



Politechnika Wroclawska

**KATEDRA GOSPODARKI WODNO-ŚCIEKOWEJ
I TECHNOLOGII ODPADÓW**

INSTRUKCJE DO ĆWICZEŃ LABORATORYJNYCH
Systemy oczyszczania ścieków

OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW

Opracowali (z wykorzystaniem wcześniejszych opracowań):

dr inż. Kamil Janiak

dr inż. Stanisław Miodoński

dr inż. Mateusz Muszyński-Huhajło*

WROCLAW 2024

* uwagi i błędy proszę zgłaszać mailowo: mateusz.muszynski-huhajlo@pwr.edu.pl

Ćwiczenie 1 i 2. Przegląd metod usuwania pierwiastków biogenych ze ścieków część 1 i 2.

Cel ćwiczenia:

Celem ćwiczenia jest określenie dynamiki przemian azotu i fosforu w mieszaninie osadu czynnego i mechanicznie oczyszczonych ścieków komunalnych w warunkach tlenowych oraz anoksycznych.

Usuwanie pierwiastków biogenych ze ścieków

Pierwiastki biogenne, takie jak m.in. azot i fosfor, są niezbędne do życia organizmów, jednak ich nadmiar w wodach powierzchniowych prowadzi do poważnych problemów ekologicznych. Głównym zagrożeniem jest eutrofizacja, czyli nadmierny rozwój glonów i roślin wodnych. W wyniku tego procesu dochodzi do degradacji ekosystemów wodnych i zakłócenia równowagi biologicznej prowadzącej do obumierania wyższych organizmów wodnych.

Do najważniejszych antropogenicznych źródeł pierwiastków biogenych w wodach powierzchniowych zaliczamy:

- rolnictwo - intensywne stosowanie nawozów sztucznych, bogatych w azot i fosfor, powoduje ich wypłukiwanie do wód powierzchniowych. Ponadto hodowla zwierząt również stanowi istotne źródło azotu i fosforu.
- ścieki komunalne i przemysłowe - zawierają duże ilości związków azotu i fosforu, które pochodzą z odchodów, odpadów organicznych, detergentów, a także produktów i odpadów z produkcji przemysłowej i przetwórczej.

Odpowiednio zbalansowane rolnictwo daje możliwość ograniczania podaży pierwiastków biogenych do środowisk wodnych. W przypadku ścieków, stosowanie odpowiednich metod ich oczyszczania daje możliwość usuwania pierwiastków biogenych. Odpowiednie oczyszczanie ścieków, oparte na mechaniczno-biologicznych i chemicznych procesach, minimalizuje te zagrożenia i może zapewnić wymagany poziom ochrony zasobów wodnych.

Przemiany azotu w procesie oczyszczania ścieków

Proces biologicznego usuwania azotu ze ścieków realizowany w oczyszczalniach ścieków wykorzystuje przemiany azotu, które zachodzą w środowisku naturalnym, jednak zintensyfikowane dzięki zapewnieniu odpowiednich warunków w urządzeniach technicznych. Podczas oczyszczania ścieków występujące w ściekach związki azotu przechodzą szereg przemian biochemicznych. Azot dopływający ze ściekami do biologicznej oczyszczalni może zostać przekształcony w inną formę lub być z nich całkowicie usunięty. Przemiany form azotu zachodzą w wyniku amonifikacji, asymilacji, nityfikacji oraz denityfikacji. Amonifikacja dotyczy azotu związanego w związkach organicznych (azot organiczny) i prowadzi do powstania azotu amonowego. W wyniku nityfikacji azot amonowy jest utleniany do azotynów i azotanów (są to utlenione formy azotu). Natomiast usuwanie azotu ze ścieków zachodzi w wyniku redukcji azotanów do azotu gazowego w procesie denityfikacji lub przyswojenia azotu amonowego przez komórki osadu czynnego (asymilacja), który następnie oddziela się od ścieków. Najważniejsze czynniki wpływające na proces biologicznego usuwania azotu to: stężenie tlenu rozpuszczonego, pH, zasadowość ścieków, stężenie azotu w dopływie, obciążenie osadu, wiek osadu oraz występowanie substancji toksycznych.

