

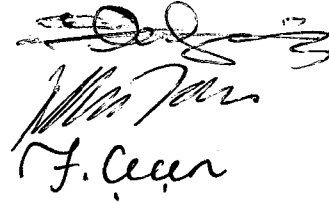
**KÜÇÜK ÖLÇEKLİ BİYOFİLM SİSTEMLERİNDE AZOT
GİDERİMİNİN İNCELENMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
Y. Müh. Hayal AKTÜN
(F0196Y431)**

98384

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 8 Kasım 1999
Tezin Savunulduğu Tarih : 8 Ekim 1999**

Tez Danışmanı : Prof. Dr. İ. Ethem GÖNENÇ
Diğer Jüri Üyeleri Prof. Dr. İ. Ethem GÖNENÇ
Prof. Dr. İlhan Talınlı
Prof. Dr. Ferhan ÇEÇEN



KASIM 1999

ÖNSÖZ

Yüksek lisans tez çalışmam boyunca bana bilgi, birikim, destek ve yardımlarıyla katkıda bulunan tez danışmanım Prof. Dr. İ. Ethem Gönenç' e teşekkür ederim.

Ağustos 1999

Hayal Aktün



İÇİNDEKİLER

KISALTMALAR	v
TABLO LİSTESİ	vi
ŞEKİL LİSTESİ	viii
SEMBOL LİSTESİ	x
ÖZET	xii
SUMMARY	xiv
1. GİRİŞ	1
1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	2
2. BİYOFİLM ARITMA SİSTEMLERİ	3
2.1. Küçük Arıtma Sistemleri	3
2.2. Biyofilm Sistemlerinin Genel Tanıtımı	3
2.3. Sık Kullanılan Biyofilm Sistemleri	6
2.3.1. Batık Filtreler	7
2.3.1.1. Aerobik Batık Filtreler	7
2.3.1.2. Anaerobik Batık Filtreler	9
2.3.1. Damlatmalı Filtreler	10
2.3.1. Döner Biyolojik Diskler	11
3. BİYOFİLM KİNETİĞİ	13
3.1. Giriş	13
3.2. Biyofilmlerin Büyüme Prosesi	13
3.3. Biyofilm Kinetiğine Kavramsal Yaklaşım	14
3.4. Biyofilmlerde Kısıtlayıcı Olaylar	16
3.5. Substrat Giderilmesinde Etkili Olaylar	18
3.6. Hız Kısıtlayıcı Olayların İncelenmesi	18
3.6.1. Biyofilme Difüzyon	18
3.6.2. Sıvı Film Difüzyonu	19
3.6.3. Biyofilm İçerisinde Reaksiyon	22
3.6.4. Biyofilm Dışına Difüzyon	23
3.6.5. Adsorpsiyon ve Hidroliz	24
3.7. Biyofilmlerde Kullanılan Kinetik Modeller	25
3.8. İkili Substrat Difüzyonu ve Geçiş Halleri	27
3.9. Üçlü Substrat Difüzyonu ve Geçiş Halleri	28

4. KÜÇÜK ARITMA TESİSLERİNİ ETKİLEYEN FAKTÖRLER	31
4.1. Giriş	31
4.2. Nitrifikasyon Yapan Biyofilm Reaktörlerinde Hidrolik Bekletme Süresi ve Akış Tipinin Etkisi	32
4.3. Biyofilm Oluşumu ve Dağılımı	33
4.4. Oksijen Transferinin Etkisi	34
4.5. Amonyak kısıtlamasının Etkisi	36
4.6. Kalan organik maddelerin ve partiküllerin etkisi	37
4.7. Alkalinite Kısıtlaması ve pH' nın Etkisi	39
4.8. Sıcaklığın Etkisi	40
4.9. Maksimum Nitrifikasyon Hızları	43
4.9.1. Damlatmalı Filtrelerde Nitrifikasyon Hızı	44
4.9.2. Döner Biyolojik Disklerde Nitrifikasyon Hızı	45
4.9.3. Biyolojik Filtrelerde Nitrifikasyon Hızı	45
4.10. Hidrolik Yüklemenin Etkisi	47
4.11. Organik Yükleme ve BOİ Yükünün Nitrifikasyon Hızına Etkisi	49
5. KÜÇÜK ARITMA SİSTEMLERİNİN TASARIM ESASLARI	54
5.1. Kinetik Yaklaşım	54
5.1.1. Tam Karışımli Reaktörler	54
5.1.2. Piston Akımlı Reaktörler	56
5.1.3. Boyuna Dispersiyonlu Reaktörler	58
5.2. Pratik Yaklaşım	60
5.2.1. Biyolojik Filtre (Sabit Yataklı)	60
5.2.2. Döner Biyolojik Disk	66
6. SONUÇLAR VE TARTIŞMA	76
KAYNAKLAR	81
EKLER	83
ÖZGEÇMİŞ	91

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1. Biyofilm reaktörlerinde N ve P giderimi.....	5
Tablo 3.2. Sıvı film kalınlığı.....	20
Tablo 4.1. Biyofilmleri etkileyen parametreler.....	31
Tablo 4.2. Değişik proseslere ait denitrifikasyon performansları.....	34
Tablo 4.3. Nitrifikasyon hızını etkileyen dizayn ve işletme parametreleri.....	44
Tablo 6.1. Reaktör tiplerine uygulanan yüklemeler.....	79
Tablo C.1. Sistem tiplerine göre maksimum spesifik büyüme hızı, dönüşüm katsayıları ve yarı hız sabitleri.....	83
Tablo C.2. Sistem tiplerine göre biyofilm kalınlıkları.....	84
Tablo C.3. Sıfırıncı mertebe reaksiyon hız sabitleri.....	85
Tablo C.4. 1/2 mertebe reaksiyon hız sabitleri.....	87
Tablo C.5. Birinci mertebe reaksiyon hız sabitleri.....	88
Tablo C.6. Difüzyon katsayıları.....	89

ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 3.1 : Biyofilmi oluşturan mikroorganizmalar.....	14
Şekil 3.2 : Biyofilm reaksiyonlarında yer alan hız kısıtlayıcı olaylar.....	17
Şekil 3.3 : Substrat giderilmesinde etkili olan olaylar.....	18
Şekil 3.4 : İdealize edilmiş bir biyofilmin geometrisi.....	25
Şekil 3.5 : İkili substrat difüzyonu.....	27
Şekil 3.6 : Nitrifikasyon mekanizması için hız kısıtlaması.....	28
Şekil 3.7 : Denitrifikasyon mekanizması için hız kısıtlaması.....	28
Şekil 3.8 : Nitrifikasyon için üçlü substrat difüzyonu ve geçiş halleri.....	29
Şekil 4.1 : Plastik dolgu malzemeli damlatmalı filtre, plastik döner biyolojik disk ve üç değişik tip biyofiltrede bekleme süresi dağılımı.....	33
Şekil 4.2 : Nitrifikasyon hızı üzerinde biyofiltrelerde su ve hava akışının etkisi.....	36
Şekil 4.3 : NH_4 kısıtlamasının olduğu durumlarda nitrifikasyon performansı (10 oC).....	37
Şekil 4.4 : Biyofilm kalınlığının dağılımı.....	37
Şekil 4.5 : Askıda katı maddelerin nitrifikasyon hızı üzerindeki etkisi.....	38
Şekil 4.6 : Nitrifikasyonda pH kısıtlaması ve alkalinite.....	39
Şekil 4.7 : NH_4 kısıtlamasının olmadığı durumlar için, hacimsel nitrifikasyon hızına uzun vadede sıcaklığın etkisi.....	43
Şekil 4.8 : Damlatmalı filtrelerde derinliğe bağlı nitrifikasyon hızları.....	44
Şekil 4.9 : Seri damlatmalı filtrelerde nitrifikasyon hızları.....	44
Şekil 4.10 : Küçük bir RBC' de dönme hızına bağlı nitrifikasyon hızları.....	45
Şekil 4.11 : RBC' lerde nitrifikasyon hızında geri devir ve önfiltrasyonun etkisi.....	45
Şekil 4.12 : Üç değişik biyofiltrede amonyak konsantrasyonu ve hava hızına bağlı olarak nitrifikasyon hızı.....	46
Şekil 4.13 : Biyofiltrelerde $\text{NH}_4\text{-N}$ çıkış konsantrasyonuna bağlı olarak nitrifikasyon hızları.....	46
Şekil 4.14 : Hidrolik yüklemenin RBC' lerde $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi üzerindeki etkisi.....	48
Şekil 4.15 : Hidrolik yüklemenin RBC' lerde $\text{NH}_4\text{-N}$ çıkış konsantrasyonu üzerindeki etkisi	48
Şekil 4.16 : BOİ çıkış konsantrasyonunun nitrifikasyona etkisi.....	49
Şekil 4.17 : BOİ yükünün nitrifikasyon hızına etkisi.....	50
Şekil 4.18 : Biyofiltrelerde hacimsel yüklemeye karşılık çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları.....	50

Şekil 4.19	: Biyolojik filtrelerde hacimsel yüklemeye karşılık elde edilen giderim.....	51
Şekil 4.20	: Tek ve çift kademeli DF' lerde amonyak yükü ve nitrifikasyon hızının karşılaştırılması.....	52
Şekil 4.21	: Nitrifikasyon verimi (10 adet biyopur tesisinde).....	52
Şekil 4.22	: Denitrifikasyon verimi (10 adet biyopur tesisinde).....	53
Şekil 5.1	: Birinci aşamada hacimsel yükleme hızının giderim hızına ve verime etkisi.....	63
Şekil 5.2	: İkinci ve üçüncü aşamada hacimsel yükleme hızının giderim hızına ve verime etkisi	64
Şekil 5.3	: Giriş konsantrasyonu ve hidrolik yüklemenin hacimsel giderim hızına etkisi	64
Şekil 5.4	: Giriş konsantrasyonu ve hidrolik yüklemenin hacimsel % giderimine etkisi	65
Şekil 5.5	: Disk üreticilerinin kullandığı yoğun ortam.....	68
Şekil 5.6	: Disk üreticilerinin kullandığı standard ortam.....	69
Şekil 5.7	: Disk ve yan levhaları.....	69
Şekil 5.8	: Biyodiskte giriş KOİ' lerine karşılık gelen çıkış değerleri.....	72
Şekil 5.9	: Biyodiskte giriş BOİ' lerine karşılık gelen çıkış değerleri.....	72
Şekil 5.10	: Biyodiskte giriş TAM' lerine karşılık gelen çıkış değerleri.....	73
Şekil 5.11	: Biyodiskte giriş- çıkış BOİ değerlerine karşılık gelen giriş-çıkış KOİ değerleri.....	73
Şekil 5.12	: Biyodisk tasarım eğrisi.....	74
Şekil 5.13	: Biyodiskte uygulanan yüklemelere karşılık elde edilen giderim hızları.....	75

SEMBOL LİSTESİ

BOİ	: Biyokimyasal oksijen ihtiyacı
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
NH₄-N	: Amonyak
O₂	: Oksijen
TAKM	: Toplam askıda katı madde
NO₂	: Nitrit
NO₃	: Nitrat
PO₄-P	: Fosfor
N	: Akı
D	: Difüzyon katsayısı
D_n	: Amonyak için difüzyon katsayısı
D_o	: Oksijen için difüzyon katsayısı
D_s	: Organik madde için difüzyon katsayısı
k_F	: Substratın kütle transfer katsayısı
Re	: Reynolds sayısı
μ	: Zemin akma gerilmesi
ρ	: Plağı etkileyen bileşke yayılı yük
V	: Hız
u	: Akış hızı
d_p	: Partikül çapı
ε	: Porozite
Q	: Debi
a, b	: Reaksiyon mertebesini gösteren indisler
X/M	: Birim zamanda adsorplayıcı madde için adsorbe edilen miktar
S	: Substrat konsantrasyonu
S*	: Biyofilm yüzeyindeki sıvı içinde substrat konsantrasyonu
S_n*	: Biyofilm yüzeyindeki sıvı içinde amonyak konsantrasyonu
S_o*	: Biyofilm yüzeyindeki sıvı içinde oksijen konsantrasyonu
S_s*	: Biyofilm yüzeyindeki sıvı içinde organik madde konsantrasyonu
Y_n	: Nitrifikasyon için dönüşüm oranı
Y_s	: Mineralizasyon için dönüşüm oranı
γ_n	: Amonyak için stokiometrik oran
γ_s	: Organik madde için stokiometrik oran
T	: Sıcaklık
φ	: Sistem sabiti
β	: Penetrasyon oranı
r_a	: Birim biyofilm yüzeyi için giderim oranı

k_{nf}	: Amonyak giderimi için hız sabiti
k_{of}	: Oksijen kullanımı için hız sabiti
k_{sf}	: Organik madde giderimi için hız sabiti
$k_{1/2an}$	: Amonyak için 1/2. mertebe yarı hız sabiti
$k_{1/2ao}$	: Oksijen için 1/2. mertebe yarı hız sabiti
L	: Biyofilm kalınlığı
L_n	: Amonyakın penetrasyon derinliği
L_o	: Oksijenin penetrasyon derinliği
L_s	: Organik maddenin penetrasyon derinliği



KÜÇÜK ÖLÇEKLİ BİYOFİLM SİSTEMLERİNDE AZOT GİDERİMİNİN İNCELENMESİ

ÖZET

Atıksulardan organik madde ve azot gideriminde küçük biyofilm arıtma sistemleri özellikle düşük enerji giderleri ve yetişmiş iş gücü gerektirmemeleri nedeniyle, askıda sistemlere iyi bir alternatif oluşturmakta ve yaygın olarak kullanılmaktadır.

Bu çalışmada küçük arıtma tesislerinin azot giderimi için de kullanılabilmesi için, kavramsal ve deneysel mevcut bilgi birikimi ortaya konmuş ve bu birikimin sistemin tasarımında kullanılabilirliği araştırılmıştır.

Birinci bölümde çalışmanın anlam ve önemi ile amaç ve kapsam üzerinde durulmuş; azot gideriminin günümüzde ne kadar önemli olduğu açıklanarak, biyofilmler kullanılarak küçük arıtma tesislerinin azot giderimi için de kullanılabilirlikleri değerlendirilmiştir.

İkinci bölümde dünyada yaygın olarak kullanılan çeşitli tipte biyofilm sistemlerinin tanımları verilmiştir.

Üçüncü bölümde biyofilm kinetiği detaylı olarak açıklanmış, biyofilm kinetiğine uygun model yaklaşımlar verilmiş ve biyofilm kinetiğinin azot giderimi açısından reaktör tasarımına uygulanabilirliği üzerinde durulmuştur.

Dördüncü bölümde küçük arıtma sistemlerinde biyofilmlerle azot giderimi tasarımında kullanılan ve sistem performansını etkileyen parametreler ve çevresel etkiler incelenmiş, bu konuda yapılmış olan çalışmalar değerlendirilmiş ve bulguların tartışması yapılmıştır.

Son bölümünde küçük arıtma sistemlerinin tasarımında kullanılan kinetik ve pratik yaklaşım vurgulanmış ve bu tip sistemlerin tasarımı için geçerli yöntemler sunulmuştur.



RESEARCH ON NITROGEN REMOVAL WITH SMALL SCALED BIOFILM SYSTEMS

SUMMARY

Among the technologies used in small wastewater treatment plants, biofilm systems contribute a significant part and are a good alternative to other systems in organic matter and nitrogen removal due to their low energy consumption and due to the fact that they don't require skilled operators.

The existing theoretical and experimental knowledge about nitrogen removal mechanism in biofilms is given and are presented in such a way that can be used in the design of the small wastewater treatment plants.

In the first chapter, the importance and the aim of the study are emphasized. The reason why the nitrogen removal is very important for us and the reason why biofilm systems are suitable for small wastewater treatment plants are given.

In the second chapter, the mostly used biofilm systems in the international platform are given and their descriptions are made.

In the third chapter the biofilm growth kinetics are defined in detail, the models where biofilm models can be applied are introduced and the applications of biofilm kinetics for nitrogen removal to reactor design is investigated.

In the fourth chapter the parameters and environmental factors that effect nitrogen removal with biofilms in small wastewater treatment plants are investigated, the studies on this subject are evaluated and the findings are discussed.

In the last section, the kinetic and practical ways to design small wastewater treatment plants are given in the frame of the findings obtained.



1. GİRİŞ

1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi

Azot elementini içeren çeşitli bileşiklerin doğada meydana getirdiği mühim etkilerden dolayı azot giderimi günümüzde oldukça önem kazanmıştır. Azotun çeşitli formları, alıcı ortamdaki mevcut oksijeni azaltmakta, sudaki yaşama zarar vermekte, toksisiteyi arttırmakta, klor dezenfeksiyon verimini olumsuz etkilemekte, sağlığı tehdit etmekte ve atıksuyun tekrar kullanımını zorlaştırmaktadır.

Doğada azot pek çok değişik formda bulunmaktadır. Bunlar organik azot, amonyak, nitrit azotu, nitrat azotu veya azot gazı olarak adlandırılabilirler. Bu azot bileşenleri arasında oluşan dönüşümler çeşitli organizmaların metabolik aktiviteleri ile meydana gelmektedir. Ototrof organizmalar organik azotu ve amonyak azotunu nitrifikasyon prosesi ile nitrat azotuna yükseltirken, heterotrof organizmalar karbon giderimini ve yükseltgenmiş azotun azot gazına indirgenmesini sağlamaktadırlar.

Azot bileşenleri içeren atıksuların alıcı ortamlarda yaratacağı olumsuz etkilerin giderilmesi için kullanılan arıtma sistemleri genel olarak iki ana grupta toplanmaktadır.

1. Askıda Büyümenin Söz Konusu Olduğu Sistemler
2. Tutunarak Büyümenin Söz Konusu Olduğu Sistemler (Biyofilmli)

Uzun yıllardır atıksuların arıtılmasında askıda büyümenin söz konusu olduğu sistemler kullanılmış olmasına rağmen, 1970' li yıllarda yaşanan enerji krizinden sonra daha az enerji kullanılan sistemler (biyofilmli) tercih edilmeye başlanmış ve bu tip sistemlerle ilgili araştırmalar ivme kazanmıştır.

Biyofilmler şok yüklemelere karşı daha dirençli olduklarından, arıtma verimi çöktürmeye bağlı olmadığından, daha kompakt olduklarından, daha az enerji ve hacim gerektirdiklerinden, yatırım maliyetleri az olduğundan, daha az bakım gerektirdiklerinden ve bunlara benzer pek çok nedenden ötürü günümüzde tercih edilmeye başlanmıştır. Biyofilm sistemleri ile ilgili araştırmalar her geçen gün daha çok popülerite kazanmakta ve yeni teknolojiler geliştirilmektedir. Biyofilm sistemlerinden, mineralizasyonun yanısıra azot giderimi de beklenebilmektedir. Dolayısıyla, azot gideriminde yukarıda da bahsedilen nedenlerden dolayı, gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerde biyofilmler birinci sırada yer alabilecek bir alternatiftir. Çevre kirliliğinin hissedilebilir boyutlara ulaşması ile güncellenen arıtma tesislerinin yapımında en önemli sorun, güvenilir ve uygun sistemin seçimidir.

1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmanın genel amacı, biyofilm sistemlerinde azot giderim mekanizması için mevcut bilgi birikiminin değerlendirilerek arıtma tesislerinin tasarımında da kullanılabilir halde sunulmasıdır. Bu amaç doğrultusunda çeşitli literatürde verilen çalışmaların sonuçları kullanılarak biyofilm kinetiği esasları incelenmiş ve dünyada kullanılan sistemler tanıtılmıştır.

Bu amaçlar doğrultusunda yapılan çalışmanın kapsamını ise aşağıdaki şekilde özetlemek mümkündür :

- Biyofilm sistemlerinin açıklanması ve dünyada kullanılan biyofilm sistemlerinin tanıtılması ve incelenmesi,
- Biyofilm kinetiğinin açıklanması ve irdelenmesi,
- Azot gideriminde küçük arıtma tesislerini etkileyen faktörlerin incelenmesi,
- Mevcut tasarım yöntemlerinin incelenmesi,
- Dünyada kullanılan küçük, biyofilm sistemli, arıtma tesislerinin azot gideriminde kullanımının incelenmesi.

2. BİYOFİLM ARITMA SİSTEMLERİ

2.1. Küçük Arıtma Sistemleri

Bir çok büyük şehrin kendi kanalizasyon şebekesi ve atıksu arıtma tesisi olmasına rağmen, küçük nüfuslu bölgelerin çoğuna henüz kanalizasyon şebekesi yapılmamıştır. Dolayısıyla göl, nehir vs. gibi temiz su rezervuarlarının korunması bakımından, küçük nüfuslara haiz toplulukların atıksularının arıtılarak alıcı ortama verilmesi çok büyük önem kazanmaktadır.

Nüfusu az olan toplulukların, evsel nitelikli atıksularının arıtımında, genellikle kurulması ve işletilmesi kolay ve bakımı az olan, ucuz sistemler talep etmesi küçük arıtma sistemlerinin popülaritesini arttırmıştır. Küçük arıtma tesisleri gerek mekanik ekipman kullanımı ve gerekse işletme kontrolü minimum olacak şekilde dizayn edilebilirler.

Bu çalışmada küçük arıtma tesislerinden kasıt 2000 nüfus ve altına eşdeğer, yani yaklaşık olarak 400 m³/gün atıksu debisini arıtacak atıksu arıtma tesisleridir.

Küçük arıtma sistemlerinin tasarımında kişi başına su kullanımı ve kirlilik yükü için verilen istatistiki değerlerden faydalanılır. Küçük nüfuslu yerlerde kişi başına su kullanımı daha düşüktür. Kişi başına evsel amaçlı su kullanımı 100-200 l/kişi-gün civarındadır.

2.2. Biyofilm Sistemlerinin genel tanıtımı

Biyofilm bir katı madde yüzeyine tutunan mikroorganizmaların oluşturduğu tabakadır. Atıksu verildikçe filtre ortamı üzerinde biofilm oluşmaya başlar. Biyofilm bir çok değişik ve yüksek miktarda yaşayan mikroorganizmanın oluşturduğu

(bakteriler, protozoalar, algler, funguslar ve böcek larvaları...) jelle benzer viskoz ve yapışkan bir tabakadır.

Doğal su kaynaklarının çoğunda (özellikle yüksek yüzey alanı ve düşük besin maddesi konsantrasyonu olanlarında) biyofilmin % 90 ila % 99.9' unu bakteriler oluşturmaktadır (Wuhsman, 1972).

Biyofilmler akarsu yataklarında, yer altı suyu akiferlerinde, göl diplerinde, su ileten borularda, gemilerin suya batan yüzeylerinde bulunabilirler. Mühendislikte biyofilmler genellikle damlatmalı filtreler, döner diskler ve batık filtrelerde kullanılmaktadır. Biyofilmlerin gerek doğada ve gerekse mühendislik yapıtlarında çok geniş bir spektrumda yer alması son yıllarda bu konuya olan eğilim ve dolayısıyla da araştırmalarda artışa sebep olmuştur.

1940' lı yıllarda atıksuların ikincil arıtmalarında sabit film reaktörlerinden özellikle damlatmalı filtreler sıkça kullanılmakta idi. 1950' li yıllarda askıda büyümenin söz konusu olduğu proseslerin (örn. aktif çamur) kullanımının artması ile birlikte sabit film sistemlerinin kullanımında bir azalma olmuştur. O zamanlarda damlatmalı filtrelerin tercih edilmemeye başlanmasının başlıca nedeni kaya filtre malzemelerinin doğurduğu dezavantajlardı.

1980' li yılların başlarında bu tip sistemler hakkında araştırmalar yapılarak ilerleme kaydedilmeye ve döner diskler gibi sabit film reaktörleri, özellikle potansiyel enerji tasarrufundan dolayı tercih edilmeye başlandı. Damlatmalı filtrelerde kullanılmak üzere yeni, esnek ve avantajlı sentetik filtre malzemeleri (örn. Crossflow (çarpaz akışlı) plastik, yatay redwood (kırmızı tahta) ve random (rastgele) plastik) üretimine geçildi. Bu sistemlerin işletilmesinin kolay oluşu, şok yüklemelere karşı direnci, düşük biyolojik katı dönüşüm oranı, düşük enerji gereksinimi bu ilginin artmasına sebep olmuş ve bu tip film reaktörler tek başına veya diğer sistemlerle kombine olarak kullanılmaya başlanmıştır.

Biyofilm sistemleri genellikle atıksuyun içerisinde bulunan organik maddelerin gideriminde kullanılmaktadır. Son yıllarda azot ve fosfor giderimi için de bu sistemlerden faydalanılmaktadır (Tablo 2.1).

Tablo 2.1. Biyofilm Reaktörlerinde N ve P Giderimi

Sistem	Çıkış Konsantrasyonu	Referans
Batık Biyofiltre	<2 mgP/l; <5 mgTKN/l	Gonçalves, 1994
Akışkan tanecikli yatak	0-0.2 mgP/l	Shimizu, 1994
Batık yüzer filtre	<1 mgPO ₄ -P/l	Gonçalves, 1992
Yukarı Akışlı Kum Filtre	0.15 mgP/l; 0.5-2 mgN/l	Hultman, 1994
Yukarı Akışlı Granüler Havalandırmalı Filtre	<1 mg PO ₄ -P/l ve <1 mg NH ₄ -N/l	Gonçalves, 1992

Biyofilm sistemlerinin belli başlı avantajları aşağıda belirtilmiştir :

1. Biyofilm sistemleri askıda büyümenin söz konusu olduğu aktif çamur proseslerine nazaran şok yüklemelere karşı daha direçlidirler.
2. Biyofilm sistemlerinde özellikle plastik dolgu malzemeleri kullanılarak daha büyük yüzey alanına sahip temas etme bölgesi sağlanabildiği için yüksek biyokütle konsantrasyonları elde edilebilmektedir.
3. Yüksek organik yüklemelerde dahi iyi arıtma verimleri elde edilebilmektedir.
4. Dolgu malzemesinin boyutlarıyla da bağlantılı olarak biyofilm sistemleri konvansiyonel aktif çamur sistemleriyle mukayese edildiğinde çok daha küçük boyutlarda çökeltme havuzlarına ihtiyaç duyarlar. Arıtma verimi çökeltmeye bağlı değildir. Önemli olan askıdaki katı maddelerin çökeltmek ortamdan uzaklaştırılmasıdır.
5. Bakteriler tutunmuş halde olduğundan biyokütlenin ve suyun hidrolik bekletme süresi ayrı ayrı değerlendirilebilir. Böylece bakterilerin anaerobik veya aerobik şartlara uyumu optimize edilebilir.
6. Biyofilm sistemleri askıda büyümenin söz konusu olduğu askıda kültür sistemlerinden daha kompakt olduklarından, küçük biyofilm reaktör hacimleri yeterli olmaktadır.
7. Geçmiş çalışmalar bu tip sistemler kullanılarak yüksek azot giderme verimlerine ulaşılabildiğini göstermiştir. Proses konfigürasyonu nedeniyle bu tip sistemler yüksek çamur bekletme sürelerinde işletilebilirler.

8. Biyofilm sistemlerinin yatırım maliyetleri düşüktür.
9. Tutunarak büyümenin söz konusu olduğu bu tip sistemler askıda büyümenin söz konusu olduğu aktif çamur sistemlerine nazaran daha az yer kaplarlar. Daha küçük hacimlerdeki reaktörlerle yüksek karbon ve nütrient giderimi sağlanır.
10. Çok daha az bakıma ihtiyaç duyarlar.

Biyofilm sistemlerinden beklenen organik madde giderimi yani mineralizasyon, azot giderimi (nitrifikasyon+denitrifikasyon) ve anaerobik arıtmadır.

2.3. Sık Kullanılan Biyofilm Sistemleri

Konfigürasyonlarına bağlı olarak biyofilm prosesleri kabaca üç bölüme ayrılabilirler. Bunlar batık biyolojik filtreler, döner biyolojik diskler ve damlatmalı filtrelerdir. Batık biyolojik filtrelerde kendi aralarında sabit yataklı, yayılmış yatak ve akışkan yataklı olmak üzere batık katı malzemelerin (filtre malzemesi, temas ortamı, dolgu malzemesi veya taşıyıcı diye de adlandırılabilir.) durumuna göre üçe ayrılırlar. Biyofilm bu dolgu malzemeleri üzerinde gelişir.

Biyofim prosesleri aynı zamanda aerobik (oksik) ve anaerobik (anoksik) prosesler olmak üzere iki ayrı şekilde de sınıflandırılabilirler. Eğer batık filtreler aerobik olarak kullanılacak ise hava difüzörü veya mekanik karıştırıcı gerekebilir. Aerobik batık filtre prosesi bazen kontakt oksidasyon prosesi, kontakt havalandırma prosesi, kontakt filtre prosesi veya biyolojik filtre prosesi olarak da adlandırılmaktadır. Anaerobik batık filtrelerde ise, genellikle yapılması gereken, sadece yatak boyunca atıksuyu geçirmektir. Döner biyolojik diskler de anaerobik veya aerobik olarak kullanılabilirler. Diskin bir kısmı kısmen havayla (atmosferle) temas halindeyse aerobik, disk tamamen suya batıksa anaerobik proses elde edilmiş olur.

Biyofilm prosesleri genelde aerobik ve anerobik olarak kategorize edilmektedir. Fakat aerobik biyofilm proseslerinde dahi aynı zamanda anaerobik mikroorganizmalar mevcut olmaktadır. Bu olay askıda büyümenin söz konusu olduğu aktif çamur sistemlerinde de, özellikle çözünmüş oksijen seviyesi kısmen düşük olduğunda, aktif çamur floklarında gözlenmektedir. Aktif çamur floklarının dış

kısımında aerobik, iç kısmında ise anaerobik ortam oluşmaktadır. Biyofilmin derinliği aktif çamur floklarının çapından çok daha fazla olduğundan biyofilm sistemlerinde anaerobik ve aerobik mikroorganizmaların birarada bulunması daha sık rastlanan bir durumdur. Çözünmüş oksijen difüzyonla filmin yüzey kısımlarına penetre olur. Bu açıklamalardan da anlaşılacağı gibi biyofilm proseslerinde çok farklı şartlarla ve değişik mikroorganizmalarla karşılaşılabilir.

2.3.1. Batık Filtreler

Batık filtreler, dolgu malzemesinin yüzeyinde büyüyen biyofilm ile, arıtılacak atıksu temas ettirilerek arıtmanın sağlandığı sistemlerdir. Çoğu zaman biyolojik katı maddeler dolgu malzemesine sıkışır ve bazende çöker. Çoğu zaman atıksuyla dolgu malzemesinin bir kere olsun temas etmesi yeterli olmaktadır fakat daha iyi tesis performansı ve yüksek verim elde edilmek istendiğinde atıksu geri devrettirilerek temas artırılır. Özellikle yeterli oksijenin temini için aerobik biyofilm proseslerinde atıksuyun tekrar tekrar geçirilmesi uygundur.

2.3.1.1. Aerobik Batık Filtreler

Sabit yataklı filtreler: Bu tip filtreler biyofilmin üzerinde büyüdüğü ortam hareket etmeden sabit durduğu için tercih edilmektedirler. Genelde su içerisinde batık olma konumundan dolayı damlatmalı filtreler benzerler ve yaygın olarak yüzey alanlarının fazla olmasından dolayı plastik plaka veya tüpler kullanılmaktadır. Fakat damlatmalı filtrelerden farklı olarak bu tip sistemler hava difüzörleriyle veya mekanik karıştırıcılarla havalandırılırlar.

Difüzörle havalandırılan sistemlerde dolgu malzemesinin alt seviyesine hava difüzörleri monte edilir. Havalandırma metoduna göre reaktörlerin sınıflandırılması şu şekildedir: reaktörün merkezine dik olarak yerleştirilen tübe havanın verildiği ve radyal resirkülasyon akışın sağlandığı merkezsel havalandırma metodu; tek yönlü resirkülasyon metodu, (reaktörlerin duvarlarından birine hava difüzörleri monte edilir); reaktörün merkezine hava difüzörlerinin yerleştirildiği ve çift yönlü resirkülasyonun sağlandığı metod. Diğer bir yöntem de hava kabarcıklarının dolgu ortamına verilmesidir. Bu işlem hava kabarcıklarının filtrenin belirli bir bölgesine

verilmesiyle veya tamamına uniform olarak dağıtılmasıyla sağlanabilir. Resirkülasyon için kabarcıkla oksijenasyon sistemlerinin kullanılması çok daha verimlidir fakat hava kabarcıklarının meydana getirdiği askıda katı maddelerin uzaklaştırılması gerekir.

