości mineralnych połączeń azotu w ściekach przed biologicznym oczyszczaniem





Rys. 14. Zależność procentowych zmian zawartości mineralnych połączeń azotu w ściekach od obciążeń komory i intensywności napowietrzania

Uwaga: 100% = zawartości mineralnych połączeń azotu w ściekach przed biologicznym oczyszczaniem

w ściekach na skutek tlenowego rozkładu organizmów osadu czynnego. Usuwanie jednak w takich warunkach azotu z układu w formie azotu gazowego, odznacza się niewątpliwie bardziej znaczną kinetyką, co w konsekwencji prowadzi do maksymalnych obniżek zawartości związków azotowych w optymalnym dla przebiegu tych zjawisk zakresie wielkości parametrów procesu.

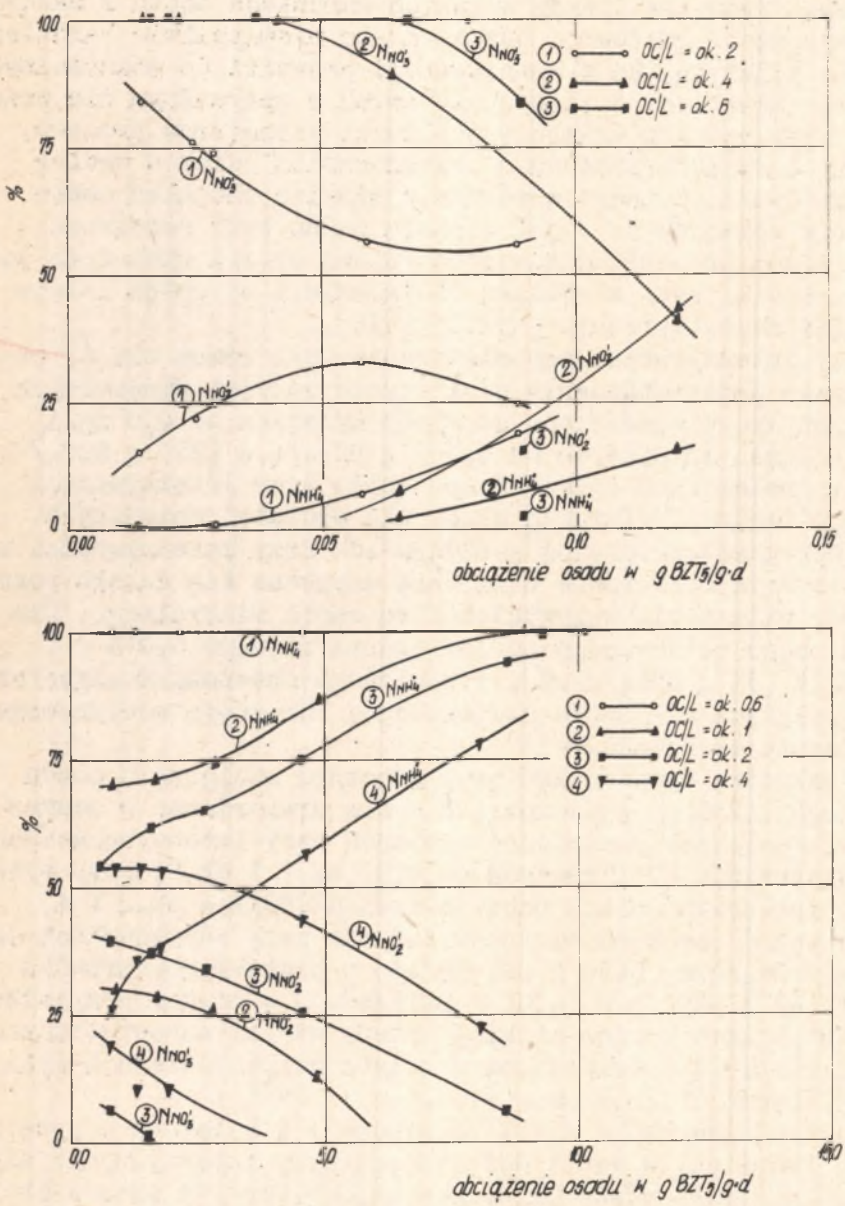
Przy doświadczeniach nad oczyszczaniem ścieków według procesu osadu czynnego w zakresie niskich obciążeń osadu i komory stwierdzono - jak zresztą można było oczekiwać - wzrastającą procentową zawartość wyżej utlenionych form połączeń azotu, wraz z obniżką obciążenia i wzrostem intensywności napowietrzania (Rys.15 i 16).

Przy intensywności napowietrzania OC/L równe ok. 6, obserwowano przekształcenie praktycznie całości mineralnych połączeń azotu (zawartość azotynów mniejsza od 0,0 mg/l) dla obciążeń mniejszych od 0,067 g BZT_5/g.d (270 g BZT_5/m^3.d); Analogiczne zjawisko wystąpiło przy intensywności napowietrzania OC/L równe ok.4, dla obciążeń mniejszych od 0,064 g BZT_5/g.d (284 g BZT_5/m^3.d). Przy intensywności napowietrzania OC/L równe ok.2, nie uzyskano tak daleko posuniętego utlenienia wszystkich form azotu mineralnego. Dla najniższego stosowanego tu obciążenia równego 0,014 g BZT_5/g.d (54 g BZT_5/m^3.d), stwierdzono obecność w oczyszczonych ściekach 84% azotu azotanowego, 15% azotu azotynowego i 1% azotu amonowego.

