

Zmiany ilościowe ładunku zanieczyszczeń w cieczy nadosadowej w procesie zagęszczania osadu czynnego

Józef Malej, Adam Boguski
Politechnika Koszalińska

Recenzent: Elżbieta Biernacka

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego - Warszawa

1. Wstęp

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 [1,2,3,9]. W badaniach nad zagęszczaniem i odwadnianiem osadów na miejskiej oczyszczalni ścieków o przepustowości $Q_{\text{śrd}} = 33000 \text{ m}^3/\text{d}$ ustalono bilans związków biogennych w cieczy nadosadowej i w odcieku z wirówki, przedstawiony w tabeli 1 i 2 [11,16,28].

Tabela 1. Związki biogenne w cieczy nadosadowej po zagęszczeniu osadu czynnego

Table 1. Biogenic compounds in the sedimentation water after sewage sludge thickening

Numer cyklu	Stężenie zanieczyszczeń w cieczy nadosadowej zagęszczonego osadu czynnego							
	PO ₄	Pog	Porg	NH ₄	Nog	Norg	NO ₃	NO ₂
Cykl I	29,00	190,00	161,00	29,40	45,00	14,64	56,00	0,96
Cykl II	44,67	172,00	127,33	21,00	38,50	16,50	48,00	1,00
Cykl III	7,20	25,00	17,80	16,60	25,00	8,40	–	–
Cykl IV	6,98	25,00	18,02	16,54	28,00	11,64	–	–

W literaturze podkreśla się, że ciecz nadosadowa z fermentacji osadów – z układów technologicznych z biologiczną defosfotacją – zawiera znaczne ilości fosforanów. Ładunek fosforanów w tej cieczy może osiągnąć do 45% ładunku fosforu zawartego w osadzie doprowadzonym do komory fermentacyjnej. Dlatego też ciecz nadosadowa z fermentacji osadów pochodzących z reaktora z biologiczną defosfotacją wymaga usunięcia fosforanów, przed wprowadzeniem tych wód do układu oczyszczania [6,25].

Tabela 2. Bilans związków biogenych w cieczy nadosadowej z WKFo i w odcieku z wirówki

Table 2. Biogenic compounds balance in the sedimentation water from SFC and in eluate from centrifuge

Data wykonania pomiaru	Komora fermentacji – WKFo				
	Oznaczenia:				
	Pog. [mg/l]	Nog. [mg/l]	N-NH ₄ [mg/l]	pH	Uwodnienie
16.01.97	1120	2250	1100	6,87	95,92
23.01.97	1160	2400	1136	6,94	96,68
19.09.97	1110	2015	989	7,00	97,36
18.12.97	1160	2100	1100	7,01	97,12
Data wykonania pomiaru	Wirówka				
	Oznaczenia:				
	Pog. [mg/l]	Nog. [mg/l]	N-NH ₄ [mg/l]	pH	Uwodnienie
16.01.97	240	980	746	7,45	74,52
23.01.97	210	1155	983	7,50	74,42
19.09.97	230	856,5	705	7,39	74,75
18.12.97	250	1005	780	7,30	74,28

Najczęściej zaleca się chemiczne strącanie fosforanów [29]. Podstawowym kryterium decydującym o konieczności oczyszczania wód osadowych jest sprawdzenie, czy zostają zachowane niezbędne proporcje pomiędzy np. BZT₅/N, BZT₅/P, ChZT/P i inne – w ściekach dopływających do komór osadu czynnego. Przykładowo obniżenie się wartości ilorazu ChZT/P_{og} do poziomu 30÷15 powoduje wzrost stężenia fosforu ogólnego w odpływie do 3÷7 mgP/l [6,15].

W nowych układach technologicznych – w procesie przeróbki osadów – dąży się do całkowitego rozdzielenia ciągu przeróbki osadów od ciągu oczyszczania ścieków. Rozdziela się też ciąg osadu wstępnego od ciągu osadu nadmiernego, np. zagęszczając każdy oddzielnie [6,10,15,19,20].

Dla minimalizacji zawracania fosforu z wodami osadowymi do głównego ciągu oczyszczania proponuje się [6]:

- wstępne kondycjonowanie osadów, głównie przy użyciu różnych reagentów;
- w procesach obróbki osadów maksymalne zachowanie warunków tlenowych np.:
 - zagęszczanie flotacyjne z rozpuszczonym powietrzem;
 - wstępne napowietrzanie osadów przed ich zagęszczaniem;
- oczyszczanie wód osadowych, najczęściej stosując koagulację przy użyciu soli żelaza lub glinu.

2. Metoda i zakres badań

Osad czynny (pobrany z recyrkulatu) poddawano procesowi sedymentacji w leju Imhoffa odczytując objętość osadu w przedziałach czasowych: 15-30-60-90-120 minut. W cieczy nadosadowej wykonano oznaczenia:

- odczyn pH,
- utlenialność (KMnO_4),
- zawiesina ogólna,
- sucha masa osadu,
- fosforany,
- uwodnienie osadu.

W drugiej części osadu, po 90 minutach sedymentacji pobierano ciecz nadosadową i dodawano reagenty o zmiennych dawkach. Po dodaniu reagenta stosowano mieszanie szybkie – 5 minut, po czym wolne – 30 minut. Ciecz nadosadową poddano analizie jak w próbie porównawczej.

Zastosowano dwa rodzaje reagentów o zmiennych dawkach – przedstawionych na rysunku nr 12.

Przyjęto, że zmniejszanie się objętości osadu zależne było od równoczesnych procesów sedymentacji i komprymacji cząstek osadu (zagęszczanie i ściskanie).

3. Omówienie wyników badań

Przy użyciu reagentów uzyskano zmniejszenie ładunku zanieczyszczeń w cieczy nadosadowej. We wszystkich czterech seriach badań stwierdzono wysoką obniżkę stężenia zanieczyszczeń, co zobrazowano na rysunkach nr 12, 13, 14.