Havalandırma ve resirkülasyon için mekanik havalandırıcılar da kullanılabilir. Fakat günümüzde hava kabarcıklarının kullanılması çok daha yaygındır.

Bu yöntemlerin yanısıra ön oksijenasyon sistemleri de kullanılmaktadır. Bu sistemde reaktörün içerisindeki sıvıdaki oksijen miktarı yüksek tutulabildiğinden biyofilm içerisindeki reaksiyon hızı kısıtlanmaz ve biyolojik oksidasyonun verimi daha yüksek olur.

Yüksek spesifik yüzey alanı olan ortamlarda iyi verimler elde edilir fakat aynı zamanda filtrenin tıkanma hızı da yüksek olacaktır. Sabit yataklı batık filtrelerde spesifik yüzey alanı genelde $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ü geçmez. Hacimsel BOİ yüklemesinin de $1 \text{ kg BOİ}/\text{m}^3\text{-media}$ dan (çoğu zaman $0.5 \text{ kg BOİ}/\text{m}^3\text{-media}$) büyük olması istenmez.

Genelde hava kabarcıklarının difüzyonuyla filtrelerde 10-20 dakika kadar geri yıkama yapılır. Bu şekilde biyofilmin sıyrılan kısmı çökeltilir ve filtre ünitesinin tabanından uzaklaştırılır.

Sabit yataklı batık filtrelerin diğer bir prosesi de biyofilm filtrasyon sistemleridir. Filtre derinliği 2-3 m, partikül çapı yaklaşık 3-7 mm' dir. Dolgu malzemesi olarak volkanik taşlar, seramik, antrasit vs. kullanılabilir. Filtre yatağının altından hava verilir ve hava kabarcıkları yukarı doğru yükselir. Atıksu girişi ise yukarıdan aşağıya doğrudur. Çıkış suyu tabandan alınır. Bu sistemle yüksek enerji tasarrufu sağlanır.

Askıda katı maddeler yatak boyunca tutulduğundan çıkışta düşük konsantrasyonlar sağlanır. Prosesinden de anlaşılacağı gibi bu tip filtrelerin tıkanma hızı yüksektir. Bu yüzden giriş BOİ' si 100 mg/l yi aşmamalıdır. 1-2 günde bir geri yıkanmalıdır.

Hareketli yatakların geliştirilmesinin sebebi ise sabit hızla yıkama yapılabilmesi ve dolayısıyla yük kaybının sabit tutulabilmesidir.

Yayılmış yataklı filtreler: Hızlı filtrasyonda kullanılan kum filtrelerdeki çaplara benzer küçük partiküllerle donatılmış filtre boyunca atıksu geçirilir ve ortamdaki danelerle yukarı çıkan su arasındaki sürtünme ile filtre ortamı havaya kalkar. Eğer bu hız yüksek ise akışkan yatak olarak adlandırılırlar. Fakat akışkan yatağın tersine bu tip yataklarda filtre ortamındaki daneler relatif pozisyonlarını değiştirmezler. Belirli bir değerin altındaki poroziteden ötürü sabit yataklı filtrelerde kaçınılmaz olan tıkanma önlenemez. Filtre ortamına direkt olarak oksijen verilmesi ortama zarar verebileceğinden ötürü dışarıdan önoksijenasyonla hava sağlanır. İnce partiküllerin kullanılması sayesinde daha yüksek yüzey alanı ve dolayısıyla da verim elde edilir.

Akışkan yataklı batık filtreler: Daha yüksek bir hızla atıksu geçirilerek kum veya aktif granüler karbon vs. ile doldurulan yatağın akışkan halde yüzmesi sağlanır.

Konvansiyonel biyolojik arıtma saatler sürerken, bu tip bir sistemde çok yüksek yüzey alanından ötürü çok kısa zamanda arıtım sağlanabilir. Aynı zamanda daha basit bir çökelme sistemi veya ızgara ile biyokütle partiküllerinin hızı aktif çamurdakinden çok daha fazla olduğu için uygun giderim sağlanabilir.

Atıksu yatağı yüzdürecek kadar yüksek bir hızda su uzun reaktörün tabanından beslenir. Genelde yatağın akışkan halde bulunması için gerekli hız fazla olmaktadır. Bu yüzden yatağın çıkış suyu hızı arttırmak için girişe geri devrettirilmektedir.

2.3.1.2 Anaerobik Batık Filtreler

Anaerobik atıksu arıtımındaki üç ana proses; metan fermentasyonu (organik maddelerin ayrışması), denitrifikasyon (nitrit ve nitrat azotunun ayrışması) ve biyolojik fosforun aerobik ve anaerobik şartların tekrarlanması suretiyle giderimidir. Bu üç proses içerisinde fosforun biyolojik olarak giderilmesi organik madde ve azot giderimine nazaran oldukça zordur.

Hidrolik bekletme süresi fazla uzun olmadığından bu tip reaktörlerde kararlı denge halinin korunması oldukça zordur. Dolayısıyla anaerobik batık filtreler BOI' nin 10000 mg/lt' den düşük olduğu yerlerde kullanılabilir. Bu olayı elimine etmek için hidrolik bekletme süresinden bağımsız olarak metan bakterilerinin bekletme sürelerinin daha uzun tutulması gerekir. Bunun için geliştirilmiş pek çok varyasyona

örnek olarak anaerobik kontakt proses, membranla ayırma prosesi, anaerobik filtre, akışkan yatak, yayılmış yatak, çamur yatakları verilebilir.

Anaerobik batık filtreler aşağıdaki avantajlara sahiptirler :

1. İşletilmesinde enerjiye ihtiyaç duyulmaz veya düşük enerji gereksinimi vardır.
2. Metan gazı gibi değerli maddelerin toplama ve kullanılma şansı vardır.
3. Mikrobiyal filmin düşük büyüme hızından dolayı tıkanma olayına çok az rastlanır ve çok az miktarda fazla çamur üretimi söz konusudur.
4. Aerobik arıtmada söz konusu olduğu gibi oksijen kısıtlaması yoktur.
5. Çıkışta neredeyse hiç askıda katı madde ile karşılaşılmaz.

Bunların yanında aşağıda sıralanan dezavantajlara da haizdir :

1. Bu tip arıtma sistemleriyle genelde istenen arıtma verimlerine ulaşılamaz ve dolayısıyla çoğu zaman ikincil arıtma gerekebilir.
2. Anaerobik reaksiyon dolayısıyla hidrojen sülfür gibi inhibisyon etkisi olan malzemelere dönüşebilecek maddelerin giderilmesi mümkün değildir.

2.3.2. Damlatmalı Filtreler

Atıksuların biyolojik olarak arıtılmasında kullanılan biyofilm sistemlerinden biri de damlatmalı filtrelerdir. Damlatmalı filtreler; aerobik mikroorganizmaların gelişebileceği bir dolgu malzemesi ile teşkil edilirler ve mikroorganizmalar serbest oksijeni kullanırlar.

Damlatmalı filtre içerisine yerleştirilen dolgu malzemesinin üzerine atıksu dağıtıcılar vasıtasıyla serpilir. Damlatmalı filtrelerde dolgu malzemesi olarak atmosfer etkilerine, özellikle de güneş ışığına karşı dayanıklı malzemeler kullanılmalıdır. Damlatmalı filtrelerde gerekli oksijen tabii hava akımı ile sağlanır. Damlatmalı filtre içerisindeki hava sıcaklığı ile suyun sıcaklığı arasındaki fark hava akımını sağlar.

Damlatmalı filtreler genellikle hızlarına göre gruplandırılırlar. Bütün yüksek hızlı filtrelerde nispeten sabit hidrolik yükü sağlamak için geri devir yapılır. Yüksek organik yükler filtrenin alt kısmında nitrifiye bakterilerinin gelişmesini önler. Bu nedenle yüksek hızlı damlatmalı filtrelerde nadiren nitrifikasyon görülür.

Damlatmalı filtrelerin tıkanmasını önlemek için etkin bir çökeltme havuzu yapmak gerekir. Damlatmalı filtre çamuru aktif çamurdan daha ağırdır. Kolayca çöker. Dolayısıyla son çökeltme havuzunu aktif çamur tesislerine göre daha küçük yapmak mümkündür.

Aktif çamur sistemlerinde olduğu gibi, damlatmalı filtrelerde nitrifikasyon bakterilerinin gelişimi organik yükleme, pH, çözünmüş oksijen ve toksik maddelerin bulunup bulunmamasına bağlıdır.

2.3.3. Döner Biyolojik Diskler

Atıksuların biyolojik olarak arıtımında, döner biyolojik diskler BOİ giderimi (mineralizasyon) ve azot giderimi (nitrifikasyon- denitrifikasyon) amacıyla son yıllarda geniş ölçüde kullanılmaya başlanmıştır. Sistemin fiziksel mekanizmasını anlamaya yönelik teorik ve pratik araştırmaların sayısı da hızla artmaktadır (Atkinson, 1974; La Motta, 1974; Williamson ve McCarty, 1976; Riemer, 1977; Harremoes, 1977, 1978, 1981, 1982; Watanabe, 1980; Benefield, 1980; Fujie, 1983; Borghi, 1985).

Aktif çamur sistemlerine nazaran başlıca avantajları şunlardır :

1. Tesisin işletmede çok fazla yetenek gerektirmediğinden işletme maliyeti düşüktür.
2. Atıksuyun dağılımı problemleri minimumdur.
3. Bakım ihtiyacı çok azdır.
4. Aktif çamur sistemlerine nazaran daha düşük enerjiye ihtiyaçları vardır.

Döner biyolojik disklerde yavaş dönen ince diskler merkez shaft üzerine belirli aralıklarla (20-30 mm) yerleştirilir. Genelde diskler 20 m/dk' yı aşmayan yavaş bir hızla dönerler. Çapları 0.5-5 m arasında değişir. Genelde 2.0-3.6 arasında

kullanılırlar. En çok kullanılan malzemeler polystyrene köpük, polivinilklorid ve polietilendir. Disklerin standart batma oranı % 40' dır. Döner diskler aynı zamanda anaerobik arıtma veya denitrifikasyon içinde kullanılabilirler. Disk yarıçapı ile tankın tabanı arasındaki mesafe disk çapının yaklaşık olarak % 10' u olmalıdır. Tank hacmi sıvı hacim- disk alanı oranı olan G' ye bağlıdır. G , 5 l/m^2 ' den büyük olmamalıdır. Genelde $5-9 \text{ l/m}^2$ kullanılmaktadır.

Döner biyolojik disklerde nitrifikasyon prosesi üzerine yapılan ilk çalışmalardan biri Pretorius' a aittir. Pretorius (1971), toplam dokuz diskin olduğu bir sistemde ikinci diskten sonra ve KOİ konsantrasyonunun 100 mg/l't den düşük, oksijen konsantrasyonunun 2 mg/l't den büyük olduğu durumda nitrifikasyonun gerçekleştiğini söylemiştir. Torpey (1971), on diskli bir sistemde beşinci diskte ve 19 mg/l't BOİ ve 2 mg/l't oksijen olduğunda nitrifikasyon olduğunu belirtmiştir. Bir sene sonra yani 1972 yılında aynı grubun yaptığı bir başka çalışmada yeterli oksijen konsantrasyonunun olması durumunda, nitrifikasyon prosesinin ancak çözünmüş organik maddelerin büyük bir kısmı oksitlendikten sonra gerçekleştiğini söylemişlerdir. Antonie (1972, 1974), yüksek BOİ konsantrasyonlarında, amonyağı oksitleyen mikroorganizmaların karbon oksidasyonu yapan mikroorganizmalarla rekabet edemediğini belirtmiştir. BOİ konsantrasyonu 30 mg/l't nin altına düştüğünde nitrifikasyon bakterileri gelişmeye başlamakta ve $8-10 \text{ mg/l't}$ BOİ konsantrasyonunda amonyak oksidasyonu tamamlanmaktadır. Bununla birlikte bu araştırmalar organik madde için çözünmüş organik madde veya toplam organik madde ayırımı yapılmamaktadır. Daha sonra 1974-1980 yılları arasında yapılan bir çok çalışmada çözünmüş BOİ konsantrasyonunun $20-30 \text{ mg/l't}$ den büyük olması durumunda nitrifikasyonun engellendiği rapor edilmiştir. Bununla birlikte nitrifikasyon ve mineralizasyonun birlikte gerçekleşmesi durumuyla ilgili çok az çalışma yapılmıştır (Gönenç ve Harremoes, 1984).

3. BİYOFİLM KİNETİĞİ

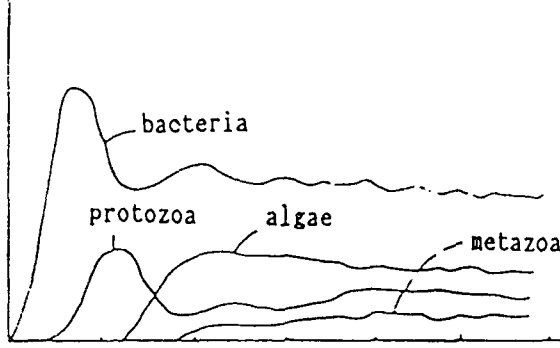
3.1. Giriş

Biyofilm kinetiğinin iyi anlaşılması biyofilm reaktörlerinin tasarımında ve işletilmesinde önemli bir amaçtır. Biyofilm kinetiğinin arıtma sistemlerindeki kullanımına verilebilecek en önemli ve iyi örnek damlatmalı filtrelerdir. Damlatmalı filtrelerle ilgili 14 adet birbirinden farklı bağıntının mevcut olduğu belirtilmiştir (Robert, 1973). Bu bağıntıların hiçbirisi, aynı koşullar altında, aynı sonucu vermemektedir. Bu olayların fiziksel mekanizmaları araştırılmadan, tasarımda deneylerden elde edilen verilerle gerçekleştirilen ampirik bağıntılarla yetinmek pekte doğru olmayacaktır (Harremoes ve Gönenç, 1982).

3.2. Biyofilmlerin Büyüme Prosesi

Tutunma yüzeyinde biyofilmin büyüme prosesi üç aşamada gerçekleşir. Birinci aşamada film incedir, katı yüzeyi tamamıyla kaplamaz ve logaritmik büyüme söz konusudur. Tüm mikroorganizmalar aynı şartlarda büyür ve büyüme davranışları askıdaki kültürlerle benzer. Biyofilm kalınlaştıkça ikinci aşama başlar ve film kalınlığı efektif kalınlıktan fazla olur. Büyüme hızı, efektif tabaka derinliği toplam biyofilm derinliğine bağlı olmadığı için sabittir ve dolayısıyla büyüyen bakterilerin toplam miktarı da bu aşamada sabit olacaktır. Bu aşamada dahi biyofilm, belirli bir değerin altındaki düşük substrat konsantrasyonunda büyümmez. Bunun sebebi bakteriler tarafından alınan substratın sadece bakterilerin yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilmesi için kullanılması ve büyüme için yeterli olmamasıdır. Eğer substrat konsantrasyonu bakterilerin yaşamsal faaliyetlerini devam ettirebilmeleri için gereken miktardan da az ise biyofilm sıyrılmaya başlar. Biyofilm kalınlığı azaltılarak substrat temini ile metabolizma için tüketim arasındaki denge korunur. Üçüncü aşamada biyofilm kalınlığı plato değerine ulaşır. Film kalınlığı filtre tıkanana kadar artar.

Biyofilm büyümesi esnasında, Şekil 3.1’ de de görüldüğü gibi, bakterilerin sadece miktarı değil kompozisyonları da değişir.

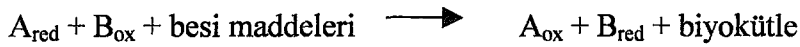


Şekil 3.1. Biyofilmi oluşturan mikroorganizmalar

Yukarıdaki şekilden de görülebileceği gibi büyüme prosesinin ilk safhalarında biyokütle bakterilerden, daha sonra protozoalardan oluşur ve daha da sonra metazoalar büyümeye başlar ve bir ekosistem oluşur. Ekosistemde mikroorganizmalar daha çok yer kapladıkça bunların büyüme hızı ve dolayısıyla da büyümeleri azalır. Su sıcaklığı ve kalitesi de dahil olmak üzere belirli çevresel koşullar altında metazoalar büyük oranda artar ve bu artış biyofilmin sıyrılmasına sebep olur.

3.3. Biyofilm Kinetiğine Kavramsal Yaklaşım

Biyofilm içerisinde gerçekleşen tüm biyolojik süreçler basit bir redoks prosesi olarak değerlendirilebilirler. Bu prosesin genel ifadesi ise şu şekildedir:



Substratlardan biri oksidlenirken diğeri redüklenmektedir. Bu esnada besi maddeleri kullanılmakta ve bunun neticesi olarak biyokütle oluşmaktadır.

Eğer bakteriler için gerekli olan komponentlerden herhangi bir tanesi sağlanamaz ise, biyolojik reaksiyonlar düzgün bir şekilde gerçekleşemez. Dolayısıyla bu komponentlerden herhangi birisi eğer biyofilmin belirli bir derinliğine kadar ilerleyebiliyorsa, daha derin tabakalarda biyolojik reaksiyonlar gerçekleşmeyecektir.

Bu nedenle biyofilm içerisine sızan ilk madde efektif derinliği belirleyecek ve “kısıtlayıcı faktör” olacaktır. Azot, fosfor ve iz metaller atıksuda stokiometrik olarak biyolojik reaksiyon için istenen miktarlarda varsa, bu elementler genelde kısıtlayıcı faktör olmayacaktır.

Dolayısıyla aerobik filmlerde organik madde veya oksijeninin; anaerobik filmlerde ise tek başına organik maddenin kısıtlayıcı faktör olması mümkündür. Biyofilmle temas halinde bulunan sıvıda çözülmüş oksijen konsantrasyonu organik madde konsantrasyonundan daha düşük olduğundan genelde çözülmüş oksijen kısıtlayıcı faktördür. Aerobik filmlerde dahi belirli bir derinlikten daha ötede anoksik veya anaerobik kısımlar olmaktadır. Dolayısıyla film, yüzey tarafında aerobik bir tabaka ve bunun tersi tarafta anoksik (anaerobik) bir tabakaya sahiptir. Anaerobik tabakanın atıksuyun arıtılmasında direkt etkisi yoktur, dolayısıyla aerobik yani efektif tabaka esas olarak bu işi gerçekleştirir. Buna rağmen anoksik tabakada dahi bir çok durumlarda partiküler organik katı maddenin fermentasyonu, organik maddelerin oksidasyonu ve sülfat indirgenmesiyle sülfid oluşumu veya aerobik tabakada oluşan nitrit ve/veya nitratın (örn: denitrifikasyon) indirgenmesi söz konusu olmaktadır. Dolayısıyla tek bir filmde hem aerobik ve hem de anaerobik faaliyetlerin bulunması biyofilm proseslerinin en önemli avantajlarından ve anaerobik tabakalarda denitrifikasyon büyük önemi olan fonksiyonlardandır. Öte yandan anaerobik filmlerde organik madde potansiyel kısıtlayıcı faktördür ve ulaşabildiği derinlikte efektif tabakadır.

Tutunma yüzeyinde büyüyen biyofilm biyolojik aktivite için gerekli olan oksijen, iz elementler vs.’ i sıvı ortamdan alır. Bu maddeler biyofilm yüzeyinden biyofilmin içine difüzyon ile girerler ve film mikroorganizmalar tarafından metabolize olurlar. Eğer atıksudaki organik maddeler kolloidal veya askıda halde ise bunlar moleküler difüzyon ile içeri geçemezler. İlk önce biyofilm yüzeyinde hidroliz olmaları gerekir. Metabolizmanın son ürünleri sıvı faza geçer (substratların ters istikametinde). Dolayısıyla biyofilmlerdeki reaksiyonlar aşağıdaki şekilde ifade edilebilir:

Aerobik:

Organik madde + O₂ + iz nütrientler → Hücresel maddeler + Ürünler

Anaerobik:

Organik madde + iz nütrientler → Hücresel maddeler +  r nler

Bu denklemler sadece biyofilmler için geçerli olmayıp anaerobik ve aerobik reaksiyonların genel formülleridir. Biyokimyasal reaksiyonlarında daha az sayıda kimyasal madde çeşidi bulundurduklarından anaerobik reaksiyonlar aerobik reaksiyonlardan daha basittir.

3.4. Biyofilmlerde Kısıtlayıcı Olaylar

Redoks prosesinin biyofilm içerisinde oluşması sırasında herbiri prosesin hızını etkileyen pek çok olay söz konusudur. Bu olaylar esasları Pasveer (1954) ve Wuhrman (1963) tarafından geliştirilen aşağıdaki şekilde şematik olarak özetlenmiştir (Harremoes ve Gönenç, 1984).

Biyofilm reaksiyonlarında yer alan hız kısıtlayıcı olayların şematik görünüşü  ekil 3.2' de verilmiştir.

Biyofilmlerde genel olarak iki tip kısıtlama söz konusudur :

1. Stokiyometrik Kısıtlama: Süreç içerisinde substratlardan herhangi bir tanesi sıvıdan uzaklaşır ve ileriki a amalardaki reaksiyonlar gerçekleşemez.
2. Hız Kısıtlaması :

2.1. Difüzyon Hız Kısıtlaması:

Reaksiyonların gerçekleşmesi için gerekli olan tüm substratlar ve bileşenler sıvı kütlesinde mevcuttur fakat bunlardan bir tanesi veya bir kaçı biyofilm içerisine tam olarak geçememektedir.

2.2. Substrat Hız Kısıtlaması:

Biyofilm içerisinde gerçekleşmesi gereken reaksiyonlar için tüm bileşenler biyofilm içerisinde mevcuttur fakat bunlardan birinin konsantrasyonu sürecin gerçek hızını belirlemektedir.

Organik madde + iz nütrientler $\longrightarrow$ Hücresel maddeler +  r nler

Bu denklemler sadece biyofilmler için geçerli olmayıp anaerobik ve aerobik reaksiyonların genel formülleridir. Biyokimyasal reaksiyonlarında daha az sayıda kimyasal madde çeşidi bulundurduklarından anaerobik reaksiyonlar aerobik reaksiyonlardan daha basittir.

3.4. Biyofilmlerde Kısıtlayıcı Olaylar

Redoks prosesinin biyofilm içerisinde oluşması sırasında herbiri prosesin hızını etkileyen pek çok olay söz konusudur. Bu olaylar esasları Pasveer (1954) ve Wuhrman (1963) tarafından geliştirilen aşağıdaki şekilde şematik olarak özetlenmiştir (Harremoes ve Gönenç, 1984).

Biyofilm reaksiyonlarında yer alan hız kısıtlayıcı olayların şematik görünüşü  ekil 3.2' de verilmiştir.

Biyofilmlerde genel olarak iki tip kısıtlama söz konusudur :

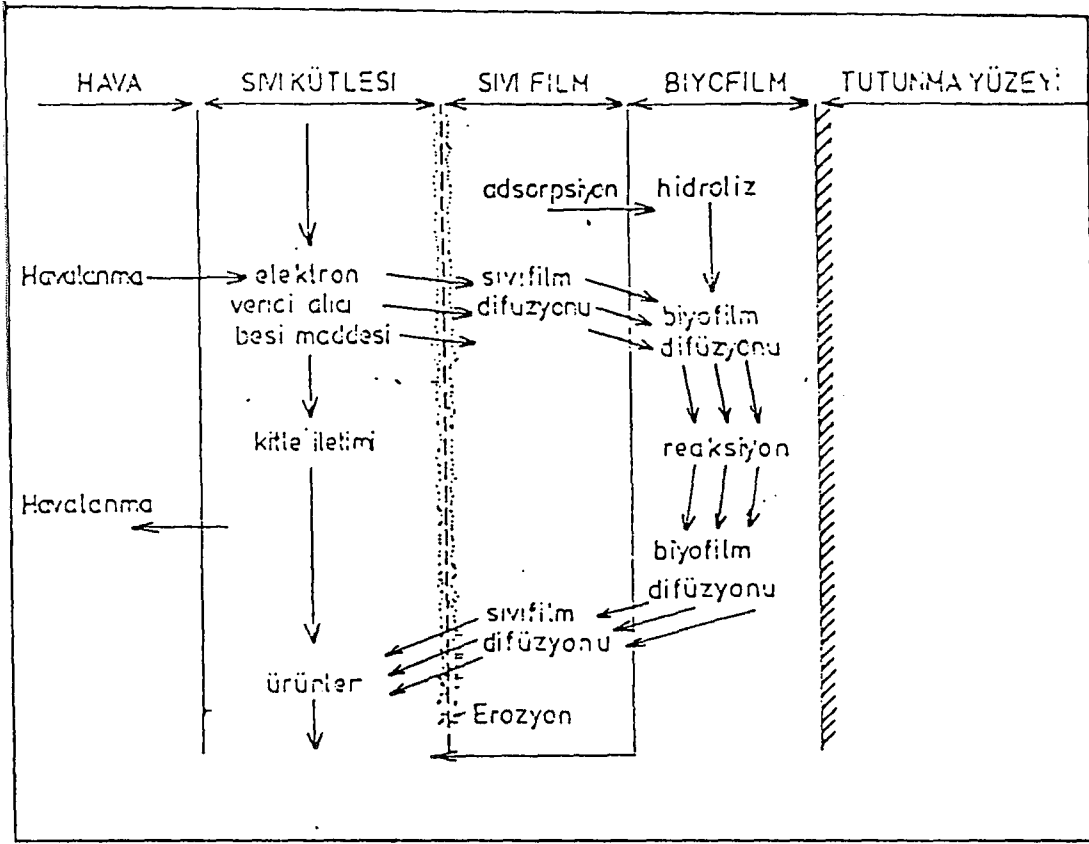
1. Stokiyometrik Kısıtlama: Süreç içerisinde substratlardan herhangi bir tanesi sıvıdan uzaklaşır ve ileriki aşamalarındaki reaksiyonlar gerçekleşemez.
2. Hız Kısıtlaması :

2.1. Difüzyon Hız Kısıtlaması:

Reaksiyonların gerçekleşmesi için gerekli olan tüm substratlar ve bileşenler sıvı kütlesinde mevcuttur fakat bunlardan bir tanesi veya bir kaçı biyofilm içerisine tam olarak geçememektedir.

2.2. Substrat Hız Kısıtlaması:

Biyofilm içerisinde gerçekleşmesi gereken reaksiyonlar için tüm bileşenler biyofilm içerisinde mevcuttur fakat bunlardan birinin konsantrasyonu sürecin gerçek hızını belirlemektedir.



Şekil 3.2. Biyofilm reaksiyonlarında yer alan hız kısıtlayıcı olaylar

Biyofilmdeki reaksiyonlar için kısıtlayıcı olayları dört noktada incelemek mümkündür (Gönenç, 1985):

1. Substratın sıvı kütlesinden biyofilm ile sıvı kütlesi arasındaki ara bölgeye difüzyonu
2. Substratın biyofilm içerisine difüzyonu,
3. Biyofilm içerisindeki biyokimyasal reaksiyonlar,
4. Reaksiyon ürünlerinin biyofilm dışına difüzyonu.

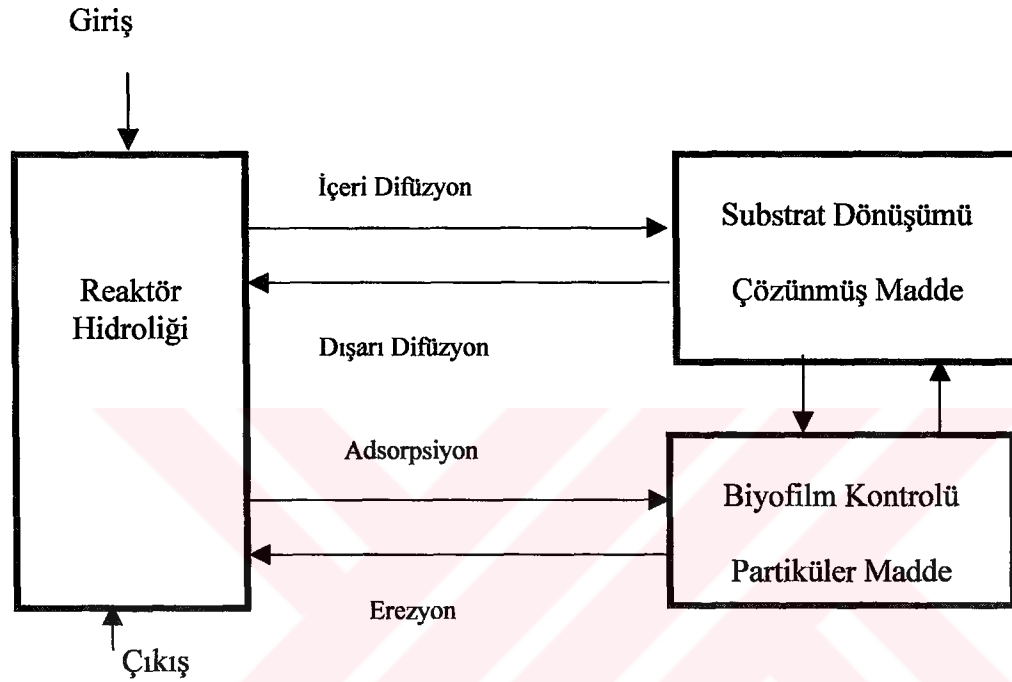
Bununla birlikte sistemin kapasitesi nedeniyle de hız kısıtlanabilir. (Örneğin reaktörün hacmi yeterli değilse hız kısıtlaması söz konusu olabilir).

Reaksiyonlar için gerekli olan tüm substratlar yani elektron alıcı ve elektron verici maddeler ile besin maddeleri sıvı kütlesinden reaksiyonun gerçekleşeceği biyofilm içerisine difüze olmalıdır. Ortaya çıkan tüm ürünlerde, biyokütle hariç olmak üzere aynı şekilde biyofilm dışına çıkmalıdır. Eğer söz konusu substratlardan biri gaz ise gaz kütlesi ile sıvı kütlesi arasındaki kütle iletimi aynı şekilde gerçekleşmelidir.

Biyofilme sıvı kütlesi arasında partiküler maddeler varsa, bunlar önce biyofilm içerisine geçebilecek şekilde hidroliz olmalıdırlar.

3.5. Substrat Giderilmesinde Etkili Olaylar

Substrat giderilmesinde etkili olan olaylar aşağıdaki şekilde özetlenmiştir:



Şekil 3.3. Substrat Giderilmesinde Etkili Olaylar (Gönenç, 1985)

3.6. Hız Kısıtlayıcı Olayların İncelenmesi :

3.6.1. Biyofilme Difüzyon

Biyofilm sistemlerinde, sıvı kütlesi içerisinde bulunan substratlar besin maddesinin ve substrat konsantrasyonunun düşük olduğu biyofilm içerisine moleküler difüzyonla geçerler. Moleküler difüzyona bağlı akı, Fick Kanununa göre aşağıdaki şekilde ifade edilebilir:

$N = Ak_1 =$ Birim zamanda birim alandan geçen madde miktarı

$$N = - D \cdot (\delta S / \delta x)$$

D: Difüzyon katsayısı (Orantılılık katsayısı)

3.6.2. Sıvı Film Difüzyonu

Sıvı film difüzyonu, substratın sudan biyofilme transferine difüzyonal direnç olarak tanımlanabilir. Bu direnç çok önemsiz olabildiği gibi, tüm reaksiyon için kısıtlayıcı da olabilir.

İdeal koşullar altında sıvı film difüzyonuna, durgun tabaka içerisine moleküler difüzyon olayıyla yaklaşılabılır. Bu tabakanın kalınlığı (Re) Reynolds sayısının bir fonksiyonudur. Dolayısıyla sıvı filmin varlığı sistemin hidroliğine bağlı olarak değişmektedir (Harremoes, 1978a) .Re arttıkça tabaka kalınlığı sıfıra yaklaşır. Difüzyonal direnç ile bu tabaka arasında bir ilişki vardır.

$$N = - D.(\delta S/\delta x)$$

$$N = -(D/\delta).(S^* - S)$$

$$N = k_F . (S^* - S)$$

k_F = Substratın kütle transfer katsayısı

δ = Laminer tabakanın kalınlığı

S^* = Tam yüzeydeki konsantrasyon

Sıvı filmin kalınlığı için Williamson ve McCarty' nin önerdiği formüller Tablo 3.1' de özetlenmiştir (Wetty et al, 1982).