Amonifikacja

Azot w ściekach pochodzi głównie ze źródeł organicznych. Amonifikacja polega na przemianie azotu organicznego do azotu amonowego. W procesie tym biorą udział organizmy heterotroficzne.

Amonifikacja zachodzi już podczas przepływu ścieków w kanalizacji. Nie wymaga udziału tlenu i może przebiegać zarówno w warunkach tlenowych, jak i beztlenowych.

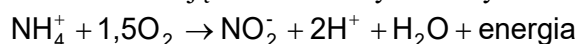
Asymilacja

Azot jest istotnym składnikiem biomasy organizmów. Jego zawartość w suchej masie bakterii wynosi około 10-12%. Mikroorganizmy osadu czynnego mogą wykorzystywać do syntezy nowych komórek wszystkie związki azotu. Jednak najłatwiej przyswajalną dla bakterii formą azotu jest azot amonowy. Asymilacja amoniaku przyczynia się do obniżenia stężenia azotu amonowego w ściekach i jednocześnie zmniejsza ilość substratu w procesie nityfikacji. W konwencjonalnej metodzie osadu czynnego efektywność usuwania azotu na drodze asymilacji wynosi 8-30%. Znaczna część asymilowanego azotu powraca do ciągu oczyszczania ścieków po obróbce osadu nadmiernego.

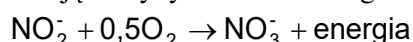
Nitryfikacja

Nitryfikacja jest biochemicznym procesem utleniania azotu amonowego do azotanów (V), przebiegającym dwuetapowo, z azotanami (III) jako produktem pośrednim. Za I fazę nitryfikacji (nitrytację, z ang. nitritation) odpowiedzialne są nitryfikanty I fazy (AOB; ang. ammonium oxidizing bacteria). Produkt ich metabolizmu (N-NO₂) jest następnie utleniany do N-NO₃ przez bakterie II fazy nitryfikacji (nitratacji, z ang. nitratation) określane skrótem NOB (ang. nitrite oxidizing bacteria).

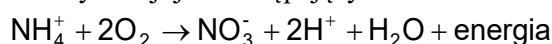
W pierwszym etapie bakterie AOB utleniają azot amonowy do azotynów według reakcji:



W drugim etapie bakterie NOB utleniają azotyny do azotanów zgodnie z reakcją:



Sumaryczny przebieg procesu nitryfikacji jest następujący:



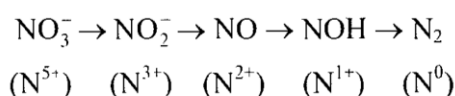
Obie grupy bakterii prowadzą metabolizm autotroficzny, pozyskując węgiel niezbędny do syntezy biomasy na drodze wiązania CO₂ w cyklu Calvina. Sprawia to, że niemal 80% energii pozyskiwanej z utleniania azotu amonowego/azotanów (III) zużywane jest w tym procesie. Asymilacja 1 mola C wymaga utleniania odpowiednio około 35 mol N-NH₄ lub 100 mol N-NO₂. W rezultacie, tak duże zużycie pozyskiwanej energii na asymilację węgla nieorganicznego przekłada się na relatywnie niską szybkość przyrostu tych bakterii, co w istotny sposób wpływa na sposób eksploatacji układów do oczyszczania ścieków z nitryfikacją.

Zarówno w przypadku pierwszej jak i drugiej fazy procesu ostatecznym akceptorem elektronów jest tlen. Do pełnego utlenienia 1 g N-NH₄ niezbędne jest dostarczenie 4,57 g O₂, z czego 3,43 g O₂ zużywane jest podczas produkcji azotanów (III), a 1,14 g O₂ na potrzeby utlenienia ich do azotanów (V).

Jony wodorowe uwalniane podczas nitrytacji powodują zużycie zasadowości, której wyczerpanie może prowadzić do spadku pH. Utlenienie 1 g N-NH₄ prowadzi do zużycia 7,14 g zasadowości wyrażanej jako CaCO₃. Po uwzględnieniu asymilacji CO₂ wskaźnik ten wyniesie 7,07 g CaCO₃/g N-NH_{4,utlenionego}.