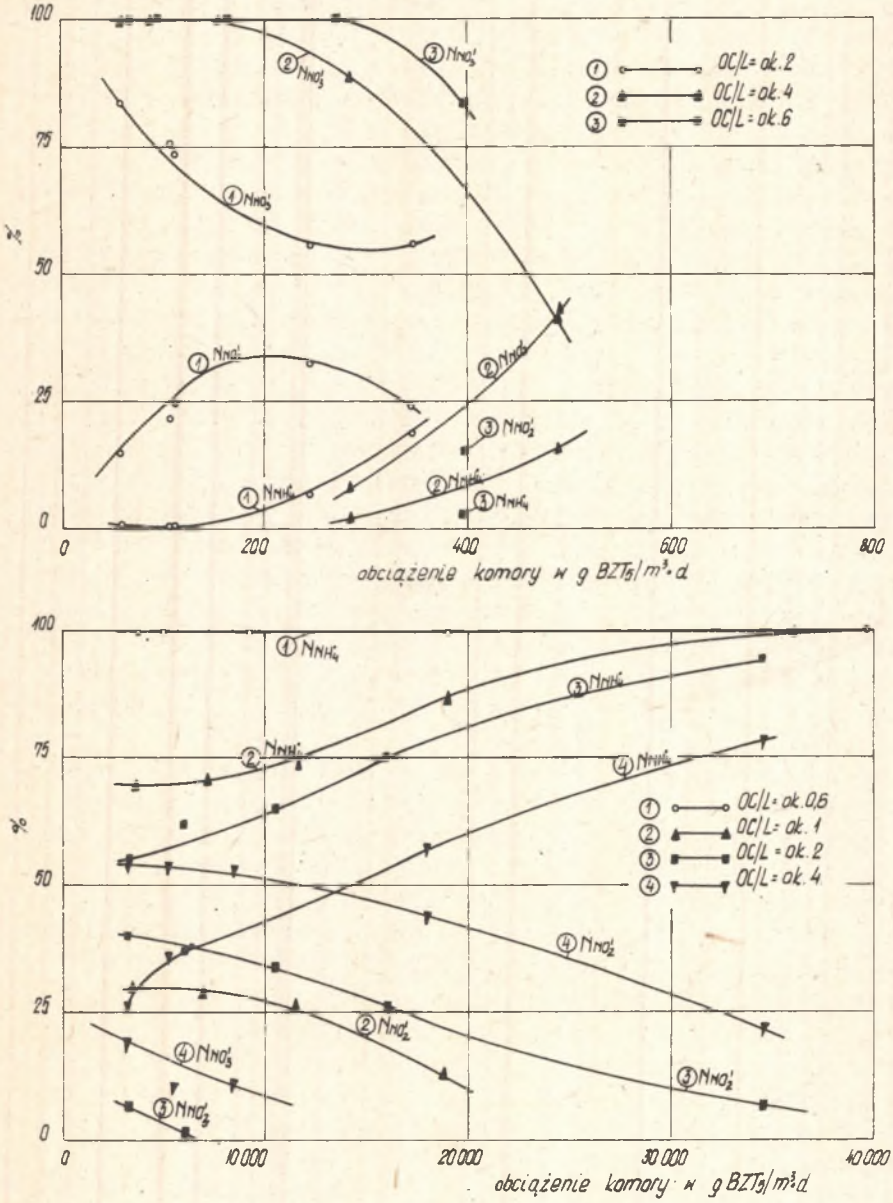
W zakresie doświadczeń przy znacznym obciążeniu osadu czynnego i komory napowietrzania nie stwierdzono w oczyszczonych ściekach zawartości azotanów przy intensywnościach napowietrzania OC/L równych ok.0,6, ok.1 i ok.2. Przy wyższych intensywnościach napowietrzania (OC/L = ok.2 i 4) obserwowano obecność azotanów jedynie przy obciążeniach do 1,97 g BZT_5/g.d (8650 g BZT_5/m^3.d) w pierwszym przypadku i do 1,49 g BZT_5/g.d (6000 g BZT_5/m^3.d) w drugim przypadku.

W warunkach bardzo niskiej intensywności napowietrzania (OC/L = ok.0,6) stwierdzono w oczyszczonych ściekach wyłącznie obecność jonów amonowych.

Zmienna zawartość azotu azotynowego w ściekach oczyszczonych, która np. w serii doświadczeń przy intensywności napowietrzania OC/L równe ok,2, początkowo wzrasta wraz z obniżką obciążeń a dalej ponownie maleje oraz obecność jonów amonowych w układach o daleko posuniętej nitryfikacji, są dodatkowymi przyczynkami do poprzednio rozwiniętej koncepcji eliminacji azotu mineralnego i organicznego ze ścieków w warunkach takich sposobów realizacji oczyszczania według procesu osadu czynnego.



Rys.15. Zależność procentowych udziałów poszczególnych form mineralnych połączeń azotu w ściekach oczyszczonych od obciążeń osadu i intensywności napowietrzania



Rys. 16. Zależność procentowych udziałów poszczególnych form mineralnych połączeń azotu w ściekach oczyszczonych od obciążeń komory i intensywności napowietrzania

Zwraca tu uwagę wyraźna zależność między przebiegiem utleniania mineralnych form azotu a zawartością rozpuszczonego tlenu w komorach napowietrzania procesu osadu czynnego (tab.2 i 6). Jest to dodatkowyn potwierdzeniem całego szeregu analogicznych spostrzeżeń innych autorów, stwierdzających, że te przebiegi biochemiczne są uwarunkowane zawartością conajmniej 2 mg/l O_2 w środowisku reakcji.

Wydaje się ponadto, że równoczesna obecność amoniaku i azotanów w ściekach niecałkowicie biologicznie oczyszczonych, obserwowana przez Viehl'a (136), Wuhrmann a (82) i innych, oraz oceniana przez nich jako przypadki nierównomiernego mieszania się nieoczyszczonych biologicznie ścieków z oczyszczonymi (tzw. przebicia przepływu ścieków przez komory napowietrzania), jest charakterystyczną właściwością takich złożonych układów jak niektóre sposoby stosowania procesu osadu czynnego, szczególnie przy bardzo znacznych intensywnościach napowietrzania. Jest bardzo prawdopodobnym, że intensywność napowietrzania wywiera znaczny wpływ na kierunek przebiegu procesu: niedostateczne napowietrzanie sprzyja bardziej znacznemu udziałowi biosyntezy a zbyt znaczne napowietrzanie wprowadza warunki uprzywilejowane dla wszystkich form utleniania. W tych warunkach, jak wykazują doświadczenia, nie ma konieczności wyraźnego zachowania następstwa kolejności utleniania: w pierwszym rzędzie związków węgla a potem dopiero połączeń azotu, co było kiedyś szczególnie silnie podkreślane przez Winogradskiego (137).

Na zakończenie interpretacji tej części wyników doświadczeń zwrócić należy także uwagę na duże prawdopodobieństwo możliwości daleko posuniętych zmian zaobserwowanych tu prawidłowości w przypadkach innych jakości ścieków zarówno pod względem stężenia i udziału procentowego poszczególnych połączeń azotu jak i tym bardziej na skutek obecności substancji wpływających specyficznie na mikroflorę biorącą udział przy utlenianiu tych związków.