Tablo 3.1. Sıvı filmin kalınlığı

AKIŞ TİPİ	REYNOLDS	L_1
Boruda	$D.V.\rho.\mu$ (Re)	$D.\omega^{1/3}(\mu/\rho)^{2/3}/VY$
Düz Plakada	$L.V'.\rho/\mu$ (Re')	$D.\omega^{1/3}(\mu/\rho)^{2/3}/V'Y$
Dolgu Malzemeleri Arasında	$DV''.\rho/\mu.\varepsilon$ (Re'')	$D.\omega^{1/3}(\mu/\rho)^{0.58}(10^{-1})/V''Y$

Y : Re' la Y arasındaki ilişki (grafiklerden bulunabilir),

μ : Viskosite (g/cm- sn),

ρ : Yoğunluk (cm²/sn),

V : Hız (cm/sn),

V' : Max. Hız (cm/sn),

V'' : Superficial Hız (cm/sn),

D : Boru çapı (cm),

L : Plakalar arası uzaklık (cm),

D : Dolgu malzemesi boyutu (cm).

Küresel biyofilmler için bir çok formüller verilmiştir. Carbbery' nin denklemi en çok kullanılandır. Re = 1-1000 için uygundur.

$$k_F/(u/\varepsilon) = (\mu/\rho.D)^{2/3} = 1.15 . (D_p . u . \rho/\mu . \varepsilon)^{-0.5} \quad (\text{Denklem. 3.2})$$

$$u = V'' = \text{Akış hızı (m}^3/\text{saat-m}^2)$$

$$d_p = \text{Partikül çapı (m)}$$

$$\varepsilon = \text{Porozite (-)}$$

Doldurulan partiküller ince ise ve bunlara bağlı olarak Re küçük ise, Wilson ve Geankoplis (1966)' in formülleri kullanılabilir.

$$\epsilon.(k_F/u).(\mu/\rho.D)^{2/3} = 1.09 . Re^{-2/3} \quad (\text{Denklem.3.3})$$

$$0.016 < Re < 55$$

Kataoka et al., 1972 modifiye edilmiş Reynolds sayısı ile k_F arasındaki bağıntıyı aşağıdaki şekilde göstermektedir.

$$(1 - \epsilon/\epsilon).(k_F.Sc/(u/\epsilon)) = 1.85.Re'^{-2/3} \quad (\text{Denklem.3.4})$$

Denklem 3.1, 3.1 ve 3.3, ile 3.3' ün sırasıyla $Re' < 10$, $10 < Re' < 100$ ve $Re' > 100$ e uygun olduğunu gözlemiştir.

$$Re' = dp . \mu . \rho / ((1 - \epsilon) . \mu)$$

$$Sc = \text{Schmidt sayısı} = \mu / \rho . D$$

Sıvı akış içerisinde yerleştirilen tek bir küresel partikül için ise aşağıdaki denklem kullanılabilir:

$$Sh = k_F.dp/D = 2.0 + 0.6.Re^{1/2}.Sc^{1/3} \quad (\text{Denklem. 3.5})$$

$$Sh = \text{Sherwood sayısı}$$

Dewalle et al., (1976) dolgulu yatakta akış hızı (Q) ile kütle transfer katsayısı (k_F) arasındaki bağıntıyı aşağıdaki şekilde basite indirmiştir.

$$Re < 10$$

$$k_F = k . Q^{1/3} \quad (\text{Denklem. 3.6})$$

$$Re > 10$$

$$k_F = k . Q^{1/2} \quad (\text{Denklem. 3.7})$$

Q, u ile orantılı olduğundan denklem 3.6 ve denklem 3.7 ifadeleri, denklem 3.2 ve denklem 3.3 ile aynı şeyi ifade etmektedir.

Sıvı film difüzyonu ekipmanın hidroliğinin bir fonksiyonudur. Sıvı filmin önemli olmadığı reaktörün hidroliğinden açığa çıkar. Buna bir örnek olarak döner diskler verilebilir. Eğer disk yavaş dönüyor ise biyofilm üzerinde sıvı film oluşur ve bu filmde oksijen tam doygunudur. Bu durumda disk atmosferik oksijenden bağımsız olur. Hızlı devirlerde ise sıvı film kalkar. Olayı tamamen oksijen kontrol eder.

$$N = k_F \cdot (S^* - S)$$

k_F kütle transfer sabiti reaktör tipine ve hidrodinamiğine bağlı olduğundan her reaktör için deneysel olarak bulunması gerekmektedir. k_F ' in çok büyük değerlerinde $S_b < S^*$ olması halinde sıvı film içerisinde substrat akısı 1. Mertebeden olacaktır ve sıvı film difüzyonu hızı kısıtlayacaktır.

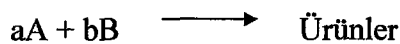
La Motta (1970)' ya göre, eğer sıvı hızı uygun seçilirse biyofilm dışı difüzyon direnci önlenabilir. Bu durumda sıvı film difüzyonu kısıtlayıcı olmaz. Harremoes (1982)' e göre biyofilm kinetiğinde, geliştirilen kriter sıvı film difüzyonuyla değişmez ancak matematik işlemler giderek zorlaşır. Williamson ve Mc Carty (1976), böyle bir filmin varlığından emin olmadıklarını belirtmişlerdir. Ancak sıvı film difüzyonu BOI giderimi için Grieves (1972) ve nitrifikasyon için Müeller (1978) tarafından kullanılmıştır.

3.6.3. Biyofilm İçerisinde Reaksiyon

Substrat biyofilm içerisine moleküler difüzyonla difüze olmakta ve bu sırada biyofilm içerisinde mikroorganizmalar tarafından biyokimyasal reaksiyonlarda kullanılmaktadır.

Bu reaksiyonlarda, reaksiyona giren maddelerin konsantrasyonları, sıcaklık ve ortamdaki katalizörler birer etkindir.

Daha önce genel bir reaksiyonu aşağıdaki şekilde yazabileceğimizi belirtmiştik :



Bu reaksiyonun hızı:

$$r = -(1/a).d[A]/dt = - (1/b). d[B]/dt = k . [A]^a . [B]^b$$

olacaktır.

k : Reaksiyon hız sabiti

a,b : A ve B maddelerine göre reaksiyonun mertebesi

Genel olarak n dereceden bir reaksiyon hız denklemi aşağıdaki şekilde ifade edilebilir:

$$r = - dS/dt = k C^n$$

$$r = - dS/dt = k \quad (0. \text{ mertebe reaksiyon})$$

$$r = - dS/dt = k C \quad (1. \text{ mertebe reaksiyon})$$

3.6.4. Biyofilm Dışına Difüzyon

Biyofilm içerisinde oluşan reaksiyonların son ürünleri difüzyonla biyofilm dışına atılır. Reaksiyonlar geri dönüşümlü olmadığından, ortamda son ürünler aşırı miktarda birikmedikçe biyofilm dışına difüzyon substrat yararlanma hızını etkilemeyecektir (La Matto, 1976). Ama son ürünlerin konsantrasyonu, sıvı fazındaki konsantrasyondan aşırı miktarda olabilir. Bu birikimin biyofilme zararlı olması olasılığı fazladır (Riemer, 1977).

Eğer söz konusu substratlardan biri gaz ise, gaz kütlesi ile sıvı kütlesi arasında da kütle iletimi söz konusu olacaktır. Gaz şeklindeki son ürünlerin dışarı difüzyonundaki süreç son derece yavaş olduğundan, bunlar biyofilm içerisinde birikmelere neden olur. Eğer birikim konsantrasyonu doygunluk değerine ulaşırsa biyofilme sıyrılma gerçekleşecektir. Bunun sebebi oluşan gaz habbeciklerinin biyofilmin yapısını bozmasıdır. Buna örnek olarak havasız arıtmada metan gazı oluşumu nedeniyle biyofilm sıyrılması verilebilir (Harremoes, 1978b).

Diğer bir söz konusu olay ise, reaksiyonlar sonucu artaya çıkan alkalinite ve asiditenin biyofilm dışına difüzyonudur.

Nitrifikasyonda ototrof organizmalar alkaliniteyi tüketmektedirler ve pH düşmektedir. Dolayısıyla ortam asitleşmektedir. Denitrifikasyonda ise alkalinite oluşmakta ve pH artmaktadır. Denitrifikasyonda aynı zamanda pH fosforun biyofilm içerisinde çökmesine neden olmaktadır. Mineralizasyon esnasında çözünmüş oksijen oksidasyonu ile oluşan CO₂' de pH değişimine sebep olmaktadır. Harremoes (1978), bu tip pH değişimlerinin reaksiyon hızını etkileyebileceğini söylemektedir. Toschi (1980) ise, bu olayın matematiksel modelini kurmuştur.

3.6.5. Adsorpsiyon ve Hidroliz :

Adsorpsiyon süreci üç adımda incelenebilir. Bunlardan ilk ikisi; yani katı yüzeyi çevreleyen film içine (sıvı filme) moleküllerin transferi ve katı yüzey boşluklarına (biyofilme) difüzyon hız sınırlayıcıdır. Üçüncüsü yani aktif yüzey tarafından moleküllerin alınması ise çok çabuk gerçekleşir. (Gönenç, 1985)

Biyofilmlerde çözünemeyen yani genellikle askıda halde bulunan katı maddeler biyofilm yüzeyine adsorbe edilir. Daha sonra çözünmüş maddelere hidroliz edilerek biyofilm içinde ayrıştırılırlar (Harremoes ve Gönenç, 1983). Diğer bir kabulde askıda maddelerin çözünmeden, yani hidroliz olmadan biyofilmin içine girdikleri ve erozyonla sıyrılan biyofilm ile birlikte sistemden uzaklaşmalarıdır (Gönenç, 1985).

Adsorplanan madde miktarı, konsantrasyon ve sıcaklığın bir fonksiyonudur.

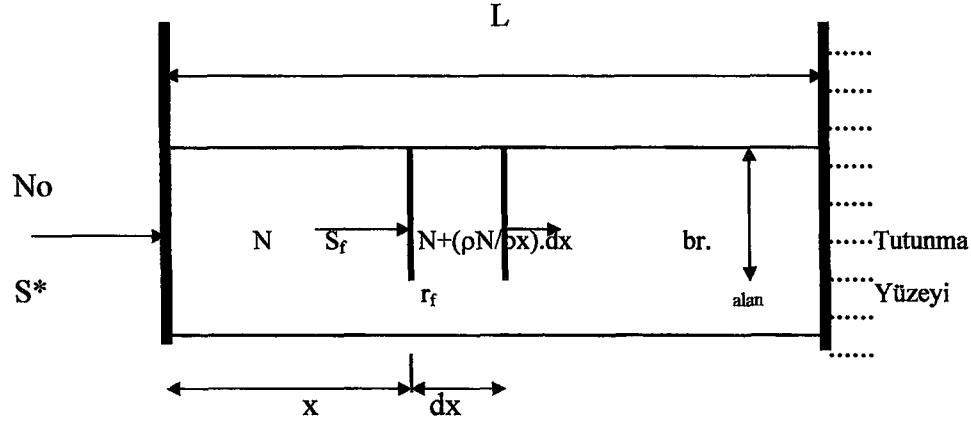
Sabit sıcaklıkta aşağıdaki şekilde iki ayrı ampirik bağıntıyla ifade edilebilir:

Freunlich İzoterm Bağıntısı: $(X/M) = k \cdot C^{1/n}$

Langmuir İzoterm Bağıntısı: $(X/M) = abC/(1 + bC)$

3.7. Biyofilmlerde Kullanılan Kinetik Modeller

Kinetik modeller geliştirilirken idealize edilen biyofilmin şematik görüntü Şekil 3.4' de verilmiştir.



Şekil 3.4. İdealize edilmiş bir biyofilmin geometrisi (Gönenç, 1985)

Biyokütlenin inert bir tutunma yüzeyinde olduğu, biyokütle dağılımının uniform ve homojen olduğu, sıvı film difüzyonunun prosesi etkilemediği ve tek bir substratın hız kısıtlayıcı olduğu kabulü yapılacak olursa:

S^* : Sıvı kütledeki substrat konsantrasyonu (mg/l)

N : Biyofilm içerisindeki akı (mg/cm²-sn)

r_f : Substrat giderme reaksiyonu (mg/cm³-sn)

L : Biyofilm kalınlığı (cm)

Kütle dengesi yazılarak kararlı denge hali kabulü yapılacak olursa:

$$dS / dt = N - (N + \rho N / \rho x. dx) \pm r_f = 0$$

$$dN / dx = - r_f \text{ olacaktır.}$$

$$dN / dx = - r_f = - D . \rho^2 S_f / \rho x^2$$

Boyutsuz hale getirme işlemi uygulanacak olursa:

$$\rho^2 Sf / \rho x^2 = L^2 \cdot rf / D \cdot S^*$$

$$sf = Sf / S^*$$

$$\xi = X / L$$

Bu denklem pek çok araştırmacı tarafından çözülmüştür :

1. Birinci mertebe reaksiyon: (Levenspiel, 1972; Atkinson, 1967; Hansford, 1978; Antonie, 1976)
2. Sıfırıncı mertebe ve ½. mertebe kinetiği: (La Motta, 1976; Riemer, 1977; Harremoes, 1977-1978-1981-1982; Murphy, 1977; Watanabe, 1980; Gönenç, 1983)
3. Monod Kinetiği: (Kornegay ve Andrews, 1968; Atkinson, 1970; Williamson ve McCarty, 1976; Rittman ve McCarty, 1980; Mueller, 1978)

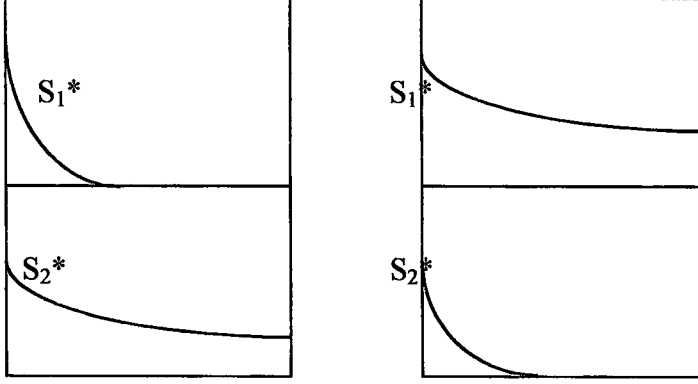
Biyofilmin birim alanı için reaksiyon hızı sıvı film difüzyonu, substrat difüzyonuna difüzyonal direnç veya enzim reaksiyonları ile yönlendirilmektedir. Buna göre iki durum söz konusudur (Gönenç, 1985):

1. Eğer, S substrat konsantrasyonu düşükse ya sıvı film difüzyonuna ya da K_s tarafından kontrol edilen enzimatik reaksiyonlara göre 1. mertebe reaksiyonlar hakimdir.
2. Eğer, S substrat konsantrasyonu yüksekse tam penetrasyon için 0. mertebe ; kısmi penetrasyon için ½. mertebe reaksiyonlar hakimdir.

Geçişler pratikte pek önem taşımaz. En yavaş reaksiyon kısıtlayıcı olandır. Gerek mineralizasyon ve gerekse nitrifikasyonda hız kısıtlayıcı sustrat oksijendir ve pratikte reaksiyon oksijene göre ½. mertebededir.

3.8. İkili Substrat Difüzyonu ve Geçiş Halleri

İkili substrat difüzyonunda organik madde, oksijen, reaksiyon ve difüzyon hız kısıtlaması dikkate alınmalıdır. Riemer (1971) ve Harremoes (1978)' in bu iki hal için verdiği çözümler aşağıdaki şekilde gösterilmiştir.



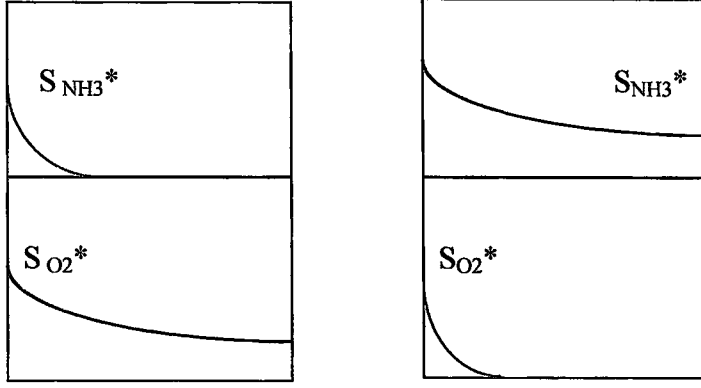
Şekil 3.5. İkili substrat limitasyonu

İki halden birinden diğerine geçiş aşağıdaki şekildedir (Williamson ve McCarty, 1976; Harremoes, 1978; Gönenç, 1982):

$$S_1^*/S_2^* = (k_{of1}/k_{of2})(D_2/D_1) = D_2/f_s \cdot D_1$$

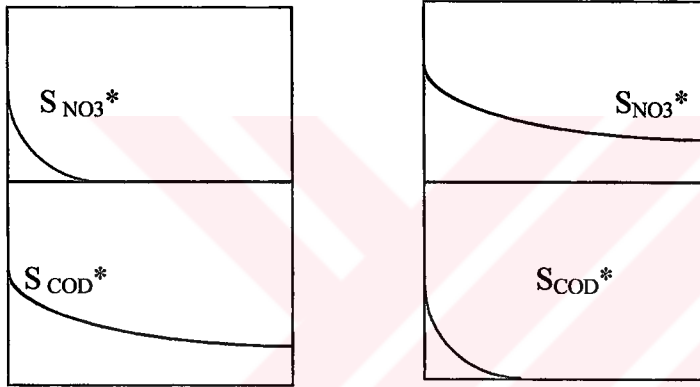
Burada 1 ve 2 indisleri elektron alıcısı ve elektron vericisini, D_1 ve D_2 difüzyon katsayılarını, k_{of1} ve k_{of2} sıfırıncı derece reaksiyon hızlarını, L biyofilm kalınlığını, f ise (gr substrat 1/gr substrat 2) stokiometri katsayısını göstermektedir.

Bu iki substrat mineralizasyonda BOİ ve oksijen, nitrifikasyonda NH_3 ve oksijen ve denitrifikasyonda ise NO_3 ve organik madde olacaktır. İkili substrattan biri biyofilme tam sızarken, diğeri kısmi olarak sızmaktadır.



Şekil 3.6. Nitrifikasyon mekanizması için hız kısıtlaması

$$S_{NH_3}^*/S_{O_2}^* = (k_{ofNH_3}/k_{ofO_2})(D_{O_2}/D_{NH_3}) = D_{O_2}/f_s \cdot D_{NH_3}$$

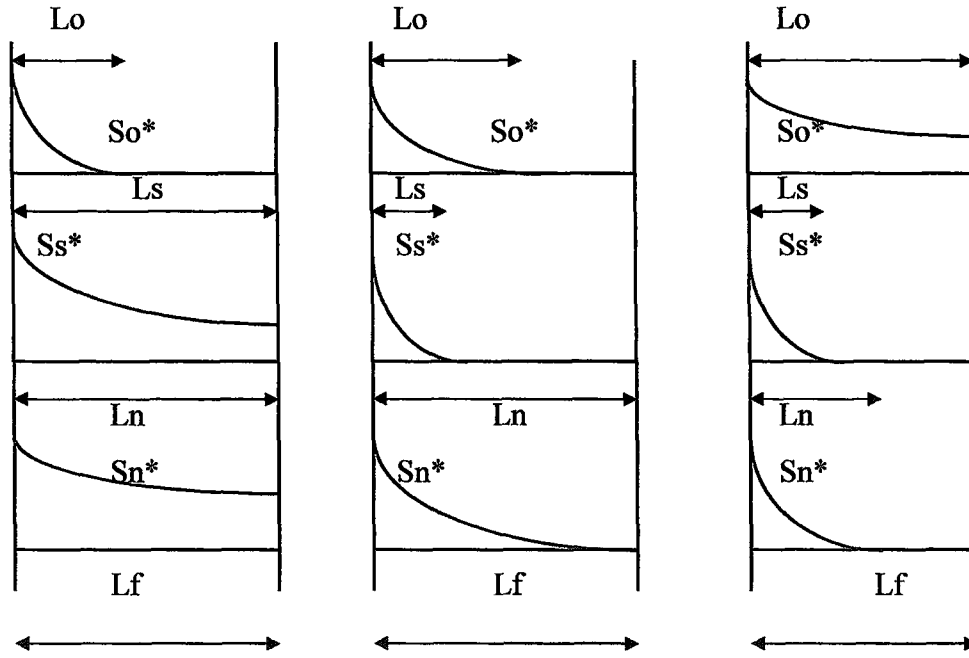


Şekil 3.7. Denitrifikasyon mekanizması için hız kısıtlaması

$$S_{NO_3}^*/S_{COD}^* = (k_{ofNO_3}/k_{ofCOD})(D_{COD}/D_{NO_3}) = D_{COD}/f_s \cdot D_{NO_3}$$

Riemer (1977), denitrifikasyon için nitrat ile metanol arasındaki bu oranın 0.5-0.65 arasında değiştiğini deneysel olarak göstermiştir. Harremoes (1978), glükozun oksidasyonu için oksijen ile glükoz arasındaki oranın 0.17 olduğu sonucuna varmıştır. Döner disklerde nitrifikasyon için amonyak ile oksijen arasındaki oran Gönenç (1982) tarafından 0.4 olarak elde edilmiştir.

3.9. Üçlü Substrat Difüzyonu ve Geçiş Halleri :



Şekil 3.8. Nitrifikasyon için üçlü substrat difüzyonu ve geçiş halleri (So^* =oksijen, Ss^* =BOİ, Sn^* =amonyak)

1. Hal için: $Lo_1 = (2 \cdot D_o \cdot S_o^* / (f_s \cdot k_{sf} + f_n \cdot k_{nf}))^{1/2}$

$$r_{an} = k_{nf} \cdot (2 \cdot D_o / (f_s \cdot k_{sf} + f_n \cdot k_{nf}))^{1/2} \cdot S_o^{*1/2} = 1/f_n \cdot k_{1/2ao} \cdot S_o^{*1/2}$$

2. Hal için: $Lo_2 = ((2 \cdot D_o \cdot S_o^* / f_n \cdot k_{nf}) \cdot (1 - (f_s \cdot D_s \cdot S_s^* / D_o \cdot S_o^*)))^{1/2}$

$$r_{an} = 1/f_s \cdot (2 \cdot D_o \cdot k_{of})^{1/2} \cdot (1 - (f_s \cdot D_s \cdot S_s^* / D_o \cdot S_o^*))^{1/2} \cdot S_o^{*1/2} = 1/f_s \cdot k_{1/2ao} \cdot S_o^{*1/2}$$

3. Hal için: $L_n = (2D_n S_n^* / k_{nf})^{1/2}$

$$r_{an} = (2D_n / k_{nf})^{1/2} \cdot S_n^{*1/2} = k_{1/2an} \cdot S_n^{*1/2}$$

Birinci halde, yüksek organik madde konsantrasyonu nedeniyle oksijen mineralizasyon esnasında tüketilmektedir. Dolayısıyla oksijen konsantrasyonu düşük

ama sıfırdan büyük olmaktadır. Biyofilm gelişmekte fakat düşük oksijen penetrasyonu nedeniyle nitrifikasyon bakterileri yeteri kadar büyüyememektedir. Nitrifikasyon bakterilerinin biyokütle içerisindeki oranları düşük kalmaktadır. Dolayısıyla oksijen nitrifikasyon üzerinde hız kısıtlayıcıdır. Bir çok deneysel data çözünmüş BOİ/oksijen oranının 5' den küçük olması gerektiğini göstermektedir (Gönenç, 1982; Mueller et al., 1978).

İkinci halde, yüksek organik madde tüketimi ve nitrifikasyon nedeniyle, organik madde penetrasyonu oksijen penetrasyonundan az olmaktadır. Oksijen gene hız kısıtlayıcıdır.

Üçüncü halde, organik madde ve amonyak tüketilmekte fakat oksijen biyofilm içersine tam olarak sızabilmektedir. Dolayısıyla nitrifikasyonu amonyak konsantrasyonu kısıtlamaktadır.

1' den 3' e geçiş hali aşağıdaki şekilde olacaktır:

$$(S_s^*/S_o^*) = (1 - (f_n \cdot k_{nf} / (f_s \cdot k_{sf} + f_n \cdot k_{nf}))) / (f_s \cdot D_s / D_o)$$

2' den 3' e geçiş hali aşağıdaki şekilde olacaktır:

$$(S_s^*/S_n^*) = (f_n \cdot D_n / D_o) + (f_s \cdot D_s \cdot S_s^* / D_o \cdot S_n^*)$$

Denitrifikasyonda ise, üçlü substrat kısıtlamasında NO₃, KOİ ve oksijen rol oynayacaktır.

4. KÜÇÜK ARITMA TESİSLERİNİ ETKİLEYEN FAKTÖRLER

4.1. Giriş

Nitrifikasyon yapan, mikroskobik ölçekteki veya reaktör boyutundaki biyofilmleri, etkileyen belli başlı parametreler aşağıdaki tabloda verilmiştir.

Tablo 4.1. Biyofilmleri etkileyen parametreler (M. Boller et al., 1994)

Biyofilm spesifik parametreler	Reaktör spesifik parametreler
Biyofilm üzerinde veya içerisinde çözünmüş nütrientlerin konsantrasyonları $KOI, NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, O_2$	Reaktör konfigürasyonu (tam karışım, kesikli...)
Partiküler maddelerin konsantrasyonları TAKM, KOI , heterotroflar	Reaktör hidrolüğü (laminer akışlı, türbülanslı akışlı)
HCO_3^- konsantrasyonu ve Ph	
Nitrifikasyon yapan bakterilere toksik etkisi bulunan maddelerin konsantrasyonları	Oksijen transferi
Difüzyon katsayıları $KOI, NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, O_2, HCO_3^-$	Biyofilm erezyonu
Mikroorganizmaların maksimum büyüme hızları heterotroflar, nitrosomonas, nitrobakter	Biyofilm sıyrılması
Doygunluk katsayıları $KOI, NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, O_2, HCO_3^-$	
Biyokütle yoğunluğu ve biyofilm kalınlığı	

Yukarıda bahsi geçen parametreler hem biyofilmin aktivitesini ve hem de nitrifikasyon yapan mikroorganizmaların aktivitelerini etkilemektedir. Bu parametreler belirli işletme şartlarının altında reaksiyon hızlarının azalmasına sebep olabilmektedirler. Substrat transfer hızları arasındaki amprik bağıntılardan, özellikle de nitrifikasyon hızları ve proses parametreleri belirlenebilir ve dizayn amaçlı olarak kullanılabilirler. Bu parametrelerden bazıları, biyofilm yüzeyindeki KOI , NH_4^+ , O_2 ve TAKM konsantrasyonları, sıcaklık, alkalinite ve pH ve reaktörün durumu (oksijen transferi, hidrolüğü, biyokütle dağılımı, sıyrılma..)’ dur.

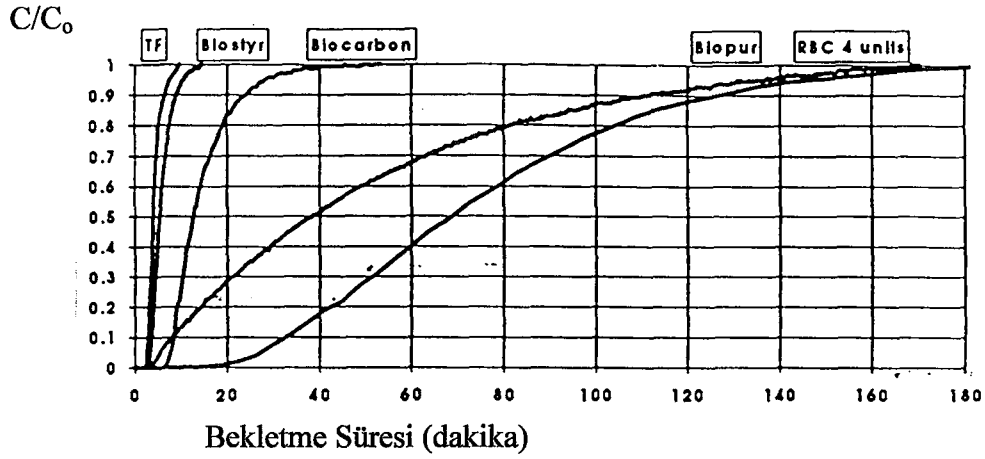
4.2. Nitrifikasyon Yapan Biyofilm Reaktörlerinde Hidrolik Bekletme Süresi ve Akış Tipinin Etkisi

NH₄ yükünü nitrifiye etmek için değişik reaktör hacimlerinin gerekli olması ve kullanılan malzemelerin porozitelerinin farklılık göstermesinden dolayı, bekletme süreleri döner biyolojik diskler, damlatmalı filtreler ve biyolojik filtrelerde aynı değildir. Aşağıdaki şekilde 20 g NH₄-N/m³ amonyağı nitrifiye etmek için gerekli olan bekletme süreleri dakika cinsinden verilmektedir.

Plastik dolgu malzemesine sahip (yüzey yükü 3 m/saat) damlatmalı filtrelerde ortalama 4-5 dakikalık bekletme süresinde ve dar bir dağılma aralığında, girişte büyük dalgalanmalar olduğunda sistem NH₄-N' i yeterli miktarda giderememektedir. Damlatmalı filtreleri stabil tutmak için dizayn aşamasında, rezerve bir kapasite ilave edilmelidir.

Granular ortamın söz konusu olduğu biyofiltrelerde 5-15 dakika gibi kısa bekletme süreleri söz konusudur. Hacim dolgu malzemesi, hava kabarcıkları ve biyokütle ile doludur. Dolayısıyla % 30 civarında porozite vardır. Bu tip filtrelerdeki boşluk hızı Biostyr' lerdeki 5 m/saat ve Biokarbon' lardaki 2.5 m/saat' lik hidrolik yüzey yüklemlerinden 3 kat daha fazladır. Porozite plastik plakalarla doldurulmuş filtrelerde % 70' lere ulaştığından, bu tip filtrelerde yüzeysel spesifik nitrifikasyon hızı daha fazladır ve taşıyıcı malzemelerin spesifik yüzeyleri daha düşüktür. Büyük hacimlere yani uzun bekletme sürelerine ihtiyaç duyulur. Biyolojik filtrelerde hava akışı, kanal tipi bir akışa ve geri karışma sebep olur. Filtrenin belirli bir kesidinde konsantrasyon sabit değildir ve biyofilm yüzeyindeki farklı noktalarda şartlar farklılıklar gösterir. Plastik plakalı biyofiltrelerde akışa direnç minimumdur. Kanal akışı ve geri karışım tam karışımlı reaktörlere benzer bir akışa sebep olur.

Döner biyolojik disklerde bekletme süresi 75 dakika civarında yani damlatmalı filtre ve biyofiltrelere nazaran daha uzundur. Eğer damlatmalı filtreler aralarına konulan duvarlarla seri bir şekilde monte edilecek olursa, akış şekli CSTR'lerin seri şekline denktir. Uzun bekletme süresi ve tam karışım güçlü giriş değişimlerine damper etkisi yapar.



Şekil 4.1. Plastik Dolgu Malzemeli Damlatmalı Filtre, Plastik Döner Biyolojik Disk ve Üç Değişik Tip Biyofiltrede Bekleme Süresi Dağılımı (M. Boller et al., 1994)

4.3. Biyofilm Oluşumu ve Dağılımı

Biyofilmin büyümesi ve nitrifikasyon sonucu oluşan biyofilm aktivitelerini etkileyen parametreler Tablo 4.1' de verilmiştir.

Biyofilm sistemlerinde nitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için indirgenabilir organik maddelerin bir kısmının giderilmesi gerektiği bilinmektedir. Çeşitli organik yüklemelerde döner biyolojik disklerle yapılan deneylerde, 15 g KOİ/m²-gün' lük altındaki değerlerde nitrifikasyonun başladığı ve 8 g KOİ/m²-gün' de tam anlamıyla gerçekleştiği bulunmuştur (Boller et al., 1987). Bu durum, tek kademeli sistemlerde, yani biyofilm kalınlığında güçlü gradyanların bulunduğu ve nitrifikasyon aktivitesinin olduğu sistemlerde geçerlidir. Özellikle üçüncül nitrifikasyon biyofilm sistemlerinde, yerel nütrient şartları yani O₂, NH₄⁺ ve kalan organiklerin bulunabilirliği, partiküler maddeler ve işletme modu biyofilm gelişiminde önemli rol oynar.

