

USUWANIE ZWIĄZKÓW FOSFORU W PROCESIE KOAGULACJI OBJĘTOŚCIOWEJ

1. Wprowadzenie

Zanieczyszczenia zawarte w wodzie i ściekach występują w różnej postaci. W zależności od rozmiarów cząstek wyróżniamy:

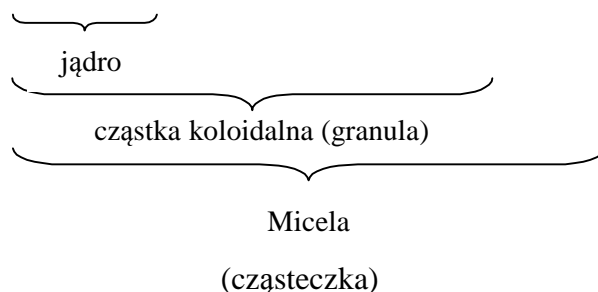
- **roztwory właściwe** – składają się z rozpuszczalnika i substancji rozpuszczonej. Średnica cząstek substancji rozpuszczonej (zanieczyszczeń) jest mniejsza od 10^{-9} m,
- **roztwory koloidalne** – składają się z ośrodka dyspersyjnego (rozpuszczalnika) i fazy rozproszonej, którą stanowią cząstki zanieczyszczeń o rozmiarach w przedziale 10^{-9} – 10^{-7} m,
- **zawiesiny** – są to roztwory, w których cząstki zawieszono w ośrodku (rozpuszczalniku) stanowią zanieczyszczenia o rozmiarach większych niż 10^{-7} m.

1.1. Budowa podwójnej warstwy elektrycznej

Cząstki koloidalne składają się z jądra oraz z warstwy adsorpcyjnej. Jądro skupia prawie całą masę cząsteczki i jest substancją stałą o strukturze krystalicznej (np. $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$, SiO_2). Z powierzchnią jądra związana jest warstwa adsorpcyjna (nazywana jonogenną). Jony tworzące tę warstwę są chemicznie związane z powierzchnią jądra (wbudowane w sieć krystaliczną) albo są na niej zaadsorbowane. W przypadku związków wielkocząsteczkowych ładunek elektryczny może być także wynikiem dysocjacji elektrolitycznej.

