

Wybrane problemy przeróbki osadów ściekowych

Józef Malej
Politechnika Koszalińska

Recenzent: Grażyna Wasiak
Instytut Ochrony Środowiska - Warszawa

1. Wskaźnikowa ilość osadów i odpadów powstająca w procesie oczyszczania ścieków oraz warunki ewakuacji ich z oczyszczalni

Procesy przeróbki i unieszkodliwiania osadów są nieodłączną częścią procesową każdej oczyszczalni ścieków [Kempa 1995]. Na każdej oczyszczalni ścieków występują trzy ciągi, wzajemnie oddziaływujące na siebie:

- ściekowy,
- osadowy,
- unieszkodliwiania osadów i odpadów.

Ilość i jakość osadów ściekowych zależy od charakterystyki fizyczno-chemicznej ścieków i od przyjętego układu technologicznego oczyszczalni ścieków. Ogólnie osady powstające na miejskiej oczyszczalni można podzielić na:

- wstępne,
- wtórne po biologicznym procesie oczyszczania,
- chemiczne po chemicznym procesie strącania fosforu lub koagulacji.

Osady wstępne związane są z występowaniem osadnika wstępnego. Osady te określa się też jako surowe – zawierające dużą koncentrację drobnoustrojów chorobotwórczych i pasożytów. Są one niebezpieczne pod względem sanitarnym. Podatne są na procesy rozkładu – wydzielając przy tym uciążliwe odory.

W osadniku wstępnym mogą powstawać inne osady: surowy + chemiczny, surowy + recykulowany. Osady wstępne – surowe są niejednorodne, mają dobre właściwości sedymentacyjne. W leju osadowym osadnika wstępnego osiągają znaczną suchą masę w granicach 6÷7,5% s.m.

Osady nadmierne mogą być zróżnicowane w zależności od prowadzenia procesu osadu czynnego a zwłaszcza od: wieku osadu, sposobu usuwania związków azotu i fosforu, ze względu na występowanie lub brak osadnika wstępnego, co wiąże z ilością zawiesiny przenoszonej do komór osadu czynnego. Powszechnie uważa się, że osad nadmierny (czynny) gorzej się zagęszcza i odwadnia a zwłaszcza po układach wielofazowych (A_2/O) [Bartoszewski 1995, Szwabowska 1994, Zielewicz-Madej, Fukas-Płonka 1998]. Osady nadmierne gorzej się odwadniają po zbyt długim przebywaniu w warunkach beztlenowych. Komprymacja osadu czynnego – podczas sedymentacji – polepsza się w wyniku dodawania koagulanta lub innego reagenta, co stwierdzono w badaniach własnych [Malej, Boguski 2000].

W całym procesie oczyszczania powstaje od 0,5 do 1,2 kg s.m.os. na 1 kg usuniętego BZT₅. W szacunkowym bilansie masy osadów przedstawionym w literaturze o charakterze aplikacyjnym [Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków 1997] podkreślano rolę osadnika wstępnego, w którym zatrzymywane są znaczne ilości zawiesin tworzących masę osadu wstępnego. Ilości te są zmienne – zależnie od wielu czynników – zwłaszcza przy zastosowaniu wstępnego strącania fosforu. Zwraca się uwagę na udział frakcji biologicznie nierozkładalnych zawiesin, które przedostając się do komór osadu czynnego, będą uwzględniane w bilansowaniu masy i objętości osadu nadmiernego. Osad usuwany z osadnika wtórnego, jako nadmierny (ON) stanowi:

- sumę osadu powstałego z przyrostu biomasy,
- sumę osadu z biologicznie nierozkładalnej frakcji zawiesiny, która przedostała się z osadnika wstępnego,
- pomniejszającą ilość osadu, który wypłynął z osadnika wtórnego wraz z oczyszczonymi ściekami.

Przedstawiono wzór uogólniający, który obrazuje składowe części powstającej suchej masy osadu [Bartoszewski 1993]:

$$\text{smb} = \text{smh} + \text{sma} + \text{smj}, \text{ kg sm/d} \quad (1)$$

gdzie:

smh – sucha masa osadu nadmiernego powstająca z usuwania związków węgla i denitryfikacji – heterotrofy, kg sm/d,

sma – sucha masa osadu nadmiernego powstająca w czasie nityfikacji – autotrofy, kg sm/d,

smj – sucha masa osadu powstająca z zanieczyszczeń inertnych – nierozkładalnych – doprowadzanych ze ściekami do komory osadu czynnego, kg sm/d,

Przyjmuje się, że frakcja zawiesiny mineralnej (Zmin.) wynosi około 30% zawiesiny ogólnej, a frakcja zawiesiny organicznej – nierozkładalnej biologicznie – wynosi około 36% frakcji organicznej w zawieszynie ogólnej. Frakcja organiczna wynosi około 70% zawiesiny ogólnej – usuwalnej w osadniku wstępnym – jeżeli w układzie technologicznym osadnika taki występuje.

W bilansowaniu mas osadów powstających na oczyszczalni ścieków, podkreśla się, że masa osadów surowych powstających w trakcie oczyszczania, jest sumą mas osadów powstających w poszczególnych procesach jednostkowych. Natomiast masa osadów po procesach przeróbki jest także ich sumą lecz zmniejszoną [Bartoszewski 1993]:

$$SM + \sum_{i=1}^n (s_{mi} \cdot y_i) \quad (2)$$

gdzie:

SM – sumaryczna sucha masa osadu surowego, powstająca w czasie oczyszczania lub powstająca po przeróbce danego osadu, kg sm/d,

s_{mi} – sucha masa osadu, powstająca w i-tym procesie jednostkowym, kg sm/d,

y_i = 1,0, dla osadów surowych.

Przykładowo, wartość współczynnika y_i:

- osad nadmierny po fermentacji metanowej po komorach osadu czynnego = 0,87÷0,72,
- osad nadmierny po stabilizacji tlenowej = 0,60÷0,61.

Uznaje się, że wartość jednostkowa, stosowana do obliczeń ilości osadów a podawana w Poradniku Imhoffa [Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków 1997] – sprawdzają się również w warunkach polskich [Kempa, Bień 1995, Kempa 1996, Kempa 1985]. Zestawienie ilości niektórych osadów wg tegoż poradnika przedstawiono w tabeli 1.

W całym układzie technologicznym oczyszczalni masa wyprodukowanego osadu składa się z dwu rodzajów osadów ze wstępną sedymentacją:

- OW – osady wstępne,
- ON – osady nadmierne.

Osady nadmierne lub mieszane (OW + ON) poddawane są różnym procesom: zagęszczania, stabilizacji, odwadniania i unieszkodliwiania.

Tabela 1. Zestawienie ilości osadów z różnych procesów [Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków 1997]

Table 1. Breakdown of sludge amount from different processes [Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków 1997]

Rodzaj osadu	a	b	c	d
	Zawartość ciał stałych		Uwodnienie %	Ilość osadów 1/M·d $\frac{a}{b} \cdot \frac{100}{1000}$
	g/M · d	%		
Osad czynny i komora fermentacyjna lub stabilizacyjna osadu:				
Osad nadmierny świeży w czasie odpompowywania	35	0,7	99,3	5,00
Osad nadmierny z osadu wstępnego wymieszany, zagęszczony	80	4,0	96,0	2,00
Osad przefermentowany, mokry	50	2,5	97,5	2,00
Osad wymieszany przefermentowany, odwodniony	50	22,0	78,0	0,23
Osad tlenowo stabilizowany, wymieszany, zagęszczony	50	2,5	97,5	2,00
Osad tlenowo stabilizowany, wymieszany, zagęszczony, odwodniony	50	20,0	80,0	0,25

Omawiając charakterystykę jakościowo-ilościową osadów na oczyszczalni podaje się, że stosunek osadów wstępnych (OW) do osadów nadmiernych kształtuje się jak [Oleszczyk, Jaźwiński 1995, Oleszczyk, Jaźwiński 1996]:

- 1:1 w przeliczeniu na suchą masę,
- 1:3 w przeliczeniu na objętość.

Wstępne, symultaniczne i końcowe strącanie zwiększa w różnym stopniu objętość i masę osadów, co przedstawiono w tabeli 2.

Produkcja osadu chemicznego przy strącaniu symultanicznym zależy od rodzaju reagenta, jego dawki (stosunku molowego Fe/P lub Al/P). Miarodajną

wielkością przyrostu osadu, np. przy symultanicznym strącaniu fosforu, jest wartość obliczona wg wzoru:

$$\text{dla soli żelaza} - ON_p = 6,8 \frac{P}{BZT_5}, \text{ kg sm/kg BZT}_5, \quad (3)$$

$$\text{dla soli glinu} - ON_p = 5,3 \frac{P}{BZT_5}, \text{ kg sm/kg BZT}_5. \quad (4)$$

Tabela 2. Wartości współczynników przeliczeniowych do obliczania ilości osadów [Zielewicz-Madej, Fukas-Płonka 1998] ściekowych przy chemicznym strącaniu. Wartości podano w [kg s.m./kg Me]

Table 2. Values of conversion coefficients for estimation of sludge amount [Zielewicz-Madej, Fukas-Płonka 1998] during chemical precipitation. Values given in [kg s.m./kg Me]

L.p	Koagulant	Ozn. techn.	a_i kg s.m./kg koagulanta	a_i przeliczone na kg s.m./kg Me	Ka laborat.	Ka laborat.
1	$Al_2(SO_4)_3 \times 18 H_2O$		0,234	3		2÷3,7
2	$FeSO_4 \times 7 H_2O$		0,384	1,5		
3	$Fe_2(SO_4)_3 \times 9 H_2O$		0,190	0,9		
4	$FeCl_3 \times 6 H_2O$		0,396	1,9		
5	$FeCl_3$		0,658	1,9		
6	Fe 3+ + Al 3+	AVR			6÷7	
7	$Fe_2(SO_4)_3 / FeCl_3$	JKL			3÷5	
8	Prepolimeryzowane sole glinu	PAX			8÷10	
9	Prepolimeryzowane sole żelaza Fe 3+	PIX				2,4÷4

W czasie przeprowadzonych badań w Polsce na 114 oczyszczalniach mechaniczno-biologicznych i 27 mechanicznych, oszacowano ilość osadów powstających na tych obiektach, w kg smo/d oraz obliczono jednostkowy wskaźnik osadu ustabilizowanego w kg smo/m³ oczyszczonych ścieków. Oczyszczalnie podzielono na 4 grupy [Biernacka, Pawłowska 1996]:

- I) 50÷2000 m³/d,
- II) 2001÷10000 m³/d,
- III) 10001÷40000 m³/d,
- IV) powyżej 40000 m³/d.