3.5. Zakończenie

Uzyskane w wyniku mniejszych badań doświadczalnych dane pomiarowe usiłowano początkowo śladem wielu autorów (14) (15) (16) (138) (139) (140) (141) (142), opracować w formie interpretacji matematycznej. Bliższe jednak przeanalizowanie z tego punktu widzenia zarówno materiałów własnych jak i odpowiednich danych zawartych w dostępnym piśmiennictwie zagadnienia, wykazało wyraźnie, że dotychczasowy rozwój zna-

jomości procesu osadu czynnego nie pozwala na rozwinięcie pełnej teorii tego zespołu zjawisk, obejmującej całokształt zagadnienia i stwarzającej podstawy pragmatyczne wspomnianej interpretacji matematycznej. W świetle takich zastrzeżeń, opracowane uogólnienia matematyczne mogą mieć w znacznym stopniu charakter przypadkowy i prowadzić mogą w skrajnych ujęciach nawet do całkowicie błędnych wniosków.

Powyższy pogląd na przedwczesność takiego podejścia do uogólnienia zależności charakterystycznych wskaźników procesu osadu czynnego, nie jest - jak się wydaje - odosobniony gdyż wielu autorów m.in. także Pasveer, którzy w swoich wcześniejszych pracach dążyli do matematycznego ujęcia wyników doświadczeń, w dalszych bardziej dojrzałych pracach, odstępują od tego.

Niezależnie od niniejszych uwag, implikujących w pewnym stopniu braki we współczesnym opanowaniu procesu osadu czynnego wydaje się, że zarówno przedstawione w tej pracy rozważania teoretyczne jak i zebrane wyniki doświadczeń, mają wyraźne znaczenie dla praktyki biologicznego oczyszczania ścieków omawianą metodą.

Paradoksem współczesnych dążeń do uproszczenia lub intensyfikacji procesu osadu czynnego jest występowanie zjawiska dyspersji kłaczków tego skupiska mikroorganizmów zarówno w warunkach prawie całkowitego utlenienia związków organicznych zawartych w danych ściekach (sposoby "pełnego utlenienia") jak również w warunkach wysoko obciążonego osadu, przy wzroście fizjologicznej wydajności mikroorganizmów. Zjawisko to wpływa na obniżenie oczekiwanych wyników oczyszczania ścieków i daje podstawy do poszukiwania właściwych rozwiązań technologicznych w zakresie konwencjonalnym, w wielu przypadkach stosunkowo najmniej ciekawym z ekonomicznego punktu widzenia.

Wydaje się, że w zakresie niskich obciążeń osadu czynnego, praktycznym warunkiem zabezpieczenia właściwej jakości odpływów z oczyszczalni, jest zapewnienie nieobniżania w warunkach eksploatacji minimalnych obciążeń urządzeń oraz nieprzekraczanie właściwych intensywności napowietrzania. Wiąże się to ściśle z odpowiednio dokładnym projektowaniem urządzeń i znaczną dyscypliną eksploatacji. Poszukiwanie innych rozwiązań tego problemu, jak np. uzupełnienie normalnych urządzeń tego sposobu realizacji procesu osadu czynnego dodatkowymi urządzeniami dla usuwania zawiesiny z oczyszczonych ścieków (143), ma względnie małe szanse szerszego zastosowania.

W zakresie znacznych obciążeń osadu czynnego, dla zachowania wysokich wymagań jakości odpływu z oczyszczalni, polecać można dwustopniowe rozwiązania urządzeń tego procesu (41) (42), odznaczające się szczególną elastycznością działania. Komplikacja urządzeń w tych rozwiązaniach może być doskonale wyeliminowana przez stosowanie modyfikacji Pasver'a (17), polegającej na zróżnicowaniu zawartości osadu czynnego i intensywności napowietrzania w jednej komorze napowietrzania. Uzyskane w niniejszej pracy wyniki pomiarów potwierdzają przesłanki, które doprowadziły do tej koncepcji. Sprawdzenie tu koncepcji Pasveer'a, zrealizowane już częściowo przez Benedek'a i współpracowników (110), było niecelowe w skali laboratoryjnej i będzie przedmiotem dalszych badań w skali półtechnicznej.

Rozważać można także celowość zastosowania w tym zakresie obciążeń dwustopniowego układu biologicznego oczyszczania składającego się z urządzeń procesu osadu czynnego i odpowiednich złóż biologicznych. W układzie takim proces osadu czynnego prowadziłby do usunięcia przeważającej części zanieczyszczeń ze ścieków a złoże biologiczne stwarzałoby warunki dalszej obniżki BZT_5 ścieków tak oczyszczonych i flokulacji zawartej w nich zawiesiny.

Rozwiązanie oczyszczalni ścieków wg powyższego schematu było historycznie poraz pierwszy proponowane przez Stroganowa jeszcze w latach trzydziestych (Tuszyno k. Moskwy), lecz ówczesne koncepcje szły raczej w kierunku ogólnego formułowania możliwości biologicznego oczyszczania ścieków i nie brana była pod uwagę opisana tu analiza celowości następstwa wymiarowanych w szczególny sposób urządzeń.

Planowane w przyszłości badania uzupełniające w zakresie objętym przedmiotem niniejszej pracy, przeprowadzane będą w większej skali (półtechniczna i techniczna) oraz oparte będą na bardziej zróżnicowanych substratach doświadczeń.

Większa skala doświadczeń umożliwi ponadto przeprowadzenie pomiarów przyrostu osadu (bilans zawiesiny w komorze napowietrzania) oraz związanego z tym uzupełnienia pomiarów przemian mineralnych połączeń azotu także na organiczne formy azotu zawarte w ściekach i osadach (bilans połączeń azotowych).

IV. ZESTAWIENIE WYNIKÓW

1. Dla ułatwienia właściwego wyboru sposobów stosowania procesu osadu czynnego do oczyszczania ścieków miejskich, w oparciu o pojęcie "aktywności" osadu czynnego, rozwinięto koncepcję jednolitej systematyki tych sposobów, obejmujących odpowiednie modyfikacje procesu w zależności od specyficznych zakresów jego parametrów.

2. Określono bliżej zasadnicze warunki realizacji oczyszczania ścieków według ostatnio opracowanych sposobów "pełnego utleniania" i tzw. sposobów "wysoko-sprawnych" oraz przeprowadzono dyskusję granic stosowania procesu.

3. Opracowano metodykę doświadczeń i pomiarów laboratoryjnych, umożliwiającą przeprowadzenie badań nad granicznymi sposobami stosowania procesu osadu czynnego do oczyszczania ścieków.

