

CHEMICZNE OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW - STARE I NOWE ZASTOSOWANIA

*Autor: Bengt Hansen
Kemwater - Szwecja*

1. Wstęp

Prawie 3000 lat temu Elizeusz pomógł mieszkańcom Jerycha czyszcząc im wodę (1). To najstarszy przekaz odnoszący się do oczyszczania wody. Elizeusz użył do tego celu soli - prawdopodobnie siarczanu glinu.

Siarczan glinu jako minerał zawiera oprócz substancji właściwej inne jony - sól, potas, jony amonowe itd. Ale substancją aktywną jest glin. Współcześnie to właśnie glin i żelazo są najpowszechniej stosowanymi środkami do chemicznego oczyszczania wody. Elizeusz musiał posiadać pewną wiedzę na temat koagulacji i możemy go uznać za ojca chemicznego oczyszczania wody.

Wiedza ta została gdzieś zagubiona aż do XVIII wieku, kiedy to w wyniku urbanizacji i industrializacji w europie problemy sanitarne nabrały dużego znaczenia. Nawet jeśli dostęp do świeżej wody był powszechny to nie była ona dobrej jakości. Woda musiała być uzdatniana - aby zapobiec szerzeniu się epidemii. Początkowo było to filtrowanie na filtrach piaskowych, ale wymagania co do jakości wody rosły a jej jakość pogarszała się - to spowodowało powrót do stosowania siarczanu glinu.

Oczyszczanie ścieków zaczęło się w XIX wieku (2). Na początku były to jedynie ścieki przemysłowe. Czyszczenie odbywało się na drodze mechanicznej, ale zaczęto wprowadzać również chemię. W Anglii zauważono, że ścieki w wyniku przepuszczenia przez kamienne złoża oczyszczają się - tak odkryto biologiczne złoża zraszane. W 1914 roku zgłoszono w USA patent na nowy proces oczyszczania ścieków dokumentujący, że napowietrzanie i zawracanie osadu biologicznego daje dużą efektywność w usuwaniu BZT. w ten sposób wprowadzono do oczyszczania osad czynny.

Wszystkie technologie oczyszczania ścieków stosowane dziś były znane od początku XX wieku. Rozwój w tej dziedzinie koncentruje się na efektywnej aplikacji znanych metod. Oczyszczanie ścieków komunalnych to świetny przykład łączenia różnych sposobów w celu uzyskiwania coraz lepszych efektów technologicznych.

Pierwsze oczyszczalnie komunalne opierały się jedynie na oczyszczaniu mechanicznym. Usuwno zawiesinę, ale niewiele więcej. Polegało to na fizycznym rozdzieleniu zanieczyszczeń (czystsza woda - osad), efekt ekologiczny był wątpliwy. Urbanizacja środowiska sprawiła że zapotrzebowanie na oczyszczanie ścieków rośnie.

Ze względu na niedobór tlenu w odbiornikach należało usuwać substancje organiczne (BZT). Zaczęto więc uzupełniać stopień mechaniczny o część biologiczną. Jakość wody w odbiornikach poprawiła się, choć niewystarczająco. Zauważono także konieczność usuwania fosforu.

Dodano więc trzeci stopień - chemiczne oczyszczanie, w którym glin lub żelazo usuwały fosfor. Kombinacja trzech metod - mechanicznego, biologicznego i chemicznego oczyszczania prowadzi do nowoczesnej oczyszczalni. Przy czym nie muszą być to trzy wydzielone części. Definicja różnych procesów oczyszczania może być na przykład taka:

Oczyszczanie mechaniczne	proces w którym usuwa się zawiesinę.
Oczyszczanie biol.-mech.	proces w którym usuwa się zawiesinę i BZT.
Oczyszczanie biol.-mech.-chem.	proces w którym usuwa się zawiesinę, BZT, P.
Oczyszczanie z usuwaniem biogenów	proces w którym usuwa się zawiesinę, BZT, P, N.

2. Teoria oczyszczania chemicznego

Przy podaniu soli glinu lub żelaza do wody zachodzą dwie reakcje różnego typu. Jony neutralizują ładunek powierzchniowy cząstek zawartych w wodzie ale również reagują z wodą tworząc wodorotlenek metalu. Oba te mechanizmy tworzą proces koagulacji.