4.4. Oksijen Transferinin Etkisi

Değişik biyofilm sistemlerinde oksijen değişik şekillerde transfer edilmektedir. Oksijen transfer hızı damlatmalı filtrelerde hidrolik yükleme, döner biyolojik disklerde dönme hızı ve biyolojik filtrelerde hava debisi gibi parametrelerden etkilenmektedir. Yapılan deneysel çalışmalar, değişik oksijen transfer şartlarına rağmen biyofilm yüzeyindeki oksijen konsantrasyonunun 3-4 g O₂/m³ e eşit veya relatif olarak daha yüksek seviyelerde olduğunu göstermektedir. Dolayısıyla optimize edilmiş şartlar altında O₂ kısıtlaması tüm reaktörlerde benzerdir. Biostyr ve Biopur gibi iyi gelişmiş nitrifikasyon biyofilm sistemleriyle saf O₂ kullanılmış ve daha iyi nitrifikasyon hızları elde edilmiştir.

Tam nitrifikasyon elde edilebilmesi için filtre sistemlerine yeterli miktarda oksijen verilmelidir. Batık filtrelerde So*/Sn*>5 olduğunda, ortamda tam nitrifikasyonun gerçekleşmesi için yeterli oksijen sağlanmaktadır (Gönenç, 1985). Yeterli miktarda hava sağlanamadığında ortamda nitrit oluşumu söz konusu olmaktadır. Fakat oluşan bu nitrit denitrifikasyonla giderilebilmektedir. Maksimum denitrifikasyon hızlarına ise KOİ/NO_x-N oranı yaklaşık olarak 5 olduğunda ulaşılmaktadır.

Değişik proseslere ait denitrifikasyon performansları aşağıdaki tabloda verilmiştir (Chuboda, Pannier, Truc ve Pujol, 1996).

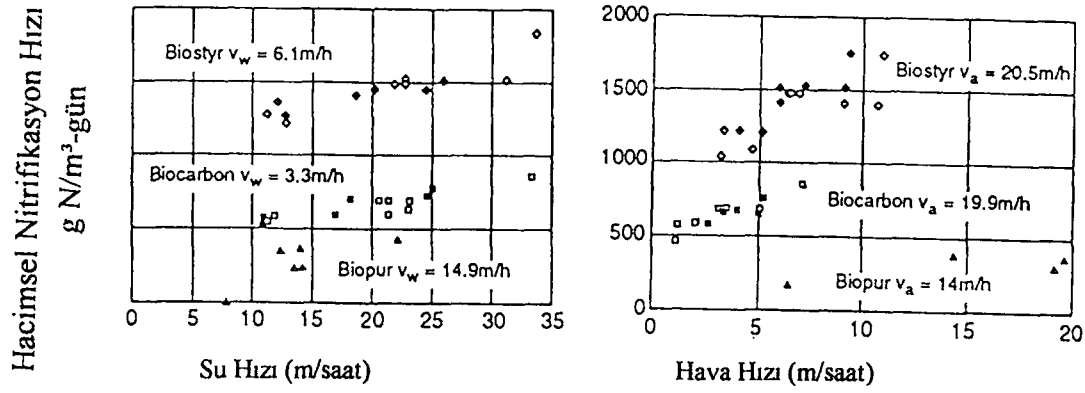
Tablo 4.2. Değişik proseslere ait denitrifikasyon performansları

Proses	T (°C)	Karbon Kaynağı	KOİ/ NO _x -N	kg NO _x -N/m ³ -gün	mg NO _x -N/g MLVSS.sa	Referans
Anoksik UASB	-	Alkollü atık	-		20	Klapwijk et al.,1981
Hareketli yatak	10	Atıksu	5-6	0.25		Odegaard et al., 1994
	10	Metanol	4-5	0.60		
Yukarı akışlı BAF	7	Metanol	-	5		Pujol et al., 1994
Akışkan yatak	25-30	Kola AAT	-		4.6	Nutt et al., 1984
Akışkan yatak	13-25	Metanol	9.6	0.6-2.4		Sadick et al., 1996
Akışkan yatak	20	Metanol	-	8.6	10	Jerris et al., 1974
Akışkan yatak	20	Melas	5	10.5	12.6	Bosman et al., 1978
Akışkan yatak	10-16	Melas	10		11-14	Cooper et al., 1981

Sabit filmlerde nütrient giderimi için, Chuboda, Pannier, Truc ve Pujol (1996)  n denitrifikasyon  alışmaları, Lazorava ve Manem (1996) ise nitrifikasyon çalışmaları yapmuştır. Bu  alışmalar neticesinde Fransa'nın batısında bulunan Sahurs bölgesi için tam ölçekli 1200 kişilik bir paket arıtma tesisi yapılmıştır. Yapılan  alışmalar neticesinde, KOÇ/NO_x-N oranının  n denitrifikasyon prosesini etkileyen en önemli parametrelerden biri olduğu görülmüştür. Çözünmüş KOÇ/NO_x-N = 7 veya toplam KOÇ/NO_x-N>10 olduğunda maksimum denitrifikasyon kapasitelerine (verim > % 80) ulaşılmıştır. Örneğin 10 mg NO_x-N/ g MLVSS.saatt'e varan denitrifikasyon hızlarına ulaşılmıştır. Literatürde bu değerin 2.3-20 mg NO_x-N/g MLVSS.saatt arasında olduğu görülmektedir.  n denitrifikasyon kompartmanının hacmi, normal aktif çamur sistemlerinin anoksik bölmelerinden 3 kat daha düşüktür. Ve tesis hem  n hem sonradan denitrifikasyon uygulamaları için kullanılabilir.

Pilot  l ekli biyofiltrelerde (biostyr ve biocarbon) hava ve su hızının nitrifikasyon hızına uzun vadede etkisi gösterilmiştir (Tschui et al., 1993). şekil 4.2' den de görüleceği üzere nitrifikasyon hızı su hızı arttı a yükselmektedir. Artış özellikle biostyr biyofiltrelerinde 4-6 m/saatt' lik su hızlarında görülmektedir. Diğer yandan biopurlarda su hızı > 14 m/saatt olduğunda, nitrifikasyon hızı su hızından etkilenmemektedir.

Hava akışının arttırılması da nitrifikasyon hızında artışa sebep olmaktadır. Laboratuvar  l ekli çalışmalarda biyofiltreler üzerinde hava hızı testleri yapılmış ve 30 m/saatt' e kadar hava hızının etkili olduğu görülmüştür. Yüksek hava ve su hızlarında aktivitenin yüksek olması, filtredeki yüksek türbülansa bağlanabilir. Biyofilmi çevreleyen laminer tabaka azalır ve gelişen difüzyonla kütle akışı artar. Hava akışının artması aynı zamanda sistemdeki oksijen konsantrasyonunun artmasına sebep olur. Bu da oksijenin daha iyi difüze olmasını sağlar. Yüksek türbülansla hidrolik kanallaşma azalır, toplam tutunan biyokütlenin daha iyi kullanımı sağlanır ve hacimsel nitrifikasyon hızları artar.

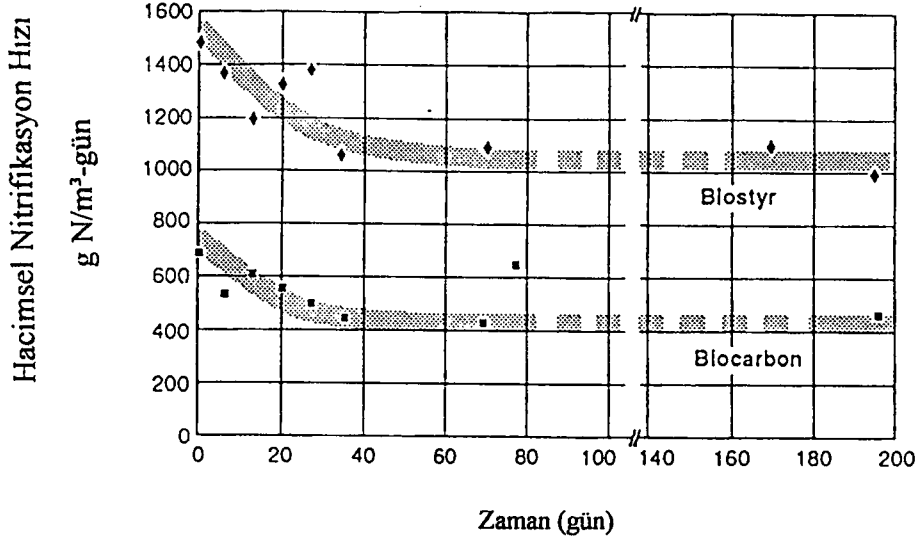


Şekil 4.2. Nitrifikasyon Hızı Üzerinde Biyofiltrelerde Su ve Hava Akışının Etkisi (M. Tschui et al., 1994)

4.5. Amonyak Kısıtlamasının Etkisi

Damlatmalı filtrelerde ve özellikle seri döner biyolojik disklerde çıkışa yakın bölgelerde biyofilm aktivitesinde yüksek bir düşüş gözlenir. Bu durum biyolojik filtrelerde farklıdır. NH_4 kısıtlaması çıkışta olmasına rağmen, granüler ortamdaki biyokütle sık geri yıkama esnasında meydana gelen tam karışım nedeniyle tüm filtre yüksekliği boyunca gelişir. Plastik plakalı biyolojik filtrelerde, suyun tam karışımı filtre yüksekliği boyunca biyofilm yüzeyindeki konsantrasyonun eşitlenmesine yol açar. NH_4 ' e bağlı olarak biyokütlede herhangi bir değişim gözlenmez.

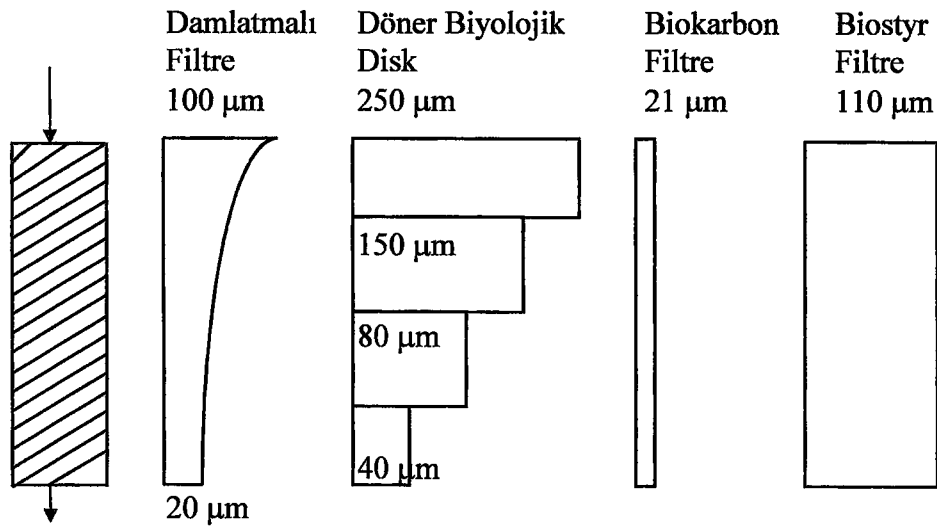
Aşağıdaki şekilde kısmi NH_4 kısıtlamasının olduğu durumlarda hacimsel yükleme azaltıldıkça nitrifikasyon hızının azaldığı ve daha sonra sabit bir konum aldığı görülmektedir. Tamamıyla oksijen kısıtlamasının söz konusu olduğu durumlarla karşılaştırıldığında yaklaşık % 30' luk bir azalma görülmektedir. Bu pratik işletme şartlarında göz önünde bulundurulmalıdır.



Şekil 4.3. NH_4 Kısıtlamasının Söz Konusu Olduğu Durumlarda Nitrifikasyon Performansı (10°C)

4.6. Kalan Organik Maddelerin ve Partiküllerin Etkisi

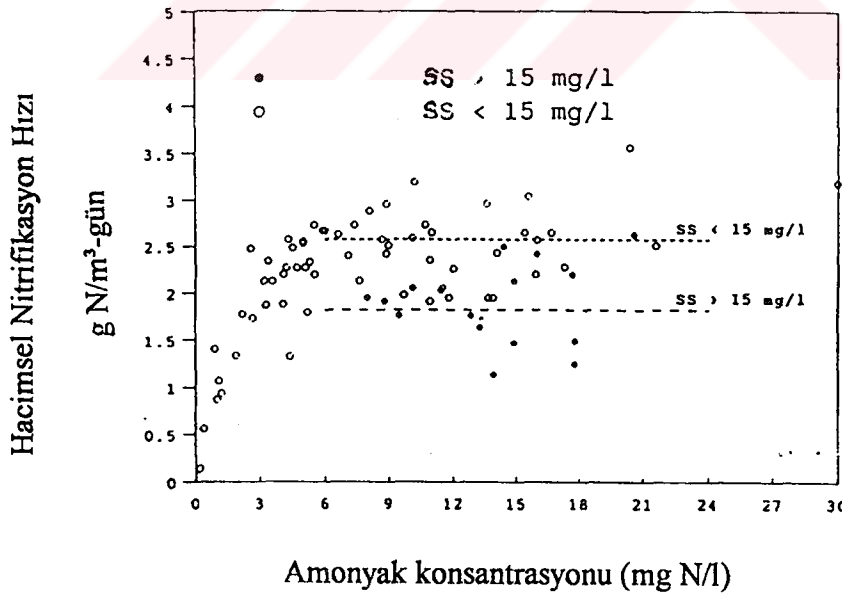
NH_4 kısıtlaması nasıl biyofilm reaktörlerinin çıkışında aktiviteyi azaltıyorsa, girişte de kalan organik maddeler ve partiküller nitrifikasyonu negatif yönde etkiler. Atıksu içerisinde çok fazla partiküler madde varsa bunlar biyofilm yüzeyine adsorbe olur ve biyofilm kalınlığını arttırarak, nitrifikasyon yapılamayacak şekilde katı maddelerin oranını arttırır. Bu özellikle ikincil arıtmayı müteakip kullanılan döner biyolojik disklerde çokça rastlanan bir durumdur. Birinci kademe döner biyolojik disklerde biyofilm kalınlığının % 80 daha fazla olduğu görülmüştür (Boller et al., 1990).



Şekil 4.4. Biyofilm Kalınlığının Dağılımı

Şekil 4.4' de biyokütle ölçümleriyle elde edilen biyofilm kalınlıkları verilmiştir. Damlatmalı filtreler ve döner biyolojik disklerde güçlü gradyanlar, biyolojik filtrelerde ise uniform bir dağılım gözlenmektedir. Biyofilmin kalın olması, yüksek nitrifikasyon hızı demek değildir. Damlatmalı filtre ve döner biyolojik disklerin girişindeki yüksek kalınlıklar adsorbe edilen AKM ve heterotrofik büyümeden kaynaklanmaktadır. Biyolojik filtrelerde biyofilm kalınlığı geri yıkama esnasında gerçekleşen sıyrılmaya da bağlıdır. Biocarbon tip filtrelerde biyofilm kalınlığı daha düşüktür. Bu tip biyofiltrelerde dahi oksijen biyokütleyle tam olarak sızamaz. Biyofilmler uniform kalınlıklar göstermediklerinden, sadece biyokütlenin bazı kısımlarına amonyak ve oksijen sızabilir ve düşük nitrifikasyon hızları gözlenebilir. Saf oksijen kullanıldığında oksijenin tam penetrasyonu gözlenecektir.

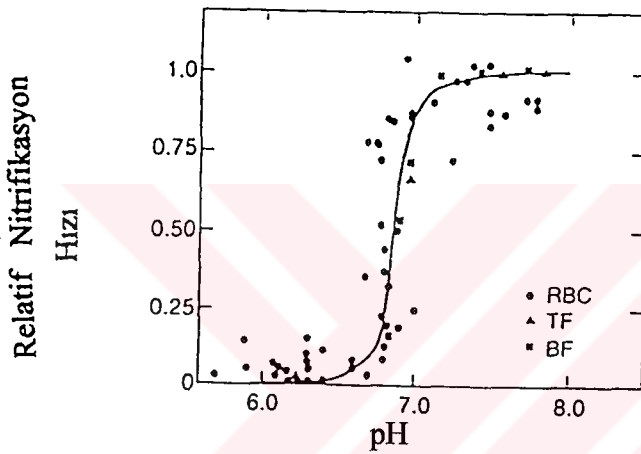
Şekil 4.5' den de görüleceği gibi, kısa vadeli perspektiflerde dahi askıda katı maddelerin nitrifikasyon üzerindeki etkisi söz konusudur. Askıda katı maddenin <15 mg/l ve >15 mg/l olması durumları için amonyak konsantrasyonuna karşı nitrifikasyon hızları damlatmalı filtre için işaretlenmiştir. Sıfırıncı mertebedeki bölgede maksimum nitrifikasyon hızının askıda katı madde girişindeki farklılık nedeniyle 2.6 g N/m²-gün' den 1.8 g N/m²-gün' e düştüğü görülmektedir.



Şekil 4.5. Askıda Katı Maddelerin Nitrifikasyon Hızı Üzerindeki Etkisi (B. Andersson et al., 1994)

4.7. Alkalinite Kısıtlaması ve pH' nın Etkisi

Nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerinde pH' nın etkisi söz konusudur. Nitrifikasyon prosesinde yer alan ototrof mikroorganizmalar alkalinite (HCO_3^-) tüketirler. Bu yüzey kısımda pH' nın düşmesine, ortamın asitleşmesine ve dolayısıyla nitrifikasyonun inhibe olmasına sebep olur. Biyofilm içerisinde, yüzey fazına göre, reaktantlar (HCO_3^-) daha düşük, fakat ürünler CO_2 daha fazla yani daha yüksek konsantrasyondadır. Sistem olarak farklı olmalarına rağmen damlatmalı filtre, döner biyolojik disk ve biyofiltrelerde pH = 7.0' nin altına düştüğünde nitrifikasyon etkilenir ve 6.5-7.0 arasında tamamen durur. Bu durum Şekil 4.6' dan da görülmektedir.



Şekil 4.6. Nitrifikasyonda pH kısıtlaması ve alkalinite (M. Boller et al., 1994)

Denitrifikasyonda ise, nitrifikasyon prosesinin tersine alkalinite oluşmakta ve bu durum reaktör içerisinde pH' nın artmasına sebep olmaktadır. Hatta denitrifikasyon sistemlerinde pH' nın artması çoğu zaman biyofilm içerisinde fosforun çökmesine sebep olmaktadır. Yapılan çalışmalarda bu tip değişikliklerin nitrifikasyon hızını etkilediği gösterilmiştir (Harremoes, 1978 ve Toschi, 1980).

Kısa periyotlarda (<2 gün) nitrifikasyon pH' a son derece bağlıdır. pH düştükçe amonyum için Monod sabitinin artması ve maksimum hacimsel hızdaki düşmeye bağlı olarak, amonyum oksidasyonunda düşme görülür. Nitrit için Monod sabitinin düşmesiyle birlikte nitrit oksidasyonu artacaktır. Dolayısıyla pH düştükçe nitritin kararlı denge konsantrasyonu azalacaktır.

Nitrifikasyondaki asit oluşumu ve biyofilm sistemi ile su tabakası kütle transfer direnci nedeniyle biyofilmdeki pH, su tabakasındakinden düşük olacaktır. Uzun vadede amonyum ve nitrit oksidasyonunun pH' ya bağımlılığı tam olarak anlaşılamamıştır (Siegrist ve Gujer, 1986).

W.A.Pretorius (1974), döner biyolojik disklerin nitrifikasyon için kullanılması haline pH' nın etkisini incelemiştir. Ph, nötr değerinin altında nitrifikasyonu daha çok etkilemektedir. pH = 9' un üzerinde, pH = 7 iken olduğuyla aynıdır. Optimum pH = 7.0-8.0 arasındadır.

Denitrifikasyonda nitrik asit oluşumu nedeniyle nitrifikasyon hız belirleyici adımdır. 1 mg NH₃-N' in oksidasyonu ile oluşan nitrik asidi nötralize etmek için 7 mg alkalinite (CaCO₃) gerekmektedir (Painter H.A., 1970). pH = 9.0' un üzerine çıktığında, nitrat azotu konsantrasyonuna bağlı olarak nitrit azotu miktarı artmaktadır. Bu nitriti, nitrata okside eden organizmaların, amonyağı nitrata okside eden mikroorganizmalara nazaran pH' dan daha çok etkilendiğini göstermektedir.

4.8. Sıcaklığın Etkisi

Nitrifikasyon hızı üzerinde sıcaklığın etkisi tarifleyecek veriler çok azdır. Sıcaklık düzeltmeleri ise aşağıda özetlenmiştir. Arrhenius denklemi sıcaklıkla oluşan hızdaki değişimi, maksimum hızda (V_{max}) işleyen biyosistemler için temsil etmektedir. Arrhenius tipi düzeltmeler endojen solunumdaki değişiklikleri de belirtmektedir. Fakat bu tip prosedürlerin bir substratın biyofilme kısmi olarak sızdığı durumlardaki hız değişimini belirlemede kullanılması şüphelidir.

Genelde sıcaklığın mikrobiyal değişim hızına etkisi, Arrhenius tarafından geliştirilen bağıntıların modifikasyonlarıyla ifade edilmektedir. Bu yaklaşım hız belirleyici adım için sabit bir aktivasyon enerjisi kabulüne dayanmaktadır.

Bu bağıntıların aşağıdaki şekilde ifade edilmesi mümkündür.

$$k_2/k_1 = \theta^{(T_2-T_1)} \quad (\text{Denklem 4.1})$$

veya;

$$k_2/k_1 = e^{\text{sabit}(T_2-T_1)} \quad (\text{Denklem 4.2})$$

Sıcaklıktaki her 10 °C değişim için hız iki katına çıkarsa, aktivasyon enerjisi 11,000-12,000 kal civarında olacaktır. Bu veriler bir çok biyolojik olay için gözlenmiştir. Denklem 4.1' deki $\theta = 1.076$, denklem 4.2' deki sabit ise 0.069' a eşittir. Biyolojik olaylarda gözlenen aktivasyon enerjisi 7,000 ila 17,000, θ ise 1.045-1.110 arasında değişmektedir.

Enzimatik reaksiyonlarda sıcaklığın etkisini belirlemede Arrhenius denklemlerini yüksek substrat konsantrasyonlarında kullanmanın pratikte daha uygulanabilir olduğu literatürde belirtilmektedir (Fruton ve Simmonds, 1955). Eğer sistem tüm substratlara göre sıfırıncı mertebeden değil ise, hızdaki değişiklikler Arrhenius denklemleri ile tam olarak ifade edilemeyebilir. Dolayısıyla pek çok araştırmacı bazı düzeltme faktörlerini kullanmaktadırlar (Gujer ve Bollor, 1986).

$$k_T/k_{20} = e^{\text{sabit}(T-20)} \quad (\text{Bakınız denklem 4.2})$$

$$\text{sabit} = 0.044$$

$$k_T/k_{20} = \theta^{(T-20)} \quad (\text{Bakınız denklem 4.1})$$

Bu çalışmalarında buldukları θ değeri 1.045 ve dolayısıyla aktivasyon enerjisi 700 kaloridir ($T_1 = 10$ °C). Bu değer diğer çalışmalarda gözlenen değerlerin alt limitlerindedir ve bu bağıntıyı destekleyen hiçbir veri bulunmamaktadır.

Biyolojik havalandırılmalı filtrelerle yapılan bir çalışmada θ ' nın 1.076' nın mertebesi olduğu, dolayısıyla aktivasyon enerjisinin de 12,000 kal olduğu gözlenmiştir. Bu sonucu destekleyen pek çok veri bulunmaktadır.

Diğerleri (Mueller, James A., et al., 1980) Arrhenius tipi düzeltme faktörü kullanmışlardır. θ değerini 16,000 kalori aktivasyon enerjisine denk gelen 1.100 bulmuşlardır. Bu değer beklenen aralıktadır. Bu θ değeri azot oksidasyonu için yeterli olmasına rağmen organik maddelerin oksidasyonu için yüksektir.

Sabit film sistemleri üzerinde sıcaklığın etkisi analiz edilirken aşağıdakiler gözönünde bulundurulmalıdır:

1. Tüm substratların difüzyonuna olan etkisi
2. Reaksiyona giren substratlara etkisi
3. Sıcaklıkla kinetik mertebe arasındaki ilişki
4. Sıcaklığın metabolik hayata etkisi

Pratikte sıcaklığın nitrifikasyon hızını etkilediği görülmektedir. Biofor sistemi ise sıcaklıktan aktif çamur sistemleri kadar etkilenmemektedir. Mayıs, 1990’ da yapılan pilot çalışmalarda 6 °C gibi düşük sıcaklıklarda kalsiyumkarbonat ilavesiyle giriş alkalinitesi 2 meq/l olduğunda nitrifikasyon gerçekleşmektedir. 10 °C’ de 10 ay sonra yapılan ölçümlerde giderilen en yüksek değer 0.8 kg NH₄-N/m³-gün’ dür.

Tschui, M. Boller, W. Gujer, J. Eugster, C. Müder ve C. Stengel (1994),uzun dönemde biyofiltreler üzerinde, NH₄ kısıtlamasının söz konusu olmadığı durumlar için, sıcaklığın etkisini incelemişlerdir. Gujer ve Boller (1986)’ in üçüncül damlatmalı filtreler için, Boller et al., (1987)’ in üçüncül döner biyolojik diskler için kullandığı aşağıdaki formülü, üçüncün nitrifikasyon biyofiltrelerinde sıcaklığa bağımlılığı exponansiyel bir fonksiyon olarak tarif etmek için kullanmışlardır.

$$r_{V, NH_4-N}(T) = r_{V, NH_4-N}(T=10\text{ }^{\circ}\text{C}).\exp\{k_T.(T-10\text{ }^{\circ}\text{C})\}$$

$$r_{V, NH_4-N}(T)=T \text{ atıksu sıcaklığında hacimsel nitrifikasyon hızı (g N/m}^3\text{-gün)}$$

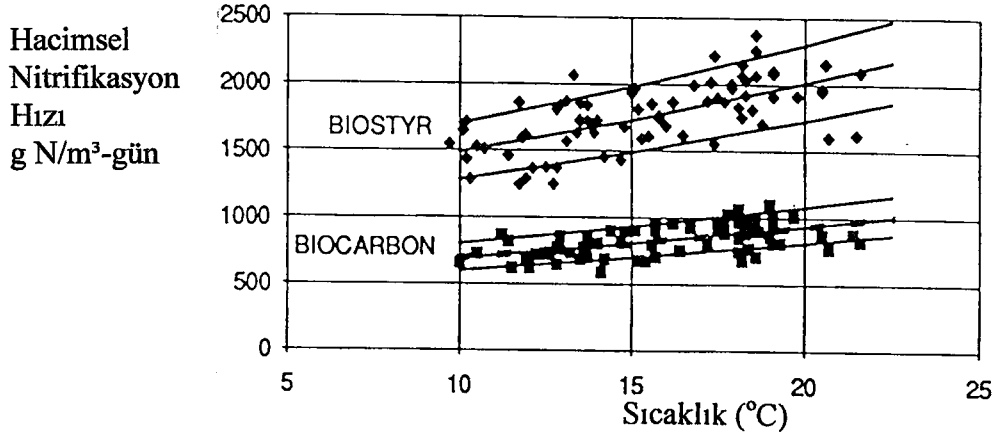
$$r_{V, NH_4-N}(T=10\text{ }^{\circ}\text{C})=10\text{ }^{\circ}\text{C atıksu sıcaklığında hacimsel nitrifikasyon hızı (g N/m}^3\text{-gün)}$$

$$(T) = \text{İşletme koşullarında atıksuyun sıcaklığı (}^{\circ}\text{C)}$$

$$k_T=\text{Sıcaklık katsayısı (1/}^{\circ}\text{C)}$$

Şekil 4.7’ de Biokarbon ve Biostyr filtrelerinde hacimsel spesifik nitrifikasyon hızının sıcaklığa bağımlılığını açıkça göstermektedir. Nitrifikasyon hızlarındaki yüksek varyasyonlar işletme koşullarıyla açıklanabilir. Damlatmalı filtrelerin ve

döner biyolojik disklerin sıcaklığa bağımlılıklarına ($k_T=0.044/^\circ\text{C}$) nazaran, biyolojik filtrelerde sıcaklığın üzerinde fazla durulmamaktadır.



Şekil 4.7. NH_4 kısıtlamasının söz konusu olmadığı durumlar için, hacimsel nitritfikasyon hızına, uzun vadede, sıcaklığın etkisi (biocarbonda ortalama hava debisi 18 ± 2 m/saat, su debisi $=3.4\pm 1.0$ m/saat; bostyrde ise ortalama hava debisi 19 ± 3 m/saat, su debisi $=6.5\pm 1.5$ m/saat) (M. Tschui et al., 1994)

4.9. Maksimum Nitritfikasyon Hızları

Eğer NH_4 yüksek miktarda (>5 g $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{m}^3$) ise biyofilmlerde nitritfikasyon oksijen difüzyonuyla kısıtlanmaktadır. Değişik reaktörlerde ve değişik işletme şartlarının söz konusu olduğu durumlarda nitritfikasyon performansını inceleyebilmek için 10°C ' de ve oksijen kısıtlamasının söz konusu olduğu durumlarda, yüzey spesifik nitritfikasyon hızları belirlenmiştir. Sıcaklık, deneysel çalışmalar aşamasında, döner biyolojik diskler için Boiler (1987) ve biyofiltreler için Tschui (1993) tarafından tarafından geliştirilen sıcaklık fonksiyonları yardımıyla 10°C ' ye adapte edilmiştir. Değişik reaktörlerde elde edilen değişik nitritfikasyon hızlarının sebebi, değişik oksijen transfer hızları ve biyofilmde bulunan nitritfikasyonu gerçekleştirecek biyokütledir. Nitritfikasyon hızını etkileyen dizayn ve işletme parametreleri Tablo 4.3' de verilmektedir.

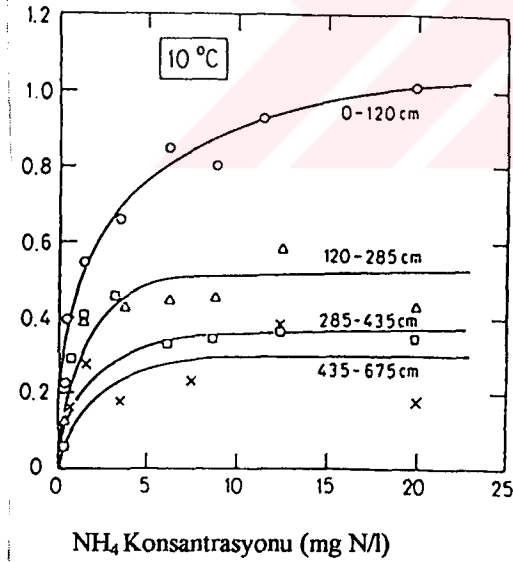
Tablo 4.3. Nitrifikasyon Hızını Etkileyen Dizayn ve İşletme Parametreleri

Damlatmalı Filtreler	Biyokütleyi taşıyan ortam ($90-250 \text{ m}^2/\text{m}^3$); hidrolik yüzeysel yükleme; geri devir; seri işletme
Döner Biyolojik Diskler	Biyokütleyi taşıyan ortam ($90-250 \text{ m}^2/\text{m}^3$); dönüş hızı; geri devir; ön filtrasyon
Biyofiltreler	Filtre malzemesi ($200-1500 \text{ m}^2/\text{m}^3$); hava debisi; su hızı; ön arıtma; geri devir

4.9.1. Damlatmalı Filtrelerde Nitrifikasyon Hızı

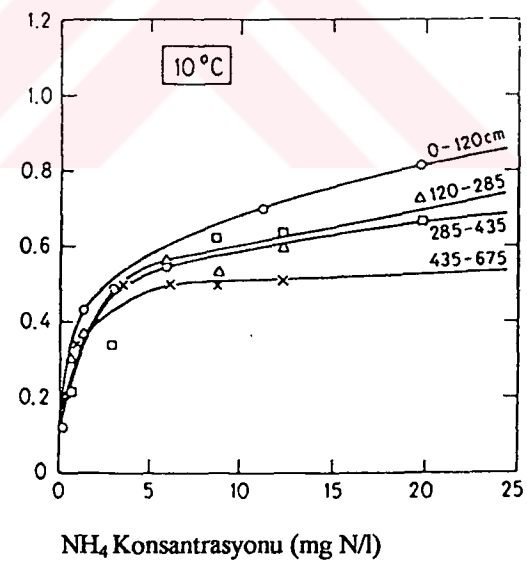
Özellikle plastik plakalardan oluşan taşıyıcı malzemelerin kullanıldığı damlatmalı filtrelerde su taşıyıcı malzeme boyunca laminar akım gösterir. Bu oksijen transfer katsayısı K_L ile ($1-2 \text{ m/gün}$) karakterize edilen düşük oksijen transfer hızlarına yol açar (Boller ve Gujer, 1986). Aşağıdaki şekillerden de görüleceği üzere derinlik arttıkça maksimum nitrifikasyon hızlarında azalma görülür. Nitrifikasyon bakterilerinin homojen dağılımı damlatmalı filtrelerin seri işletilmesi ile sağlanabilmektedir.