Porównując skuteczność dwóch reagentów wyższe efekty uzyskiwano stosując PIX:

- obniżka fosforanów

49,76÷88,31%, dla bentonitu + $\text{Ca}(\text{OH})_2$,

76,20÷92,33%, dla PIX.

➤ obniżka utlenialności

4,10÷55,00%, dla bentonitu + Ca(OH)₂,
45,00÷72,70%, dla PIX.

Największą wartość obniżenia uzyskiwano stosując najwyższe dawki (próby nr 3, 5, 6).

We wszystkich czterech seriach badań do 30 minut, ciecz nadosadowa była bardzo mętna z dużą ilością zawiesiny drobnocząsteczkowej. W czasie od 30 do 120 minut następowało klarowanie się cieczy.

We wszystkich czterech seriach notowano wyrównane obniżenie zawiesiny i suchej pozostałości co obrazuje rysunek nr 14:

- zawiesina ogólna, obniżenie 93,50÷96,00%,
- sucha pozostałość, obniżenie 94,00÷95,00%.

Najwyższą wartość obniżki zawiesiny ogólnej (94,00%) uzyskano stosując PIX – przy najniższej dawce – 0,1 ml/l. W miarę zwiększania dawki obniżał się efekt klarowania cieczy i zmniejszała się wartość obniżki do 73,30% – co obrazuje rysunek nr 9 i 14.

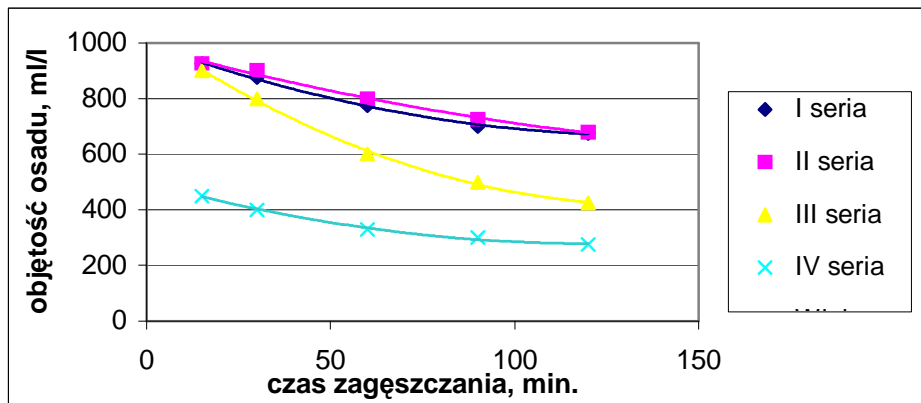
Zastosowane reagenty zakwasały bądź alkalizowały środowisko – zależnie od dawki, co ilustruje rysunek nr 10 i 11:

- bentonit + Ca(OH)₂ – mieszanina alkalizująca pH 8,3÷10,6,
- PIX – reagent zakwaszający pH 6,2÷5,2.

Uwzględniając proces usuwania azotu – w układach wielofazowych osadu czynnego A₂/O – alkalizacja ścieków lub recykulatu jest korzystna. W regionach obfitujących w miękką wodę trudno jest zaprojektować proces nityfikacji bez wprowadzenia korekty odczynu wapnem [14].

W innych badaniach stwierdzono, że przy niekorzystnym indeksie osadowym o wartości = 272,0÷309,0 cm³/g, dodawany reagent alkalizujący, bentonit + CaO, powodował skuteczną obniżkę wartości indeksu osadowego, z równoczesną obniżką fosforanów o 84,3÷60,8% [8].

Przyjmując tlenową stabilizację i higienizację osadu z udziałem CaO, z reguły nie stosuje się oczyszczania wód osadowych. Stosując reagenty alkalizujące ogranicza się stopień recyklingu metali ciężkich z osadem czynnym. Stopień przechodzenia metali z osadów do cieczy nadosadowej uwarunkowany jest potencjałem oksydoredukcyjnym i odczynem danego środowiska [3]. W osadzie czynnym może następować koncentracja metali ciężkich 4000÷10000 razy większa niż w ściekach surowych [4,5]. Zawartość metali ciężkich w osadach ściekowych decyduje o możliwości ich zagospodarowania lub np. spalania [20,22,23,24].



Rys. 1. Zależność objętości osadu od czasu zagęszczania

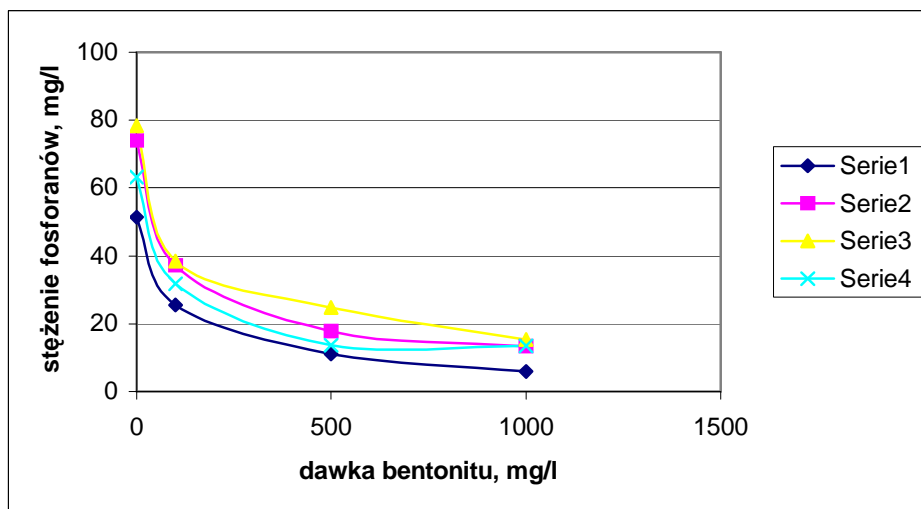
Fig. 1. Dependence of sludge volume on thickening time