Wartość jednostkowego wskaźnika ilości powstających osadów stabilizowanych, z 1 m³ oczyszczonych ścieków, zależy od przepustowości oczyszczalni (grupa I-IV). W oczyszczalniach mechanicznych (IV grupa), notowano zwiększony wskaźnik ilości osadów – 0,153 kg sm/m³, z uwagi na stosowanie reagenta PIX. Dla oczyszczalni mechanicznych o mniejszej przepustowości (I, II, III grupa) wskaźnik ilości osadów wynosił – 0,109 kg sm/m³ ścieków. Dla oczyszczalni mechaniczno-biologicznych, wskaźnik ilości osadów wynosił od 0,200 do 0,217 kg sm/m³ ścieków (I, II grupa) i od 0,205 do 0,202 kg sm/m³ ścieków (III, IV grupa).

Powszechnie uznaje się, że jednostkowy przyrost osadu – między innymi – zależy od ilości i rodzaju zawiesiny ogólnej i jej stosunku do BZT₅, w ściekach dopływających do biologicznej części oczyszczalni. Wynika z tego ważna rola stosowania osadnika wstępnego.

Wiek osadu, jego obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń i temperatura procesu również ma wpływ na wartość jednostkowego przyrostu osadu.

Praktyka wskazuje, że nie ma dwóch identycznych osadów ściekowych, a zatem – z pełnymi tego konsekwencjami – nie może mieć miejsca przenoszenie wyników badań technologicznych z jednych osadów, na drugie [Herman 1993, Kempa 1995]. Badania wykazały, że nawet osady z podobnych wiejskich oczyszczalni ścieków (bez jakiegokolwiek dopływu ścieków przemysłowych) – posiadały zróżnicowane czasy ssania kapilarnego przy użyciu polielektrolitów. W każdym indywidualnym przypadku winna być dokonana całościowa analiza uwzględniająca rodzaj ścieków, wielkość oczyszczalni, zastosowane procesy i układ technologiczny oczyszczalni. **Trudno sobie w chwili obecnej wyobrazić przystąpienie do projektowania procesów przeróbki osadów i wyboru urządzeń na oczyszczalni o większej przepustowości – bez szeroko zakrojonych badań składu osadu i badań technologicznych** [Kempa 1995, Kempa 1995, Kempa 1996].

Modelowy osad ściekowy – teoretyczne uwarunkowania a techniczna realność – przedstawiono na I Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej w Częstochowie w 1995r., poświęconej problemom gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków [Kempa 1995].

Zgodnie z uregulowaniami prawnymi w Unii Europejskiej i w Polsce [Koblak-Kalińska 1996, Korytkowski 1996, Rozporządzenie Ministra MOŚZNiL 1999, Ustawa o odpadach 1997] odpady i osady przed usunięciem ich z oczyszczalni ścieków muszą być:

- ustabilizowane,
- odwodnione,
- stabilne fizycznie,
- unieszkodliwione.

Osady ściekowe ustabilizowane są takimi, które:

- bardzo mało lub wcale nie zawierają aktywnych substancji organicznych,
- wykazują niską intensywność oddychania,
- dobrze się zagęszczają i odwadniają.

W obszernej publikacji dotyczącej gospodarki ściekami i odpadami w gminach [Szpadt 1993] podano szerokie sformułowanie zasadniczych celów przeróbki osadów ściekowych:

- zmniejszenie objętości i masy osadów osiągame poprzez zagęszczanie i odwadnianie oraz rozkład substancji organicznej;
- zmniejszanie uciążliwości osadów dla środowiska spowodowanej obecnością łatwo zagniwających substancji organicznych – poprzez ich stabilizację w procesach tlenowych i beztlenowych;
- higienizację poprzez zniszczenie organizmów chorobotwórczych, pasożytów przewodu pokarmowego, ich jaj, larw i różnych form przetrwalnikowych.

W literaturze podkreśla się, że procesy unieszkodliwiania i stabilizacji osadów ściśle wiążą się ze sobą. Przykładowo stabilizacja chemiczna może dotyczyć zastosowania wapna do obróbki osadu surowego (nieustabilizowanego) lub przefermentowanego (ustabilizowanego) [Oleszczyk, Jaźwiński 1995, Oleszczyk, Rządźki 1996, Szpadt 1993].

W małych oczyszczalniach ścieków osady mogą być stabilizowane w warunkach tlenowych lub beztlenowych. Stabilizacja wskazywana jest jako energochłonny proces (moc zainstalowana w wydzielonej komorze tlenowej stabilizacji wynosi $P_j = 40\div 60 \text{ W/m}^3$) i dlatego jest ona ograniczona do małych oczyszczalni, chociaż w Stanach Zjednoczonych zakres stosowania jest szerszy, co wskazuje tabela 2.

W Polsce zaleca się stosowanie tlenowej stabilizacji osadów:

- do 5 000 M – symultaniczna,
- do 20 000 M – wydzielona.

W Stanach Zjednoczonych jako małe oczyszczalnie uznaje się obiekty o przepustowości $Q = 300\div 18\,000 \text{ m}^3/\text{d}$. W tych oczyszczalniach stosuje się tlenową stabilizację osadów w znacznym procencie – 36%, w stosunku do mniejszego udziału fermentacji metanowej – 28%. Ilustruje to tabela 3. W oczyszczalniach o średniej przepustowości tlenową stabilizację stosuje się w 15%.

Tabela 3. Rodzaje stabilizacji osadów przy różnej przepustowości oczyszczalni
Table 3. Types of sludge stabilisation by different sewage treatment plant flow capacity

Rodzaj stabilizacji	Wielkość oczyszczalni, Q m ³ /d		
	Małe 300÷18 tys.	Średnie 18 tys.÷75 tys.	Duże powyżej 75 tys.
tlenowa	36%	15%	15%
fermentacja metanowa	28 %	57 %	63%
RAZEM	64%	72%	68%

2. Problem eksploatacji osadników wstępnych oraz wstępnego strącania

2.1. Wpływ pracy osadników wstępnych na gospodarkę osadową

W nowych generacjach wysokosprawnych oczyszczalni ścieków z zastosowaniem cyrkulujących komór osadu czynnego, w schematach technologicznych występują trzy podstawowe układy:

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

Stosowanie lub niestosowanie osadników wstępnych ma decydujący wpływ na gospodarkę osadową a także na cały układ technologiczny oczyszczalni ścieków. W przypadku zastosowania osadników wstępnych powstają mieszane osady – wstępne surowe silnie zainfekowane chorobotwórczymi mikroorganizmami i pasożytami oraz nadmierne w znacznie mniejszym stopniu zainfekowane, choć też zawierają pasożyty przewodu pokarmowego, ich jaja i postacie przetrwalnikowe.

Na dużej miejskiej oczyszczalni „Czajka” w Warszawie, o przepustowości $Q_{d\text{sr}} = 211\ 690\ \text{m}^3/\text{d}$, zastosowano chemiczne strącanie przed osadnikiem wstępnym. Przedstawiono kompleksową analizę skutków tego procesu [Heidrich 1999]. Na podstawie obliczeń sprawdzających stwierdzono, że wysoka obniżka ładunku BZT₅ w granicach 50÷60%, na mechanicznej części oczyszczalni ścieków, radykalnie wpływa na zmniejszenie kubatury reaktorów biologicznych oraz na obniżenie kosztów eksploatacji a szczególnie obniżenie kosztów zużycia energii elektrycznej. Zabieg ten wpływa na zmniejszenie ilości osadu nadmiernego a zwiększona ilość osadu wstępnego (60÷70% obniżki zawiesiny ogólnej) sprzyja realizacji procesu stabilizacji beztlenowej osadów mieszanych [Heidrich 1999].

Zwraca się uwagę, że wprowadzenie chemicznego wstępnego strącania może być szczególnie uzasadnione w przypadku konieczności modernizacji

i ewentualnej rozbudowy reaktorów biologicznych. W omawianym opracowaniu autor zastrzega się, że każdorazowo konieczne są wyprzedzające badania technologiczne w skali laboratoryjnej i wdrożeniowe prowadzone w pełnej skali technicznej [Heidrich 1999].

Na miejskiej oczyszczalni ścieków w Zielonej Górze – opartej na cyrkulacyjnych komorach osadu czynnego, przedstawionej na rys. 1, o przepustowości $Q = 51\,255\text{ m}^3/\text{d}$ (195 000 RM), brak jest osadników wstępnych. Osady nadmierne po odwodnieniu (w prasach filtracyjnych) do wartości śr. 29,5% s.m., wywożone są do kompostowni miejskiej [Łojko 1999].

Na podstawie szczegółowych badań i obserwacji na oczyszczalni ścieków – patrz tabela 4 – wyciągnięto wnioski, że osadniki wstępne stanowią ważną i niezbędną część procesu biologicznego usuwania związków biogenych. Chronią one biomasę przed wymywaniem bakterii usuwających fosfor i umożliwiają wstępną fermentację osadu w celu intensyfikacji usuwania fosforu [Oleszkiewicz, Barnard 1997].

W badaniach własnych uzyskano lotne kwasy tłuszczowe ze ścieków surowych [Malej, Boguski 1999, 2000].

Wyniki przedstawiono w tabelach 5, 6, 7 i 8. Sekwencyjne komory cyrkulacyjne z dwustopniowym fermenterem, przeznaczone do produkcji lotnych kwasów tłuszczowych obrazuje rys. 2. [Malej, Boguski 1999].

Na możliwość prowadzenia fermentacji całości ścieków wraz osadem kierowanym do strefy beztlenowej, zwracano już wcześniej uwagę [Oleszkiewicz, Barnard 1999].