4. Posługując się dwoma rodzajami modeli laboratoryjnych, przeprowadzono na mechanicznie oczyszczonych ściekach miasta Gliwice, cykl badań laboratoryjnych, obejmujących hodowlę osadu czynnego w granicznych zakresach stosowania tego procesu, tj. przy obciążeniach osadu od 0,014 do 0,12 g BZT_5/g.d i od 0,7 do 10,1 g BZT_5/g.d, co odpowiada obciążeniom komory napowietrzania od 54 do 490 g BZT_5/m^3.d i od 3120 do 39500 g BZT_5/m^3.d oraz czasokresom napowietrzania ścieków od 48 do 8 h i od 60 do 5 min. Intensywności napowietrzania stosowano przy powyższych hodowlach obejmowały dla niskich obciążeń osadu i komory napowietrzania zakres stosunku OC/L od ok.2 do ok.6, a dla znacznych obciążeń - od ok.0,6 do ok.4.

5. W wyniku interpretacji danych pomiarowych niniejszej pracy doświadczalnej stwierdzono ogólnie, że:

   a) W szerokim zakresie obciążeń osadu czynnego i komory napowietrzania, przy zachowaniu stałych wielkości obciążenia i właściwej intensywności napowietrzania, BZT_5 i zawartość zawiesiny w oczyszczonych ściekach zależną stosunkowo mało od bezwzględnych wartości tych obciążeń. Dopiero w zakresie bardzo niskich obciążeń i obciążeń bardzo znacznych, jakość oczyszczonych ścieków ulega wyraźnemu pogorszeniu.

b) Optymalne wyniki oczyszczania ścieków uzyskuje się przy zakresie intensywności napowietrzania właściwym dla danego sposobu stosowania procesu. Zarówno zbyt znaczne jak i niedostateczne intensywności napowietrzania prowadzą do obniżki wskaźników jakości oczyszczanych ścieków.

c) Biologiczne oczyszczanie ścieków metodą osadu czynnego prowadzi w znacznym zakresie obciążeń osadu i komory napowietrzania oraz dość zróżnicowanym zakresie intensywności napowietrzania do usunięcia ze ścieków względnie znacznych części mineralnych połączeń azotu. Wyłącznie oczyszczanie w warunkach bardzo wysokich obciążeń osadu czynnego przy względnie niskich intensywnościach napowietrzania doprowadzić może do wzrostu zawartości związków azotowych w ściekach. Wzajemne zależności stopnia utlenienia mineralnych połączeń azotu zawartych w biologicznie oczyszczonych ściekach zależą od obciążenia osadu i intensywności jego napowietrzania. Przy odpowiednio znacznych intensywnościach napowietrzania uzyskuje się w odpływie z oczyszczalni azotyny i azotany nawet przy dość wysokich obciążeniach osadu i względnie znacznych wartościach BZT_5 tych odpływów.

6. W szczególnych warunkach laboratoryjnych prowadzenia procesu osadu czynnego w zakresie niskich obciążeń osadu czynnego i komory napowietrzania stwierdzono przy intensywności napowietrzania OC/L równe ok.2, wzrost BZT_5 oczyszczonych ścieków powyżej wyników pełnego biologicznego oczyszczania (90% obniżki BZT_5) dla obciążeń mniejszych od 0,03 g BZT_5/g.d (120 g BZT_5/m^3) i wyraźny wzrost zawartości zawiesiny w tych ściekach począwszy od obciążeń mniejszych od 0,06 g BZT_5/g.d (240 g BZT_5/m^3.d). Wzrost intensywności napowietrzania powodował dalsze jeszcze podwyżki BZT_5 i zawartości zawiesiny w tych ściekach.

7. Przy doświadczeniach w zakresie znacznych obciążeń osadu i komory, dla obciążeń do 3,0 g BZT_5/g.d (12000 g BZT_5/m^3.d) uzyskiwano większą niż 90% obniżkę BZT_5 ścieków, niezależnie od intensywności napowietrzania w zakresie OC/L od ok.1 do ok.4. Dla niższych intensywności napowietrzania i wyższych obciążeń uzyskiwano wyższe wartości BZT_5 oczyszczonych ścieków. W tym zakresie obciążeń zawartość zawiesiny w oczyszczonych ściekach osiągała

wartości minimalne przy obciążeniach do 3,0 g BZT_5/g.d i przy intensywnościach napowietrzania OC/L równych ok. 1 ÷ ok.2. Dla obciążeń wyższych od 5 g BZT_5/g.d oraz mniejszych lub większych intensywności napowietrzania, uzyskiwano wzrastające zawartości zawiesiny.

8. Zawiesina zawarta w oczyszczonych biologicznie ściekach różni się znacznie pod względem biochemicznego zapotrzebowania tlenu, w zależności od stosowanych obciążeń osadu i intensywności jego napowietrzania. Przy niskich obciążeniach osadu i znacznych intensywnościach napowietrzania uzyskuje się w tych warunkach tlenowe unieszkodliwienie osadów zawartych w ściekach, natomiast osady w ściekach po oczyszczaniu w warunkach wysokich obciążeń wykazują wysokie biochemiczne pobory tlenu niezależnie od stosowanej intensywności napowietrzania.

9. Powyższe stwierdzenia ogólne, poza bezpośrednim znaczeniem dla praktyki projektowania i eksploatacji odpowiednich oczyszczalni, prowadzą do nowego naświetlenia znajomości procesu osadu czynnego. W szczególności rozwijają one koncepcję znaczenia współczynnika OC/L Pasveer a i teorię flokulacji McKinney'a, które stanowią podstawy współczesnych technicznych rozwiązań procesu.

10. Przedstawione tu wyniki poszczególnych pomiarów, ze względu na skalę doświadczeń i ścisłe zachowanie warunku stałych obciążeń, mogą być bezpośrednio zastosowane w praktyce dopiero po uwzględnieniu odpowiednich współczynników zmniejszających, charakteryzują one jednak wystarczająco pewnie rząd wielkości oczekiwanych wyników oraz kierunkowość badanych zależności.

V. PIŚMIENNICTWO

1. E.B.PHELPS : "Stream Sanitation", J.Wiley, N.York, 1953.

2. L. KLEIN : "Aspects of Water Pollution", Butterworth, London 1957.

3. J.GOLISZEWSKI: "Ochrona wód powierzchniowych przed zanieczyszczeniem", Arkady, Warszawa 1958.

4. K.IMHOFF: "Die letzte Stufe der Abwasserreinigung", Gas- u. Wasserfach 95, 561 (1954).

5. K.WUHRMANN : "Die dritte Reinigungsstufe. Wege und bisherige Erfolge in der Eliminierung eutrophierender Stoffe", Schweiz. Z. Hydr. 19, 409 (1957).