Seria 1 – $U_0 = 99,46 \%$, $U_z = 99,20 \%$, s.m. = 5,4 mg/l,

Seria 2 – $U_0 = 99,50 \%$, $U_z = 99,26 \%$, s.m. = 5,0 mg/l,

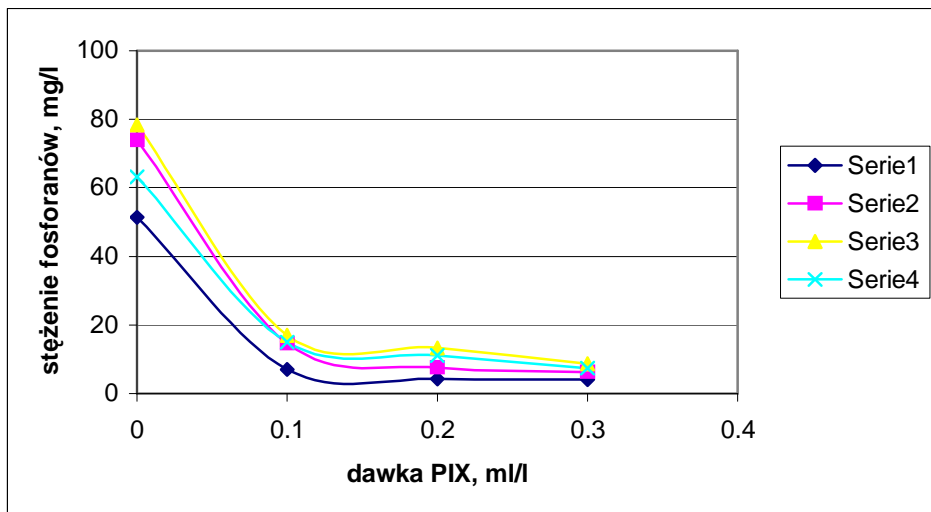
Seria 3 – $U_0 = 99,38 \%$, $U_z = 98,54 \%$, s.m. = 6,2 mg/l,

Seria 4 – $U_0 = 99,60 \%$, $U_z = 98,55 \%$, s.m. = 4,0 mg/l,

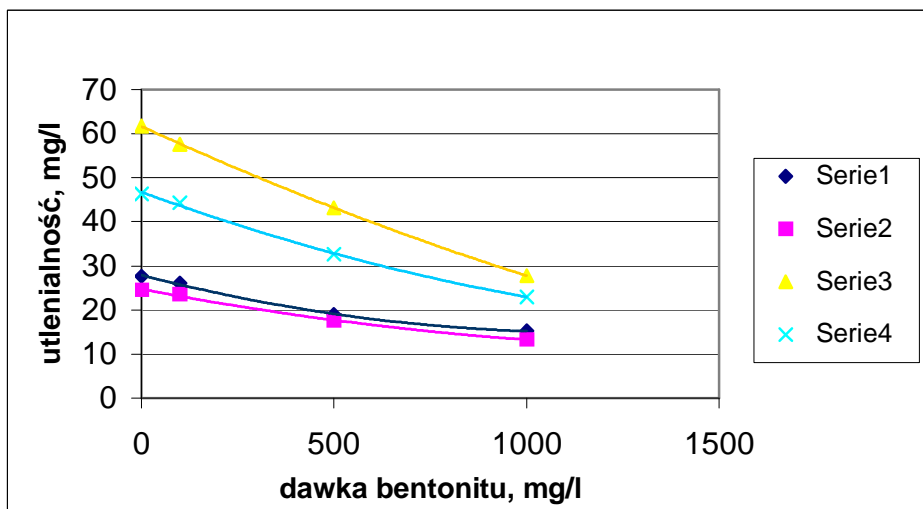


Rys. 2. Stężenie fosforanów w cieczy nadosadowej w zależności od dawki bentonitu

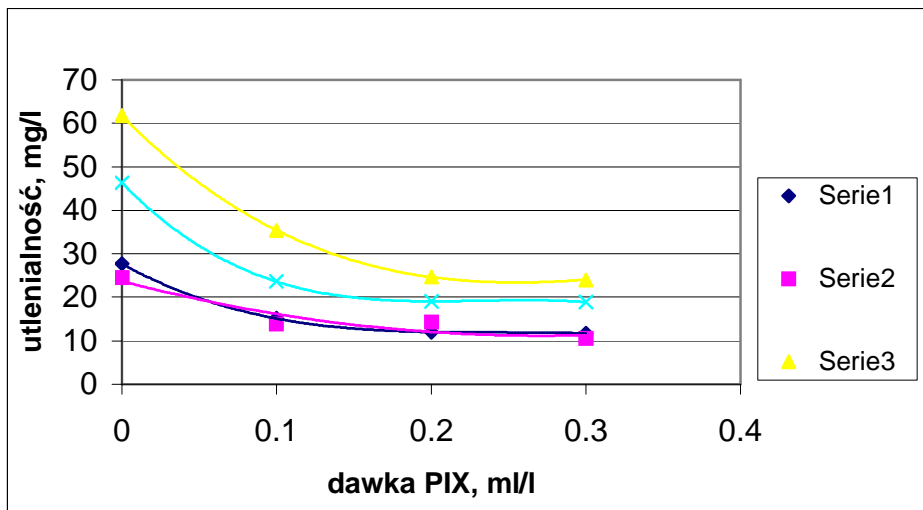
Fig. 2. Dependence of phosphates concentration in sedimentation water on bentonite dose