Badając wpływ wstępnego chemicznego strącania fosforu solami żelaza na biologiczne oczyszczanie ścieków stwierdzono, że [Rybicki, Kurbiel 1996]:

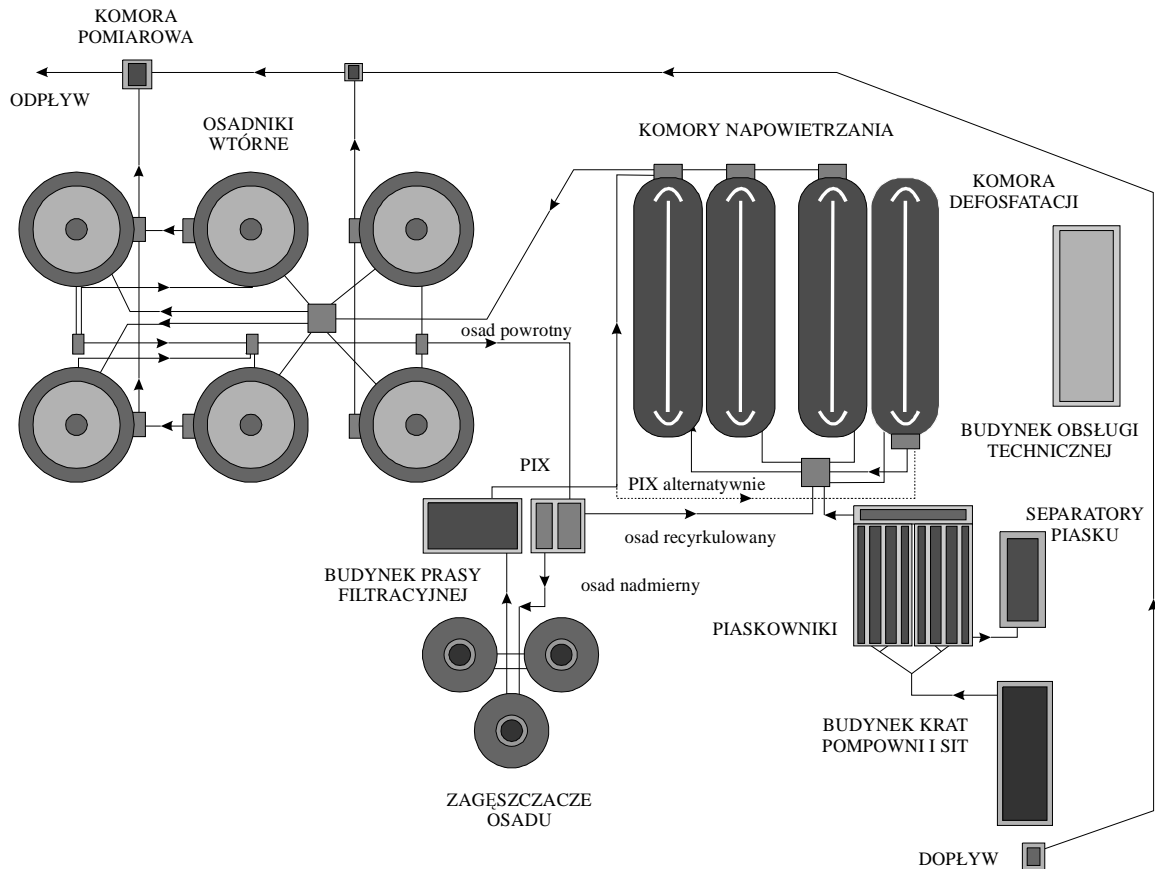
- proces wstępnego strącania solami żelaza powoduje obniżenie stężenia łatworozkładalnych związków węgla w ściekach,
- proces wstępnego strącania powoduje niekorzystne zmniejszenie proporcji ChZT/N, co w przypadku ścieków kierowanych do reaktora wielofazowego może pociągnąć za sobą konieczność wzbogacania ścieków – dodawanie łatworozkładalnych związków węgla, który jest niezbędny dla procesu biologicznej defosfatacji i denitryfikacji.

Przedstawia się pogląd, że stosowanie strącania chemicznego może być realizowane w sposób ograniczony w czasie, lub jako strategia optymalizująca pracę układu oczyszczania przy jego etapowej rozbudowie, okresach awarii i remontów, okresowego załamania lub obniżenia efektywności defosfatacji biologicznej [Rybicki, Kurbiel 1996].

Tabela 4. Charakterystyka biomasy z oczyszczalni Holten Feld z biologicznym usuwaniem związków biogenych zasilanej ściekami surowymi i sklarowanymi (van Loosdrecht i innych, 1997) [Oleszkiewicz, Barnard 1997]

Table 4. Characteristics of biomass from Holten Feld sewage treatment plant with biological removal of biogenic compounds fed with raw and clarified sewage (van Loosdrecht et al., 1997) [Oleszkiewicz, Barnard 1997]

Charakterystyka biomasy	Jednostki	Ze wstępną sedymentacją	Bez wstępnej sedymentacji
Maksymalne uwolnienie fosforu w warunkach beztlenowych	mg P/g s.m.o.	30	14
Maksymalna szybkość uwalniania fosforu w warunkach beztlenowych	mg P/g s.m.o.·h	19	9
Szacunkowa wielkość frakcji bakterii usuwających fosfor	%	40	15
Szybkość poboru fosforu w warunkach tlenowych	mg P/g s.m.o.·h	13,2	5,4
Szybkość poboru fosforu w warunkach niedotlenienia	mg P/g s.m.o.·h	5,9	2,3
Szybkość denitryfikacji endogennej (bakterie usuwające fosfor)	mg NO ₃ -N/g s.m.o.·h	3÷3,4	1,3
Zwykła szybkość denitryfikacji	mg NO ₃ -N/g s.m.o.·h	3,2	6,2÷7
Szybkość nityfikacji	mg NH ₄ -N/g s.m.o.·h	nie mierzono	3÷4



Rys. 1. Oczyszczalnia ścieków „Łącza” w Łężyca; Centralna Oczyszczalnia Ścieków dla Zielonej Góry [Łojko 1999]
Fig. 1. „Łącza” sewage treatment plant in Łężyca; Central Sewage Treatment Plant for Zielona Góra [Łojko 1999]

Tabela 5. Zawartość lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) w ściekach z zawiesinami i bez zawiesin, wiek osadu (WO) 5 dni, temperatura 8°C, stosunek LKT do fosforu (P) 10:1 [Malej, Boguski, Gorbatowska-Konon 2000]

Table 5. Content of volatile fatty acids (VFA) in sewage with suspension and without suspension, sludge age 5 days, temperature 8°C, VFA to phosphorus ratio 10:1 [Malej, Boguski, Gorbatowska-Konon 2000]

	Data	Temperatura [°C]	Pot Redox [mV]	Zaw. LKT [mg/l]	Stosunek LKT:P
Ścieki bez zawiesin	15.11.99	16,6	-316	75	7,5
	16.11.99	8,5	-290	84	8,4
	17.11.99	7,7	-289	85,5	5,85
	18.11.99	9,5	-289	54	5,4
	19.11.99	8,3	-301	52,4	5,24
Ścieki z zawiesinami	15.11.99	16,5	-295	114	11,4
	16.11.99	8,4	-278	90	9
	17.11.99	7,4	-278	60	6
	18.11.99	9,4	-291	58,5	5,85
	19.11.99	8,1	-297	60	6

Tabela 6. Zawartość lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) w ściekach z zawiesinami i bez zawiesin, wiek osadu (WO) 5 dni, temperatura 20°C, stosunek LKT do fosforu (P) 10:1 [Malej, Boguski, Gorbatowska-Konon 2000]

Table 6. Content of volatile fatty acids (VFA) in sewage with suspension and without suspension, sludge age 5 days, temperature 20°C, VFA to phosphorus ratio 10:1 [Malej, Boguski, Gorbatowska-Konon 2000]

	Data	Temperatura [°C]	Pot Redox [mV]	Zaw. LKT [mg/l]	Stosunek LKT:P
Ścieki bez zawiesin	22.11.99	14,1	-71,4	19,5	1,95
	23.11.99	19,7	-196,5	90	9
	24.11.99	19,9	-272	15	1,5
	25.11.99	21,4	-310	9	0,9
	26.11.99	22,4	-305	30	3
Ścieki z zawiesinami	22.11.99	14,3	-66	18	1,8
	23.11.99	19,3	-271	78	7,8
	24.11.99	19,9	-299	24	2,4
	25.11.99	21,5	-345	30	3
	26.11.99	22,3	-321	28,5	2,85

Tabela 7. Zawartość lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) w ściekach z zawiesinami i bez zawiesin, wiek osadu (WO) 5 dni, temperatura 30°C, stosunek LKT do fosforu (P) 10:1 [Malej, Boguski, Gorbatowska-Konon 2000]

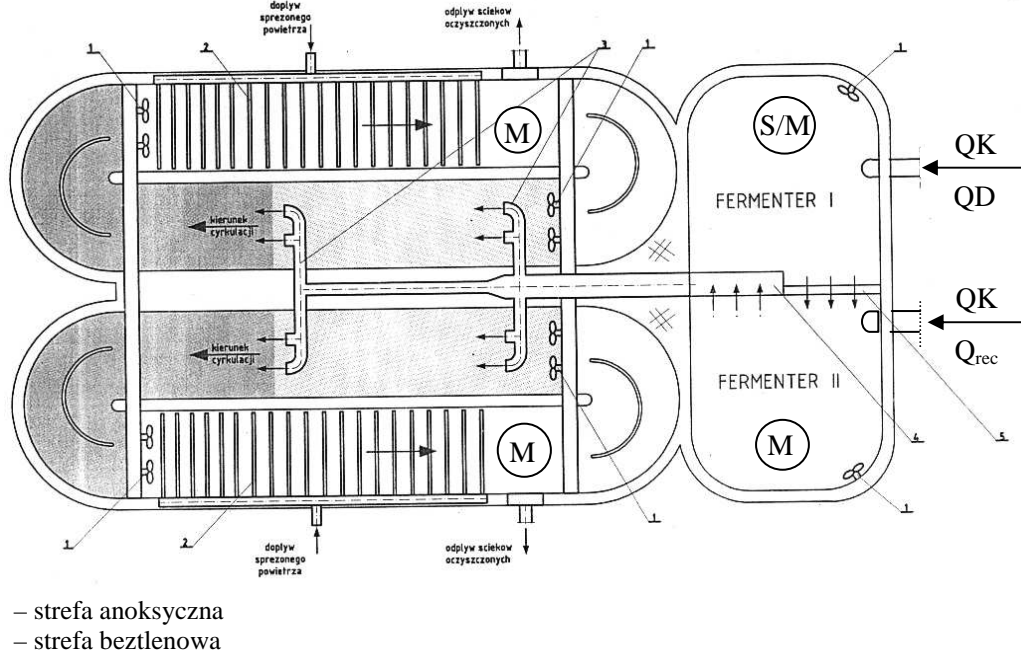
Table 7. Content of volatile fatty acids (VFA) in sewage with suspension and without suspension, sludge age 5 days, temperature 30°C, VFA to phosphorus ratio 10:1 [Malej, Boguski, Gorbatowska-Konon 2000]

	Data	Temperatura [°C]	Pot Redox [mV]	Zaw. LKT [mg/l]	Stosunek LKT:P
Ścieki bez zawiesin	29.11.99	16,5	-151	37,5	3,75
	30.11.99	29,5	-250	15	1,5
	01.12.99	30,1	-271	7,5	0,75
	02.12.99	30,5	-101,4	10,5	1,05
	03.12.99	30,4	-56,3	9	0,9
Ścieki z zawiesinami	29.11.99	16,7	-169,3	18	1,8
	30.11.99	28	-318	18	1,8
	01.12.99	30	-341	15	1,5
	02.12.99	30,5	-332	12	1,2
	03.12.99	30,5	-180,6	13,5	1,35

Tabela 8. Zawartość lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) w ściekach surowych, wiek osadu (WO) 14 dni, temperatura 20°C, stosunek LKT do fosforu (P) 10:1 [Malej, Boguski, Gorbatowska-Konon 2000]

Table 8. Content of volatile fatty acids (VFA) in sewage with suspension and without suspension, sludge age 14 days, temperature 20°C, VFA to phosphorus ratio 10:1 [Malej, Boguski, Gorbatowska-Konon 2000]