Denitryfikacja

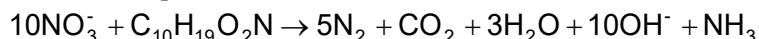
Proces denitryfikacji polega na biochemicznej redukcji utlenionych związków azotu (azotanów, azotynów) do azotu gazowego z jednoczesnym utlenianiem związków organicznych, które są źródłem węgla i energii dla bakterii heterotroficznych, prowadzących proces. Proces denitryfikacji przebiega w kilku etapach:



Azot gazowy jest słabo rozpuszczalny w ściekach, więc jego nadmiar, powstający podczas denitryfikacji, zostaje odpędzony do atmosfery.

W przeciwieństwie do nityfikacji, dość dużo bakterii jest zdolnych do denitryfikacji. Są to bakterie fakultatywne, które w warunkach tlenowych wykorzystują tlen jako ostateczny akceptor elektronów, a w przypadku braku tlenu posiadają zdolność wykorzystywania azotanów lub azotynów.

Denitryfikację azotanów można przedstawić równaniem:



Warunki umożliwiające skuteczną biologiczną denitryfikację:

- występowanie naprzemiennych warunków anoksydacyjno-tlenowych,
- utrzymywanie w strefie anoksydacyjnej stężenia tlenu poniżej $0,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$,
- utrzymywanie w strefie tlenowej stężenia tlenu powyżej $1,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$,
- zapewnienie na dopływie do strefy (fazy) anoksydacyjnej odpowiedniej ilości łatwo biodegradowalnych związków organicznych,
- zapewnienie mieszania w komorze anoksydacyjnej (mieszanie mechaniczne, a nie sprężonym powietrzem).

Usuwanie fosforu w procesie oczyszczania ścieków

W procesie oczyszczania ścieków fosfor może być usuwany zarówno za pomocą metod biologicznych jak i chemicznych, do których zaliczamy:

- biologiczną defosfatację
- wzmożoną biologiczną defosfatację (ang. EBPR - Enhanced Biological Phosphorus Removal)
- chemiczne strącanie

Biologiczna defosfatacja

Konwencjonalna defosfatacja biologiczna wynika z procesów wzrostu mikroorganizmów, do których niezbędna jest podaż fosforu. Fosfor usuwany jest ze ścieków poprzez asymilację w przyrastającej biomasy bakterii i usuwany z układu wraz z osadem nadmiernym. Proces konwencjonalnej biologicznej defosfatacji przebiega w każdym układzie technologicznym oczyszczalni ze złożami biologicznymi lub osadem czynnym. Bakterie heterotroficzne powszechnie występujące w osadzie czynnym charakteryzują się stosunkowo niewielką zawartością związków fosforu, co w pewnym stopniu ogranicza skuteczność usuwania tego pierwiastka i wymusza stosowanie bardziej złożonych układów technologicznych lub stosowanie metod chemicznych jako rozwiązań uzupełniających.

Wzmożona biologiczna defosfatacja

Wzmożone biologiczne usuwanie fosforu (EBPR - Enhanced Biological Phosphorus Removal) prowadzone jest przez wyspecjalizowane heterotroficzne bakterie PAO (Phosphate Accumulating Organisms). Bakterie PAO jako źródło węgla wykorzystują niskocząsteczkowe związki organiczne, głównie krótkołańcuchowe kwasy organiczne (tzw. lotne kwasy tłuszczowe LKT). Występowanie naprzemiennych warunków beztlenowo-tlenowych, które są niekorzystne dla szybkorosnących heterotrofów, promuje rozwój organizmów PAO.