6. G.J.SCHROEPFER: "Economics of Sewage Treatment", Trans. Am. Soc. Civ. Engrs 104, 1210 (1939).

7. C.J.VELZ: "How Much Should Sewage Treatment Costs?", Eng. News Rec. 141, No 16, 84 (1948).

8. D.Kehr: "Systemwahl und Probleme der Dimensionierung und Berechnung der Hauptbauwerke von Abwasserreinigungsanlagen", Schw. Z. Hydrol. 19, 343 (1957).

9. W.MERKEL: "Bauweisen von Belebtschlammanlagen", Ber.ATV 9, 343 (1958).

10. J.F.GRUHLER i W.HENNE: Über die Abhängigkeit zwischen Ausbaugrad und Reinigungsgrad von Kläranlagen" Wasserwirtschaft - Wassertechnik 10, 8, 339 (1960).

11. P.P.ROWAN, K.L.JENKINS, D.H.HOWELLS: "Estimating Sewage Treatment Plant Operation and Maintenance Costs", Jour. Wat. Poll. Control Fed. 33, 2, 111 (1961).

12. W.P.DUNBAR: "Leitfaden fur die Abwasserreinigungsfrage", Oldenbourg, Munchen 1954.

13. C.C.RUCHHOFT, C.T.BUTTERFIELD, P.D.McNAMEE, i E.WATIE: "Studies of Sewage Purification IX. Total Purification, Oxidation, Adsorption and Synthesis of Nutrient Substrates by Activated Sludge", Sew. Wks Jour. 11, 2, 195 (1935).

14. R.F.WESTON i W.W.ECKENFELDER : "Application of Biological Treatment to Industrial Wastes. I.Kinetics and Equilibria of Oxidative Treatment", Sew. Ind. Wastes 27, 802 (1955).

15. B.J.McCABE: "Mathematical Formulation of the Biological Oxidation Process", odbitka referatu na III Konf. w w Manhattan College, kwiecień 1960.

16. W.W.ECKENFELDER: "Theory and Practice of Activated Sludge Process Modifications", Water and Sew. Wks. 108, 4 (1961).

17. A.PASVEER: "Teoria procesu osadu czynnego", Mat. IV Konf. "Postęp Techniczny w Dziedzinie Oczyszczania Ścieków", str.31, Katowice, maj 1961.

18 R.E.McKINNEY: "Biological Flocculation", w "Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes" t.1, str. 88 - 100, Reinhold, New York 1956.

19. J.GAŃCZARCZYK: "Próba systematyki sposobów biologicznego oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego", Gaz, Woda i Techn. Sanit. 34, 51 (1960).

20. A.PASVEER: "Eenvoudige Afvalwaterzuivering", De Ingenieur (s-Grav.), 67, Nr 17, G 1 - G 6 (1957).

21. F.LEOPOLDSEDER: "Untersuchungen am belüften Schlägelgraben, Gas- u. Wasserfach 98, 958 (1957).

22. K.OFFHAUS: "Möglichkeiten der Reinigung häuslicher Abwässer kleinerer Gemeinden mit Hilfe des Oxydationsgrabens", Münchner Beiträge 5, 193, (1958).

23. J.GAŃCZARCZYK: "Oczyszczanie małych ilości ścieków uproszczoną metodą osadu czynnego", Gaz, Woda i Techn. Sanit. 32, 437 (1958).

24. A.PASVEER: "Abwasserreinigung im Oxydationsgraben", Bauamt u. Gemeindebau 31, 78 (1958).

25. J.A.TAPLESHAY: "Total oxidation treatment of organic wastes", Sew. Ind. Wastes 30, 652 (1958).

26. W.METZNER,: "Abwasserbehandlung im Oxydationsgraben", Ber. ATV 10, 215 (1959).

27. H.VIEHL: "Der Belebungsgraben in Grossdüngen", Gas- u. Wasserfach 101, 443 (1960).

28. A.J.MARTIN: "The activated sludge process", Macdonald and Evans, London 1927.

29. J.BRIX, K.IMHOFF, R.WELDERT: "Die Stadtentwässerung in Deuschland", Gustav Fischer, Jena 1934.

30. L.R.SETTER: "Modified sewage aeration", Sew. Works Journ. 15, 629 (1943), 16, 278 (1944).

31. E.S.CHASE: "High - rate activated sludge treatment of sewage", Sew.Works. Jour. 16, 878 (1944).

32. L.R.SETTER, W.T.CARPENTER, G.C.WINSLOW: "Practical application of modified sewage aeration", Sew. Works. Journ. 17, 669 (1945).

33. H.R.GOULD, "Sewage disposal problems in the world's largest city", Sew. Ind. Wastes 25, 155 (1953).

34. S.W.STEFENSEN: "New York City's Owls Head Pollution Control Project", Sew. Ind. Wastes 24, 445 (1952).

35. COMMITE ON SEWAGE DISPOSAL: "The operation and control of activated sludge sewage treatment works", Sewage Works Journ. 14, 3(1942).

36. W.N.TORPEY, M.LANG: "Effects of aeration period on modified aeration", J.Proc. Am. Soc. Civ. Eng. SA 3, 1681 (1958).

37. D.A.OKUN: "System of bio-precipitation of organic matter from sewage", Sewage Works J. 21, 763 (1949).

38. A.PASVEER: "Research on activated sludge", Sew. Ind. Wastes 26, 149 (1954) i 27, 783 (1955).

39. D.KEHR, F.SCHMIDT-BREGAS: "Die neue Kläranlage der Stadt Detmold", Bauamt und Gemeindebau 30, 240 (1957).

40. H.GEIGER: "Ein Belüftungsverfahren mit geringer Einblastiefe", Gesundh. Ing. 79, 13 (1958).

41. K.IMHOFF: "Das Zweistufige Belebungsverfahren für Abwasser", Gas und Wasserfach 96, 43 (1953).

42. W.LINDNER: "Das zweistufige Belebungsverfahren in der Abwasserreinigung", Thomas Verl., Kempen - Niederhein 1957.

43. EMDE, von der W.: "Beitrag zu Versuchen zur Abwasserrenigung mit belebten Schlamm", Veroffentlichungen des Institus fur Siedlungswasserwirtszaft der Technischen Hochschule, Hannover, 1957.