Nitrifikasyon
Hızı
 $\text{g NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\text{-gün}$



Şekil 4.8. Damlatmalı Filtrede Derinliğe Bağlı Nitrifikasyon Hızları (M. Boller et al., 1990)

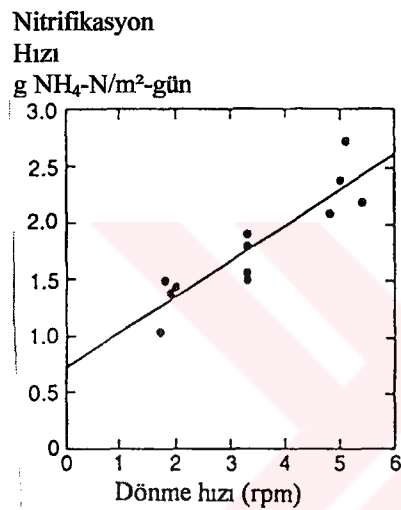
Nitrifikasyon
Hızı
 $\text{g NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\text{-gün}$



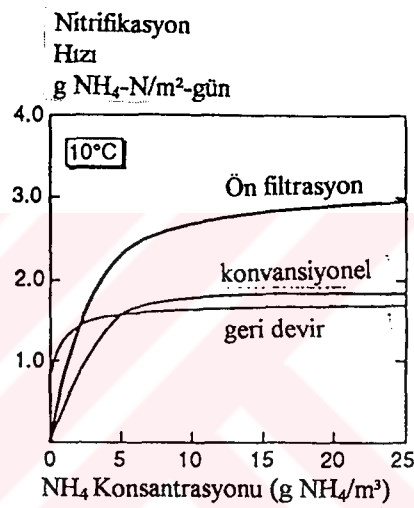
Şekil 4.9. Seri Damlatmalı Filtrelerde Nitrifikasyon Hızları

4.9.2. Döner Biyolojik Disklerde Nitrifikasyon Hızı

Döner biyolojik disklerde, 1-3 m/gün arasındaki K_L değerlerinde, daha iyi oksijen transferi ve gelişmiş biyofilm ve dolayısıyla diğer sistemlere nazaran daha yüksek nitrifikasyon hızları elde edilir. Şekil 4.10' dan de görüleceği üzere nitrifikasyon dönme hızından etkilenmektedir. Buna nazaran yüksek hızlarda enerji tüketimi artmaktadır. Her çeşit döner biyolojik disk için, optimum dönme hızı bulunmalıdır. Ön filtrasyon ve geri devirin nitrifikasyonda gelişme yarattığı Şekil 4.11' den görülmektedir. Sonuçlar, optimize edilmiş koşullar altında $3.0 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{-gün}$ ' lük spesifik hızlara ulaşılabilirdiğini göstermektedir.



Şekil 4.10. Küçük Bir (Çap 1.2 m) RBC' de Dönme Hızına Bağlı Nitrifikasyon Hızları

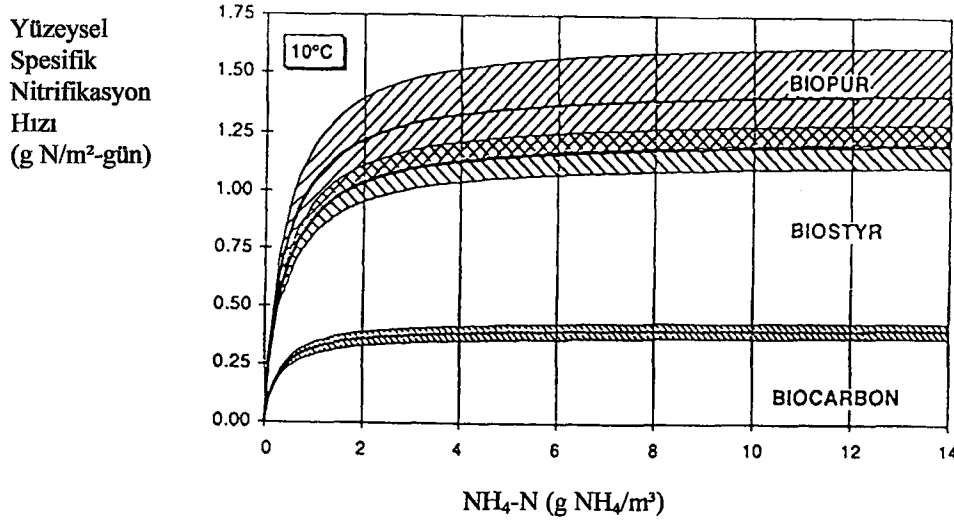


Şekil 4.11. RBC' lerde Nitrifikasyon Hızında Geri Devir ve Önfiltrasyonun Etkisi (M.Boller et al., 1990)

4.9.3. Biyolojik Filtrelerde Nitrifikasyon Hızı

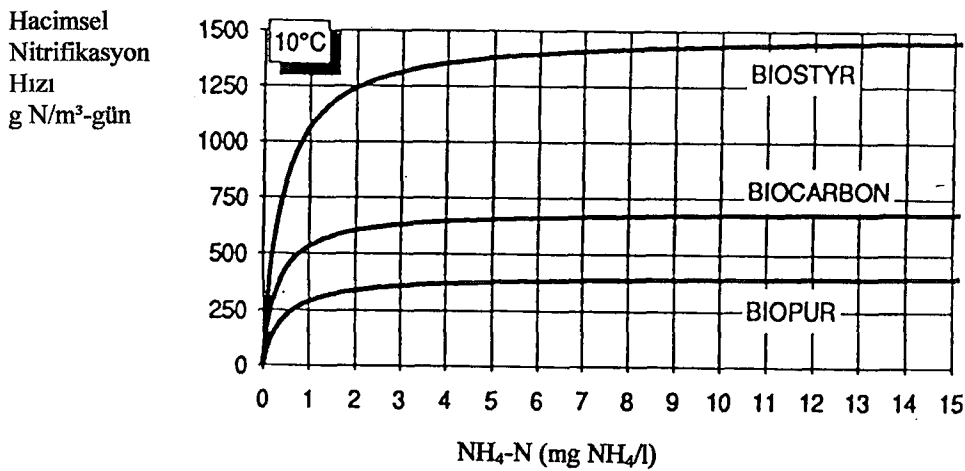
Şekil 4.12' de farklı biyofiltrelerde farklı işletme koşullarından ötürü değişiklik gösteren nitrifikasyon hızları görülmektedir. Geri yıkamadan dolayı meydana gelen sıyrılmadan ötürü her 1.5-2.0 günde bir biokarbon filtrelerde düşük değerler gözlenmiştir. Hafif polistryene malzeme kullanıldığında bu etki azalmaktadır. Düşük yüzey alanına haiz biopur tipi biyofiltrelerde haftada 1 gün geri yıkama yapılmasından ötürü, daha yüksek nitrifikasyon hızları elde edilmektedir. Tüm nitrifikasyon yapan biyolojik filtreler hava ve su hızından etkilenmektedir (Tschui et al., 1993). Eğer yükseklik biopurda 6.0 m ve diğer iki filtrede 3.0 m ile

sınırlandırılacak olursa ve geri devir yapılmaz ise ortalama su hızı 2.0-6.0 m/saat alınarak $\text{NH}_4\text{-N}$ yükü nitrifiye edilebilir. Genelde uygulanan hava hızı ise 15-20 m/saat' dir.



Şekil 4.12. Üç Değişik Biyofiltrede Amonyak Konsantrasyonu ve Hava Hızına Bağlı Olarak Nitrifikasyon Hızı (Kalın çizgilerde $V_{\text{hava}} = 20$ m/saat, üst çizgilerde $V_{\text{hava}} = 25$ m/saat, alt çizgilerde $V_{\text{hava}} = 15$ m/saat) (M.Boller et al., 1990)

Aşağıdaki şekilde sıcaklığın etkisi de gözönüne alınarak, 10 °C' lik atıksu sıcaklığında, hacimsel spesifik nitrifikasyon hızlarına karşılık NH_4 çıkış değerleri verilmiştir. Doygunluk parametresinin $K_{\text{S, NH}_4} = 0.5$ g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^3$ düşük olması NH_4 kısıtlamasını ifade etmektedir. Nitrifikasyon hızında çıkış konsantrasyonu < 2 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^3$ olduğunda hızlı bir artış gözlenmektedir.



Şekil 4.13. Biyofiltrelerde $\text{NH}_4\text{-N}$ çıkış konsantrasyonuna bağlı olarak nitrifikasyon hızları (M. Tschui et al., 1994)

4.10. Hidrolik Yüklemenin Etkisi

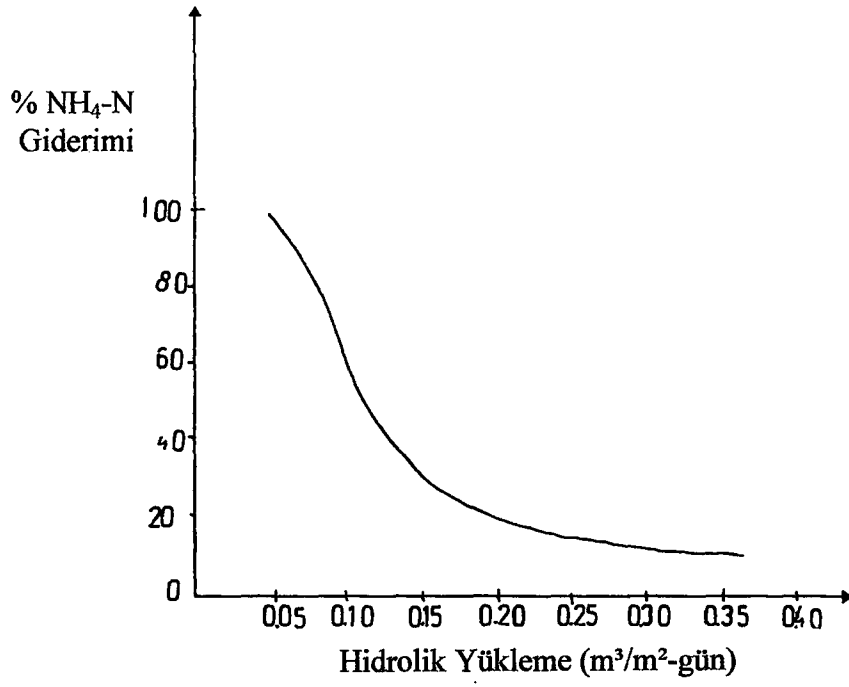
Genel anlamda hidrolik yükleme arttıkça, giderim hızı düşmektedir. Gullicks ve Cleasby (1986), Harris ve Hansford (1976) ve Maier (1967), filtre performansında hidrolik yüklemeyi gözönüne almışlardır. Buldukları veriler, hidrolik yükleme arttıkça, kütle giderim hızının arttığını, çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyon değerlerinin daha yüksek olduğunu ve giderme veriminin azaldığını göstermektedir. Diğer yandan pekçok araştırmacının önemli bulduğu giderme verimi düşmektedir.

Giderim ve çıkış kalitesindeki değişim tam anlamıyla hidrolik olmayabilir. Hidrolik etki, oksijene ve hidrolik yüklemenin artışından kaynaklanacak olan $\text{NH}_4\text{-N}$ yükündeki artışa bağlıdır (Okey ve Albertson, 1989). Yüksek hidrolik yüklemeler daha çok kullanılabilir oksijen miktarı yaratırken, diğer yandan da azot yükünü arttırmaktadır.

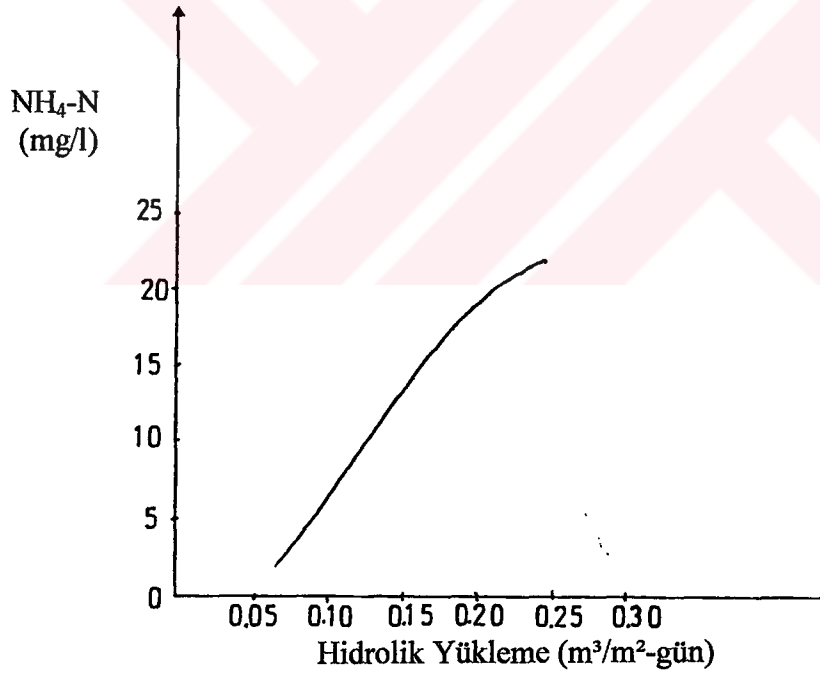
Döner biyolojik disklerde, tüm hidrolik yüklemelerde, geri devirin nitrifikasyon verimini arttırdığı görülmüştür. Geri devirin nitrifikasyon üzerindeki pozitif etkisinin sebebi, giriş organik karbon miktarında oluşan seyrelmedir.

Döner biyolojik diskler kullanılarak organik madde ve azot giderimi yapılabilmektedir. Bu sistem dünyada küçük bir aileden tutun da 20,000 kişiye kadar kullanılabilen bir prodestir. Düşük işletme ve bakım maliyetlerine rağmen, bu nüfusun üzerinde aktif çamur prosesinin daha etkili olduğu görülmektedir. Atıksudaki organik madde ve nitrifikasyon amacıyla Pewaukee Köyü, Wisconsin' de kullanılan döner biyolojik diskte elde edilen sonuçlar aşağıda verilmektedir. Bu sistemde yarı dairesel tank içerisine yerleştirilmiş şaft üzerinde diskler bulunmakta ve biyofilm bu diskler üzerinde gelişmektedir.

Biyodiskler üzerinde ABD ve Avrupa' da evsel atıksuyla yapılan test çalışmalarında, BOİ konsantrasyonuna bağlı olarak birinci mertebe reaksiyonlar gözlenmiştir. Spesifik bir hidrolik yüklemede, BOİ konsantrasyonundan tamamen bağımsız bir şekilde spesifik bir BOİ giderme yüzdesi vardır. Bu nedenle hidrolik yükleme en önemli dizayn parametrelerinden biridir.



Şekil 4.14. Hidrolik yüklemenin döner disklerde $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi üzerindeki etkisi



Şekil 4.15. Hidrolik yüklemenin döner disklerde $\text{NH}_4\text{-N}$ çıkış konsantrasyonu üzerindeki etkisi

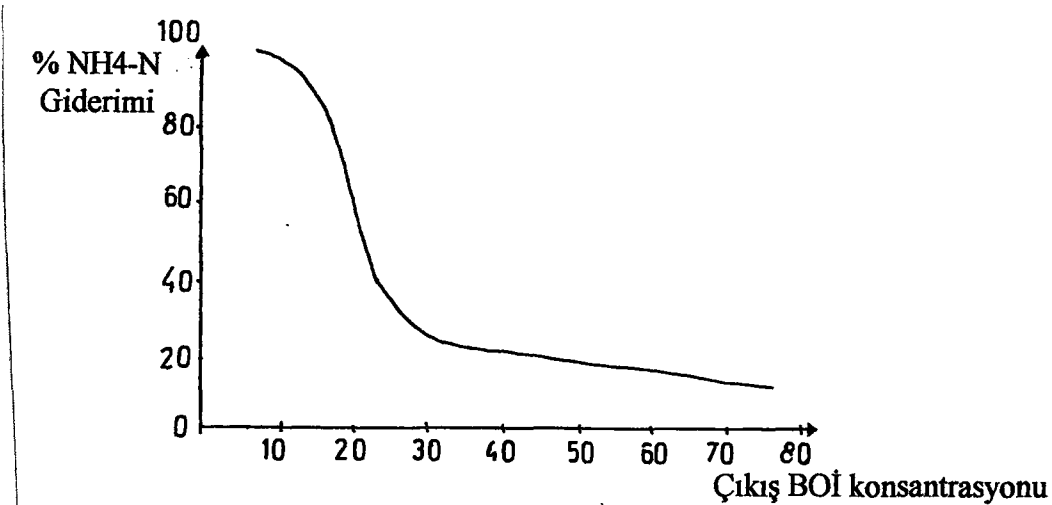
4.11. Organik Yükleme ve BOİ Yükünün Nitrifikasyon Hızına Etkisi

Biyolojik sistemin performansı yükleme şartlarından çok etkilenir. Yüksek ve çok düşük yüklemeler çıkış suyunun kalitesini bozar. Havalı biyolojik arıtma sistemlerinde optimum yükleme değerleri, kullanılan reaktörün tipine göre farklılık gösterir.

Amonyakı oksitleyen mikroorganizmaların gelişmesi ve dominant hale gelmesi, BOİ konsantrasyonunun bir fonksiyonudur. Yüksek BOİ konsantrasyonlarında, bu mikroorganizmalar kendilerinden daha hızlı büyüyen karbon oksitleyici mikroorganizmalarla başedemediklerinden popülasyon dinamiğinin bir sonucu olarak seyrelirler.

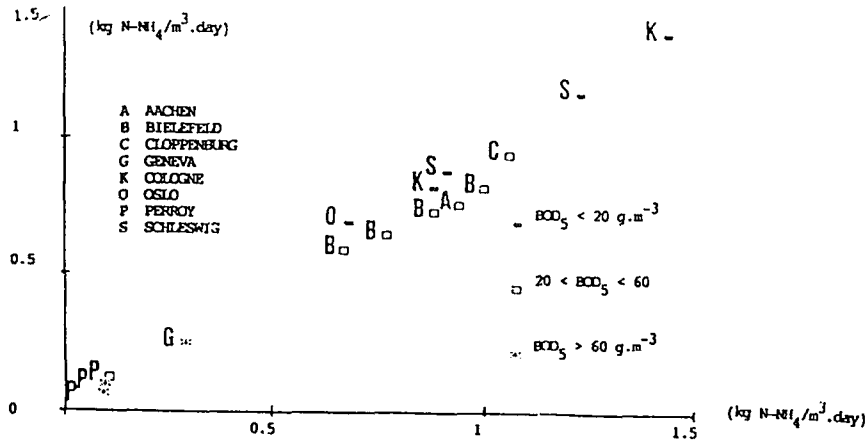
Biyolojik arıtmayla karbonlu maddeler giderildikçe ve BOİ konsantrasyonu 30 mg/l'ye ulaştıkça, nitrifikasyon yapan mikroorganizmalar oluşmaya başlayacak ve hızla artacaktır. BOİ konsantrasyonu 8-10 mg/l olduğunda, amonyak oksidasyonu tamamlanmaktadır (<1 mg/l).

Şekil 4.16' da Pewaukee Köyü, Wisconsin' deki döner biyolojik diskle yapılan çalışmalarda, BOİ konsantrasyonuna bağlı olarak elde edilen amonyak verimleri gösterilmektedir. Bu veriler giriş BOİ konsantrasyonu, taze veya septik atık, atıksu sıcaklığı, disk dönme hızı ve disklerin kademe sayısından bağımsızdır. Dolayısıyla spesifik bir BOİ konsantrasyonuna göre dizayn yapılacak olursa, istenen amonyak verimleri elde edilebilir.



Şekil 4.16. Çıkış BOİ konsantrasyonunun nitrifikasyona etkisi

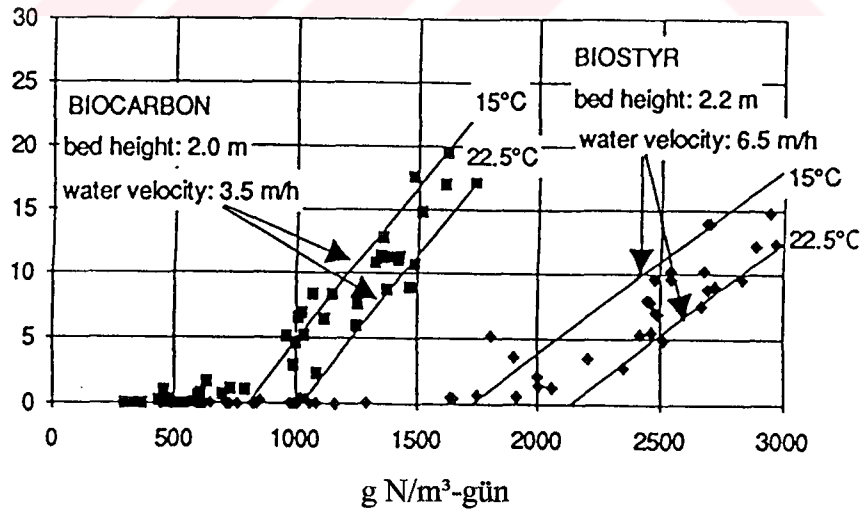
Şekil 4.17' de ise, Perroy Atıksu Arıtma Tesisinde, Biopur tipi filtre ile yapılan çalışmalar neticesinde elde edilen veriler yardımıyla BOİ yükünün nitrifikasyon hızı üzerindeki etkisi görülmektedir. BOİ konsantrasyonu 60 g/m^3 ' ün altında olduğunda son derece iyi nitrifikasyon sonuçları elde edilmektedir.



Şekil 4.17. BOİ yükünün nitrifikasyon hızına etkisi

Biocarbon ve Biostyr filtrelerinde ölçülen çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonlarının fonksiyonu olarak 15 ve 22.5°C için spesifik hacimsel $\text{NH}_4\text{-N}$ yükleri Şekil 4.18' de verilmiştir.

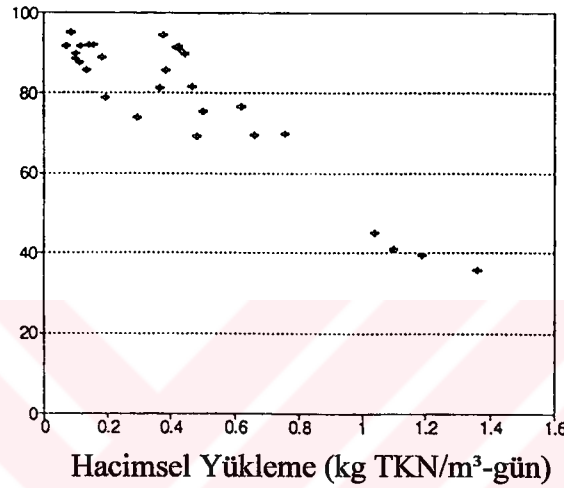
$\text{g NH}_4\text{-N/m}^3$



Şekil 4.18. Biyofiltrelerde hacimsel yüklemeye karşılık çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonları (M.Tschui et al., 1994)

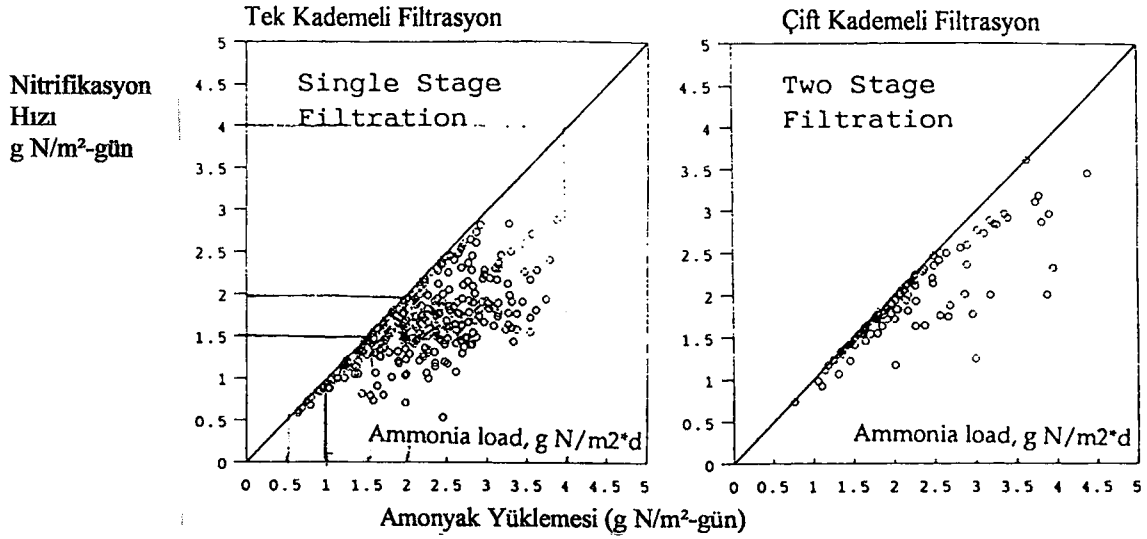
J.P. Canler ve J.M. Perret (1994), Fransa' daki 12 adet biyolojik havalandırmalı filtrelerin kullanıldığı evsel atıksu arıtma tesisini incelemiş ve <7 kg KOİ' lik yüklemelerin altında iyi çıkış standartları sağlamışlardır (<90 mg/l KOİ). Bu tesislerin bazıları, azot gidermek üzere dizayn edilmemiş olmalarına rağmen, çok iyi azot giderme verimleri sağlamıştır. Bu çalışmalara ait veriler Şekil 4.19' da verilmektedir. ≤ 45 kg NK/m³-gün veya 0.36 kg NH₄-N/m³-gün için % 80' in üzerinde verim elde edilmiştir.

TKN
Giderimi
%



Şekil 4.19. Biyolojik filtrelerde hacimsel yüklemeye karşılık elde edilen giderim

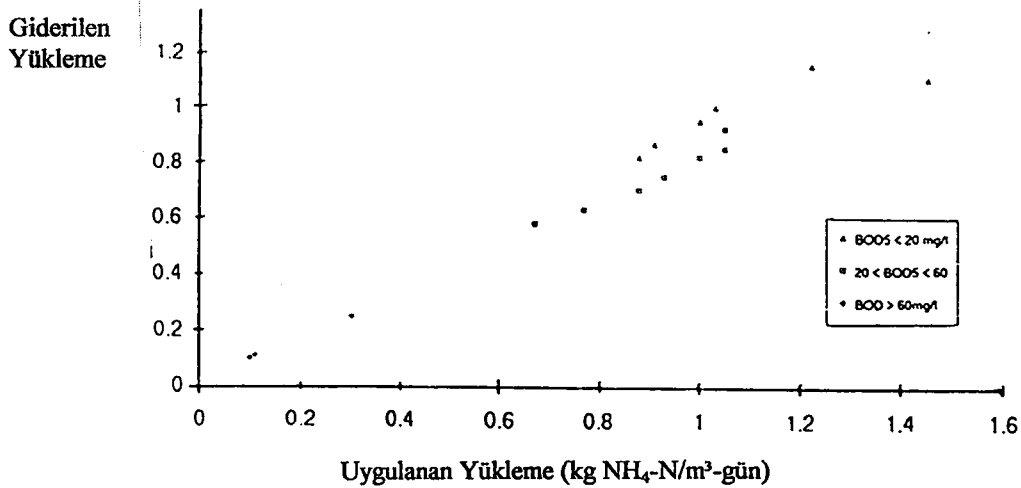
Şekil 4.20' de uygulanan amonyak yüklemelerine karşılık damlatmalı filtrelerde elde edilen nitrifikasyon hızları verilmektedir. Damlatmalı filtreler iki kademeli olarak kullanıldıklarında, daha stabil bir işletme sağlanmakta ve dolayısıyla daha düşük amonyak çıkış konsantrasyonları elde edilmektedir.



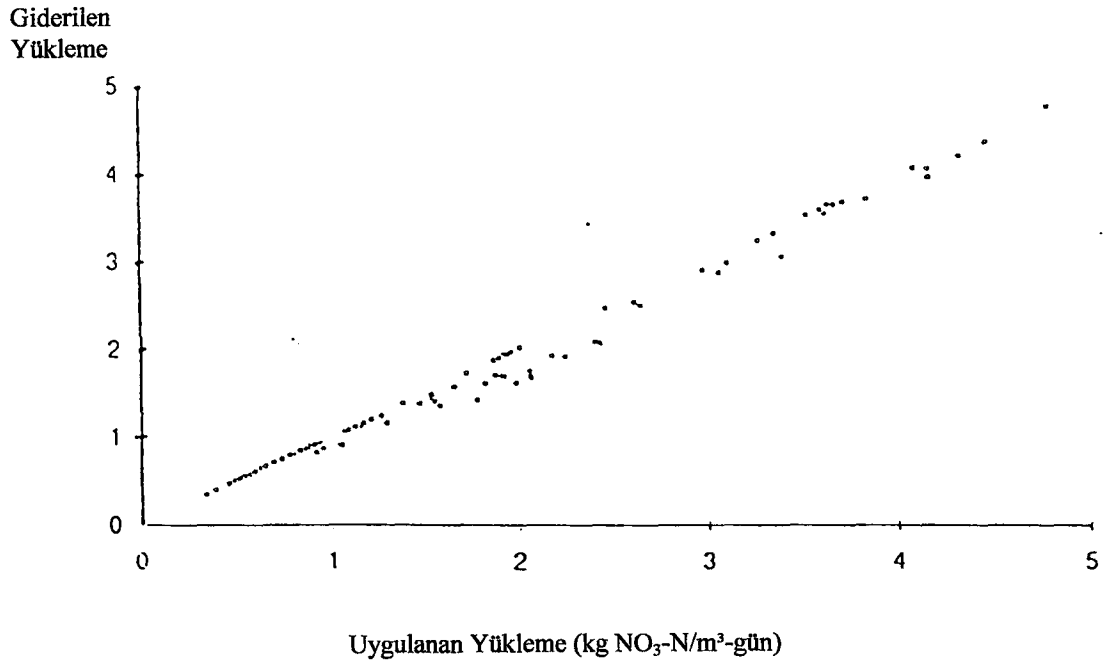
Şekil 4.20. Çift ve tek kademeli DF’lerde amonyak yükü ve nitrifikasyon hızının karşılaştırılması (B. Andersson et al., 1994)

Pujol, M. Hamon, X. Kandel ve H. Lemmel (1994), endüstriyel ve evsel amaçlı kullanılabilen Biopur, yukarı akışlı biyolojik filtrelerde nitrifikasyon, denitrifikasyon ve fosfor giderimi performansı üzerinde çalışmalar yapmışlardır.

Şekil 4.21’ de uygulanan $\text{NH}_4\text{-N}$ yüklerinin giderim hızı üzerindeki etkisi görülmektedir. $1.4 \text{ kg NH}_4\text{-N/m}^3\text{-gün}$ ’ lük yüklemenin üzerinde % 80-90 verim elde edilebilmektedir. Denitrifikasyon için ise sadece pilot çalışmalar neticesinde elde edilen sonuçlar Şekil 4.22’ de verilmiştir. Tam anlamıyla denitrifikasyon $2 \text{ kg NO}_3\text{-N/m}^3\text{-gün}$ ’ lük yüklemenin üzerinde gerçekleşmektedir. Oslo pilot tesisinde elde edilen $4 \text{ kg NO}_3\text{-N/m}^3\text{-gün}$ ’ lük değer, sonuçları doğrulamaktadır.