W konwencjonalnym układzie oczyszczania ścieków ilość wbudowanego w biomasę fosforu wynosi $1,5\text{--}2,3\%$ suchej masy organicznej. Zmiana reżimu oczyszczania ścieków na beztlenowo-tlenowy powoduje występowanie wzmożonej biologicznej defosfatacji. Zawartość fosforu w suchej masie organicznej może sięgnąć $5\text{--}8\%$ lub więcej, z czego w komórkach bakterii PAO może osiągać $20\text{--}30\%$ suchej masy bakterii. Fosfor jest usuwany z układu poprzez odprowadzanie osadu nadmiernego zawierającego podwyższone ilości fosforu wbudowanego w biomasę. Fosfor zmagazynowany jest w mikroorganizmach PAO w postaci złożeń polifosforanowych. Polifosforany stanowią rezerwę energetyczną komórek. Dzięki umiejętności pozyskiwania energii z rozszczepiania polifosforanów w fazie beztlenowej, możliwe staje się pozyskiwanie substratów odżywczych przez PAO w fazie beztlenowej i w ten sposób wygrywanie konkurencji z innymi mikroorganizmami heterotroficznymi. Substratem odżywczym organizmów PAO są lotne kwasy tłuszczowe obecne w ściekach lub tworzone w wyniku fermentacji łatwo rozkładalnych związków organicznych.

Organizmy PAO nie posiadają zdolności utleniania substancji organicznych w warunkach beztlenowych. Mimo dużej podaży związków organicznych nie są w stanie prowadzić

normalnego metabolizmu tlenowego. Mogą jednak pobierać i gromadzić niektóre substancje organiczne, a energię potrzebną na ich transport i magazynowanie uzyskują z rozpadu wysokoenergetycznych wiązań polifosforanowych, uwalniając ortofosforany z komórki do roztworu. Powoduje to usunięcie z roztworu substancji organicznych i wzrost zawartości fosforanów w roztworze. W warunkach tlenowych organizmy te utleniają zgromadzone w komórkach substancje organiczne, które nie są już dostępne dla innych grup organizmów. Uzyskaną energię wykorzystują do swojego rozwoju, a jej nadmiar jest powtórnie wiązany w polifosforanach, powodując usuwanie ortofosforanów z roztworu.

Mechanizm procesu biologicznej defosfatacji polega na tym, że w warunkach beztlenowych PAO hydrolizują zmagazynowane polifosforany uwalniając energię niezbędną do poboru LKT, a powstające ortofosforany wydzielane są do ścieków. Przystawiane w fazie beztlenowej LKT są gromadzone wewnątrz komórek w postaci polihydroksyalkanianów (PHA), a zwłaszcza w postaci poli- β -hydroksymaślanu (PHB). W warunkach tlenowych lub anoksydacyjnych (w obecności azotanów) zmagazynowane polimery PHA są rozkładane z wydzielaniem energii, a tlen lub azotany są wykorzystywane jako ostateczny akceptor elektronów. Rozkład PHA w fazie tlenowej (anoksydacyjnej) dostarcza energii na potrzeby metabolizmu mikroorganizmów oraz do uzupełniania wewnętrznego poziomu polifosforanów z fosforanów obecnych w roztworze otaczającym komórki.

Warunki umożliwiające skuteczną wzmoczoną biologiczną defosfatację:

- występowanie naprzemiennych warunków beztlenowo-tlenowych,
- utrzymywanie w strefie beztlenowej stężenia tlenu poniżej $0,1 \text{ g O}_2/\text{m}^3$,
- utrzymywanie w strefie tlenowej stężenia tlenu powyżej $1,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$,
- zapewnienie na dopływie do strefy beztlenowej odpowiedniej ilości łatwo biodegradowalnych związków organicznych (a szczególnie LKT),
- zapewnienie mieszania w komorze beztlenowej (mieszanie mechaniczne, a nie sprężonym powietrzem).

Chemiczne strącanie

Strącanie chemiczne polega na dawkowaniu do ścieków reagentów umożliwiających przeprowadzenie rozpuszczonych form fosforu do osadu (form nierozpuszczonych). Rozpuszczone fosforany przechodzą w formę stałą, wytrącając się w postaci trudno rozpuszczalnych soli.

Podstawową metodą stosowaną w procesie chemicznego strącania fosforanów jest dodawanie roztworu soli metali do strumienia ścieków zawierających fosfor w celu wytrącenia trudno rozpuszczalnych soli fosforu. Powstały osad zostaje oddzielony podczas sedymentacji, filtracji, flotacji lub innych procesów oddzielania cząstek stałych od cieczy. Najczęściej stosowanymi reagentami są sole glinu ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, AlCl_3 , NaAlO_2) i żelaza (FeCl_3 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, FeClSO_4) oraz wapno (CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$).

