

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Gülcihan GÜZELDAĞ

**BİR SBR TESİSİNDE FARKLI KİRLİLİK YÜKLERİNİN
ÇAMUR İNDEKSİ, ARITMA DÜZEYİ VE AZOT
ELİMİNASYONU ÜZERİNE ETKİLERİNİN
ARAŞTIRILMASI**

**T.C. YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ**

112382

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

ADANA, 2001

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

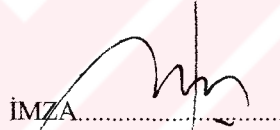
BİR SBR TESİSİNDE FARKLI KİRLİLİK YÜKLERİNİN ÇAMUR
INDEXİ, ARITMA DÜZEYİ VE AZOT ELİMİNASYONU ÜZERİNE
ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Gülcihan GÜZELDAĞ
YÜKSEK LİSANS TEZİ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

Bu tez 12/09/2001 Tarihinde Aşağıdaki Jüri Üyeleri Tarafından Oybirliği/Oyçokluğu
İle Kabul Edilmiştir.



İMZA.....
Prof. Dr. Ömer ÇOLAK
DANIŞMAN



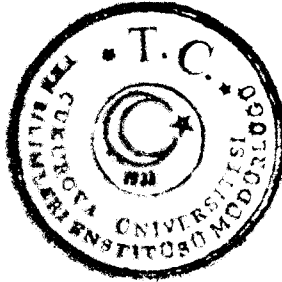
İMZA.....
Prof. Dr. Nedim UYGUN
ÜYE



İMZA.....
Doç. Dr. Burhan ARIKAN
ÜYE

Bu tez Enstitümüz Biyoloji Anabilim Dalında hazırlanmıştır.

Kod No : 1864



Prof. Dr. Melih BORAL
Enstitü Müdürü
İmza ve Mühür

Bu Çalışma Araştırma Fonu Tarafından Desteklenmiştir.
Proje No: FBE. 2000. YL. 128

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların
kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

ÖZ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**BİR SBR TESİSİNDE FARKLI KİRLİLİK YÜKLERİNİN ÇAMUR
INDEXİ, ARITMA DÜZEYİ VE AZOT ELİMİNASYONU ÜZERİNE
ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI**

Gülcihan GÜZELDAĞ

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
BİYOLOJİ ANA BİLİM DALI**

Danışman: Prof. Dr. Ömer ÇOLAK

Yıl: 2001, Sayfa: 85

Jüri: Prof. Dr. Ömer ÇOLAK

: Prof. Dr. Nedim UYGUN

: Doç. Dr. Burhan ARIKAN

Bu çalışmanın amacı; biyolojik atık su arıtma sistemlerinde problem yaratan konvensiyonel uygulamaların alternatifi olarak ortaya atılmış olan çeşitli işletme ve yapısal teknolojik modifikasyonlar arasından seçtiğimiz *SBR (Sequencing Batch Reactor)* teknolojisinin laboratuvar koşullarında işletme ve nitrifikasyon ve denitrifikasyon dahil olmak üzere arıtma başarısı bakımından incelenmesi ve bölgemiz uygulamasına kazandırılmasıdır.

Bu amaçla laboratuvar boyutlarında tam otomatik olarak bir *SBR* tesisi kurulmuş ve ana karbon kaynağı melas olan yapay atık su biyolojik olarak arıtılmıştır. Çalışma süresince daha önceden seçilen optimal işletme kriterlerine bağlı olarak kirlilik yükleri değiştirilmiş ve çamur indexi yardımı ile aktif çamur yapısında meydana gelebilecek değişiklikler gözlenmiştir. Ayrıca azot eliminasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon başarısı ile kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderimi saptanarak genel biyolojik arıtma düzeyi araştırılmıştır.

Elde edilen sonuçlara göre ;

Kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi : % 93.7

Toplam azot giderimi : % 85.8

Amonyum azotu giderimi : % 93.8

Nitrat azotu düzeyi : 22.5 $\mu\text{g NO}_3^- \text{ N/ml}$ düzeyinde gözlenmiştir.

Çamur indexi : Ortalama 71.5 ml/g düzeyinde gözlenmiştir.

Anahtar Kelimeler : *SBR*, Nitrifikasyon, Denitrifikasyon, KOİ, Çamur Indexi

ABSTRACT

MSc THESIS

THE EFFECT OF DIFFERENT F/M RATIOS ON THE SLUDGE INDEX, TREATMENT LEVEL AND NITROGEN ELIMINATIONS IN A SBR (SEQUENCING BATCH REACTOR) PLANT

Gülcihan GÜZELDAĞ

DEPARTMENT OF BIOLOGY
INSTITUTE OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES
UNIVERSITY OF ÇUKUROVA

Supervisor: Prof. Dr. Ömer ÇOLAK

Year: 2001, Pages: 85

Jury: Prof. Dr. Ömer ÇOLAK

: Prof. Dr. Nedim UYGUN

: Doç. Dr. Burhan ARIKAN

The aim of this study was to find an alternative solution for biological wastewater treatment systems which cause problems at the conventional applications, therefore *Sequencing Batch Reactor (SBR)* is selected from different kinds of managing and structural technological modifications, by this technological process we can be able to see *Sequencing Batch Reactors* success on managing and both the nitrification and the denitrification success and treatment suitability in our region laboratories and so we can gain *SBR* technologies to our region suitability.

For this purpose at the laboratory full automatic *Sequencing Batch Reactor* was set up, and the raw waste water which contains molasses as a carbohydrate source was treated biologically, and throughout the study at first bounding with selected optimal managing (timing) criterias, the F/M ratio were changed and the changes at the sludge index were studied. Besides nitrogen elimination and the success of the nitrification, denitrification and the chemical oxygen demand (COD) were studied. In this way general biological treatment level was researched thoroughly.

The results of our study are ;

Chemical oxygen demand : % 93.7

Total nitrogen demand : % 85.8

Ammonium nitrogen demand : % 93.8

The average of nitrate nitrogen was seen 22.5 $\mu\text{g NO}_3^- \text{N/ml}$ at the study

Sludge index : The average of index was seen 71.5 ml/g at the hole study

Key Words: SBR, Nitrification, Denitrification, COD, Sludge Index

TEŞEKKÜR

Çalışmalarım sırasında yakın ilgi ve desteğini gördüğüm değerli bilim adamı, danışman hocam Prof. Dr. Ömer ÇOLAK'a teşekkür ederim.

Hem deney hem de yazım aşamasında yardımlarını esirgemeyen değerli hocalarım Doç. Dr. Burhan ARIKAN'a, Doç. Dr. Sadık DİNÇER'e, Yrd. Doç. Dr. Hatice Güvenmez'e, Arş. Gör. Fatih MATYAR'a, Arş. Gör. Mehmet AKSOY'a ve Arş. Gör. Serhat COŞKAN'a teşekkür ederim.

Çalışma arkadaşlarım, Biyolog Osman GÜLNAZ'a, Biyolog Ayşenur KAYA'ya ve Biyolog Eren ERGİCAN'a desteklerinden ötürü teşekkür ederim.

Hayatımın her aşamasında ilgi ve desteklerini gördüğüm çok sevgili aileme teşekkür ederim.



İÇİNDEKİLER

ÖZ.....	I
ABSTRACT.....	II
TEŞEKKÜR.....	III
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	VI
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	VII
1. GİRİŞ.....	1
1.1. Evsel ve Endüstriyel Atık Sular.....	2
1.1.1. Evsel Atık Sular.....	2
1.1.2. Endüstriyel Atık Sular.....	2
1.2. Organik Maddelerde Ölçülebilen Kriterler.....	3
1.3. Su Kirliliğinin Saptanmasında Kullanılan Parametreler.....	4
1.3.1. Organik Parametreler.....	4
1.3.1.1. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı(BOİ ₅).....	4
1.3.1.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ).....	6
1.3.2. İnorganik Parametreler.....	6
1.4. Biyolojik Arıtım Sistemleri.....	7
1.4.1. Aerobik Biyolojik Arıtım.....	7
1.4.1.1. Aktif Çamur Yapısı.....	7
1.4.1.2. Çamur Şişmesi Olayı.....	9
1.4.1.3. Havalandırma Havuzları.....	11
1.4.1.4. Damlatma Kuleleri.....	12
1.4.1.5. Döner Disk Sistemleri.....	13
1.4.2. Anaerobik Biyolojik Arıtım.....	14
1.5. Arıtma Tesislerindeki Biyolojik Olaylar.....	15
1.6. Atık Sudan Azot Bileşiklerinin Giderimi.....	17
1.6.1. Azotun Kaynaklandığı Bileşikler ve Olası Zararları.....	17
1.6.1.1. Nitrifikasyon - Denitrifikasyon Prosesleri ve Mikrobiyal Etkinlik.....	18
1.6.1.2. Nitrifikasyon Prosesine Etkiyen Çevresel Faktörler.....	20

1.6.1.3. Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon İşletme Tipleri.....	21
1.7. Kast (Kaskat) Yönteminin Tanımlanması.....	26
1.8. SBR Tesislerinde Faz Düzenlemelerinin Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon İşleyişine Etkileri.....	29
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	31
3. MATERYAL VE METOD.....	34
3.1. Materyal.....	34
3.1.1. Kullanılan Çözeltiler.....	36
3.1.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı Testi Sırasında Kullanılan Çözeltiler.....	36
3.1.3. Amonyum Azotu Testi Sırasında Kullanılan Çözeltiler.....	37
3.1.4. Toplam Azot Testi Sırasında Kullanılan Çözeltiler.....	37
3.2. Metod.....	37
3.3. Yapılan Testler.....	41
3.3.1. KOI (Kimyasal Oksijen İhtiyacı Testi).....	41
3.3.2. Çamur Kuru Ağırlığı.....	42
3.3.3. Çamur Hacmi.....	43
3.3.4. Çamur İndeksi.....	43
3.3.5. Toplam Azot Tayini.....	43
3.3.6. Amonyum Azotu Testi.....	44
3.3.7. Nitrat Azotu Tayini.....	45
4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	46
4.1. Çamur Yapısında Meydana Gelen Değişimler.....	46
4.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOI) Giderimine İlişkin Bulgular.....	56
4.3. Azot Eliminasyonuna İlişkin Bulgular.....	63
5. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	70
KAYNAKLAR.....	75
ÖZGEÇMİŞ.....	85

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1. Farklı Aerob Arıtma Teknolojilerinin Karşılaştırılması.....	15
Çizelge 2. Yapay Atık Su Bileşimi ve SBR Tesisine Verilme Oranları.....	40
Çizelge 3. Yapay Atık Su Bileşimlerinin Miktarları ve Tesise Verilme Oranları.....	41
Çizelge 4. SBR Tesisinde Çeşitli Zamanlarda Tespit Edilen Çamur Hacmi, Çamur Konsantrasyonu ve Çamur İndeksi Değerleri.....	46
Çizelge 5. Reaktörün Giriş, Çıkış Suları KOI Değerleri ve Kirlilik Eliminasyon Düzeyleri (%).....	56
Çizelge 6. SBR Tesisinde Doldurma Fazı Süresince Karıştırma Yapılarak Elde Edilen KOI Değerleri.....	60
Çizelge 7. 27 Mart 2001 Tarihi KOI Testi Sonuç Verileri.....	61
Çizelge 8. 28 Mart 2001 Tarihi KOI Testi Sonuç Verileri.....	62
Çizelge 9. Nitrat Analiz Sonuçları.....	64
Çizelge 10. Amonyum Azotu ve Toplam Azot (%) Giderim Sonuçları.....	65
Çizelge 11. Amonyum Azotu ve Toplam Azot (%) Giderim Değerleri.....	67

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1. Carrousel Havuzunda Nitritifikasyon ve Denitrifikasyon Prosesleri.....	11
Şekil 2. Son Konumlu Denitrifikasyon.....	21
Şekil 3. Ön Konumlu Denitrifikasyon.....	22
Şekil 4. Simultane Denitrifikasyon.....	22
Şekil 5. Alternasyonlu Denitrifikasyon.....	23
Şekil 6. Kesikli Denitrifikasyon.....	24
Şekil 7. Kaskat Denitrifikasyon.....	24
Şekil 8. Metanollü Denitrifikasyon.....	25
Şekil 9. Kombine Denitrifikasyon.....	25
Şekil 10. Ön Konumlu Anaerob+Denitrifikasyon Yöntemi.....	26
Şekil 11. SBR Tesisi Şematik Yapısı.....	34
Şekil 12. SBR Tesisi Görünüşleri.....	35
Şekil 13. Aktif Çamur Yapısının Halkalara Yapışması.....	49
Şekil 14. Çamur Hacmi Değişimleri.....	51
Şekil 15. Çamur Konsantrasyonu Değişimleri.....	51
Şekil 16. Çamur Index Değişimleri.....	52
Şekil 17. Vorticella Sp.....	53
Şekil 18. Rotatoria Sp.....	54
Şekil 19. Vorticella Sp., Rotatoria Sp., Suctoria Sp.....	55
Şekil 20. KOI Giderimi (%).....	59
Şekil 21. 26 Mart 2001 KOI Verileri.....	61
Şekil 22. 27 Mart 2001 KOI Verileri.....	62
Şekil 23. 28 Mart 2001 KOI Verileri.....	63
Şekil 24. Nitrat Analiz Grafiği.....	64
Şekil 25. Toplam Azot Giderim Değerleri.....	66
Şekil 26. Amonyum Azotu Giderim Değerleri.....	66
Şekil 27. Azot Eliminasyon Düzeyleri.....	69

1. GİRİŞ

Atık su; evsel, endüstriyel veya herhangi bir kullanım sebebiyle doğal bileşimi düşük veya yüksek düzeyde değişmiş her türlü su olarak kabul edilir.

Tabi ki içerisine attığımız bir kaşık kahve sebebiyle yukarıdaki tarife uyacak şekilde değişikliğe uğramış bir fincan su, atık su olarak değerlendirilmez. Atık su olarak incelenen sular, gerek insan sağlığı gerek de doğal çevrenin düzenine kadar çok geniş kapsamlı bir etkinlik dahilinde olumsuz etkiler yapabilecek yönde farklılığa neden olurlar.

Atık suyun içindeki organik veya inorganik kirleticiler öncelikle çözünmüş veya çözünmemiş madde grupları şeklinde ele alınırlar. Bu noktadan hareketle, arıtma tesislerinin dizayn ve boyutlandırılmasında önemli kararlar almak zorunluluğu vardır. Biyolojik parametrelerin göz önüne alınması da en az bu iki parametre kadar önemlidir.

Uzun yıllar süren çalışma ve deneyimlerden sonra profesyonel ortamda atık suları evsel ve endüstriyel atık sular şeklinde iki büyük grup altında toplamak mümkündür. İçerisindeki kirleticiler bakımından yapılacak bir grublandırma ise arıtma teknolojisinin tercihinde önemli bir etken teşkil edebilir. Bunlara ek olarak farklı bir grublandırma daha yapmak mümkündür (Reumuth, 1954; Deitrich, 1971; Stier, 1985).

1. Çökmeye, çamurlaşmaya ve anaerob parçalanmaya sebep olabilecek kirletici yapılar taşıyan sular
2. Bir yüzey suyunda mevcut olan fauna ve florayı olumsuz etkileyebilecek bileşikler taşıyan sular
3. Yüzey sularında eutrofi sebebi olabilecek bileşikler taşıyan sular

1.1. Evsel ve Endüstriyel Kaynaklı Atık Sular

1.1.1. Evsel Atık Sular

Günlük yaşamda insanların kullandığı suların oluşturduğu atık su tipleridir. Bu tip suların kirlilik düzeyleri kanalizasyon, mutfak ve banyo kökenli kirleticilerle önemli düzeyde artmıştır.

Genel olarak bütün evsel kökenli atık sular benzer karakterde olmakla beraber insanların yaşam alışkanlıklarındaki değişimlere bağlı olarak az çok değişiklikler gösterebilirler. Bu da kirletici konsantrasyonlarında farklılıklar oluşturur. Özellikle organik kirleticiler büyük öneme sahiptirler. Organik kirleticilerin %50'si karbonhidratlar, % 40'ını azotlu bileşikler ve %10'unu yağlar oluşturur.

Evsel atık suların arıtılmaları sırasında konvensiyonel arıtma tesislerinin çıkış sularında yüksek oranda azot ve fosforlu bileşiğe rastlanması bu tip suların yüzeye verilmesi sırasında eutrofi meydana gelmesi olasılığını kuvvetlendirici yönde etki sağlar (Helmer ve Sekaulov, 1977; Graf ve ark., 1981).

1.1.2. Endüstriyel Atık Sular

Bu tip suları bir ön arıtmaya sokmadan evsel atık sular ile beraber aynı arıtma tesisinde biyolojik olarak arıtmak hemen hemen imkansızdır. Endüstriyel atık sular genellikle tek yönlü kirlenmiş sulardır. Maden ve kömür ocakları ile demir çelik endüstrisi atık suları ağırlıklı olarak anorganik kirli sulardır. Süthane ve mezbaha gibi besin maddeleri üreten endüstrilere ait atık sular ise, organik kirli sulara örnektir. Selüloz ve tekstil endüstrileri çok büyük miktarda kirli su çıkaran endüstrilere örnektir. İçlerinde biyolojik arıtmaya toksik etki yapacak yüksek düzeyde spesifik kirlilik vardır. Toksik etki biyolojik arıtmadan önce ortadan kaldırılır.

Bu tip sularda organik madde yetersizliği olduğundan mümkünse evsel atık sular ile karıştırılması gerekir. Her durumda atık suyun siyanür ve ağır metal tuzları gibi çok zehirli bileşiklerden kurtarılması gerekir (Deitrich,1971; Tchobanoglous, 1981; Anonymous,1983).

1.2. Organik Maddelerde Ölçülebilen Kriterler

Atık sudaki organik bileşiklerin miktarını saptayabilmek biyolojik açıdan çok önemlidir. Metabolizmalarında organik maddeleri değerlendiren aerob bakteriler bu faaliyetleri sırasında oksijen tüketirler. İhtiyaç duydukları oksijeni çevrelerinden yani sudan karşılarlar.

Bir suyun içindeki çözülmüş oksijen içeriği 4 mg/lit 'nin altına düştüğü zaman balık ölümlerini hesaba katmak gerekir. Suda bu değerden daha az oksijen düzeyine inilirse oksijen yetersizliğinden söz edilmeye başlanır. Aerob koşullar alt üst olur ve anaerob bakteriler ortama hakim olmaya başlarlar (Karl 1953; Reumuth,1965, 1967; Kathe,1976; Habeck-Trophke,1980).

Moleküler oksijenin kullanıldığı oksidasyon olaylarının yanı sıra kimyasal oksidasyon olayları da gerçekleşirse bunlar sudan oksijen kaybına yol açabilirler. Kimyasal yolla oksijen bağlanması da oksijensizliğe yol açabilir.

Belirli bir ölçüye kadar suda bulunan organik bileşikler mikroorganizmaları çoğalmaya teşvik ettiklerinden sudaki doğal arıtma yeteneğine olumlu yönde etki yaparlar. Ancak aşırı miktardaki organik madde, biyolojik dengeyi bozar. Yukarıda sözünü ettiğimiz olaylar nedeni ile organik maddelerin sudaki oksijen düzeyini değiştirmeleri, indirekt olarak sudaki organik madde düzeyini saptamamıza yaramaktadır. Şimdiye kadar hiçbir metod bu tip organik maddelerin tümünün miktarı hakkında kesin bilgiler elde etmemizi sağlamadığı halde, atık su parametreleri olarak biyokimyasal oksijen ihtiyacı ve kimyasal oksijen ihtiyacı testleri başvurabildiğimiz güvenilir testleri oluşturmaktadır.

BOI₅ kimyasal yolla sudan uzaklaşan oksijen miktarı hakkında bize bilgi vermediği halde kimyasal oksijen ihtiyacı da bize bakteri metabolizmasıyla sudan elimine edilebilecek organik bileşikler hakkında bilgi vermez.

Bu iki teste ek olarak kısaca TOC (Total Organic Carbon) olarak gösterilen toplam organik karbon testi de vardır. Bu da, temelde atık sudaki organik maddenin tamamen oksitlenmesi sonucunda oluşan CO₂'nin ölçülmesiyle hesaplanır. Her ne kadar BOI₅ ile KOI arasında sabit bir ilişki olmasa da bir atık suyun biyolojik veya kimyasal yöntemler ile arıtılabilirliği hakkında bilgi edinmemizi sağlayabilecek

kadar bir ilişki bulunmaktadır. Örneğin evsel kaynaklı sularda KOI/BOI₅ oranı 2.6 dolayındadır. Biyolojik oksijen ihtiyacı testi günümüzde giderek güvenilirliğini kaybetmektedir.

Her ne kadar biyolojik arıtılabilirlik testlerinde bu yolla saptama yapılırsa da kimyasal oksijen ihtiyacı testi daha güvenilir ve tekrar edilebilir bir test olarak güven kazanmaktadır.

1.3. Su Kirliliğinin Saptanmasında Kullanılan Parametreler

1.3.1. Organik Parametreler

1.3.1.1. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOI₅)

Aerob bakteriler, metabolizmaları için oksijen tüketen organizmalardır. Gerekseim duydukları oksijeni atık sudan karşılarlar. Atık suda başlangıç anındaki oksijen ihtiyacı bilinirse, belirli bir sürede tüketilen oksijen miktarı saptanabildiğinden, atık suda bulunan biyokimyasal yolla parçalanabilir maddelerin oksidasyonu için gereken oksijeni hesaplayabildiğimiz bir test ortaya çıkar. Aslında bugünkü anlamda bu testin ortaya çıkarılması 1870'lere dayanmaktadır. Günümüzde, organik kirliliğin fazlalığı nispetinde bakteri faaliyetinin arttığı kabul edildiğinden, çoğu durumda biyolojik arıtılabilirlik konusunda bize fikir vermektedir.

Endüstriyel atık sularda gerek kirleticilerin abiyolojik bileşikler olması, gerekse atık suda toksik maddelerin bulunması bu sularda yapılan BOI₅ testlerinde oksijen tüketiminin çok düşük düzeyde olmasına veya hiç olmamasına sebep olur.

1927'de atık sudaki bileşiklerin biyolojik yolla parçalanmasında 2 aşamalı bir reaksiyon dizisi bulunduğu gözlenmiştir. 1. aşama da karbonlu bileşiklerin parçalanması gerçekleşir. 2. aşamada azotlu bileşiklerin parçalanma olayları yürütülür ve bu aşama çok yavaş işler. Bu aşama sonunda nitrat meydana gelir. Sonuçta her iki aşamanın kastedildiği bir mineralizasyon oluşumu ortaya çıkar.

Son yüzyılda BOI₅ testinin matematiksel açıklaması konusunda birçok çalışma yapılmıştır. Mikrobiyal faaliyetin çok çeşitli faktörlerin etkisi altında kalmasından dolayı bu testlerde kapalı bir reaksiyon eşitliği ortaya koymak mümkün olmamıştır.

Genellikle 1. aşama ile ilgili değerlerin teknolojiye uygulanabilirliği tercih edilmiştir. Bugünkü anlayışa göre zaman dilimleri içersinde eşit zamanlarda kalan BOI_5 miktarının daima aynı kısmı biyolojik olarak parçalanabilmektedir. 20°C 'de bu değer %20.6'dır. Bu demektir ki her gün atık suda bulunan biyolojik parçalanabilir kirliliğin %20.6'sı elimine edilebilecektir.

Bu yüzden biyokimyasal oksijen ihtiyacı testinin 20°C 'de 5 gün yapılması adet olunmuştur. Tabi bilinmektedir ki BOI_5 eğrisi ile mikroorganizmaların gerçekte yaptıkları metabolik faaliyetler hiçbir zaman direkt olarak formüle edilebilecek bir denklem oluşturmaz, zira önce atık sudaki monosakkarit ve disakkarit tüketilir.

Bunlar tükendikçe bakterilerin ortamdaki diğer maddelere adaptasyonu gerekir. İşte bu aşamada atık suyun arıtılma eğrisinin kısa da olsa bir düz hat çizmesi gerekir. Daha sonra adaptasyonu tamamlanmış mikroorganizmalar gerekli enzimleri üreterek nişasta, selüloz, kitin gibi yüksek moleküllü bileşikler parçalamaya başlarlar. Bu arada eğri tekrar yükselir. Suyu hiç besin maddesi koymasak bile mikroorganizmaların kendileri endojen solunum yaptıklarından yine de bir oksijen tüketimi ortaya çıkar. Biz buna bazal BOI değeri adını veririz. Wilderer BOI 'nın saptanma süresinin daha kısa tutulması ile ortaya çıkabilecek bazı yanlış değerlendirmelerin veya olumsuz etkilerin azalabileceğini ileri sürmektedirler. Araştırmacılara göre 30 dakikalık bir süre sonunda alınabilecek sonuçlar arıtma tesislerinde uygulanabilecek düzeyde güvenli olacaktır (Mahr, 1971; Wilderer, 1976).

BOI eğrileri bize ancak toplam oksijen tüketimi konusunda bilgi verir. Buna karşılık mikropların cins ve grupları hakkında herhangi bir açıklama yapmaz. 1932'de bilimsel ve resmi kuruluşlarca 5 günlük BOI testinin sağladığı değerler kabul edilmeye başlanmış olmasına rağmen günümüzün atık suları bileşim bakımından o denli değişmiştir ki bu testin yapılması için gerekli bakterileri bulmak güçleşmiştir ve bir çok atık suyu değerlendirebilecek düzeyde parçalamaya uygun adaptasyon sağlanıncaya kadar çok daha uzun süreye ihtiyaç vardır. Bütün bunlar göz önüne alınırsa BOI atık su kirliliğini gösteren güvenilir bir parametre değildir.

1.3.1.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

Çok eskiden beri biyokimyasal oksijen ihtiyacı testlerinin güvenilirliği konusunda şüphe vardır. Ancak yanma kaybı şeklinde saptanmaya çalışılan organik madde düzeyi de yine güvenilir sonuçlar vermekten uzaktır.

Organik bileşikler söz konusu olduğunda bazı bileşiklerin bakteriler tarafından çok zor veya son derece düşük düzeyde parçalanabileceğini bilmek gerekir. Bu yüzden bunları parçalamak için gereken enzimlerin üretimine genellikle 5 günden fazla bir süre gerektiğinden, biyokimyasal oksijen ihtiyacı testinde fark edilmezler.

Bu tip testleri kimyasal bir reaksiyon dizisi yardımı ile yapmak araştırılmış ve başlangıçta potasyum permanganat testi kullanılmıştır. Ancak potasyum permanganatın zayıf bir oksidasyon bileşiği olması ve %20-30 dolayında organik maddeyi okside edememesi bu testin yeterliliğini sınırlamıştır. Daha sağlıklı bir test ve oksidasyon yöntemi araştırılırken H_2SO_4 'lü ortamda potasyum dikromat ile oksidasyon yöntemi bulunmuştur. Bu bileşik nerede ise organik bileşiklerin tamamını okside etme yeteneğindedir. Söz konusu durumda sadece kimyasal yolla oksidasyon şeklinde gerçekleştiğinden, bu testin adı kimyasal oksijen ihtiyacı olarak anılmaktadır. KOİ testinde mikroorganizmaların etkinliği göz ardı edilir. Ancak çeşitli bileşimdeki sularla elde edilen KOİ değerleri, BOİ₅ değerleri kadar dağınıklık göstermez (Murray, 1956; Anonymous, 1975; Höll, 1979; Hutter, 1984).

1.3.2. İnorganik Parametreler

Atık suların karakterizasyonu için kullanılan birçok parametre mevcuttur. Bunları şu şekilde sıralamak mümkündür.

pH: Atık suların arıtılabilirliğini etkileyen önemli bir parametredir. Biyolojik aktivitenin şekline göre pH 6.5-8 arasında bulunabilir.

Azot: Su kirliliğinin saptanması açısından önemli bir kriterdir. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri dahilinde mikroorganizma aktiviteleri bünyesinde oluşan amonyak, nitrit ve nitrat formlarına göre belirlenir.

Fosfor: Biyolojik arıtım için ihtiyaç duyulan başka bir maddedir. Sularda genellikle organik fosfat, orto fosfat ve sıvılaşmış fosfor (metafosfat, pyro fosfat, polyfosfat) şeklindedir.

Toksisite: Endüstriyel atık sular, bakır, kurşun, arsenik gibi toksik etkili bileşikler içerebilirler. Bu bileşiklerde mikroorganizma faaliyetlerini inhibe edebilir. Bu yüzden toksisite önemli bir inorganik parametredir (Eckenfelder ve Ford, 1970).

1.4. Biyolojik Arıtım Sistemleri

1.4.1. Aerobik Biyolojik Arıtım

Aerobik arıtım, atık sularda kirlilik etmeni olan çeşitli maddelerin mikroorganizmalar tarafından oksijenli ortamda oksitlenmesi ve metabolik faaliyetler için kullanılması esasına dayanır. Bu proses iki grup altında incelenir. Birincisi, serbest yüzen çamur prosesidir ki bunda da aktif çamur adı verilen ve yapısında farklı mikroorganizma grupları barındırabilen ve atık suda kirlilik etmeni olan C, N ve fosfor gibi bileşikleri metabolik faaliyetleri için kullanan bakteri gruplarının öncelikli olarak oluşturdukları, süngere benzer yapıda bir oluşumdur. Bu yapılar sistemde gerek havalandırma ve gerekse karıştırma ile serbest yüzer durumdadırlar. Örneğin, havalandırma havuzları, temelde bu prensipten yola çıkılarak düzenlenmektedir. İkinci grupta, biyofilm adı verilen ve mikroorganizmaların bir yüzeye yapışarak tutunmaları ve arıtımı gerçekleştirmeleri esasına dayanır. En çok kullanılan biyofilm sistemlerin başında döner disk sistemleri ile damlatma kuleleri gelir (Metcalf ve Eddy, 1991).

1.4.1.1. Aktif Çamur Yapısı

Mikroorganizmalara en küçük mekanlarda optimal koşulların sağlandığı aktif çamur yapısı doğada görülebilen bir yapı değildir. Yapısı süngere benzeyen ve içerisinde aerob, fakültatif anaerob bakteriler ile tek hücreli organizmalardan siliatlar, terliksi hayvan, *Vorticella sp.*, ve çok hücrelilerden *Rotatorlar*, *Nematodlar* gibi bir çok canlı grubunu içinde barındırabilen sarı-esmer bir biyokütledir. Bu yapı ekzo enzimler ve kolloidlerin katkısı ile bir arada tutulmaktadır.

Kapsül veya benzeri kılıflar oluşturma yeteneğinde olan bütün bakterilerin aktif çamur yumağı yapabildiği kabul edilir. Bakteri türleri ve florayı oluşturan çeşitlilik bir yandan atık suyun bileşimine diğer yandan mevsim ve havalandırma

tipine bağlıdır. Aktif çamur yumağı içindeki işleyiş mekanizmasına bakıldığında temelde bu yapıyı oluşturan bakterilerin suyun içindeki karbon azot ve fosfor bileşiklerini yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilmek amacıyla tüketmeleri üremeleri için enerji ve yapıtaşı kaynağı olarak kullanmaları ve bu sayede bu bileşikleri kullanmaları esasına dayanır. Özellikle ortama oksijen verildiği sürece biyokütleyi oluşturan bakterilerin son derece hızlı bir şekilde üredikleri gözlenir.

Üreyen bakteriler birbirlerine elektriksel yükleri nedeni ile yapışarak havalandırma sisteminin dip kısmına doğru çökmeye başlarlar. Bu yüzden sistemde karıştırma yapmak şarttır. Bu sayede mikroorganizmaların dibe çökerek aerob koşulların bozulması önlenirken, sistemdeki bütün atık suyun mikroorganizmalara ulaşması sağlanmaktadır. Sisteme verilen basınçlı havanın aynı zamanda karışmayı sağlamak amacıyla kullanılması alışıl gelmiştir (Anonymous, 1983).

Bakteriler belirli bir yoğunluğa ulaştıktan sonra öncelikle siliatlar sonra vorticellalar olmak üzere aktif çamur yumağını oluşturan bütün canlılar yavaş yavaş bütün arıtma sistemi içinde ortaya çıkmaya başlarlar.

Siliatlar bakterileri, vorticellalar hem bakterileri hem de küçük siliatları, rotatorlar ve nematodlar ise siliatları besin olarak kullandıkları için ortamda belli bir çamur yoğunluğu sürekli olarak korunmuş olur.

Aktif çamur, arıtma sisteminin son dinlendirme aşamasına geçtiği zaman özgül ağırlığı, çamur içerisindeki mikroorganizmaların özelliği ve suyun gerilim kuvvetinin minimize edilerek, hidrolik yönlendirmenin de katkısıyla sudan ayrılarak sistemin dip kısmında toplanır ve çamurdan kurtarılan arıtılmış su alıcı ortama verilir.

Aktif çamur yumaklarının oluşmaya başlaması konusunda bir çok teori bulunmaktadır. Ancak temelde mikroorganizmaların birbirine yapışmaları ve Zoogloea ramigera'nın ekstra polisakkarit salgılama yeteneğinin aktif çamurun her türlü yapılanmasında büyük rol oynadığı bilinmektedir. Bu bakterinin etrafında kalın bir polisakkarit tabakası bulunmaktadır. Bu yapı özellikle suda çözünen ağır metal iyonlarını adsorbe ederek ortamdan uzaklaştırır. Ayrıca bu tabaka mukoid özelliğe sahip olduğu için ortamdaki mikroorganizmaların birbirlerine daha kolay yapışmalarını ve son dinlendirme aşamasında aktif çamurun daha hızlı çökmesini sağlamaktadır. Bir aktif çamur yumağı belirli bir çapa eriştikten sonra, iç kısmında

O₂ ve belirli besinler açısından dezavantajlı durum ortaya çıkmaya başlar. Aerob koşullar fakültatif anaerob koşullara döner ve yumağın iç kısmında çeşitli gazlar ortaya çıkararak yumağı patlatırlar ve aerob koşullar yeniden dengeye ulaşırlar (Habeck-Tropfke,1980; Gruhler,1981; Anonymous,1983).

Aktif çamur yumaklarının oksijen ihtiyaçları çoktur. Genellikle her kg BOI₅ için 34 m³ havaya ihtiyaç vardır. İnce kabarcıklı havalandırma koşulları suya oksijen difüzyonunun düzeyini artırır. Ancak 1-2 mm' den küçük porların tıkanma olasılığı yüksektir. Bu yüzden atık suyun tipine göre habbe büyüklüğü çeşitli şekillerde seçilir.

Havalandırma havuzundaki biyokütle artışı oldukça yüksektir. Ancak siliatlar ve diğer protozonlar bakteri hücreleri ile beslendiklerinden bakteriyel kitlenin artış hızı biraz azalır. Flagellat ve amipler iyi arıtılmış sularda fazla sayıda gözlenmezler, bunların gözükmemesi 3. veya 4. sınıf suya karşılık gelir ki bu da arıtmanın iyi olmadığını gösterir (Anonymous,1983).

1.4.1.2. Çamur Şişmesi Olayı

Havalandırma havuzlarını terk eden çamur, her zaman kolayca çöküp son dinlendirme havuzundan geriye döndürülemez. Havalandırma havuzunu terk etmiş olan su ve aktif çamurdan, aktif çamur kitlesini ayırıp arıtılmış suyu biyokütleden ayırmak her zaman mümkün değildir. Son dinlendirme havuzlarında sık sık görülen ve yüzen çamur adını alan oluşum ise, şişmiş çamurdan çok farklıdır. Şişmiş çamurda, çamur hacmi arttığı halde çamur yoğunluğu artmaz. Dolayısıyla çamur kitlesi hafiflemiş olur.

Genellikle ISV değerinin 150ml/g'dan yüksek olması çamur şişmesini göstermektedir. Çökme davranışı bozulup kitlesi hafiflemiş şişmiş çamura aşağıdaki etkenlerin yol açtığı tahmin edilmektedir (Ehrler, 1987).

- ◆ Organik yük fazlalığı
- ◆ Havalandırma yetersizliği
- ◆ Endüstriyel atık su karışması
- ◆ Bakterilerin çok yaşlı olması
- ◆ Spor oluşumunda artış

Aktif çamurun içersindeki bu değişiklik bilhassa ipliksi bakterilerin üremesindeki artış ile şişme olayına katkıda bulunduklarını göstermiştir. Örneğin, *Sphaerotilus natans* ipliksi yapıya sahip bir organizmadır. Atık su mantarı olarak da adlandırılır. Oksijenli ortamlar da daha hızlı ürediği için aktif çamur içinde hızla aktif duruma geçer. Özellikle kış aylarında tamamen popülasyona hakim duruma geçebilir. Bunun nedeni bu bakterinin aktif çamurdaki diğer organizmalara göre düşük sıcaklıklarda metabolik faaliyetlerinin yüksek olmasıdır.

Bu mikroorganizmalar uzun iplikçikler şeklinde olduğu için özellikle son dinlendirme aşamasında birbirleri arasına çapraz yapı oluşturacak şekilde girerler ve yüzeyi genişlettikleri için, çamurun çökmesini engellerler. Bu olaya da *Sphaerotilus* çamur şişmesi denir. Başka bir çamur şişmesi olayını da *Zoogloea* cinsi organizmalar oluştururlar. Şöyle ki; herhangi bir arıtma sisteminde aktif çamur içindeki *Zoogloea* konsantrasyonu %80 'in üzerinde olursa sistemin arıtma düzeyi son derece yüksek olur, buna karşılık oran %90'lara ulaştığında ise ekstra polisakkarit tabakasının duvarlara yapışması nedeniyle aktif çamurun çökme özelliği olumsuz yönde etkilenir. Bu olaya da *Zoogloea* çamur şişmesi adı verilir. Aslında çamur şişmesi meydana gelmiş arıtma sistemlerinin çıkış suları çok temiz olur. Genelde şeker ve nişasta içeren atık suların çamur şişmesine yatkın olduğu bulunmuştur. Günümüzde bu teorilerin hepsi bir kenara atılmıştır. Aslında aerob-anoksik kombinasyonu sağlanmayan her türlü biyolojik arıtma tesislerinde çamurda sık veya seyrek aralıklar ile şişme kaçınılmazdır. Şişmiş çamurda siliat çeşitliliği azalır (Albertson, O.E. 1987; Jenkins, D., M.G. Richard ve G. T. Daigger 1986).

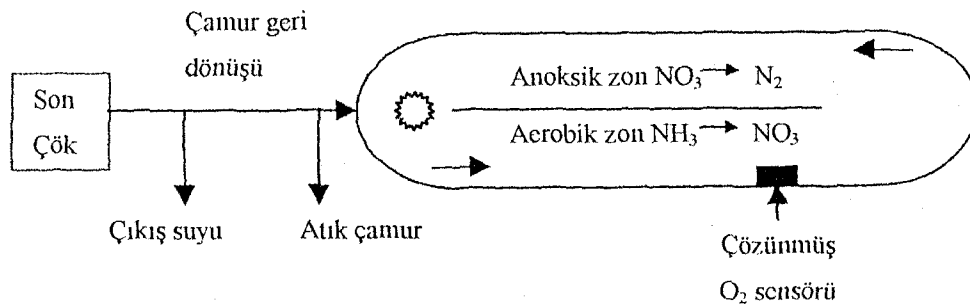
Oksijenlenme koşulları mükemmel düzeyde olduğu zaman protozon çeşitliliğinde fazla azalma olmaz. Şişmiş çamurun en önemli dezavantajı, son dinlendirme havuzlarından geri alınamamasıdır. Çıkış suyu ile bol miktarda çamur kaçıışı olur. Bu da sistemde yeterli düzeyde biyolojik kütle oluşmasını engeller ve arıtma düzeyi de kaçan çamur nedeniyle düşer (Steiger E., Gniosdorsch L.G., 1985).

1.4.1.3. Havalandırma Havuzları

Havalandırma havuzları, aerob biyolojik proseslerde uygulanan klasik bir yöntem olarak değerlendirilebilir. Üzeri açık büyük havuzlar yeterli düzeyde oksijenlendirme ve iyi bir turbulans sağlanarak atık suyu 1.5-2 saat gibi kısa HRT (Hidrolik bekleme süresi) sürelerinde biyolojik olarak arıtmaya yararlar. Teknolojik olarak bu havuzların inşasında esas alınacak kurallar HRT'nin yanı sıra hacimsel yük, çamur yükü ve dolayısıyla çamur yaşıdır. Böyle bir üniteye fizikokimyasal ve biyolojik olaylar, arıtma düzeyini birinci derecede etkileyen faktörlerdir. 5-20°C'ler arası havalandırma havuzlarındaki proseslerin sıcaklık değişimlerinden fazla etkilenmediği görülür. Ancak nitrifikasyon sağlanması isteniyorsa 20°C optimaldir. Genellikle pH 7.2-7.4 arasındadır. Adaptasyon için yeterli süre tanınırsa daha düşük yada yüksek pH aralıklarında çalışmak mümkündür.

Arıtma başarısı bir tek organizma türüne bağlı değildir. Bu yüzden arıtma düzeyinin yükseltilmesi ve korunmasında daima havalandırma havuzundaki toplam mikroorganizma kombinasyonu önem arz eder (Anonymous, 1983).

Nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerinin bir arada yürütüldüğü havalandırma havuzları da mevcuttur. Örneğin, Carrousel sistemleri temelde bir oksidasyon havuzu olmasına rağmen sistemde değişiklik yapılarak gerek nitrifikasyon gerek de denitrifikasyon yapılabilecek bir proses haline getirilebilir. Durumu Şekil 1'deki gibi şematize edebiliriz.



Şekil 1. Carrousel Sistemlerinde Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon Prosesleri

Derin horizontal akışlı ve oksidasyon havuzu şeklinde oluşturulmuş böyle bir sistemde, havuzun bir tarafından verilen hava miktarı kısa tutularak havuzun diğer tarafında anoksik bir zon oluşturulabilir. Bu şekilde havuzun bir kısmı nitrifikasyon

için yeterli bir aerobik zon oluştururken diğer yarısında da anoksik bir yapı kazanır. Böylesine bir donanım oluşturulan Carrousel havuzlarında kombine nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesleri gerçekleştirilebilir ve azot düzeyinde %50-70 oranında bir arıtım mümkün kılınabilir (Hammer M.J.; Hammer M.J.Jr. 1996).

1.4.1.4. Damlatma Kuleleri

Damlatma kuleleri, küçük yüzeylerde yeterli düzeyde biyolojik arıtma sağlayabilen kompakt yapıli arıtma tesisleridir. Geometrik yapı olarak silindirik olan ve genellikle üst kısmı açık bırakılan damlatma kuleleri belirli bir miktarda biyolojik inert materyal ile doldurulmuş ve üst kısımdan atık su ile beslenen yapılar şeklindedir. Alt kısımda yanal açıklıklar bulunmaktadır. Bu açıklıklar hava sıcaklıklarına bağıli olarak aşağıdan yukarıya veya yukarıdan aşağıya doğru tesisin havalandırılmasını sağlar.

Yukarıdan aşağıya doğru hareket eden atık su, dolgu materyalinin üzerini ıslattığı sürece bakteri, mantar, protozon ve diğer organizmalardan meydana gelen bir biyofilm tabakasının oluşmasına yol açarak, biyolojik aktivitenin fonksiyonel hale gelmesini sağlar. Dolgu materyalini kaplayan bu mikroorganizma topluluğı belli bir kalınlığa ulaştıktan sonra, yetersiz beslenme ve oksijenlenme sebebiyle fakültatif anaerobi sonucu oluşan gazlar, tesisin yüzeyinden ayrılarak atık su ile birlikte sürüklenir.

Protozonlar özellikle biyofilmi oluşturan bakterileri yedikleri için, çıkış suyunun berraklaşmasını ve damlatma kulesini tıkanmamasını sağlayacak yönde etki gösterirler. Yukarıdan aşağıya doğru inildikçe dolgu maddesi üzerinde gelişen ve biyofilmi oluşturan organizmaların farklılaştığı görülür. Örneğin arıtma tesisinin üst yüzeyinde mavi-yeşil tabakanın gelişmesi, alglerin varlığına işaret eder. Dolgu maddesinin yüzeye yakın bölmelerinde oksijen tüketimi fazla olduğundan, bu kısımlarda aerobik bakteri gelişimi oldukça yoğun şekilde görölmektedir. Buradaki protozon grupları, genellikle bakteri yiyen gruplara aittirler. Alt zonlarda daha çok karnivor beslenen canlılar ortaya çıkar. Az sayıda bakteri yiyen formlar da görölebilir. Bakteri yiyerek beslenen protozon grupları, 15°C'den daha düşük sıcaklıklarda beslenme davranışlarını azalttıklarından tüketimi yavaşlayan biyofilm

tabakası kalınlaşır ve dolayısıyla buradan kopan parçaların tesisin alt kısımlarını tıkama sorunu çıkabilir. 15°C'den daha yüksek sıcaklıklar söz konusu ise, tıkanma tehlikesi büyük ölçüde azalır.

Atık suyla gelen toksik bileşikler, bakterilerden daha çok, protozonları ve daha yüksek organizmaları etkilediğinden, toksik etki sonucu biyofilm üretimi, tüketimini geçebilir ve tıkanma tehlikesi ortaya çıkar. *Nematodlar* ve böcek larvaları en yaygın damlatma kulesi canlılarıdır. Özellikle böcek larvaları biyolojik film katmanlarında tüneller açtıklarından faydalıdırlar. Böceklerden bu alanda en meşhur olanı *Psychoda* cinsidir ve damlatma kulesi sineği olarak da adlandırılır. Bu sinek zaman zaman etrafı rahatsız edebilecek kadar üreyebilir. Genellikle mücadele etmek gerekme de tedbir için damlatma kulesinin üzeri kapatılabilir (Anonymous, 1983; Brower ve Barfold, 1997).

1.4.1.5. Döner Disk Sistemleri (Rotating Biological Contactors = RBC)

RBC teknolojilerinde gerçekleşen olaylar, aslında az çok damlatma kulelerindeki işleyişe benzer. Böyle bir uygulamanın damlatma kulesine göre avantajı, oksijen miktarını ayarlama da disklerin dönme hızından faydalanabilmesidir. Bir merkezi eksen etrafında horizontal olarak dönen diskler, bir süre hava teması bir süre su teması şeklinde alternasyonlu ortamlar yarattıklarından, tüm yüzey boyunca bir biyofilm üremesini sağlarlar. Disklerin dönmesi tankın içindeki suya oksijen difüzyonunu da kolaylaştırdığından damlatma kulelerine göre daha ileri düzeyde bir arıtma sağlanabilir.

Surampalli ve Baumann (1987) RBC sistemlerinin bu şekilde çalışma prensiplerinden faydalanarak gerek düşük gerekse yüksek organik kirlilik yükleri ile çalışarak reaktörün performansını değerlendirecek çalışmalar yapmışlardır. Benzer şekilde reaktörün disk genişliğinin arıtma başarısı üzerine etkileri de bilim adamlarınca araştırılmıştır (Eckenfelder ve ark.,1980; Fujie ve ark.,1983; Leduc ve ark.,1993).

Diskten kopan biyofilm parçaları oksidasyon havuzlarındaki aktif çamur yumaklarına benzer faaliyette arıtma işlevlerine devam ederler. Kafadan besleme diye tabir edilen besleme tiplerinde atık su girişinin gerçekleştiği havuz

bölümlerindeki diskler çok kalın biyofilm taşıdıkları halde, çıkış ucuna yakın olan disklerde biyofilm kalınlığı çok azdır. RBC sistemleri yoğun organik kirli atık suların arıtılmalarında çok iyi netice verirler. Ayrıca az sayıdaki insana hitap eden küçük arıtma tesisleri olarak da etkilidirler (Hammer M.J.; Hammer M.J.Jr. 1996; Anonymous 1983).

1.4.2. Anaerobik Biyolojik Arıtım

Anaerobik biyolojik arıtım özellikle çok yoğun organik kirli atık suların arıtılmasına yönelik olarak uygulanan bir arıtım prosesidir. Özellikle mezbahane, süthane, kağıt sanayi, besin endüstrisi gibi yoğun kirli atık sulara sahip endüstri kuruluşlarının sularının oksijensiz koşullarda bakteriler tarafından son ürün olarak metan ve CO₂'ye kadar parçalanmalarına ve böylelikle arıtılmalarına yönelik olarak devamlı uygulanan bir prosestir. Bu şekilde %75-80 gibi büyük bir kirlilik miktarı arıtılabilir. Bunu takiben sisteme konacak bir aerob arıtım prosesi de arıtma başarısını destekleyici yönde bir tesir ortaya koyabilir (Anonymous, 1983; Henze ve ark., 1996).

1.5. Arıtma Tesislerindeki Biyolojik Reaksiyonlar

Genel anlamda bir arıtma tesisi 3 aşamadan oluşur. Birinci aşama biyolojik olayların fazla önemli olmadığı buna karşılık fiziksel davranışların önem taşıdığı mekanik aşamadır. Kum tutucular, ızgaralar, çöktürme ve yüzdürme havuzları mekanik aşamanın yapıtaşlarını oluşturur. 2. aşama genellikle biyolojik aşama olarak bilinir. Seçilen yöntemin tipine göre aerob, anaerob, veya aerob-anoksik kombinasyonlar şeklinde tertiplenen biyolojik aşamada, atık sulardaki kirleticilerin yok edilmesi ile ilgili reaksiyonların büyük bir kısmı mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilen metabolik reaksiyonlardır. Tercih edilen teknolojinin mikroorganizmalara sağladığı olanaklar farklı olduğundan, biyolojik aktif mikrobiyal davranışta belirli ölçüde bir farklılık ortaya çıkar. Süspansiyon şeklinde biyokütle oluşturan sistemler tercih edilmesi halinde genellikle bu ünitelerin çıkışlarına son dinlendirme havuzu gibi özel ünitelerin eklenmesi gerekir. Biyofilm teknolojisi uygulanan tekniklerde ise genellikle son dinlendirme üniteleri fazla önemli olmayıp boyutları küçük tutulur. Biyolojik arıtma aşamalarında, aerob teknoloji tercih edildiği zaman, mikroorganizmaların besin ve oksijen gereksinimlerinin optimal düzeyde sağlanması ve bu iki faktörün mikroorganizmalara homojen bir şekilde ulaşması gerekir. Çizelge 1’de çeşitli aerob teknolojiler arasında seçim konusunda bize karar vermeye yardım edecek önemli özellikler dizilmiştir.

Çizelge 1. Farklı Aerob Arıtma Teknolojilerinin Karşılaştırılması

	Havalandırma Havuzu	Damlatma Kulesi	Rotasyon Yapan Disk Reaktörü	
Parametre	Havuz Hacmi	Dolgu Maddesi Yüzeyi	1 Disk	1 Silindir
Atık Suyun Akış Yönü	Horizontal	Vertikal	Horizontal	
Aktif Biyomass	Aktif Çamur Yumağı	Biyofilm	Biyofilm ve Yumak	
a) Durumu	Mobil(=Hareketli)	Sabit	Sabit ve Yüzer	

	Havalandırma Havuzu	Damlatma Kulesi	Rotasyon Yapan Disk Reaktörü
b) Dağılımı	Homojen	Farklı	Merkezde Aerobi Azalır
c) O ₂ Kontaktı	Devamlı	Devamlı	Periyodik
Oksijen Verme	Kaba İnce Kabarcıkla	Akım Halinde	Atmosferik Kontak İle
Atık Su Teması	Turbulansla	Damlalarla	Disklerin Batıp Çıkması
Enerji Tüketimi	Oksijen Basmakla	Atık Su Basmakla	Diskleri Döndürmekle

Mekanik arıtım aşamasından çıkan su biyolojik arıtma aşamasına gelir. Genellikle uzunlamasına inşa edilmiş ve alt kısımdan basınçlı hava verilerek oksijenlenme sağlanan biyolojik havalandırma havuzlarında teorik olarak birkaç saat süreli atık su birikimi sağlanır. Bu süre hidrolik bekleme süresi olarak adlandırılır. Basınçlı hava verildiği için buradaki su kütlesinde oksijence zenginleşme meydana gelir. Aynı zamanda gelişen yüksek düzeydeki türbülans, mikroorganizmalar ile oksijen ve organik kirleticilerin yoğun bir temas ortamına girmesini sağlar. Böylece birkaç gün içinde aktif çamur yumakları meydana gelmeye başlar. Bu noktadan itibaren biyomasın sürekli artması, ortamda sağlanan yaşam koşullarına bağlıdır (Anonymous, 1983).

Denge sağlandığı takdirde üniteyi terk eden biyomasın tekrar bu üniteye geri döndürülmesi amacıyla uygun bir son dinlendirme havuzu inşa edilir. Gerekirse burada biriken çamurun bir kısmı da tesis dışına atılır.

İhtiyaç fazlası çamurun mineraliz olanakları kısıtlıdır. Bu yüzden, özellikle anaerob fermentasyon şeklinde bir prosese sokulması tercih edilir. Ancak tek başına anaerob koşullarda parçalanması ve mineralize edilmesi güç olduğundan, ihtiyaç fazlası çamurla mekanik aşamanın son ünitesini oluşturan ön çöktürme havuzlarındaki çöken çamurun, karıştırılarak anaerob reaktöre gönderilmesi tercih edilir. Anaerob reaktörü terk eden çamur çok daha iyi işlenebilir özellik taşır. Havalandırma havuzunda bulunan mikroorganizmalar, arıtılan atık suyun içindeki kirleticilere adapte olmuş mikroorganizmalardır. Böylece, belirli zaman dilimi içindeki arıtma başarıları zamanla maksimum olur. 3. aşama olan arıtma aşaması

genellikle kimyasal reaksiyonların etkili olduğu bir aşamadır ve bunda da biyolojik yolla uzaklaştırılamayan çeşitli bileşikler kimyasal olarak uzaklaştırılır (Metcalf ve Eddy, 1991).

1.6. Atık Sudan Azot Bileşiklerinin Giderimi

1.6.1. Azotun Kaynaklandığı Bileşikler ve Olası Zararları

Sularda nitrat yoğunluğundan kaynaklanan kirlilik, tüm dünyada yaygın bir sorun olarak karşımıza çıkmaktadır.

Evsel atık sularda azotun kaynağı organik bileşiklerdir. Bunlar arasında proteinler, oligopeptidler, aminoasitler ve üre bulunur. Anorganik azot bileşikleri, hemen hemen sadece amonyum iyonu şeklinde görülür. Evsel atık suyun taşıdığı azotlu bileşiklerin çoğu, daha kanalizasyon içinde iken amonyuma dönüşmeye başlar. Eğer ham atık suda oksitlenmiş azot bileşikleri varsa, bu endüstriyel veya zirai kaynaklı olabilir.

Atık sudaki azotun etkisi bağlı olduğu organik bileşiklerin veya moleküllerin şekline göre yüzey sularında çeşitli şekilde olmaktadır. Organik bağlı veya amonyum şeklindeki azot oksijen tüketen bir element davranışı gösterir. Çünkü mikroorganizmalar tarafından nitrit ve nitrata oksitlenebilir.

Yüksek kirlilik konsantrasyonlarında ve pH'da amonyum kaynaklı toksisiteye sıkça rastlanır. Azot tıpkı fosfor gibi ötrofikasyona neden olan bir elementtir. Bazı sularda yegane ötrofi sebebi olur (Helmer ve Sekaulov, 1977; Graf ve ark. 1981).

Yukarıdaki sebeplerden dolayı atık suda azotun mümkün olduğunca uzaklaştırılmasına uğraşılır. Bunun için de biyolojik nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesleri çok sıkça uygulanmaktadır (Odegaard, 1988; Apha, 1992; Mateju ve ark., 1992; Kapoor ve Viraraghavan, 1997).

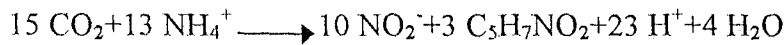
1.6.1.1. Nitrifikasyon - Denitrifikasyon Prosesleri ve Mikrobiyal Etkinlik

Nitrifikasyon-denitrifikasyon yapan bakterilerin reaksiyon sekuensleri, atık sudan azotlu bileşiklerin uzaklaştırılmasına yönelik olarak sıkça uygulanan proseslerdir (Sharma ve Ahlert, 1977).

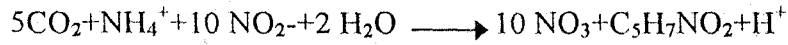
Gerek kanalizasyon boruları, gerekse aerob biyolojik arıtma tesislerinde organik bileşiklerdeki azot, mikrobiyal olarak NH_4 'e dönüştürülür. NH_4 iyonu biyokimyasal nitrifikasyonun başlangıç noktasıdır (Dold ve ark., 1980; Castens ve ark., 1985; Freitag ve ark., 1987).

Nitrifikasyon sırasında amonyum önce nitrite daha sonra da nitrate okside edilir. Bu mikrobiyolojik proses, çok az sayıdaki ototrof mikroorganizma tarafından yürütülür. Nitrifikasyon iki basamakta gerçekleşir. Birinci basamakta amonyum *Nitrosomonas* cinsi bakteriler tarafından nitrite (NO_2) okside edilir. İkinci basamakta nitrit *Nitrobakter* cinsi bakteriler tarafından nitrate (NO_3) dönüştürülür. Bu yüzden *Nitrosomonas*'lara amonyum oksitleyiciler, *Nitrobakter*lere de nitrit oksitleyiciler denir. Nitrifikasyon olaylarında bu özel iki bakteri grubunun yanı sıra belki de diğer heteretrof bazı bakteri grupları da etkili olabilir, ancak, şimdiye kadar amonyumdan direkt olarak nitrat oluşturan hiçbir bakteri bilinmemektedir. Nitrat oluşumu daha hızlı bir biyolojik proses olduğundan atık sularda genellikle nitrit düzeyi düşüktür. Amonyumun nitrate kadar biyokimyasal oksidasyon şeklinde izlenmesi her mg amonyum azotu için 4.6 mg O_2 gerektiren özel bir süreçtir. Bu miktarın %75'i nitrit oluşturmak için harcanır. Nitrifikasyon sırasında H_2 iyonu serbest kalır ki atık suyun pH düzeyi bu olaydan çok etkilenir. Ototrof bakteriler olan nitrifikasyon bakterileri, ancak 7 ile 8 düzeyindeki pH' da optimal faaliyet gösterirler. Ayrıca bunlarda diğer heteretrof bakterilere kıyasla üreme hızı da çok düşüktür. 6'dan daha da düşük pH'nın etkin olduğu ortamlarda nitrifikasyon yavaşlar, sistemdeki çamur yumaklarının strüktürü de değişir.

Amonyum oksidasyonunu aşağıdaki denklemle formül etmek mümkündür.



Nitritin oksidasyonu ise;



şeklinde gösterilir.

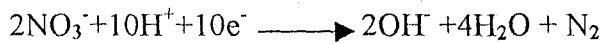
Amonyumun nitrite oksidasyonu birkaç basamakta olurken, nitritin nitrata oksidasyonu tek basamakta olur. Amonyumun hidroksilaminden nitrite dönüştüğü ara bileşik henüz bilinmemektedir (Hooper ve Terry, 1979; Bock ve ark., 1992; Henze ve ark., 1996).



Nitrifikasyonun aerobik ortamlarda gerçekleşen bir proses olduğu bilinmektedir. Bununla birlikte yakın zamanda elde edilen bulgular bize göstermiştir ki bazı amonyum oksitleyici bakteriler amonyumu anoksik şartlarda da okside etme kabiliyetine sahiptirler. Henüz mekanizması tam olarak anlaşılmamakla birlikte yeni bulunan bir planktomycet türünün, anoksik koşullarda da amonyumu okside etme kabiliyetinde olduğu bulunmuştur (Poth ve Focht, 1985; Stuvén ve ark., 1992; Schmidt ve Bock, 1997, 1998; Strous ve ark., 1999).