Cząstki, które zawiera woda mają ładunki powierzchniowe dodatnie lub ujemne. Ładunków ujemnych jest więcej, a więc traktuje się, że powierzchniowo jest ona naładowana ujemnie - wobec czego cząstki odpychają się wzajemnie.

Nie istnieje żadna siła, która mogłaby przewyciężyć odpychanie elektrostatyczne, a więc znajdują się one w pewnej odległości od siebie. Inne siły np. Siły Van der Waals'a mogą sprawić, że zbliżą się one do siebie tworząc większe cząstki. To właśnie zjawisko ma miejsce gdy do zanieczyszczonej wody dodamy dodatkowo naładowane jony glinu lub żelaza - jest to zjawisko koagulacji.

Koagulant reaguje również z wodą tworząc wodorotlenek. Jest to reakcja bardzo szybka, a po jej zakończeniu możliwości neutralizacji ładunków powierzchniowych kończą się. Jednakże wodorotlenki pomagają w procesie

koagulacji. Jony metalu powodują powstanie większych kompleksów wodorotlenkowych - kłaczków do których dołączają się cząstki zanieczyszczeń („koagulacja wymiatająca”).

W rzeczywistości obie reakcje zachodzą równolegle. Ich szybkość zależy od rodzaju koagulantu, pH, temperatury, twardości wody itp... Budowę większych kompleksów inicjuje neutralizacja ładunku powierzchniowego. Koagulant reaguje nie tylko powierzchniowo, ale również z wodą. Powstają wodorotlenki powodując, że małe kompleksy grupują się w duże kłaczkiki. Stabilność kłaczków zależy od neutralizacji ładunku powierzchniowego - im jest ona głębsza tym stabilniejszy (trudniejszy do rozerwania) jest kłaczek.

Potrzeba koagulacji jest oczywista. Małe, koloidalne cząstki trudno wydzielić z wody. Prędkość sedymentacji określa prawo Stokes'a. Cząstka o średnicy 1 mikrometra i gęstości 1,1 kg/l opada na głębokość 1 m w ciągu ponad 7 miesięcy! Przy średnicy 1 mm zajmuje jej to 18 sekund. Cząstki koloidów trudno osadzają się na filtrach piaskowych, wymagają filtrów membranowych. Natomiast kłaczkiki sedymentują szybko i łatwo poddają się flotacji. Łatwo również osadzają się na konwencjonalnych filtrach piaskowych.

Różne czynniki wpływają na proces koagulacji. Poniżej opisano kilka najważniejszych.

2.1. Zasadowość i pH

pH ma zasadnicze znaczenie dla procesu koagulacji. Ponieważ stężenie glinu (lub żelaza) pozostałego po procesie powinno być możliwie małe, to proces powinien zachodzić przy pH, w którym koagulant ma słabą rozpuszczalność. Najlepsze pH to takie, w którym formowanie wodorotlenku jest optymalne. Jest to pH = 6 dla glinu i pH = 8 dla żelaza. Optymalne pH zależy również od rodzaju wody, gdyż inne czynniki, jak twardość, temperatura czy rodzaj koagulantu również na nie wpływają.

Przy optymalnym pH koagulacja zachodzi najlepiej, w takich warunkach można spodziewać się również usuwania innych metali w procesie.

Doprowadzenie do optymalnych warunków pH może być trudne lub kosztowne. Optymalna dawka koagulantu jest najczęściej niższa niż te stosowane w praktyce. Wyższa dawka służy korekcie pH, w szczególności w wodach o wysokiej zasadowości. Odwrotny problem powstaje przy niskich zasadowościach i wówczas stosuje się niższe dawki koagulantu. Korektę pH robi się poprzez odpowiedni dobór koagulantu lub dozowanie kwasu lub zasady.

2.2. Temperatura

Temperatura wpływa na koagulację na dwa różne sposoby (3). Niższa temperatura to wolniejsze tempo reakcji i wyższa lepkość. W takich przypadkach produkt reagujący szybciej może być wymieszany z wodą lepiej i używany w czasie zimnych okresów w roku.