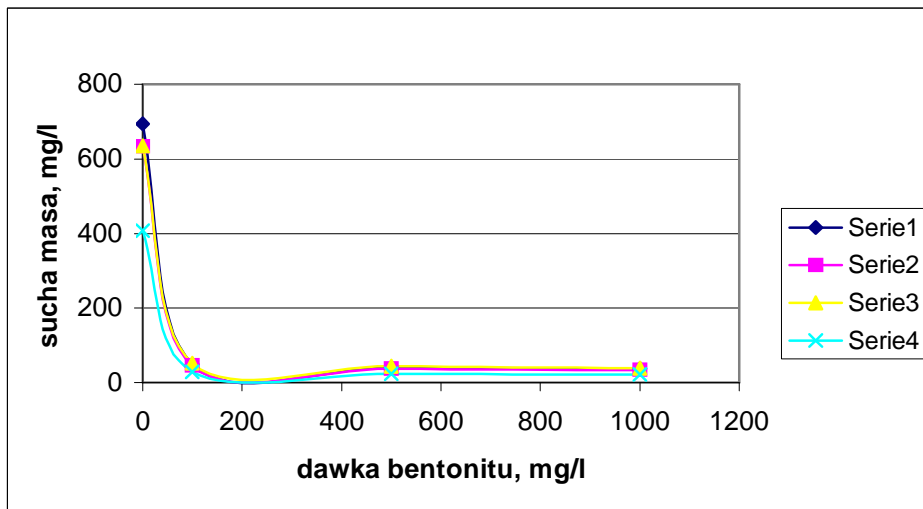
Rys. 3. Stężenie fosforanów w cieczy nadosadowej w zależności od dawki PIX-u
 Fig. 3. Dependence of phosphates concentration in sedimentation water on PIX dose



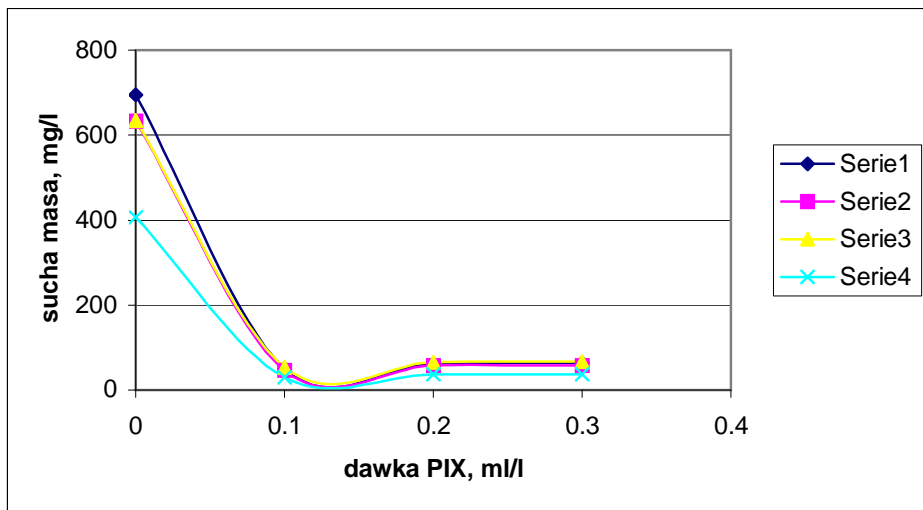
Rys. 4. Utlenialność w cieczy nadosadowej w zależności od dawki bentonitu
 Fig. 4. Dependence of oxygen consumption in sedimentation water on bentonite dose



Rys. 5. Utlenialność w cieczy nadosadowej w zależności od dawki PIX-u
Fig. 5. Dependence of oxygen consumption in sedimentation water on PIX dose

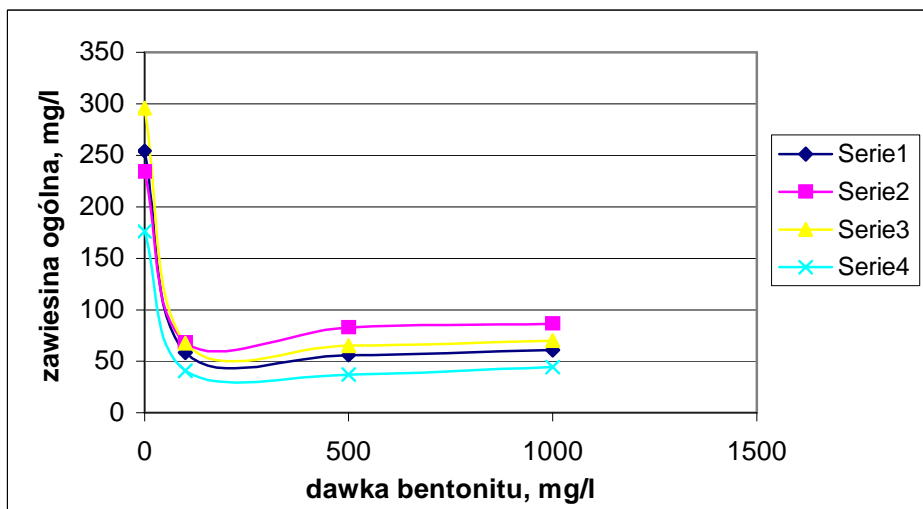


Rys. 6. Sucha masa w cieczy nadosadowej w zależności od dawki bentonitu
Fig. 6. Dependence of dry mass in sedimentation water on bentonite dose



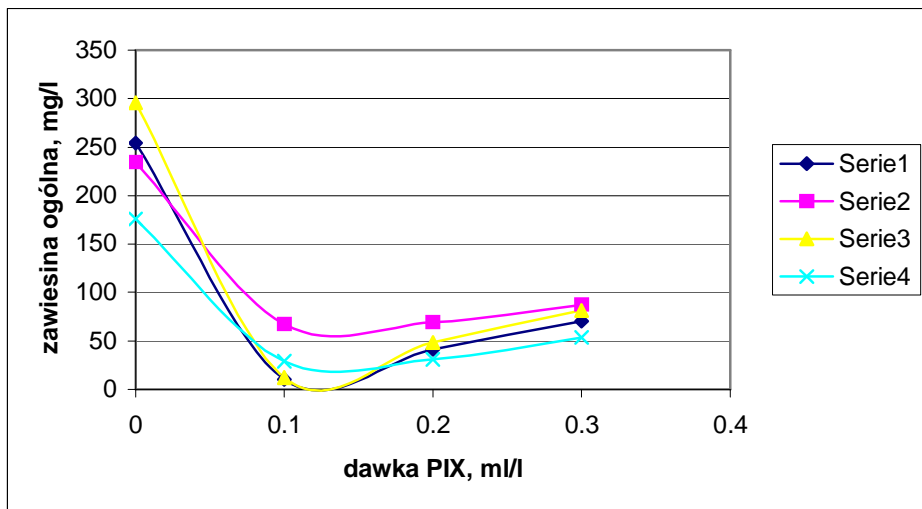
Rys. 7. Sucha masa w cieczy nadosadowej w zależności od dawki PIX-u

Fig. 7. Dependence of dry mass in sedimentation water on PIX dose

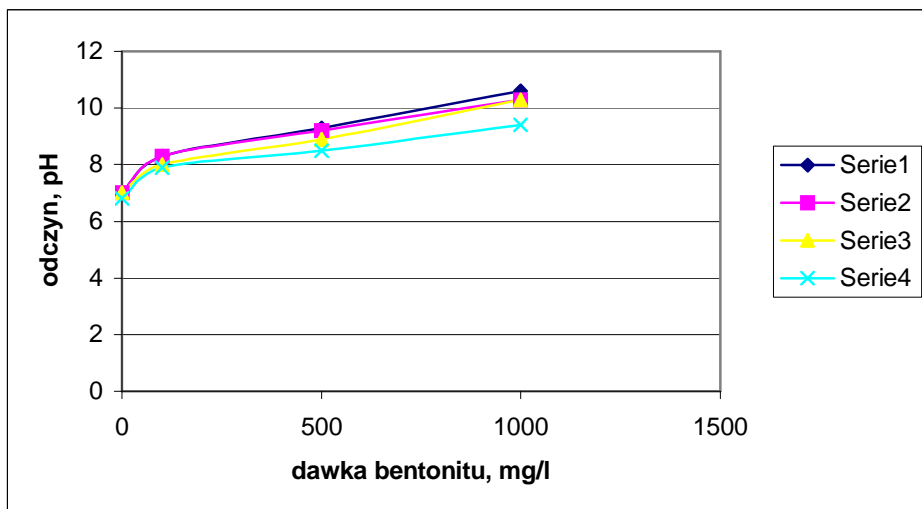


Rys. 8. Zawiesina ogólna w cieczy nadosadowej w zależności od dawki bentonitu

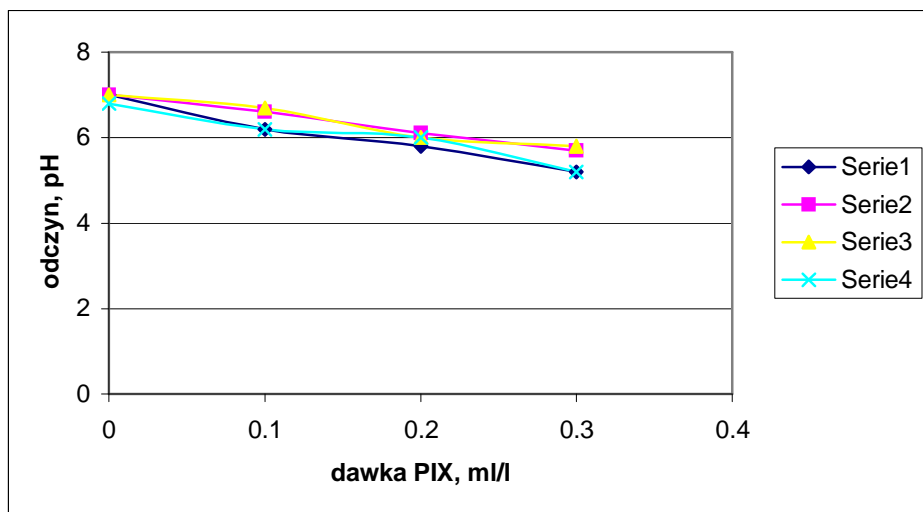
Fig. 8. Dependence of total suspension in sedimentation water on bentonite dose



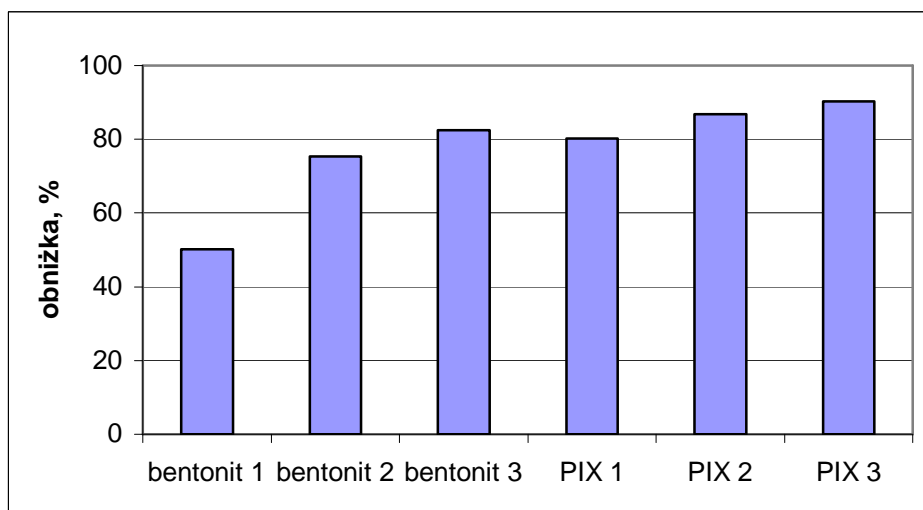
Rys. 9. Zawiesina ogólna w cieczy nadosadowej w zależności od dawki PIX-u
Fig. 9. Dependence of total suspension in sedimentation water on PIX dose



Rys. 10. Odczyn w cieczy nadosadowej w zależności od dawki bentonitu
Fig. 10. Dependence of reaction in sedimentation water on bentonite dose

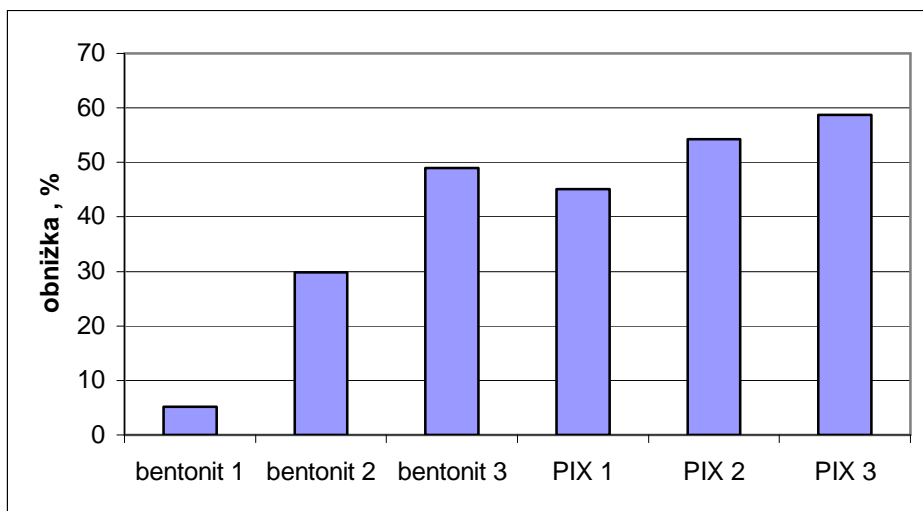


Rys. 11. Odczyn w cieczy nadosadowej w zależności od dawki PIX-u
Fig. 11. Dependence of reaction in sedimentation water on PIX dose



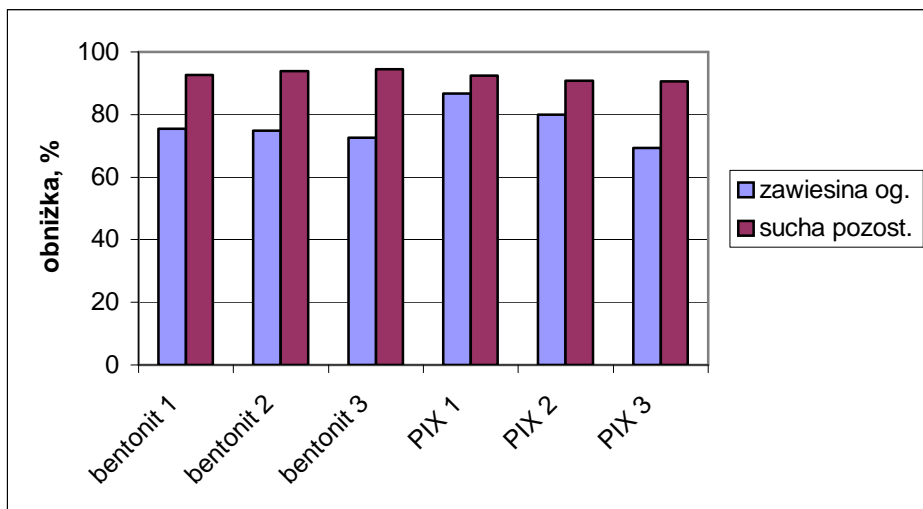
Rys. 12. Zestawienie sprawności usuwania fosforanów dla PIX-u i bentonitu
 bentonit 1 – dawka bentonitu 100 mg/l + 30 mg Ca(OH)₂/l,
 bentonit 2 – dawka bentonitu 500 mg/l + 150 mg Ca(OH)₂/l,
 bentonit 3 – dawka bentonitu 1000 mg/l + 300 mg Ca(OH)₂/l,
 PIX 1 – dawka PIX 0,1 ml/l,
 PIX 2 – dawka PIX 0,2 ml/l,
 PIX 3 – dawka PIX 0,3 ml/l

Fig. 12. Breakdown of phosphates removal efficiency for PIX and bentonite



Rys. 13. Zestawienie sprawności obniżenia utlenialności dla PIX-u i bentonitu

Fig. 13. Breakdown of oxygen demand efficiency for PIX and bentonite



Rys. 14. Zestawienie obniżenia zawiesiny ogólnej i suchej pozostałości dla PIX-u i bentonitu

Fig. 14. Breakdown of total suspension and dry residue reduction for PIX and bentonite

Proces uwalniania się fosforu do wód nadosadowych – w czasie sedymentacji i zagęszczania – jest znany [6,7,10,16,19,20]. Zalecane w literaturze wstępne kondycjonowanie osadu lub oczyszczanie wód nadosadowych [6] zastosowane we własnych badaniach, pozwoliły w dużym stopniu zmniejszyć stężenie fosforanów w wodach nadosadowych do poziomu $4,00 \div 8,77$ mg P/dm³ w porównaniu ze stężeniem początkowym $51,33 \div 78,40$ mg P/dm³ – zobrazowano to na rysunkach nr 2, 3.

W innych badaniach własnych [11,28] stwierdzono, że w czasie zagęszczania osadu – w czasie od 15 do 150 minut – w cieczy nadosadowej w przypadku osadów mieszanych – osad czynny + osad chemicznie strącony – stężenie fosforanów było o 90% niższe w porównaniu do przypadku zagęszczania samego osadu.

W wyniku zagęszczania się osadów zmniejszała się ich objętość o $26,0 \div 53,0\%$, z jednoczesnym zmniejszeniem się uwodnienia osadów, co ilustruje rysunek nr 1.

4. Wnioski

1. W wyniku zastosowania reagentów uzyskano skuteczne obniżenie ładunku zanieczyszczeń w cieczy nadosadowej; podczas zagęszczania osadu czynnego.
2. Zastosowane dwa rodzaje reagentów o zmiennych dawkach (rysunek nr 12) powodowały zakwaszenie lub alkalizację środowiska w zależności od dawki:
 - bentonit + Ca(OH)₂ – mieszanina alkalizująca pH $8,3 \div 10,6$,
 - PIX – reagent zakwaszający pH $6,2 \div 5,2$.
3. Uzyskano wysoką obniżkę: fosforanów, utlenialności, zawiesiny ogólnej, i suchej pozostałości. Wyższe obniżki uzyskano stosując PIX:
 - obniżenie fosforanów:
 - 76,20 ÷ 92,33%, dla PIX,
 - 49,76 ÷ 88,31%, dla bentonitu + Ca(OH)₂.
 - obniżenie utlenialności:
 - 45,00 ÷ 72,70%, dla PIX,
 - 4,10 ÷ 55,00%, dla bentonitu + Ca(OH)₂.

Obniżenie zawiesiny ogólnej i suchej pozostałości była wyrównana dla zmiennych dawek dwu reagentów:

- zawiesina ogólna, $93,50 \div 96,00\%$,
- sucha pozostałość, $94,00 \div 92,00\%$.

4. Stwierdzono, że najskuteczniejszą była najmniejsza dawka reagenta PIX – 0,1 ml/l, w odniesieniu do klarowania cieczy. W miarę zwiększania dawki, pogarszało się klarowanie cieczy, co uwidoczniło się w zmniejszonej obniżce zawiesiny ogólnej od 95,00 do 72,30%. W odniesieniu do innych wskaźników zanieczyszczeń obniżka wzrastała wraz ze zwiększeniem dawki reagentów.
5. Za optymalny reagent w procesie kondycjonowania osadów lub oczyszczania wód nadosadowych – można uznać bentonit + Ca(OH)₂. Reagent alkalinizujący obok skuteczności w obniżce ładunków zanieczyszczeń ogranicza przechodzenie metali ciężkich do wód osadowych. Powszechnie uznaje się, że stopień przechodzenia metali z osadów do cieczy np. nadosadowej – uwarunkowany jest potencjałem oksydo-redukcyjnym i odczynem danego środowiska. Umiarkowana alkalizacja recyrkulatu dopływającego do reaktora z osadem czynnym jest korzystna z uwagi na proces nityfikacji.

Literatura

1. **Boruszko D.:** Znaczące parametry charakterystyczne dla wód osadowych z oczyszczalni ścieków miejskich. Sympozjum Szkoleniowo-Naukowe pt. Znaczenie procesów jednostkowych w technologii wody i ścieków. Koszalin – Ustronie Morskie 27÷30 maj 1998.
2. **Boruszko D.:** Ocena efektywności oczyszczania wód nadosadowych metodą osadu czynnego. X Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna pt. Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych. Augustów 1999.
3. **Boruszko D., Wierzbicki T.L.:** Charakterystyka wód nadosadowych powstających na oczyszczalniach ścieków oraz ich wpływ na pracę oczyszczalni ścieków i środowisko. Konferencja Naukowo-Techniczna pt. Nowe technologie w uzdatnianiu wody, oczyszczaniu ścieków i gospodarki osadowej. Częstochowa 1997.
4. **Bartoszewski K.:** Ocena efektywności mechanicznego zagęszczania i odwadniania osadów. I Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna pt. Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków. Częstochowa 1995.
5. **Mytelka A. i inni:** Heavy metals in wastewater and treatment plant effluents. IW-PCF, 1973/3, p. 1859.
6. **Coleman P.:** Przeróbka i gospodarka osadami w oczyszczalniach ścieków. LEM Projekt S.C. Usuwanie związków biogenych ze ścieków. Kraków 1997.
7. **Banas J.:** Analiza i ocena procesów przeróbki osadów w oczyszczalniach w Dębicy i Jaśle. Materiały NFOS. Dębica – Jasło 1996.
8. **Boguski A., Malej J.:** Zmiana wartości indeksu osadowego w warunkach zastosowania wybranych reagentów. X Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna pt. Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych. Augustów 1999.
9. Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. PZiTS Poznań – LEM S.C. Kraków. Poznań 1997.

10. **Zielewicz-Madej E., Fukas-Płonka Ł.:** Kryterium wyboru przeróbki osadów ściekowych. Konferencja Szkoleniowa pt. Przeróbka i zagospodarowanie osadów dla małych i średnich oczyszczalni ścieków. Fundacja Wody. Gdańsk 1998.
11. **Malej J.** i inni: Badania nad zagęszczaniem i odwadnianiem osadów ściekowych przy użyciu koagulantu i środka wspomagającego. Sprawozdanie z tematu nr 501.01.229 – maszynopis. Wyższa Szkoła Inżynierska w Koszalinie. Koszalin 1988.
12. **Malej J.:** Przemienne napowietrzanie komór osadu czynnego. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 4/1986.
13. **Malej J.:** Charakterystyka fizyczno-chemiczna ścieków i osadów na oczyszczalni w Grzybowie. Sprawozdanie z badań – maszynopis. Wyższa Szkoła Inżynierska w Koszalinie. Koszalin 1992.
14. **Barnard J.L.:** Zintegrowane usuwanie azotu i fosforu. Project LEM S.C. Usuwanie związków biogenych ze ścieków. Kraków 1997.
15. **Oleszkiewicz A.J., Bamaud J.L.:** Fermentacja kwaśna osadu wstępnego dla intensyfikacji biologicznego usuwania fosforu i azotu. Project LEM S.C. Usuwanie związków biogenych ze ścieków. Kraków 1997.
16. **Sikora K.:** Analiza przemian związków biogenych na oczyszczalni ścieków i projekt koncepcyjny wieży strippingowej do doczyszczania odcieków z gospodarki osadowej. Praca magisterska – maszynopis. Politechnika Koszalińska. Koszalin 1998.
17. **Piecuch T.:** Termiczna utylizacja odpadów i ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin. Politechnika Koszalińska. Koszalin 1998.
18. **Bernacka J., Pawłowska L.:** Zagospodarowanie i wykorzystanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków. IOŚ. Warszawa 1994.
19. **Fukas-Płonka Ł., Zulewicz-Madej E.:** Charakterystyka ilościowo-jakościowa osadu w zależności od przyjętej technologii oczyszczania ścieków. Konferencja Szkoleniowa pt. Przeróbka i zagospodarowanie osadów dla małych i średnich oczyszczalni ścieków. Fundacja Wody. Gdańsk 1998.
20. **Fukas-Płonka Ł., Zulewicz-Madej E.:** Nowe kierunki badań osadów ściekowych i kontroli procesów przeróbki osadów. Konferencja Szkoleniowa pt. Przeróbka i zagospodarowanie osadów dla małych i średnich oczyszczalni ścieków. Fundacja Wody. Gdańsk 1998.
21. **Szpadt R.:** Zagospodarowanie i unieszkodliwianie osadów z małych oczyszczalni ścieków. Konferencja Naukowo-Techniczna pt. Gospodarka ściekami i odpadami w gminach. PZiTS Poznań 1993.
22. **Kempa E.S.:** Osady ściekowe – odpad czy produkt oczyszczania ścieków. Konferencja Naukowo-Techniczna pt. Wykorzystanie osadów ściekowych – techniczne i prawne uwarunkowania. Częstochowa 1996.
23. **Kempa E.S.:** Modelowy osad ściekowy – teoretyczne uwarunkowania a techniczna realność. I Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna pt. Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków. Częstochowa 1995.
24. **Urbaniak M.:** Przerób i wykorzystanie osadów ze ścieków komunalnych. Ekoinżynieria, Lublin – Łódź 1997.