	Data	Temperatura [°C]	Pot Redox [mV]	Zaw. LKT [mg/l]	Stosunek LKT:P
Ścieki surowe	10.01.00	14,6	-63	33	3,3
	11.01.00	21,8	-142	22,5	3,25
	12.01.00	21,3	-178	21	2,1
	13.01.00	22,3	-185	15	1,5
	14.01.00	21,3	-197	15	1,5
	15.01.00	21,9	-337	37,5	3,75
	16.01.00	21,4	-297	36	3,6
	17.01.00	15,5	-213	33	3,3
	18.01.00	21,2	-223	-	-
	19.01.00	20,9	-217	33	3,3
	20.01.00	22,3	-17,5	15	1,5
	21.01.00	21,8	-47,1	-	-
	22.01.00	21,5	-278	27	2,7
	10.01.00	20,5	-305	-	-



Rys. 2. Sekwencyjne komory cyrkulacyjne z trójfazowym osadem czynnym [Malej, Boguski 1999]; 1 – mieszadła śmigłowe, 2 – ruszt napowietrzający, 3 – rura doprowadzająca ścieki do komór cyrkulacyjnych, 4 – koryto zbiorcze, 5 – przelew płaski, Q_{rec} – osad recykulowany, QK – ściek z kolektora, QD – ścieki dowożone, S/M – układ sprzężony, M – miernik potencjału redox, S – strumienica [Malej, Boguski 1999]

Fig 2. Sequential circulation chambers with triphase activated sludge [Malej, Boguski 1999]; 1 – propeller agitators, 2 – aeration grate, 3 – pipes supplying sewage to circulation chambers, 4 – collective flume, 5 – flat overflow, Q_{rec} – recirculated sludge, QK – sewage from collector, QD – brought sewage, S/M – coupled system, M – redox potential meter, S – jet pump [Malej, Boguski 1999]

W literaturze panuje też pogląd, że osadniki wstępne można pominąć, gdy [Bartoszewski, Kempa, Szpadt 1981, Cywiński, Gdula, Kempa, Kurbiel, Płoszański 1983]:

- zawiesiny mają postać koloidalną, na przykład w ściekach mleczarskich,
- stężenie zawiesin jest mniejsze od 125 g/m^3 ,
- stosując systemy SBR,
- stosując rowy cyrkulacyjne dla małych jednostek osadniczych,
- stosując małe oczyszczalnie np. typu bioblok i inne.

Wymagane strefy ochrony sanitarnej, w przypadku tradycyjnych rozwiązań w technologii oczyszczalni, są problemem na terenach o intensywnym zurbanizowaniu. Nowe generacje wysokosprawnych oczyszczalni z zastosowaniem cyrkulacyjnych komór z osadem czynnym – nie mają osadników wstępnych lub nie mają wstępnych i wtórnych osadników, mają ograniczoną gospodarkę osadową. Oczyszczalnie te zlokalizowane są w bezpośrednim sąsiedztwie osiedli.

Kontrowersyjny problem stosowania lub nie stosowania osadników wstępnych i wstępnego strącania fosforu, rozstrzygać powinny wstępne badania składu osadu i badania technologiczne [Heidrich 1999]. Istotną jest późniejsza analiza ekonomiczna bowiem działań gospodarki osadowej (według klasycznych rozwiązań) może sięgać połowy kosztów inwestycyjnych przeznaczonych na całą oczyszczalnię.

Kontrowersyjny problem stosowania lub niestosowania osadników wstępnych i wstępnego strącania fosforu – rozstrzygają wymagania w stosunku do ścieków dopływających do biologicznej oczyszczalni. W odrębnym opracowaniu [Malej, Boguski 2000, Oleszkiewicz, Barnard 1997] przedstawiono takie wymagania.

2.2. Wymagania jakościowe dla ścieków dopływających do reaktorów z biochemicznym usuwaniem związków węgla, azotu i fosforu

A. Kryterium decydujące o podatności ścieków na oczyszczanie biologiczne

Uwzględnia się tu zapotrzebowanie mikroorganizmów na niezbędne substraty dla prawidłowego rozwoju i przyrostu biomasy. Są to między innymi odpowiednie proporcje pomiędzy związkami węgla a związkami azotu i fosforu – uwzględniając ich stężenie w dopływie ścieków do reaktora:

- ChZT : BZT₅ ≤ 2,0,
- BZT₅ : N = 17 : 1,
- BZT₅ : P = 90 : 1,

B. Kryterium decydujące o efektywności procesu denitryfikacji i biochemicznej defosfatacji

Dla prawidłowego przebiegu procesu defosfatacji podstawowym warunkiem jest dostępność łatwo przyswajalnych związków węgla w strefie beztlenowej jak i w strefie anoksycznej. Dotyczy to przede wszystkim lotnych kwasów tłuszczowych. Wartością kryterialną jest stosunek stężenia związków węgla (np. wyrażony jako BZT_5) do stężeń związków azotu i fosforu:

- $BZT_5/P_{og} > 20$,
- $BZT_5/N_{og} > 4$.

Przy oznaczaniu łatwo przyswajalnych związków węgla jako ChZT, wyrażony stosunek – jako wartość kryterialna wynosi:

- $ChZT/P_{og} = 35 \div 40$, gdy wymagane jest stężenie fosforu ogólnego w odpływie poniżej 1 mg P/dm^3 .

Przy mniejszej wartości ilorazu, np.: $15 \div 25$, stężenia fosforu ogólnego w odpływie jest na poziomie $2 \div 5 \text{ mg P/dm}^3$.

Łatwo przyswajalny węgiel organiczny charakteryzuje stosunek $ChZT/BZT_5$ do 2,0.

C. Kryterium decydujące o możliwości przeprowadzenia efektywnego procesu nitryfikacji

Wielkością kryterialną jest stosunek stężenia związków węgla (wyrażonych jako BZT_5 lub ChZT) do stężenia azotu ogólnego:

- $ChZT/N_{og} \leq (4 \div 5) : 1$,
- $BZT_5/N_{og} < 2$.

Dla procesu denitryfikacji wymagana jest dostępność łatwo przyswajalnych związków węgla – optymalnie jako lotne kwasy tłuszczowe.

W literaturze o charakterze aplikacyjnym stwierdza się, że wstępne chemiczne strącanie w osadniku wstępnym, powoduje usuwanie znacznej ilości zawiesiny ($70 \div 80\%$) i BZT_5 ($50 \div 60\%$), tym samym pozbawia się ścieków dopływających do reaktora biologicznego – łatwo przyswajalnych związków węgla. Wstępne strącanie może wielokrotnie obniżyć prędkość denitryfikacji w osadzie czynnym [Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków 1997].

Dysponując jedynie osadem nadmiernym (brak w układzie osadnika wstępnego) i przyjmując tlenową stabilizację osadów nie stosuje się oczyszczania wód osadowych. Podczas obróbki (zagęszczanie, odwadnianie) osadu czyn-

nego do wód osadowych uwalnia się niewielka ilość zanieczyszczeń – co ilustrują rys. 5, 6.

W badaniach własnych stwierdzono, że kondycjonowanie osadu nadmiernego przy użyciu alkalizujących reagentów: CaO, bentonit, radykalnie zmniejsza zanieczyszczenie wód nadosadowych [Malej, Boguski 2000]. Alkalizacja ogranicza recykling metali ciężkich na oczyszczalni ścieków. Alkalizacja umiarkowana recyrkulatu jest korzystna dla procesu nityfikacji w reaktorach osadu czynnego.

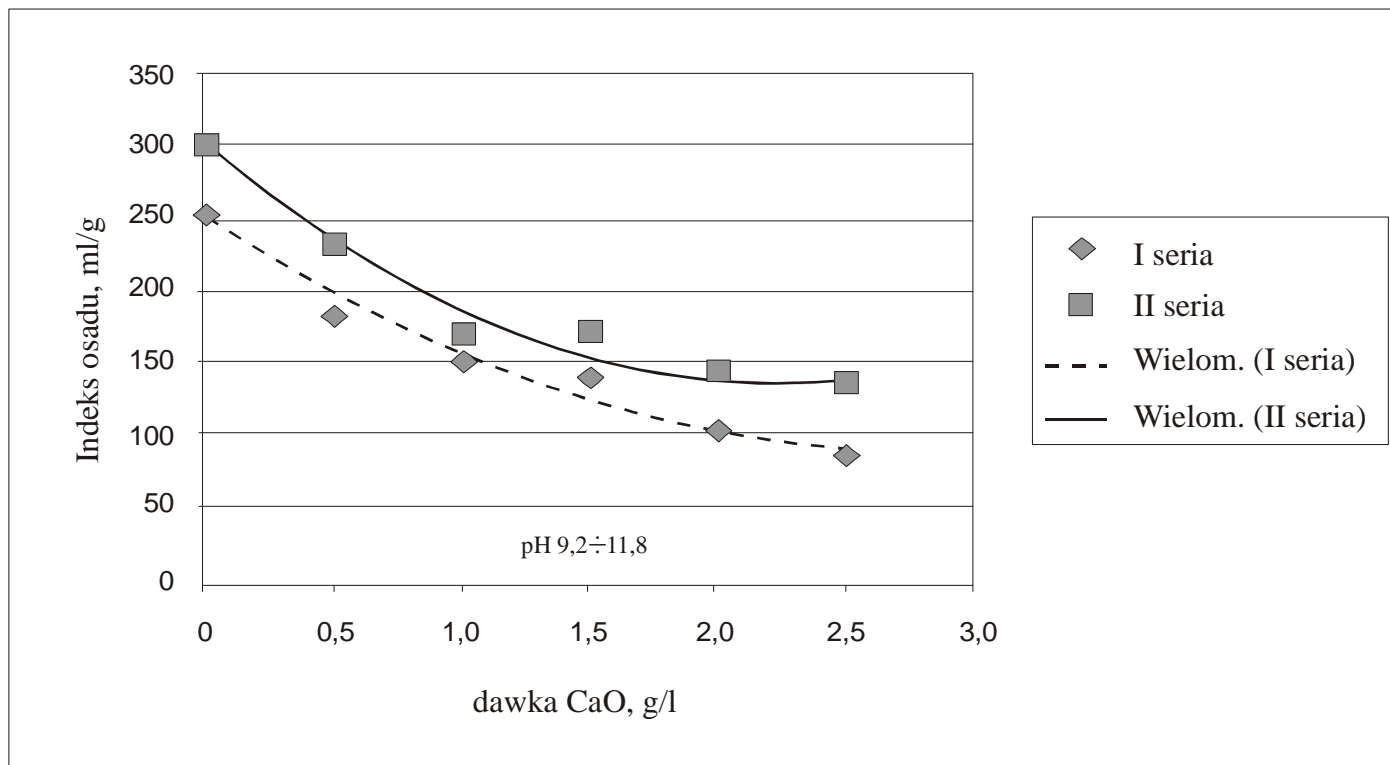
Alkalizacja przy użyciu bentonitu + CaO spowodowała zmniejszenie się nadmiernej wartości indeksu osadowego – co obrazują rys. 3, 4 [Malej, Boguski 1999].