44. A.H.CHASICK: "Activated aeration at the Wards Island Sewage Treatment Plant", Sew. Ind. Wastes 26, 1059 (1954).

45. H.B.TENCH: "The Relationship between Concentration and Activity of Activated Sludge and Intensity of Aeration", City of Manchester Rivers Departament Report for the year ended 31 st March, 1960, str.42.

46. R.F.WESTON i V.T.STACK: "Prediction of the Performance of Cempletely - Mixed Continuous Biological System from Batch Data", odbitka referatu na III Konf. w Manhattan College, kwiecień 1960.

47. J. McNicholas, H.B.TENCH: "A Review of Recent Activated Sludge Research at Manchester", Jour. Inst. Sew. Purif., Pt. 4, 425 (1959).

48. R.DAVIES i E.F.GALE: "Adaptation in Microorganisms", Cambridge Uniwersity Press, 1953.

49. R.P.WAGNER i H.K.MITCHELL: "Genetics and Metabolizm", John Wiley, New York, 1955.

50. P.W.KABLER: "Selection and Adaptation of Microorganisms in Waste Treatment", Amer. Jour. Publ. Health 50, 215 (1960).

51. R.H.GOULD: "Talmans Island Works Opens for Worlds Fair" Munic. Sanit. 10, 185 (1939).

52. R.H.GOULD, "Sewage Aeration Practice in New York City", Proc. Am. Soc. Civ. Eng. 79, 307 (1953).

53. F.SCHMITZ-LENDERS: "Einige Probleme um unser Abwasser", Bauwirtschaft, H. 39 (1954).

54. N.A.BAZJAKINA: "Aerotenk - smiesitiel dla oczystki promyszlennych wod s wysokoj koncentracjej organiczeskich wieszczestw", Izd. Instytutu Wodgeo 1948.

55. R.E.McKINNEY, J.M.SYMONS, W.G.SHIFRIN, M.VEZINA: "Design and Operation of a Complete Mixing Activated Sludge System", Sew. Ind. Wastes 30, 287 (1958).

56. R.E.McKINNEY: "Complete Mixing Activated Sludge", Water a. Sewage Wks 107, 69 (1960).

57. H.C.WHITEHEAD: "Partial Purification by Activated Sludge", Municip. Eng. 610 (1925).

58. J.GAŃCZARCZYK: "Oczyszczanie ścieków miasta Moskwy", Sprawozdanie z wyjazdu do ZSRR, Min. Gosp. Komun. 1956.

59. A.H.ULLRICH, M.W.SMITH: "Operation Experience with Activated Sluge - Biosorption at Austin, Texas", Sew. Ind. Wastes 29, 400 (1957).

60. A.H.ULLRICH: "Experiences with the Austin, Tex, "Biosorption Plant.", Water and Sew. Works 104, 23 (1957).

61. R.F.WESTON: "Design of Sludge Reaeration Activated Sludge Systems", Jour. Water Poll. Contr. Fed. 33, 748 (1961).

62. W.J.NICKERSON: "Transformations of Carbon Compounds by Microorganisms", Ind. Eng. Chem. 48, 1411 (1956).

63. R.E.McKINNEY, H.D.TOMLINSON, i R.L.WILCOX: "Metabolism of Aromatic Compounds by Activated Sludge", Sew. Ind. Wastes 28, 547 (1955).

64. H.HEUKELEKIAN i M.C.RAND: "Biochemical Oxygen Demand of Pure Organic Compounds", Sew. Ind. Wastes 27, 1040 (1955).

65. R.S.ENGELBRECHT i R.E.McKINNEY: "Activated Sludge Cultures Developed on Pure Organic Compounds", Sew. Ind. Wastes 29, 1350 (1957).

66. F.J.LUDZACK i M.B.ETTINGER: "Chemical Structures Resistant to Aerobic Biochemical Stabilization", Jour. Wat. Poll. Contr. Fed. 32, 1173 (1960).

67. A.PASVEER: "Über den Begriff OC/load", Münchner Beiträge 5, 240 (1958).

68. A.PASVEER: "Research on Activated Sludge. I A Study of the Aeration of Water", Sew. Ind. Wastes 25 1253 (1953).

69. A.T.IPPEN i C.E.CARVER: "Basic Factors of Oxygen Transfer in Aeration System", Sew. Ind. Wastes 26, 813 (1954).

70. J.GAŃCZARCZYK i J.SUSCHKA: "Wstępne badania nad kinetyką napowietrzania ścieków sprężonym powietrzem o niskim ciśnieniu", Gaz, Woda i Techn. San. 34, 248 (1960).

71. A.PASVEER: "Research on Activated Sludge. III Distribution of Oxygen in Activated Sludge Flocs", Sew. Ind. Wastes, 26, 28 (1954).

72. K.WUHRMANN: "Grundlagen der Planung biologischer Reinigungsanlagen für organisch verunreinigtes Industrieabwasser", Schweiz. Z. f. Hydrologie 20, 255 (1958).

73. J.GAŃCZARCZYK i O.KOSAREWICZ: "Rozdrabnianie kłaczków osadu czynnego", Gaz, Woda i Techn. San.35, 19 (1961).

74. H.HEUKELEKIAN i M.GURBAXANI: "Effect of Certain Physical and Chemical Agents on the Bacteria and Protozoa of Activated Sludge", Saw.Wks Jour.21, 811 (1949).

75. H.AMBUHL: "Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Factor", Schweiz. Z. d. Hydrologie 21, 133 (1959).

76. J.M.SYMONS i R.E.McKINNEY: "The Biochemistry of Nitrogen in the Synthesis of Activated Sludge", Sew. Ind. Wastes 30, 7, 874 (1958)

77. R.R.KOUNTZ i C.FORNEY: "Metabolic Energy Balances in a Total Oxidation Activated Sludge System", Sew. Ind. Wastes 31, 7, 819 (1959).

78. A.W.BUSCH i N.MYRICK: "Food - Population Equilibria in Bench - Scale Bio - Oxidations Units", Jour. Wat. Pol. Contr. Fed. 32, 9, 949 (1960).

79. W.W.ECKENFELDER: "Studies on the Oxidation Kinetics of Biological Sludges", Sew.Ind. Wastes 28, 983 (1956).

80. F.R.BURDE: "Sewage Treatment for a Modern Shopping Center", Public Works, No 11 , 96 (1957).

81. N.JAWORSKI, G.W.LAWTON i G.A.ROHLICH: "Aerobic Sludge Digestion", Int. Jour. Air Water Poll. 4, 106 (1961).

82. K.WUHRMANN: "Ergebnisse von Grossversuchen an hochbelasteten Belebschlammanlagen und Tropfkorpern", Schweiz. Z. f. Hydrologie 15, 1 - (1953).