2.3. Mieszanie

Proces mieszania ma dla koagulacji znaczenie podstawowe. Aby zneutralizować ładunek powierzchniowy reakcja ta musi zajść przed przereagowaniem koagulantu z wodą. Mieszanie musi być efektywne - tak aby koagulant został całkowicie wymieszany w ciągu jednej sekundy.

Po wymieszaniu i neutralizacji ładunku należy unikać przepływu burzliwego. Kłaczkowate wodorotlenki są wrażliwe na uszkodzenia mechaniczne i mogą być rozbite przez turbulencje przepływu. Jednakże dla dalszej prawidłowej reakcji istnieje potrzeba wolnego mieszania. Kłaczkowate muszą mieć możliwość spotkania innych kłaczków aby sformować większe kompleksy. Formowanie się kłaczków powinno zachodzić w specjalnych komorach szybkiego mieszania i flokulacji. W komorze szybkiego mieszania mieszanie powinno być szybkie (kłaczkowate są tu jeszcze małe), w następnych zaś komorach flokulacji - wolne. W stacjach uzdatniania wody używa się 2-6 komór szybkiego mieszania i flokulacji. W oczyszczalniach ścieków - jedną - dwie, lub wcale - w zależności od istniejącej technologii.

Po uformowaniu kłaczkowate usuwane są z wody. Bez względu na stosowaną technologię pomiędzy ostatnią komorą flokulacji a komorą sedymentacji przepływ powinien być wolny. Niestety, na całym świecie mamy wiele przykładów obiektów, w których prawidłowo uformowane kłaczkowate ulegają rozbiciu przez turbulencje w przepływie pomiędzy komorą flokulacji o stopniem sedymentacji.

2.4. Twardość

Twardość wody mówi nam o zawartości jonów magnezowych i wapniowych. Żaden z tych jonów w normalnych warunkach nie formuje kłaczkowate, ale mogą być one w koagulacji pomocne. Mogą pomagać w neutralizacji ładunku powierzchniowego i zmniejszać optymalną dawkę koagulantu. W ten sposób koagulacja staje się bardziej efektywna.

W stacjach uzdatniania wody praktycznie tego zjawiska się nie wykorzystuje ze względu na zwiększoną zawartość soli w wodzie, ale niektóre oczyszczalnie komunalne korzystają z niego. Dodanie wapna lub soli magnezowych jest zbyt drogie, ale dodawanie wody morskiej jest tanie a zawiera ona dużo jonów magnezu. W oczyszczalni Veas w norwegii do ścieków dodaje się

ok. 5% wody morskiej. W Hong Kongu w toaletach używana jest woda morską, a dawki koagulantów w strącaniu bezpośrednim są najniższe na świecie.

2.5. Koagulant

Mamy do dyspozycji ogromną ilość różnych koagulantów. W każdym z nich aktywną substancją jest żelazo lub glin. Zarówno żelazo jak i glin są w zasadzie trójwartościowe, ale glin łatwo tworzy kompleksy o wyższych wartościowościach - sole poliglinu. Ich ładunek może sięgać +15.

W solach poliglinu jon rozpoczął już reakcję z wodą i jest kompleksem wodorotlenków i glinu. Jeśli reakcja jest zakończona zasadowość produktu wynosi 100%. Jeśli reakcja w ogóle się nie zaczęła wówczas zasadowość produktu wynosi 0%. Sole poliglinu mają różne zasadowości. Wyższa zasadowość wskazuje, że w produkcie znajduje się więcej dodatnio naładowanych jonów. Pokazuje to tabela 1.

Jon	Stosunek molowy OH/Al	Zasadowość %	Liczba ładunków + na atom Al
Al^{3+}	0	0	3
$Al_2(OH)_4^{4+}$	1	33	2
$Al_3(OH)_4^{5+}$	1,33	44	1,67
$Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$	2,46	82	0,54

Tabela 1. Zasadowość różnych związków poliglinu

Neutralizacja ładunku powierzchniowego zależy od wartościowości kationu. Schultze i Hardy dowiedli, że ilość ładunków dodatnich jonów niezbędnych do neutralizacji cząstki naładowanej ujemnie w roztworach hydrofobowych wynosi:

$$C = K/Z^6$$

C - stężenie jonów dodatnich potrzebnych do strącenia ujemnie naładowanych cząstek

K - stała

Z - ładunek dodatni dodawanego jonu

Tabela 2. pokazuje regułę Schultze-Hardiego - w jaki sposób ładunek jonu wpływa na możliwość neutralizacji cząstki.