Wprowadzając dominujące procesy oksydacyjne w gospodarce osadowej (tlenowa stabilizacja) i dysponując jedynie osadem nadmiernym – uzyskuje się radykalnie odmienne oddziaływanie oczyszczalni ścieków na środowisko.

3. Zanieczyszczenia wód osadowych przy różnych rodzajach stabilizacji osadów

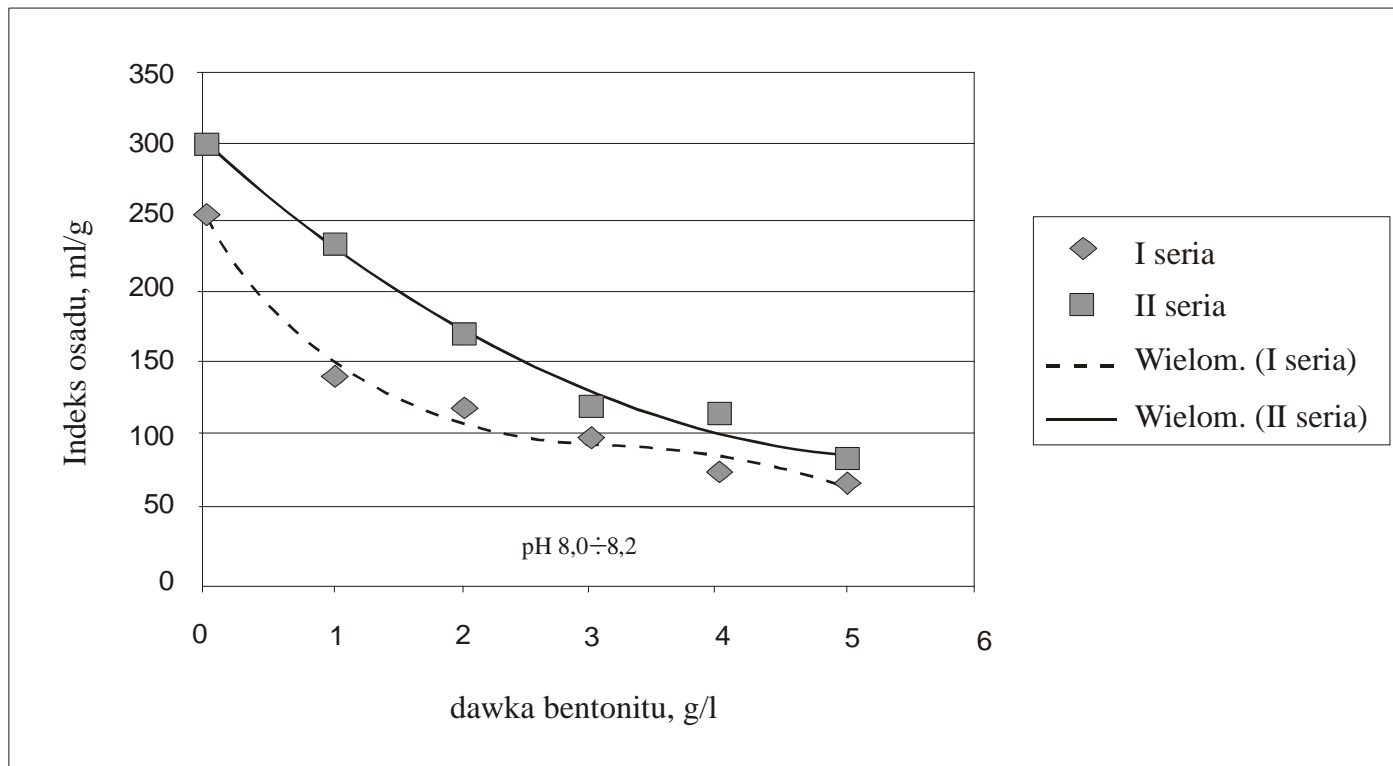
W przypadku stosowania osadników wstępnych najczęściej stosuje się stabilizację osadów mieszanych w warunkach beztlenowych z procesem fermentacji. W wyniku tego powstaje swoisty recykling różnych zanieczyszczeń a zwłaszcza związków biogenych oraz metali ciężkich [Boruszko, Margel, Wierzbicki 1995]. Na pięciu badanych oczyszczalniach gdzie stosowano fermentację osadów, stwierdzono wysoki procent ładunków zanieczyszczeń wprowadzonych z recyrkulowanymi wodami osadowymi, w stosunku do ładunku w ściekach surowych. Obrazuje to tabela 9.

Powiększanie się stężenia metali ciężkich od 4000 do 10 000 razy więcej aniżeli stężenie metali w ściekach dopływających do oczyszczalni najpewniej jest wynikiem takiego recyklingu. Stopień przechodzenia metali ciężkich z osadów do cieczy nadosadowej uwarunkowany jest potencjałem oksydoredukcyjnym i odczynem danego środowiska [Boruszko, Wierzbicki 1997]. Zawartość metali ciężkich w osadach ściekowych ma decydujące znaczenie przy ustalaniu ich sposobu zagospodarowania w tym np. przyrodniczego zagospodarowania [Biernacka, Pawłowska 1996, Biernacka, Pawłowska 1996, Piecuch 1998, Siuta, Wasiak 1991].



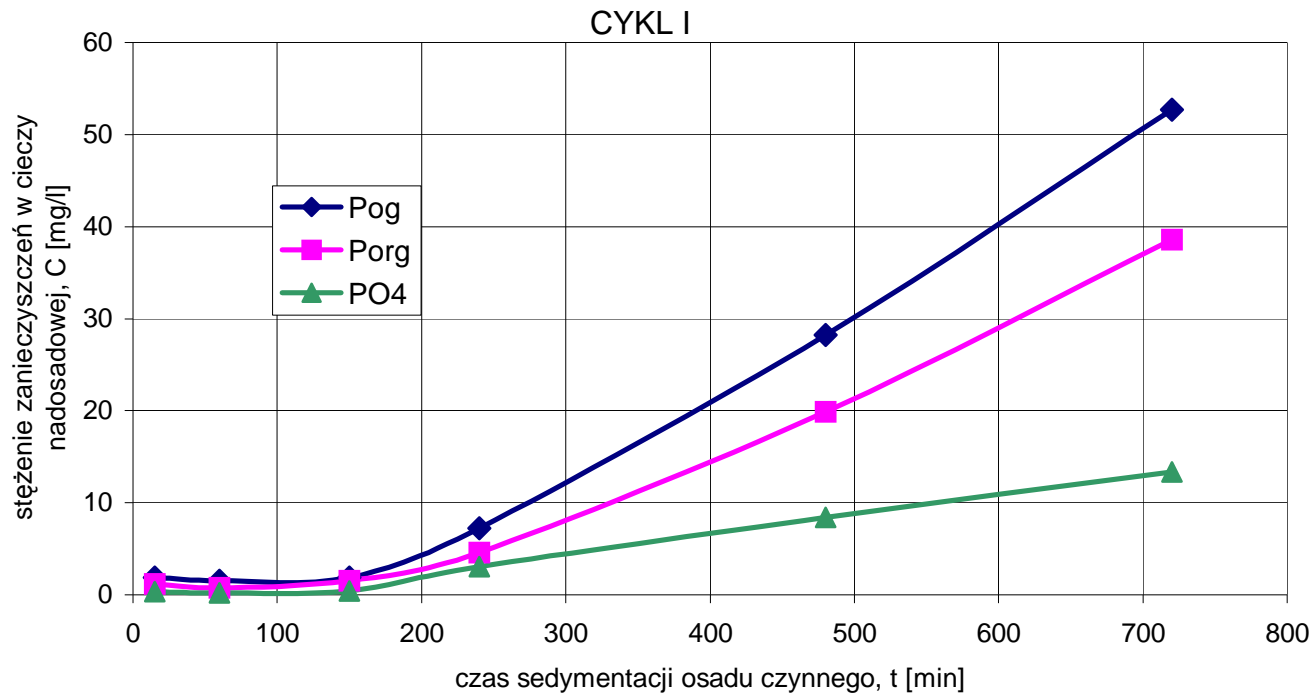
Rys. 3. Wpływ dawki CaO na wartość indeksu osadu [Boguski, Malej 1999]

Fig. 3. Influence of CaO dose on sludge index value [Boguski, Malej 1999]



Rys. 4. Wpływ dawki bentonitu na wartość indeksu osadu [Boguski, Malej 1999]

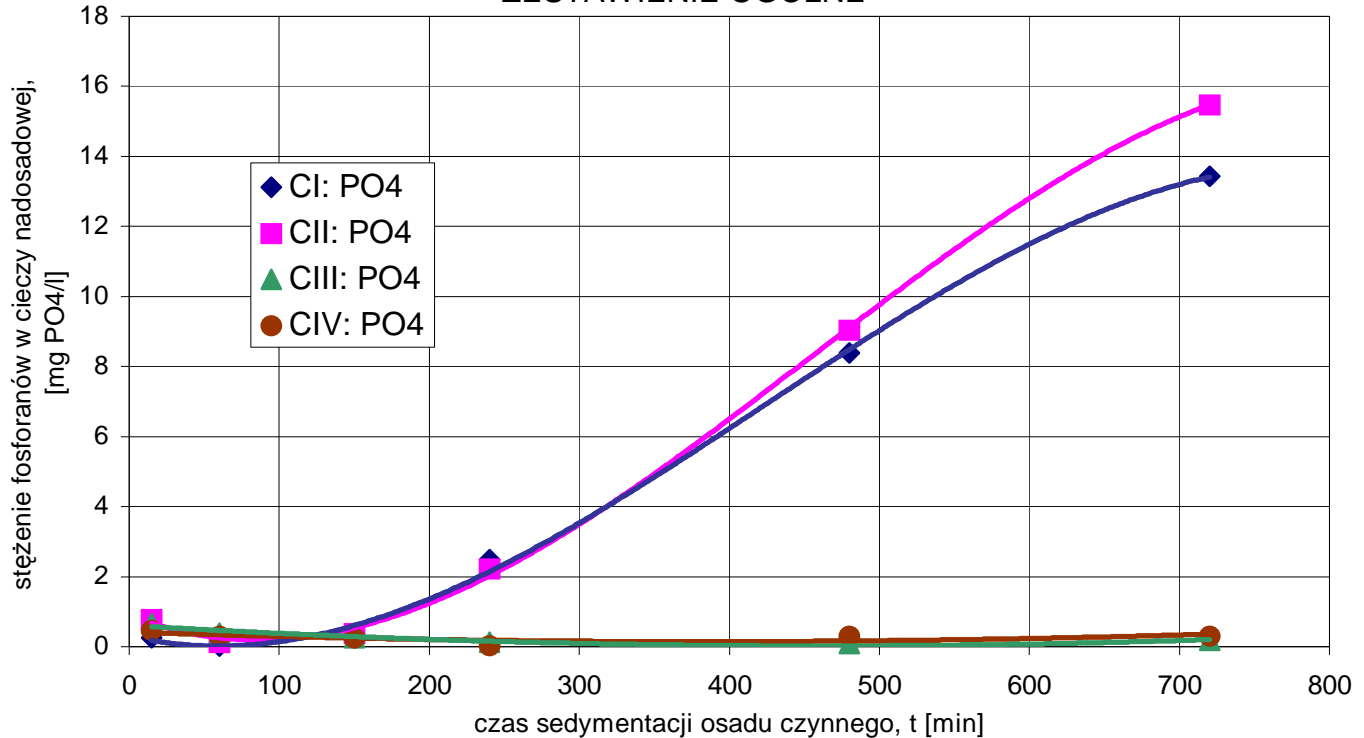
Fig. 4. Influence of bentonite dose on sludge index value [Boguski, Malej 1999]