83. D.H.CALDWELL: "Sewage Oxydation Ponds", Sew.Works Jour. 18, 433 (1946).

84. M.WENNSTRÖM: "Oxidation Ponds in Sweden",K.Fysiogr. Sallsk. (Lund) 66, 7 (1955).

85. E.R.HERMANN i E.F.GLOYNA: "Waste Stabilization Ponds", Sew.Ind. Wastes 30, 511, 646, 963 (1958).

86. H.ECK: "Sewage Stabilization Ponds", J.Proc.Inst.Sew. Purif., Pt. 3, 320 (1959).

87. A.A.KALINSKE: "Mechanical Aeration Equipment with Special Application to Waste Treatment Lagoons", praca przedstawiona na "Waste Disposal and Stream Pollution Conference", Wichita, Kansas, 1959.

88. D.J.O'CONNOR i W.W.ECKENFELDER: "Treatment of Organic Wastes in Aerated Lagoons", Jour. Water Poll. Contr. Fed. 32, 365 (1960).

89. H.HEUKELEKIAN: "Aeration of Soluble Organic Wastes with Nonflocculent Growths", Ind. Eng. Chem. 41, 1412 (1949).

90. W.L.NEMEROW: "Oxidation of Cotton Kier Wastes", Sew. Ind. Wastes 25, 1060 (1953) i 26, 1231 (1954).

91. W.L.NEMEROW i J.RAY: "Biochemical Oxidation of Glucose by Dispersed Growth Aeration", str.101 w "Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes", Vol. I, Reinhold, New York 1956.

92. J.CHOJNACKI, J.FLAKOWICZ, J.GAŃCZARCZYK, K.PRZETOCKI, Z.STEFANKO: "Orzeczenie w sprawie wpływu ścieków poprodukcyjnych zakładów przemysłowych m.Gliwic na rolnicze wykorzystanie ścieków miejskich", Politechnika Śląska, Katedra Wodociągów i Kanalizacji, Gliwice 1957.

93. F.SIERP: "Eine Laboratoriumsversuchungsanlage für belebten Schlamm", Gesundh. Ing. 49, 46 (1926).

94. M.ŁAPSZIN: "Rozrabotka sposobow oczystki stocznych wod" Izdat. Akad. Nauk. Moskwa 1952.

95. J.GAŃCZARCZYK: "Próby ustalenia właściwej metodyki badań laboratoryjnych nad oczyszczaniem ścieków przemysłowych metodą osadu czynnego", Acta Microbiol. Polon. 8, 151 (1959).

96. J.GAŃCZARCZYK: "Niektóre problemy oczyszczania ścieków w ZSRR", Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 31, 150 (1957).

97. A.PASVEER: "Research on Activated Sludge, II. Experiments with Brush Aeration", Sewage Ind. Wastes 25, 1397 (1953).

98. J.MUSKAT: "Über die Verwendung des Begriffes OC", Münchner Beitr. 5, 243 (1958).

99. J.K.BAARS i A.PASVEER: prywatne informacje.

100. Am. Publ. Health Ass.: "Standard Methods for the Examination of Water and Sewage", New York 1955.

101. C.N.SAWYER, P.CALLEJAS, M.MOORE, TOM A.Q.Y.: "Primary Standards for BOD Work", Sew.Ind.Wastes 25, 26 (1950).

102. C.N.SAWYER i L.B.BRADNEY: "Modernization of the BOD Test for Determination the Efficiency of Sewage Treatment Plant", Sewage Works Jour. 18, 1113 (1946).

103. F.W.MOHLMAN: "The Sludge Index", Sew. Works Jour. 6, 119 (1934).

104. E.ISENBERG i H.HEUKELEKIAN: "Sludge Volume Index", Wated and Sewage Works 106, 12, 525 (1959).

105. J.JUST i W.HERMANOWICZ: "Fizyko - chemiczne metody badania wody do picia i potrzeb gospodarczych", PZWL, Warszawa 1955.

106. J.GAŃCZARCZYK i J.SZULICKA: "Metodyka obserwacji mikroskopowych osadu czynnego", IV Zjazd Hydrobiol. Polskich, Kraków 1958.

107. J.GAŃCZARCZYK: "Analiza parametrów procesu osadu czynnego", Materiały II Konf. pt. "Postęp Techniczny w Dziedzinie Oczyszczania Ścieków", str.99, Katowice 1959.

108. F.W.MOHLMAN; "Sewage Treatment at Military Installations", Sewage Wks Jour. 18, 787 (1946).

109. S.K.MUHITS: "Nagyterhelesü élesztettiszapos berendeźessel végzett vizsgálatok eredményei", Hidrologiai Közlony, 427 (1960).

110. P.BENEDEK, A.BLUM i S.K.MUHITS: "Rocylactiv rendszerü eleveniszapos tisztitasi kisérletekröl", Altalanos Müszaki, Budapest 1961.

111. J.MOKRZYCKI, T.SĘDZIKOWSKI i J.STASIAK: "Wstępne badania nad oczyszczaniem ścieków łódzkich sposobem osadu czynnego", Materiały IV. Konferencji pt. "Postęp Techniczny w Dziedzinie Oczyszczania Ścieków, str.75, Katowice 1961,

112. K.SCHULZE; Load and Efficiency of Trickling Filters", Jour. Water Poll. Contr. Fed. 32, 245 (1960).

113. A.HEEB i E.RAU: "Betriebsergeonisse mit der neuen Schlammbelebungsanlage in Hauptklärwerk Stuttgart - Mühlhausen", Gas- u. Wasserfach 101, 758 (1960).

114. J.GAŃCZARCZYK i J.SUSCHKA; "Badania nad złożonym sposobem napowietrzania", Gaz, Woda i Tech. Sanit. 34, 474 (1960).

115. J.GAŃCZARCZYK i J.SUSCHKA: "Doświadczenia półtechniczne nad napowietrzaniem według systemu Inka", Gaz, Woda i Techn. Sanit. 35, 206 (1961).

116. K.WUHRMANN, F.BEUST i T.K.GHOSE: "Zur Theorie des Belebtschlammverfahrens. I. Beobachtungen über die Kinetik der Elimination organischer Verbindungen aus Wasser mittels Belebtschlamm", Schweiz. Z. Hydrologie 20, 284 (1958).

117. K.WUHRMANN i F.BEUST, Zur Theorie des Belebtschlammverfahrens. II. Über den Mechanismus der Elimination gelöster, organischer Stoffe aus Abwasser der biologischen Reinigung", Schweiz. Z. Hydtologie 20, 311 (1958).