Proces strącania można podzielić na 4 etapy:

1. Dozowanie czynnika strącającego do ścieków.
2. Szybkie i intensywne wymieszanie czynnika ze ściekami, przez co powstają nierozpuszczalne połączenia kationów metali i anionów fosforanowych (1-3 minuty).
3. Agregacja kłaczków, przy wolnych obrotach mieszadła (20-30minut),
4. Oddzielenie fazy stałej (powstałego osadu) od fazy ciekłej.

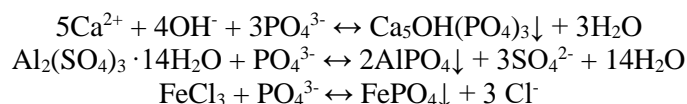
Defosfatacja chemiczna może być realizowana jako samodzielny proces strącania fosforanów lub jako proces wspomagający wzmoczoną biologiczną defosfatację.

Proces chemicznego strącania może być prowadzony jako:

- strącanie wstępne, gdy reagent jest dodawany przed osadnikiem wstępnym,
- strącanie symultaniczne, gdy reagent jest dodawany do komory osadu czynnego w trakcie procesu oczyszczania biologicznego,

- strącanie końcowe, gdy do usuwania fosforu na drodze chemicznego strącania wykorzystywany jest dodatkowy stopień oczyszczania, obejmujący koagulację, flokulację oraz oddzielenie cząstek stałych.

Poniżej przedstawiono równania chemiczne strącania fosforu z roztworów z użyciem wapna, siarczanu glinu oraz chlorku żelaza:



Strącanie solami żelaza najlepiej zachodzi w zakresie pH od 5,0 do 5,5, a solami glinu w zakresie od 6,0 do 7,0. Dawki reagentów dla strącania związków fosforu ze ścieków zależą od stężenia i wymaganego stopnia usuwania fosforu oraz od zasadowości i własności fizyczno-chemicznych substancji koloidalnych i rozpuszczonych.

Procesowi chemicznego strącania towarzyszy proces koagulacji. W procesie koagulacji usuwane są koloidy oraz drobno zdyspergowane zawiesiny. Proces koagulacji przebiega w dwóch etapach: destabilizacji i flokulacji. Destabilizacja cząstek koloidalnych przebiega w procesie szybkiego mieszania. Koagulant dodany do wody ulegając hydrolizie neutralizuje ładunek stabilnych koloidów. W reakcji hydrolizy powstają wodorotlenki, na powierzchni których sorbuje się zdestabilizowane koloidy. Flokulacja zachodzi pod wpływem sił zewnętrznych oraz wewnętrznych, które powodują skuteczne zderzanie zdestabilizowanych cząstek, prowadząc do powstania kłaczków. Proces flokulacji zachodzi podczas wolnego mieszania. Koagulacja usuwa polifosforany oraz organiczne związki fosforu, które nie tworzą trudno rozpuszczalnych połączeń w wyniku dodawania czynników strącających. Związki te są usuwane przez adsorpcję na kłaczkach powstałych wodorotlenków.

W procesie sedymentacji wstępnej wspomaganą chemicznym strącaniem uzyskuje się następujące skuteczności usuwania zanieczyszczeń:

- zawiesiny ogólne: do 90%,
- zawiesiny opadające: do 100%,
- BZT₅, ChZT: do 75%,
- azot ogólny N_{og}: do 25%.
- fosfor ogólny P_{og}: do 90%,

Literatura:

van Loosdrecht, M. C., Nielsen, P. H., Lopez-Vazquez, C. M., & Brdjanovic, D. (Eds.). (2016). *Experimental methods in wastewater treatment*. IWA publishing.

Metcalf, L., Eddy, H. P., & Tchobanoglous, G. (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse* (Vol. 4). New York: McGraw-Hill.

Sposób wykonania ćwiczenia – część 1.