Jon	Stężenie molowe jonów wg reguły Schultze - Hardiego	Wymagane stężenie molowe metalu
Fe^{+2}	11,4	11,4
Al^{3+}	1	1
$\text{Al}_2(\text{OH})_4^{4+}$	1/5,6	1/2,8
$\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$	1/21	1/7,1
$\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$	1/161	1/12,4

Tabela 2. Reguła Schultze-Hardiego dla różnych jonów żelaza i glinu. Wszystko w odniesieniu do jonów trójwartościowych. Jeśli wartość jest niższa niż 1 możliwość neutralizacji jest wyższa niż dla Al^{+3}

Pamiętajmy, że powyższa reguła jest poprawna jedynie dla warunków hydrofobowych. Mimo to warto ją pokazać, gdyż pokazuje dlaczego jon o wyższej wartościowości jest lepszy dla neutralizacji ładunku powierzchniowego. W warunkach hydrofilowych inne czynniki mają duże znaczenie i w praktyce jony o wyższej wartościowości nie są aż tak dużo lepsze od jonów trójwartościowych.

2.6. Usuwanie fosforu.

Jony żelaza dwu i trójwartościowego oraz glinu usuwają fosfor. Żelazo trójwartościowe i glin usuwają fosfor w stosunkowo niskim pH (dla żelaza nawet pH =2). Ale sole fosforu w tak niskim pH nie mogą tworzyć kłaczków i w rzeczywistości optymalne pH dla usuwania fosforu jest inne (4).

Wysokowartościowe jony poliglinu są gorsze jeśli chodzi o usuwanie fosforu. Przyczyną tego jest fakt, że zaczęły one już reagować z wodą. Tabela 1 pokazuje, że ładunek przypadający na atom glinu jest mniejszy przy wyższej zasadowości. Przy zasadowości 0% każdy jon Al ma wartościowość +3. Oznacza to, że 1 mol Al^{+3} może usunąć 1 mol fosforu. Przy zasadowości 50% każdy jon ma średnio ładunek +1,5, a więc 2 mole Al są niezbędne do usunięcia 1 mola fosforu.

Nie znaczy to jednak, że dla usuwania fosforu należy koniecznie stosować produkty o niskich zasadowościach, gdyż w ściekach około 50% fosforu występuje związane w cząsteczkach, które łatwiej usunąć za pomocą produktów o wysokiej zasadowości. Przy strącaniu wstępnym produkty o wysokich zasadowościach mogą być pożądane, gdyż nie usuwają one całego fosforu. A pewna ilość fosforu może okazać się niezbędna dla dalszych procesów biologicznych.

Jony żelaza dwuwartościowego flokuluja bardzo słabo. A więc, jeśli używamy je do usuwania fosforu to należy je przedtem utlenić do żelaza trójwartościowego.

3. Oczyszczanie ścieków komunalnych.

Znaczenie strącania chemicznego rośnie wraz ze wzrostem wymagań odnośnie ścieków oczyszczonych. Strącanie bezpośrednie - zastosowanie jedynie chemii do oczyszczania może dać zupełnie dobre wyniki. Jednak połączenie chemii i biologii jest znacznie bardziej efektywne niż każda z tych technologii stosowana oddzielnie. Wyróżnić można cztery metody strącania chemicznego, które zostały opisane poniżej (5).

3.1. Strącanie bezpośrednie

Strącanie bezpośrednie to jednostopniowy system oczyszczania ścieków po ich przejściu przez kratę i piaskownik. Koagulant usuwa zawiesinę i fosfor.

Jeśli proces jest jednostopniowy to usuwanie to powinno być jak największe. Koagulant formuje kłaczkę i nierozpuszczalne fosforany, ale niektóre z tych kłaczków są małe i trudne do oddzielenia. Niewielka dawka polimeru anionowego przyspiesza i polepsza proces sedymentacji.

Trudniej jest wydzielić rozpuszczone substancje organiczne, a więc nie należy spodziewać się optymalnego usuwania BZT. Jednak usunięcie BZT na poziomie 75% jest częste, a zdarzają się przypadki redukcji do 90%. Jest to wynik bardzo dobry, biorąc pod uwagę prostotę rozwiązania. Jeśli zachodzi potrzeba usuwania azotu, oczyszczalnia musi powiększyć się o następny stopień, gdyż uzyskane redukcje azotu poprzez strącanie bezpośrednie są niewielkie.

Zaletami strącania bezpośredniego są: prostota, niewielkie zapotrzebowanie na energię, niewielkie inwestycje i małe koszty operacyjne. Metoda ta wykazuje najlepszą efektywność technologiczną w stosunku do wyłożonych kosztów, co powoduje że jest ona bardzo użyteczna w tych częściach świata, gdzie w chwili obecnej można zastosować jedynie oczyszczanie mechaniczne.

Wady metody to niewielka redukcja azotu i niewystarczające usunięcie BZT. Również problem ilości osadów jest znaczny - co nie musi być wadą gdyż może to prowadzić do produkcji zwiększonej ilości biogazu w komorach fermentacji.

3.2. Strącanie wstępne

Strącanie wstępne w zasadzie nie różni się od bezpośredniego. Różnica jest taka, że po strącaniu wstępnym następuje stopień biologiczny. Celem strącania wstępnego jest przygotowanie ścieków do stopnia biologicznego i usunięcie fosforu.

Stopień biologiczny wymaga dużych ilości energii w postaci napowietrzania osadu czynnego. Powietrze potrzebne jest bakteriom do usunięcia rozpuszczonej organiki (BZT) w możliwie najkrótszym czasie. Bakterie łatwo

usuują rozpuszczone zanieczyszczenia organiczne, natomiast więcej czasu i energii potrzebują na rozłożenie substancji nie rozpuszczonych do dwutlenku węgla, wody i biomasy.

Poprzez wstępne usunięcie substancji nie rozpuszczonych doprowadza się do optymalnego wykorzystania procesów - chemicznego i biologicznego. Zapotrzebowanie na energię znacznie maleje, a stopień biologiczny wymaga znacznie mniejszych kubatur.

Dla usuwania azotu strącanie wstępne może być wadą lub zaletą. Wadą wówczas gdy usunie się zbyt dużo substancji organicznej uniemożliwiając zachodzenie denitryfikacji - dotyczy to obiektów z pre-denitryfikacją.

Zalety strącania wstępnego dla usuwania azotu mogą być jednak znacznie większe niż jego wady. Wpływa ono znacznie na przyspieszenie procesu nityfikacji gdyż praca bakterii nityfikujących nie jest spowalniana usuwaniem BZT. Oznacza to, że zarówno kubatury jak i zużycie energii może być znacznie mniejsze.

Podsumowując - strącanie wstępne najlepiej sprawdza się w obiektach z procesem denitryfikacji końcowej.

3.3. Strącanie symultaniczne

Strącanie symultaniczne służy przede wszystkim usuwaniu fosforu. Używane w tym celu koagulanty oparte są na żelazie dwu- lub trójwartościowym, rzadko na glinie.

Najniższe koszty strącania symultanicznego daje stosowanie żelaza dwuwartościowego. Niemniej koszty całkowite wcale nie muszą być najniższe, gdyż proces nie polepsza warunków pracy biologii. Przeciwnie, wymaga on większych kubatur komór biologicznych i wyższego zapotrzebowania na energię w porównaniu do strącania wstępnego (przy tych samych wynikach technologicznych). Produkcja osadu wstępnego jest mniejsza, ale ilość osadu nadmiernego rośnie - strącanie symultaniczne (w porównaniu do wstępnego) produkuje mniej osadu, a ilość biogazu maleje.

Azot usuwany jest - w wielu przypadkach - metodą pre-denitryfikacji, praktycznie nie stosuje się zewnętrznego źródła węgla do intensyfikacji procesu.

3.4. Strącanie końcowe

Strącanie końcowe było w Szwecji pierwszym sposobem dozowania koagulantów. Gdy dostrzeżono, że to fosfor powoduje eutrofizację i należy się go pozbyć najprostszą metodą było dodanie dodatkowego stopnia oczyszczania, tam gdzie fosfor był usuwany. Był to trzeci stopień dodany do istniejących: mechanicznego i biologicznego, stąd nazwa oczyszczanie trójstopniowe.

Gdyby nie problem fosforu wątpliwe jest czy jakikolwiek obiekt rozszerzono by o trzeci stopień. Przy dzisiejszym poziomie wiedzy na temat strącania wstępnego zdecydowanie oczyszczalnie wybierałyby strącanie wstępne. Budowa trzeciego stopnia to niepotrzebnie wydane pieniądze inwestycyjne, a efekt jest taki sam jak w oczyszczalni z dwoma wyodrębnionymi stopniami oczyszczania. Ilość produkowanego osadu jest duża, zapotrzebowanie na energię również.

Strącanie końcowe ma jednak również swoje zalety. Jakość oczyszczonych ścieków może być wyjątkowo wysoka - zarówno jeśli chodzi o fosfor jak i zawiesinę. Trudno o lepsze rozwiązanie gdy wymagana jest bardzo wysoka jakość oczyszczania. Porównywalne wyniki można osiągnąć jedynie przez zastosowanie na końcu oczyszczalni filtrów, lecz oznacza to duże inwestycje.

Przy strącaniu końcowym używa się soli żelaza trójwartościowego, siarczanu glinu lub chlorków poliglinu. Ostatnio największe znaczenie nabiera stosowanie sole żelaza typu PIX oraz chlorki poliglinu PAX.

3.5. Porównanie różnych procesów oczyszczania

Nowoczesne programy symulacyjne dostarczają obecnie informacji niezbędnych przy modernizacjach oczyszczalni. Program, którego wyniki tu przedstawiono porównuje pięć procesów i wylicza parametry oczyszczania, ilość produkowanego osadu, zużycie energii oraz kubatury różnych rozwiązań. Wyniki przykładowego obliczenia dla obiektu o przepływie 50000 m³/dobę dla 100 000 mieszkańców równoważnych.

Parametr	Oczyszczanie mechaniczne	Biologia wysokoobciążona	Strącanie bezpośrednie	Strącanie symultaniczne	Strącanie wstępne
Kubatura (m ³)	3 646	13 333	3 646	22 813	15 729
Parametry na wyjściu:					
BZT (mg/l)	98	14	35	14	14
P(mg/l)	3,82	3,15	0,45	0,67	0,45
N (mg/l)	22,8	21,6	21,6	20,4	20,4
Zawiesina (mg/l)	80	16	6	16	8
Zużycie energii na osad czynny (kWh/dz)	0	6 300	0	4 200	1 400
Energia wyprodukowana z biogazu (kWh/dz)	4 144	6 527	7 956	4 902	7 843
Produkcja osadu (tony/dz)	11,0	17,3	28,7	20,7	25,2
Produkcja osadu (sucha masa w tonach/dz)	2,7	4,3	7,2	5,2	6,3

Tabela 3. Wyniki programu symulacyjnego

4. Inne zastosowania i technologie

Koagulanty stosowane są nie tylko dla celów dla których zostały wynalezione. W niektórych przypadkach zastosowania są całkowicie inne.

4.1. Sterowanie dawką

Zarówno ilość ścieków przepływających przez oczyszczalnię jak i ich parametry ulegają silnym zmianom. W warunkach pogody suchej najbardziej zanieczyszczone ścieki często pojawiają się przy dużych przepływach, jak to pokazano w Tabeli 4.

Pora doby	Przepływ (m ³ /h)	Stężenie BZT (mg/l)	Obciążenie BZT (kg/h)
Dzień (wysokie)	2 000	250	500
Noc (niskie)	500	80	40

Tabela 4. Przykładowe zmiany obciążenia i przepływu na oczyszczalni.

Jak pokazano to w Tabeli 4 zmiany BZT na oczyszczalni z reguły są znacznie większe w porównaniu ze zmianami przepływu. Przy czterokrotnych zmianach przepływu można spodziewać się 12,5 krotnych zmian obciążenia. Tradycyjnie dawka koagulantu jest stała, albo uzależniona od przepływu. W obu przypadkach istnieje duże prawdopodobieństwo przedawkowania lub użycia za małej dawki.