25. **Bartoszewski K.:** Kontrola przebiegu procesu fermentacji osadów w komorach fermentacyjnych. I Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna pt. Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków. Częstochowa 1995.
26. **Dąbek D.:** Projekt koncepcyjny zagęszczania osadu nadmiernego. Praca dyplomowa, maszynopis. Politechnika Koszalińska, Koszalin 1996.
27. **Kowal A.:** Odnowa wody. Politechnika Wrocławska, Wrocław 1997.
28. **Malej J., Boguski A.:** Zanieczyszczenie wód osadowych w beztlenowej przeróbce osadów. Sprawozdanie z tematu badawczego, maszynopis. Koszalin 1999.
29. **Anielak A. M.:** Fyzyko-chemiczne oczyszczanie ścieków. Wydawnictwo PWN – Warszawa 2000.

Quantitative Changes of Contaminants Load in Sedimentation Water in Process of Activated Sludge Thickening

Abstract

During sludge thickening and dewatering phosphorus and nitrogen compounds are freed in various degrees. During fermentation of sludge, sedimentation water is very polluted with nutrient compounds and organic substances. Sedimentation water may include for few to 30% of contaminants load in the raw sewage. Phosphates load in this water may reach even 45% of phosphorus load included in the sludge directed to a fermentation chamber. That is why the sedimentation water from sludge coming from reactor with biological dephosphatation requires phosphates removal, before it is directed back to the sewage treatment system.

To minimise turning phosphorus back along with sedimentation water to the main system of sewage treatment following methods are proposed:

- preconditioning of sludge, using mainly different reagents;
- preservation of maximum oxygen conditions in the sludge processing processes, by for example:
 - flotation thickening with solved air;
 - preaeration of sludge before they are thickened;
- sedimentation water treatment, using, most often, coagulation with iron or aluminium salts.

This paper shows results of research on possibility of sedimentation water's pollution reduction during activated sludge thickening, using following reagents: Ca(OH)_2 + bentonite and PIX ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$).

Results of the research allow drawing following conclusions:

1. As a result of reagents usage, during activated sludge thickening, effective reduction of contaminants load in the sedimentation water was achieved.
2. Two kinds of used reagents with different doses (Fig. 12) caused acidification or alkalisation of the medium depending on dose:
 - bentonite + $\text{Ca}(\text{OH})_2$ – alkalisating mixture pH 8.3÷10.6,
 - PIX – acidifying reagent pH 6.2÷5.2.
3. High reduction of phosphates, oxygen consumption, total suspension and dry residue were achieved. Higher reduction was achieved using PIX:
 - phosphates reduction:
76.20÷92.33%, for PIX,
49.76÷88.31%, for bentonite + $\text{Ca}(\text{OH})_2$.
 - oxygen consumption reduction:
45.00÷72.70%, for PIX,
4.10÷55.00%, for bentonite + $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

Reduction of total suspension and dry residue was similar for various doses of two reagents:

- total suspension, 93.50÷96.00%,
 - dry residue, 94.00÷92.00%.
4. It was affirmed that the most effective dose of PIX reagent was the smallest one– 0.1 ml/l, with reference to the water clarification. Along with dose increase, clarification of the water deteriorated, and it appeared in the decreased reduction of total suspension, from 95.00 to 72.30%. Taking into consideration other contamination indexes, reduction increased along with reagent dose increase.
 5. Bentonite + $\text{Ca}(\text{OH})_2$ may be considered as a optimal reagent in the process of sludge conditioning or sedimentation water treatment. Alkalisating reagent beside effectiveness in contaminants load reduction, limits heavy metals passing through to sedimentation water. It is commonly considered, that degree of heavy metals passing through from sludge to water (for example sedimentation) is conditioned on oxidoreductional potential and reaction of given medium. Moderate alkalisation of recirculate directed to the reactor with activated sludge is beneficial when considering nitrification process.
 6. It was affirmed, that alkalisating reagents ($\text{Ca}(\text{OH})_2$ + bentonite) are more effective in contaminants load reduction in sedimentation water and have good influence on nitrification process, which in many cases causes significant consumption of alkalinity.
 7. Inflow of recirculate to reaction chambers with increased pH is favourable.