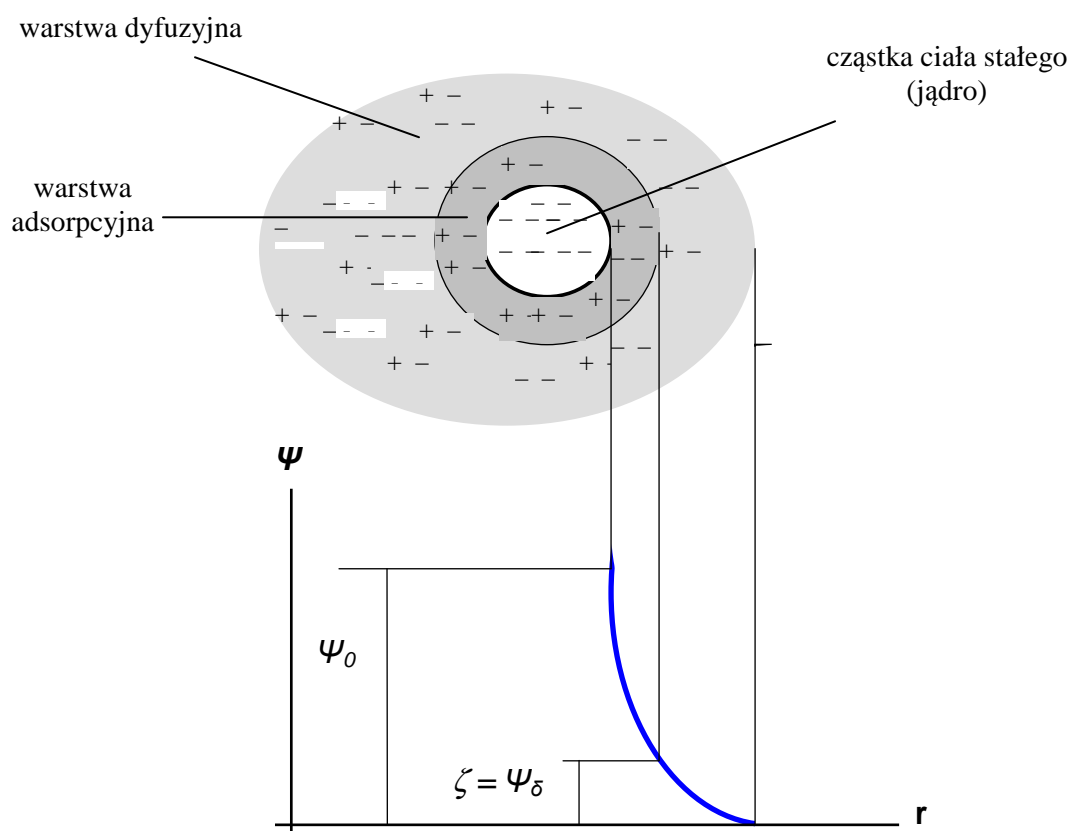
Zewnętrzna powierzchnia kryształu tworzącego jądro, np. kryształy kwarcu ($\text{m} [\text{SiO}_2]$) jest nośnikiem ujemnego ładunku powierzchniowego. Dlatego do powierzchni jądra, siłami elektrostatycznymi przyciągane są jony o przeciwnym znaku, zwane jonami kompensacyjnymi lub przeciwjonami. Część z nich jest trwale i nieruchomo związana z jądrem i stanowi warstwę adsorpcyjną. Warstwa ta wraz z jądrem tworzy cząstkę koloidalną, zwaną **granulą**. Pozostałe przeciwjony luźno otaczają cząsteczkę w postaci rozmytej chmury jonowej i noszą nazwę warstwy dyfuzyjnej. Jony te nie są trwale związane z cząstką koloidalną i wykazują pewną ruchliwość, rosnącą w miarę oddalania się od powierzchni cząstki. Granula wraz z zewnętrzną powłoką dyfuzyjną stanowi **micelę** koloidalną (cząsteczka koloidalna).

Przykład : $\{ \underbrace{\text{m} [\text{SiO}_2]}_{\text{jądro}} \cdot \underbrace{\text{n SiO}_3^{2-} \cdot 2(\text{n} - \text{x})\text{H}^+}_{\text{cząstka koloidalna (granula)}} \cdot 2\text{x H}^+ \}$



W przypadku gdy powierzchnia ciała stałego (jądra) w roztworze ma ładunek q_0 ma również potencjał elektrodynamiczny Ψ_0 , zwany potencjałem Nernsta. Wartość potencjału Nernsta maleje wraz ze wzrostem odległości od jądra do wartości Ψ_δ (tzw. potencjału podwójnej warstwy elektrycznej), a następnie monotonicznie do zera. Potencjał ζ , nazywamy

potencjałem elektrokinetycznym, odpowiada różnicy potencjałów między warstwą adsorpcyjną a ruchomą warstwą dyfuzyjną i jest zawsze mniejszy od powierzchniowego potencjału elektrodynamicznego Ψ_0 . Wielkość warstwy dyfuzyjnej i ładunek cząstki są zmienne. Jest to wynikiem wymiany jonów pomiędzy warstwą dyfuzyjną a roztworem. Dlatego też potencjał elektrokinetyczny może ulegać zmianie, a jego wartość stanowi o stabilności układu koloidalnego. Zmiany potencjału elektrycznego w funkcji odległości od powierzchni jądra przedstawia rysunek 1.



Rys. 1. Budowa cząstki koloidalnej. Zmiana potencjału elektrycznego (Ψ) w funkcji odległości od powierzchni cząstki (r). Ψ_0 - potencjał powierzchniowy, Ψ_δ - potencjał na granicy warstwy adsorpcyjnej, ζ - potencjał elektrokinetyczny

1.2. Podział roztworów koloidalnych

Ze względu na powinowactwo fazy rozproszonej do rozpraszającej koloidy dzielimy na:

- **koloidy liofobowe** (hydrofobowe), których cząstki praktycznie nie ulegają solwatacji (hydratacji). O trwałości tych układów decyduje ładunek elektryczny pojawiający się na cząstkach fazy rozproszonej w wyniku adsorpcji przez nie jonów z roztworu,
- **koloidy liofilowe** (hydrofilowe), których cząstki są silnie solwatowane (hydratowane) i właśnie solwatacja warunkuje trwałość układu.

2. Podstawowe pojęcia

Zanieczyszczenia występujące w wodzie lub ściekach w postaci cząstek koloidalnych ze względu na silne oddziaływanie chemicznych sił powierzchniowych są trudne do usunięcia.

Cząstki koloidalne obdarzone są jednoimiennymi ładunkami. Te elektryczne siły stabilizujące układ koloidalny są powodem elektrostatycznego odpychania. Utrzymują one cząstki w stanie zawieszenia i przeciwdziałają łączeniu się ich w większe agregaty. Aby usunąć niepożądane zanieczyszczenia koloidalne z wody należy przeprowadzić je w taką formę, która jest łatwa do oddzielenia, np. na drodze sedymentacji. Można to osiągnąć poprzez proces koagulacji i flokulacji.

Koagulacja polega na destabilizacji układu koloidalnego. Jednoimienne cząstki koloidalne przyciągają jony przeciwnie naładowane co powoduje zubożenie ich ładunku powierzchniowego. Przy nadmiarze przeciwjonów cząstki te zyskują ładunek przeciwny. To wszystko powoduje natychmiastowe przyciąganie się cząstek i destabilizację układu. Część z przyciąganych przeciwjonów skupiona jest w warstwie adsorpcyjnej, a pozostałe znajdują się w ruchomej warstwie dyfuzyjnej (punkt 1.2.). Zmiana ładunku warstwy podwójnej cząstki koloidalnej powoduje obniżenie bezwzględnej wartości potencjału elektrokinetycznego ζ . Potencjał ζ stabilnego koloidu wynosi +70 mV. Jego zmniejszenie prowadzi do zachwiania równowagi układu koloidalnego. Przy zmniejszeniu potencjału do +30 mV rozpoczyna się koagulacja cząstek, a szybka koagulacja ma miejsce, gdy potencjał zbliża się do zera. Stan ten określany jest jako punkt izoelektryczny, którego osiągnięcie oznacza zlikwidowanie odpychającego działania sił elektrostatycznych związanych z ładunkiem cząstek. Pozbawione ładunku cząstki mogą zbliżyć się do siebie na odległość oddziaływań międzycząsteczkowych sił *van der Waalsa* i ulec połączeniu, tworząc większe skupiska kłaczków, łatwe do usunięcia.

Proces łączenia **niestabilnych** cząstek koloidalnych w zespoły cząstek, zwane **kłaczkami** (aglomeraty, agregaty niestabilne) nazywamy **flokulacją**.

2.1. Działanie koagulantów

W procesie koagulacji mogą być stosowane różne substancje, które występując w postaci jonowej adsorbują się na powierzchni cząstek koloidalnych (w warstwie adsorpcyjnej) i zmniejszają ich potencjał elektrokinetyczny do wartości, przy której nie ma znaczącego wpływu odpychanie elektrostatyczne. Substancje te nazywamy **koagulantami**. W technologii wody i ścieków rolę koagulantów spełniają zwykle sole glinu i żelaza. Do najczęściej stosowanych koagulantów należą:

siarczan(VI) glinu $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$,
glinian sodu NaAlO_2 ,
siarczan(VI) żelaza (II) $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$,
siarczan(VI) żelaza(III) $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ (handlowa nazwa PIX),
chlorek żelaza (III) $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$,
chlorek poliglinu AlCl_3 (handlowa nazwa PAC).

Przykład: Destabilizacja układu koloidalnego zawartego w ściekach może nastąpić po dodaniu nieorganicznych soli hydrolizujących, np. $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ lub $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$. Produktami hydrolizy, w zależności od odczynu ścieków, mogą być wielowartościowe kationy i/lub osady wodorotlenków.