Przebieg ćwiczenia:

1. Do reaktora wlać 2.5 dm³ osadu czynnego
2. Włączyć mieszanie i napowietrzanie.
3. Zamontować sondy tlenu rozpuszczonego i pH. Uruchomić rejestrację danych.
4. Ustawić kontrolę temperatury na 20.0°C
5. Skorygować odczyn (przedział pH 7.0-7.5).
6. Po ustabilizowaniu warunków dodać 1.5 dm³ ścieków mechanicznie oczyszczonych.
7. Rozpocząć pobieranie próbek z interwałem podanym w trakcie zajęć. Próby natychmiast filtrować za pomocą filtrów strzykawkowych. Objętość pojedynczej próbki to 8-10 cm³.
8. W trakcie testu oznaczyć stężenie osadu w badanej mieszaninie.
9. W próbach oznaczać stężenie azotu amonowego, azotanów(III) i (V), ChZT rozpuszczone. W pierwszej i ostatniej próbie oznaczyć fosforany.
10. Po poborze ostatniej próby wyłączyć pomiary, mieszanie i napowietrzanie.
11. Po 20 minutach sedymentacji zdekantować i przesączyć na miękkim sączku.
12. Uzyskany przesącz (minimum 2 dm³) umieścić w podpisanych butelkach w lodówce. Do wykorzystania w drugiej części ćwiczenia na kolejnych zajęciach.
13. Zgrać dane z mierników.
14. Uporządkować stanowisko.

Sposób wykonania ćwiczenia – część 2.

Przebieg ćwiczenia:

15. Do reaktora wlać 2.5 dm³ osadu czynnego
16. Włączyć mieszanie i zakryć powierzchnię reaktora kulkami ograniczającymi transfer tlenu.
17. Zamontować sondy tlenu rozpuszczonego i pH. Uruchomić rejestrację danych.
18. Ustawić kontrolę temperatury na 20.0°C
19. Skorygować odczyn (przedział pH 7.0-7.5).
20. Po ustabilizowaniu warunków dodać 1.5 dm³ ścieków oczyszczonych z części 1 ćwiczenia.
21. Dodać naważkę octanu sodu podnoszącą ChZT w mieszaninie o 500 gO₂/m³.
22. Rozpocząć pobieranie próbek z interwałem podanym w trakcie zajęć. Próby natychmiast filtrować za pomocą filtrów strzykawkowych. Objętość pojedynczej próbki to 8-10 cm³.
23. W trakcie testu oznaczyć stężenie osadu w badanej mieszaninie.
24. W próbach oznaczać stężenie ChZT rozpuszczone oraz azotany(V). W pierwszej i ostatniej próbie oznaczyć azot amonowy, azotany(III) oraz fosforany.
25. Po poborze ostatniej próby wyłączyć pomiary, mieszanie i napowietrzanie. Opróżnić reaktor.
26. Zgrać dane z mierników.
27. Uporządkować stanowisko.

Lista wykonywanych oznaczeń i potrzebnego sprzętu

1. azot amonowy (test kuwetowy)
2. azot azotynowy (test kuwetowy)
3. azot azotanowy (test kuwetowy)
4. ChZT rozpuszczone (sączek 0.45 μ m)
5. fosforany
6. zawiesiny (metoda wagowa pośrednia)

- reaktor z płaszczem wodnym o pojemności 5 dm³ (z napowietrzaniem, mieszadłem mechanicznym i podłączonym ultratermostatem)
- ścieki mechanicznie oczyszczone (3 dm³)
- osad czynny (3 dm³)
- sonda tlenowa
- sonda pH
- rejestrator do sond
- pipeta do poboru próbek z przyciętą końcówką
- 8% NaHCO₃ i 6% HCl do korekty pH
- Octan sodu (do naważki)
- spektrofotometr
- testy kuwetowe na azot amonowy, azot azotynowy i azot azotanowy
- aparatura do oznaczeń ChZT i fosforanów
- statyw z probówkami
- pipeta do wykonania oznaczeń
- strzykawki do sączenia z sączkami i watą
- sączki papierowe
- butelka na ścieki

Opracowanie wyników

Wyniki analiz należy wraz z danymi z sond wpisać do arkusza MS Excel. W ramach przygotowania danych pomiarowych przed dalszą analizą należy wykorzystać wyłącznie dane gromadzone przez czujniki w trakcie testu (poprzez usunięcie punktów niemiernodajnych lub nie prezentujących warunków w trakcie eksperymentu).