Rys. 5. Wpływ czasu sedymentacji osadu czynnego na stężenie fosforu w cieczy nadosadowej; ścieki pobrane z komory osadu czynnego [Malej, Boguski 2000]

Fig. 5. Influence of sedimentation time on phosphorus concentration in post sedimentation waters; sewage taken from activated sludge chamber [Malej, Boguski 2000]

ZESTAWIENIE OGÓLNE



Rys. 6. Zestawienie ogólne stężenia fosforanów w cieczy nadosadowej w czasie sedimentacji osadu czynnego w poszczególnych cyklach [Malej, Boguski 2000]

Fig. 6. General breakdown of phosphates concentration in post sedimentation waters during sedimentation of activated sludge in individual cycles [Malej, Boguski 2000]

Tabela 9. Średnie szacunkowe ładunki zanieczyszczeń wprowadzane z recyrkulowanymi wodami osadowymi w oczyszczalniach ścieków [Boruszko, Wierzbiński 1997]

Table 9. Average estimated pollutants loads introduced with recirculated sedimentation waters in sewage treatment plant [Boruszko, Wierzbiński 1997]

Wskaźnik	Ładunki zanieczyszczeń wprowadzane z recyrkulowanymi wodami osadowymi w stosunku do ładunku wpływającego ze ściekami surowymi, [%]				
	Białystok	Ełk	Łomża	Suwałki	Olsztyn
BZT ₅	3,5	26,0	0,47	1,0	3,5
ChZT	6,5	31,0	4,8	2,4	1,0÷4,5
Azot ogólny Kjeldahla	9,7	43,3	5,8	19,6	4,1÷8,6
Azot amonowy	12,0	40,0	6,9	16,7	4,4÷10
Fosfor ogólny	4,8	28,6	6,8	15,8	4,0÷6,6
Fosforany	5,7	27,8	7,2	15,3	3,9÷7,8
Zawiesina ogólna	6,0	42,7	0,06	6,7	0,6÷4,1

Chemiczne strącanie metali zawartych w ściekach powoduje najczęściej przejście ich w postaci trudno rozpuszczalnych wodorotlenków.

Na strącanie metali z ich roztworu wpływa ponadto wiele czynników, jak np.: rodzaj neutralizującego reagenta, skład i stężenie substancji rozpuszczonych, szybkość mieszania i inne [Anielak 1998, Anielak 1990].

Powszechnie uważa się, że alkalizowanie osadów ściekowych, w znacznym procencie, powoduje unieruchomienie metali ciężkich [Biernacka, Pawłowska 1996, Biernacka, Pawłowska 1996, Cwojdzński 1999, Herman 1993, Siuta, Wasiaś 1991, Urbaniak, Mokrzycka 1996, Urbaniak 1994].

W czasie zagęszczania i odwadniania osadów następuje w różnym stopniu uwalnianie związków azotu i fosforu. Podczas fermentacji osadów, ciecz nadosadowa jest bardzo zanieczyszczona związkami biogennymi oraz substancjami organicznymi. Ciecz nadosadowa może zawierać od kilku do 30% ładunku zanieczyszczeń surowych ścieków [Bartoszewski 1995, Bartoszewski 1994].

Podczas sedymentacji osadu czynnego następuje uwalnianie się do cieczy nadosadowej stosunkowo niewielka ilość związków azotu i fosforu.

Wzrost stężenia biogenów następował po określonym czasie sedymentacji [Malej, Boguski 2000]:

$$t_1 = 735 \text{ minut, } S_e P_{og} = 55 \text{ mg P/dm}^3,$$

$$t_2 = 800 \text{ minut, } S_e N-NH_4 = 7 \text{ mg N/dm}^3,$$

$$t_3 = 735 \text{ minut, } S_e N-NO_2 = 0,42 \text{ mg N/dm}^3.$$

Informacja ta ma praktyczne znaczenie, bowiem określa ona bezpieczny czas zatrzymania osadu czynnego w czasie sedymentacji. Może to dotyczyć procesu zagęszczania osadu czynnego w zagęszczaczach grawitacyjnych lub komprymacji osadu czynnego w lejach osadowych – przy zbyt wydłużonym czasie zatrzymania w osadnikach wtórnych.

W badaniach własnych stwierdzono wielokrotnie wyższe stężenia związków biogenych w cieczy nadosadowej – podczas zagęszczania i odwadniania osadów po procesie fermentacji [Malej, Boguski 1999]:

- stężenie fosforu ogólnego = $1120 \div 1160 \text{ mg P/dm}^3$,
- stężenie azotu ogólnego = $2015 \div 2400 \text{ mg N/dm}^3$,
w tym azotu amonowego = $989 \div 1136 \text{ mg N/dm}^3$.

Badania nad zawartością azotu w cieczy nadosadowej (pofermentacyjnej) – na pięciu oczyszczalniach ścieków w Anglii – wykazały, że stężenia azotu amonowego w cieczy pofermentacyjnej było w zakresie od 268 do 1000 g N/m^3 [Boruszko 1998].

W opracowanym bilansie fosforu na miejskiej oczyszczalni stwierdzono, że 54% fosforu zatrzymywane jest w procesie oczyszczania ścieków a z tej ilości około 48% przedostawało się do cieczy nadosadowej w procesie fermentacji [Boruszko 1998]. Potwierdza się to w innych badaniach kontrolnych [Malej, Boguski 2000, Malej, Boguski 2000].

W czasie badań kontrolnych na miejskiej oczyszczalni ścieków o przepustowości, $Q_{\text{śrd}} = 33000 \text{ m}^3/\text{d}$ stwierdzono, że odcieki z wirówki + wody nadosadowe z WKF_Z zawracane do oczyszczalni (do dopływu) posiadały zmienne stężenia zanieczyszczeń [Malej, Boguski 2000]:

- ChZT = $8000 \div 27914 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$,
- BZT₅ = $1350 \div 7600 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$,
- zawiesina og. = $10232 \div 19716 \text{ mg/dm}^3$.

Wody te odprowadzono w godzinach zmniejszonego dopływu ścieków do oczyszczalni $19^{30} \div 21^{30}$ i $23^{00} \div 1^{30}$, podając je wstępnie do napowietrzania w wydzielonej komorze, w czasie około 1 godziny. W wyniku doprowadzenia wód osadowych zmniejszyła się sprawność oczyszczalni z zakresu 90÷95% do 35÷60 obniżki zanieczyszczeń. Po osadniku wtórnym w odpływie nastąpił wzrost stężenia wskaźników zanieczyszczeń [Malej, Boguski 2000]:

- ChZT = $300 \div 600 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$,
- BZT₅ = $80 \div 250 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$.

W czasie badań na pięciu oczyszczalniach (tabela 9) zaobserwowano w okresie spływu wód osadowych do ciągu technologicznego oczyszczalni ścieków częste zakłócenia pracy osadników wstępnych związane z wynoszeniem dużej ilości osadów na powierzchnię oraz zakłócenia w pracy komór osadu czynnego związane ze zmianą warunków tlenowych i gwałtownym przyrostem osadu czynnego [Boruszko, Margel, Wierzbicki 1995].

Różne oceny wpływu wód osadowych na pracę oczyszczalni ścieków mogą wynikać z różnych sposobów przeróbki osadów, stosowanych reagentów i urządzeń. Niepowtarzalność analizowanych obiektów wymaga każdorazowej indywidualnej oceny [Kempa, Bień 1995, Kempa 1995].

Na jakość wód pofermentacyjnych duży wpływ ma skład fizyczno-chemiczny osadów skierowanych do fermentacji, jak i parametry prowadzenia samego procesu (obciążenie komór fermentacyjnych, temperatura procesu, przebieg procesów fermentacji kwasogennej i metanogennej). W tej ostatniej znaczna część substancji np.: niższych kwasów tłuszczowych, może przedostać się do cieczy nadosadowej i wpływać na wzrost ogólnego zanieczyszczenia tych wód. Stwierdzono, że 70% azotu ogólnego doprowadzonego z osadami surowymi do komory fermentacyjnej, przedostało się do cieczy nadosadowej jako azot amonowy. Na innej badanej oczyszczalni ścieków stwierdzono, że w ładunku azotu doprowadzonym do biologicznej części – wynoszącym 910 kg aż 370 kg pochodziło z azotu zawróconego z wodami osadowymi [Malej, Boguski 1999].

Podstawowym kryterium decydującym o wpływie wód osadowych na pracę oczyszczalni i warunkującym oczyszczanie tych wód, jest sprawdzenie czy zachowane są wymagania jakościowe dla ścieków dopływających do reaktora z biochemicznym usuwaniem związków węgla, azotu i fosforu [Kempa 1976].