Podczas hydrolizy soli glinu, żelaza(II) i (III) (przy odpowiednim pH) powstają trudno rozpuszczalne osady wodorotlenków, i tworzące układy koloidalne (cząstka koloidalna jest dodatnio naładowana):

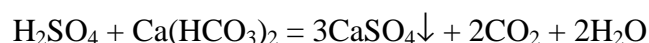
przy pH = 5,5 – 8,0: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 + 6\text{H}_2\text{O} = 2\text{Al}(\text{OH})_3\downarrow + 3\text{H}_2\text{SO}_4$,

przy pH = 5,5 – 8,0: $\text{NaAlO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} = \text{Al}(\text{OH})_3\downarrow + \text{NaOH}$,

przy pH > 9,0: $\text{FeSO}_4 + 2\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}(\text{OH})_3\downarrow + \text{H}_2\text{SO}_4$,

przy pH > 4,0: $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + 6\text{H}_2\text{O} = 2\text{Fe}(\text{OH})_3\downarrow + 3\text{H}_2\text{SO}_4$.

Powstające w tej reakcji kwasy lub zasady reagują ze składnikami ścieków lub wody i strącają nowe osady:



Wytrącone wodorotlenki i osady mają określony ładunek powierzchniowy oraz warstwę adsorpcyjną złożoną z przeciwjonów. Tworzą one więc cząstki koloidalne. Ładunek cząstek koloidalnych tych osadów jest przeciwny do ładunku koloidów występujących w wodzie/ściekach. Oddziałują one elektrostatycznie z cząstkami koloidalnymi zawartymi w wodzie/ściekach zubożniając ich ładunek. Niestabilne cząstki koloidalne, zaczynają tworzyć makrocząsteczki, które rozrastają się tworząc widoczne kłaczkowate skupiska (flokulacja). Kłaczkowate skupiska bardzo rozwiniętej powierzchni adsorbować mogą pozostałe jeszcze w wodzie drobne zawiesiny. Powstały w ten sposób osad pod wpływem sił ciężkości łatwo **sedymentuje**.

2.2. Substancje wspomagające proces koagulacji

W celu uzyskania dużych kłaczków, łatwo sedymentujących, w procesie koagulacji stosowane są substancje wspomagające. Substancje mogą być koloidami, zawieszoną o przeciwnym znaku ładunku powierzchniowego do ładunku koagulowanych cząstek. Mogą być „zarodkami” do powstawania nowych kłaczków lub obciążnikami ułatwiającymi sedymentację. Do takich substancji można zaliczyć:

- utleniacze niszczące warstwę ochronną koloidów
- wapno, które stosuje się w celu korekty pH oraz przyspieszenia hydrolizy koagulantu,
- obciążniki: glina, bentonit, ziemia Fullera, węglan wapnia, żużle pyliste, popioły, które powodują znaczne obciążenie powstających kłaczków i zapewniają dobre własności sedymentacyjne osadu; mogą również stanowić adsorbent, na którego powierzchni adsorbują się rozpuszczone substancje,
- pylisty węgiel aktywny zwiększający sorpcję zanieczyszczeń i przyspieszający proces kłaczkowania,
- flokulanty mineralne i organiczne.

Flokulanty syntetyczne są to związki wielkocząsteczkowe, głównie polielektrolity liniowe, których części składowe obdarzone są ładunkiem elektrycznym, tworzącym się podczas dysocjacji grup jonogennych. Mechanizm ich działania polega prawdopodobnie na przyciąganiu mikrocząstek zanieczyszczeń do zdysocjowanych grup polimeru w wyniku czego następuje wzajemne łączenie cząstek łańcuchami polimeru. Przy odpowiedniej dawce flokulanta powstanie dużo, łatwo sedymentujących kłaczków. Ponadto flokulanty mogą działać samodzielnie, zmniejszając siły wzajemnego odpychania między cząstkami koloidalnymi.

Aktywowanie koagulacji i flokulacji polielektrolitami polega głównie na:

- przyspieszeniu powstawania kłaczków,
- zmniejszeniu dawki koagulantu podstawowego,
- rozszerzeniu optymalnego dla koagulacji zakresu pH,
- zwiększeniu gęstości kłaczków, co prowadzi do zwiększenia szybkości ich sedymentacji,
- umożliwieniu przebiegu procesu koagulacji w niskich temperaturach,
- ułatwieniu odwadniania osadów.

Substancje te dodawane są do roztworu przed lub po dodaniu koagulantu.

2.3. Przebieg procesu koagulacji

Proces koagulacji obejmuje dwa procesy:

1. Po dodaniu koagulantu proces chemiczny obejmujący hydrolizę koagulantu i szereg reakcji chemicznych między produktami hydrolizy koagulantu a substancjami o charakterze zasadowym, zawartymi w wodzie.
2. Proces fizykochemiczny polegający na zubożeniu ładunku cząstek koloidalnych, zderzeniach cząstek i powstawaniu kłaczków, które łącząc się opadają pod wpływem siły ciężkości.

Z powyższych względów proces koagulacji prowadzi się w dwóch stadiach:

- dozowanie koagulantu i szybkie krótkotrwałe mieszanie (do 120 sekund) w celu właściwego i dokładnego rozprowadzenia koagulantu w całej masie wody,
- wolne mieszanie (15–45 minut), w czasie którego zachodzą procesy fizykochemiczne wzrostu kłaczków (flokulacja), adsorpcja na nich zanieczyszczeń i opadanie osadu.

W praktyce proces koagulacji wymaga zastosowania następujących urządzeń:

- a) urządzenia do przygotowania i dawkowania koagulantów,
- b) mieszalnika do mieszania koagulantu z uzdatnioną wodą (komora szybkiego mieszania),
- c) urządzenia do procesu flokulacji,
- d) osadnika, w którym zachodzi sedymentacja powstałego osadu.

3. Związki fosforu

Związki fosforu zawarte w wodzie i ściekach dzieli się na trzy główne grupy: ortofosforany, polifosforany i fosfor organicznie związany. Fosfor ogólny jest sumą trzech wymienionych form fosforu. Fosfor występuje w wodzie i ściekach w formie rozpuszczonej, w postaci koloidów i zawiesin.

Źródłem fosforanów występujących w wodach naturalnych i ściekach są związki organiczne pochodzenia zwierzęcego i roślinnego, ścieki przemysłowe, jak np. z fabryk nawozów sztucznych, z zakładów produkujących środki czystości na bazie detergentów, ścieki miejskie, ścieki z hodowli trzody chlewnej. Stężenie związków fosforu w ściekach surowych kształtuje się w granicach od kilkunastu do kilkudziesięciu mg/dm^3 .

Związki fosforu nie są toksyczne, lecz z uwagi na proces asymilacji fosforanów przez mikroorganizmy są czynnikiem powodującym eutrofizację. Wzrost dopuszczalnych stężeń fosforanów w wodzie prowadzi do intensywnego rozwoju glonów. Przykładowo - 1g fosforu może spowodować przyrost około 1700 g substancji roślinnej (masy glonów). Organiczne związki fosforu zawarte w biomacie są po jej obumarciu mineralizowane przez drobnoustroje i enzymy do rozpuszczalnych fosforanów. Proces rozkładu materii komórkowej glonów jest procesem tlenowym, w którym jest on częściowo zużywany na utlenienie azotu do azotanów a częściowo na utlenienie węgla do dwutlenku węgla. Orientacyjne, całkowite zużycie tlenu w tych procesach jest równe $5 \text{ gO}_2/\text{gN}$ i $3 \text{ gO}_2/\text{gC}$.

Duża ilość związków biogennych zawartych w ściekach surowych może spowodować więcej niż pięciokrotne wtórne zużycie tlenu w porównaniu z pierwotnym zużyciem związanym z unieszkodliwianiem substancji organicznych zawartych w ściekach surowych. W związku z tym niezwykle istotne jest zredukowanie zawartości związków biogennych w ściekach wpływających z oczyszczalni przed odprowadzeniem ich do odbiornika.