Warunki prowadzenia eksperymentu

Parametry procesowe (pH, temperatura, stężenie tlenu) należy przedstawić na wykresie wraz z obliczeniem wartości średnich, odchyłek standardowych i przedziałów ufności dla średnich oraz skomentować ich potencjalny wpływ na badany proces.

Wyniki oznaczeń analitycznych

Wyniki analiz ChZT, azotu amonowego, azotynów i azotanów prześledzić pod kątem wartości potencjalnie błędnych (w razie potrzeby usunąć je z dalszych analiz) i dla każdej z form azotu określić zbiór danych, na podstawie którego określona zostanie kinetyka ubytku/przyrostu ich stężenia w czasie.

Kinetykę przebiegu stężeń poszczególnych zanieczyszczeń wyznaczyć za pomocą regresji liniowej (wraz z wykresem) oraz przedstawić wartość współczynnika korelacji dla każdej z nich. Porównać zgodność dynamiki ubytku substratów ze wzrostem stężenia powstających produktów. Obliczoną objętościową dynamikę procesu przeliczyć w oparciu o wyniki oznaczeń stężenia osadu na wartości jednostkowe (w przeliczeniu na gram suchej masy organicznej na godzinę) i porównać wyniki ze sobą, komentując potencjalne różnice i ich przyczyny. Dynamikę nityfikacji oraz denityfikacji ustandaryzować względem 20°C zgodnie ze wzorem:

$$R_{nit,20} = R_{nit,T} \cdot \theta^{(20-T)}$$

Wartość współczynnika korekcyjnego (θ) przyjąć na podstawie danych literaturowych. Uzyskane rezultaty porównać ze sobą i skomentować.

Dla uzyskanych wartości kinetyki procesu nityfikacji oraz denityfikacji przeprowadzić obliczenia doboru wymaganej kubatury reaktora biologicznego (pojemności komory tlenowej i anoksycznej) dla parametrów strumienia ścieków podanych przez prowadzącego. Na podstawie dostarczonych danych określić podatność ścieków na prowadzenie procesu denityfikacji bez konieczności dawkowania zewnętrznego źródła węgla.

Pytania kontrolne

1. Jakie przemiany azotu wykorzystywane są w biologicznym oczyszczaniu ścieków?
2. Jakie procesy stosowane są w celu usuwania fosforu?
3. Jaką rolę w usuwaniu azotu odgrywa tlen, a jaką dostępność związków organicznych w ściekach?
4. Jak temperatura wpływa na kinetykę procesów biologicznych?

Oznaczenie stężenia osadu

Nazwa próby		Objętość	Masy krystalizatorów, g		
			MO (pusty)	M ₁₀₅ (Wysuszony)	Różnica
Część 1	„całe”	50			
	„przesącz”	50			
Część 2	„całe”	50			
	„przesącz”	50			

Wyniki:

Stężenia g/m ³	Sucha pozostałość	Substancje rozpuszczone	Zawiesiny
Część 1			
Część 2			

Oznaczenie w części 1

Nr	Czas, min	N-NH ₄ , g N/m ³	N-NO ₂ , g N/m ³	N-NO ₃ , g N/m ³	ChZT	P-PO ₄ , g P/m ³
1	0 ⁺					
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						

Oznaczenie w części 2

Nr	Czas, min	N-NH ₄ , g N/m ³	N-NO ₂ , g N/m ³	N-NO ₃ , g N/m ³	ChZT	P-PO ₄ , g P/m ³
1	0 ⁺					
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						

Założenia do obliczeń w sprawozdaniu (podaje prowadzący):

Dobowy przepływ ścieków:

Stężenie azotu ogólnego w ściekach do bloku biologicznego:

Stężenie azotu amonowego w ściekach do bloku biologicznego:

ChZT ścieków dopływających do bloku biologicznego:

Stężenie osadu w reaktorze biologicznym

Temperatura letnia:

Temperatura zimowa: