

6. İLERİ ATIKSU ARITIMI

Klasik arıtma sistemleri çıkışında arıtılmış atıksuda kalan AKM, çözünmüş madde, organik maddeler vb. gibi kirleticilerin de arıtımı ilave arıtma sistemlerini gerektirmekte olup bu sistemlere ileri arıtma sistemleri denmektedir.

Bu kirleticiler organik maddeler, askıda katı maddeler, inorganik maddeler (Ca, K, SO₄, fosfat, nitrat vb.) veya kompleks sentetik organik bileşikler olabilmektedir. Söz konusu bileşiklerin çoğunun çevre üzerine etkileri bilinmektedir. Son yıllarda özellikle zehirli bileşiklerin çevreye etkileri ile klasik ve ileri arıtma sistemlerindeki arıtım mekanizmaları araştırılmaktadır.

Tablo 6.1'den de görüldüğü gibi bazı bileşiklerin çevreye deşarjının önemli kirlilik problemlerine yol açtığı görülmektedir. Arıtılmış atıksuda geriye kalan bileşiklerin çevredeki potansiyel etkisi deşarj ortamına göre önemli değişiklikler gösterir. Her ne kadar askıda katı ve biyolojik olarak parçalanabilen organiklerin arıtımı için klasik ikinci kademe arıtma sistemleri yeterli olsa da deşarjın göl, nehir, dere veya hassas bölgelere yapılması durumunda daha fazla arıtım gerekmekte, bu da ileri arıtma sistemlerinin ilavesini zorunlu kılmaktadır. Örneğin, atıksudaki azot (N) ve fosfor (P)'un alıcı ortamlarda ötrifikasyonu hızlandırdığı ve sucul büyümeyi artırdığı görülmüştür. Bu nedenle azot ve fosforun kontrolü ve deşarjında sınırlandırılması önem kazanmıştır.

6.1 İleri Atıksu Arıtma İhtiyacı

Atıksuda bulunan bileşiklerin bilimsel olarak tespiti, genişleyen bilgi ağına ulaşım ve çevre izleme çalışmaları, arıtılmış atıksuyun deşarj limitlerinin daha sıkı ve sınırlayıcı olmasına yol açmıştır. Birçok yerde deşarj limitleri ikinci kademe arıtım sistemlerinde arıtılamayan organik maddenin, (askıda katının, besi maddelerinin (N ve P) ve öncelikli kirleticiler) arıtımını gerektirebilir. Dünya'da kullanma suyunun sınırlı olduğu yerlerde arıtılmış atıksuyun tekrar kullanımını giderek önem kazanmaktadır.

6.1.1 Arıtılmış Atıksudaki Artık Maddeler

Evsel atıksuyun tipik özelliği bilinmekle birlikte, rutin olarak ölçülmeyen ancak geniş bir deşarj aralığı bulunan bazı eser elementler ve bileşikleri de mevcuttur. Atıksuda bulunan bu bileşiklerin çevreye deşarjı durumunda Tablo 6.1'de de belirtildiği gibi bazı problemlerle karşılaştırılabilir.

6.1.2 Artıkların Etkileri

Arıtılmış atıksudaki bakiye (kalıntı) maddelerin potansiyel etkileri değişiktir. Bazı maddelerin etkileri ve kritik konsantrasyonları Tablo 6.1'de verilmektedir. Askıda katı ve biyolojik olarak parçalanabilen organikler için ikinci kademe sistemi gerekmeseyse bile, özel durumlarda (küçük göl ve akarsular veya hassas su ortamları) bu kirleticiler için ek arıtma gerekebilir.

Atıksudaki azot ve fosforun deşarjı, göllerde ötrifikasyonu hızlandırdığından ve sucul büyümeı arttırdığından dolayı önemli olmaya başlamıştır. Atıksuyun nitrifikasyonu, alıcı su ortamında amonyak toksisitesini azaltır ve oksijen tüketimini önler.

1980'lerin başından beri otoriteler öncelikle uçucu organik bileşikler (VOC_s) ve bazı öncelikli kirleticiler üzerine yoğunlaşmışlardır. Bu kirleticilerin insan ve su hayatına toksik etkilerinin olduğu bulunmuştur.

Tablo 6.1 Arıtılmış atıksuda bulunabilecek maddeler ve etkileri (1).

Bileşikler	Etkileri	Kritik konsantrasyonları mg/l
AKM	Çamur birikimine neden olur, alıcı ortamda bulanıklık yaratır.	Değişken
Biyolojik olarak parçalanabilen organikler	Alıcı ortamda çözünmüş oksijen konsantrasyonunu düşürebilir.	Değişken
Uçucu organik bileşikler	İnsanlarda toksik etki yapar, kanserojeniktir, fotokimyasal oksidanlar oluşturur.	Bileşiğin yapısına göre değişir.
Öncelikli kirleticiler	İnsanlar için toksik, kanserojen Su canlıları için toksik	Bileşiğin yapısına göre değişir. Suda, biotada veya sedimentte bulunma durumuna göre farklı
Besi maddeleri Amonyak	Klorür ihtiyacını artırır, proste nitrata çevrilebilir, oksijen kaynağını azaltır, fosfor ile birlikte istenmeyen sucul büyümeı geliştirir, Balıklar için toksiktir. Alg ve sucul büyümeı teşvik eder	Herhangi miktar
Nitrat	Bebeklerde metemoglobinemia (blue babies) hastalığına sebep olur.	0,3 ¹
	Alg ve sucul büyümeı teşvik eder. Koagülasyonu engeller	45
	Kireç-soda yumuşaklığını engeller	0,015 ¹
Fosfor	Sertliği ve toplam çözünmüş katı maddeı artırır,	0,2-0,4
	Tuzlu tat verir, Tarımsal ve endüstriyel prosesleri engeller,	0,3
Diğer inorganikler Kalsiyum ve magnezyum	Müşhil etkisi yapar	250
Klorür	Köpüklenmeye neden olur, koagülasyonu etkiler	75-200
Sülfat		600-1000
Diğer organikler Yüzey aktif maddeleri		1-3

¹ Durgun ve hareketsiz göllerde

6.2 İleri Atıksu Arıtımı için Kullanılan Arıtma Teknolojileri

Özellikle son 20 yılda birçok ileri arıtma teknolojisi geliştirilmiş ve uygulamaya sokulmuştur. Bu Bölümde bu sistemlerin sınıflandırılması yapılacak ve verimleri incelenecektir.

6.2.1 Teknolojilerin Sınıflandırılması

İleri atıksu arıtma sistemleri temel işlem ve proseslerine veya uygulanan arıtma prensibine göre sınıflandırılabilirler. Bu işlem ve proseslerin kıyaslanmasını kolaylaştırmak için aşağıdaki hususlar dikkate alınır.

- Arıtmanın amacı,
- Beklenen fonksiyonu gerçekleştirmek için kullanılan işlem ve proses tipi,
- Arıtılan atıksu özelliği ile ilgili bilgiler

Bu hususlar Tablo 6.2’de verilmektedir.

Tablo 6.2. İleri atıksu arıtma işlem ve prosesleri ile kirlilik giderimi (1).

Giderim prensibi	İşlem veya prosesin tanımı	Arıtılmış atıksu tipi
Askıda katı madde giderimi	Filtrasyon Mikroelek	BAÇ, İAÇ İAÇ
Amonyak oksidasyonu	Biyolojik nitrifikasyon	BAÇ, BiAÇ, İAÇ
Azot giderimi	Biyolojik nitrifikasyon/ Denitrifikasyon	BAÇ, İAÇ
Nitrat giderimi	Ayrı basamak biyolojik Denitrifikasyon	İAÇ + nitrifikasyon
Biyolojik fosfor giderimi	Ana akımda fosfor giderimi Yan akımda fosfor giderimi	HA, BAÇ AÇD
N ve P'nin birlikte giderimi	Biyolojik nitrifikasyon/denitrifikasyon ve fosfor giderimi	HA, BAÇ
Fiziksel ve kimyasal metotlarla azot giderimi	Hava ile sıyırma Klorlama kırılma noktası İyon değişimi	İAÇ İAÇ + filtrasyon İAÇ+ filtrasyon
Kimyasal ilavesi ile fosfor giderimi	Metal tuzları ile kimyasal çöktürme	HA, BAÇ, BiAÇ, İAÇ
Toksik bileşik ve refraktör(kararlı) organiklerin giderimi	Kireç ile kimyasal çöktürme Karbon adsorpsiyonu	HA, BAÇ, BiAÇ, İAÇ İAÇ + filtrasyon

Çözülmüş inorganik katıların giderimi	Aktif çamur toz aktif karbon	BAÇ
	Kimyasal oksidasyon	İAÇ + filtrasyon
	Kimyasal çöktürme	HA, BAÇ, BiAÇ, İAÇ
	İyon değişimi	İAÇ+ filtrasyon
	Ultrafiltrasyon	İAÇ+ filtrasyon
	Ters osmos	İAÇ+ filtrasyon
Uçucu organik bileşikler	Elektrodiyaliz	İAÇ+ filtrasyon+ karbon adsorpsiyonu
	Buharlaştırma ve gaz sıyırma	HA, BAÇ

BAÇ = Birinci kademe arıtma çıkışı

İAÇ = İkinci kademe arıtma çıkışı (çöktürmeden sonra)

BiAÇ = Biyolojik arıtma çıkışı (çöktürmeden önce)

AÇD = Aktif çamur dönüşü

HA = Ham atıksu

6.2.2 Proseslerin Arıtma Seviyeleri

Proses ve işlem seçimi

- Arıtılmış atıksuyun potansiyel kullanımına
- Atıksuyun özelliğine
- Çeşitli proses ve işlemlerin bir arada uygulanabilirliğine
- Deşarj standartlarına
- Çeşitli sistemlerin çevresel ve ekonomik fizibilitesine

bağlıdır.

İleri arıtmada özel ve öncelikli kirleticilerin giderilmesi söz konusu olduğundan ekonomik fizibilite, sistem tasarımında kontrol edici faktör olmamaktadır.

Uygun temel işlem ve proses düzenlemeleri ile elde edilebilecek çıkış suyu kirletici konsantrasyonları Tablo 6.3'te verilmektedir. Bu işlem ve proseslerin farklı düzenlemeleri arıtma ekonomisine ve arıtılacak maddeye bağlı olarak oluşturulabilmektedir.

Tablo 6.3. İleri atıksu arıtımında kullanılan çeşitli temel işlem ve proses düzenlemeleri ile ulaşılabilecek arıtma seviyeleri (1).

Arıtım prosesi	Arıtılmış çıkış suyu						
	AKM, mg/l	BOİ ₅ mg/l	KOİ, mg/l	Top.N, mg/l	NH ₃ - N, mg/l	PO ₄ - P, mg/l	Bulanıklık NTU
AÇ +GF	4-6	<5-10	30-70	15-35	15-25	4-10	0,3-5
AÇ + GF + KA	<3	<1	5-15	15-30	15-25	4-10	0,3-3
AÇ/Nit., tek basamak	10-25	5-15	20-45	20-30	1-5	6-10	5-15
AÇ/Nit-denit.(ayrı)	10-25	5-15	20-35	5-10	1-2	6-10	5-15
Metal tuz+AÇ	10-20	10-20	30-70	15-30	15-25	<2	5-10
Metal tuz+AÇ+Nit-denit.+filtrasyon	<5-10	<5-10	20-30	3-5	1-2	<1	0,3-3
BFG (ana akım)	10-20	5-15	20-35	15-25	5-10	<2	5-10
BN+BFG+filtrasyon	<10	<5	20-30	<5	<2	<1	0,3-3

AÇ = Aktif çamur

GF = Granüler filtrasyon

KA = Karbon adsorpsiyonu

Nit-denit =Nitrifikasyon-denitrifikasyon

BFG = Biyolojik fosfor giderimi

BNG = Biyolojik azot giderimi

BFG = Biyolojik fosfor giderimi

6.3 Granüler Filtrasyon ile AKM Giderimi

Bu bölümde çıkış suyundaki artık AKM giderimi için granüler filtrasyon sisteminin tasarım esasları verilmiştir. Bu konudaki temel parametreler aşağıdaki gibidir;

- Granüler filtrasyonun uygulanması
- Filtre ünitesinin sayısı ve boyutu
- Filtre tipinin seçimi
- Filtre yatağının çeşitleri
- Filtre malzemesinin özellikleri
- Filtre geri yıkama sistemi
- Filtreye ilaveler
- Filtre işletme problemleri
- Filtre kontrol sistemleri ve enstrümanları,
- Kimyasal ilaveli filtrasyon

6.3.1 Granüler Filtrasyonun Uygulanması

Granüler filtrasyonunun atıksu arıtımından önceki uygulamaları içme suyu arıtımı için geliştirilen tasarım prosedüründen doğmuştur. Fiziksel ve kimyasal özellikleri nedeniyle atıksular, doğal sulardan önemli derecede farklılık gösterirler. Bu nedenle, atıksuların granüler filtrasyon uygulamaları özel tasarım gerektirmektedir. Genel olarak, atıksu filtreleri farklı katı yüklemelerinde daha büyük, ağır ve değişik boyutlardaki tanecikleri tutabilirler. Filtrasyon mekanizması oldukça kompleks olup, direnç, ağırlık nedeniyle çökme, ortamda tanecikler arasında sıkışma gibi farklı kuvvetlere sahiptir. Ayrıca filtre yatakları arasında mikroorganizma büyümesi, sistemde ek yük kaybı olacaktır. Atıksu filtrelerinin verimliliği, yukarıda sayılan birçok faktöre bağlı olduğundan, sıkı deşarj limitlerinin olduğu durumlarda uygulama öncesinde mutlaka pilot ölçekli çalışma yapılmalıdır.

Atıksu filtrasyonu, daha çok alıcı ortama deşarjdan önce biyolojik arıtma çıkış suyunda kalan biyolojik flokların giderilmesinde kullanıldığı gibi, fosfatın metal tuzları veya kireç ile çöktürme sonrası kalan katıların arıtmak ve arıtılmış atıksuyun aktif karbon ünitesine verilmeden önce ön arıtımını yapmak amacıyla da kullanılmaktadır. Ayrıca, tarım, park ve oyun alanlarının sulanması gibi tekrar kullanım uygulamalarında insan teması söz konusu olduğu için, arıtılmış atıksuyun filtrasyonuna ihtiyaç duyulmaktadır.

6.3.2 Filtre İşletme Problemleri

Biyokütle içeren biyolojik arıtma çıkış sularının filtrasyonunda, yarı kesikli filtrelerde çamur birikmesi ve yağ-gres oluşumunu önlemek için en az 24 saatte bir geri yıkama yapılmalıdır. Birçok durumda geri yıkama daha sık olabilmektedir.

6.3.4 Kimyasal İlaveli ile Çıkış Suyu Filtrasyonu

Biyolojik arıtma çıkış suyunun özelliğine göre, su kalitesini arttırmak için kimyasal ilavesi gerekebilmektedir. Kimyasal ilavesi aynı zamanda fosfor, metal iyonları ve humik bileşikler gibi bazı özel kirleticilerin giderilmesi için de kullanılmaktadır. Çıkış suyu filtrasyonunda sık ve yaygın kullanılan kimyasallar organik polimerler, alum ve demir klorürdür.

Organik Polimerler Kullanımı: Organik polimerler uzun zincirli organik moleküller olup, moleküler ağırlıkları 10^4 ile 10^6 arasında değişir. Organik polimerler katyonik, anyonik veya noniyonik olabilirler. Polimerler daha büyük tanecik (flok) oluşturmak için çöktürülmüş çıkış suyuna ilave edilir. Atıksuyun kimyasal yapısı polimer verimini önemli ölçüde etkileyeceğinden, deneysel çalışma yapılarak (kavanoz testi- jar test) polimer tipini belirlemek gereklidir. Araştırmalarda polimer dozajı 1 mg/l'den başlanarak artırılır ve sonuçlar gözlenir. Sonuçlara göre dozaj 0,5 mg/l veya 0,25 mg/l değerinde azaltılır ve verimi en iyi olan dozaj belirlenmeye çalışılır. Alum bileşiği özelliğinde moleküler ağırlığı daha büyük olan polimerler geliştirilmiştir. Bunların uygulamada dozajları daha fazladır (≥ 10 mg/l).

Alum kullanımı: Yüksek pH değerine sahip (7,3-8,5) atıksular için 5-10 mg/l gibi düşük alum dozajları etkili olmadığından genel olarak optimum tanecik giderimi, pH 7-8 aralığında 20-60 mg/l gibi yüksek alum dozajlarında elde edilir.

6.4 Mikroelek ile Artık AKM Giderimi

Mikroelekler, biyolojik arıtma ve stabilizasyon havuzu çıkış sularındaki askıda katıları gidermek için kullanılan eleklerdir. Bu ünitelerde elde edilen verim (AKM giderimi) yaklaşık olarak %55 olup genel olarak %10 ila %80 arasında gözlenir. Burada karşılaşılan ana problem, yüksek verimde AKM gideriminin sağlanamaması ve katı miktarlarındaki dalgalanmalara karşı sistemin dirençli olmamasıdır.

6.5 Besi Maddelerinin Kontrolü

Besi maddelerinden azot ve fosfor, arıtılmış atıksuların deşarjında önemli parametrelerdendir. Azot ve fosforun deşarj edilmesi, göl ve rezervuarlarda ötrifikasyonu hızlandırır ve sığ sularda köklü sucul bitkilerle beraber alg büyümesini teşvik eder. Estetik olmayan görünümüne ilave olarak, alg ve sucul bitkilerin varlığı özellikle su temini, balık üretimi ve eğlence amaçlı kullanım gibi su kaynağının faydalı kullanımlarını engeller.

Azotun yüksek konsantrasyonlarda deşarjının sebep olduğu diğer zararlı etkileri

- Alıcı ortamda çözünmüş oksijen konsantrasyonunun düşmesi
- Sudaki hayat üzerinde toksik etki
- Klorla dezenfeksiyon verimine etki
- Halk sağlığına zararlı etki
- Atıksuyun tekrar kullanım amacına uygunluğunu bozmak

olarak sıralanabilir.

Bu nedenle azot ve fosforun kontrolü su kalitesi yönetiminde ve atıksu arıtma sistemlerinin tasarımında büyük öneme sahiptir. Besi maddelerinin kontrol stratejileri, azot ve fosforun giderim ve kontrolünü içermekte olup bu bölümde detaylı olarak incelenecektir.

6.5.1 Besi Maddeleri Kontrol Stratejisi

Besi maddelerinin kontrol stratejisinin seçiminde, ham atıksu özelliklerinin belirlenmesi, mevcut arıtma sistemi ve istenen besi maddesi kontrol seviyesi önemli faktörlerdendir. Ayrıca, mevsimsel değişimlere paralel olarak yıl boyunca besi maddesi gideriminin değişimi de dikkate alınmalıdır. Besi maddesi kontrolünü amaçlayan yaklaşımlar, ilave proses yapılmasını veya mevcut biyolojik arıtma sisteminin besi maddesi giderecek duruma getirilmesini hedefler. Yaklaşım seçimi ise deşarjda istenen standartlara ulaşabilmeye, işletmenin esnekliğine ve maliyete bağlıdır.

Kimyasal, fiziksel ve biyolojik sistemlerin ilavesi ile mevcut arıtma sistemlerinde besi maddelerinin deşarjı kontrol edilebilmektedir. En çok kullanılan ilave prosesler, azot giderimi için amonyak oksidasyonu ve biyolojik nitrifikasyon-denitrifikasyon, fosfor giderimi için ise kimyasal çöktürmedir. Ancak son yıllarda fosforun yalnız veya azot ile birlikte giderimi için yeni prosesler geliştirilmiştir. Bu prosesler, kimyasal kullanımının az olmasından veya hiç kimyasala ihtiyaç duyulmamasından dolayı tasarımcılar ve işletmeciler tarafından tercih edilmektedir.

6.5.2 Azot Giderimi ve Kontrolü

Ham atıksuda azot, amonyak veya organik formda olup, her ikisi de çözülmüş ve katı halde olabilirler. Azotun nitrit ve nitrat formları ise bazı endüstriyel atıksular haricinde atıksularda yok sayılabilecek kadar az bulunurlar. Azot formlarından çözülmüş organik azot, atıksuda daha çok üre ve aminoasit halinde bulunur. Katı halindeki organik maddeler ise ön çöktürme ile giderilir. Biyolojik arıtma sırasında, organik azotun birçoğu amonyum ve diğer inorganik formlara dönüşürken amonyumun bir kısmı da mikroorganizmalar tarafından hücre sentezinde kullanılır. Bu nedenle biyolojik arıtma ile toplam azotun en fazla %30'unun giderildiği söylenebilir.

6.5.3 Fosfor Giderimi

Birçok atıksuda, çözünmemiş halde olan ve sudaki fosforun yaklaşık %10'una karşılık gelen katı formdaki fosfor ön çöktürme ile giderilir. Mikroorganizma tarafından hücre sentezinde kullanılan miktar hariç, kalan çözülmüş fosforun konvansiyonel biyolojik arıtma ile giderimi oldukça zordur. Konvansiyonel ve diğer arıtma sistemlerinin fosfor giderimine etkileri Tablo 6.4'te verilmektedir.

Fosforun gideriminde kimyasal, fiziksel ve biyolojik metotlar kullanılabilir. Demir veya alum tuzları ya da kireç ile yapılan kimyasal çöktürme fosfor gideriminde çok kullanılmaktadır. Biyolojik fosfor giderimi ise, mikroorganizmaların strese sokularak hücre büyümesi için gerekenden daha fazlasını adsorplamaları esasına dayanır. Bu biyolojik proses, kimyasal arıtma alternatif olarak geliştirilmiştir.

Tablo 6.4. Çeşitli işlem ve arıtma proseslerinin fosfor giderimine etkileri (1).

Arıtma işlem ve prosesleri	Fosfor giderimi (%)
Konvansiyonel	
Birinci kademe	10-20
Aktif çamur	10-25
Damlatmalı filtre	8-12
Döner biyolojik disk	8-12
Yalnız biyolojik fosfor giderimi	
Ana akımda arıtım	70-90
Yan akımda arıtım	70-90
Birleşik biyolojik azot ve fosfor giderimi	70-90
Kimyasal giderim	
Metal tuzları ile çöktürme	70-90
Kireç ile çöktürme	70-90
Fiziksel giderim	
Filtrasyon	20-50
Ters osmos	90-100
Karbon adsorpsiyonu	10-30

6.6 Biyolojik Nitrifikasyon ile Amonyak Giderimi

Atıksular karbonlu bileşiklerinin yanısıra azot, fosfor, kükürt vb. gibi bileşikler de içerirler. Atıksulardan azot gideriminde genellikle biyolojik yöntemler uygulanmaktadır. Organik azot bileşikleri organizmalar tarafından parçalanarak amonyuma dönüştürülür. Amonyumun bir

kısmı organizmalar tarafından asimile edilerek hücrel proteine çevrilirken diğer kısmı da “Nitrifikasyon” bakterileri tarafından önce nitrit ve sonra da nitrata dönüştürülür. Bu proses “Nitrifikasyon” olarak adlandırılmaktadır. Oluşan nitrat iyonlarının “Denitrifikasyon Bakterileri” tarafından önce nitrit, sonra da azot gazına (N₂) dönüştürülmesi ise “Denitrifikasyon” olarak ifade edilmektedir.

Böylece atıksulardan azot giderimi ardışık Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon kademeleri ile sağlanır.

6.6.1 Nitrifikasyon Prosesinin Tanımı

Nitrifikasyon, atıksuda mevcut amonyum (NH₄) iyonlarının bakteriler tarafından önce nitrite sonra da nitrat iyonlarına dönüştürülmesidir. Amonyacı nitrite oksitleyen bakteri türleri *Nitrosomonas* ve *Nitrosococcus* olarak bilinmektedir. İlk basamakta nitrite (NO₂) oksitlenen amonyum iyonları, ikinci basamakta *Nitrobakter* ile nitrata (NO₃) dönüştürülür.

Birinci adıma ait enerji reaksiyonu,



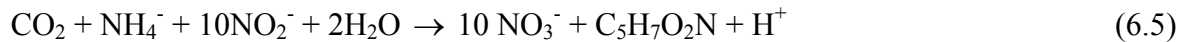
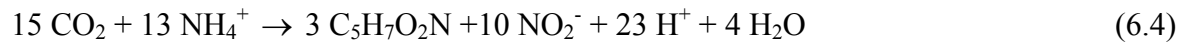
iken ikinci adıma ait enerji reaksiyonu,



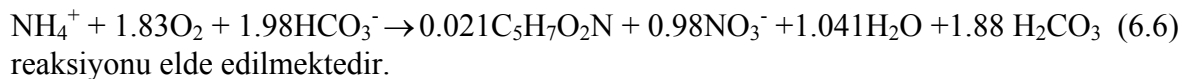
şeklinde olmaktadır. Bunlara bağlı olarak toplam enerji reaksiyonu aşağıdaki ifade ile verilebilmektedir.



(6.1) ve (6.2) reaksiyonları sonucu açığa çıkan enerjiyi her iki bakteri çeşidi hücre büyümesi ve bakımı için kullanır. Enerji elde ediminin yanı sıra, bazı amonyum iyonlarının hücre dokusu olarak kullanıldığını da gösteren ve sırasıyla birinci ve ikinci adımlara ait sentez reaksiyonları aşağıda verilmektedir.



Burada C₅H₇O₂N kimyasal formülü sentezlenen bakteri hücresi yerine kullanılmaktadır. Ardışık olarak meydana gelen oksidasyon ve sentez reaksiyonları toplanarak yazıldığında



Amonyumun nitrata oksidasyonu için gereken teorik oksijen miktarı (6.3) eşitliğinde 64/14=4,57 mg O₂/mg amonyum azotu olmaktadır.

Biyolojik azot giderimi nitrifikasyon derecesi ile doğrudan ilişkilidir. Ototrofik nitrifikasyon bakterileri düşük büyüme hızına sahiptirler ve çevre şartlarından heterotrofik denitrifikasyon

bakterilerinden daha fazla etkilenirler. Bu nedenle, nitrat oluşumu reaksiyonu, azot gideriminde belirleyici rol oynar.

İnorganik azotun biyolojik reaksiyonu *Nitrobacteraceae* grubu bakteriler tarafından gerçekleştirilir. *Nitrobacter* ve *Nitrocystis* ise nitriti nitrata oksitlerler. Ototrofik nitrifikasyon bakterileri büyüme ve hücre metabolizması için gerekli bütün enerjiyi, inorganik azot bileşiklerinin oksidasyonu sonucu açığa çıkan serbest enerjiden sağlarlar. Hücre büyümesi için gereken karbon kaynağını ise karbondioksitten veya bikarbonattan elde ederler.

Kararlı halde nitrifikasyon bakterilerinin büyüme hızı Monod kinetiği ile tanımlanmaktadır. Nitrifikasyon prosesinde, nitrit oluşumunda amonyak, nitrat oluşumunda ise nitrit konsantrasyonları hız belirleyicidir. *Nitrobacter*'lerin büyüme hızı *Nitrosomonas*'lara kıyasla daha büyük olduğu için nitrifikasyon proses hızını kontrol eden adım amonyağın nitrite dönüşüm reaksiyonudur.

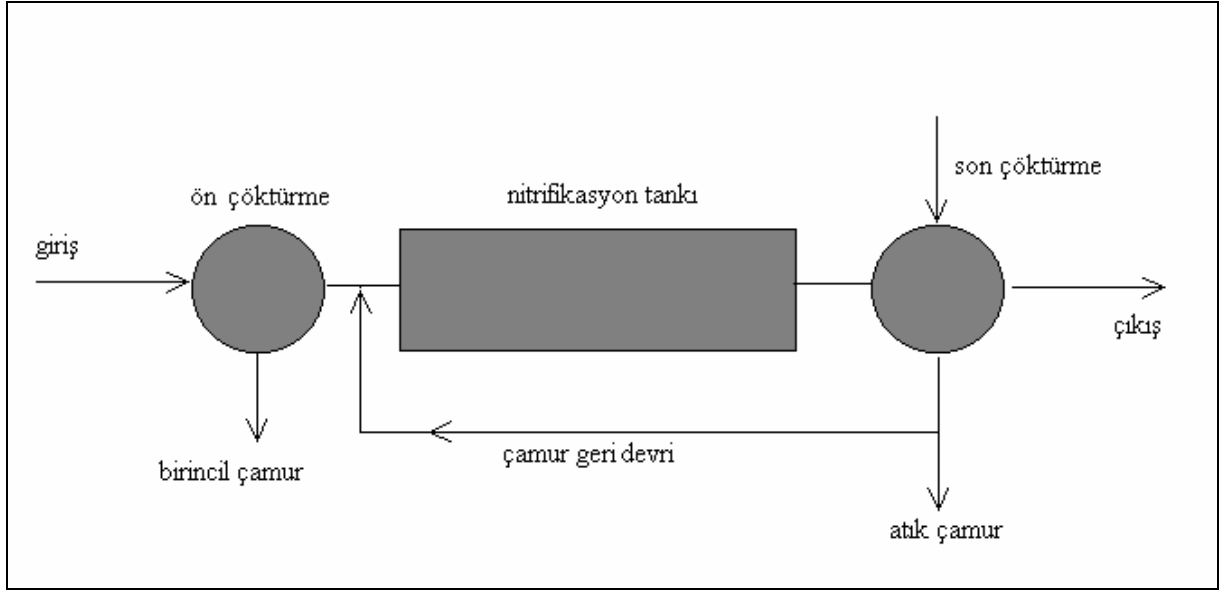
6.6.2 Nitrifikasyon Proseslerinin Sınıflandırılması

Nitrifikasyon prosesleri, karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon reaksiyonlarının birlikte veya ayrı meydana gelmesine bağlı olarak sınıflandırılır. Karbon oksidasyonu ve nitrifikasyonun bir reaktör içinde meydana gelmesi durumunda sisteme “birleşik (tek çamurlu) sistem” denir. “Ayrık (çok çamurlu) sistem”de ise karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon farklı reaktörlerde meydana gelir ve heterotrofik ile ototrofik mikroorganizmalar bir arada bulunmazlar. Tek ve çift çamurlu nitrifikasyon sistemleri Şekil 6.1’de gösterilmektedir.

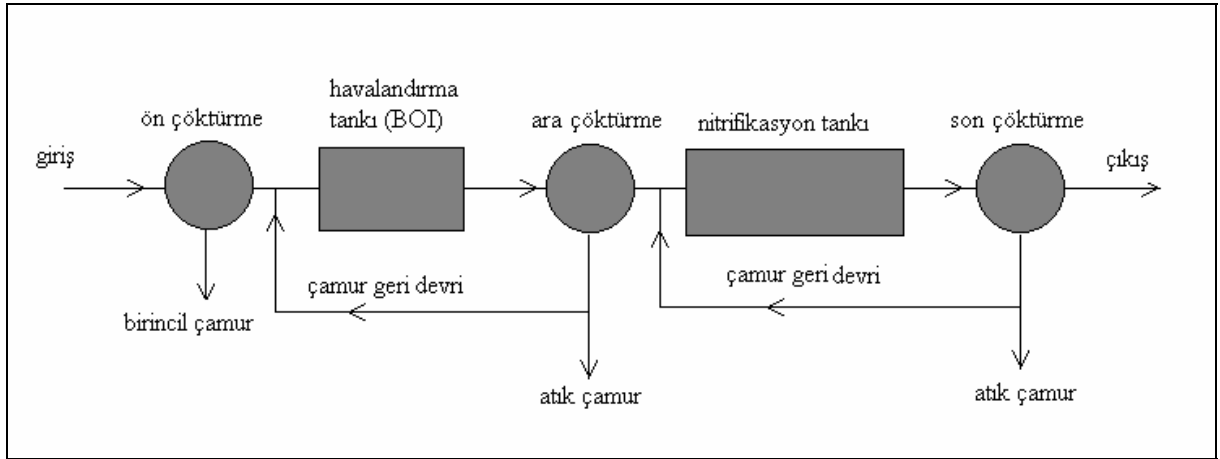
Nitrifikasyon bakterileri, genel olarak havalı arıtma sistemlerinde az sayıda bulunurlar. Aktif çamur sistemlerinde nitrifikasyonun gerçekleşebilmesi BOİ₅/TKN oranı ile ilişkilidir. Bu oranın 1 ile 3 arasında olması durumunda sistem çok çamurlu nitrifikasyon sistemidir. BOİ₅/TKN oranı 1 ile 3 arasında değişmesi durumunda nitrifikasyon bakterilerinin oranı 0,21’den 0,083’e kadar farklı değerler almaktadır (Tablo 6.5). Pek çok klasik aktif çamur sisteminde BOİ₅/TKN oranı 5’den büyük olduğu için nitrifikasyon bakterileri fraksiyonu 0,083’den az olmaktadır ve buna bağlı olarak da nitrifikasyon tek çamurlu sistemde gerçekleştirilir.

Tablo 6.5 BOİ₅/TKN oranı ile nitrifikasyon bakterileri oranı arasındaki ilişki(1).

BOİ ₅ /TKN oranı	Nitrifikasyon bakterileri fraksiyonu	BOİ ₅ /TKN oranı	Nitrifikasyon bakterileri fraksiyonu
0,5	0,35	5	0,054
1	0,21	6	0,043
2	0,12	7	0,037
3	0,083	8	0,033
4	0,064	9	0,029



(a)



(b)

Şekil 6.1 Tam karışımli reaktörlerde karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon prosesleri a) bileşik tek çamurlu sistem, b) ayrık sistem

6.6.3 Birleşik (Tek Çamurlu) Sistemler

Nitrifikasyon bakterileri hemen hemen bütün biyolojik arıtma proseslerinde bulunurlar ancak sayıları oldukça azdır. Nitrifikasyon prosesi, kesikli, tam-karışımli, uzun havalandırma veya çeşitli modifikasyonlarında gerçekleştirilebilmektedir. Nitrifikasyon prosesinin bu sistemlerde meydana gelmesi nitrifikasyon bakterilerinin büyümesiyle ve dolayısıyla gerekli çevre şartlarının nitrifikasyon bakterilerine göre ayarlanmasıyla sağlanmaktadır. Örneğin, ılıman iklimlerde artan nitrifikasyon hızı ve artan çamur miktarı daha fazla hava gereksinimini de beraberinde getirir. Böylece mevsimsel olarak önlem alınmalıdır.

Damlatmalı filtre ve dönen biyodisk sistemleri, karbon oksidasyonu ve nitrifikasyonun beraber meydana geldiği biyofilm sistemlerine örnektir. Tam karışımli sistemlerde olduğu gibi, biyofilimli sistemlerde de nitrifikasyon için işletme şartları önemlidir. İşletme parametrelerine örnek olarak organik yükleme verilebilir. Yüklemenin (F/M 'in) azaltılmasıyla nitrifikasyon artacaktır.

Çeşitli nitrifikasyon sistemlerinin üstünlük ve kısıtları Tablo 6.6'da verilmektedir.

Askıda Büyüyen Prosesler: Askıda büyüyen havalı sistemler de karbon giderimi için geliştirilen kinetik eşitlikler nitrifikasyon proseslerine de uygulanabilmektedir.

Nitrifikasyon prosesi üzerine etki eden başlıca faktörler Tablo 6.7'de verildiği gibi; amonyum ve nitrit konsantrasyonları, BOİ/TKN oranı, çözülmüş oksijen konsantrasyonu, sıcaklık ve pH'dır. Kinetik katsayılar ise Tablo 6.8'de verilmektedir. Kinetik yaklaşımların tam karışımli askıda büyüyen nitrifikasyon prosesine uygulanması aşağıdaki adımları içerir:

- Günlük pik yüklemeleri karşılayacak uygun bir emniyet katsayısı seçilir. θ_c için minimum emniyet faktörü 2 olarak önerilmektedir.
- Tam karışımdaki minimum çözülmüş oksijen konsantrasyonu seçilir. Minimum değerin, nitrifikasyon hızının düşmemesi için en az 2 mg/l olması gerekmektedir.

Tablo 6.6 Nitrifikasyon sistemlerinin kıyaslanması (1).

Sistem tipi	Üstünlükleri	Kısıtları
<i>Birleşik karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon sistemleri:</i>		
Askıda katıda büyüyen sistemler	Tek reaktörde amonyak ve karbon arıtımı; çıkışta düşük amonyak konsantrasyonu; yüksek BOİ/TKN oranına bağlı olarak kontrol.	Toksik maddelere karşı hassas; işletmede orta kararlılığa sahiptir; çamur konsantrasyonu geri dönüşünün olduğu çöktürme tankı ile ilişkilidir; soğuk iklimler için daha büyük reaktör gereksinimi vardır.
Tutunarak büyüyen sistemler	Çamur konsantrasyonu çöktürme tankına bağlı değildir.	Toksik maddelere karşı hassas; işletmede orta kararlılığa sahiptir; soğuk iklimlerde işletme pratik değildir.
<i>Ayrık karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon sistemleri:</i>		
Askıda büyüyen sistemler	Pek çok toksik bileşiğe karşı dayanıklı; kararlı işletme şartları elde edilir; deşarjda düşük amonyak konsantrasyonu.	Düşük BOİ/TKN oranında kontrol gerektirir; çamur konsantrasyonu geri dönüşünün olduğu çöktürme tankı ile ilişkilidir; daha fazla sayıda birim proses gerekir.
Tutunarak büyüyen sistemler	Pek çok toksik bileşiğe karşı dayanıklı; kararlı işletme şartları; çamur konsantrasyonu çöktürme tankına bağlı değildir.	Çıkış amonyak konsantrasyonu 1-3 mg/l'dir; daha fazla sayıda birim proses gerekir.

- Okside olan 1 mgNH₄⁺/l'e karşılık 7,14 mgCaCO₃/ alkalinite harcanır. Buna bağlı olarak proses işletme pH'ı belirlenir ve pH aralığı 7,2-9 olmalıdır.
- Nitrifikasyon bakterilerinin maksimum büyüme hızı kritik sıcaklıkta, kritik çözünmüş oksijen konsantrasyonunda ve kritik pH değerinde hesaplanır.
- Minimum çamur yaşı büyüme hızı dikkate alınarak belirlenir.
- Emniyet faktörü kullanılarak işletmede geçerli olacak çamur yaşı hesaplanır,
- Çıkış suyunda azot konsantrasyonu belirlenir.
- İstenen azot deşarj değerine ulaşabilmek için hidrolik kalma zamanı belirlenir.
- Birleşik karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon prosesi kullanılması durumunda organik substrat kullanım hızı belirlenir.

Yukarıdaki adımlar izlenerek örnek bir problemin çözümü Bölüm sonunda verilmektedir. Burada en önemli nokta kritik çevre koşullarındaki minimum çamur yaşını belirlemek ve uygun bir emniyet faktörünü seçmektir.

Tablo 6.7 İşletme ve çevre şartlarının nitrifikasyon prosesine etkileri (1).

Faktörler	Etkilerin tanımı
Amonyak-Nitrit konsantrasyonu	Amonyak ve nitrat konsantrasyonu <i>Nitrosomonas</i> ve <i>Nitrobacter</i> lerin büyüme hızını etkilemektedir. Bu etki Monod kinetiği ile ifade edilebilir. <i>Nitrobacter</i> lerin büyüme hızı <i>Nitrosomonas</i> lardan daha büyük olduğu için modelleme <i>Nitrosomonas</i> ların proses kinetiği üzerine kurulmuştur.
BOİ/TKN	Bu oranın 5 den büyük olması halinde ortamdaki nitrifikasyon bakterilerinin oranı düşer.
Çözünmüş oksijen (ÇO) konsantrasyonu	ÇO konsantrasyonunu maksimum özgül büyüme hızını etkilemektedir. $\mu_{mn}' = \mu_{mn} \frac{\text{ÇO}}{K_{o_2} + \text{ÇO}} ; K_{o_2}=1.3 \text{ olarak kabul edilir.}$
Sıcaklık	Sıcaklığın düşmesi ile nitrifikasyon hızı da düşmektedir. Sıcaklığın büyüme hızına etkisi aşağıdaki reaksiyon ile ifade edilir: $\mu_{mn} = \mu_m e^{0.098(T-15)}$ $K_N = 10^{0.051T-1.158}$
pH	pH 7 ve 9 arasında maksimum nitrifikasyon hızına ulaşılmaktadır. Karbon oksidasyonu ve nitrifikasyonun birlikte olduğu sistemlerde pH'ın etkisi aşağıdaki eşitlikle ifade edilir: $\mu_{mn}' = \mu (1-0.833)(7.2 - \text{pH})$

Tablo 6.8 Askıda büyüyen nitrifikasyon sistemlerinde tipik kinetik katsayılar(1).

Katsayılar	Birimler	Değerler	
		aralık	ortalama
Nitrosomonas			
μ_m	d^{-1}	0,3-2	0,7
K_s	NH_4^+-N , mg/l	0,2-2	0,6
Nitrobacter			
μ_m	d^{-1}	0,4-3	1
K_s	$NO_2^- -N$, mg/l	0,2-5	1,4
<i>Tüm reaksiyon</i>			
μ_m	d^{-1}	0,3-3	1
K_s	NH_4^+-N , mg/l	0,2-0,5	1,4
Y	NH_4^+-N , mg UKMmg	0,1-0,3	0,2
k_d	d^{-1}	0,03-0,06	0,05

Tablo 6.9’da askıda büyüyen nitrifikasyon ve denitrifikasyon sistemlerinin analizi için kullanılan kinetik tanımların özeti verilmektedir.

Tablo 6.9 Askıda büyüyen nitrifikasyon ve denitrifikasyon sistemlerinin analizi için kullanılan kinetik tanımların özeti (1).

Eşitlik	Açıklamalar
$\mu = \mu_{max} \left[\frac{S}{K_s + S} \right]$	μ : özgül büyüme hızı, zaman ⁻¹
$r_{su} = - \frac{\mu_m X S}{Y(K_s + S)}$	r_{su} : substrat kullanım hızı, kütle/hacim.zaman
$k = \frac{\mu_m}{Y}$	μ_m : maksimum özgül büyüme hızı, zaman ⁻¹
$r_{su} = \frac{k X S}{K_s + S}$	S: substrat konsantrasyonu, kütle/hacim
$U = - \frac{r_{su}}{X}$	X: mikroorganizma konsantrasyonu, kütle/hacim
$U = \frac{S_0 - S}{\theta X}$	Y: maksimum verim katsayısı, kütle/kütle
	K_s : yarı doyumluk sabiti, kütle/hacim
	k: maksimum substrat kullanım hızı, zaman ⁻¹
	k_d : içsel bozunma hızı katsayısı, zaman ⁻¹
	U: substrat kullanım hızı, zaman ⁻¹
	θ : hidrolik bekleme süresi, zaman
	θ_c : çamur yaşı, zaman

$U = \frac{kS}{K_s + S}$ $\frac{1}{\theta_c} = YU - k_d$ $\frac{1}{\theta_c^M} = Yk - k_d$ $SF = \frac{\theta_c}{\theta_c^M}$	θ_c^M : minimum çamur yaşı, zaman SF: emniyet faktörü S_0 : giriş konsantrasyonu, kütle/hacim
---	--

İnhibitör Bileşikler: Aktif çamur sistemlerinde nitrifikasyon birçok bileşik tarafından inhibe edilmektedir. Ancak sistemde nitrifikasyonun olmamasının nedeni her zaman inhibisyon değildir. Bazı durumlarda nitrifikasyon bakterilerinin sistemden atılmış olma ihtimali de olabilir. Tablo 6.10'da da verildiği gibi bazı ağır metaller nitrifikasyonu inhibe etmektedir. Tabloda literatürden alınan çeşitli metallerin inhibisyon konsantrasyonları bulunmaktadır ve aktif çamurdaki karbon gideren bakterilerin nitrifikasyon bakterilerine oranla daha az etkilendiği görülmektedir. Sıvı ve çamur fazındaki metal iyon aktivitesinin çok farklı olması nedeniyle aktif çamurdaki bakteriler yüksek metal konsantrasyonuna daha fazla direnç gösterirler. Sülfür bileşikleri, anilin, fenoller ve siyanür gibi bazı organik bileşikler çok kuvvetli inhibisyon etkisi gösterirler. Mikroorganizmalar birden fazla inhibitör bileşiğine aynı anda maruz kalırsa genellikle bir bileşiğin inhibisyonu baskın olmaktadır.

Tablo 6.10 Metallerin nitrifikasyona inhibisyonu (10).

Metal	g/m ³	Etkileri
Cu	0,05-0,056	Nitrosomonas inhibisyonu (saf kültür)
Cu	4	Aktif çamurda inhibisyon yok
Cu	150	Aktif çamurda %75 inhibisyon
Ni	>0,25	Nitrosomonas büyümesi inhibisyonu (saf kültür)
Cr ³⁺	>0,25	Nitrosomonas büyümesi inhibisyonu (saf kültür)
Cr ³⁺	118	Aktif çamurda %75 inhibisyon
Zn	0,08-0,5	Nitrosomonas inhibisyonu (saf kültür)
Co	0,08-0,5	Nitrosomonas inhibisyonu (saf kültür)

Biyofilm Prosesleri: Başlıca yüzeyde çoğalan biyofilm sistemleri, damlatmalı filtre ve döner biyodisklerdir. Bu sistemlerin nitrifikasyon verimleri organik yüklemeye bağlıdır. Tablo 6.11'de nitrifikasyonun gerçekleştiği yükleme değerleri verilmektedir.

Tablo 6.11 Biyofimli sistemler için tipik yükleme hızları (1).

Proses	Nitrifikasyon verimi, %	Yükleme hızı, kg/m ³ .gün
Damlatmalı filtre, (taş dolgulu)	75-85	0,16-0,096
	85-95	0,096-0,048
Biyolojik Kule (plastik dolgulu)	75-85	0,288-0,192
	85-95	0,192-0,096
Döner biyodisk	<2 ¹	0,00245-0,0073 ²

¹ Çıkış amonyum konsantrasyonu

² kg/m².gün

Damlatmalı filtrelerde taş dolgu maddesi kullanılması durumunda, yüksek organik yüklerde biyofilm heterotrofik bakteri ağırlıklı olacağından nitrifikasyon verimi düşük olacaktır. Ancak dolgu maddesinin plastik olması durumunda, daha geniş yüzey alanı elde edileceğinden bakteri tutma kapasitesi de daha fazla olacaktır. Bu nedenle, yüksek organik yüklerde bile yüksek nitrifikasyon verimlerine ulaşılabilecektir. Plastik malzeme kullanımının diğer faydası ise daha fazla oksijen transferi sağlamasıdır. Bileşik karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon sisteminde kullanılan dolgu malzemesinin taş veya plastik kullanılması durumunda nitrifikasyon verimleri karşılaştırıldığında, plastik malzeme içeren sistemin %80 daha fazla yüzey alanı sağladığı ve sistemde %60 daha fazla amonyum oksidasyonun gerçekleştiği belirlenmiştir.

Döner biyodisklerde amonyumun oksidasyon verimi sistemdeki yüzey alanına bağlıdır. Nitrifikasyon için gerekli yüzey alanı iki adımda belirlenebilmektedir. Birinci adımda, BOİ giderimi için gerekli yüzey alanı, ikinci adımda ise giriş amonyum konsantrasyonunu istenen seviyeye kadar arıtmak için gereken disk yüzey alanı bulunur. İki yüzey alanının toplamı, birleşik karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon prosesinin gerçekleşmesi için gerekli toplam alanı vermektedir.

6.6.4 Ayrık Nitrifikasyon Sistemleri

Askıda ve yüzeyde tutunarak çoğalan sistemlerin her ikisi de ayrık veya birleşik nitrifikasyon prosesi için kullanılmaktadır. Nitrifikasyonun ayrı reaktörde olması, büyük bir proses esnekliği ve emniyeti sağlamaktadır. Karbon giderimi ve nitrifikasyon prosesleri birbirlerinden bağımsız olarak işletilebilmektedir. Ayrıca, nitrifiyerler için toksik olabilecek organik bileşiklerin potansiyel etkisi de karbon oksidasyonu sırasında azaltılabilmektedir.

Nitrifikasyon prosesinin gerçekleştiği askıda çoğalan sistemlerin akım şeması Şekil 6.2'de verilmektedir. Şekil 6.2a'da birleşik sistem gösterilmektedir. Bu sistem işletmesi kolay olduğundan tercih edilmektedir. Havalandırma tankı hacmi büyük olduğundan yük değişimlerine karşı daha dayanıklıdır ve uygulanan yüksek θ_c değerleri nedeniyle, genellikle daha düşük hacimde fazla çamur tutulabilmektedir. Çamurun %1-2'sini nitrifikasyon bakterileri oluşturmaktadır.

Şekil 6.2b'de gösterilen sistemde ise, birinci tanka yüksek F/M oranında yükleme yapılabileceğinden bu tankın hacmi daha küçük yapılabilmektedir. Fakat bu durumda sistem yük değişimine karşı daha hassas bir duruma gelmektedir. Bu tip reaktörlerde daha çok çamur oluşur. Ancak, her iki tanktaki çamuru birbirlerinden ayrı tutmak için ek bir çökeltme havuzu yapılmaktadır. Bu sisteminin en önemli faydası nitrifikasyon veriminin yüksek olmasıdır. Özellikle gelen atıksuda toksik madde bulunma ihtimali varsa bu sistem daha faydalı olmaktadır. Çünkü toksik bileşiklerin ilk havuzda giderilmesi veya etkisini kaybetmesi söz

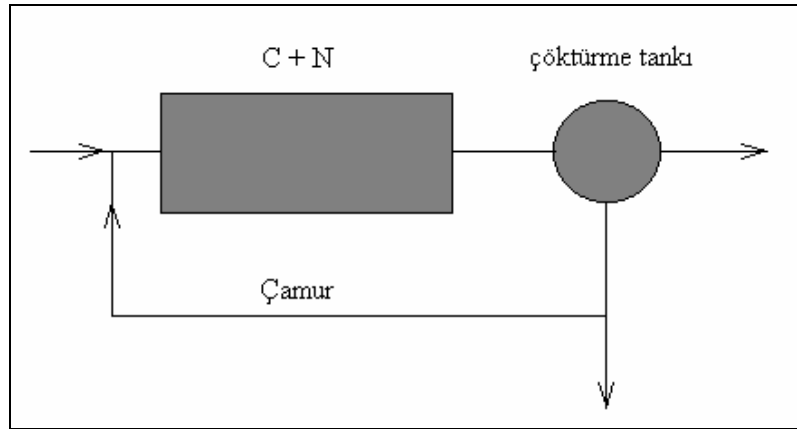
konusudur. Böylece tesisin ikinci bölümünde yer alan nitrifikasyon bakterileri etkilenmemiş olur.

Şekil 6.2c’de de temas stabilizasyonlu sistem verilmektedir. Havalandırma tankında hidrolik bekleme süresi nitrifikasyon için yeterli ise temas aşamasında biyolojik reaksiyonlarla birlikte nitrifikasyon da meydana gelmektedir. Temas stabilizasyonlu sistemlerin projelendirilmesinde yalnızca çamur yaşı değil temas süresinin de yeterli olması gereklidir.

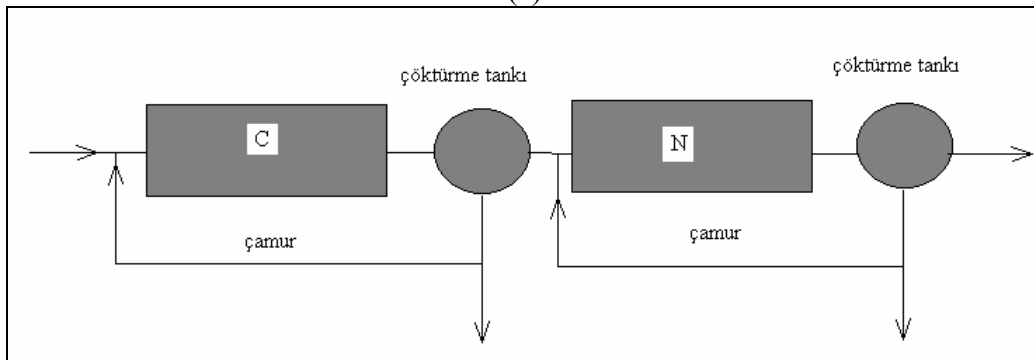
6.6.5 İşletme Şartları

Sisteme gerekli hava sağlanmalıdır. Nitrifikasyon bileşik aktif çamur sisteminde gerçekleşiyorsa sistemin kararlılığı için aşağıdaki işletme koşulları sağlanmalıdır:

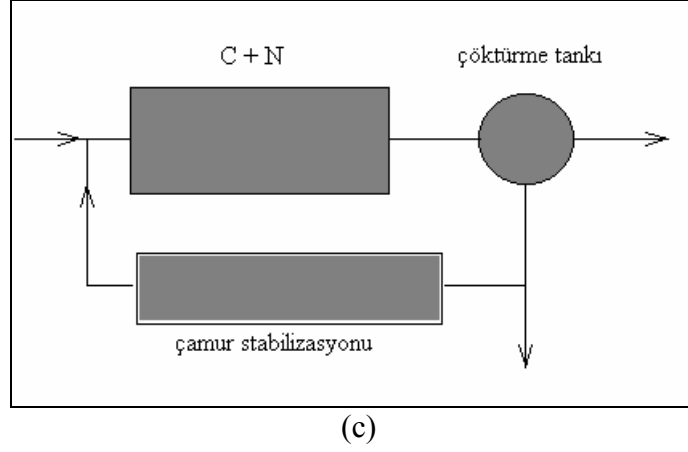
- Nitrifikasyon için ilave oksijen gereklidir.
- Uzun çamur yaşı seçilmelidir. Nitrifikasyon bakterileri ototrofik bakteriler olup, organik maddeleri parçalayan heterotrofik bakterilerden daha yavaş büyüme hızına sahiptirler. Bu nedenle bu bakterilerin etkin olabilmesi için daha büyük çamur yaşına ihtiyaç vardır.
- Mikrobiyolojik dönüşüm nedeniyle ortamın pH’sı düştüğünde kireç veya soda ilavesiyle pH ayarlaması yapılmalıdır.



(a)



(b)



Şekil 6.2 Askıda çoğalan nitrifikasyon sistemlerine ait akım şemaları; a) karbon ve azotlu maddelerin aynı tankta oksitlendiği birleşik sistem, b) ayrık sistem, c) ayrık çamur stabilizasyonlu sistem; (C: karbonlu maddelerin biyolojik oksidasyonu, N: nitrifikasyon).

6.7 Azotun Biyolojik Nitrifikasyon-Denitrifikasyon ile Giderimi

Biyolojik nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesi, aşağıdaki sebepler dolayısıyla azot gideriminde kullanılan en yaygın metodlardandır.

- Arıtma verimi yüksektir.
- Proses kararlılığı ve güvenilirliği fazladır.
- Proses kontrolü diğer sistemlere kıyasla kolaydır.
- Az alan gereklidir.
- Maliyeti çok yüksek değildir.

Atıksudaki azot konsantrasyonuna bağlı olarak tek veya iki adımda arıtma yapılabilmektedir. Birinci adımda amonyum havalı ortamda nitrate dönüştürülürken (nitrifikasyon) ikinci adımda ise nitrat azot gazına dönüştürülür (denitrifikasyon). Atıksudaki azot nitrat formunda olup sulama suyu olarak kullanılacak ise yalnızca denitrifikasyon yeterli olabilmektedir. Denitrifikasyon metanol veya uygun organikler ilavesi ile ayrı bir reaktörde veya birleşik nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemlerinde yapılabilmektedir. Tablo 6.12’de karbon kaynağının türüne göre denitrifikasyon hızları verilmektedir.

Tablo 6.12 Çeşitli karbon kaynakları için tipik denitrifikasyon hızları.

Karbon kaynağı	Denitrifikasyon hızı (U_{DN}) mgNO ₃ ⁻ /mgUKM.gün	Sıcaklık °C
Metanol	0,21 - 0,32	25
Metanol	0,12 - 0,9	20
Atıksu	0,03 - 0,11	15-27
İçsel metabolizma hidroliz ürünleri	0,017 - 0,048	12-20

Denitrifikasyon hızı aşağıdaki eşitlikle tanımlanmaktadır.

$$U'_{DN} = U_{DN} \times 1,09^{(T-20)} \times (1 - DO) \quad (6.6)$$

Burada,

U_{DN}^1 = toplam denitrifikasyon hızını

U_{DN} = özgül denitrifikasyon hızını ($mgNO_3^-/mgUKM.gün$)

T = atıksu sıcaklığı ($^{\circ}C$)

DO = çözülmüş oksijen konsantrasyonunu (mg/l) göstermektedir.

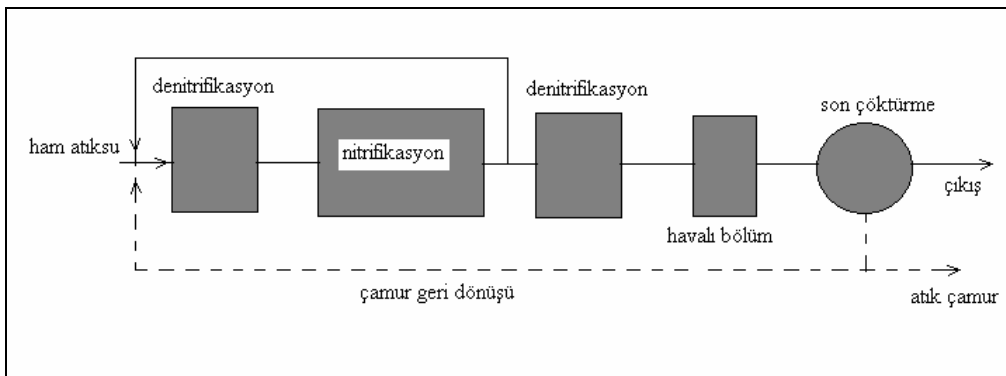
Yukarıdaki eşitlikte çözülmüş oksijen konsantrasyonunun 1 mg/l olması durumunda denitrifikasyon hızı sıfır olur. Denitrifikasyon hızının hesaplan metodu Bölüm sonundaki örnekte verilmektedir.

6.7.1 Birleşik Karbon Oksidasyonu, Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon Prosesi

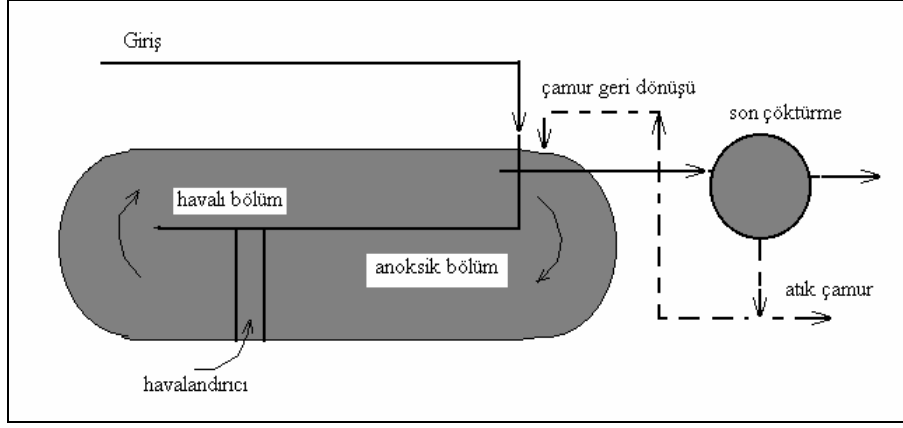
Maliyetinin yüksek oluşu dolayısıyla karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon tek sistem içinde gerçekleştirilir ve ara adım uygulanmaz. Bu proseslerin aşağıda belirtildiği gibi pek çok üstünlüğü vardır.

- Nitrifikasyon ve BOI giderimi için gerekli olan oksijen kullanımını azdır.
- Denitrifikasyonun tamamlanması için karbon kaynağı ilavesi gerekmemektedir.
- İlave çöktürme havuzuna ve çamur geri dönüşüne gerek duyulmamaktadır.

Bu sistemlerin çoğu toplam azotun %60-80'inin arıtabilmektedir. Birleşik sisteme örnek akış diyagramı Şekil 6.3'te verilmektedir. Bu sistemlerde, havalandırmanın sonunda arıtmadan artan karbonlu bileşikler denitrifikasyon basamağında kullanılmaktadır. Şekil 6.3b'den de görülebileceği gibi anoksik ortam oksijenin kontrolü ile oksidasyon hendeğinde de sağlanabilmektedir. Bunlara alternatif olarak ardışık kesikli reaktörlerde de havalı ve anoksik şartlar oluşturularak nitrifikasyon ve denitrifikasyon reaksiyonları birlikte gerçekleştirilmektedir.



(a)



(b)

Şekil 6.3 Birleşik nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemleri: a) Dört basamaklı Bardenpho prosesi ve b) Oksidasyon hendeği.

Bardenpho Prosesi (Dört basamaklı): Dört basamaklı Bardenpho prosesinde denitrifikasyonun olabilmesi için karbon kaynağı olarak hem atıksudaki karbon, hem de içsel solunum hidrolizi sonucu oluşan karbon kullanılır. Karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon için havuzda ayrı bölümler kullanılır. Atıksu öncelikle anoksik olan denitrifikasyon reaktörüne girer. Bu reaktöre aynı zamanda karbon oksidasyonu-nitrifikasyon reaktörü çıkış suyu da geri döndürülerek verilmektedir (Şekil 6.3a). Atıksudaki karbon, geri döndürülen sudaki nitrati denitrifiye etmek için kullanılır. Organik yüklemeye yüksek olduğundan, denitrifikasyon da hızlıdır. Atıksudaki amonyum ilk anoksik ortama girmektedir ve hiçbir değişime uğramadan sistemdeki ilk havalandırma tankına gelir. Bu tanktan çıkan nitrifiye olmuş atıksu, ikinci anoksik reaktöre girer. Bu ikinci reaktörde içsel solunum ile karbon sağlanır ve denitrifikasyon gerçekleştirilir. İkinci havalı reaktör nispeten küçük olup, azot gazının ortamdaki uzaklaştırılması için kullanılır. İkinci anoksik reaktörde son havalandırmada nitrifiye olmuş çamurdan ayrılan amonyağın denitrifikasyonu gerçekleştirilir. Bardenpho prosesinin geliştirilmiş şekli olan beşli reaktör sistemi de azot ve fosforun birlikte arıtımı için kullanılmaktadır.

Hollanda'da eşdeğer nüfusu 500 kişi olan arıtma sistemine ait araştırma sonuçları Tablo 6.13'te verilmektedir.

Tablo 6.13 Bardenpho prosesinde gözlenen denitrifikasyon hızları (2).

Anoksik tank	Karbon kaynağı	Denitrifikasyon hızı, mgNO ₃ -N/gUKM..saat	
		Güney Afrika (20°C)	Hollanda (10°C)
Birinci anoksik tank	Ham atıksu	3.6	1.1
İkinci anoksik tank	İçsel solunum (hidroliz)	1.3	0.5

Oksidasyon Hendeği: Oksidasyon hendeği nitrifikasyon ve denitrifikasyon reaksiyonları için de kullanılmaktadır. Oksidasyon hendeğinde atıksu havalandırıcılarla havalandırılır ve aynı zamanda iterek kanalda düşmesi sağlanır (Şekil 6.3b). Hendeğe havalı bölüm

havalandırıcının yönlendirdiği su akışının önünde, anoksik bölüm ise havalandırıcının arkasında oluşur.

Atıksuyun anoksik bölümden geçiş hızı kontrolü ile karbon kaynağının bir kısmının denitrifikasyon için kullanılması sağlanmaktadır. Atıksu çıkışı reaktörün havalandırılmalı bölümünden yapılmaktadır. Sistemde yalnız bir tane anoksik bölüm olduğundan, azot giderimi Bardenpho prosesine kıyasla daha düşüktür.

Birleşik Nitrifikasyon-Denitrifikasyon Sistemleri için Proses Tasarımı: Askıda büyüyen sistemlerin tasarımı kullanılan proses tipine bağlıdır. Havalı ve anoksik bölümlerde kalma zamanlarının ve geri devir oranının belirlenmesi için kolaylaştırılmış tasarım metodu aşağıda verilmektedir.

Anoksik bölüme geri döndürülen NO_3^- 'ün tamamının denitrifiye olduğu ve azot asimilasyonun ihmal edildiği varsayımına göre, geri dönüş oranının hesabı aşağıdaki gibidir:

$$R = \frac{(\text{NH}_4^+ - \text{N})_0 - (\text{NH}_4^+ - \text{N})_e}{(\text{NO}_3^- - \text{N})_e} - 1 \quad (6.7)$$

Burada,

R = Toplam geri dönüş (atıksu + geri dönen çamur) oranı

$(\text{NH}_4^+ - \text{N})_0$, $(\text{NH}_4^+ - \text{N})_e$ = sırasıyla giriş ve çıkış amonyum konsantrasyonu, mg/l

$(\text{NO}_3^- - \text{N})_e$ = çıkış nitrat azotu konsantrasyonudur, mg/l.

Nitrifikasyon bakterileri yalnız havalı ortamda üreyebildiklerinden, nitrifikasyon için gereken çamur yaşı:

$$\theta_c' = \frac{\theta_c}{V_{\text{havalı}}} \quad (6.8)$$

şeklinde hesaplanmaktadır. Burada,

θ_c' = birleşik sistemde nitrifikasyon için gereken çamur yaşı, gün

θ_c = konvansiyonel sistemde nitrifikasyon için gereken çamur yaşı, gün

$V_{\text{havalı}}$ = havalı bölümün hacim yüzdesidir.

Reaktördeki biyokütle konsantrasyonu:

$$X = \frac{\theta_c}{\theta} \frac{Y(S_0 - S)}{(1 + k_d \theta_c)} \quad (6.9)$$

Sistemde havalı bölümdeki toplam bekleme süresi:

$$\theta_a = \frac{\theta_c' Y_h (S_0 - S)}{X_a (1 + k_d f_{vss} \theta_c')} \quad (6.10)$$

Burada,

θ_a = havalı bölümde hidrolik bekleme süresi, gün

Y_h = heterotrofik dönüşüm oranı, mgUKM/mgBOİ₅ (0,55 olarak alınır)

S_o-S = sistemde giderilen BOİ, bazı durumlarda BOİ giderimi olmadığından eşitlik S_o 'a eşittir, mg/l

k_d = içsel solunum hız katsayısı, gün⁻¹

X_a = ototrofik mikroorganizma konsantrasyonu, mg UKM /l

f_{VSS} = havalı bölümdeki UKM'nin biyolojik ayrışabilirlik yüzdesini göstermektedir.

UKM'nin biyolojik ayrışabilirlik yüzdesi, çamur yaşına ve içsel solunum hızına bağlıdır ve f_{VSS} aşağıdaki gibi ifade edilmektedir.

$$f_{VSS} = \frac{f'_{VSS}}{(1 + (1-f'_{VSS})k_d \theta'_c)} \quad (6.11)$$

Burada,

f_{VSS}' = üremede UKM'nin biyolojik ayrışabilirlik yüzdesini göstermektedir (maksimum biyolojik ayrışabilirlik yüzdesi genel olarak 0,75-0,8 arasında değişmektedir).

Anoksik bölmedeki bekleme süresi:

$$\theta_{DN} = (1 - V_{havalı}) \theta_a \quad (6.12)$$

Denitrifikasyon için anoksik bekleme süresi θ_{DN} :

$$\theta'_{DN} = \frac{N_{Denit.}}{U_{DN} X_a} \quad (6.13)$$

Burada,

$N_{Denit.}$ = Denitrifiye edilen nitrat miktarı, mg/l

U_{DN} = Denitrifikasyon hızını göstermektedir, gün⁻¹.

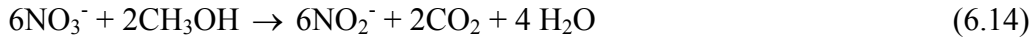
$\theta_{DN} = \theta'_{DN}$ ise hesaplama tamamlanmış olur. Ancak $\theta_{DN} \neq \theta'_{DN}$ ise farklı bir $V_{havalı}$ değeri verilerek hesaplama $\theta_{DN} = \theta'_{DN}$ oluncaya kadar tekrarlanır.

6.7.2 Ayrık Denitrifikasyon Sistemleri

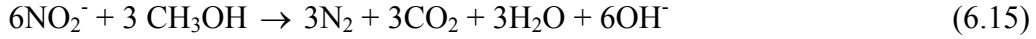
Önceleri, genel olarak kabul edilen yaklaşım, nitrata gidermek amacıyla denitrifikasyon sisteminde karbon kaynağı olarak metanol kullanılmasıydı. Ancak ilave edilecek metanol formundaki karbonun fazlası çıkış suyunda BOİ kirliliği olarak görülecektir. Bu nedenle tasarım ve işletme şartlarına dikkatlice uymak gerekmektedir.

Denitrifikasyon Stokiyometrisi: Karbon kaynağı olarak metanol kullanılması durumunda ayrı-basamak denitrifikasyon stokiyometrisi aşağıdaki gibidir;

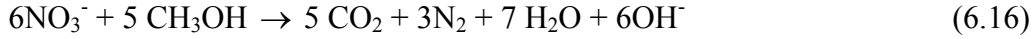
Enerji reaksiyonu 1. adım:



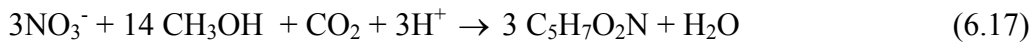
Enerji reaksiyonu 2. adım:



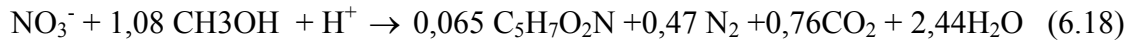
Toplam enerji reaksiyonu:



Tipik sentez reaksiyonu :



Pratikte enerji için gerekli olan metanolün %25-30'u, sentez için gerekir. Laboratuvar çalışmaları esas alındığında toplam nitrat gideriminin deneysel eşitliği aşağıda verilmektedir.



Bütün azot, nitrat formunda ise, toplam metanol ihtiyacı yukarıdaki eşitlikten hesaplanabilir. Ancak biyolojik olarak arıtılan atıksu bir miktar nitrit ve çözülmüş oksijen de içermektedir. Ortamda nitrat, nitrit ve çözülmüş oksijenin bulunması durumunda metanol ihtiyacı aşağıdaki deneysel eşitlikle hesaplanır:

$$C_m = 2,47 N_o + 1,53 N_1 + 0,87D_o \quad (6.19)$$

Burada,

C_m = gerekli metanol konsantrasyonu, mg/l

N_o = başlangıç nitrat konsantrasyonu, mg/l

N_1 = başlangıç nitrit konsantrasyonu, mg/l

D_o = başlangıç çözülmüş oksijen konsantrasyonu, mg/l

Denitrifikasyon prosesi için kinetik parametreler Tablo 6.14'de verilmektedir.

Tablo 6.14 Denitrifikasyon prosesi için tipik kinetik katsayılar (1).

Katsayılar	Birim	Değerler	
		Aralık	Ortalama
μ_m	d^{-1}	0,3-0,9	0,3
K_s	mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$	0,06-0,2	0,1
Y	mg VSS/mg $\text{NO}_3\text{-N}$	0,4-0,9	0,8
k_d	d^{-1}	0,04-0,08	0,04

Askıda Büyüyen Denitrifikasyon Sistemleri: Askıda büyüyen denitrifikasyon sistemleri organik madde gideriminde kullanılan aktif çamur sistemlerine birçok konuda benzerlik göstermektedir. Tam karışımlı ve kesikli reaktörlerin her ikisi de kullanılabilir. Denitrifikasyon prosesinde ortama bırakılan azot gazı, genellikle biyokütleyle yapışık halde

olduğundan, reaktör ve çöktürme tankı arasında biyokütleyi ayırmak için azot gazı giderme adımı yer alır. Bu nedenle, floklara yapışmış azot gazını ortamdaki uzaklaştırmak için, biyolojik reaktör ile çöktürme tankı arasındaki kanalda veya kısa kalma zamanlı (5-10 dakika) ayrı bir tankta havalandırma yapılır.

Evsel atıksudan ayrık sistemde azot giderimi Şekil 6.4’de verilmektedir. Tipik tasarım parametreleri de Tablo 6.15’de verilmektedir.

Tablo 6.15 Evsel atıksudan azotun gideriminde iki kademeli biyolojik arıtma sisteminin tasarım parametreleri (1).

Arıtma prosesi	Reaktör tipi	Tasarım parametreleri				
		θ_c ,gün ^a	θ ,saat ^a	UKM mg/l	pH	Sıcaklık Katsayısı ^b
Tek-basamak Nitrifikasyon	Kesikli	8-20	6-15	2000-3500	7-8 ^c	1,08-1,1
Denitrifikasyon ^d	Kesikli	1-5	0,2-2	1000-2000	6,5-7	1,14-1,16

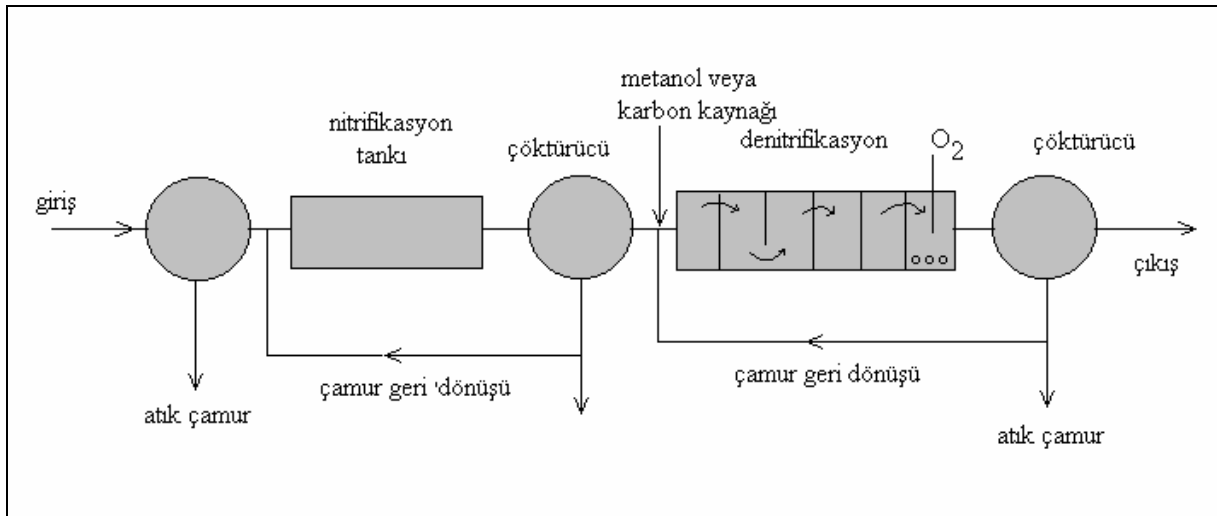
^a 20°C deki değerler

^b $K_1 = K_{20} \theta^{T-20}$

^c düşük değerler bulunmuştur

^d metanol gereksinimi yukarıdaki eşitliğe göre bulunur

^e katı taşıyıcısının derecesine göre yüksek değerler gözlenebilir.



Şekil 6.4 Azot gideriminde iki basamaklı biyolojik arıtma prosesi akım diyagramı.

Bu proseste, nitrifikasyondan sonra çöktürme tankına alum ilave edilerek aynı zamanda fosfor giderimi de yapılabilir. Denitrifikasyon adımından sonra çıkış suyu askıda katı ve fosfor giderimi için filtrelenir veya alum ile çöktürme yapılır.

Nitrifikasyon reaktöründeki bakteriler, azot ve BOİ’yi arıtan bakterilerden oluşmaktadır. Bu iki grup organizmanın dağılımı iki reaktörde değişiklik gösterir. Nitrifikasyon tankındaki toplam askıda katı miktarı, uçucu askıda katı miktarından %50-100 daha fazladır. Fosfor giderimi de yapılıyor ise çamur kimyasal çöktürücüleri de içerir.

Denitrifikasyonu etkileyen başlıca işletme ve çevre değişkenleri Tablo 6.16’da verilmektedir.

- Tabloda verilen kinetik değerlerden, denitrifikasyon için minimum çamur yaşı θ_c^M belirlenir. Kinetik sabitler Tablo 6.16'dan yararlanılarak işletme sıcaklığı için düzeltilir.
- $SF = \theta_c / \theta_c^M$, emniyet faktörü eşitliğinden yararlanılarak tasarımda kullanılan θ_c değeri hesaplanır.
- $1/\theta_c = (YU - k_d)$, eşitliği kullanılarak U, substrat kullanım hızı hesaplanır.
- $U = (kS / (K_s + S))$ eşitliği kullanılarak S, substrat konsantrasyonu hesaplanır.
- Hidrolik kalma zamanı belirlenir $U = (S_o - S) / \theta X$
- Çamur atma hızı hesaplanır.

Sıcaklık sistem arıtım verimini önemli ölçüde etkileyeceğinden dikkate alınmalıdır. Örneğin, sıcaklık katsayısı olarak 1,12 kullanıldığında, 10°C'deki reaktör hacmi, 20°C'de gereken reaktör hacminin 3 katı olacaktır. Tasarım yapılırken, reaktör hacmi seçiminde esnek davranmak gerekir. Ek reaktör hacmi, kesikli reaktör ilavesi ile sağlanabilir. Bu reaktörlerde hacim reaktör uzunluğu ayarlanarak azaltılabilir, arttırılabilir veya alternatif olarak soğuk hava şartlarına adaptasyon için sistemde çamur miktarı arttırılır veya reaktörde ısı yalıtımı yapılır.

Tablo 6.16 Denitrifikasyon Prosesi Üzerine İşletme ve Çevre Faktörlerinin Etkileri (1).

Faktör	Etkinin açıklaması
Nitrat konsantrasyonu	Maksimum mikroorganizma büyümesini etkiler. Aşağıdaki model ile gösterilir.
Karbon konsantrasyonu	Karbon konsantrasyonunun etkisi de Monod eşitliği kullanılarak modellenir. Karbon kaynağı olarak metanol alındığında aşağıdaki eşitlik kullanılır.
Sıcaklık	Sıcaklığın etkisi önemlidir, aşağıdaki eşitlik ile belirlenir.
pH	Optimum pH aralığı 6,5-7,5, optimum pH şartı ise 7'dir.

Biyofilmlili Sistem: Tablo 6.17 ve 18’de de görüldüğü gibi birçok biyofilmlili denitrifikasyon sistemi geliştirilmiştir. Akışkan yatak ve döner biyodisk reaktörleri bu amaçla çok kullanılan sistemlerdir. Akışkan yatakta atıksu, kum, antrasit gibi ince taneli dolgu maddelerini askıda veya akışkan halde tutabilecek hızda geçirilir. Reaktörü akışkanlaştırma, özgül yüzey alanını artırır ve reaktörde yüksek biyokütle konsantrasyonu oluşumunu sağlar. Bu tip reaktörler için küçük alanlar yeterli olup diğerlerine kıyasla işletmesi de daha kolaydır.

Döner biyolojik disklerin denitrifikasyon işletmesi havalı proseslerde olduğu gibidir. Ancak anoksik ortam sağlanabilmesi için diskin tamamı suya gömülü olarak çalışır. Fazla çamuru gidermek için çöktürücü gerekmektedir.

Tablo 6.17 Biyofilmlili denitrifikasyon sistemlerinin tanımı(1).

Sınıflandırma	Tanımlama	Tipik giderme hızı kg/m ³ .gün
Dolgulu kolon reaktörü Gaz-dolumlu	Reaktör anoksik şartları sağlamak için azot gazı ile doldurulur.	1,6- 1,79
Sıvı-dolumlu	Yüksek ve düşük gözenekli dolgulu kolonların her ikisinde de, biyokütleyi kontrol etmek için dolgunun geri yıkaması gerekir.	0,096- 0,128
Akışkan yatak Yüksek gözenekli ortam, ince kum	Gözeneklilik, ortam yoğunluğunun ve akış hızının ayarlanması ile değiştirilir.	12- 16
Yüksek gözenekli, aktif karbon		4,8 – 6
Döner biyolojik disk	Sistem havalı prosesteki gibidir, ancak disk batık durumdadır.	0,00245-0,0073 ^a

^a kg/m².gün

Tablo 6.18’de döner biyolojik diskte BOİ giderimi ve nitrifikasyon verimliliği ile ilgili çeşitli ülkelerde yapılan çalışmaların sonuçları verilmektedir.

Tablo 6.18 Döner Biyodisk tesislerinin verimleri (2).

Ülke	Tesis	Uygulanan BOİ g/m ² .gün	Açıklama
İngiltere	Tam ölçekli	6	-Aritılmış atıksu BOİ'si 20mg/l(yılın %95'inde gerçekleşmekte) -Nitrifikasyon gerçekleşiyor, -Başarılı nitrifikasyon (17-23°C)
Federal Almanya	Pilot Tam ölçekli	8 6-10 12-18	-%90'ın üzerinde BOİ giderimi, -Azaltılmış randımanla büyük tesislerdeki yükler uygulanabilir,
Hindistan	Tam ölçekli 10saat/gün	25	-%85-89 BOİ giderimi (>23°C)
Amerika	Tam ölçekli	20	%85-94 BOİ giderimi

6.7.3 Denitrifikasyon Proseslerinin Kıyaslanması

Çeşitli denitrifikasyon proseslerinin genel kıyaslaması Tablo 6.19'da verilmektedir. Birçok proses hala deneme aşamasındadır. Hemen hemen tüm durumlar için, pilot çalışmalar önerilir. Böyle bir ön çalışma olanağı yoksa tasarım kriterlerinin seçiminde emniyetli olunması önerilmektedir.

Tablo 6.19 Denitrifikasyon sistemlerinin kıyaslaması (1).

Sistem tipleri	Üstünlükleri	Mahzurları
Askıda büyüyen Metanol ilavesi + nitrifikasyon	Denitrifikasyon hızlıdır, küçük alt yapı ilavesi gerekir, işletmede kararlılık, arıtmada az limitasyonlar, ilave metanol oksidasyon adımı kolaylıkla ilave edilebilir, sistemdeki her bir proses ayrı olarak optimize edilir, yüksek derecede nitrifikasyon gerçekleşir.	Metanol gereksinimi vardır, işletme stabilitesi çöktürme tankı ile ilişkilidir, bileşik sistemden daha çok birim proseslere ihtiyaç duyulur.
Biyofilmlili sistem Metanol ilavesi + nitrifikasyon	Denitrifikasyon hızlıdır, küçük alt yapı ilavesi gerekir, işletmede kararlılık, çöktürme tankı ile ilişkili değildir, yüksek azot arıtımı mevcuttur ve her bir proses ayrı olarak optimize edilebilir.	Metanol gereksinimi vardır, metanol oksidasyonu için gerekli kademe kolaylıkla sisteme adapte edilemez, bileşik sistemden daha çok birim proseslere ihtiyaç duyulur.
Birleşik karbon oksidasyonu + nitrifikasyon + denitrifikasyon (askıda)	Metanol ilavesi gerekmemektedir, daha az sayıda birim proses gerekir.	Denitrifikasyon hızı çok yavaştır, büyük hacimler gerektirir, metanol ilaveli

büyüyen sistem ve içsel karbon kullanımı)		sistemden daha düşük azot verimliliğine sahiptir, sistem stabilitesi çöktürme tankı ile ilişkilidir, toksinlere karşı koruma sağlanamamaktadır, nitrifikasyon ve denitrifikasyonu ayrı optimize etmek güçtür,
Birleşik karbon oksidasyonu + nitrifikasyon + denitrifikasyon (askıda büyüyen sistem ve atıksu karbonunun kullanılması durumunda)	Metanol ilavesi gerekmemektedir, daha az sayıda birim proses gerekir.	Denitrifikasyon hızı çok yavaştır, büyük hacimler gerektirir, metanol ilaveli sistemden daha düşük azot verimliliğine sahiptir, sistem stabilitesi çöktürme tankı ile ilişkilidir, çamur kabarması olma ihtimali çok yüksektir, toksinlere karşı koruma sağlanamamaktadır, nitrifikasyon ve denitrifikasyonu ayrı optimize etmek güçtür.

Tablo 6.20. Nitrifikasyon ve Denitrifikasyonda oksijen ve alkalinite kullanımı (10).

Proses	Oksijen kullanımı			Alkalinite kullanımı	
	molO ₂ /molN	gO ₂ /gN	gO ₂ /gN*	Eşdeğer.alk./molN	Eşdeğer.alk./molN*
Nitrifikasyon	2	4,57	4,3	2	1,9
Denitrifikasyon	-1,25	-2,86	-2,4	-1	-0,8
Nitrifikasyon+ Denitrifikasyon	0,75	1,71	1,9	1	1,1

* Pratik değerler, çamur üretimindeki azotu da içermektedir.

6.8 Biyolojik Fosfor Giderimi

Son yıllarda kimyasal arıtıma alternatif olarak birçok biyolojik fosfor giderim prosesleri geliştirilmiştir. Fosforun biyolojik olarak giderilmesi, ortofosfat, polifosfat ve organik bağlı fosforun mikroorganizma hücre dokusuyla bağlanması esasına dayanır. Toplam giderilen miktar ortamdaki net çamur miktarı ile bağlantılıdır. Mikroorganizma hücre yapısındaki fosfor içeriği, azot içeriğinin beşte biridir. Ancak çevre şartlarına bağlı olarak bu oran üçte bir ile yedide bir arasında değişebilmektedir. Ortalama olarak, biyolojik arıtım esnasında atılan çamur ile birlikte fosforun giderimi de %10 ile %30 arasında değişmektedir. Sistemin geliştirilmesi durumunda ise verimlilik bu değerlerinde üzerine çıkabilmektedir.

Biyolojik fosfor gideriminde mikroorganizmalar sırasıyla havasız ve havalı şartlar altında kalırlar. Değişen şartlar mikroorganizma üzerinde baskı yaratır ve ortamdaki normalin

üzerinde aşırı fosfor alırlar. Fosfor yalnızca hücre bakımı, sentezi ve enerji aktarımı amacıyla kullanılmaz, depolanarak sonraki safhada mikroorganizmaların kullanımı için de saklanır.

Fosfor gideren tipik biyolojik arıtma sistemleri;

- A/O prosesi,
- Phostrip prosesi,
- Ardışık kesikli reaktörler (AKR)

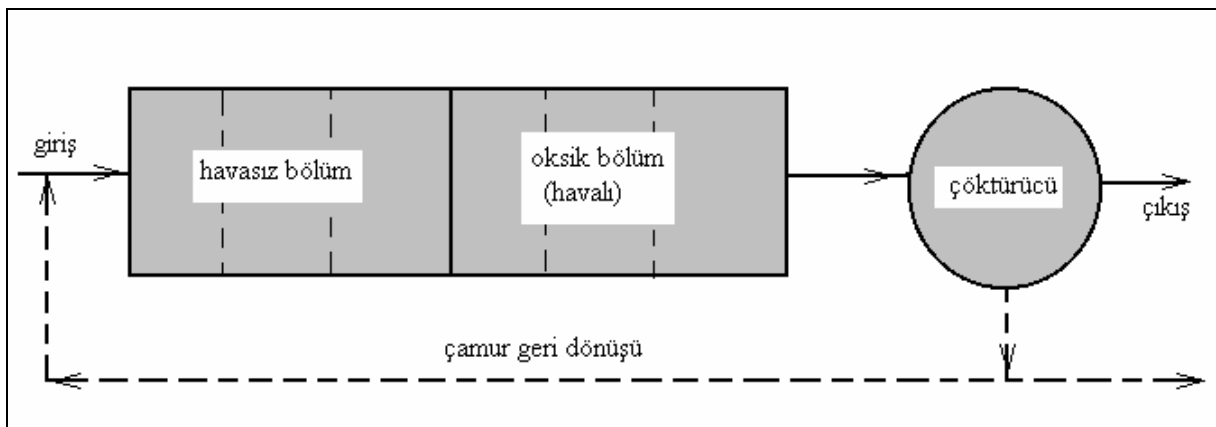
AKR'ler düşük debili atıksular için uygun olup, aynı zamanda esnek işletme şartları da sağlarlar. Bu reaktörlerde fosfor yanında azot giderimi de olur.

6.8.1 A/O prosesi

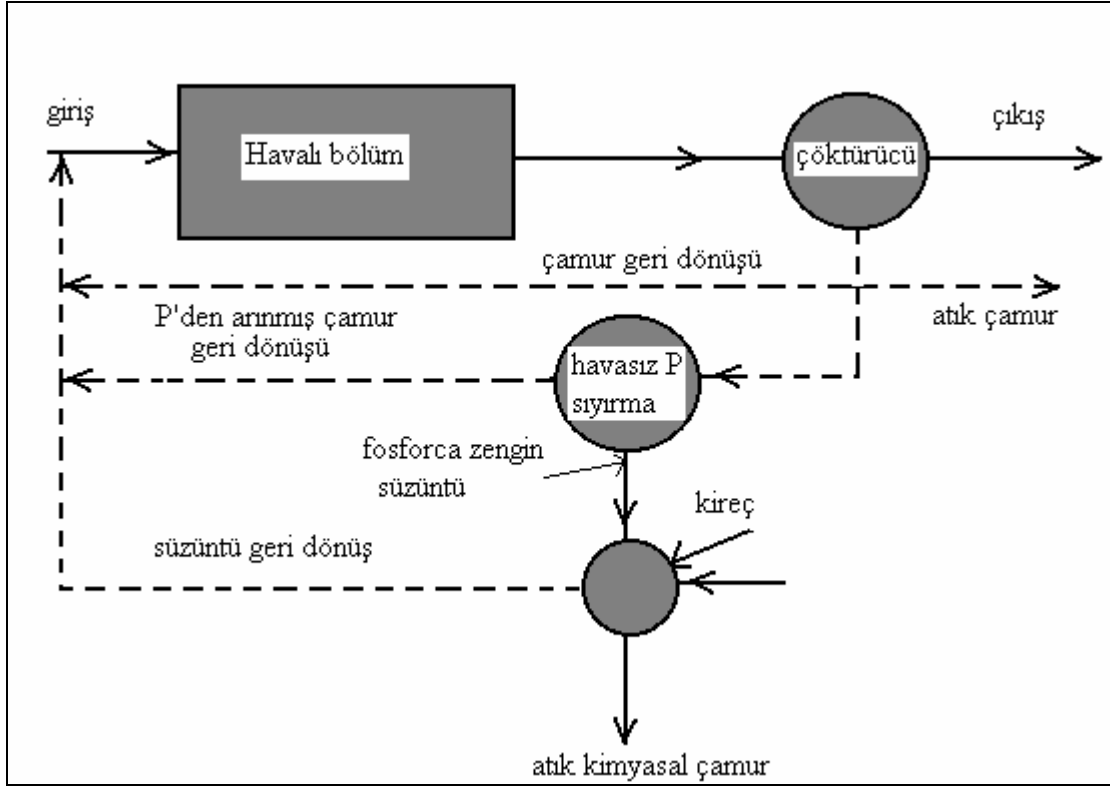
A/O prosesi, atıksulardan karbon ve fosfor gideriminde kullanılır. Askıda büyüyen tek sistem olup havalı ve havasız bölümler bir tankta oluşturulmuştur. Havalı bölümde gerekli kalma zamanı oluşturulduğunda nitrifikasyon için uygun şartlar sağlanmış olur. Sistemde çöken çamur geri döndürülerek giriş atıksuyu ile karıştırılır. Havasız şartlardaki bölümde, geri dönen çamurda tutunmuş fosfor ortama geri verilir. Bu safhada BOİ arıtımı olur. Ortama verilen fosfor, havalı şartlarda tekrar mikroorganizma tarafından tutulur. Böylece atıksudaki fosfor konsantrasyonu azalmış olur. Fosfor arıtma verimi, atıksuyuda BOİ'nin P oranına bağlıdır. Bu oran 10/1'i aştığında çıkış suyundaki fosfor konsantrasyonu 1mg/l veya daha altına düşer. BOİ/P oranının 10/1'den daha küçük olması durumunda metal tuzları ile fosfor ilave giderimi yapılır.

6.8.2 PhoStrip Prosesi

PhoStrip prosesinde arıtma sistemi geri devir çamurunun bir kısmı havasız fosfor sıyırma tankına alınır (Şekil 6.5b). Sıyırma tankında kalma zamanı 8-10 saat arasında değişir. Sıyırma tankında fosfor tutunmuş halde bulunduğu çamur fazından sıvı faza geçer, böylece çamurun fosfor konsantrasyonu düşmüş, atıksuyunki ise yükselmiştir. Bu çamur tekrar sisteme geri döndürülür. Fosfor bakımından zengin atıksu ise ayrı bir tanka alınarak, fosfor, kireç veya koagülantlarla çöktürülür. Bu sistemde fosfor kimyasal olarak ortamdan uzaklaştırılmış olur. Bu sistemler çıkış suyunda ki fosforu 1,5 mg/l'ye kadar düşürebilir.



(a)



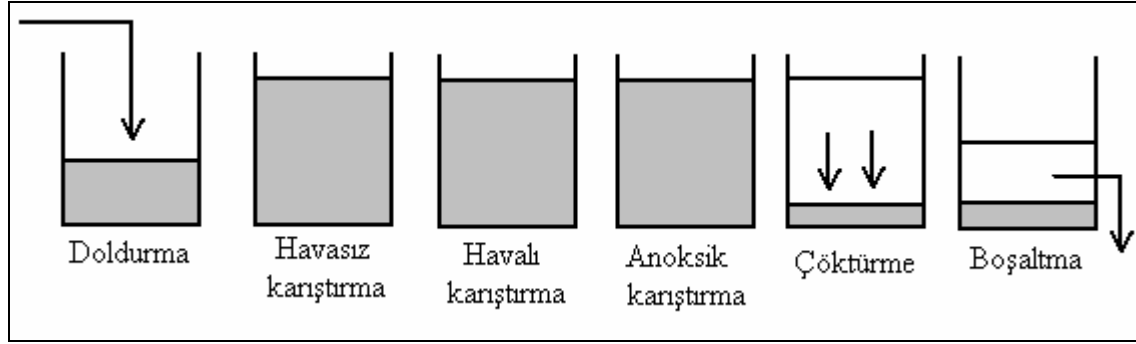
(b)

Şekil 6.5 Alternatif biyolojik giderim sistemleri: a) A/O prosesi, b) Phostrip prosesi

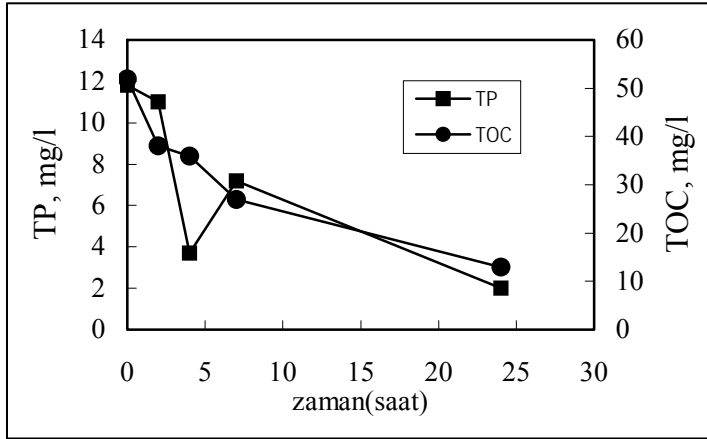
6.8.3 Ardışık Kesikli Reaktör

Bu reaktörler, hem karbon oksidasyonu, hem de azot ve fosfor giderimi için kullanılırlar (Şekil 6.6). Gerekli arıtma reaktörün işletme şartlarını değiştirerek gerektiğinde kimyasal ilavesi ile sağlanabilir. Fosfor, koagülant ilavesi ile veya biyolojik olarak giderilebilir. Bu sistemde reaksiyon zamanı 3 ile 24 saat arasında değişebilir. Havali ve havasız reaksiyon süreleri değiştirilerek nitrifikasyon ve denitrifikasyon reaksiyonları da aynı sistemde gerçekleştirilebilir.

Ortamın havali ve havasız (veya anoksik) olması durumlarında sıvı fazdaki fosfat konsantrasyonunda sırasıyla artma ve azalma görülür. Anoksik şartlarda organizmalar ortama fosfat verdiği için sıvı fazda fosfat konsantrasyonu yükselir. Havali şartlarda ise fosfat organizmalar tarafından tutulduğundan sıvı fazdaki fosfat konsantrasyonu azalır. Anlatılan bu mekanizma Şekil 6.7'deki deneysel çalışma sonuçlarında da görülmektedir (4). Şekil 6.6'da yaklaşık 24 saat süreli ardışık kesikli sistemdeki çalışma şartları: 2 saat havasız, 2 saat havali, 3 saat havasız, 16,5 saat havali şartlarda çalıştırılmıştır. 0-2 saat arasında TP'da az değişim görülmüş, 2-4 saat aralığında havali şartta TP konsantrasyonunda büyük bir azalma görülmüş, 4-7 saat aralığında havasız ortamda tekrar TP konsantrasyonu artmış, 7-24 saat aralığında havali şartta TP konsantrasyonu yaklaşık 2 mg/l'ye kadar azalmıştır (Şekil 6.7).



Şekil 6.6. Karbon, azot ve fosfor gideriminde ardışık kesikli reaktör.



Şekil 6.7. Ardışık kesikli reaktörde toplam fosfor ve TOK konsantrasyonunun zamanla değişimi (4).

Tablo 6.21 Biyolojik Fosfor giderim proseslerinin tipik tasarım bilgileri (1).

Tasarım parametreleri	Birim	Proses		
		A/O	PhoStrip	Ardışık kesikli reaktör
F/M oranı	mgBOİ/mgUAKM.gün	0,2-0,7	0,1-0,5	0,15-0,5
θ_c çamur kalma yaşı	gün	2-25	10-30	-
X	mgUAKM/l	2000-4000	600-5000	2000-3000
Hidrolik kalma zamanı, θ	saat			
Havasız bölüm		0,5-1,5	8-12	1,8-3
Havalı bölüm		1-3	4-10	1-4
Çamur geri devir yüzdesi	Besleme debi %si	25-40	20-50	-
İç çevrim yüzdesi	Besleme debi %si		10-20 ^a	

^aHavasız fosfor sınırlayıcı alt akımı

6.8.4 Biyolojik Fosfor Giderim Proseslerinin Kıyaslanması

Çeşitli biyolojik fosfor giderim prosesleri Tablo 6.22’de kıyaslanmıştır. Arıtma prosesine besi maddesi giderimi de ilave edildiğinde, biyolojik prosesler birçok üstünlüğe sahip olurlar. Besi maddelerinin giderim gerekliliği arttıkça, proseslerin çeşitliliği de artacaktır. Bu proseslerin iyi bir verimde çalışması, yerel şartlara bağlıdır. Pilot tesis çalışmaları, işletme verilerini ve tasarım kriterlerini geliştirmek için önerilmektedir.

6.9 Azot ve Fosforun Biyolojik Olarak Giderimi

Azot ve fosforun birlikte arıtımı için birçok biyolojik proses geliştirilmiştir. Bunların çoğu özel sistemler olup, azot ve fosfor giderimi için havalı, havasız ve anoksik bölümlerin bileşiminden oluşmuş aktif çamur prosesi formundadır. Bu proseslerin bazıları temelde fosfor giderimi için geliştirilmiş olup, daha sonra azot ve fosforun birlikte arıtılabileceği sistemlere dönüştürülmüştür. Çok yaygın olarak kullanılan sistemler:

- A²/O prosesi,
- Beş basamaklı Bardenpho prosesi,
- UCT prosesi,
- VIP prosesidir. Bu 4 proses Şekil 6.8’de şematik olarak gösterilmiş olup tipik tasarım kriterleri de Tablo 6.23’de verilmiştir. Ardışık kesikli reaktör, aynı şekilde birleşik azot ve fosfor gideriminde de kullanılabilir.

Tablo 6.22 Biyolojik fosfor giderim proseslerinin avantaj ve dezavantajları (1).

Proses	Üstünlükleri	Kısıtları
A/O	İşletme kolaylığı, Çamur P içeriği %5-7 olduğundan iyi gübre özelliğine sahip, Kısa hidrolik kalma zamanı, P giderim verimi düşürüldüğünde, tam nitrifikasyon meydana gelir.	Aynı zamanda yüksek azot ve fosfor giderim verimliliğine ulaşamaz, Soğuk iklim işletme şartları altında verim düşmektedir. Yüksek BOİ/P oranı gerekli, Havalı çamur yaşı azaltıldığında, yüksek oksijen transferi sağlayan havalandırıcılar gerekebilir. Proses kontrol esnekliği azdır.
PhoStrip	Mevcut aktif çamur sisteminde kolaylıkla dönüştürülebilir. Proses esnek, P giderimi BOİ/P oranı ile kontrol edilmez, kimyasal çöktürmeden daha az kimyasal kullanımı vardır, 1,5mg/l’den daha yüksek ortofosfat konsantrasyonuna ulaşılır.	P giderimi için kireç ilavesi gerekir, Son çöktürücüde P sızmasını önlemek için yüksek çözünmüş oksijen konsantrasyonu gerekir, Sıyırma için ek bir tank gerekir, Kabuk oluşumu bakım problemi yaratabilir,
Ardışık Kesikli Reaktör	Birleşik azot ve fosfor giderimi için sistem oldukça esnek. Prosesi çalıştırmak oldukça kolaydır, Çamur hidrolik değişiklikte deşarj edilmez.	Yalnızca küçük debili atıksular için uygundur. Gereğinden fazla üniteler gerekir, Çıkış suyu kalitesi güvenli boşaltmaya bağlıdır, Çok az tasarım verisi yeterli olabilir.

6.9.1 A²/O Prosesi

A²/O prosesi, A/O prosesinin bir modifikasyonu olup, denitrifikasyon için anoksik bölüm de içermektedir. Anoksik bölümde kalma zamanı yaklaşık olarak bir saattir. Anoksik bölümde çözünmüş oksijen düşüktür, ancak nitrit ve nitrat formundaki kimyasal bağlı oksijen havalı bölümden geri devirle sisteme verilmektedir. Çıkışta filtrasyon olmaksızın, 2 mg/l'den daha az fosfor konsantrasyonu olabilmektedir. Çıkış suyunun filtrasyonu ile fosfor konsantrasyonu 1.5mg/l'den daha düşük olabilir.

6.9.2 Bardenpho Prosesi (Beş basamaklı)

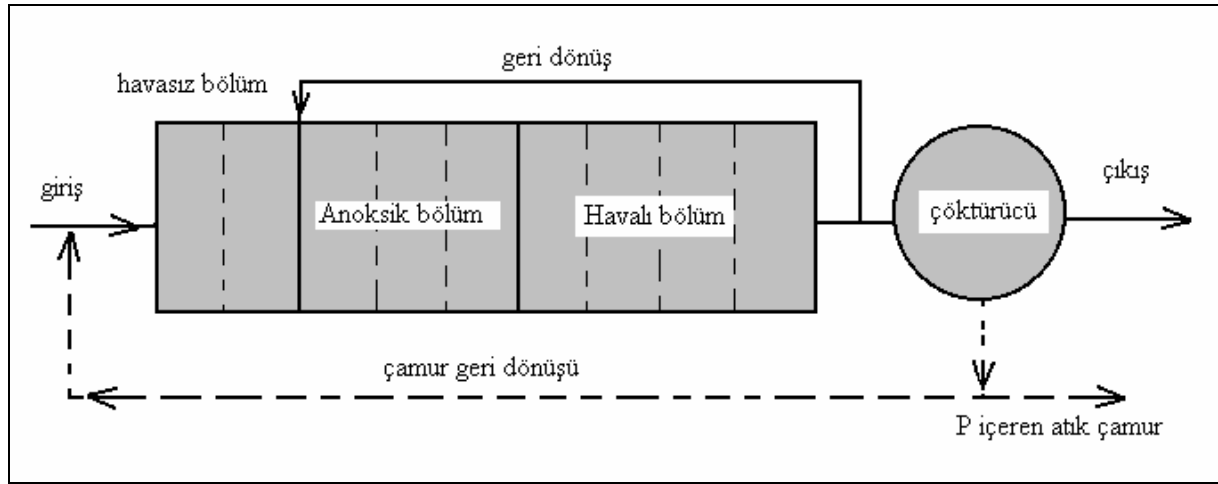
Azot gideriminde kullanılan Bardenpho prosesinin, azot ve fosfor giderimi için değiştirilmiş şeklidir. Fosfor giderimi amacıyla ortama beşinci basamak (havasız) konulmuştur. Beş basamaklı sistemde havalı, havasız ve anoksik bölümler fosfor, azot ve karbon gideriminde rol oynarlar. İkinci anoksik bölüm, havalı bölümde oluşan nitratı elektron alıcı, içsel organik karbonu ise elektron verici olarak kullanıp ilave denitrifikasyonu sağlar. Son havalı bölüm ise kalıntı azot gazını çözeltiden sıyırmak ve son çöktürücüde fosfor açığa çıkmasını en aza indirmek için kullanılır. Sıvı karışım birinci havalı bölümden anoksik bölüme geri beslenir. Uzun çamur yaşında çalıştırıldığından dolayı (10-40 gün) karbon oksidasyon kapasitesi de yüksektir.

6.9.3 UCT Prosesi

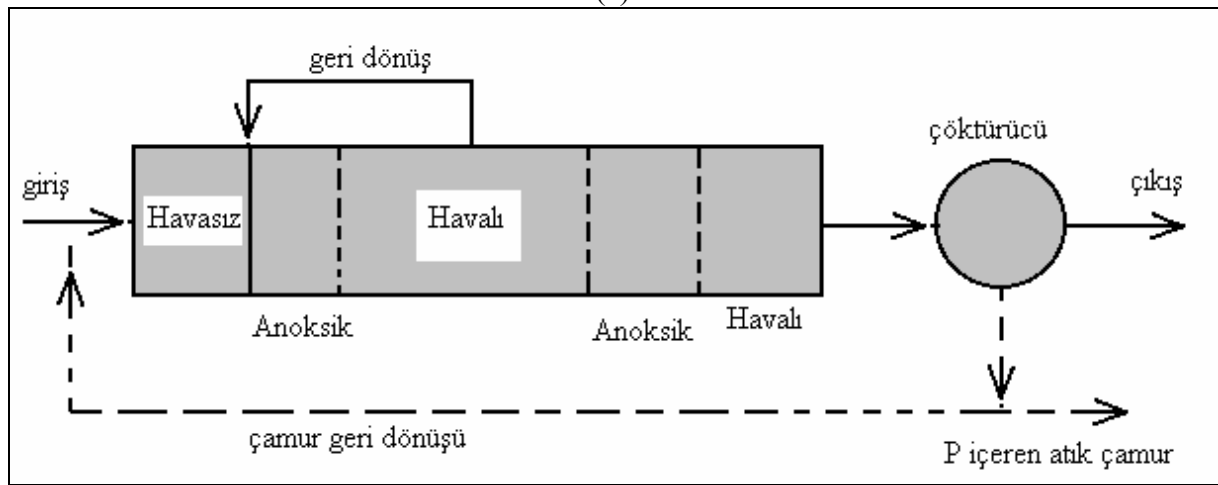
Cape Town üniversitesi tarafından geliştirilen UCT prosesi, iki durum hariç A²/O prosesine benzemektedir. Aktif çamur, havalı bölüm yerine, anoksik bölüme geri döndürülür ve iç döngü ise anoksik bölümden havasız bölüme doğrudur. Aktif çamurun anoksik bölüme geri döndürülmesi ile nitrat havasız bölüme girmez, böylece havasız bölümde fosforun daha iyi açığa çıkması sağlanır. İç döngü ise havasız bölümde organik kullanımı artışını sağlar. Anoksik bölümdeki karışım, önemli miktarda çözünmüş BOİ ve az miktarda nitrat içerir. Anoksik karışımın geri dönüşü, havasız bölümde fermentasyon hızı için optimum şartları sağlar.

6.9.4 VIP Prosesi

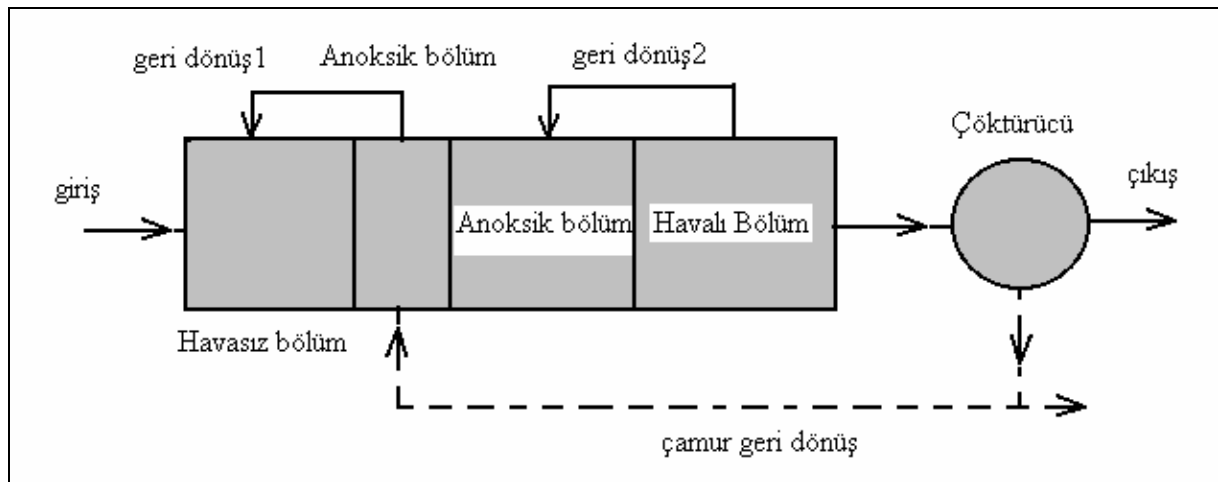
VIP prosesi, geri döngüler hariç A²/O ve UCT proseslerine benzer. Aktif çamur geri dönüşü, havalı bölüm geri dönüşü ile birlikte anoksik bölüme verilir. Anoksik bölümün karışımı havasız bölüme geri beslenir. Deneysel verilere dayanarak, atıksudaki organik maddenin bir kısmı havasız mekanizma tarafından stabilize olur, bu da prosesin oksijen ihtiyacını azaltır.



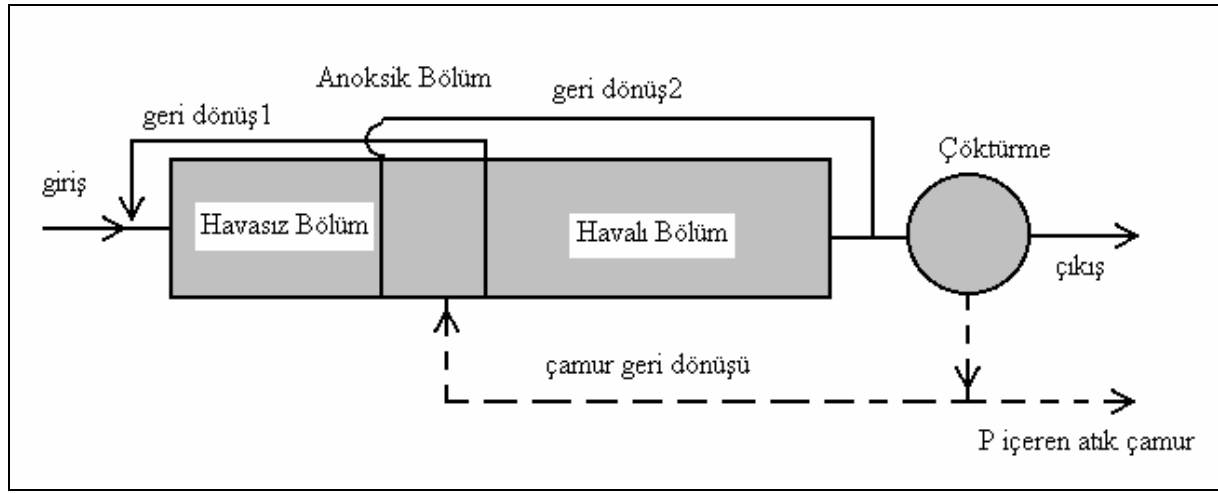
(a)



(b)



(c)



(d)

Şekil 6.8 Birleşik azot ve fosfor giderim prosesleri; a) A²/O prosesi, b) beş-basamaklı Bardenpho prosesi, c) UCT prosesi, d) VIP prosesi.

Tablo 6.23 Birleşik azot ve fosfor gideriminde biyolojik proseslerin tipik tasarım bilgileri (1).

Tasarım parametreleri	Prosesler			
	A ² /O	Bardenpho 5-basamak	UCT	VIP
F/M (mgBOİ/mgUAKM.gün)	0,15-0,25	0,1-0,2	0,1-0,2	0,1-0,2
θ_c , gün	4-27	10-40	10-30	5-10
X, mgAKM/l	3000-5000	2000-4000	2000-4000	1500-3000
Hidrolik kalma zamanı, θ (saat)				
Havasız bölüm	0,5-1,5	1-2	1-2	1-2
Anoksik bölüm-1	0,5-1	2-4	2-4	1-2
Havalı bölüm-1	3,5-6	4-12	4-12	2,5-4
Anoksik bölüm-2	-	2-4	2-4	-
Havalı bölüm-2	-	0,5-1	-	-
Aktif çamur geri dönüşü Besleme debisi %'si	20-50	50-100	50-100	50-100
İç döngü Besleme debisi %'si	100-300	400	100-600	200-400

Tablo 6.24. Aktif çamur ve Bardenpho proseslerinin çıkış suyu özelliklerinin karşılaştırılması (3).

Parametre	Aktif çamur	Bardenpho
BOİ ₅	20	<5
KOİ	80-120	15-40
Toplam azot	50-70	1-2
Nitrat	<1	2-3
Amonyum	15-30	<0,5
AKM	30	<10
Fosfor	15-25	0,5-1

Biyofilmliler Sistemler: Organik madde arıtımında kullanılan biyofilmliler sistemler azot ve fosfor giderimi için de kullanılmaktadır. Damlatmalı filtre ve diğer filtre çeşitleri ile akışkan yatak sistemleri bu amaçla kullanılmaktadır. Bu sistemler yüksek arıtma verimlerinde çalıştıklarından çıkışta oldukça düşük N ve P konsantrasyonlarına ulaşılabilirler. (Tablo 6.25).

Tablo 6.25 Azot ve Fosfor gideriminde biyofilmliler sistemlerin çıkış suyu değerleri (5,6,7,8,9).

Sistemler	Çıkış konsantrasyonları
Batmış filtre	< 2 mg P/l ve < 5 mg TKN/l
Akışkan yatak	0,02 mg P/l
Batık yüzen dolgulu filtre	< 1mg PO ₄ -P/l
Yukarı akışlı kum filtre	0,15 mg P/l ve 0,5-2 mg N/l
Yukarı akışlı granüler dolgulu havalı filtre	< 1 mg PO ₄ -P ve < 1 mg NH ₄ -N/l

6.9.5 Proses Seçimi

Yukarıda bahsedildiği gibi besi maddelerinden yalnızca birini veya her ikisini gidermeye yönelik değişik biyolojik prosesler geliştirilmiştir. Havalandırmadan sonra denitrifikasyonun mahzuru, ilave karbon kaynağına ihtiyaç duyulmasıdır. Bu prosesin verimi biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik maddelerin miktarına bağlıdır ve genellikle işletme giderleri fazladır.

Nitrifikasyonun tam olarak gerçekleşebilmesi ve nitrifikasyon bakterilerinin gelişebilmesi için çamur yaşı kritik değerden büyük olmalı ve karbonlu organik maddelerin oksidasyonu için gerekli çamur yaşına göre 1,5-2 kat daha fazla tutulmalıdır. BOİ/TKN oranı da prosesin verimini etkilemektedir.

Biyolojik olarak giderilecek fosfor miktarını KOİ/TP oranı belirler. Kolay parçalanabilen karbon kaynakları biyolojik fosfor giderme prosesinin veriminde önemli rol oynarlar. Fosfor depolayan organizmaların polifosfat depolayabilmeleri, düşük molekül ağırlıklı organiklerin, özellikle uçucu yağ asitlerinin bulunmasına bağlıdır. Biyolojik olarak giderilebilecek fosfor miktarı, havasız bölmede fosfor depolayan organizmaların çözünmüş fermentasyon ürünleri ile olan temasına bağlıdır. Fosfor depolayan bakteriler havasız ve havalı olarak değişen koşullara karşı hassastırlar.

BOİ/P oranı ve biyolojik olarak parçalanabilen organik madde içeriği, proses seçiminde etkili faktördür. Biyolojik fosfor giderme proseslerinde BOİ/P oranı < 20 ise 1-2 mg/l çıkış fosfor konsantrasyonu elde etmek oldukça zordur. Phostrip prosesi, teorik olarak giriş fosfor konsantrasyonuna daha az hassastır. Zayıf atıksuların arıtılmasında tercih edilir. Biyolojik olarak parçalanabilen organik madde içeriği artarsa fosfor giderme verimi de artar. Azot giderimi gerekli değil ise A/O ya da PhoStrip prosesi ile fosfor giderilebilir. PhoStrip prosesi ile 1mg/l çıkış fosfor konsantrasyonu elde etmek mümkündür. A/O prosesi ile bu değere ulaşmak zordur.

Sadece amonyum giderimi ya da toplam azot konsantrasyonunu 6-12 mg/l'ye getirmek yeterli ise, tek anoksik üniteli prosesler uygundur.

Atıksuların içerdikleri besi maddelerini sadece fiziksel/kimyasal veya klasik aktif çamur ya da tamamıyla biyolojik proseslerle gidermek yeterli olmayabilir. Bu sebeple çalışmada bahsedilen proseslerden alıcı ortamların hassasiyetine göre, ülke şartları ve ekonomi de göz önünde tutularak uygun olanının seçilmesi gerekir. Doğru bir sistem tasarımı, besi maddesi ve karbon giderimi esaslarının belirlenmesini ve bu süreçleri sağlayacak organizma gruplarının gelişmesini içine almalıdır (3).

6.10 Kimyasal Yöntemlerle Fosfor Giderimi

Kimyasal fosfor gideriminin temeli çözülmüş haldeki fosforun katı tanecik formuna dönüştürülerek ortamdan uzaklaştırılmasıdır. Fosforun bir kısmı klasik ikinci kademe arıtma sisteminde, birinci ve ikinci kademe arıtma prosesinin her ikisinde de giderilir. Birinci kademe çöktürmede giderim, fosforun katı tanecik formunda olması ile sınırlanmış olup çöktürücünün verimine bağlıdır. İkincil arıtma prosesinde, fosfor mikroorganizma yapısına girdiğinden dolayı, son çöktürmede çöken mikroorganizmaların uzaklaştırılması ile giderimi sağlanmış olur. Böylece, konvansiyonel ikinci kademe arıtma ile giderilen fosfor miktarı mikroorganizma üremesinin bir fonksiyonudur.

Çıkış suyunda toplam fosfor konsantrasyonu, $C_{TP,çık.}$ aşağıdaki gibi ifade edilebilir;

$$C_{TP,çık.} = C_{CP,çık.} + X_{çık.} \cdot m_{px}$$

Burada,

$C_{CP,çık.}$ = çözülmüş fosfor konsantrasyonu (genel olarak ortofosfat), mg/l

$X_{çık.}$ = çıkış askıda katı konsantrasyonu, mg/l,

m_{px} = askıda katı kuru maddedeki fosfor konsantrasyonu, mg P/mg askıda katı

Konvansiyonel aktif çamur için, m_{px} değeri 20-25 mg P/g uçucu askıda katıdır. Kimyasal fosfor giderimi için m_{px} değeri 40 ile 100 mg P/mg askıda katı (4-10%) arasında değişir.

Aşağıda verilen tipik katyonlar fosforun atıksudan çöktürülmesi için kullanılır:

- Alüminyum
- Demir ve
- Kalsiyum

Uygun koşullar altında bu üç katyon ortofosfat ile çözünmez formda çökelti oluşturur. Bu nedenle çözülmüş ortofosfat kimyasal arıtımla giderilen birincil fosfordur. Diğer fosfat formları (polifosfatlar, kolloidler, ve fosfor içeren tanecikler) adsorpsiyon, koagülasyon, sedimentasyon, filtrasyon veya biyolojik yöntemler gibi ikinci kademe arıtma mekanizmaları ile ortamdan giderilirler.

Kimyasal fosfat gideriminde oluşan çökeltilerin yapısı çok iyi bilinmemektedir. Tablo 6.26'da fosfat giderimi sırasında oluşan kimyasal katılar verilmektedir.

Tasarım, işletme ve kimyasal fosforun analizinde üç önemli parametre aşağıdaki gibidir:

- Gerekli dozaj
- Ulaşılabilen minimum fosfat konsantrasyonu
- pH'nın etkisi

Tablo 6.26 Kimyasal giderim sırasında oluşan muhtemel çökeltiler (11).

Katyonlar	Çökeltiler
AL(III)	Aluminyum fosfat [$AL_r(H_2PO_4)(OH)_{3r-1}$] Aluminyum hidroksit [$AL(OH)_3$]
Fe(II)	Demir (II) fosfat [$Fe_3(PO_4)_2$] Demir (II) hidroksit [$Fe(OH)_2$]
Fe(III)	Demir (III) fosfat [$Fe_r(H_2PO_4)(OH)_{3r-1}$] Demir (III) hidroksit [$Fe(OH)_3$]
Ca(II)	Trikalsiyum fosfat [$Ca_3(PO_4)_2$] Hidroapatit [$Ca_5(OH)(PO_4)_2$] Kalsiyum karbonat [$CaCO_3$]

Fosfor gideriminde en yaygın kullanılan metal tuzları olan demir klorür ve alüminyum sülfatın yanı sıra polimerler de bu metal tuzları ile birlikte çok kullanılırlar. Kireç, daha fazla miktarda çamur oluşturduğu için metal tuzları kadar yaygın kullanılmaz. Fosfor gideriminde kimyasal seçimini etkileyen faktörler Tablo 6.27'de verilmektedir.

Tablo 6.27 Fosfor giderimi için kimyasal seçimini etkileyen faktörler (1).

- Giriş suyunda fosfor seviyesi
- Atıksudaki akım
- Alkalinite
- Kimyasalların fiyatı (ulaştırma dahil)
- Kimyasalların güvenilirliği
- Çamur çöktürme işlemleri
- Son uzaklaştırma metotları
- Diğer arıtma proseslerine uygunluk

Çöktürücü olarak alum, demir veya kireç kullanıldığında çamur miktarının hesabı için gereken reaksiyonların özeti Tablo 6.28'de verilmektedir.

Tablo 6.28 Çamur üretimini hesaplamada kullanılacak kimyasal reaksiyonlar (1).

Reaksiyon	Çamurdaki kimyasal
Kireç	
1. $5\text{Ca}^{+2} + 3\text{PO}_4^{-3} + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$	$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$
2. $\text{Mg}^{+2} + 2\text{OH}^- \leftrightarrow \text{Mg}(\text{OH})_2$	$\text{Mg}(\text{OH})_2$
3. $\text{Ca}^{+2} + \text{CO}_3^{-2} \leftrightarrow \text{CaCO}_3$	CaCO_3
Alum	
1. $\text{Al}^{+3} + \text{PO}_4^{-3} \leftrightarrow \text{AlPO}_4$	AlPO_4
2. $\text{Al}^{+3} + 3\text{OH}^- \leftrightarrow \text{Al}(\text{OH})_3$	$\text{Al}(\text{OH})_3$
Demir Fe(III)	
1. $\text{Fe}^{+3} + \text{PO}_4^{-3} \leftrightarrow \text{FePO}_4$	FePO_4
2. $\text{Fe}^{+3} + 3\text{OH}^- \leftrightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3$	$\text{Fe}(\text{OH})_3$

6.10.1 Metal Tuzları ve Polimer Kullanılarak Fosfor Giderilmesi

Demir ve alüminyum tuzları arıtım prosesinin farklı noktalarında sisteme ilave edilir. Fakat, polifosfat ve organik fosfor ortofosfordan daha zor giderildiği için alum ve demir tuzlarının ikinci kademe arıtmada ilavesi daha iyi sonuç verir. Kimyasal ilavesine bağlı olarak iyi bir çöktürmeden dolayı azot giderimi de görülür. İlave edilen kimyasallar nedeniyle çözülmüş katı maddede artış görülebilir.

İlk Çöktürmeye Metal Tuzları İlavesi: Alüminyum veya demir tuzları arıtılmamış atıksuya ilave edildiğinde çökelti oluşturmak için çözülmüş ortofosfat ile reaksiyona girer. Organik fosfor ve polifosfatlar floklar üzerine adsorplanarak daha karışık bir mekanizma ile giderilirler. Çözünmez formdaki fosfor ile birlikte önemli miktarda BOİ ve askıda katı sistemden birincil çamur olarak giderilir. Uygun karıştırma ve flokülasyon, ayrı bir üniteye veya mevcut sistem bu işlemi görecektir şekilde değiştirilerek sağlanmalıdır. Polimer ilavesi çöktürmeye yardım için gerekebilir. Düşük alkaliniteli sularda, pH'ı 5-7'de tutmak için baz ilavesi gerekebilir. Alum için tavsiye edilen dozlar Tablo 6.29'da verilmektedir.

Tablo 6.29 Çeşitli fosfor giderim seviyeleri için tipik alum dozajları (1).

Fosfor Giderimi, %	Mol oranı, Al:P	
	Aralık	Tipik
75	1.25:1 – 1.5:1	1.4:1
85	1.6:1 – 1.9:1	1.7:1
95	2.1:1 – 2.6:1	2.3:1

İkinci Kademe Arıtmaya Metal Tuzları İlavesi: Metal tuzları aktif çamur havalandırma tankında ham atıksuya veya son çöktürme tankı girişine ilave edilebilir. Damlatmalı filtre sistemlerinde tuz, ham atıksuya veya çıkışa ilave edilebileceği gibi birden fazla noktadan da ilave yapılabilir. Fosfor giderimi çöktürme, adsorpsiyon, iyon değişimi ve floklaşma reaksiyonlarının tümünü kapsamakta olup birincil, ikincil veya her iki çamurun

uzaklaştırılması ile ortamdan giderilir. Teorik olarak $AlPO_4$ 'ün minimum çözünürlüğü pH 6,3'de ve $FePO_4$ 'ünkü ise pH 5,3'tedir. Ancak pratik uygulamalarda en iyi sonuç pH 5,5-7 aralığında elde edilmektedir.

Yalnız yüksek pH'larda iyi sonuç verdiği için demir tuzlarının fosfor arıtımında kullanımı sınırlıdır. Düşük alkaliniteli sulara, sodyum alüminat ve alum veya kireç ilaveli demir 5,5'in üstünde pH sağlamak için birlikte kullanılabilirler. İyi bir çöktürme ve düşük BOİ için son çöktürücüye polimer ilave edilir. Metal iyonu-fosfor molar oranı 1-3 aralığında uygulanır.

Son Çöktürmeye Metal Tuzları ve Polimer İlavesi: Damlatmalı filtre ve uzun havalandırmalı aktif çamur prosesleri için bazı durumlarda, çamur floküle olmayabilir ve son çöktürme tankında çökmeyebilir. Bu çöktürme problemi sistemin aşırı yüklenmesi durumunda görülebilir. Alüminyum veya demir tuzlarının ilavesi metalik hidroksil ve fosfatların çökmesine neden olacaktır. Bunların polimerlerle birlikte kullanımı koloidal tanecikleri koagüle ederek giderimini kolaylaştıracaktır. Alum ve demir tuzlarının dozajında metal/fosfor'un molar oranı, ikinci kademe çıkışında fosfor konsantrasyonu 0,5mg/l'den büyükse 1-3 aralığında seçilir.

6.10.2 Kireç Kullanarak Fosfor Giderimi

Fosfor gideriminde kireç kullanımı,

- metal tuzu kullanımına kıyasla çamur miktarında artış olduğundan
- kirecin besleme, depolama ve tutma safhalarında bakımı ve işletme problemlerinden dolayı

azalmaktadır. Kireç kullanıldığında, dozaj kontrolündeki esas değişkenler, gerekli arıtım derecesi ve atıksuyun alkalinitesidir.

Her ne kadar kireç kullanımı kimyasal maliyetini düşürse de, bu yöntem yalnızca büyük sistemlerde fizibil olabilecek alternatif bir yöntemdir. Kireç geri kazanım sisteminin kullanıldığı durumlarda, sistem, çamurdaki kalsiyum karbonatı ısıtma ile (980°C) kirece dönüştüren termal rejenerasyonu da içerir.

İlk Çöktürme Tankına Kireç İlavesi: Düşük veya yüksek dozlu kireç arıtımının her ikisi de fosforun %65-80 oranlarında çöktürülmesinde kullanılır. Kireç kullanıldığında, kalsiyum ve hidroksitin her ikisi de ortofosfat ile çözünmez hidroksiapatit [$Ca_5(PO_4)_3OH$] oluşturmak üzere reaksiyona girer. Yüksek dozlu kireç sistemlerinde, pH'ı 11'e yükseltmek için yeterli kireç ilave edilir. Çöktürmeden sonra, çıkış suyu biyolojik arıtma öncesi tekrar karbonatlandırılır. Aktif çamur sisteminde, birinci kademe çıkış pH'ı 9,5-10'u aşmamalıdır. Düşük-kireç dozlarında $Ca(OH)_2$ olarak uygun aralık 75-250 mg/l'dir. Birincil çöktürmede BOİ giderimi pH 9,5'da %50-60 elde edilir.

6.11 Yapay Sulak Alanlar

Yapay sulak alanlar seçilen bir arazide atıksu arıtımı amacıyla oluşturulan sulak alanlardır. Başlıca aşağıdaki amaçlar için kullanılırlar:

- Yerleşim birimlerinde septik tanklardan (veya imhoff tanklarından) gelen atıksuların arıtılması
- Yüksek deşarj standartlarını sağlamak amacıyla, havalandırılmalı lagünlerde veya konvansiyonel arıtma tesislerinde arıtılmış atıksulara üçünce derece arıtma sağlanması.

Bu tip arıtmanın hangi büyüklükte nüfuslara uygulanacağı, mevcut arazi durumu, iklim, zemin şartları çeşitli yerel faktörlere bağlıdır.

Yapay sulak alanlar, çok büyük arazi gerektirir (2-5 m²/kişi). Almanya'da bir tekstil tesisinin atıksularını arıtan sulak alanın büyüklüğü 23,5 ha'dır.

Su Bitkileri Çeşitleri: Yapay sulak alanlarda kullanılacak bitkiler, o bölgede kolayca yetişen mahalli bitkilerden seçilmelidir. Seçilen bitki türü, hızla büyümeli, besi maddeleri (N ve P) yönünden zengin atıklara dayanmalı ve sulak ortamda yaşayabilmelidir. Aşağıdaki belirtilen bitki çeşitlerinden biri seçilebilir:

- *Phragmites australis* ve *phragmites communis*
- *Typha* spp. (Cattail)
- *Schoenoplectus validus* (büyük hasır otu)
- *Juncus ingens* (dev hasır otu)

Su bitkileri, havadan aldıkları oksijeni köklerine taşırlar ve bir kısmını sıvı substrata yayarlar. Su bitkilerinin oldukça derin kökleri vardır. Kök gövdeler, suda oldukça büyük hacim tutarlar (Şekil 6.9). Bunlar:

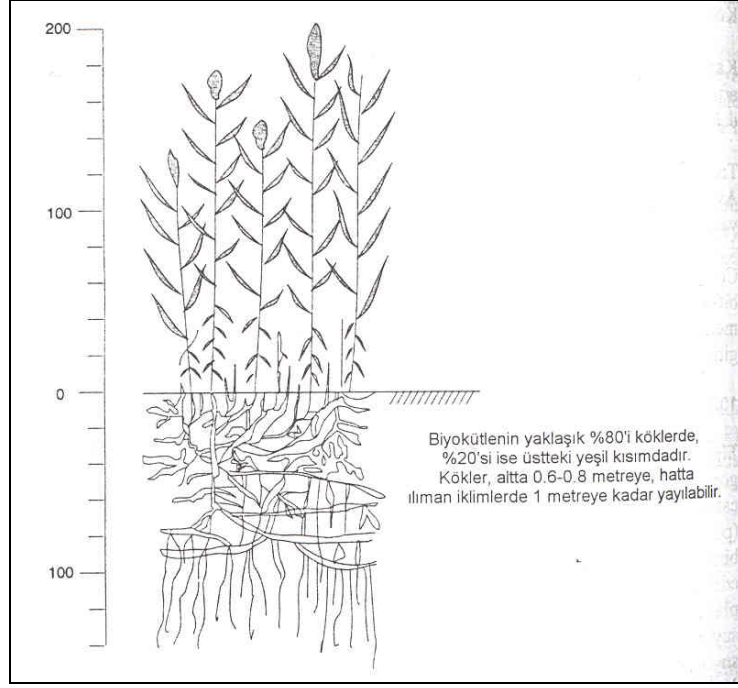
- Substrat içindeki mikroorganizmalara oksijen sağlarlar
- Zeminin hidrolik geçirgenliğini düzenlerler.

Bitkiler oksitlenmiş mikrozonlar oluştururlar. Aksi halde, anoksik ve havasız şartlar oluşacaktır. Bitkiler, ayrıca organik maddeleri stabilize ederler ve nitrifikasyon-denitrifikasyon hızını arttırırlar.

Kök ve kök gövdeler, zemini delerken toprağı gevşetirler ve geçirgenliği arttırırlar. Kamış yatakları, aynı zamanda büyüme mevsimlerinde terleme ve buharlaşmayı da arttırırlar (1.5-1.8 m²/m³/yıl veya 10-15 mm/gün). Tropik iklimlerde bu miktar, daha yüksektir ve yataktan çıkan su da bununla ters orantılı olarak azalır.

Tropik iklimlerde bazen, amaç bu olmamakla beraber, sıfır debi görülebilir. Orta Avrupa'nın iklim şartlarında, 8 m²/kişi eşdeğer nüfusa göre projelendirilen kamış yataklarından hiç su çıkmamaktadır.

Yapay sulak alanlarda çok-bileşenli organik madde giderimi de olmaktadır. Kuzey Avrupa'daki *phragmites* bitkilerinde fenol giderimi araştırılmış; bunun %72'sinin zemin organizmalarının metabolizması, %16,7'sinin bitki dokuları ve %9,1'inin de uçma sonucu giderildiği görülmüştür.

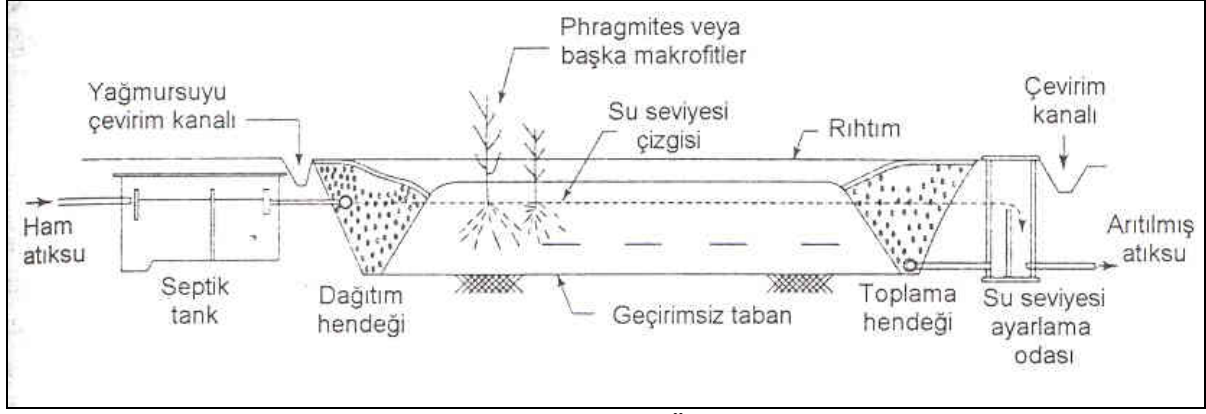


Şekil 6.9 Kök tabakası arıtımı için kamış yatağı kullanımı. Burada tipik *phragmites australis* tipi makrofit gösterilmektedir (2).

İnşaat: Tipik bir kamış yatağı veya makrofit hendeği Şekil 6.9'da görülmektedir. Bu, yaklaşık 0.6-0.8 m derinliğinde sıg bir yataktır. Yatak, çakıl (<15 mm), kum veya seçilmiş toprakla doldurulur. Zeminin geçirgenliği %42 civarında olmalıdır. Bu geçirgen kitle bir zemin, kumlu toprakla biraz karıştırılarak veya kompost ile mahalli toprak karıştırılarak elde edilebilir. Bu zeminin hazırlanması, en önemli maliyet unsuru olabilir. Yatak, planda dikdörtgen olabilir (uzunluk/genişlik =3/1). Yatağı çevresindeki yer altı suyundan korumak için, kil veya polietilen kaplama yapılabilir. Böylece, yer altı suyunun kirlenmesi de önlenmiş olur. Tabanın geçirimsizliği (hidrolik geçirgenlik 10^{-8} - 10^{-9} m/s ve daha az olmalıdır), doğal kil veya gerekirse bentonit kullanılarak sağlanabilir.

Havuzun başlangıcında bir dağıtım kanalı bulunur. Bu kısımda bir giriş borusu vardır ve kanal, çakılla (50mm) doldurulur (Şekil 6.10). Havuzun çıkış kısmında da yine çakılla (50mm) dolu bir toplama hendeği vardır. Burada bir de çıkış borusu bulunur. Arıtılan atıksu, deşarj edilmeden önce çıkış borusundan geçerek su seviyesi düzenleme odasına gelir. Bu odadaki perdeler, havuzdaki su seviyesini belirlemek amacıyla ayarlanabilir şekilde yapılırlar. Başlangıçta havuzdaki yük kaybı, sadece 50 mm civarında iken, sonradan köklerin kapladığı hacim sebebiyle 0.6 metreye kadar yükselir. Bu durumda, perde seviyesi düşürülür.

Yatağın her m^2 'sine yaklaşık 3-5 *phragmites* bitkisi dikilir. Tam büyümüş durumdaki bitkilerin boyları, 3-4 m olabilir. Metre kare başına 100-150 kamış bulunur. Normal olarak yapay sulak alanlarda çalışanların yataklara basmalarına izin verilmez. Sivrisineklerle mücadelede kesin bir başarı elde edilememektedir çünkü bitkiler oldukça sıktır. Eğer sudaki krom miktarı 10 mg/l'den fazla ve kadmiyum miktarı da 500 mg/l'nin üzerinde ise, kamış büyümesi olmaz. Xylene, toluen ve alkylated benzen de toksik etki yapmaktadırlar.



Şekil 6.10 Tipik bir kamış yatağının boyuna kesiti (Ön arıtma yapılmaktadır) (2).

Batmış (Altan) Akım: Özellikle tropik iklimlerde, sivrisinek üremesini ve kötü kokuyu önlemek amacıyla batmış akım sağlanır. Birkaç yıllık işletmeden sonra, ölü yaprakların ve gövdelerin döküntüleri üzerinde de akım olabilir. Bu, yıl içerisinde bazen debinin yükselmesiyle de meydana gelir. Bu durumda yatağın büyütülmesi gerekir. Sıtma tehlikesi olan yerlerde sivrisinek kontrolü yapılmalıdır. Batmış akımlı yapay sulak alanların bazı tasarım kriterleri Tablo 6.30'da verilmiştir. Bu konuda iki önemli husus göz önünde tutulmalıdır:

- Organik madde giderimi
- Hidrolik akım şartları

Tablo 6.30 Altan akışlı sulak alanlar için proses tasarım kriterleri (2)

Parametreler	Tipik değerler
Kalma süresi, gün	2-7
Max. BOİ yüklemesi, kg/ha/gün	75*
Hidrolik yükleme, mm/gün	2-30*
Alan ihtiyacı, m ² /eşdeğer nüfus	(sıcak iklimlerde) 2-5 (ılıman iklimlerde) 5-10
Yatakta boy/en oranı	5:1' e kadar
Sivrisinek kontrolü	Sıcak iklimlerde gerekli
Hasat sıklığı, yıl	3-5

* Daha yüksek yükleme değerlerinde de kayda değer biyokimyasal /kimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ/KOİ) ve toplam askıda katı madde (TSS) giderimi elde edilir. Fakat, amonyak azotundaki azalma çok fazla değildir. BOİ giderimi, hidrolik yükleme ve boy/en oranına fazla bağımlı değildir.

6. 12. Diğer İleri Arıtma Yöntemleri

Aritilmiş atıksuların alıcı ortama deşarjı söz konusu olduğunda bazı özel durumlar dışında konvansiyonel arıtım yöntemleri deşarj yönetmeliklerini sağlamada yeterli olmaktadır. Ancak sulama da dahil olmak üzere tekrar kullanım söz konusu olduğunda atıksuyun daha ileri arıtımı gereklidir. Uygulamada kullanılan bazı ileri arıtım yöntemleri bu bölümde verilmiştir.

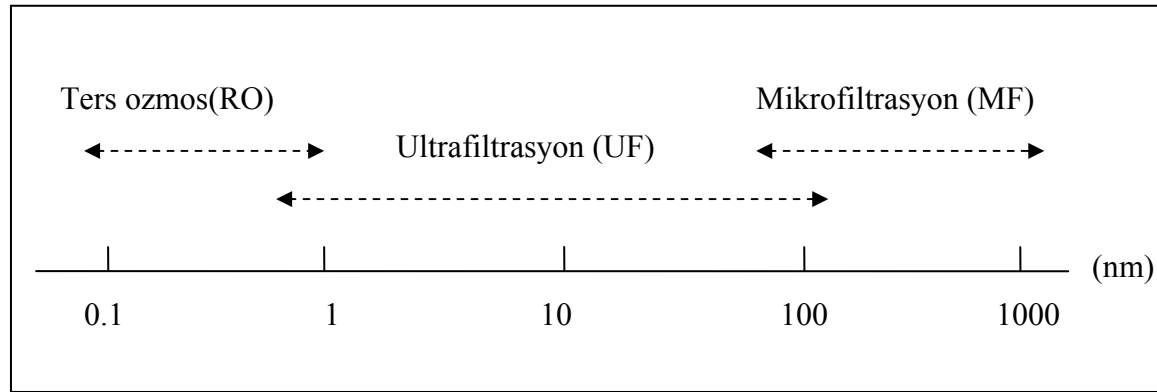
6.12.1 Membran Sistemler

Son yıllarda geliştirilen bazı arıtma teknolojileri ile atıksuyun tekrar kullanımı ekonomik olarak mümkün olmaktadır. Özellikle suyun kıt olduğu yörelerde ve çok su kullanan

endüstrilerde önemli altyapı yatırımları yapılmadan önce evsel atıksuların ve kötü kalitedeki yüzey sularının tekrar kullanımı ekonomik bir alternatif olarak dikkate alınmalıdır. Membran prosesleri atıksuların tekrar kullanımını mümkün kılarak onların alternatif su kaynağı olarak değerlendirilmelerini gündeme getirmiştir.

Membran, iki farklı fazı veya ortamı birbirinden ayıran ve bir tarafından diğer tarafa maddelerin seçici bir şekilde taşınmasını sağlayan geçirgen bir tabakadır. Membranla ayırma teknolojilerinin tümünde membrandan geçme yönünde akış sağlamak üzere itici bir kuvvet ve bazı maddelerin geçişini engelleyen ayırma faktörü, temel iki prensiptir. Kütle transferi; konsantrasyon farkı, basınç farkı ve elektriksel potansiyel farkı gibi itici güçler yardımıyla gerçekleşmektedir. Membran proseslerinde en yaygın itici kuvvet basınçtır.

Membran ayırma prosesleri; mikrofiltrasyon (MF), ultrafiltrasyon (UF), nanofiltrasyon (NF), ters ozmos (RO), elektrodializ (ED), ve pervaporasyondur. Bu yöntemlerde ayırma, moleküllerin boyutlarına ve molekül kütlelerine göre olur. Bu membranlar geçirdikleri maksimum molekül ağırlığına göre ayırt edilirler (Şekil 6.11).



Şekil 6.11. Membran prosesleri ve por büyüklükleri (12)

UF ve MF'da itici kuvvet tamamen basınçtır. Pervaporasyon ve RO proseslerinde ise kısmen basınç kısmen de konsantrasyondur. Membran prosesleri arasındaki temel fark kullanılan gözenek boyutundaki farklılıklardır. Bakteriler 100 nm den büyük oldukları için 100 nm'den düşük membranlarda tutulurlar.

RO sisteminde temiz suyu kirli sıvıdan ayıran yarı geçirgen bir membran vardır. Kirli tarafa bir basınç uygulandığında kirli taraftaki su temiz tarafa diffüze olur. Proses sonunda, istenmeyen kimyasal maddeler yoğunlaşarak temiz sudan ayrılır. RO prosesi atıksudan inorganik tuzları ayırmada ve atıksudaki belli organik çözücülerin gideriminde kullanılır. En küçük gözenek boyutuna sahip olan ve bu yüzden çok yüksek basınca ihtiyaç duyan RO prosesinin en yaygın uygulama alanı deniz suyu veya tuzlu sudan içme suyu elde edilmesidir.

UF ve MF proseslerinde membranların gözenek boyutları daha büyük olduğundan ayırma için daha düşük basınç gerekir. UF prosesinde 0.1-0.01µm büyüklüğündeki partiküller tutulur. UF prosesi atıksudan makro molekül ve kollooidlerin konsantre edilerek ayrılmasında kullanılır. Atıksu belirli gözenek boyutundaki geçirgen zarın bir tarafında basınç altında bulunur. Gözenek boyutundan küçük tüm maddeler membrandan geçer, büyük boyutlular kirli su tarafında kalır. UF prosesi, RO prosesi öncesi ön arıtım kademesi olarak da kullanılır.

Elektrodializde elektrik yüklü membranlar kullanılır. Katyon veya anyonlar seçici membran tarafından reddedilirler. Bu reddedilen anyonlar elektrodializ hücresinden deşarj edilirler. En

yaygın uygulaması peynir altı suyunun tuzsuzlaştırılmasıdır. Yeni iki katmanlı membranlarla atık seyreltik tuz çözeltilerinden asit ve baz üretilerek geri kazanma gerçekleştirilmektedir.

Membrandan geçmeyen maddelerin, tıkanmaya neden olmamaları için periyodik olarak toplanarak membranın temizlenmesi gerekir.

6.12.1.1. Belli Başlı Membran Prosesi Uygulama Alanları

Son yirmi yılda geliştirilen membran prosesleri sayesinde kötü kaliteli suların güvenilir, emniyetli ve ekonomik olarak kullanımının mümkün olduğu kanıtlanmıştır. Membran proseslerinin belli başlı kullanım alanları aşağıda özetlenmiştir:

- Yer altı suyunun tuzlu su geçişini önlemek üzere tekrar yüklenmesi, (bu amaçla kullanılacak arıtılmış suyun içilebilir su kalitesine getirilmesi gerekmektedir) (13),
- Dolaylı içilebilir su olarak, (içilebilir su kalitesine getirilmiş suyun rezervuarlara alınması, burada bir süre bekletilmesi ve tekrar arıtım için şebekeye geri verilmesi),
- Doğrudan içilebilir su olarak,
- Sulama suyu olarak, (arıtılmış sudaki mineral seviyesine göre MF sonrası RO da gerekebilir),
- Endüstrinin tekrar kullanımı, (Kazana besleme, soğutma suyu olarak veya uygun diğer proseslerde).

Membran prosesi ile arıtılarak tekrar kullanımı mümkün olan atıksu kaynakları evsel atıksular veya endüstriyel alanlarda kanal ve nehirlerdeki kirlenmiş yüzey sularıdır. Kirlenmiş yüzey suları durumunda, arıtılacak suya arıtılmış kanalizasyon suyu karışmış olması olasıdır. Endüstriyel atıksu arıtma tesisi çıkışları da kaynak olabilir. Ancak gıda içki ve sağlıkla ilgili diğer endüstrilerde membran prosesi çıkışı içilebilir su kalitesine getirilse dahi bu endüstrilerde kullanılmaz.

Membran teknolojileri bir çok atıksuyun arıtımında kullanılır. Örneğin: Yarı geçirgen malzeme üretimi ve bazı metal ve oksit üretimi gibi proseslerde çok saf su kullanılır ve proses sonunda çözünmüş ve askıda katı içeriği yüksek bir atıksu oluşur. Bu tür atıksuların arıtımında MF veya MF +RO prosesleri ile etkin katı giderimi sağlandığı belirtilmektedir (14). Organik ve inorganik kirliliği yüksek düzenli çöp depo alanı sızıntı sularının arıtımında; metal üretiminden kaynaklanan ve çözünür yağ içeren atık suların arıtımında; metal işleme yıkama sularında çözücü-su, ve yağ-su karışımlarının arıtımında da membran prosesleri kullanılır. Tekstil endüstrisindeki ıslak prosesler boya, deterjan ve askıda katı yönünde çok yüksek kalitede ve miktarda su gerektirir. Atıksu arıtma tesisi çıkışının deşarj standartlarını sağlaması için konvansiyonel fiziko-kimyasal ve biyolojik arıtma tesisleri kullanılır. Arıtılmış su çıkışını üretim prosesine geri döndürebilmek için ise konvansiyonel arıtma tesislerine ilave olarak daha ileri arıtım gerekmektedir. Aktif çamur çıkışının UF ve RO proseslerinden geçirildikten sonra tekstil endüstrisinin tüm ıslak proseslerinde kullanılabileceği belirtilmektedir (15). Evsel atıksuların MF ve UF yöntemleri ile arıtımı deneysel ve pilot ölçekli sistemlerde denenmiş, böyle sistemlerin kısmen ticari boyutta üretimi yapılmıştır. Evsel atıksularla membran prosesi sonrası tekrar kullanım için uygun su kalitesine ulaşabildiği ($KOİ < 30$ mg/l, $BOİ < 10$ mg/l, $TOK < 10$ mg/l, bulanıklık=1NTU, AKM=2mg/l) gösterilmiştir (16). Kağıt endüstrisi atıksularının havasız ve/veya havalı arıtım çıkışının iki kademeli UF-RO sisteminden geçirilerek %60'ının proseste tekrar kullanımının mümkün olduğu belirtilmektedir (17).

6.12.1.2. Membran Çeşitleri

Membranların performansını; geçirgenlik derecesi, çözünen maddeleri tutma (ayırma) derecesi, ve çözücünün membrandan geçme kolaylığı gibi kriterler belirler. Bu kriterlerin çoğunu içeren selüloz asetat membranlar yaygın olarak kullanılırlar. Günümüzde kullanılmakta olan değişik membran tipleri ve bunların değişik biçimlerde bir araya getirildiği modüller vardır. En yaygın membran çeşitleri; borulu, hollow fiber, spiral kıvrılmış ve plaka ve çerçeve şeklindeki membranlardır.

Membran yüzeyinde tutunan ve çöken maddelerin membran deliklerini tıkanmasını önlemek için türbülanslı akış şartlarının sağlanması gerekmektedir (Reynolds sayısının 2000'in üstünde olması gerekir). Bu da genellikle çıkış akımının geri devri ile sağlanır. Membranlarda tıkanmayı önlemek için askıda madde, bakteri ve çökebilir iyonların ön arıtımla giderilmesi önerilmektedir.

Köpüklenmeyi önlemek ve bakteri/virüs ve besin elementi giderimini sağlamak üzere membran prosesine ilave olarak aktif karbon adsorpsiyonu ve flokülasyon prosesleri uygulanır.

6.12.1.3. Membran Performansı

Membran performansı, akı ve giderme verimi ifadeleri ile belirtilir. Akı; birim zamanda membranın birim alanından geçen akım miktarıdır ($m^3/m^2/sn$ veya $l/m^2/saat$). Giderme verimi ise membranın tuttuğu madde miktarının ölçüsüdür. Membranların performansını etkileyen faktörler aşağıda verilmiştir:

Basınç: Akı, uygulanan basınç ve membrandaki ozmotik basınç farkı ile artar. Uygulanan basınç ne kadar fazla ise akı da o kadar fazladır. Ancak membrana uygulanabilecek basıncın belli bir sınırı vardır. Genellikle 68 atm üst limit olarak alınır. Uygulamada 27-41 atm olarak alınır (18).

Sıcaklık: Akı, besleme atıksuyu sıcaklığı ile artar. Standart sıcaklık $21^{\circ}C$ olarak verilmektedir, ancak $29^{\circ}C$ 'e kadar sıcaklıklar da tolere edilmektedir. $29^{\circ}C$ 'nin üstündeki ($38^{\circ}C$ 'e kadar olan) sıcaklıklar membranın bozulmasını hızlandırmakta olup membranlar bu sıcaklıkta uzun süre işletmeye dayanamaz.

Membran diziliş yoğunluğu: Birim hacme yerleştirilebilecek membran alanı olarak tanımlanır. Bu faktör ne kadar büyükse sistemden çıkan toplam akı da o kadar büyük olur. Tipik membran yoğunluğu $160-1640 m^2/m^3$ olarak verilmektedir (18).

Akı: Borululu sistemler için akı $6 \times 10^{-3} - 10,2 \times 10^{-3} m^3/m^2/gün$, plakalı sistemler için ise $6,1 \times 10^{-1} - 10,2 \times 10^{-1} m^3/m^2/gün$ dür. Akı çalıştırma süresi ile ve 1-2 yıl işletmeden sonra belirgin oranda azalır.

Geri kazanım faktörü: Sistemin kapasitesini gösterir, uygulamada ulaşılan maksimum değer %80'dir. Daha yüksek geri kazanım faktörü ancak proses suyunda daha yüksek seviyede olduğunda elde edilebilir. Yüksek konsantrasyonlarda membranın yüzeyinde çökme fazla olur, bu da işletme veriminin düşmesine neden olur.

Tuzun ayrılması: Atıksudan tuzun ayrılması, kullanılan membranın tip, karakter ve atıksudaki tuz konsantrasyon dağılımına bağlıdır. Bu değer genellikle %95 alınır.

Membran ömrü: Atıksudaki fenol, bakteri, mantar gibi maddelerin varlığı, yüksek sıcaklık ve yüksek veya düşük pH değerleri gibi faktörler membran ömrünü etkiler. Membranlar ortalama iki yıl kullanılırlar.

pH: Selüloz asetat membranlar yüksek ve düşük pH'larda hidroliz olurlar. Optimum işletme pH aralığı 4,5-5,5'tur.

Ön arıtma: Membran sistemlerin Toplam Çözünmüş Katı Madde (TÇK) miktarı 10000 mg/l'nin üstündeki durumlarda doğrudan uygulanması uygun değildir. Bunun dışında kalsiyum karbonat, kalsiyum sülfat, demir oksit ve hidroksitleri, mangan ve silikon, baryum ve stronsiyum sülfat, çinko sülfür ve kalsiyum fosfat gibi tabakalaşma (kabuk) yapan maddelerin ön arıtma ile kontrol altına alınmaları gerekir. Bu maddeler pH ayarlaması, kimyasal arıtım, çöktürme, inhibitör madde ekleme ve filtrasyon gibi yöntemlerle kontrol altına alınabilirler. Organik kalıntılar ve bakteriler de, filtrasyon, aktif karbon filtreleriyle ön arıtım ve klorlama ile kontrol edilebilir. Yağ ve gres de membranın yüzeyini saracağı ve tıkanmaya yol açacağı için membran prosesi öncesi yeterli seviyede giderilmelidir.

6.12.2. Kimyasal Oksidasyon

Kimyasal oksidasyon ile atıksulardaki kirleticiler son ürünlere veya daha kolay ayrışabilen veya adsorpsiyon ile uzaklaştırılabilen ara ürünlere dönüştürülürler. Kimyasal oksidasyon, pH ve katalizatör varlığına bağlıdır.

6.12.2.1 Ozonlama

Ozon normal sıcaklık ve basınçta gaz halindedir. Ozonun suda çözünürlüğü, sıcaklığa, ozonun gaz fazındaki kısmi basıncına ve pH'a bağlıdır. Ozon, kararsız olup kendi kendine bozunma hızı; sıcaklık ve pH'a bağlıdır. Bozunma; OH⁻ iyonu, O₃'un radikal bozunma ürünleri, çözünen organik maddelerin bozunma ürünleri, alkali, geçiş metalleri, metal oksitler ve karbon gibi maddelerin varlığı ile katalizlenir. Pratik olarak, doymuş hidrokarbonların ve halojenli alifatik maddeler gibi reaktif olmayan maddelerin tam parçalanması sadece O₃ ile mümkün olmaz. Ses veya ultraviyole gibi harici bir enerji kaynağı ile birlikte kullanıldığında refraktör (biyolojik ayrışmaya dirençli, kararlı) maddelerin parçalanması da sağlanır.

Organik maddelerin ozonla oksidasyon mekanizması şöyledir:

1. Alkollerin aldehitlere ve sonradan organik asitlere oksidasyonu:



2. Oksijen atomunun aromatik halkaya girmesi
3. Karbon çift bağının açılması

Ozon, kuru havadan veya oksijenden yüksek voltajda elde edilir. Teorik olarak 1 kilowatt-saat elektrik enerjisinden 1058 gram ozon üretilebilir, pratikte ise bu değer 150 g/kW-sa'dır.

Ozonlama; dezenfeksiyon, renk ve bakiye kararlı organik madde gideriminde kullanılır. Ozonlama sonucu kararlı organikler daha kolay parçalanarak organiklere dönüşeceği için ozonlama çıkışındaki suyun BOİ'si girişe kıyasla daha yüksek olabilir (Tablo 6.31).

Ultraviyole (UV), ozon molekülleri ve organik maddeleri aktive ederek organik madde giderimi artırır. Bu yolla pestisitlerin CO₂ ve H₂O'ya parçalanması mümkün olmaktadır.

Tablo 6.31. Biyolojik arıtım çöktürme tankı çıkışı ozonlama sonuçları

Parametre	F/M=0.15		F/M=0.60	
	0	60	0	60
BOİ,mg/l	27	22	97	212
KOİ,mg/l	600	154	1100	802
pH	7,1	8,3	7,1	7,6
Org-N,mg/l	25.2	18.9	40	33
NH ₃ -N,mg/l	3,0	5,8	23	25
Renk(Pt-Co)	3790	30,0	5000	330

155 mg O₃/dak yükleme

6.12.2.2. Hidrojen Peroksit ile Oksidasyon

Hidrojen peroksit demir katalizörlü ortamda OH* radikali oluşturur. Hidroksil radikali de ozon gibi organik maddelerle reaksiyona girer:



Hidrojen peroksitle sülfür oksidasyonu:

Asidik veya nötr pH'da reaksiyon süresi 15-45 dakika:

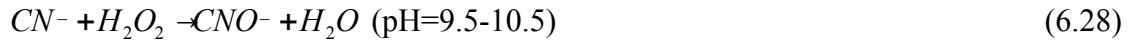


(Fe katalizli pH=6,0-7,5) reaksiyon süresi 1-2 saniye)

Bazik pH reaksiyon süresi 15 dak:



Hidrojen peroksit ile siyanür oksidasyonu:



Toksik atıksuların hidrojen peroksitle oksidasyonunda toksisite ile birlikte organik madde miktarı da azalır. Bazı tipik sonuçlar Tablo 6.32’de verilmiştir.

Tablo 6.32.Konsantre atıksuların katalizli hidrojen peroksit oksidasyonu

Örnek	TOK(mg/l)	KOI(mg/l)	BOİ(mg/l)	LC ₅₀
Atıksu 1				
H ₂ O ₂ öncesi	92	301	135	16,3
H ₂ O ₂ sonrası	52	184	57	29,7
Giderim,%	43,4	38,9	57,8	-
Atıksu 2				
H ₂ O ₂ öncesi	2150	2040	300	2,4
H ₂ O ₂ sonrası	95	850	42	3,0
Giderim,%	95,5	58,3	86	-

Arıtım verimi hidrojen peroksitin kabul edilebilir bir yan ürün oluşturma derecesine bağlıdır (6.30):

$$f = \frac{H_2O_2}{HPD_L} \quad (6.30)$$

Burada:

F : H₂O₂ gereksinimi oranı,
H₂O₂ : kullanılan hidrojen peroksit, mg/l,
HPD_L : 2.13x başlangıç KOİ, mg/l

Hidrojen peroksit UV ile kombine olarak asetat, organik asit ve parlayıcı-patlayıcı maddelerin oksidasyonunda uygulanmış ve UV’nin oksidasyon hızını arttırdığı görülmüştür.

6.12.3. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, çözülmüş maddelerin uygun bir ortamda toplanmasıdır. Bu uygun ortam; sıvı ile gaz, katı, veya diğer bir sıvı arasında olabilir. Burada sadece katı-sıvı arasındaki adsorpsiyondan söz edilecektir. Geçmişte adsorpsiyon prosesi atıksu arıtımında kullanılmayan bir proses olmasına rağmen, günümüzde daha iyi kalitede arıtılmış su gereksinimi sebebiyle aktif karbon ile adsorpsiyon prosesinin atıksu arıtımında kullanımı konusunu gündeme gelmiştir.

Atıksuların çoğu oldukça kompleks yapıda olup içerdikleri maddelerin adsorplanma kapasiteleri farklıdır. Moleküler yapı, çözünürlük gibi özellikler adsorplanma kapasitesini etkiler (Tablo 6.33).

Tablo 6.33. Moleküler yapı ve diğer faktörlerin adsorplanma kapasitesine etkisi

Çözünmüş maddenin çözünürlüğü arttıkça adsorplanabilirliği azalır.

Dallı zincirler, düz zincirlere kıyasla daha kolay adsorplanabilir, zincir uzadıkça çözünürlük azalır.

Adsorplanmayı etkileyen ilgili gruplar ve etkileme tarzları aşağıda verilmiştir:

İlgili grup	Etkileme tarzı
Hidroksil	Genellikle adsorplanmayı azaltır, Bu azalmanın derecesi ana molekülün yapısına bağlıdır.
Amino	Etki hidroksile kıyasla biraz daha fazladır.
Karbonil	Etki karbonil grubunun bağlı olduğu ana maddeye göre değişir. Glioksilik asit asetik asitten daha kolay adsorplanır, fakat daha yüksek yağ asitleri durumunda benzer kolaylık görülmez.
Çifte bağ	Karbonilde olduğu gibi değişken etkiler.
Halojenler	Değişken etki
Sulfonik	Genellikle adsorplanmayı düşürür.
Nitro	Adsorplanmayı artırır.

Kuvvetli iyonize çözeltiler zayıf iyonize olanlar kadar kolay adsorplanmazlar.

Büyük moleküller küçüklere kıyasla daha kolay tutunabilirler.

Düşük polariteli moleküller yüksek polaritedekilere kıyasla daha kolay tutunabilirler.

6.12.3.1. Adsorpsiyon Formülasyonu

Pratik uygulamalarda Freundlich izotermi kullanılır:

$$\frac{X}{M} = kC^{1/n} \quad (6.31)$$

Burada:

X : adsorplanan maddenin ağırlığı

M : adsorbantın ağırlığı

C : çözeltilde kalan konsantrasyon

k, n : sıcaklık, adsorbant ve adsorplanacak maddeye bağlı sabitler

Freundlich izotermindeki sabitler 6.31 denklemini tekrar yazılarak ve C'ye karşı X/M grafiği çizilerek bulunur.

$$\log \frac{X}{M} = \log k + \frac{1}{n} \log C \quad (6.32)$$

6.12.3.2. Karışımın Adsorpsiyonu

Bir karışımda her bir maddenin adsorplanma kapasitesi tek bir maddenin adsorplanma kapasitesinden düşüktür ancak adsorbantın adsorplama kapasitesi tek bir madde olması durumuna göre daha yüksektir. Adsorplama kapasitesi; molekül büyüklüğü adsorplanma

eğilimleri ve konsantrasyonlarına bağlıdır. Endüstriyel uygulamalarda 1 saatin altındaki temas süreleri kullanılır. Adsorpsiyon hızı aktif karbon dozu ile artar.

6.12.3.3. Aktif Karbonun Özellikleri

Aktif karbon odun, lignin, bitümlü kömür, linyit ve petrol kalıntılarından yapılır. Atıksu arıtımında çoğunlukla orta uçuculukta bitümlü kömür veya ligninden üretilmiş Granül Aktif Karbon (GAK) kullanılır. Aktif karbonun üretildiği kaynak ve aktifleştirilme tarzına bağlı olarak özgün özellikleri vardır. Bitümlü kömürden yapılmış granül aktif karbonun gözenek boyutu küçük, yüzey alanı büyük, yığın yoğunluğu ise çok yüksektir. Linyitten üretilmiş aktif karbonun ise gözenek boyutu yüksek, yüzey alanı düşük yığın yoğunluğu ise çok düşüktür.

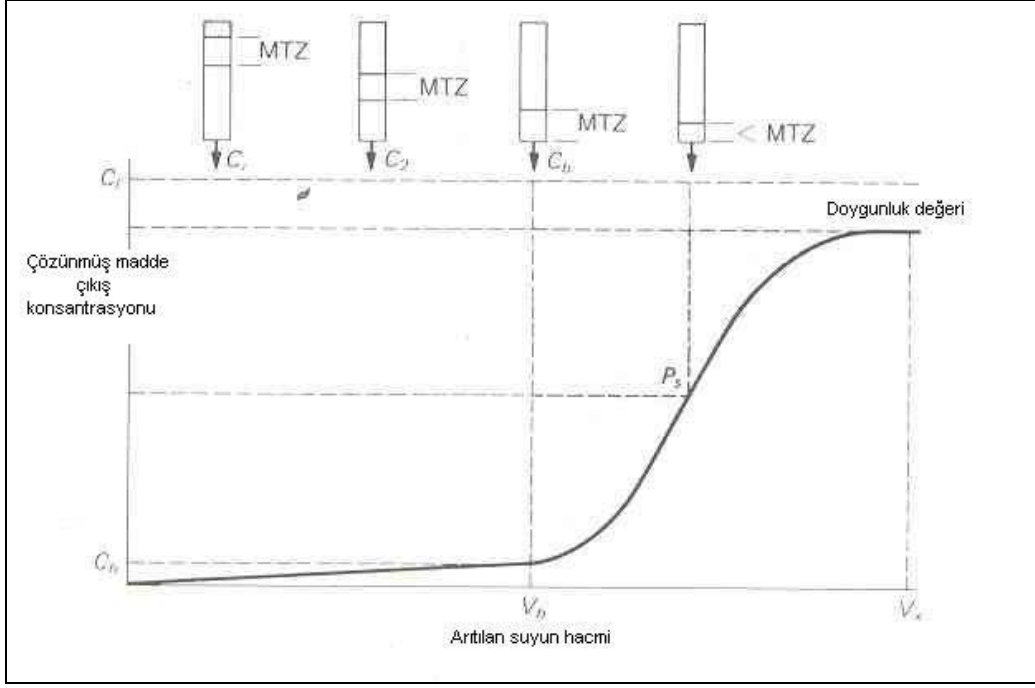
Adsorpsiyon kapasitesi; atıksudaki KOİ, renk, fenol gibi kirleticilerin giderim derecesini gösterir. Adsorpsiyon kapasitesinin belirlenmesinde kullanılan çeşitli testler vardır. Tat ve koku maddelerini gidermede fenol sayısı, düşük molekül ağırlıklı maddelerin (<2µm) gideriminde iyot sayısı, yüksek molekül ağırlıklı maddelerin gideriminde (1-50µm) melas sayısı bağıntıları kullanılır. Genellikle atıksuda düşük molekül ağırlıklı organikler ağırlıklı ise yüksek iyot sayılı, yüksek molekül ağırlıklı organikler ağırlıklı ise yüksek melas sayılı aktif karbon ile daha etkin giderim sağlanabilir.

6.12.3.4. Sürekli Akışlı Karbon Filtreler

Karbon filtreler, filtre yatağından geçen su miktarı arttıkça madde giderimi artacağından kararlı olmayan proses olarak düşünülebilirler. GAK yatağında sorpsiyonun olduğu bölge, Kütle Transfer Bölgesi (KTB) olarak adlandırılır. Atıksu, yüksekliği KTB kadar olan bölgeden geçtiğinde sudaki kirletici konsantrasyonu minimuma inmiş olur. KTB'nin aşağısında daha fazla adsorpsiyon olmaz. Filtrenin üst tarafındaki granül karbon organik madde ile doyduğunda KTB, kırılma olana kadar aşağıya doğru kayar (Şekil 6.12). GAK yatağında KTB'nin oluşması için minimum bir temas süresi gereklidir. Boş yatak temas süresi çok kısa ise (hidrolik yükleme çok büyükse) KTB'nin uzunluğu GAK yatağı yüksekliğinden fazla olacağından adsorplanabilecek kirletici, aktif karbon tarafından tamamen giderilemeyecektir.

6.12.3.5 Karbon Rejenerasyonu

Kullanılmış (doymuş) karbon, ekonomik sebeplerden dolayı rejenere edilmektedir. Rejenerasyonda karbonun gözeneklerindeki adsorplanmış olan maddelerin uzaklaştırılması söz konusudur. Rejenerasyon; termal yollarla, buharla, çözücü ekstraksiyonu ile, asit veya bazla muamele ile ve kimyasal oksitleme yöntemleri ile gerçekleştirilir. Termal rejenerasyon dışındakiler yerinde yapılabildiklerinden dolayı daha çok tercih edilirler. Çok bileşenli atıksuların adsorpsiyonunun yapıldığı aktif karbonun rejenerasyonunda, bu yöntemlerle yüksek verim sağlanamaz. Rejenerasyon sırasında ağırlıkça %5-10 oranında karbon kaybı gerçekleşir. Buna ilaveten rejenere edilen karbonun kapasitesi, gözenek boyutundaki değişiklik ve gözeneklerde birikim gibi sebeplerle bir sonraki kullanımda bir önceki kullanıma göre düşmektedir.



Şekil 6.12. Kütle transfer zonunu gösteren aktif karbon kırılma eğrisi

6.12.4. İyon Değiştirme

İyon değiştirme atıksudaki istenmeyen anyon ve katyonların giderilmesinde kullanılır. Katyonlar hidrojen veya sodyum ile anyonlar ise hidroksil iyonları ile yer değiştirir. İyon değiştirici reçineler, organik ve inorganik yapıdaki maddelere bağlı fonksiyonel gruplardan oluşmaktadır. Atıksu arıtımında kullanılan iyon değiştirici reçineler, pürüzlü üç boyutlu yapıların içine organik maddelerin polimerizasyonu ile yapılan sentetik reçinelerdir. Reçinelerin iyon değiştirme kapasitesi reçinenin birim kütlesindeki fonksiyonel grupların sayısı ile belirlenir.

İyon değiştirme reçineleri pozitif iyonları değiştiriyorsa katyonik, negatif iyonları değiştiriyorsa anyonik olarak adlandırılırlar. Katyon değiştirici reçineler sülfonik gibi asidik fonksiyonel grupları, anyon değiştirici reçineler ise amin gibi bazik fonksiyonel grupları içerirler. İyon değiştirici reçineler; kuvvetli asit, zayıf asit, kuvvetli baz, zayıf baz gibi fonksiyonel grubun yapısına göre sınıflandırılırlar. Asitlik veya bazlığın kuvveti fonksiyonel grubun iyonizasyon derecesine bağlıdır. Örneğin, sülfonik asit fonksiyonel gruplu bir reçine gibi yani kuvvetli asidik katyon değiştirici reçine gibi davranacaktır.

Diğer iyon değiştirici reçineler için en yaygın fonksiyonel gruplar zayıf asit olarak karboksil grubu ($-COOH$), kuvvetli baz olarak dört değerlikli amonyum grubu ($-R_3N^+OH^-$), zayıf baz olarak da amin grubudur ($-NH_2$ veya $-RNH$).

Reaksiyonlar kimyasal dengeye bağlı olup bir iyonun diğeri ile yer değiştirmesinden ibarettir. Sodyum çevrimli bir katyon değişimi reaksiyonu aşağıda verilmiştir:



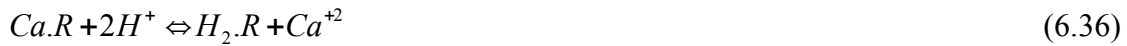
Burada R reçineyi temsil etmektedir. Sodyumun tümü kalsiyum ile yer değiştirdikten sonra, reçine yatağı içinden konsantre sodyum iyonu çözeltisi geçirilerek reçine rejenerere edilir. Böylece reaksiyon tersine döner ve kalsiyumla sodyum yer değiştirir. Rejenerasyon için %5-10'luk tuz çözeltisi kullanılır:



Hidrojen çevrimli katyon değişiminde de benzer reaksiyonlar olur:



%2 ve %10'luk H₂SO₄ ile



Anyon değişiminde de anyonlar hidroksil iyonları ile yer değiştirir:



%5-10'luk sodyum hidroksit rejenerasyon için yeterlidir:



İyon değişiminde performans ve maliyet, reçinenin iyon değiştirme kapasitesi ve rejenerantın miktarına bağlıdır. Yatak kapasitesi, 1 litre yatak hacmi için eşdeğer olarak verilir. Bazı durumlarda yatak kapasitesi “kg CaCO₃/yatak hacmi” veya “iyon kütlesi/yatak hacmi” olarak da verilir. Benzer şekilde, atıksudan giderilecek iyonun miktarı “eşdeğer/litre arıtılacak su” olarak gösterilir.

Sabit yataklı iyon değiştiricilerde yatağın işletme kapasitesi ile kullanılan rejenerant miktarı ilişkilidir.

Kompleks organik atıksu durumunda gerekli tasarım parametrelerini saptamak üzere laboratuvar ölçekli sistemlerde çalışma yapılması önerilmektedir. Deneysel çalışmalar sonunda reçine kullanımı ve rejenerant verimliliği arasındaki ilişki tespit edilerek sistemin optimum işletme düzeyi seçilir.

Endüstriyel atıksu arıtımında iyon değiştiricilerin kullanıldığı en önemli alan kaplama endüstrileridir. Kaplama endüstrisinde, atık kaplama banyolarında bulunan kullanılmış kromik asitin geri kazanımı için, kromik asit banyo suyundaki iyonlar (Fe, Cr⁺³, Al gibi) katyon değiştirme reçinesinden geçirilir ve çıkış suyu, kaplama banyosunda tekrar kullanılır.

6.12.5. Elektro-koagülasyon

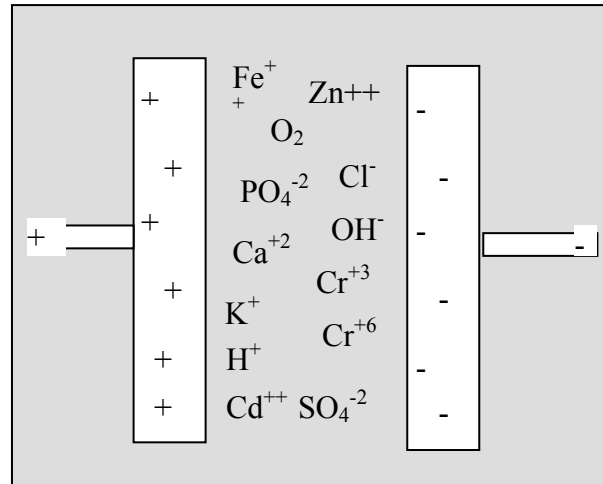
Kolloidal karışımları destabilize etmek ve çözünmüş metal ve diğer inorganik kirleticileri sulu fazdan katı faza geçirmek ve oluşan katı fazı filtreleme ile ayırmak için kimyasal koagülasyon

yöntemleri kullanılmaktadır. Kimyasal arıtmada alum, kireç, demir tuzları ve/veya polimerler kullanılır. Bu prosesler sonucu yüksek miktarda bağlı su içeren dolayısı ile filtrelenmesi ve susuzlaştırılması zor olan yüksek hacimde çamur oluşur. Kimyasal koagülasyondan çıkan suyun, toplam çözülmüş madde konsantrasyonu yüksek olduğundan endüstriyel uygulamalarda tekrar kullanımı mümkün değildir.

Elektro-koagülasyon (EK), kimyasal madde kullanılmadan atıksulardaki çözülmüş ve askıda katı maddeleri gidermede kullanılan bir arıtma yöntemidir. EK prosesi, atıksudan kontrollü olarak elektrik enerjisi geçirilerek partiküllerin destabilize edilmesi, böylece stabil çökelti oluşturularak atıksudan ayrılması prensibine dayanır. EK sistemlerinin diğer kimyasal arıtma sistemlerine kıyasla kimyasal madde kullanılmaması ve az çamur oluşumu gibi üstünlükleri vardır. Elektrokoagülasyon ünitesi şematik görünümü Şekil 6. 13 de verilmiştir (19).

Atıksuyun içinden elektrik akımı geçirildiğinde metaller, hidrokarbonlar ve organik maddeler ile birlikte askıda maddeler ve çözülmüş katılar da destabilize olurlar. Destabilize olan iyonlardan farklı elektrik yüklü parçacıklar birleşerek (koagüle olarak) çökelti oluştururlar. Oluşan çökelti çeşitli çöktürme yöntemleri ile sıvı fazdan ayrılır. Prosesin uygulanmakta olduğu atıksular ve potansiyel uygulama alanları aşağıda verilmiştir:

- Ağır metal giderimi
- Askıda katı ve kolloid madde giderimi
- Yağ-su emülsiyonunun kırılması
- Yağ ve gres giderimi
- Kompleks organiklerin giderimi
- Bakteri ve virüs giderimi
- BOİ, fosfat ve azot giderimi



Şekil 6.13 Tipik bir elektrokoagülasyon hücresi (20)

Bu yöntemin uygulanabileceği bazı alanlar ise:

- Yer altı suyu temizlenmesi
- Proses yıkama ve durulama suları
- İçme suyu arıtımı
- Evsel atıksu arıtımı
- Soğutma kuleleri
- Membran filtrasyonu öncesi ön arıtım
- Mezbaha, et işleme
- Otomobil üretimi ve makine
- Gıda
- Çamaşırhaneler
- Kağıt ve kağıt işleme
- Tekstil
- Petrol ve gaz rafinerileri, petrokimyasal emülsiyonlar

Elektrokoagülasyon prosesinin kimyasal koagülasyona kıyasla birçok üstünlüğü vardır. Bu üstünlükler kısaca aşağıda verilmiştir (21),(22):

- Ekonomiklik: ilk yatırım 12 aydan kısa bir sürede geri döner.
- Çöktürme sonrası elde edilen arıtılmış su kalitesi yüksektir. Bu su, prosese geri döndürülebilir ya da tekrar kullanılabilir.
- Deşarj standartları rahatlıkla sağlanır (EPA), arıtım sonrası deşarj maliyeti düşer.
- Daha düşük hacimde olan ve daha kolay suyunu verebilen çamur elde edilir.
- Oluşan çamur EPA'nın toksik karakterli çamurlarla ilgili standartlarını sağlar. (kimyasal koagülasyonda oluşan stabil olmayan metal hidroksitleri zararlı atık olarak sınıflandırılırlar)
- İşletme giderleri birçok standart arıtma yönteminden daha ekonomiktir.
- Bakım ve işletmesi kolay olup fazla yer kaplamaz.

UYGULAMA

Problem 6.1:

Evsel atıksuyunun arıtılacağı askıda büyüyen, karbon oksidasyonun ve nitrifikasyonun birlikte gerçekleşebileceği, tek çamurlu ve tam karışımli sistemlerden olan aktif çamur sisteminin nitrifikasyonu sağlayacak şekilde tasarımı yapılacaktır (1). Gerekli bilgiler aşağıda verilmektedir:

Atıksu debisi = 3400 m³/gün

Ön çöktürmeden sonraki BOİ = 200 mg/l

Ön çöktürmeden sonraki TKN = 40 mg/l

Minimum sıcaklık = 15°C

Reaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu = 2.5 mg/l

Atıksu tampon kapasitesi, atıksuyun pH'ını 7.2 veya üzerinde tutacak şekildedir.

Tablo 6.14'te verilen kinetik katsayılar kullanılacak olup, μ_m 0.5 gün⁻¹ alınacaktır.

Çözüm:

- Emniyet faktörü 2.5 alınmıştır.
- Nitrifiyerlerin işletme şartları altında maksimum büyüme hızı belirlenir.

a) Tablo 6.9'da verilen eşitliklerden aşağıdaki eşitlik elde edilmiştir;

$$\mu_m^1 = \mu_m e^{0.098(T-15)} \times \frac{\text{ÇO}}{K_{O_2} + \text{ÇO}} \times (1 - 0.833(7.2 - \text{pH}))$$

Sıcaklık düzeltme ÇO düzeltme faktörü pH düzeltme faktörü

Bu eşitlikte;

μ_m^1 = sıcaklık, ÇO ve pH'ın belirlenen şartlarında büyüme hızı

μ_m = maksimum özgül büyüme hızı

T = sıcaklık

ÇO = çözülmüş oksijen

K_{O_2} = çözülmüş oksijen yarı doyumluk sabiti = 1.3 mg/l

pH = işletme pH'ı, yukarıdaki eşitlikte pH = 7.2 olduğunda düzeltme faktörü 1 alınır.

b) Bilinen değerler yerine konularak μ_m^1 hesaplanır;

$$\mu_m = 0.5 \text{ gün}^{-1}$$

$$T = 15^\circ\text{C}$$

$$\text{ÇO} = 2.5 \text{ mg/l}$$

$$K_{O_2} = 1.3 \text{ mg/l}$$

$$\text{pH} = 7.2$$

$$\begin{aligned} \mu_m^1 &= (0.5) e^{0.098(T-15)} \times \frac{2.5}{1.3 + 2.5} \times (1 - 0.833(7.2 - 7.2)) \\ &= (0.5 \text{ gün}^{-1}) (2.5 / (1.3 + 2.5)) \\ &= 0.33 \text{ gün}^{-1} \end{aligned}$$

c) Maksimum substrat kullanım hızı (k) hesaplanır;

$$k^1 = \mu_m^1 / Y$$

$$\mu_m^1 = 0.33 \text{ gün}^{-1}$$

$$Y = 0.2$$

$$k^1 = 0.33 / 0.2 = 1.65 \text{ gün}^{-1}$$

d) Çamur yaşının belirlenmesi:

➤ Minimum θ_c^M ,

$$1 / \theta_c^M \sim Yk^1 - k_d$$

$$Y = 0.2$$

$$k' = 1.65 \text{ gün}^{-1}$$

$$k_d = 0.05 \text{ gün}^{-1}$$

$$1/\theta_c^M = 0.2 (1.65) - 0.05$$

$$= 0.28 \text{ gün}^{-1}$$

$$\theta_c^M = 1/0.28 = 3.57 \text{ gün}$$

➤ EF (emniyet faktörü) = 2.5 olduğunda θ_c tasarım değeri,

$$\theta_c = EF (\theta_c^M) = 2.5 (3.57) = 8.93 \text{ gün}$$

e) Amonyum oksidasyonu için substrat giderim faktörü, U'nun tasarım değeri,

$$\frac{1}{\theta_c} = YU - k_d$$

$$U = \left(\frac{1}{\theta_c} + k_d \right) \frac{1}{Y} = \left(\frac{1}{8.93} + 0.05 \right) \frac{1}{0.2} = 0.81 \text{ gün}$$

f) Çıkış suyundaki amonyum konsantrasyonunun belirlenmesi

$$U = \frac{kN}{K_N + N}$$

$$k = 1.65 \text{ gün}^{-1}$$

$$T = 15^\circ\text{C}$$

$$N = \text{çıkış } \text{NH}_4^+\text{-N konsantrasyonu, mg/l}$$

$$K_N = 10^{0.051T-1.158} = 0.4 \text{ mg/l}$$

$$= 0.81 \text{ gün}^{-1}$$

$$N = \frac{1.65N}{0.81} - 0.4$$

$$N = 0.39 \text{ mg/l}$$

g) Aktif Çamur prosesi için BOI₅ giderim hızının belirlenmesi,

$$\frac{1}{\theta_c} = YU - k_d$$

$$Y = 0.5 \text{ mgUKM/mgBOI}_5$$

$$k_d = 0.06 \text{ gün}^{-1}$$

$$\theta_c = 8.93 \text{ gün}$$

$$U = \left(\frac{1}{8.93} + 0.06 \right) \frac{1}{0.5}$$

$$U = 0.34 \text{ mg BOI}_5/\text{mgUKM.gün}$$

h) BOİ oksidasyonu ve Nitrifikasyon için gerekli hidrolik kalma zamanının belirlenmesi,

$$U = \frac{S_o - S}{\theta X}$$

➤ BOİ oksidasyonu:

$$\theta = \frac{S_o - S}{UX}$$

$$S_o = 200 \text{ mg/l}$$

$$S = 20 \text{ mg/l}$$

$$U = 0.34 \text{ gün}^{-1}$$

$$X = 2000 \text{ mg/l}$$

$$\theta = \frac{(200 - 20) \text{ mg/l}}{0.34 \text{ gün}^{-1} (2000 \text{ mg/l})} = 0.26 \text{ gün} = 6.4 \text{ saat}$$

➤ Amonyum Oksidasyonu,

$$\theta = \frac{N_o - N}{UX}$$

$$N_o = 40 \text{ mg/l}$$

$$N = 0.39 \text{ mg/l}$$

$$U = 0.81 \text{ gün}^{-1}$$

$$X = 2000 \text{ mgSS/l} \times 0.8 = 160 \text{ mgUKM/l}$$

$$\theta = \frac{(40 - 0.39) \text{ mg/l}}{0.81 (2000 \text{ mg/l} \times 0.08)} = 0.31 \text{ gün} = 7.3 \text{ saat}$$

Sonuç olarak, nitrifikasyon prosesi için gerekli hidrolik kalış süresi tasarım çalışmalarında esas alınır.

i) Gerekli havuz hacminin hesaplanması:

$$V = Q \cdot \theta = 3400 \text{ m}^3/\text{gün} \times 0.31 \text{ gün} = 1054 \text{ m}^3$$

j) Toplam oksijen ihtiyacının hesaplanması:

➤ Toplam oksijen ihtiyacı aşağıdaki eşitlik ile belirlenir:

$$O_2 = \frac{Q(S_o - S)}{f} - 1.42 (P_x) + 4.57 Q(N_o - N)$$

- Q = atıksu debisi
 S_o = giriş BOİ₅, mg/l
 S = çıkış BOİ₅ mg/l
 8.34 = dönüşüm faktörü
 f = 0.68 (BOD₅/BOD_L)
 P_x = biyokütle üretimi
 1.42 = dönüşüm faktörü (BOD_U/UKM)
 N_o = giriş TKN, mg/l
 N = çıkış TKN, mg/l
 4.57 = dönüşüm faktörü (O₂/NH₄⁺-N)

➤ Alternatif olarak, aşağıdaki eşitlik de, oksijen ihtiyacını yaklaşık olarak belirlemede kullanılabilir:

$$O_2 = Q (kS_o + 4.57 \text{ TKN})$$

k = Nitrifikasyon sistemine düşük BOİ yüklemelerinde dönüşüm faktörü, 1.1 ile 1.25 aralığındadır.

k=1.15, emniyet faktörü 2.5 alınarak hesap yapılmıştır.

$$O_2 \text{ (kg/gün)} = 3400 [(1.15 (200) + 4.57(40))] \times 2.5 \times 10^{-3} \\ = 3509 \text{ kg/gün}$$

Problem 6.2:

Birleşik tek çamurlu nitrifikasyon/denitrifikasyon reaktöründe havalı ve anoksik bekletme sürelerinin hesaplanması.

- Giriş BOİ = 200 mg/l
 Giriş amonyum-azotu = 25 mg/l
 Çıkış amonyum-azotu = 1.5 mg/l
 Çıkış nitrat-azotu = 5 mg/l
 Sıcaklık = 15°C
 Y_h = 0.55 mg VSS/mg BOİ
 k_{d(15°C)} = 0.04 gün⁻¹
 U_{DN(15°C)} = 0.042 mg NO₃⁻N/mg UKM.gün
 Çözünmüş oksijen konsantrasyonu = 2 mg/l
 X_a = 2500 mg/l UKM
 θ_c = 8.9 gün denitrifikasyon için
 V_{havalı} = 0.71
 f_{VSS} = 0.8

Çözüm:

- Geri devir oranının hesabı:
R = (25 - 1,5) / 5 - 1

$$R = 3,7$$

- Toplam çamur yaşı hesabı:

$$\theta_c^1 = 8,9/0,71$$

$$\theta_c^1 = 12,5 \text{ gün}$$

- f_{VSS} 'nin hesabı:

$$f_{VSS} = \frac{0.8}{1 + ((1 - 0.8) (0.04) (12.5))}$$

$$f_{VSS} = 0,73$$

- sistemde havalı (aerobik) bölümdeki toplam hidrolik kalış süresi hesabı:

$$\theta_a = \frac{(0.55) \times (200) (12.5)}{2500 (1 + (0.04) (0.73) (12.5))}$$

$$= 0,4 \text{ gün} = 2,9 \text{ saat}$$

- anoksik bekletme süresi hesabı:

$$\theta_{DN} = (1 - 0,71) (0,4)$$

$$= 0,12 \text{ gün} = 2,9 \text{ saat}$$

- Denitrifikasyon için gerekli anoksik bekletme süresi hesabı:

$$\theta_{DN}^1 = (25 - 1,5 - 5) / (0,042) (2500)$$

$$\theta_{DN}^1 = 0,18 \text{ gün} = 4,3 \text{ saat}$$

$\theta_{DN} \neq \theta_{DN}^1$ olduğundan yeni bir havalı oranı ile hesaplar tekrarlanır.

$V_{\text{havalı}} = 0.6$ olsun.

$$\theta_c^1 = 8.9/0.6 = 14.8 \text{ gün}$$

$$f_{VSS} = \frac{0.8}{1 + (1 - 0.8) \times 0.04 \times 14.8} \cong 0.72$$

$$\theta_a = \frac{0.55 \times 200 \times 14.8}{2500(1 + 0.04 \times 0.72 \times 14.8)} \cong 0.46$$

$$\theta_{DN} = (1 - 0.6) \times 0.46 = 0.184 \text{ gün} > \theta_{DN}^1 = 0.18 \text{ gün olduğundan}$$

$\theta_{DN} = 0.184 \text{ gün}$ yeterlidir.

KAYNAKLAR

- (1)Metcalf & Eddy, 1991. Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse, McGraw-Hill international Editions.
- (2) Soli J. Arceivala, 2002. Çevre Kirliliği Kontrolünde Atıksu Arıtımı, Tata McGraw –Hill Publishing company limited.
- (3) Recep İleri, 2000, Çevre Biyoteknolojisi, Değişim yayınları.
- (4) Altınbaş, U., 2001. Nutrient removal from low strength domestic wastewater in sequencing batch biofilm reactor, Water Science and Technology, Vol.44, No.1, pp 181-186.
- (5) Gonçaves, R.F. and Rogalla, F, 1994. “Continuous biological phosphorus uptake in submerged biofilters with nitrogen removal” Water Science and Technology, Vol. 29, No.10-11, pp.135-143.
- (6)Shimizu, T., Tambo, N., Kudo, K., Ozawa, G., Hamaguchi, T., 1994. “An anaerobic fluidized pellet bed bioreactor process for simultaneous removal of organic, nitrogenous and phosphorus substances” Water Research, Vol.28, No.9, pp.1943-1952.
- (7) Gonçaves, R.F. and Rogalla, F, 1992. “Continous biological phosphorus removal in a biofilm reactor”, Water Science and Technology, Vol. 26, No.9-11, pp.2027-2030.
- (8)Hultman, B., Jönsson, K., Plaza, E., 1994. “Combined nitrogen and phosphorus removal in a fullscale continuous up-flow sand filter” Water Science and Technology, Vol. 29, No.10-11, pp.127-134.
- (9) Gonçaves, R.F. and Rogalla, F, 1992. “Biological phosphorus removal in fixed films reactors” ” Water Science and Technology, Vol. 25, No.12, pp.165-174.
- (10) Mogen Henze, Poul Harremoes, Jes la Cour Jansen, Erik Arvin, 1997. “Wastewater Treatment: Biological and Chemical Proseses” Second edition, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- (11) Water Environmental Federation, 1998. Biological and Chemical Systems for Nutrient Removal, A special publication.
- (12) Bilstad T. 1997. Membrane Operations. Wat. Sci. Tech. Vol. 36, No.2-3, 17-24.
- (13) Ernst, M., and Jekel, M. 1999. Advenced Treatment Combination for Groundwater Recharge of Municipal Wastewater by Nanofiltration and Ozonation. Wat.Sci.Tech. 40, No.4-5, 277-284.
- (14) <http://www.kinetico.com/industrl/microfil.htm>
- (15) Ciardelli, G., Corsi, L., Marcucci, M., 2000. Membrane Separation for Wastewater Reuse in the Textile Industry, Resources, Conservation and Recycling 31, 189-197.

- (16) Ahn, K.H., Song, K.G. 1999. Treatment of Domestic Wastewater Using Microfiltration for Reuse of Wastewater. *Desalination*, 126, 7-14.
- (17) Yalçın, F., Koyuncu, I., Öztürk, İ., and Topacık, D. 1999. Pilot Scale UF and RO Studies on Water Reuse in Corrugated Board Industry. *Wat. Sci. Tech.* Vol.40, No.4-5, 303-310.
- (18) W.Wesley Eckenfelder, Jr., 1989. *Industrial Water Pollution Control*. McGraw-Hill International Editions.
- (19) <http://www.powellwater.com>
- (20) <http://www.kaselco.com>
- (21) <http://www.apexprocess.com.au/coagulation2.htm>
- (22) N.P. Barkley, C Farrell, and T. Williams, 1993. Electro-Pure Alternating Current Electrocoagulation, EPA/540/S-93/504.