Poziom stężenia fosforu może być obniżany, zarówno chemicznymi jak i biologicznymi metodami oczyszczania. Jeżeli związki fosforu występują w układach

koloidalnych, to usuwane są w procesie **koagulacji objętościowej** z wyróżnieniem faz destabilizacji i flokulacji. Jeżeli natomiast występuje w postaci roztworu właściwego, to mamy do czynienia z **chemicznym strącaniem**.

W procesie chemicznego strącania rozpuszczalne nieorganiczne formy fosforu zawarte w ściekach przekształcane są w trudno rozpuszczalne osady fosforanów metali. Równocześnie powstają wodorotlenki metali, które wytrącają się. W wyniku tego procesu powstają kłaczkowate osady, które wiążą strącone fosforany metali i inne substancje zawieszane w ściekach, w tym również fosfor związany organicznie.

Związki stosowane w procesie chemicznego strącania to m. in.:

- wapno w postaci CaO lub $\text{Ca}(\text{OH})_2$ i $\text{Mg}(\text{OH})_2$,
- siarczan glinu,
- chlorek żelaza(III),
- siarczan żelaza(II).

CEL I ZAKRES BADAŃ

Celem ćwiczenia jest ustalenie optymalnej dawki koagulantu (przy stałym pH ścieków) w procesie usuwania ortofosforanów metodą koagulacji i flokulacji.

Do procesu koagulacji wykorzystywany jest koagulant przemysłowy o nazwie PIX – siarczan(VI) żelaza(III) ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$). Optymalne warunki do koagulacji solami żelaza(III) istnieją przy **pH > 4**.

WYKONANIE ĆWICZENIA

1. W ściekach surowych oznaczyć wartość pH za pomocą papierka wskaźnikowego lub pH-metru. (W przypadku, gdy odczyn ścieków surowych będzie różnił się od optymalnej wartości pH ($\text{pH} > 4$) należy przeprowadzić korektę ich odczynu)
2. W ściekach surowych oznaczyć stężenie ortofosforanów spektrofotometrycznie.
WYKONANIE OZNACZENIA ORTOFOSFORANÓW (PN-88/C-04537/04):
 - A. Do cylindra Nesslera o pojemności 50 cm³ odmierzyć odpowiednią ilość ścieków surowych/ ścieków po koagulacji (rozcieńczenie w celach analitycznych).
 - B. Dopełnić wodą dejonizowaną do objętości 50 cm³ i wymieszać.
 - C. Do próbki ścieków dodać 1 cm³ kwasu askorbinowego i dokładnie wymieszać.
 - D. Następnie dodać 2 cm³ odczynnika mieszanego (wodny roztwór molibdenianu amonowego, winianu antymonylo-potasowego i kwasu siarkowego(VI)) i ponownie wymieszać.
Po 10 minutach lecz przed upływem 30 minut przelać próby do testtub oraz oznaczyć stężenie ortofosforanów na spektrofotometrze UV-Vis.
3. Następnie do pięciu zlewek o pojemności 1 dm³ wlać po 1 dm³ preparowanych ścieków.
4. Do każdej zlewki dodać odpowiednio 0,01; 0,025; 0,05; 0,1; 0,2 cm³ roztworu PIX, co odpowiada 1,8; 4,5; 9,0; 18,0; 32,0 mgFe/dm³.
5. Włączyć szybkie mieszanie na 1 minutę.
6. Bezpośrednio po zakończeniu szybkiego mieszania włączyć wolne mieszanie przez kolejne 20 minut. Podczas wolnego mieszania należy dokładnie obserwować i zapisywać zmiany zachodzące w roztworach w czasie koagulacji i flokulacji.
7. Po zatrzymaniu mieszadeł obserwować zmiany zachodzące w roztworach w czasie kolejnych 25 minut (czas sedymentacji).
8. Obserwacje zgodnie z podanym niżej sposobem zapisu zanotować w tabeli 1.
9. Sposób zapisywania obserwacji;
Znaki: – brak zmian
o opalizacja próbki
m zmętnienie próbki

- k** początek kłaczkowania
***** bardzo drobne zawiesiny
****** zawiesiny dość dobrze rozwinięte
******* bardzo duże zawiesiny
**** wolne opadanie zawiesin
**** szybkie opadanie zawiesin.