Poprzez pomiary on-line parametrów ścieku na wejściu obiektu można poprawić pracę oczyszczalni lub obniżyć koszty chemikaliów. Najprostszym sposobem jest pomiar zawiesiny. Kilka przeprowadzonych testów wykazało, że sterowanie od ilości przyjmowanej zawiesiny prowadzi do obniżenia kosztów oczyszczania przy uzyskaniu tych samych wyników technologicznych w porównaniu do sterowania od przepływu.(6)

Przy strącaniu wstępnym proces sterowania dawką ma jeszcze większe znaczenie. Część biologiczna pracuje optymalnie gdy parametry jej pracy pozostają niezmiennie. W przypadku pokazanym w Tabeli 4 w nocy nie należałoby używać koagulantu, ale w dzień dawka powinna być wysoka, a nawet uzależniona od BZT na wejściu.

Istnieją możliwości optymalizacji pracy oczyszczalni w oparciu o modele matematyczne lub statystyczne. Projekt MAPP (Multivariable Approach for cleaner Production and Process control) - finansowany przez Unię Europejską to analiza możliwości modeli statystycznych używanych do przewidywania wyników oraz sterowania procesem. Znaczenie takich rozwiązań w optymalizacji procesów rośnie.

Projekt MAPP wykazał, że istnieje możliwość uzyskania precyzyjnych danych bez dokładnego pomiaru wielkości, którymi się steruje. Na przykład poziom fosforu może być przewidywany na podstawie pomiaru przepływu, pH, przewodności oraz poziomu zawiesiny. Poprzez obróbkę danych on-line poziom fosforu przewidywany jest z dużą dokładnością. Technika ta nazwana jest „czujnikami komputerowymi (software)”.

Projekt MAPP służy do oceny różnego rodzaju „czujników”. Czujnik wysyła 16 długości fali i mierzy fluorescencję światła po przejściu przez ściek.

Różne długości światła dają informację o różnych związkach chemicznych jak proteiny, ChZT, NADH, fosfor itp. Niektóre z tych związków są bezpośrednio odpowiedzialne za odpowiednią długość fali, dla innych (jak fosfor) wyniki uzyskuje się po odpowiedniej obróbce używając „czujników komputerowych”.

Technika ta może być stosowana dla wody pitnej oraz dla osadu czynnego. Na przykład stężenie NADH jest bezpośrednim wskaźnikiem pracy osadu czynnego. Wysoki poziom NADH oznacza wysokie obciążenie osadu, niski poziom - z reguły oznacza niskie obciążenie, ale może również wskazywać na niskie stężenie tlenu.

4.2. Walka z uciążliwymi zapachami

Przyczyną uciążliwych zapachów w kanalizacji może być siarkowodór (7). Ma on nie tylko bardzo nieprzyjemny zapach, ale jest wysoko toksyczny. Tworzy się w warunkach septycznych, które panują w sieci kanalizacyjnej. Można temu zapobiegać poprzez dodawanie tlenu, azotanów lub soli żelaza. Żelazo trójwartościowe usuwa również siarkowodór ze ścieków. Oznacza to, że koagulanty zarówno zapobiegają tworzeniu się siarkowodoru, jak i usuwają go. Poprzez zastosowanie azotanu żelaza dozujemy zarówno środek zapobiegający tworzeniu się, jak i usuwający już powstały gaz.

Przy rozwiązywaniu problemów zapachów koagulant może być dozowany do sieci kanalizacyjnej, do części oczyszczającej ścieki na obiekcie, jak i również do części osadowej. Siarkowodór powstaje również w komorze fermentacji przy procesie beztlenowym. Brak jego usuwania toksyczne oddziaływanie na bakterie odpowiedzialne za fermentację. Im wyższe stężenie siarkowodoru tym mniejsza produkcja biogazu. Przez dodanie niewielkiej ilości koagulantu żelazowego do komory fermentacji usuwa się siarkowodór, a produkcja gazu rośnie. Jeśli na oczyszczalni używany jest koagulant problem rozwiązuje się sam.