4. Przykłady przeróbki osadów

4.1. Przykład zastosowania wapna hydratyzowanego do stabilizowania osadów ściekowych [Oleszczyk, Jaźwiński 1995, Oleszczyk, Rządcki 1996]

Miejska oczyszczalnia o przepustowości $Q = 32\ 000\ \text{m}^3/\text{d}$ posiada osadniki wstępne i wtórne. W części biologicznej zastosowano osad czynny niskoobciążony trójfazowy: komora defosfatacji, komora denitryfikacji i komora nityfikacji. Na oczyszczalni powstają osady mieszane o objętości $V_{OS} = 1\ 012\ \text{m}^3/\text{d}$, $G_{OS} = 7\ 068\ \text{kg}/\text{d}$, uwodnienie $U_0 = 99,3\%$ (0,7 s.m.o.). Po zagęszczeniu i odwodnieniu na wirówce sedymentacyjnej uzyskano zmniejszoną objętość osadu, $V_{OS} = 28 \div 24\ \text{m}^3/\text{d}$, $G_{OS} = 7\ 068\ \text{m}^3/\text{d}$, uwodnienie $U = 75 \div 70\%$ (25÷30% s.m.o.). Odwodniony osad poddano stabilizacji przy użyciu wapna hydratyzowanego. Zabieg ten nie powoduje pasteryzacji lecz poprzez alkalizację osadu powstrzymu-

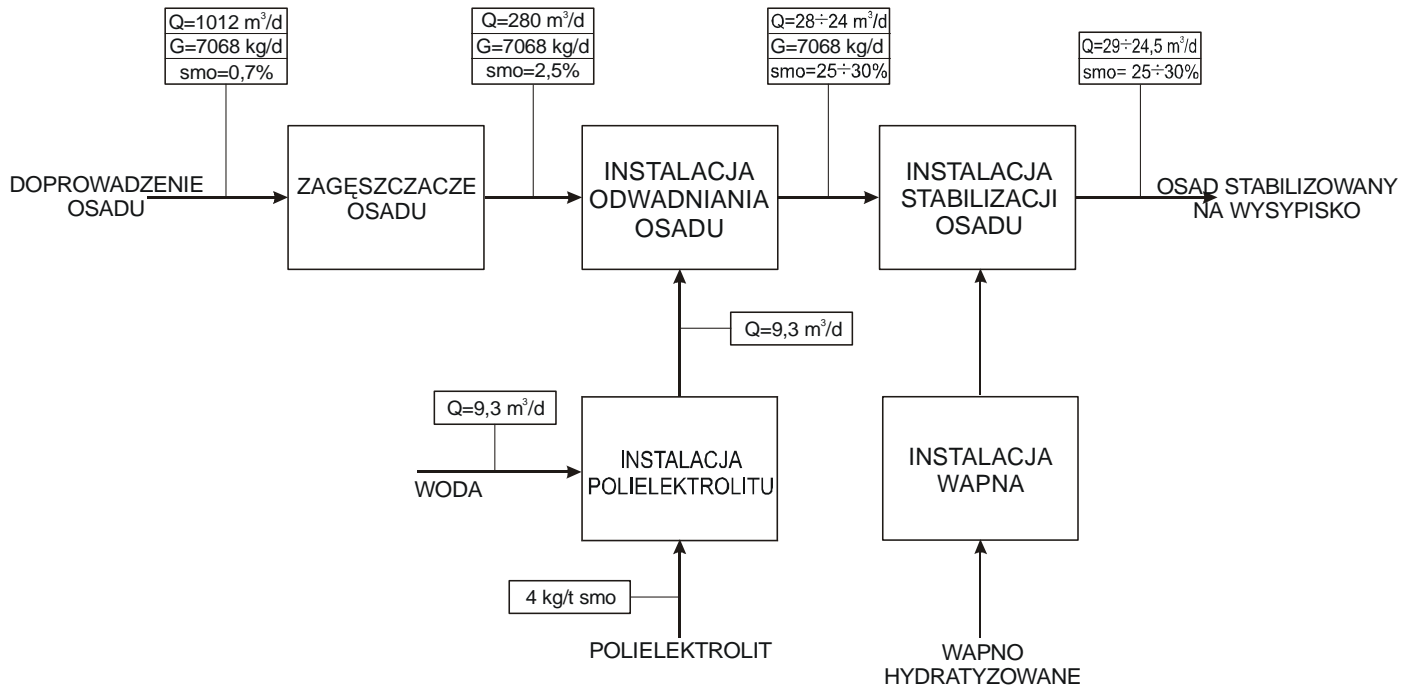
je procesy zagniwania do czasu przetransportowania osadu do spalarni lub do grupowej kompostowni. W obszarze zagospodarowani oczyszczalni dokonano rezerwacji terenu na ewentualną budowę komór fermentacyjnych. Schemat gospodarki osadowej przedstawiono na rys. 6.

4.2. Przykład zastosowania wapna palonego do pasteryzacji osadów ściekowych [Oleszczyk, Jaźwiński 1995, Oleszczyk, Rządcki 1996]

Miejska oczyszczalnia ścieków o przepustowości $Q = 8\,250\text{ m}^3/\text{d}$, nie posiada osadnika wstępnego. W części biologicznej zastosowano osad czynny niskoobciążony. Usuwanie azotu odbywa się w dwufazowym układzie komór: anoksydacyjnej (denitryfikacja) i tlenowej (nitryfikacja). Usuwanie fosforu odbywa się poprzez chemiczne strącanie (symultaniczne) przy użyciu reagenta PIX. Na przedstawionym schemacie gospodarki osadowej (rys. 7) odwodniony osad o objętości $Q = 9,5\div 7,9\text{ m}^3/\text{d}$ i zawartości suchej masy $25\div 30\%$ – poddawany jest procesowi pasteryzacji przy użyciu wapna palonego. Według projektu autorskiego [Oleszczyk, Jaźwiński 1995, Oleszczyk, Rządcki 1996] ostateczna ilość osadu nieznacznie się zwiększyła do $Q = 9,8\div 8,2\text{ m}^3/\text{d}$. W stosunku do początkowej – niezagęszczonej – ilości osadu nadmiernego $Q = 340\text{ m}^3/\text{d}$ i $0,7\%$ s.m. – przedstawiono typową obniżkę ilości osadów w wyniku poszczególnych operacji: zagęszczania i odwadniania.

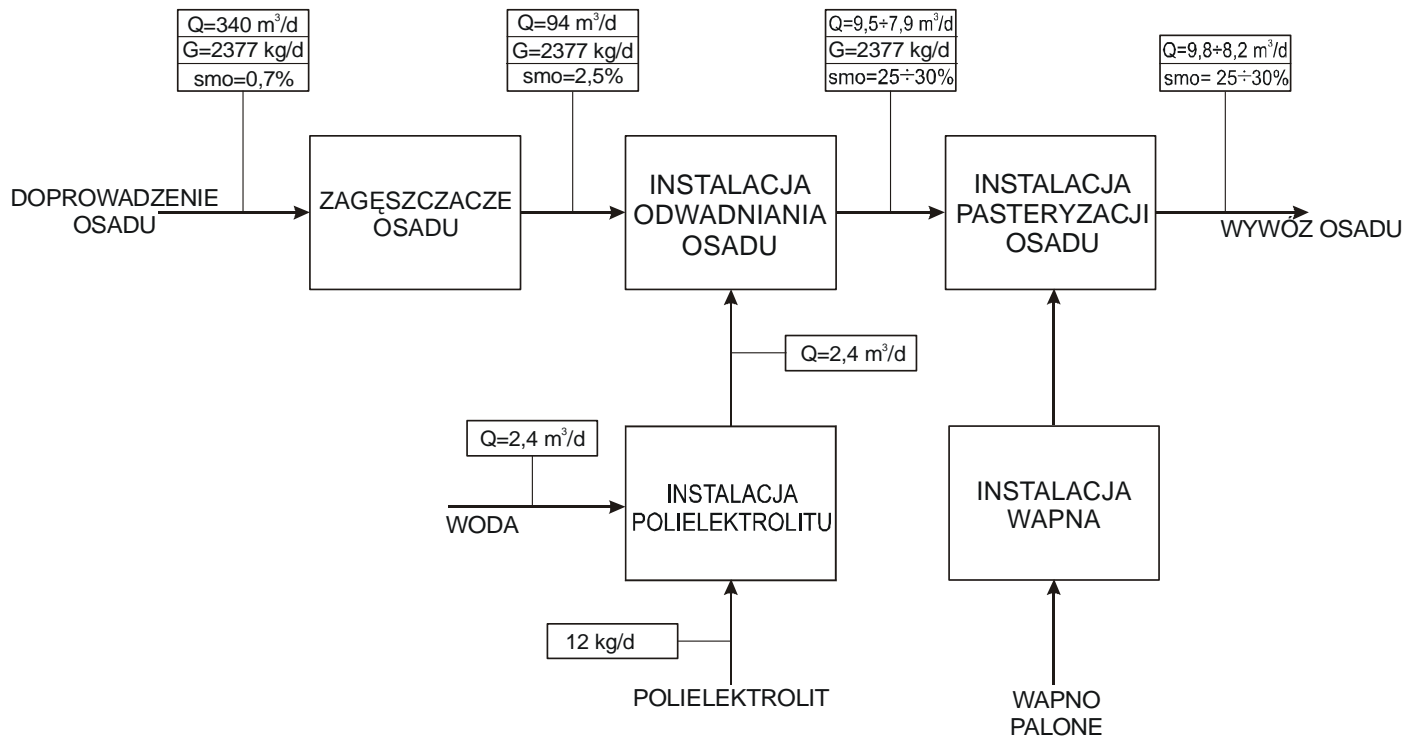
5. Wnioski

1. Zastosowanie osadnika wstępnego i wstępnego chemicznego strącania fosforu – w układzie technologicznym oczyszczalni ścieków – musi spełniać określone warunki:
 - wykonanie poprzedzających badań fizyczno-chemicznych ścieków oraz testów technologicznych,
 - sprawdzenie czy zachowane są podstawowe wymagania jakościowe dla ścieków dopływających do reaktorów z biochemicznym usuwaniem związków węgla, azotu i fosforu.
2. W przypadku braku osadnika wstępnego – w układzie technologicznym oczyszczalni – wytwarzanie lotnych kwasów tłuszczowych można dokonywać w fermentach, używając samych ścieków.
3. Zastosowanie osadnika wstępnego ma istotny wpływ na gospodarkę osadową na danej oczyszczalni ścieków. Osady wstępne są silnie zainfekowane mikroorganizmami chorobotwórczymi. Osady te szybko zagniwają wydzielając odory uciążliwe dla środowiska.



Rys. 6. Gospodarka osadowa w oczyszczalni ścieków o przepustowości $Q = 32\ 000\ \text{m}^3/\text{d}$ [Oleszczyk, Jaźwiński 1995, Oleszczyk, Rządcki 1996]

Fig. 6. Sludge management in sewage treatment plant with flow capacity $Q = 32\ 000\ \text{m}^3/\text{d}$ [Oleszczyk, Jaźwiński 1995, Oleszczyk, Rządcki 1996]



Rys. 7. Gospodarka osadowa w oczyszczalni ścieków o przepustowości $Q = 8\,250 \text{ m}^3/\text{d}$ [Oleszczyk, Jaźwiński 1995, Oleszczyk, Rządzki 1996]

Fig. 7. Sludge management in sewage treatment plant with flow capacity $Q = 8\,250 \text{ m}^3/\text{d}$ [Oleszczyk, Jaźwiński 1995, Oleszczyk, Rządzki 1996]

4. W procesach obróbki mieszanych osadów najczęściej stosowane są procesy fermentacji. Wody osadowe zawierają wysokie stężenia zanieczyszczeń a zwłaszcza biogenów i dlatego muszą one być oczyszczone, przed ponownym skierowaniem do oczyszczalni.
5. Przy braku osadnika wstępnego, powstające osady w osadnikach wtórnych poddawane są obróbce, z reguły, z udziałem procesów oksydacyjnych. Ogranicza to zasięg strat ochrony sanitarnej. Oczyszczalnie takie mogą być lokalizowane w pobliżu osiedli miejskich.

Literatura

Anielak A. M. 1998: Chemiczne i fizykochemiczne oczyszczanie ścieków. PWN - Warszawa, 2000.