9. Po upływie 45 minut z każdej zlewki należy ostrożnie zlewarować 50 cm³ ścieków i oznaczyć stężenie fosforanów oraz zmierzyć pH. Wyniki zestawić w tabeli 2.

Tabela 1. Przebieg procesu koagulacji i flokulacji w zależności od dawki koagulantu przy założonym pH ścieków surowych (pH₀ > 4).

Nr zlewki	Dawka koagulantu [mg Fe/dm ³]	Czas wolnego mieszania [min.]					Czas sedymentacji [min.]				
		1	5	10	15	20	5	10	15	20	25
1.	32,0										
2.	18,0										
3.	9,0										
4.	4,5										
5.	1,8										

Tabela 2. Wartość odczynu pH oraz zawartość fosforanów w ściekach surowych i po procesie koagulacji

Nr zlewki	Ścieki surowe		Dawka koagulantu [mg Fe/dm ³]	Ścieki po koagulacji	
	pH ₀	Stężenie fosforanów [mg PO ₄ ³⁻ /dm ³]		pH _k	Stężenie fosforanów [mg PO ₄ ³⁻ /dm ³]
1.					
2.					
3.					
4.					
5.					

pH₀ – pH ścieków surowych (założonych),

pH_k – pH ścieków po koagulacji.

OPRACOWANIE WYNIKÓW I WNIOSKI

Sprawozdanie powinno być przygotowane wg *Załącznika 1* i ma obejmować:

1. Cel badań,
2. Zestawienie wyników w tabelach,
3. Omówienie otrzymanych wyników
 - uzasadnienie wyboru dawki koagulantu na podstawie wyników analiz stężeń fosforanów
 - ustalić czy ścieki tak oczyszczone mogą zostać odprowadzone bezpośrednio do środowiska naturalnego - do wód lub do ziemi

LITERATURA

1. A. L. Kowal, M. Świdzka - Bróz, *Oczyszczanie wody*, PWN, Warszawa 1996.
2. Z. Szmaj, *Analiza chemiczna ilościowa*, Państwowy Zakład Wydawnictw Lekarskich, Warszawa 1963.
3. A. M. Anielak, *Chemiczne i fizykochemiczne oczyszczanie wody*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2000.
4. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, Dz. U. 2006, Nr 137, poz. 984

Załącznik 1

– WZÓR –

GRUPA.....

DATA.....

Imię i Nazwisko studenta.

1.
2.

Sprawozdanie z ćwiczenia

USUWANIE ZWIĄZKÓW FOSFORU W PROCESIE KOAGULACJI OBJĘTOŚCIOWEJ**Cel ćwiczenia:****Krótki opis doświadczenia:****Wyniki:**

Tabela 1. Charakterystyka procesu koagulacji w zależności od dawki koagulantu przy pH ścieków =.....

Nr zlewki	Dawka koagulantu [mg Fe/dm ³]	Czas wolnego mieszania [min]					Czas sedymentacji [min]				
		1	5	10	15	20	5	10	15	20	25
1											
2											
3											
4											
5											

Tabela 2. pH oraz zawartość fosforanów w ściekach surowych i po procesie koagulacji przy różnych jego dawkach

Nr zlewki	Ścieki surowe		Dawka koagulantu [mg Fe/dm ³]	Ścieki po koagulacji	
	pH ₀	Stężenie fosforanów [mgPO ₄ ³⁻ /dm ³]		pH _k	Stężenie fosforanów [mgPO ₄ ³⁻ /dm ³]
1					
2					
3					
4					
5					

Opracowanie wyników:Tabela 3. Redukcja zawartości fosforanów w ściekach w zależności od dawki koagulantu przy założonym pH₀

Nr Zlewki	Dawka koagulantu [mg Fe/dm ³]	Ścieki po koagulacji	
		% redukcji fosforanów	ΔpH
1			
2			
3			
4			
5			

WNIOSKI:

Uzasadnienie wyboru dawki koagulantu na podstawie wyników analiz stężeń fosforanów oraz ustalenie czy ścieki tak oczyszczone mogą zostać odprowadzone bezpośrednio do środowiska naturalnego - do wód lub do ziemi.