Şekil 4.21. Nitrifikasyon verimi (10 adet biyopur tesisinde)



Şekil 4.22. Denitrifikasyon verimi (10 adet Biopur tesisinde)

5. KÜÇÜK ARITMA TESİSLERİNİN TASARIM ESASLARI

5.1. Kinetik Yaklaşım

Tutunarak büyümenin söz konusu olduğu biyofilm sistemlerinin dizaynı genelde pilot ve tam ölçekli çalışmalarda elde edilen ampirik sonuçlara dayanmaktadır. Tipik tasarım kriterlerine örnek olarak hacimsel yükleme (birim zamanda birim reaktör hacmindeki substrat kütlesi), yüzeysel yükleme hızı (birim zamanda birim yüzeydeki substrat kütlesi) ve hidrolik bekletme süresi (normal olarak boş yatak hacmine dayanan, reaktördeki besleme malzemesinin kalma zamanı)'dır. Bu tip sistemlerde VSS konsantrasyonunun tespiti oldukça zor olduğundan, askıda büyümenin söz konusu olduğu sistemlerde de kullanılan VSS spesifik giderim hızı (örneğin birim günde birim giderilen VSS başına okside olan amonyum)'nın kullanılması daha uygundur. Genelde biyofilm sistemlerinin dizaynında kullanılan bağıntılar ampirik olmasına rağmen, pek çok durumda stokipmetriye, Fick Kanunu'na veya Monod Kinetiği'ne göre geliştirilen modeller kullanılmaktadır.

5.1.1. Tam Karışımli Reaktörler

Tam karışımli biyofilm sistemleri için kararlı kütle dengesi yazılacak olursa:

$$Q.S_i - Q.S_e - r_a.A = 0$$

r_a : Giderme oranı,

Q : Debi,

S_i : Giriş konsantrasyonu,

S_e : Çıkış konsantrasyonu.

$$r_a = k_{oa}$$

$$Q.S_i - Q.S_e - k_{oa}.A = 0$$

$$Q.(S_i - S_e) = k_{oa}.A$$

Her iki tarafı da Q' ya bölecek olursak sıfırıncı mertebe reaksiyon için:

$$S_i - S_e = k_{oa}.A$$

$$S_e = S_i - k_{oa}.(A/Q)$$

Birinci mertebe reaksiyon için kütle denklemi çözülecek olursa:

$$Q.S_i - Q.S_e - r_a.A = 0$$

$$r_a = k_{1a}.S$$

$$Q.S_i - Q.S_e - k_{1a}.A.S = 0$$

$$Q.(S_i - S_e) = k_{1a}.A.S_e$$

$$(S_i - S_e) = - k_{1a}.(A/Q).S_e$$

Her iki tarafı da S_e ' ye bölecek olursak:

$$- k_{1a}.(A/Q) = (S_i - S_e) / S_e = 1 - (S_i / S_e)$$

$$(S_i / S_e) = 1 + k_{1a}.(A/Q)$$

$$S_i = (1 + k_{1a} \cdot (A/Q)) \cdot S_e$$

$$S_e = - S_i / (1 + k_{1a} \cdot (A/Q))$$

½ merteye reaksiyon için kütle denklemi çözülecek olursa:

$$Q \cdot S_i - Q \cdot S_e - r_a \cdot A = 0$$

$$r_a = k_{1/2a} \cdot S_e^{1/2}$$

$$Q \cdot S_i - Q \cdot S_e - k_{1/2a} \cdot A \cdot S_e^{1/2} = 0$$

$$S_e = - k_{1/2as} / 2Q + (k_{1/2as} / 2Q)^2 + S_i)^{1/2}$$

Burada A (m²) bir sistem kullanılarak, giriş konsantrasyonu ve debisi bilinen bir atıksuyun çıkış konsantrasyonu hesaplanabilir. Bunun tersi olarak çıkış konsantrasyonu belirlenerek bunu sağlaması gereken biyofilm yüzey alanı belirlenebilir.

5.1.2. Piston Akımlı Reaktörler

Kütle dengesi diferansiyeli denklemi integre edilecek olursa:

$$Q \cdot S_i - Q \cdot (S_e + \delta S / \delta y) - r_v \cdot A \cdot dy = 0$$

$$Q \cdot S_i - Q \cdot S_e + Q \cdot (\delta S / \delta y) - r_v \cdot A \cdot dy = 0$$

$$r_v = k_{ov} \text{ konulursa,}$$

$$Q \cdot S_i - Q \cdot S_e + Q \cdot (\delta S / \delta y) - k_{ov} \cdot A \cdot dy = 0$$

Aynı zamanda denklemin her iki tarafı da Q' ya bölünecek olursa:

$$S_i - S_e + (\delta S / \delta y) - k_{ov} \cdot (A/Q) \cdot dy = 0$$

$$\int_{S_i}^{S_e} dS = - A/Q \cdot k_{ov} \cdot H$$

$$S_e - S_i = - A/Q \cdot k_{ov} \cdot H$$

$$S_e = S_i - A/Q \cdot k_{ov} \cdot H$$

t_H : Yatakta kalış süresi

$$t_H = A/Q \cdot H$$

$$S_i - S_e = k_{ov} \cdot t_H$$

Reaktör verimi: $R = (S_i - S_e)/S_i = (k_{ov} \cdot t_H)/S_i$ olarak elde edilir.

½ mertebe reaksiyon için kütle denklemi çözülecek olursa:

$$r_v = k_{1/2v} \cdot S^{1/2}$$

$$S_i - S_e + (\delta S / \delta y) - k_{1/2v} \cdot S^{1/2} \cdot (A/Q) \cdot dy = 0$$

$$\int_{S_i}^{S_e} dS / \sqrt{S} = - A/Q \int_0^H k_{1/2v} \cdot dy = - A/Q \cdot k_{1/2v} \cdot H$$

$$2\sqrt{S_e} - 2\sqrt{S_i} = - A/Q \cdot k_{1/2v} \cdot H$$

$$S_e = (\sqrt{S_i} - A/2Q \cdot k_{1/2v} \cdot H)^2$$

$$S_e = (S_i^{1/2} - t_H \cdot k_{1/2v}/2)^2$$

Denklemin sağ tarafı aynı anda $S_i^{1/2}$ ile çarpılıp bölünecek olursa:

$$S_e = ((S_i^{1/2} \cdot S_i^{1/2} / S_i^{1/2}) - (t_H \cdot k_{1/2v} \cdot S_i^{1/2} / 2S_i^{1/2}))^2$$

$$S_e = ((S_i^{1/2} \cdot S_i^{1/2}) - (t_H \cdot k_{1/2v} \cdot S_i^{1/2} / 2S_i^{1/2}))^2$$

$$S_e = (S_i^{1/2} - (t_H \cdot k_{1/2v} \cdot S_i^{1/2} / 2S_i^{1/2}))^2$$

$$S_e = (S_i^{1/2} \cdot (1 - t_H \cdot k_{1/2v} / 2S_i^{1/2}))^2$$

$$S_e = S_i \cdot (1 - t_H \cdot k_{1/2v} / 2S_i^{1/2})^2$$

Reaktör verimi: $R = (S_i - S_e)/S_i = 1 - (S_e/S_i) = 1 - (1 - (k_{1/2v} \cdot t_H)/2S_i^{1/2})^2$ olarak bulunur.

Birinci merteye reaksiyon için kütle denklemi çözülecek olursa:

$$r_v = k_{1v} \cdot S$$

$$S_i - S_e + (\delta S / \delta y) - k_{1v} \cdot S \cdot (A/Q) \cdot dy = 0$$

$$\int_{S_i}^{S_e} dS/S = - A/Q \int_0^H k_{1v} \cdot dy = - A/Q \cdot k_{1v} \cdot H$$

$$\ln (S_e - S_i) = - A/Q \cdot k_{1v} \cdot H$$

$$(S_e - S_i) = \exp (- A/Q \cdot k_{1v} \cdot H) = \exp (-k_{1v} \cdot H)$$

Reaktör verimi : $R = (S_i - S_e)/S_i = 1 - (S_e/S_i) = 1 - \exp (-k_{1v} \cdot H)$ olarak bulunur.

5.1.3. Boyuna Dispersiyonlu Reaktörler

Bu tip reaktörlerde kütle dengesi, dispersiyonun etkisini de kapsamaktadır. Dispersiyonun Fick Kanunu' na uygunluğunun kabulü yapılmaktadır. Bu da ikinci

dereceden diferansiyel denkleme karşılık gelir. Bu denklemde P_{ELP} reaktör hacmi içerisindeki boyuna dispersiyon için Peclet sayısıdır.

$$P_{ELP} = V_{app} \cdot \epsilon \cdot H/D_L$$

$$(\delta^2 S / \delta y^2) - P_{ELP} \cdot (\delta S / \delta y) - P_{ELP} \cdot R_n \cdot S^n = 0$$

$$R_n = k_{nv} \cdot S_i^{n-1} \cdot T_{ne} \cdot \epsilon$$

R_n : n mertebe bir reaksiyon için boyutsuz reaksiyon hızı,

ϵ : porozite,

D_L : dispersiyon katsayısı,

V : reaktör içerisindeki sıvının hızı.

Sıfırıncı mertebe olması halinde dispersiyon performansı etkilemez. Birinci mertebe reaksiyona giriş ve çıkış konsantrasyonuna dikkat edilmez analitik çözüm yapılır (Riemer, 1977). n mertebe reaksiyon için ise (1/2 de dahil olmak üzere) nümerik çözümleri Farr ve Bailie (1960) gerçekleştirmiştir.

S_D/S_p : Düzeltme faktörü (Dispersiyonlu reaktörün bir noktasındaki konsantrasyonun, piston akımlı reaktörde aynı noktadaki konsantrasyona olan oranı)(Pasquon ve Deute, 1962). Genellikle bu değer ihmal edilebilecek kadar azdır. Dolayısıyla sistem piston akımlı kabul edilebilir (Riemer, 1977).

Sonuç olarak:

$$S_D/S_p = 1 + n \cdot (1/P_{ELP}) \cdot R_n \cdot L_n \cdot S_i/S_p$$

alınabilir.

5.2. Pratik Yaklaşım

5.2.1. Biyolojik Filtre (Sabit Yataklı)

Türkiye’ de bir imalatçı firma 100 kişilik biyolojik atıksu arıtma tesisi üzerinde çalışmalar yapmıştır. Sistem zerinde muhtelif BOİ₅, hidrolik ve hacimsel yüklemeler uygulanmış ve sistemin verimi kirletici parametreler bazında hesaplanmıştır.

Biyolojik paket arıtma tesisi hakkında yetkililer tarafından alınan bilgiler aşağıdaki gibidir:

Sistemin dış boyutları : 210 * 380 * 280 cm

Sistemin kapasitesi : 100 kişi * 200 l/gün-kişi = 20 m³/gün

Havalandırma bölümü : 9 m³ hacminde dolgulu

Havalandırma blower vasıtasıyla sağlanmakta, hava kabarcıkları sistemin tabanından difüzörler ile verilmektedir.

Dolgu malzemesi toplam yüzey alanı 964 m²’ dir.

Havalandırma kısmını müteakip çökeltme haznesi bulunmaktadır. Çökeltme haznesinin üst suyu klorlama haznesine alınmaktadır.

Firmanın geliştirmiş olduğu biyolojik paket arıtma tesisine yaklaşık 130 kişinin ikamet ettiği, 30 dairenin atıksularının geçtiği bir rögardan atıksu pompalarıyla besleme yapılmıştır. Sisteme giriş yapan atıksuyun debisi, besleme pompasının geri devir hattı ve besleme hattı üzerindeki vanalarla ayarlanmıştır. Besleme pompası rögarda su seviyesi yükseldiğinde devreye girip, atıksu belirli bir seviyeye inene kadar pompalamak üzere ayarlanmıştır. 24 saat boyunca pompanın kaç saat çalıştığı sayaçtan okunarak kaydedilmiş, bu değer pompanın ortalama saatlik debisiyle çarpılarakgün boyu sisteme giren atıksu miktarı bulunmuştur. Atıksuyun pompalandığı rögar öncesi, ızgaralama olmaması ve rögarın derinliğinin çökme için yetersiz olması nedeniyle, katılar zaman zaman pompayı tıkamış ve seviye yükselip pompa devreye girdiği halde, sisteme atıksu girişi çok az yada hiç olmamıştır.

Bu yüzden bazı yüksek çalışma saatleri gözlenmiştir. Bu bulgular değerlendirme dışı bırakılmıştır. Giriş için rögardan, çıkış için ise çökeltme tankının üzerindeki berrak tabakadan olmak üzere 24 saatlik kompozit numuneler alınmıştır. Örneklerden günlük pH ve BOİ, haftada bir kez de KOİ, UAK, TAK, Toplam kjeldahl azotu, Toplam PO₄-P ve Yağ ve Gres ölçümleri yapılmıştır. Günlük giriş akım debisi, sayaçtan kaydedilen pompa çalışma süresi ve debi ölçümü değerlerinden hesaplanmıştır.

Havalandırma bölümü yararlı bakterilerin üretildiği ve organik arıtmanın sağlandığı bölümdür. Mikroorganizmalar bu sistemde (sabit yatak sistemi) sabit yatak filtreleri üzerinde gelişmektedir. Böylece yüksek düzeyde bakteri konsantrasyonu sağlanabilmekte ve dolayısıyla yüksek verim elde edilebilmektedir.

Yürütülen çalışmalar üç aşamada gerçekleştirilmiştir. İki hafta devam eden ilk aşamada pompanın geri devir ve besleme vanaları sisteme saatte yaklaşık 2-2,5 m³ atıksu basacak şekilde ayarlanmıştır.

Sabit yatak prosesinde, yatak üzerindeki bakteriler, sadece ıslak tutulmak kaydı ile yaşamlarına devam edebilmekte ve bu nedenle arıtma tesisi aylarca durdurulmuş olsa dahi, çok kısa sürede tekrar rejime girebilmektedir. Yine bu prosesin sağladığı yüksek bakteri konsantrasyonu sayesinde, büyük ölçekli şok yüklenmelerde dahi (ani olarak gelen yüksek debi ve kirlilik değerlerinde) verim azalması görülmemektedir. Bu proseslerde geri devir, proses aksaklıkları dışında yapılmamaktadır.

Reaktör bölümü yatak vazifesi gören, vakum ile formlandırılmış polystyrenden mamul özel bir dolgu maddesi ile tamamen doludur. Dolgu malzemesinin altında kalan kısımda hava dağıtım düzeni ve gereken miktarda atıksuyu çökeltme bölümüne aktaran borulama düzeni yer almaktadır. Gerekli hava blower ile sağlanmaktadır.

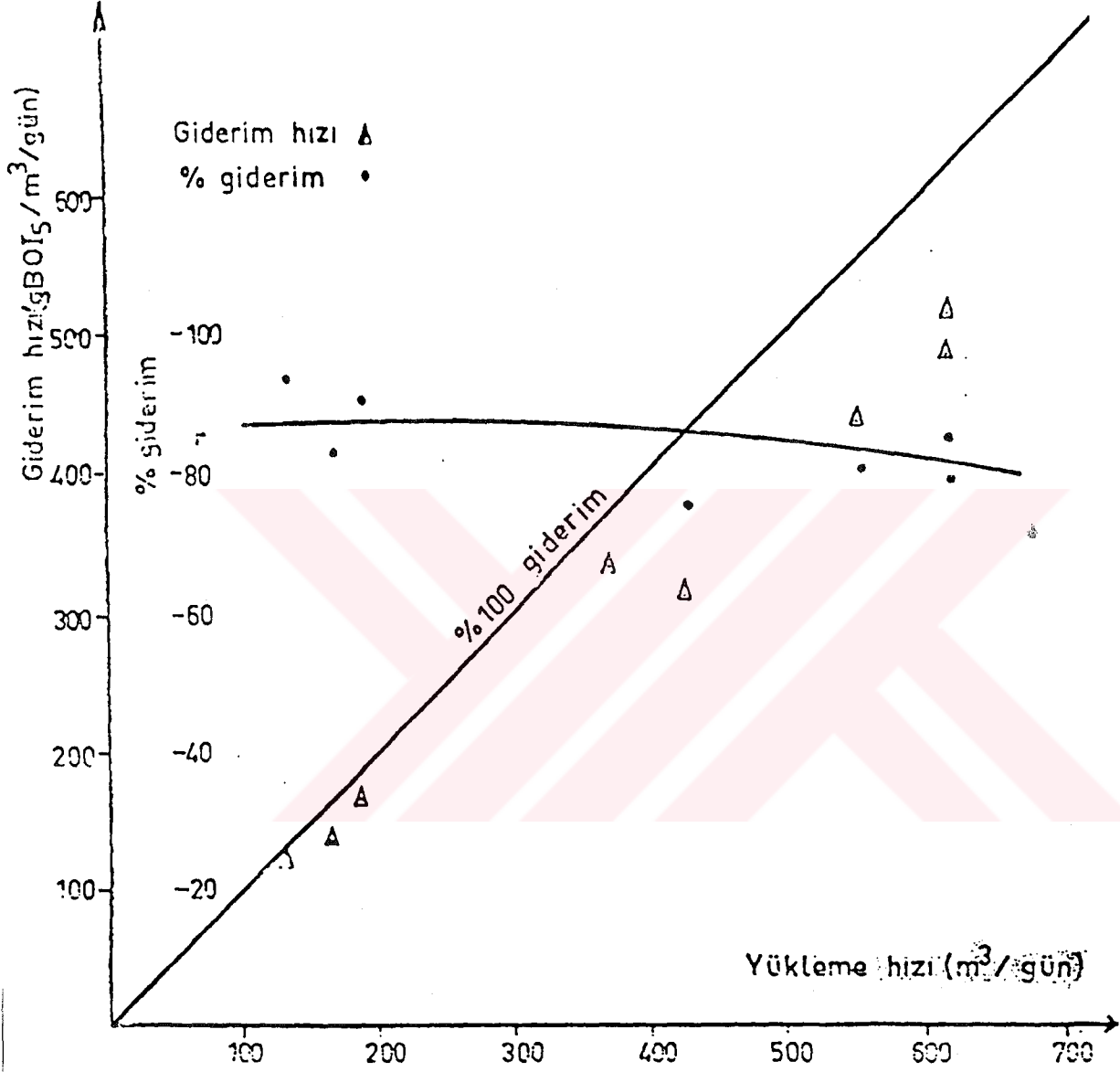
İkinci aşamada atık su pompalama debisi yine 2-2.5m³ /saat'de tutulmuş atıksu konsantrasyonunun sistem performansına etkisini görmek amacıyla havalandırma tankına evsel suya ilaveten BOİ kaynağı olarak şekerli su verilmiştir. Atıksu besleme pompası devreye girdiğinde şekerli su pompasının devreye girmesi otomatik olarak sağlanmıştır. Şekerli su atıksudan ayrı bir hatla havalandırma tankına basıldığı için sisteme giriş konsantrasyonu ölçülememiş bunun yerine atıksu ve şekerli su

konsantrasyon ve debileri göz önüne alınarak ortalama değerler verilmiştir. Üçüncü aşamada ise şeker pompası kapatılmış, atıksu besleme pompasının geri devir vanası kısılıp besleme vanası açılarak birim zamanda daha fazla su girişim sağlanmıştır.

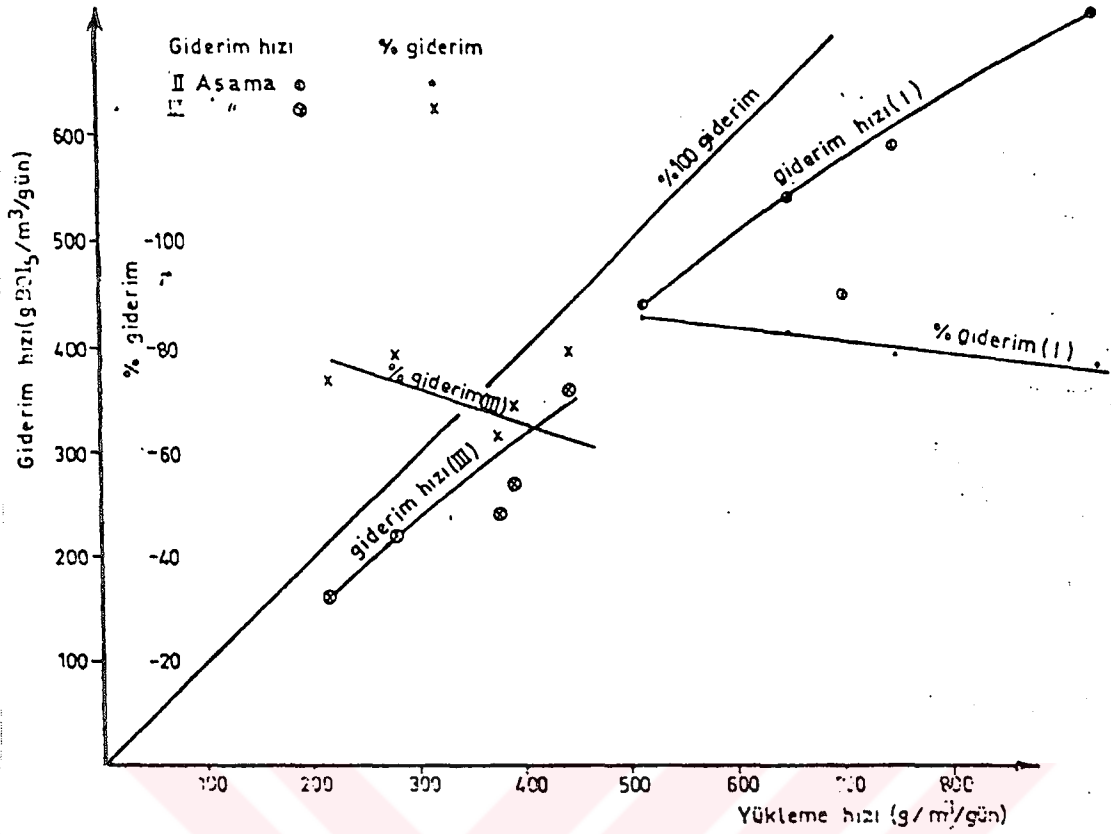
Deneyisel bulgular değerlendirildiğinde giderim hızı ve % arıtımın, yükleme hızına ve giriş substrat konsantrasyonuna bağlı olduğu görülmektedir. Şekil 5.1' de birinci aşamada hacimsel yükleme hızının giderim hızına ve verime etkisi, Şekil 5.2' de ikinci ve üçüncü aşamada yükleme hızının giderim hızına ve verime etkisi, Şekil 5.3' de giriş konsantrasyonu ve hidrolik yüklemenin hacimsel giderim hızına etkisi, Şekil 5.4' de giriş konsantrasyonu ve hidrolik yüklemenin hacimsel % giderimine etkisi grafiklerle gösterilmiştir.

Sonuç olarak deneyisel çalışmalarda hidrolik kalış süresi 7- 30 saat aralığında değiştirilmiş ve sistemin BOİ₅ veriminin % 75-93 aralığında değiştiği saptanmıştır. Genel bir eğilim olarak, artan kalış süresi uygulaması halinde arıtma veriminin de arttığı saptanmıştır. Uygulanan deney koşullarında KOİ arıtımı % 71-83, TAKM arıtımı % 84-95, Toplam Kjeldahl Azotu arıtımı % 66, Toplam PO₄-P arıtımı % 24 ve Yağ ve Gres arıtımı % 80-89 olarak gerçekleşmiştir.

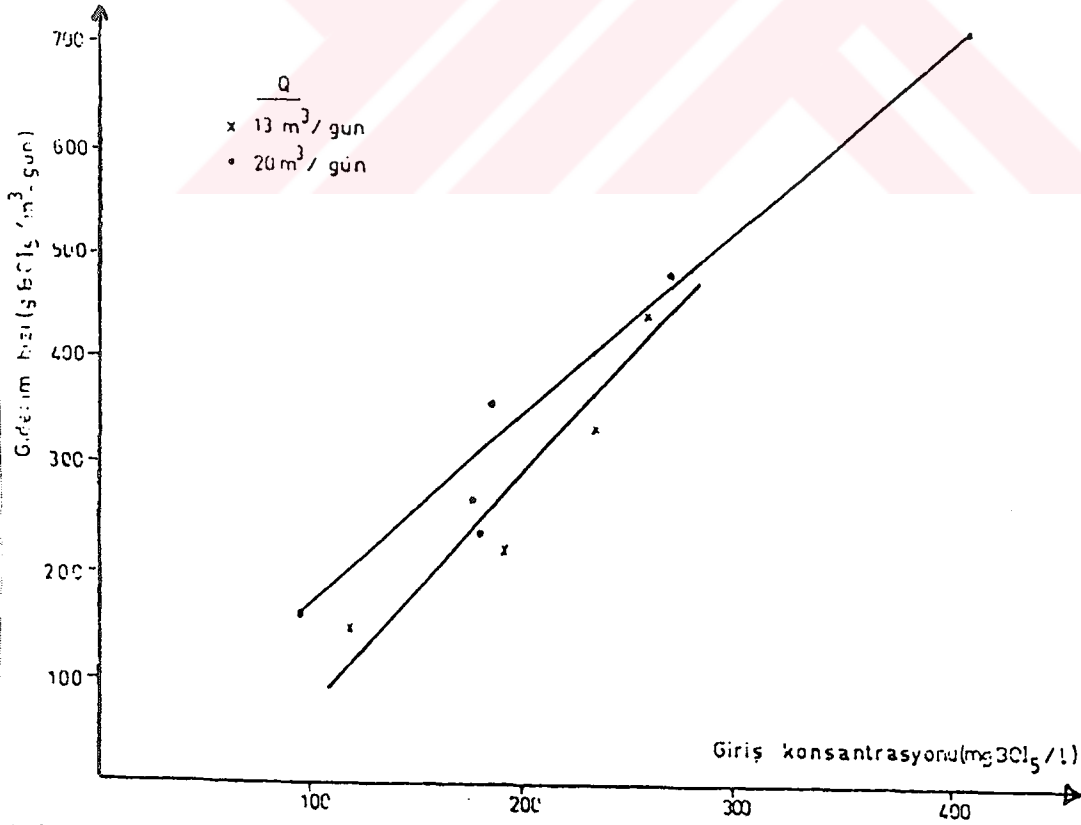
Giriş akımı BOİ₅ değerinin yükseltilmesi amacıyla, sentetik substrat beslemesinin yapıldığı deneyisel şartlarda, KOİ, BOİ₅, Top. Kj-N, TAKM, Top. PO₄-P ve Yağ ve Gres arıtımının azaldığı saptanmıştır. Sabit kolonlu, küçük ölçekli atıksu arıtma tesislerinde gözönüne alınması gereken oksijen miktarı 3 kg O₂/kg BOİ' dir. Örneğin kaba kabarcıklı difüzör sistemi kullanılacak olursa, birim su yüksekliğinde 1 m³ hava transferindeki O₂ değeri 9 gr/m³ hava- m' dir. Dolayısıyla gerekli olan hava debisi bu değer su yüksekliğine bölünerek bulunabilir.



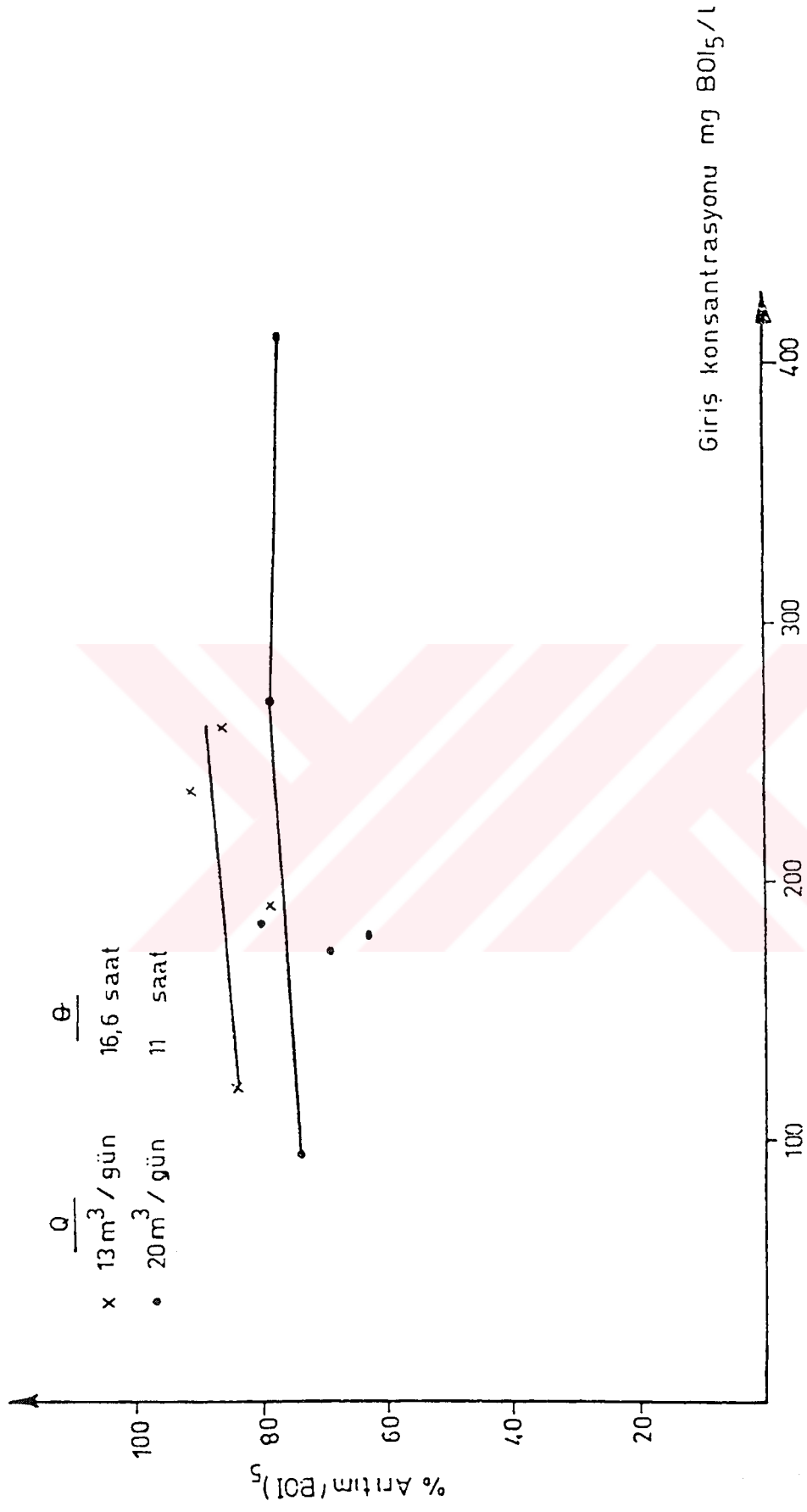
Şekil 5.1. Birinci aşamada hacimsel yükleme hızının giderim hızına ve verime etkisi



Şekil 5.2. İkinci ve üçüncü aşamada hacimsel yükleme hızının giderim hızı ve verime olan etkisi



Şekil 5.3. Giriş konsantrasyonu ve hidrolik yüklemenin giderim hızına etkisi



Şekil 5.4. Giriş konsantrasyonu ve hidrolik yüklemenin hacimsel % giderimine etkisi

5.2.2. Döner Biyolojik Disk

Burada Türkiye’deki bir imalatçı firmanın, paket döner disk sistem geliştirilmesine yönelik olarak yapmış olduğu araştırmalar ve sonuçlar verilmektedir. Paket sisteminin üretimine yönelik tüm sonuçların değerlendirilmesi ve üretime geçirilmesi planlanmıştır. Bu amaçla ilk olarak aşağıdaki araştırmalar yapılmıştır:

1. Disk Malzemesi: Yurdumuz üretim olanakları ve çeşitli disk üreticilerinin kullandıkları malzeme cinsi göz önüne alarak, paket sistem disk malzemesi seçilmiştir. Seçilecek malzemenin, sayfa ve yataklara vereceği yükü azaltarak, döndürme için gerekli enerji tüketimini azaltması açısından “özellik ağırlığının düşük” olmasına, organizmaların üzerinde tutunmasını kolaylaştırmak açısından “mikroporoz” olmasına, dinamik yüklemelerden etkilenmemesi ve kalınlığının arttırılmaması açısından “kırılgan olmamasına”, üretim teknolojisindeki kolaylıklar açısından “vakumla şekillendirilebilen” olmasına, atıksu karakterinden etkilenmemesi ve kalınlığının gereksiz yere arttırılmaması açısından “kimyasal olarak inert” olmasına, dönme sırasında oluşan burulma kuvvetlerinden etkilenmemesi açısından “eğilme ve burulma mukavemetinin yüksek” olmasına, kullanım bölgelerinin iklim koşulları düşünüldüğünde “sıcaklık ve ışıktan etkilenmeyen” olmasına, yurdumuzda üretilen malzeme boyutları açısından “standart boyutlarda” olmasına, üretim teknolojisi açısından “yapıştırılması kolay ve yapıştırma malzemesinin ekonomik” olmasına, üzerinde tutunacak organizmalar açısından “toksik olmamasına”, yurdumuzda üretimi açısından “üretiminin tekel olmamasına” ve maliyet açısından “ekonomik” olmasına dikkat edilmiş ve buna göre araştırmalar sürdürülmüştür. Sonuç olarak da disk malzemesinin PVC olarak kullanımı uygun görülmüş ve plakaların birleştirilme düzeni tasarlanmıştır

2. Şaft- Mil-Yatak ve Dişli Çark Malzemesi: Atıksu içinde kalacak disk döndürme düzeni için, hafif, burkulma ve eğilmeye dayanıklı, korozyondan etkilenmeyen, en az sürtünme kaybı yaratan ve böylece gerekli gücü minimize eden, ekonomik ve kolay elde edilebilir, sessiz çalışma sağlayan malzemeler seçilmiş ve boyutlandırılmıştır.

3. Maksimum Yüzey Alanı: Belli bir hacimde, organizmaların üzerinde tutunup gelişeceği en büyük yüzey alanının elde edilmesine çalışılmıştır.

Yapılan ön araştırma maksimum yüzey alanı için;

- balpeteği şekli,
- her bir petek gözünü oluşturan kenarlar arasında, organizmaların gelişimi sonucu bir köprülenme oluşmaması ve gözlerin kapanmaması için belli bir minimum mesafenin bırakılması,
- peteklerin kenar açılarının bir taraftan suyun bu kenarları yalayarak kısa zamanda dökülmesini sağlayacak, diğer taraftan organizmaların tutunmasını oluşturan kesme kuvvetleriyle engellenmeyecek kadar seçilmesi,
- peteklerde gelişen organizma miktarıyla sisteme verilen atıksu ve oksijen miktarları arasında uygun bir oran olması,
- peteklerde oluşan kesme kuvvetini en aza indirmek için ıslak çevrenin minimize edilmesi,
- havalandırmanın disk yüzey alanıyla orantılı olduğu, peteklerin içinde döndüğü tank suyunda havalandıracak bir profilde olması,
- peteklerin içindeki akımın türbülanslı olması, böylece madde alışverişinin hızlandırılması

gibi gerçek ve zorunlulukların getirdiği sınırlamalar olduğu anlaşılmıştır. Disk yüzey alanı, paket sistemin toplam boyutlarını da belirlemektedir. Bu nedenle maksimum yüzey alanı araştırılırken tüm sistemle ilgili olarak, paket sistemin boyutlarını olabildiğince küçültmek, döndürülecek kütlenin ağırlığını olabildiğince azaltmak, dönme miline gelecek yüklemeler açısından olabildiğince yayılı yük verecek tek parça oluşturmak, disk çapını küçültmek, dönme mili uzunluğunu azaltmak, radyal doğrultuda dilimler arası boşluğu en aza indirip, kaybı azaltmak, yurdumuz üretim koşullarında elde edilebilir PVC levhalarda, en az malzeme kaybı yaratacak dilimler kullanmak, eklemelerle çap arttırmaktan olabildiğince kaçınmak, tank yüzey alanı/disk yüzey alanı ve tank yüzey alanı/tank hacmi oranlarını arttıracak boyutlar

oluşturmak, devir/dakika olarak dönme hızını azaltmak, disk merkezinde, levhaların mile bağlantısını sağlayan minimum boşluk bırakmak koşullarında gözönüne alınmıştır.

Çeşitli disk üreticilerinin kullandıkları alanlar.

- Standart ortamlar için $100-120 \text{ m}^2/\text{m}^3$ disk hacmi
- Yoğun ortamlar için $180-200 \text{ m}^2/\text{m}^3$ değerlerindedir.

Bu disklerde peteklerinin konumu açısından, petekleri suya paralel olanlar ve petekleri suya dik olanlar şeklinde ikiye ayrılmaktadır.

Bu sistemler tank, disk yerleşimi ve sistem hidroliğine bağlı olarak tankı bölümlere ayrılmış piston akımlı sistemler ve tankı tek, diskleri belli aralıklarla yerleştirilmiş tam karışımli sistemler şeklinde gruplandırılabilirler.

Yapılan araştırmaların sonuçları değerlendirilerek,

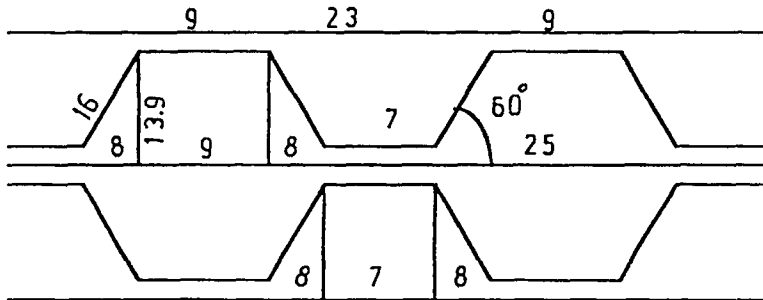
Petek geometrisi:

Yoğun ortam : $240 \text{ m}^2/\text{m}^3$ disk hacmi

$$A = (9+25)/2 * 13.9 = 236.3 \text{ mm}^2$$

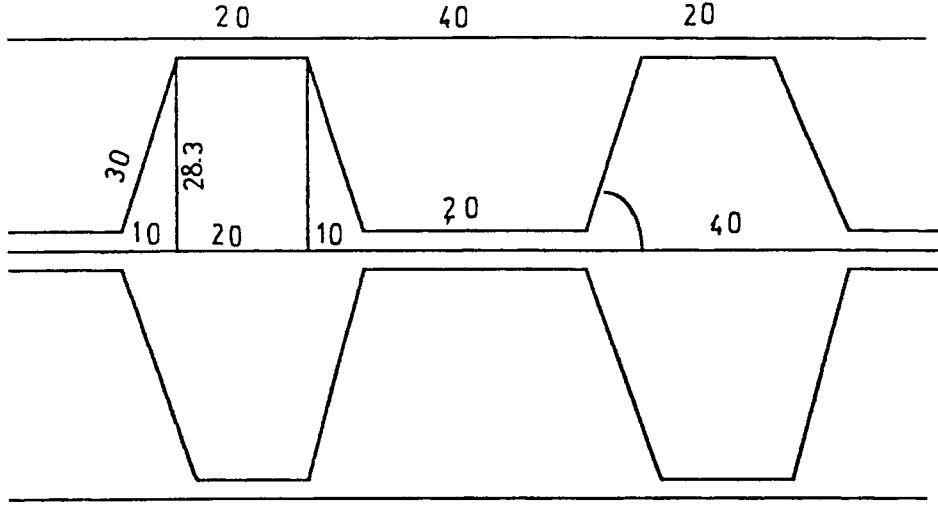
$$U = 2 * 16 + 9 + 25 = 66 \text{ mm}$$

$$R = A/U = 3.58 \text{ mm}$$



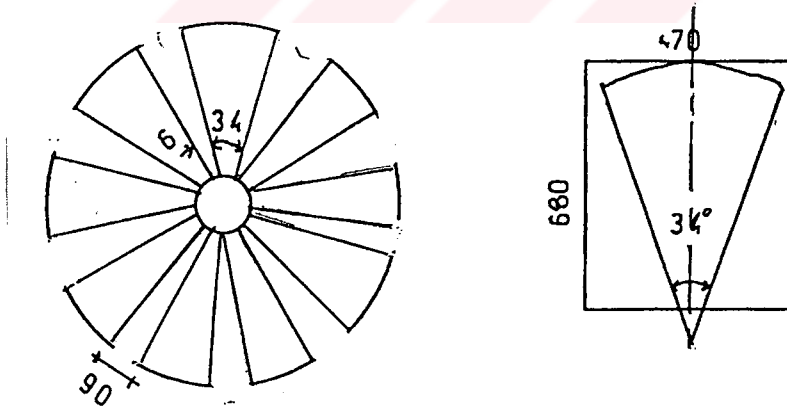
Şekil 5.5. Disk üreticilerinin kullandığı yoğun ortam

Standard ortam : $A = 849 \text{ mm}^2$, $U = 120 \text{ mm}$



Şekil 5.6. Disk üreticilerinin kullandığı standard ortam

Disk çapı 1.56 mm ve $240 \text{ m}^2/\text{m}^3$ alan sağlayacak yoğun ve standart ortam kullanılmıştır. İlk aşamada üretilcek disklerde çap 1560 mm olarak saptanmıştır. Merkez göbek çapı 0.20 m olacak, 34° lik 9 adet dilim bulunacak ve dilimler arası açı 6° olacaktır. Dilimler suya dik girecek, yan levhalar biraraya getirildiğinde yeni bir dilim elde edilecek ve yük kaybı olmayacaktır.



Şekil 5.7. Disk ve Yan Levhaları

4. Disk devir sayısı ve dönme yönü: Biyofilm için gerekli olan havalandırmanın sağlanabilmesi, aşırı gelişen biyofilmin sıyrılması ve tankta tam karışımın sağlanabilmesi açısından sistemde uygun devirin seçilmesi çok önemlidir.

Dakikadaki disk devir sayısının artması, bunun için harcanacak enerjiyi eksponansiyel olarak arttırdığından son derece önem taşımaktadır. Disklerin döndürülmesinde tasarım açısından iki hız kullanılmaktadır. Bunlar çevresel (teğetsel) hız ve devir sayısıdır. Eğer sistemde oksijen sınırlaması yoksa havalanmayı “çevresel hız” kontrol eder. Biyofilmin sıyrılmasında “çevresel hız” kontrol etmektedir. Çeşitli disk üreticileri çevresel hız olarak $V = 18 \text{ m/dak} = 0.3 \text{ m/sn}$ değerini kabul etmişlerdir. Devir sayısı ise çeşitli çapta diskler için bu çevresel hızı sağlayacak şekilde hesap edilmektedir.

Geliştirilen sistem küçük yerleşim merkezlerinin atıksularını arıtmaya yönelik olduğundan, yüksek bir organik yük oluşmayacağı düşünülmüştür.

Paketlerin içinde biyofilmin sıyrılmasını kontrol eden kesme kuvveti, çevresel hız ve disk merkezinden olan uzaklıkla doğrudan orantılıdır. Merkezden disk yüzeyine parabolik bir kuvvet dağılımı vardır. 600 mm çaplı paket sistemde 0.3 m/sn çevresel hızı sağlayacak devir hızı 11 devir/dak olacak şekilde seçilmiştir. Dönme yönü ise giriş akımına ters doğrultuda seçilmiştir.

5. Batma oranı ve shaft çapı: Batma oranı biyofilmin atıksu ve havayla temas etme süresini kontrol eden bir parametredir. Çeşitli disk üreticilerinin benimsedikleri oran % 40’ dır. Sadece Stahlermatik $\frac{3}{4}$ oranını uygulamaktadır. Bunun nedeni diğer sistemlerden farklı olarak su içerisinde de biyofilme bol oksijen sağlamasıdır.

Batma oranı shaftın çapına da bağlıdır. Peteklerin su içerisinde kalması için shaft çapı seviyesinde disk suya batırılmalıdır. Shaftın çapını arttırmak alan kaybına sebep olduğundan tercih edilmez. Anacak shaftın hemen üzerindeki peteklerde kesme kuvvetini, biyofilmin petekleri tamamen örtecek şekilde gelişmesini önleyecek mertebede tutabilmek için de disk merkezinde shaft için belli bir çap seçilmelidir. Peteklerin shaftta oturabilmesi için de minimum daire yayı gereklidir. Batma oranı tank hacmini etkilediğinden, atıksuyun sistemde kalış süresini belirlemektedir. Bu süre 20-120 dakika arasında değişebilir.

Shaft çapı, üzerindeki yüke ve tanka da bağlıdır. Çalışmalarda çeşitli boyutlar ve devirler için bu çap hesap edilmiştir. Bu bilgilerin ışığında batma oranı % 44-50, shaft çapı 20 cm seçilmiştir.

Buna göre havalandırma süresi 600 mm çaplı pilot tesiste 4-6 sn (11 d/d), 156 cm çaplı tesiste 8-15 sn (4 d/d), 292 cm çaplı tesiste 16-30 sn (2 d/d) ' dır. Pilot tesiste % 50 batma oranının kullanılması tankta belli bir su hacminin sağlanabilmesi içindir.

7. Peteklerde oluşan kesme kuvveti: Gerekli güç ve enerji tüketiminin belirlenmesi için kesme kuvvetleri dahil tüm kuvvetler hesaplanmıştır. Bu kuvvetlerin hesabında geliştirilen aşağıdaki formül kullanılmıştır.

$$K = 0.25V^2/2 (2\Pi((r;+r;+1)/2).u = 1.234(r;+r;+1)^3W^2u \quad (\text{kg/oluk})$$

$$V=2\Pi((r;+r;+1)/2).W \quad (\text{petekler içerisindeki çevresel hız})$$

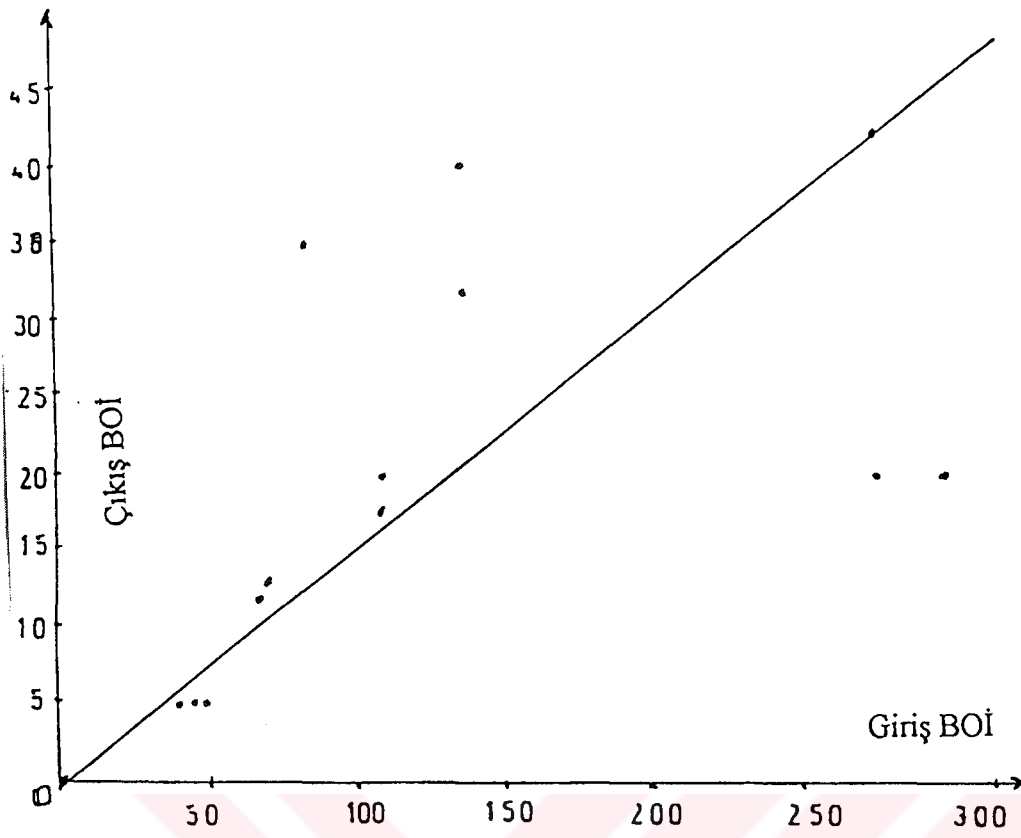
u : Petek ıslak çevresi

r; : merkezden itibaren peteğin uzaklığı

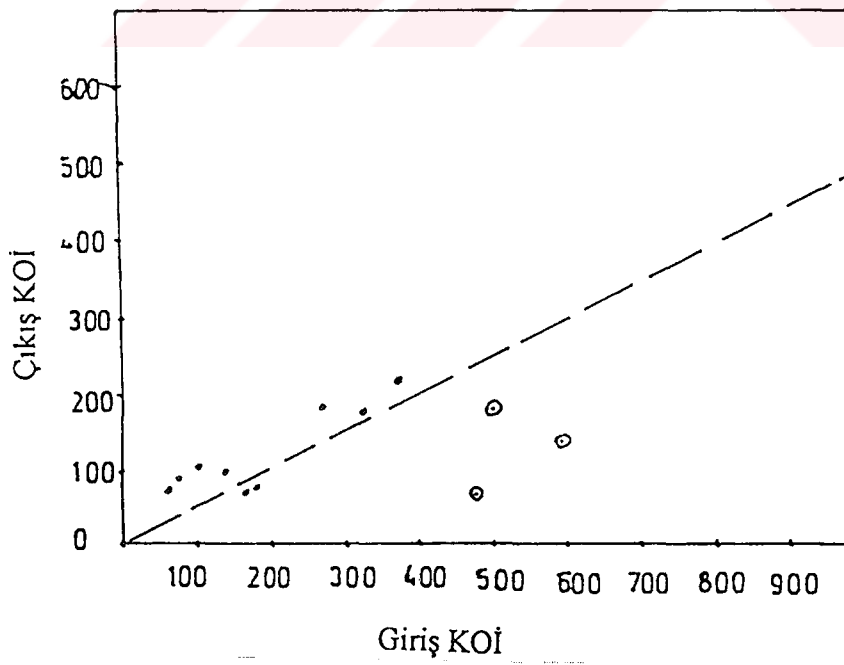
W : devir/dakika

Bu bağıntıya göre çeşitli devir ve çaplar için, oluk başına kuvvetler hesaplanmıştır.

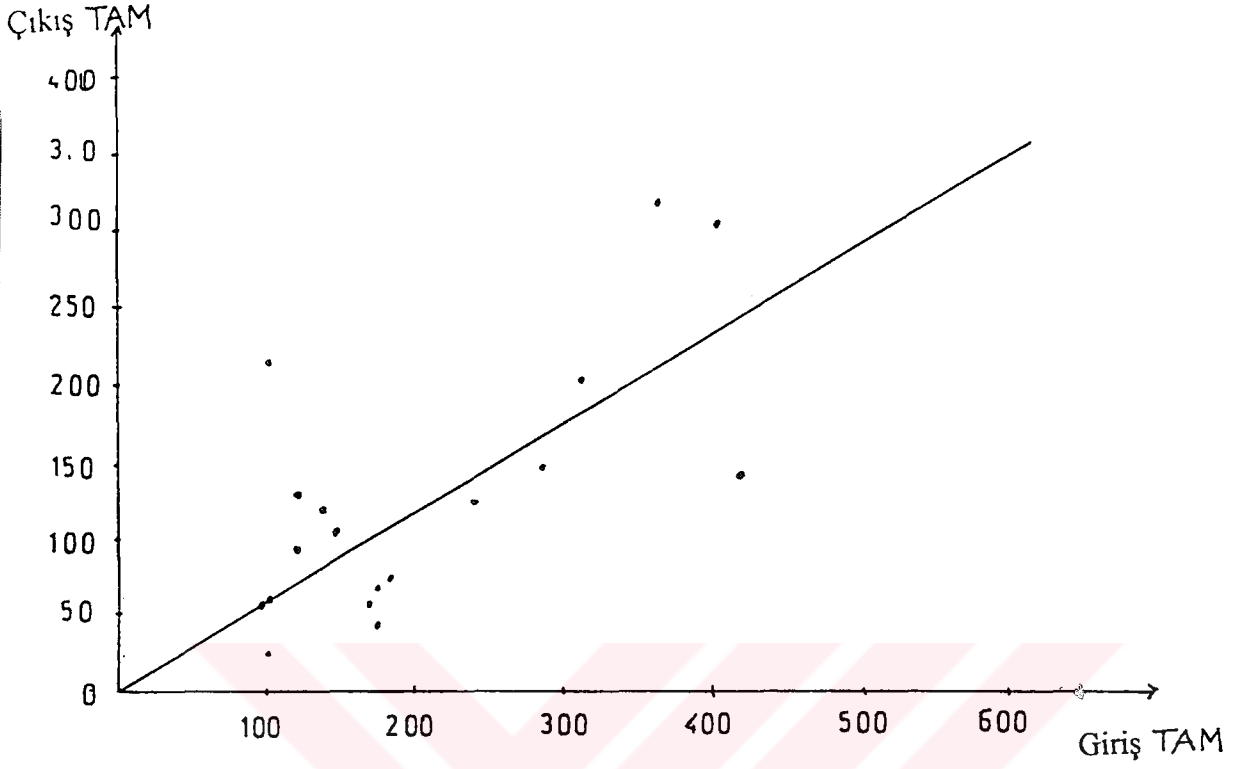
Yapılan araştırmalar doğrultusunda 600 mm çaplı bir pilot tesis yapılmıştır. Bir levhanın alanı 1.31 m², levha sayısı 25 adettir. Genişlik ise 37.5 cm' dir. Dolayısıyla net alan 21 m² dir. Değişken batma ayarları değişken seviyeli bir V savakla sağlanabilmektedir. Döner diskin boyutlandırılması için, deşarj kalite standartlarına uygun değerlerin, güvenilirlikle gerçekleşmesini sağlayacak arıtma veriminin, hidrolik yük, bekletme süresi, giriş konsantrasyonu ve organik yük parametreleriyle değişimi belirlenmiş ve bir tasarım grafiği düzenlenmiştir. Yapılan deneyler sonucunda BOİ giderme verimi % 80-95, KOİ giderme verimi % 50-70, Toplam Kjeldahl Azotu giderme verimi % 60 bulunmuştur. (Gönenç, 1996)



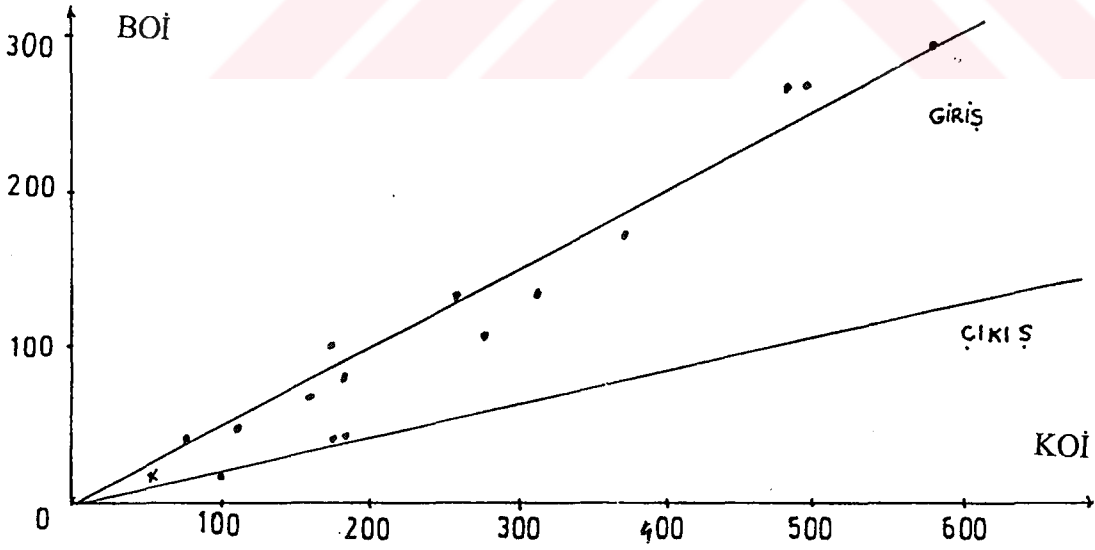
Şekil 5.8. Biyodiskte giriş BOİ'lerine karşılık gelen çıkış değerleri



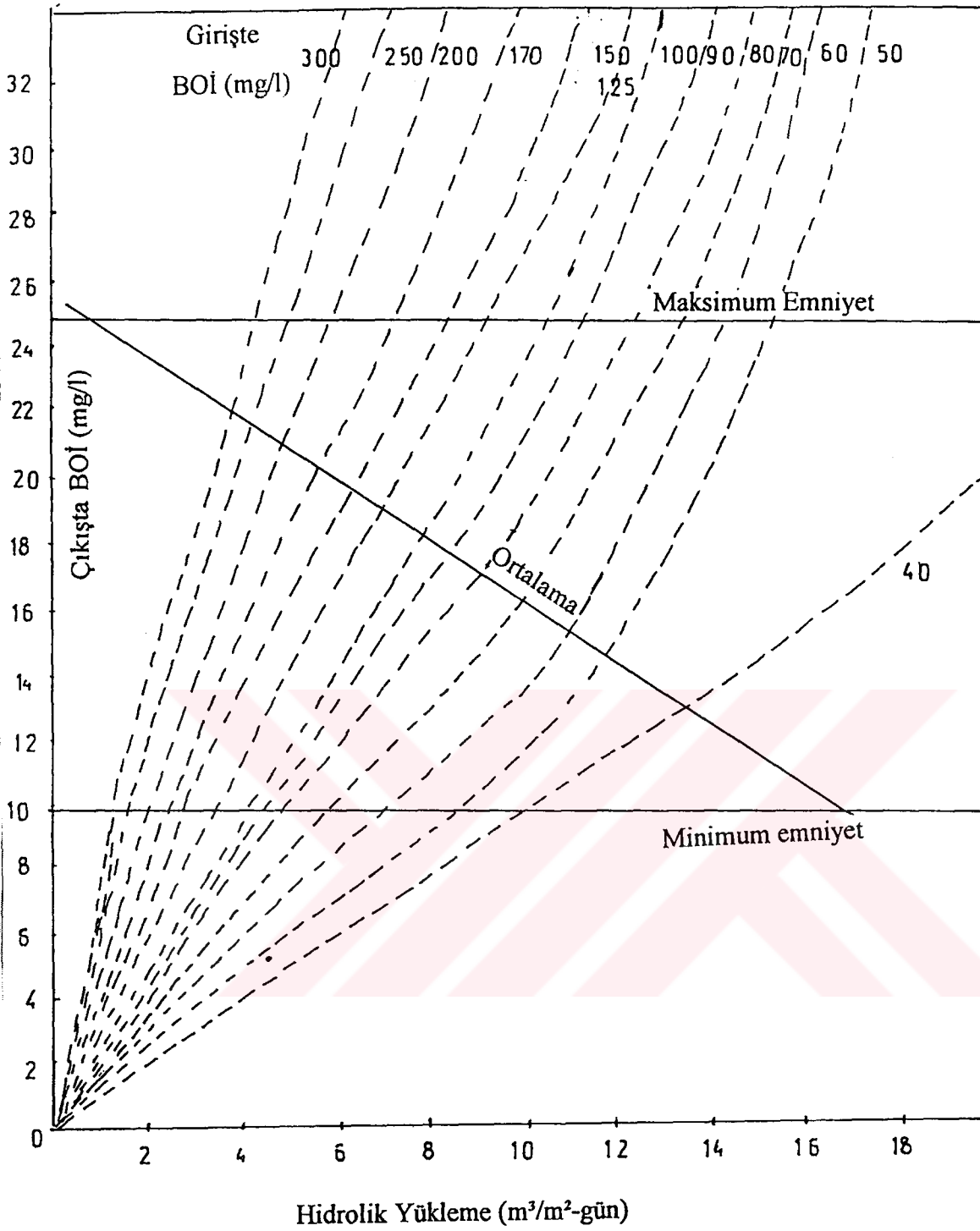
Şekil 5.9. Biyodiskte giriş KOİ'lerine karşılık gelen çıkış değerleri



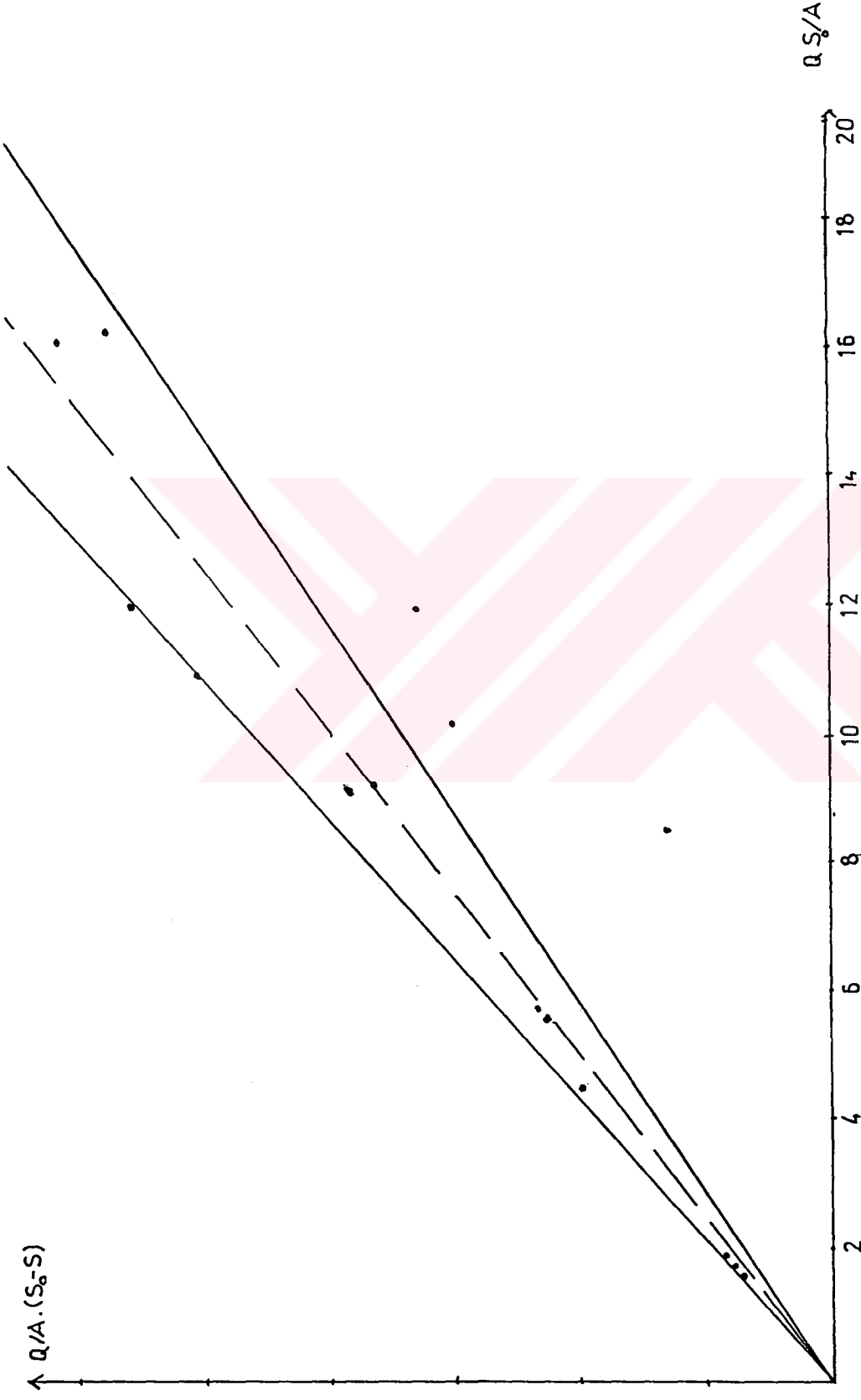
Şekil 5.10. Biyodiskte giriş TAM'lerine karşılık gelen çıkış değerleri



Şekil 5.11. Biyodiskte giriş-çıkış BOİ değerlerine karşılık gelen giriş-çıkış KOİ değerleri



Şekil 5.12. Biyodisk tasarım eğrisi



Şekil 5.13. Uygulanan yüklemelere karşılık elde edilen giderim hızları

6. SONUÇ

Yukarıdaki bölümlerde, elde edilen bulgu ve tartışmalar ile biyofilm kinetiğinin ışığı altında, teorik ve pratik yaklaşımlarla, küçük arıtma tesislerinde, azot giderimi için biyofilm sistemlerinin kullanılmasına yönelik tasarım yöntemleri verilmiştir.

Biyofilm sistemleri özellikle küçük arıtma sistemlerinde, aktif çamur sistemlerine nazaran şok yüklemelere karşı daha dirençli olduklarından, daha yüksek yüzey alanı ve dolayısıyla da biyokütle sağlanabildiğinden, arıtma verimi çökeltmeye bağlı olmadığından, daha az hacimler gerektiğinden, yatırım maliyetleri düşük olduğundan, daha az bakıma ihtiyaç duyduklarından ve daha az yer kaplayarak organik madde ve azot giderimi sağlayabildiklerinden tercih edilmektedirler.