118. "Report of The Director Water Pollution Research Laboratory" za lata 1956 - 1959.

119. J.HENNINGAN i N.NEMEROW: "BOD Analysis by Solvent Extraction, Proc. 14 th Ind. Waste Conf., Purdue Uniw. 104, 68 (1960).

120. R.L.BUNCH, E.F.BARTH, i M.B.ETTINGER: "Organic Materials in Secondary Effluents", Jour. Water Pollution Contr. Fed. 33, 122 (1961).

121. J.RYBIŃSKI, A.JURASZEK i I.KUZIEMSKA: "Wpływ warunków hydrodynamicznych i tlenowych układu na aktywność osadu czynnego", III Konferencja Naukowo-Techniczna pt."Postęp Techniczny w Dziedzinie Oczyszczania Ścieków", Katowice maj 1960.

122. L.B.ESCRITT: "Performance Index for Activated Sludge Works", Contract. Rec. 70, Nr 5, 20 (1959) i Wat. Waste Treatm. Jour. 7, 279 (1959).

123. V.C.BEHM: "Settling Behaviour of Waste Suspensions", Proc. Am.Soc. Civ. Engrs 83, SA5 (1957).

124. W.W.ECKENFELDER i N.MELBINGER: "Settling and Compaction Characteristics of Biological Sludges", Sew. Ind. Wastes 29, 1114 (1957).

125. W.W.ECKENFELDER, T.F.ROONEY, T.B.BURGER i T.GRUSPIERT: "Studies on Dissolved Air Flotation of Biological Sludes", w "Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes" t.2, str.251, Reinhold Publ., New York 1958.

126. W.W.ECKENFELDER i J.W.HOOD: "Akalinity - Nitrogen Relationships in Sewage Treatment", Water and Sew. Wks 97, 12 (1950).

127. J.E.O'BRIEN i B.L.ROSENTHAL: "Small Activated Plants. Nitrate - Alkalinity - pH Relationships",Sanitalk 9, 1, 18 (1961).

128. J.GAŃCZARCZYK i J.GRABOWSKA: "Graniczne obciążenia błony złóż biologicznych", Zeszyty Nauk. Polit. Śl. nr 20, 17 (1960).

129. S.BAINES, H.A.HAWKES, C.H.HAWITT i S.H.JENKINS: "Protozoa as Indicators in Activated Sludge Treatment", Sew. Ind. Wastes 25, 1023 (1953).

130. R.E.McKINNEY i A.GRAM: "Protozoa and Activated Sludge", Sew. Ind. Wastes 28, 1219 (1956).

131. I.BIERNACKA: "Badania zawiesin w ściekach nad opadniętym osadem czynnym", Arch. Hydrotechniki 5, 267 (1958).

132. G.BRINGMANN, R.KÜHN, i B.WAGNER: "Modelversuche zur biologischen Stickstoff-Abgasung aus Klarwassern", Ges.-Ing. 80, 364 (1959).

133. G.BRINGMANN: "Optimale Stickstoff-Abgasung durch Einsatz von nitrifizierendem Belebtschlamm und Redox-Steuerung" Ges. Ing. 81, 140 (1960).

134. G.BRINGMANN: "Vollständige biologische Stickstoff-Eliminierung aus Klärwässern im Anschluss an ein Hochleistungs-Nitrifikations-Verfahren", Ges. Ing. 82, 233 (1961).

135. P.C.G.ISAAC: "Waste Treatment", Pergamon Press, Oxford 1960 - dyskusja podczas symposium w Newcastle.

136. H.VIEHL: "Der Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf das Belebtschlammverfahren", Z.Bakt. II, 104, 161 (1941).

137. S.WINOGRADSKI: "Mikrobiologia gleby", PWR i L., Warszawa 1953.

138. H.BLARIGAN i J.C.LAMB: "Statistical Interpretation of Pilot - plant Studies", Sewage Ind. Wastes 29, 577 (1957).

139. F.PÖPEL:"Der Verlauf der aeroben and anaeroben Umsetzung organischer Stoffe", Gaz- u. Wasserfach 95, 580 (1954).

140. F.PÖPEL: "Abbauleistung und Sauerstoffverbrauch der Kleinlebewelt in Belüftungsbecken und Tropfkörpern", Ber. ATV 10, 107 (1959).

141. W.W.BIEZIENOW, I.S.POSTNIKOW i A.N.FICHMAN: "Issledowanija processa potriebnija kisłoroda smiesjie stocznoj żidkosti o aktiwnym iłom", Wodosnabż. i San. Tech. Nr 8, 22 (1956).

142. I.S.POSTNIKOW: "K rasczotu aerotenkow", Wodosnabż. i Sanit. Techn. Nr 10, 28 (1956).

143. H.SHATTO: "Aerobic Digestion Plus Diatomite Filter", Public Wks 91, 12, 82 (1960).

Spis treści

str.

I. Wstęp 3
1.1. Wprowadzenie 3
1.2. Koncepcja jednolitej systematyki sposobów stosowania procesu osadu czynnego do oczyszczania ścieków 4
1.3. Pomocnicze pojęcie "aktywności" osadu czynnego. 5
1.4. Charakterystyka procesu osadu czynnego w warunkach realizacji sposobów "pełnego utleniania" 9
1.5. Charakterystyka procesu osadu czynnego w warunkach realizacji sposobów "wysoko-sprawnych" .. 10
1.6. Uwagi o możliwości ujęcia w zakres systematyki sposobów stosowania procesu osadu czynnego oczyszczania ścieków w bakteryjnych stawach biologicznych oraz według metody tzw. "wzrostu zdyspergowanego"..... 12
1.7. Zadania doświadczalnej części pracy 13

II. Część doświadczalna 15

2.1. Charakterystyka badanych ścieków 15
2.2. Aparatura doświadczalna 16
2.3. Metodyka doświadczeń 20
2.4. Metodyka kontroli analitycznej procesu 21
2.5. Zakres i wyniki doświadczeń 22

III. Omówienie wyników 34

3.1. Dyskusja zakresu i metodyki pomiarów 34
3.2. Obniżka BZT_5 ścieków przy ich oczyszczaniu wg metody osadu czynnego 38
3.3. Zawartość i charakterystyka zawiesiny w oczyszczonych ściekach 43
3.4. Przemiany mineralnych związków azotu 51
3.5. Zakończenie 58

IV. Zestawienie wyników 61

V. Piśmiennictwo 64