Anielak A.M. 1990: Oczyszczanie ścieków potrawiennych. Gaz, Woda i Technika Sanitarna Nr 4/1990.

Bartoszewski K. 1993: Bilansowanie mas osadów w oczyszczalniach ścieków. Krajowa Konferencja Naukowo-Techniczna. Częstochowa.

Bartoszewski K. 1994: Technologia oczyszczania ścieków i przeróbki osadów stosowana w warunkach krajowych. Ochrona Środowiska Nr 3.

Bartoszewski K. 1995: Kontrola przebiegu procesu fermentacji osadów w komorach fermentacyjnych. Konferencja międzynarodowa pt.: „Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków. Częstochowa.

Bartoszewski K. 1995: Ocena efektywności mechanicznego zagęszczania i mechanicznego odwadniania osadów. Konferencja międzynarodowa pt.: „Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków. Częstochowa.

Bartoszewski K., Kempa E., Szpadt R. 1981: Systemy oczyszczania ścieków. Politechnika Wroclawska, Wrocław.

Biernacka I., Pawłowska L. 1994: Zagospodarowanie i wykorzystanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.

Bernacka I., Pawłowska L. 1996: Przeróbka i zagospodarowanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków – ocena sposobów oraz kierunków rozwiązań. PZiTS. Poznań.

Boguski A., Malej J. 1999: Zmiana wartości indeksu osadowego w warunkach zastosowania wybranych reagentów. X Międzynarodowa Konferencja N-T pt. Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolnicz-przemysłowych. Augustów.

Boruszko D. 1998: Znaczące parametry charakterystyczne dla wod osadowych z oczyszczalni ścieków miejskich. Symposium Szkoleniowo-Naukowe. Szkoła Jakości Wody. Koszalin – Ustronie Morskie.

Boruszko D. Wierzbicki T. 1997: Charakterystyka wód nadosadowych powstających na oczyszczalniach ścieków oraz ich wpływ na pracę oczyszczalni i środowisko. Konferencja N-T, Częstochowa.

- Boruszko D., Margel L., Wierzbicki T.L. 1995:** Wpływ wybranych jonów metali ciężkich na proces fermentacji statycznej osadów ściekowych. Konferencja międzynarodowa pt.: „Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków. Częstochowa.
- Cwojdzński i inni 1999:** Technologia otrzymywania i własności agrotechniczne nawozu otrzymanego na bazie osadów ściekowych. Zeszyty Naukowe Politechniki Koszalińskiej Nr 15.
- Cywiński B., Gdula S., Kempa E., Kurbiel I., Płoszański H. 1983:** Oczyszczanie ścieków. Oczyszczanie mechaniczne i chemiczne. Arkady, Warszawa.
- Heidrich Z. 1999:** Skutki zastosowania wstępnego chemicznego strącania w oczyszczalni ścieków „Czajka” (Warszawa). Konferencja N-T pt.: „Rok 2000 na oczyszczalniach ścieków”. Szczecin – Mielno.
- Herman I. 1993:** Wstępne zasady techniczno-organizacyjne zagospodarowania osadów ściekowych w środowisku przyrodniczym. Ekologia i Technika Nr 1.
- Kempa E. 1968:** Procesy całkowitego unieszkodliwiania osadów ściekowych z małych jednostek osadniczych. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 2/1968.
- Kempa E. 1976:** Systematyka osadów ściekowych. Monografia 35, 12. Politechnika Wrocławska. Wrocław.
- Kempa E. 1985:** Osady ściekowe i odpady stałe w środowisku. Seminarium PZiTS i Uniwersytet w Stuttgarcie. Poznań.
- Kempa E. 1995:** Modelowy osad ściekowy – teoretyczne uwarunkowania a techniczna realność. I Międzynarodowa Konferencja N-T „Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalni ścieków”. Częstochowa.
- Kempa E. 1996:** Osady ściekowe – odpad czy produkt oczyszczania ścieków. Konferencja N-T „Wykorzystanie osadów ściekowych – techniczne i prawne uwarunkowania”. Częstochowa.
- Kempa E., Bień J. 1995:** Problemy przeróbki osadów ściekowych. I Międzynarodowa Konferencja N-T „Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalni ścieków”. Częstochowa.
- Koblak-Kalińska E. 1996:** Wykorzystanie osadów ściekowych w świetle przepisów prawa. Konferencja Politechniki Częstochowskiej „Wykorzystanie osadów ściekowych – techniczne i prawne uwarunkowania”, Częstochowa.
- Korytkowski I. 1996:** Regulacje Unii Europejskiej dotyczące osadów ściekowych i przewidywane formy ich realizacji. Konferencja Politechniki Częstochowskiej „Wykorzystanie osadów ściekowych – techniczne i prawne uwarunkowania”, Częstochowa.
- Łojko I. 1999:** Sole Fe^{3+} w oczyszczalni Łącza – oczyszczalnia ścieków dla Zielonej Góry. Konferencja N-T pt.: „Rok 2000 na oczyszczalniach ścieków”. Szczecin – Mielno.
- Malej J., Boguski A. 1999:** Sekwencyjne komory cyrkulacyjne z dwustopniowym fermenterem przeznaczonym do generowania lotnych kwasów tłuszczowych. Zastrzeżenie patentowe. Politechnika Koszalińska.
- Malej J., Boguski A. 1999:** Zanieczyszczanie wód osadowych z beztlenowej przeróbki osadów. Sprawozdanie z tematu badawczego (maszynopis).
- Malej J., Boguski A. 1999:** Związki biogenne w odciekach i wodach nadosadowych na miejskiej oczyszczalni w Koszalinie. Politechnika Koszalińska (maszynopis).

- Malej J., Boguski A. 2000:** Podstawy projektowania komór osadu czynnego i osadników wtórnych. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej.
- Malej J., Boguski A. 2000:** Uwalnianie związków azotu i fosforu w czasie zagęszczania osadu czynnego. Sprawozdanie z tematu badawczego (maszynopis).
- Malej J., Boguski A. 2000:** Zmniejszenie ładunku zanieczyszczeń w cieczy nadosadowej w procesie zagęszczania osadu czynnego. W druku – Rocznik Ochrony Środowiska t. 2.
- Malej J., Boguski A., Gorbatowska-Konon S. 2000:** Otrzymywanie LKT ze ścieków surowych. Sprawozdanie z tematu badawczego. Politechnika Koszalińska, praca dyplomowa (maszynopis).
- Oleszczyk A., Jaźwiński Z. 1995:** Gospodarka osadowa w oczyszczalniach ścieków. Międzynarodowa Konferencja N-T „Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalni ścieków”. Częstochowa.
- Oleszczyk A., Rządcki G. 1996:** Charakterystyka ilościowo-jakościowa osadów podstawą wyboru sposobu ich wykorzystania. Konferencja N-T „Wykorzystanie osadów ściekowych – techniczne i prawne uwarunkowania”. Częstochowa.
- Oleszkiewicz J.A., Barnard I.L. 1997:** Fermentacja kwaśna osadu wstępnego dla intensyfikacji biologicznego usuwania fosforu. Międzynarodowa Konferencja N-T pt.: „Usuwanie związków biogenych ze ścieków”. LEM Projekt s.c. Kraków.
- Piecuch T. 1998:** Termiczna utylizacja odpadów. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej. Poradnik 1996 – Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Imhoff K. R. Projprzem Bydgoszcz.
- Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków 1997. PZiTS, Poznań.
- Rozporządzenie M. Och. Śr., Zas. Nat. i Leś. z dn. 11.08.1999r.
- Rybicki S.M., Kurbiel I. 1996:** Wpływ wstępnego chemicznego strącania fosforu na biologiczne oczyszczanie ścieków. Materiały szkoleniowe, LEM PROJEKT s.c. Kraków.
- Siuta J., Wasiak G. 1991:** Zasady gospodarki odpadami bytowymi w środowisku przyrodniczym. IOŚ, Warszawa.
- Spadt R. 1993:** Zagospodarowanie i unieszkodliwianie osadów z małych oczyszczalni ścieków. I Krajowa Konferencja Szkoleniowa pt.: „Gospodarka ściekami i odpadami w gminach”. Poznań.
- Urbaniak M. 1994:** Postępowanie z odpadami w państwach Unii Europejskiej – Organizacja i Technologia. Konferencja N-T „Techniczne, prawne i finansowe aspekty ochrony środowiska”. Kazimierz Dolny.
- Urbaniak M., Mokrzycka B. 1996:** Badania nad kompostowaniem osadów ściekowych jako element gospodarki osadowej dużej oczyszczalni. Zeszyty Naukowe Politechniki Łódzkiej nr 756/1996.
- Ustawa o odpadach [DZ. Ust. Nr 95 poz. 592, 1997r] + Ustawa o odpadach z 03.2000r.
- Zielewicz-Madej E., Fukas-Płonka Ł. 1998:** Kryterium wyboru sposobu przeróbki osadów ściekowych. Konferencja Szkoleniowa pt.: „Przeróbka i zagospodarowanie osadów dla małych i średnich oczyszczalni ścieków”. Gdańska Fundacja Wody. Gdańsk.

Selected Problems of Sewage Sludge Processing

Abstract

This paper discusses issue of indexing sludge amount of sludge taking into consideration more important processes used in the sewage treatment plant. This paper also discusses controversial problem of primary settling tanks and primary precipitation application giving decisive conditions for realisation of removal processes of carbon, nitrogen and phosphorus. Results of own research on possibility of generation of volatile fatty acids from raw sewage are given, showing by the way technological system of sequential circulation chambers with triphase activated sludge. This system includes fermenters for generation of volatile fatty acids from raw sewage with participation of sewage brought by sewage removal rolling stock. The paper also shows problem of sedimentation waters pollution by different kinds of sludge stabilisation, giving results of own research concerning movement of pollutants to sedimentation waters during thickening and dewatering of sludge.

Following conclusions are drawn from considerations presented in the paper:

1. Usage of preliminary settling tank and preliminary chemical precipitation of phosphorus in the technological system of sewage treatment plant has to fulfil specific conditions: performing preliminary physico-chemical tests of sewage and technological tests, check if basic qualitative requirements for the sewage inflowing to the reactors with biocemical removal of carbon, nitrogen and phosphorus are fulfilled.
2. In case of lack of preliminary settling tank in the technological system of sewage treatment plant, volatile fatty acids may be produced in fermenters, using only sewage.
3. Usage of preliminary settling tank has essential influence on sludge management in the sewage treatment plant. Preliminary sludge are strongly infected with pathogenic micro-organisms and quickly rots and emits odours.
4. In the processes of mixed sludge processing fermentation is used most often. Sedimentation water contains high concentrations of nutrients and that is why it has to be treated before directing back to the treatment plant.
5. In case of lack of preliminary settling tank sludge from secondary settling tanks are usually treated using oxidation processes. Such treatment plants may be placed near housing estates.