Biyofilm sistemlerinden organik madde giderimi (mineralizasyon) ve azot giderimi (nitrifikasyon ve denitrifikasyon) ile anaerobik arıtma beklenebilir.

Dünyada en çok kullanılan biyofilm sistemleri damlatmalı filtreler, döner biyolojik diskler ve batık filtrelerdir. 2000 kişinin altındaki nüfusa hizmet etmek üzere yapılan küçük arıtma sistemlerinde, azot giderimi için biyofilm sistemlerinin kullanılması daha uygun ve ekonomiktir. Azot giderimi maksatlı olarak, günümüzde damlatmalı filtreler, filtre sistemleri özellikle de sabit yataklı filtreler ve döner biyolojik disklere nazaran pek tercih edilmemektedirler.

Küçük arıtma tesisleri hidrolik yükleme, organik yükleme, verilen hava, pH, sıcaklık gibi faktörlerden etkilenmektedir. Pratikte sıcaklığın nitrifikasyon hızını etkilediği görülmektedir. Sıcaklık düştükçe nitrifikasyon azalmaktadır fakat yine de küçük biyofilm arıtma sistemleri aktif çamur sistemlerine nazaran sıcaklıktan daha az etkilenmektedir.

Küçük arıtma sistemlerinin performansı yükleme şartlarından çok etkilenir. Yüksek ve çok düşük yüklemeler çıkış suyu kalitesini bozmaktadır. Havalı biyolojik arıtma sistemlerinde optimum yükleme değerleri, kullanılan reaktörlerin tipine göre farklılıklar gösterir.

Pratikte dizayn yapılırken, amprik formüller yerine yapılan pilot çalışmalarda elde edilen grafiklerden faydalanılır ve gerekli yüklemekten yola çıkılarak tesis boyutlandırılır.

Tablo 6.1’de, dünyada azot giderimi için kullanılan biyofilm sistemlerinde dizaynda kullanılan yükleme değerleri verilmektedir. Beşinci bölümde, pratik yaklaşım kısmında verilen iki örnekteki değerler de literatürle bağdaşmaktadır.

Biyofilm sistemlerinin net reaktör alanları ve hacimleri aktif çamur sistemlerine nazaran çok daha azdır. Özellikle granüler malzemelerin kullanıldığı biyofiltrelerin net hacimleri aktif çamur sistemleriyle karşılaştırıldığında yaklaşık on kat daha düşüktür. Nitrifikasyon amacıyla kullanılan biyofilm sistemlerinden damlatmalı filtreler, döner biyolojik diskler ve biyolojik filtrelerin herbirinin diğerine nazaran avantajları ve dezavantajları söz konusudur. Uygun sistem seçilirken birbirlerine olan üstünlükleri gözönünde bulundurulmalıdır.

Azot gideriminde damlatmalı filtrelerin kullanılması tercih edilmemektedir. Plastik dolgu malzemeli damlatmalı filtrelerde yüksek hidrolik yüklemeleri sağlamak amacıyla, düşük nitrifikasyon hızları ve relatif olarak düşük spesifik yüzey alanları gerekmektedir. Bu ise yüksek enerji giderimine sebep olmaktadır.

Atıksuların arıtımında döner biyolojik diskler son yıllarda sıkça kullanılmaktadır. Döner biyolojik disklerin işletilmesi diğer sistemlere nazaran çok daha kolaydır. Fazla yetenek gerektirmediğinden işletme maliyetleri düşüktür. Damlatmalı filtrelerde karşılaşılan atıksuyun dağılımı problemi yoktur. Diğer biyofilm sistemlerine nazaran çok daha iyi oksijen transfer verimleri sağlanabilir. Böylece iyi gelişmiş bir biyofilm yardımıyla yüksek nitrifikasyon hızları elde edilebilir. Dönme hızını arttırarak nitrifikasyon hızını daha da arttırmak mümkündür fakat bu daha çok enerji sarfiyatına sebep olacak ve döner biyolojik disklerin faydalarını elimine edecektir.

Biyolojik filtrelerin nitrifikasyon potansiyeli diğer biyofilm sistemleri ile karşılaştırılacak olursa çok daha fazladır. Biyolojik filtrelerdeki hacimsel nitrifikasyon hızı, çok daha fazla spesifik yüzey alanına sahip olduklarından daha yüksektir.

Dolayısıyla küçük ve kompakt arıtma sistemlerinde kullanılmaları son derece uygundur. Fakat oksijen transferinin düşük olduğu ve hava verilmesinin yüksek işletme maliyetlerine sebep olduğu unutulmamalıdır. Eğer bu enerji tüketimini minimize etmek mümkün olabilirse, biyolojik filtreler tercih edilmesi gereken bir sistem olacaktır.

Değişik reaktörlerde farklı nitrifikasyon hızlarının elde edilmesinin sebebi, değişik oksijen transfer hızları ve biyofilmden mevcut nitrifikasyon yapan biyokütle miktarıdır. Dolayısıyla biyofilm sistemlerinin dizaynında kullanılacak en önemli parametre biyokütleyi taşıyan dolgu malzemesinin birim hacimdeki birim spesifik yüzey alanıdır. Damlatmalı filtreler ve döner biyolojik disklerde bu parametre 90-250 m_2/m_3 iken, biyolojik filtrelerde 200-1500 m_2/m_3 değerleri arasında değişmektedir.

Biyofilm sistemlerinin küçük arıtma sistemlerinde mineralizasyonun yanısıra azot gideriminde de kullanılması son derece uygundur. Literatürde biyofilm kinetiği hakkında, biyofilm sistemleriyle azot giderimi hakkında ve bu tip tesislerin büyük ölçekli arıtma sistemlerindeki uygulamaları hakkında pek çok kitap, makale ve rapor bulunmasına rağmen; küçük biyofilm arıtma sistemlerinde azot giderimi hakkında, özellikle tasarım, işletmeye alma ve pilot çalışmalara yönelik az sayıda yayın bulunmakta ve tip bilgilere imalatçı firmaların kendilerine ait olduğundan çok zor ulaşılmaktadır.

Tablo 6.1. Reaktör tiplerine göre uygulanan yüklemeler

Tipi	Proses	Kullanıcı	Ülke	Havalandırma	Ağırlık	Ortam	Uygulama	Hacimsel Yüklemeler	Biyokütle	Referans
Yüksek yoğunluklu ortamda haiz sabit yataklı filtreler	BIOPOR	Degremont	Fransa	hava/oksijen	YA	Biolite (2-5 mm)	evsel, endüstriyel, atıksız artıma	5-10 kg KOL/m ² -gün 0,5-1,5 kg N-NH ₄ /m ² -gün	-	(Pujol, 1991)
Yüksek yoğunluklu ortamda haiz sabit yataklı filtreler	NITRAZUR	Degremont	Fransa	hava/oksijen	YA	Biolite (2-5 mm)	atıksız artıma, nitrifikasyon	1-1,3 kg N-NH ₄ /m ² -gün	-	(Pujol, 1991)
Yüksek yoğunluklu ortamda haiz sabit yataklı filtreler	FLOPAC	Degremont	Fransa	hava	AA	Biolite (2-5 mm)	evsel, endüstriyel, atıksız artıma	5-15 kg KOL/m ² -gün	-	(Pujol, 1991)
Yüksek yoğunluklu ortamda haiz sabit yataklı filtreler	OXYAZUR	Degremont	Fransa	oksijen	AA	Biolite (2-5 mm)	evsel, endüstriyel, atıksız artıma	5-18 kg KOL/m ² -gün	-	(Pujol, 1991)
Yüksek yoğunluklu ortamda haiz sabit yataklı filtreler	BIOCARBONE	OTV	Fransa	hava/oksijen	AA	Biodamine (2-5 mm)	evsel, endüstriyel, atıksız artıma	5-10 kg KOL/m ² -gün	-	(Pujol, 1991)
Yüksek yoğunluklu ortamda haiz sabit yataklı filtreler	Storeldi ytkama	SOGEA	Fransa	yok	YA	Kum	denitrifikasyon	3,5 kg N-NO ₃ /m ² -gün	-	(Hanus ve Bernard, 1988), (Larame, 1993)
Yüksek yoğunluklu ortamda haiz sabit yataklı filtreler	Storeldi ytkama		ABD	yok	YA	Kum	denitrifikasyon	2,7 kg N-NO ₃ /m ² -gün	-	(Koopman, Stevens ve Wonderlick, 1990)
Sabit ytkama yataklı	FILTRAZUR	Degremont	Fransa	yok	YA	PS (1-2 mm)	filtrasyon	2,8 kg SS/m ²	-	Vital, Lemmel ve Gaudin, 1990)
Sabit ytkama yataklı	BIOSYR	OTV	Fransa	hava	YA	PS (1-2 mm)	atıksız artıma, nitrifikasyon	0,5-1,5 kg N-NH ₄ /m ² -gün	-	(Meyer, 1993), (Rogalla, Lacamp, Baquet ve Haneu, 1991)
Sabit ytkama yataklı	DENIPOR	Preussag AG	Almanya	yok	YA/AA	PS (2-3 mm)	evsel, denitrifikasyon	1,5-5,3 kg N-NO ₃ /m ² -gün	-	(Roemefahrt, 1986, 1991)
Sabit ytkama yataklı	INSAT-lab	SAUR IDE	Fransa	yok	AA	PE (3-6 mm)	evsel, endüstriyel, atıksız artıma	5-14,5 kg KOL/m ² -gün	-	(Rols ve Capdeville, 1992)
2 fazlı aerobik akışkan yatak	OXITRON	Ecobolol/	ABD, İngiltere			kum/GAC	evsel, endüstriyel, atıksız artıma	0,6-1,3 kg N-NH ₄ /m ² -gün	5,5-22 kg SS/m ²	(Cooper, 1981), (Sutton ve Mishra, 1990)
İki fazlı aerobik akışkan yatak		Dorr Oliver					nitrifikasyon	0,6-0,72 kg BOL/m ² -gün 1 kg NH ₄ -N/m ² -gün	11-22 kg SS/m ²	(Cooper, 1981), (Owley, Jerris ve Owens, 1989)
İki fazlı aerobik akışkan yatak	REX		ABD			kum (0,4-0,6 mm)	nitrifikasyon	1 kg NH ₄ -N/m ² -gün	2 kg SS/m ²	(Sutton ve Mishra, 1990)
Üç fazlı aerobik akışkan yatak	pilot		Japonya			antrasit (0,8 mm)	nitrifikasyon			(Hosooka, Minami ve Nasuno, 1991)
Üç fazlı aerobik akışkan yatak	lab. ölçekli	Montpellier	Fransa			kl. plasek	evsel, end	24 kg KOL/m ² -gün	2-3 kg SS/m ²	(Elmuleh, Papaconstantinou, Rios ve Grammel, 1987)
Üç fazlı aerobik akışkan yatak	lab. ölçekli	INSA-Toulouse	Fransa			OSBG (2,7 mm)	evsel, end	6,4-15,5 kg KOL/m ² -gün	0,1-0,5 kg SS/m ²	(Leininger, Müller, Sell ve Bauer, 1979)
Mobil yataklı sistem	LINFOR	Linde AG	Almanya			PU köpürleri	evsel, end	2-4 kg BOL/m ² -gün	7-16 kg SS/m ²	(Reimann, 1984)
Mobil yataklı sistem	lab. ölçekli		Norveç			patenti (2-4 mm)	evsel, endüstriyel	0,36 kg NH ₄ -N/m ² -gün 15-20 kg KOL/m ² -gün		(Odgaard ve Rusten, 1990)
Mobil yataklı sistem	CAPTOR	Simon Hart Ltd	Almanya			PET köpürleri	endüstriyel	1,4-4,0 kg BOL/m ² -gün	7-9 kg SS/m ²	(Cooper, Crabtree, Austin ve Green, 1984)
Hareketli yataklı filtre		Elsevier Science Ltd	İtalya			50 m ² /m ³	evsel evsel+nitrifikasyon	< 8 g KOL/m ² -gün < 3,5 g KOL/m ² -gün		(Pastorelli, Andreola, Carrazini ve Rozzi, 1997)

KAYNAKLAR

- Denny, S.P. and Tyler, R., 1986. Nitrification in trickling filters, *Journal WPCF*, Volume 58, Number 4.
- Gullicks, H.A. and Cleasby, J.L., 1990. Nitrification performance of a pilot scale trickling filter, *Research Journal WPCF*, Volume 62, Number 1.
- Rittmann, B.E., Suozzo, R. And Romero, B.R., 1983. Temperature effects on oxygen transfer to rotating biological contactors, *Journal WPCF*, Volume 55, Number 1.
- Pretorius, W.A., 1974. Nitrification on the rotating disc unit, *International Conference on Water Pollution Research*, Paris, September 9-13.
- Baykal, N.G., 1986. Döner Disk Sistemlerde Organik Madde Giderimi, *Yüksek Lisans Tezi*, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Gönenç, İ.E., 1982. Döner Disklerde ½. Mertebe Modeli, *Çevre 82 Sempozyumu*, E.Ü. Atatürk Kültür Merkezi, İzmir, 3-5 Haziran, AT17.
- Harremoes, P. And Gönenç, İ.E., 1983. The applicability of Biofilm Kinetics to Rotating Biological Contactors, *International EWPCA- IAWPRC Seminar*, Fellbach, pp. 19-39.
- Gönenç, İ.E. and Harremoes, P., 1983. Nitrification in Rotating Disc Systems-I, *Water Research*, Volume 19, Number 9, pp. 1119-1127, Pergamon Press Ltd., Great Britain.
- Okey, R.W. and Albertson, O.E., 1989. Evidence for Oxygen Limiting Conditions During Tertiary Fixed-Film Nitrification, *Journal WPCF*, Volume 61, Number 4, pp. 510-519.
- Okey, R.W. and Albertson, O.E., 1989. Diffusion' s Role in Regulating Rate and Masking Temperature Effects in Fixed-Film Nitrification, *Journal WPCF*, Volume 61, Number 4, pp. 500-509.
- Gujer, W. And Boller, M., 1982. Operating Experience with Plastic Media Tertiary Trickling Filters for Nitrification, *EAWAG*, pp. 201-212, Zurich.
- U.S. Environmental Agency, 1975. Process Design Manual for Nitrogen Removal, Technology Transfer.

Water Environment Federation, 1998. Biological Nutrient and Chemical Systems for Nutrient Removal, Water Environment Federation, USA.

Joint Committee of the Water Pollution Control Federation and the American Society of Civil Engineers, 1977. Wastewater Treatment Plant Design, Lancaster Press Inc., Lancaster.

Clark, J.H., Moseng, E.M. and Asano, T., 1978. Performance of a Rotating Biological Contactor under Varying Wastewater Flow, *Journal WPCF*, pp. 896-911.

Gullicks, H.A. and Cleasby, J.L., 1990. Cold Climate Nitrifying Biofilters: Design and Operation Considerations, *Research Journal WPCF*, Volume 62, Number 1, pp. 50-57.

Ellis, K.V. and Banaga, S.E.L., 1976. A Study of Rotating Disc Treatment Units Operating at Different Temperatures, *Water Pollution Control*, pp. 73-89.

Siegrist, H. And Gujer, W., 1986. Demonstration of Mass Transfer and Ph Effects in a Nitrifying Biofilm, *Water Research*, Volume 21, Number 12, pp. 1481-1487, Pergamon Journals Ltd., Great Britain.

Sagberg, P., Dauthuille, P. And Mamon, M., 1992. Biofilm Reactors: A compact Solution for the Upgrading of Wastewater Treatment Plants, *Water Science and Technology*, Volume 26, Number 3-4, pp. 733-742, IAWPRC, Great Britain.

Antonie, R., 1972. Three Step Biological Treatment with the Bio-disc Process, *New York Water Pollution Control Association Spring Meeting*, June 12-14, Montack, New York.

Boller M., Gujer, W. Ve Tusch, M., 1994. Parameters Affecting Nitrifying Biofilm Reactors, *Water Science and Technology*, Volume 29, Number 10, pp. 1-11, IAWPRC, Great Britain.

Gönenç İ. E., 1996. Kişisel Görüşme.

EKLER



Tablo C.1. Sistem tiplerine göre maksimum spesifik büyüme hızı, dönüşüm katsayısı ve yarı hız sabitleri

Maksimum Spesifik Büyüme Hızı $\mu_{max}(\text{gün}^{-1})$	Dönüşüm Katsayısı Y	Yarı Hız Sabiti K_s	Sistem Tipi	Giriş Substrat	Sıcaklık	Literatür
	0.56 mg VS/mg $\text{NO}_3\text{-N}$		Batık yukarı akışlı yatak-denitrifikasyon	Sentetik Atık $\text{NO}_3\text{-N} \approx 400 \text{ mg/l}$ Karbon kaynağı = melanol	20 °C	Harrenocs, Sekoulov, Bomo (1981)
0.129	0.166 mg biyokütle/mg $\text{NH}_4\text{-N}$	1.5 mg/l	Yukarı akışlı sabit yatak reaktör (UFBR)-nitrifikasyon	Eysel atıksu çıkışı	≈ 15 °C	Faup, Leprince, Pannier (1982)
	0.177 mg biyokütle/mg $\text{NH}_4\text{-N}$		Batık filtrelerde nitrifikasyon	Sentetik Atık		Haug, McCarthy (1972)
		10 mg/l	Yukarı akışlı sabit yatak reaktör (UFBR)	Organik azot amonifikasyonu		Faup, Leprince, Pannier (1982)
0.95	0.22 gr KOI/gr N	1 g N/m ³				Wanner, Gujer (1984)

Tablo C.2. Sistem tiplerine göre elde edilen biyofilm kalınlıkları

Sistem	Biyofilm Kalınlığı (μ)	Kültür	Literatür
Döner tambur-denitrifikasyon	<450 μ kron	Sentetik atık	Harremoës, Sekoulov, Bonomo (1984)
Döner tambur-nitrifikasyon	160 μ m		Harremoës, Sekoulov, Bonomo (1984)
RBC	900 μ m	Nitrifikasyon ve organik madde giderimi	Watanabe, Nishidome et al (1972)
RBC	1-2 mm	Nitrifikasyon	Watanabe, Ishiguro (1980)
Dışardan kitle transferi yapılan proses	$\rho = 5-8 \mu$	2.78×10^{-3} mol/cm ³ (5 mg/l) glukoz konsantrasyonu, 100 cm ³ /dk hacimsel akış hızı	La Motta (1976)
Biyolojik oksidasyon prosesi	1.2-3.8 mm	Glukoz ve pepton	Tomlinson ve Dorothy (1966)
Sukrozla biyofilm büyümesi	100 μ m 500 μ m 700 μ m 1350 μ m	1000 mg/l sukroz substratı 0.5 mg/l çözünmüş oksijen için 3 mg/l çözünmüş oksijen için 5 mg/l çözünmüş oksijen için 16 mg/l çözünmüş oksijen için	Ju-Chang Huang, Shouu Yuh Chang, Yow- Chyun Liu, Zhanpeng Jiong (1985)
Kararlı denge modeli	25-320 μ m	tek substrat	Rittmann ve McCarty
Diffüzyon etkileri	0.20 cm	7-11.000 μ g/ml glukoz	Atkinson ve Douad (1970)
Tek kademeli substrat kullanımı	26-40 μ	0.10 mg KOI/cm ³ ile 0.26×10^{-2} asetat konsantrasyonu	Yi-Tin Wang, Makram T. Suldari, Bruce E. Rittmann (1986)
Çıkış konsantrasyonlarında yükleme değişimlerinin etkisi	0.3-72 μ m 167-1040 μ m 715-1090 μ m	giriş konsantrasyonu 3.3 mg/l giriş konsantrasyonu 33 mg/l giriş konsantrasyonu 33 mg/l	Bruce E. Rittmann (1984)
Anaerobik sabit film reaktörleri	2.6 mm	sukroz yüklenme hızı 10 kg KOI m ³ /gün	K. J. Kennedy ve R.L.Droste (1984)
Nitrifikasyon yapan üçüncül damlatmalı filtre	0.20-0.60 mm	sıfırıncı mertebe kinetiği için oksijen için penetrasyon derinliği	W. Gujer ve M. Boller (1985)
Kararlı denge biyofilm kinetiği	25-135 μ m	kararlı denge sonuçları($v=322$ cm/gün, $S^0=7.2$ mg/l)	Bruce E. Rittmann ve Perry L. McCarty (1980)
İçsel difüzyon	10.2-66.6 μ	ortalama giriş glukoz konsantrasyonu (2.2-224 mg/l)	La Motta (1976)
Oksijen kısıtlaması	$L_c= 300-500$ mikron	aktif çamur evsel atıksuyu	Dolores T.M. Owen ve Kenneth J. Williamson
Kitle transfer mekanizması	500 μ m	sentetik atıksu (20 mg/l pepton ve 13 mg/l et suyu)	H. Siegrist ve W. Gujer (1984)

Tablo C.3. Sıfıncı merteye reaksiyon hız sabitleri

Sıfıncı merteye reaksiyon hız sabiti k_0	Sıcaklık (°C)	Sistem	Giriş Substrat	Literatür
0.3	27	azot ve organik madde giderimi BOI/N=0		Watanabe, Nishidome (1982)
2.10	23-25	azot ve organik madde giderimi maksimum nişasta oksidasyon hızı		Watanabe, Nishidome (1982)
1.13	23	maksimum nişasta oksidasyon hızı		Watanabe, Nishidome (1982)
0.27	23	Nitrifikasyon ve karbon oksidasyonu maksimum $\text{NH}_4\text{-N}$ hızı		Watanabe, Masuda (1984)
2.50	23	Nitrifikasyon ve karbon oksidasyonu maksimum $\text{NH}_4\text{-N}$ hızı		Watanabe, Masuda (1984)
44	20	RBC-nitrifikasyon	evsel atıksu	Murphy et al (1977)
0.27		batık filtre-nitrifikasyon	sentetik amonyak çözümü	Ufuk Altınbaş
1.43		batık filtre-nitrifikasyon	sentetik amonyak çözümü	Ufuk Altınbaş
6.70		batık filtre-nitrifikasyon	sentetik amonyak çözümü	Ufuk Altınbaş
120		RBC-nitrifikasyon	evsel atık	Ødegaard, Rusten (1980)
110		RBC-nitrifikasyon	atıksu	Ødegaard, Rusten (1980)
40		RBC-nitrifikasyon	sızıntı suyu	Ødegaard, Rusten (1980)
77.5		RBC-nitrifikasyon	amonyak ilaveli atık	Pretorius (1975)
0.27	23.5	RBC-nitrifikasyon	amonyak ilaveli atık	Watanabe, Nishidome (1982)
0.40	28.5	RBC-nitrifikasyon	amonyak ilaveli atık	Watanabe, Nishidome (1982)
0.35-0.7		RBC-nitrifikasyon	Amonyaklı	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
2.35-2.61		RBC-nitrifikasyon	Deri endüstrisi	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
2.36-2.67		RBC-nitrifikasyon	Sığır endüstrisi	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
2.03-2.56		RBC-nitrifikasyon	Evsel atıksu I	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
1.69-1.82		RBC-nitrifikasyon	Evsel atıksu II	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)

2.20-2.56	g N/m ² -saat		RBC-nitrifikasyon	Evsel atıksu III	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
4.61-4.84	g N/m ² -saat		RBC-nitrifikasyon	Evsel	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
1.53-1.97	g N/m ² -saat		RBC-nitrifikasyon	Taşkan	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
2.25-2.36	g N/m ² -saat		RBC-nitrifikasyon	Gaz İşleri	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
0.04-0.12	g N/m ² -saat		RBC-nitrifikasyon	Cola fabrikası	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
9.60	g /m ² -gün		Döner Tambur-nitrifikasyon		
2.41	g NO ₃ -N/m ² -gün		Batık filtre- denitrifikasyon	Sentetik atık	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
2.56	g NO ₃ -N/m ² -gün		Batık filtre- denitrifikasyon	Sentetik atık	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
2.91	g NO ₃ -N/m ² -gün		Batık filtre- denitrifikasyon	Sentetik atık	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
2.33	g NO ₃ -N/m ² -gün		Batık filtre- denitrifikasyon	Sentetik atık	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
2.89	g NO ₃ -N/m ² -gün		Batık filtre- denitrifikasyon	Sentetik atık	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
5.10	g /m ² -saat (fazla metanol)		Döner Tambur-denitrifikasyon		Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
3.60	g /m ² -saat (metanol kısıtlaması)		Döner Tambur-denitrifikasyon		Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
2.90	g /m ² -saat (metanol kısıtlaması)		Döner Tambur-denitrifikasyon		Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
0.19	m NO ₃ -N/mg VS-gün		RBC- denitrifikasyon	Sentetik atık	Harremoes, Sekoulov, Bonamo (1981)
260	mg NO ₃ -N/m ² -saat		RBC- denitrifikasyon	KNO ₃ ilave edilmiş damlatmalı filtre çıkışı (karbon kaynağı: metanol)	Davis ve Pretorius (1975)
676	mg NO ₃ -N/m ² -saat		RBC- denitrifikasyon	NaNO ₃ ilaveli biyolojik arıtma çıkışı (karbon kaynağı : metanol)	Cheung (1979)
694	mg NO ₃ -N/m ² -saat		RBC- denitrifikasyon	KNO ₃ ilave edilmiş nitriye edilmiş atıksu (metanol)	Watanabe ve Ishiguro (1978)
150-200	mg NO ₃ -N/m ² -saat		RBC- denitrifikasyon	Atıksu (karbon kaynağı: ham atıksu)	Ødegaard, Rusten (1980)
350-450	mg NO ₃ -N/m ² -saat		RBC- denitrifikasyon	Atıksu (karbon kaynağı: ham atıksu)	Ødegaard, Rusten (1980)
150-200	mg NO ₃ -N/m ² -saat		RBC- denitrifikasyon	Sızıntı suyu (karbon kaynağı: ham atıksu)	Ødegaard, Rusten (1980)

Tablo C.4. ½ mertebe reaksiyon hız sabitleri

½. mertebe reaksiyon hız sabiti $k_{1/2}$	Sıcaklık (°C)	Sistem	Giriş Substrat	Literatür
0.16	$g^{1/2}/m^2\text{-saat}$	RBC- nitrifikasyon		Harremoes, Sekoulov, Bonomo (1981)
4.50	$g^{1/2}/m^2\text{-gün}$	Döner tambur- nitrifikasyon		Harremoes, Sekoulov, Bonomo (1981)
0.70	$g^{1/2}/m^2\text{-gün}$	Batık filtre- nitrifikasyon		Harremoes, Sekoulov, Bonomo (1981)
10.50	$g^{1/2}/m^2\text{-saat}$	RBC- nitrifikasyon		Murphy et al (1977)
2.08-3.76	$g^{1/2} O_2/m^{1/2}\text{-gün}$			Gönenç (1982)
0.16	$g^{1/2} N/m^{1/2}\text{-gün}$	RBC		Y.Watanabe,M.Ishiguro ve K. Nishidome (1980)

Tablo C.5. Birinci mertebe reaksiyon hız sabitleri

Birinci mertebe reaksiyon hız sabiti k_1	Sıcaklık (°C)	Sistem	Giriş Substrat	Literatür
2.40	mg/m ³ -saat	RBC- nitrifikasyon	Şehir atksuyu	Murphy et al (1977)

Tablo C.6. Difüzyon katsayıları

Organik Madde Difüzyon Katsayısı	Sıcaklık (°C)	Literatür
$D_{BOI} = 5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$		Harremoes, Sekoulov, Bonomo (1981)
$D_{nigasta} = 2.4 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{saat}$	23.5	Watanabe Masuda (1984)
$D_{metanol} = 7.5 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{saat}$	30.0 (simulasyon değeri)	Watanabe Masuda (1984)
$D_{KOI(asetat)} = 83 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{gün}$	20	Wanner, Gujer (1984)
$D_s = 5-6 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$		Harremoes (1982)
$D_e = 1.27 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$		La Motta (1976)
$D_s = 2.83 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$		La Motta (1976)
$D_{metanol} = 1.04 \text{ cm}^2/\text{gün}$		Williamson ve McCarty (1976)
$D_{asetat-KOI} = 0.82 \text{ cm}^2/\text{gün}$		Williamson ve McCarty (1976)
$D_{propionat-KOI} = 0.72 \text{ cm}^2/\text{gün}$		Williamson ve McCarty (1976)
$D_{KOI} = 0.44 \text{ cm}^2/\text{gün}$		Williamson ve McCarty (1976)
$D_{glukoz} = 0.69 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$		Williamson ve McCarty (1976)
Amonyak Difüzyon Katsayısı	Sıcaklık (°C)	Literatür
$D_{NH4} = 7.5 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{saat}$	23.5 (simulasyon değeri)	Watanabe Masuda (1984)
$D_{NH4} = 2 \text{ cm}^2/\text{gün}$	28.5	Watanabe Nishidome et al (1982)
$D_{NH4} = 1.8 \text{ cm}^2/\text{gün}$	23.5	Watanabe Nishidome et al (1982)
$D_{NH4} = 9.0 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{saat}$	30.0 (simulasyon değeri)	Watanabe Masuda (1984)
$D_{NH4} = 149 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{gün}$	20	Wanner, Gujer (1984)
$D_{NH4} = 15 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$		Williamson (1976)
$D_{NH4} = 12 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$		Y. Watanabe, M. Ishiquro ve K. Nishidome (1980)
$D_{NH4} = 1.01 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{gün}$	5	Milazzo (1963)
$D_{NH4} = 1.14 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{gün}$	10	Milazzo (1963)
$D_{NH4} = 1.30 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{gün}$	15	Milazzo (1963)
$D_{NH4} = 1.48 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{gün}$	20	Milazzo (1963)
$D_{NH4} = 1.68 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{gün}$	25	Milazzo (1963)
Nitrat Difüzyon Katsayısı	Sıcaklık (°C)	Literatür
$D_{NO3} = 7.2 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{saat}$	30	Watanabe Masuda (1984)
$D_{NO3} = 1.25 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{saat}$		Gönenç (1982)

$D_{NO_3} = 9.17 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{saat}$		Reimer (1977)
Oksijen Difüzyon Katsayısı	Sıcaklık (°C)	Literatür
$D_{O_2} = 20 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$		Harremoës, Sekoulov ve Bonomo (1981)
$D_{O_2} = 8.8 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{saat}$	23.5 (simulasyon değeri)	Watanabe Masuda (1984)
$D_{O_2} = 2.4 \text{ cm}^2/\text{s}$	28.5	Watanabe Nishidome et al., (1982)
$D_{O_2} = 2.1 \text{ cm}^2/\text{gün}$	23.5	Watanabe Nishidome et al., (1982)
$D_{O_2} = 1.75 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{gün}$	20	Wanner, Gujer (1984)
$D_{O_2} = 20 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$		Gönenç (1982)
$D_{O_2} = 4.35 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$		Reimer (1977)
$D_{O_2} = 25 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$		Williamson (1976)
$D_{O_2} = 1.18-1.72 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$		Tomlinson ve Dorothy (1966)
$D_{O_2} = 22-22.7 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$		Tomlinson ve Dorothy (1966)
$D_{O_2} = 30 \times 10^{-10} \text{ cm}^2/\text{s}$		Y. Watanabe, M. Ishiguro ve K. Nishidome (1980)
$D_{O_2} = 1.04 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{gün}$	5	Landolt ve Bornstein (1969)
$D_{O_2} = 1.24 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{gün}$	10	Landolt ve Bornstein (1969)
$D_{O_2} = 1.47 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{gün}$	15	Landolt ve Bornstein (1969)
$D_{O_2} = 1.74 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{gün}$	20	Landolt ve Bornstein (1969)
$D_{O_2} = 2.07 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{gün}$	25	Landolt ve Bornstein (1969)

ÖZGEÇMİŞ

Hayal Aktün 1974 yılında İstanbul’ da doğdu. 1985 yılında Yeşilbahar İlkokulundan mezun oldu. Orta ve Lise eğitimini Özel Doğuş Kolejinde tamamlayarak aynı yıl (1992) Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümüne girdi. 1996 yılında Çevre Mühendisi ünvanıyla mezun olduktan sonra aynı yıl İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsünde İnşaat Ana Bilim Dalı Çevre Programında Yüksek Lisans eğitimine başladı. Kendisi halen bir özel sektörde çevre mühendisi olarak çalışmaktadır.