4.3. Zwalczanie puchnięcia osadu

Osad czynny spuchnięty zajmuje znacznie większą objętość w porównaniu z prawidłowo pracującym. Przyczyną puchnięcia jest najczęściej bakteria *Microthrix parvicella*. Przez symultaniczne dozowanie niewielkiej ilości chlorku poliglinu ilość bakterii maleje, a osad wraca do prawidłowych parametrów.(8)

Dobór koagulantu i dawki zależy od rodzaju bakterii. W niektórych przypadkach zwalczanie polega jedynie na koagulacji i sedymentacji, w innych - chlorki poliglinu wykazują działanie toksyczne i zabijają określone szczepy bakterii. Na przykład typ *Microthrix parvicella* oraz 0021N łatwo podlegają działaniu PAX-ów. Ostatnie badania wskazują, że *Nocardia* może być zwalczana PAX-ami, jak również za pomocą soli żelaza.

4.4 Przeciwdziałanie osadzaniu się kamienia (struwitu)

Przy stosowaniu bio-defosfatacji pojawia się na wielu oczyszczalniach nowy problem. Rury w komorach fermentacji beztlenowej i za nimi zatykają się i obrastają kamieniem. Fosforan magnezowo-amonowy (struwit) osadza się na rurach oraz urządzeniach do odwadniania. Powstaje on w procesie fermentacji, w wyniku reakcji fosforu uwalnianego z osadu po defosfatacji biologicznej z (obecnym w komorach fermentacji) amoniakiem oraz magnezem, który pojawia się tam w mniejszych lub większych ilościach.

W komorze fermentacji nie pozbedziemy się magnezu ani amoniaku. Ale możemy wytrącić fosfor. Przez dodanie koagulantu przed komorami fermentacji wytrącamy fosfor. Jeśli użyjemy koagulantu żelazowego uzyskamy efekt podwójny - strącamy fosfor oraz usuwamy siarkowodór.

5. Wnioski

Chemiczne strącanie - zarówno w przeszłości jak i dzisiaj - jest szeroko stosowane w różnorodnych aplikacjach. Jest łatwe w stosowaniu, ale żeby uzyskać efekty optymalizacyjne należy wziąć pod uwagę szereg czynników natury chemicznej i fizycznej.

Poprzez stosowanie koagulantów "w odpowiedni sposób" można zwiększyć ilość oczyszczanych ścieków uzyskując "przy okazji" szereg pożądanych efektów dodatkowych. Koagulant służy nie tylko usuwaniu fosforu, ale jest bardzo przydatny w usuwaniu BZT i zawiesiny. Można go używać również do zupełnie innych celów jak zwalczanie uciążliwych zapachów, puchnięcia osadów czy zapobieganiu tworzenia się struwitu.

Literatura:

1. Biblia, Księga Królów 2:19-22
2. Isgard E., VA-historia, Cirkulation no. 5 and 6, 1997
3. Bache D.H. et al, Sweep coagulation; structures, mechanisms and practice, J. Water SRT-Aqua, Vol. 48, No. 5, pp. 201-210, 1999
4. Gillberg L., et al, The influence of pH when precipitating orthophosphate with aluminium and iron salts, In: Chemical Water and Waste Water Treatment IV, H.H. Hahn et al (Eds), Springer Berlin Heidelberg New York, pp. 95-105, 1996
5. Hansen B., Foundation Course in Chemical Precipitation 3, The Water Mirror, No. 1, pp. 20-22, 1998
6. Hansen B, Dosing Control of Coagulants Based on On-line Monitoring of Suspended Solids in Sewage Treatment Plants, In: Chemical Water and Waste Water Treatment IV, H.H. Hahn et al (Eds), Springer Berlin Heidelberg New York, pp. 137-145, 1996
7. Sercombe D.C.W, The control of septicity and odours in sewerage systems and at sewage treatment works operated by Anglian Water Services Limited, Wat. Sci. Tech., Vol. 31, No. 7, pp. 283-292, 1995
8. Hansen B., et al, Bulking sludge control by simultaneous flocculation with polyaluminium chloride, Conference paper, ABES Rio 99, 1999