Denitrifikasyonda ise, sadece anoksik koşullarda nitrit ve nitrat redüktaz enzimleri üretilmektedir. Oksijen bu enzimlerin üretimini bloke etmektedir. Denitrifikasyon aşamasında ortamdan hidrojen iyonu alınmaktadır. Bu da denitrifikasyon sırasında pH'nın bir miktar düşmesine neden olur.

Nitratin denitrifikasyonu;



Nitritin denitrifikasyonu;



şeklinde gösterilebilir.

Nitrifikasyon sağlanmış atık sular, biyolojik kullanılabilir karbon bileşikleri yönünden fakirdirler. Bu yüzden dışarıdan karbon kaynağı ilave edilmediği sürece, bütün nitratin azota çevrimi mümkün değildir. Böyle bir durumda metanol eksternal bir karbon kaynağı olarak sistemde kullanılabilir (Ericsson, B. 1975; Tam ve ark., 1992). Ancak asetat denitrifikasyon prosesinin hızlı bir şekilde devamının sağlanması için bilinen en hızlı kimyasal maddedir (Somiya, I. ve ark., 1988).

Daha evvelki çalışmalar göstermiştir ki aerobik ve anaerobik şekilde yapılan uygulamalar ile azot ve karbonun atık sulardan arıtılarak çıkarılmalarında önemli yol kat edilmiştir (Akunna ve ark., 1994a). Anaerobik olarak yapılan uygulamalarda gerek metan üretimi gerekse denitrifikasyon teşvik edilir (Akunna ve ark., 1992, 1993, 1994b, 1998). Bunun en büyük nedeninin azotun okside edilmesinin metanojenik bakterilerin metabolizma faaliyetlerini engellediği şeklinde yorumlanmıştır (Chen ve Lin, 1993; Chen ve ark., 1997; Clarens ve ark., 1998).

Kombine denitrifikasyon/anaerobik arıtım sistemlerinde biyofilm reaktörleri kullanılmaktadır. Bu sayede farklı bakteri gruplarının reaksiyonlarda etkin olması sağlanırken, arıtma başarısı da yükseltilebilir (Kuroda ve ark., 1988; Hanaki ve Polprasert, 1989; Lin ve Chen, 1995).

1.6.1.2. Nitrifikasyon Prosesine Etkiyen Çevresel Faktörler

Nitrifikasyon prosesine etki eden faktörlerin başında oksijen düzeyi, sıcaklık, pH ve alkalinite gibi faktörler gelir (Hockenbury, 1976; Parker, 1989; Gullicks ve Cleasby, 1990).

Aynı reaktör sistemi içinde nitrifikasyon gerçekleştiren ototrof bakteriler ile hetetrof bakteriler sürekli bir rekabet içersindedirler. Çünkü hetetrof bakteriler çok düşük düzeylerdeki oksijen konsantrasyonunu bile tolere edebilecek düzeydedirler. Oysa nitrifikantlar düşük oksijen düzeylerine karşı son derece hassastırlar. Bu durumda yeterli hava sağlanmadığı sürece nitrifikasyon başarısı sağlanamaz ve bu da arıtma başarısını olumsuz yönde etkiler (Grady ve Lim, 1980).

Amonyum miktarı da nitrifikasyon için kısıtlayıcı etki oluşturabilir. Şöyle ki, yeterli düzeyde amonyumun ortamda bulunmaması, nitrifikasyon ve denitrifikasyon başarısını engelleyici bir unsurdur.

Sıcaklık da belirleyici bir unsurdur. 10-22 °C'ler nitrifikasyon için optimaldir. 35-40 °C'lerin üstündeki sıcaklık değerlerinde nitrifikantların üremeleri inhibe olmaktadır. Ani ısı değişimleri de nitrifikantlar için kısıtlayıcı bir etki oluşturur. Ayrıca uygun olmayan pH aralıkları, metaller, sülfür bileşikleri, fenoller vb.. bazı bileşiklerde nitrifikasyon yapan bakteriler için inhibisyon etkisi gösterirler (Fenger, 1970).

1.6.1.3. Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon İşletme Tipleri

Denitrifikasyonu sağlamak amacıyla aktif çamurlu biyolojik arıtma tesislerinde aşağıdaki işletme tiplerinden biri kullanılır (Anonymous 1987).

- ❖ Son konumlu denitrifikasyon
- ❖ Ön konumlu denitrifikasyon
- ❖ Simultane denitrifikasyon

Bu ana işletme tiplerinden aşağıdaki varyasyonlar geliştirilmiştir.

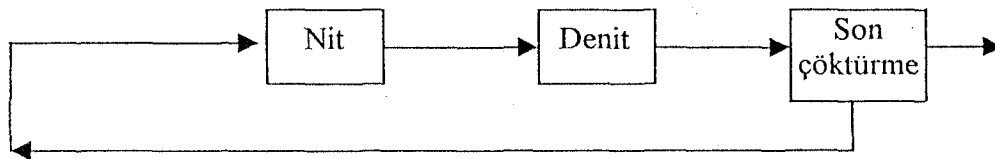
- ❖ Alternasyonlu denitrifikasyon
- ❖ Kesikli denitrifikasyon
- ❖ Kaskat denitrifikasyon
- ❖ Metanollü denitrifikasyon
- ❖ Kombine denitrifikasyon
- ❖ Ön konumlu anaerob-anoksik denitrifikasyon

İşletme tipleri ve nasıl modellendirildikleri aşağıda belirtildiği şekildedir.

I. Son Konumlu Denitrifikasyon

Bu işletme şekli basit bir mantığa dayanır. Buna göre atık sudaki azotlu bileşikler önce nitrifize edilmektedir. Burada oluşan nitrat daha sonra denitrifikasyon ile azota kadar indirgenmektedir. Bu uygulamada biyolojik aşama 2 havuzdan oluşmaktadır.

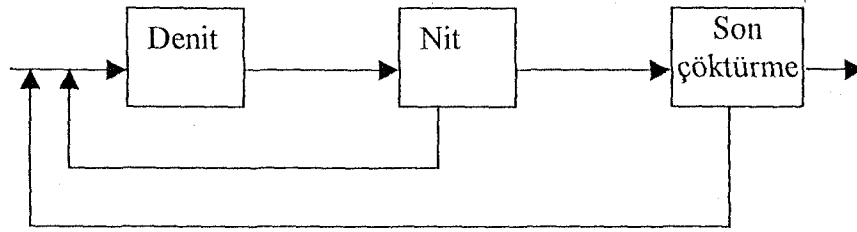
Havalandırma havuzunda en üst düzeyde nitrifikasyon sağlanır. Daha sonra havalandırılmayan ama karıştırılan denitrifikasyon havuzunda da azot gaz şeklinde sudan uzaklaştırılır (Anonymous, 1987). Şekil 2’de bu işletme tipi şematize edilmiştir.



Şekil 2. Son Konumlu Denitrifikasyon

II. Ön Konumlu Denitrifikasyon

Bu işletme tipinde denitrifikasyon zonu nitrifikasyon zonunun önündedir. Ham su debisinin birkaç katı miktarda nitrifikasyon çıkış suyu, ham su ile birlikte denitrifikasyon girişine gönderilir. Böylece biyolojik aşamada bir iç döngü sağlanır. Son dinlendirme havuzunun geri dönüş çamuru da denitrifikasyon ünitesine verilerek oldukça başarılı düzeyde azot eliminasyonu sağlanır (Anonymous, 1987). Şekil 3’de bu işletme tipi şematize edilmiştir.

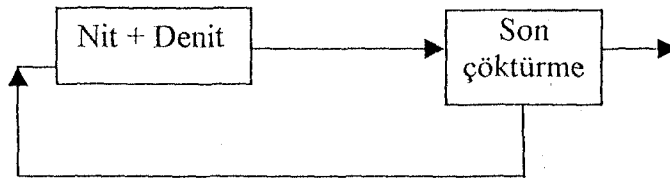


Şekil 3. Ön Konumlu Denitrifikasyon

III. Simultane Denitrifikasyon

Bu işletme tipinde nitrifikasyon ve denitrifikasyon zonları bir arada işleve sokulmaktadır. Bu tipte denitrifikasyon ancak nitrifikasyon ve anoksik koşullar sağlanırsa gelişebilmektedir.

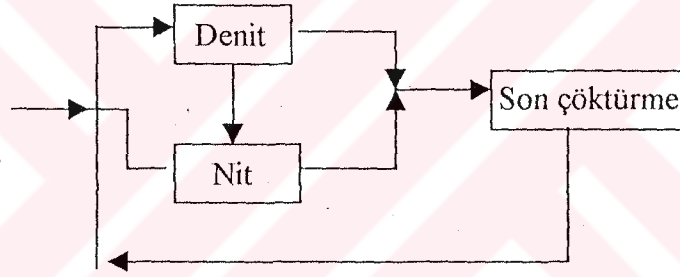
Oksijenli ve anoksik zonlar ard arda dizilirler. Kafadan besleme yapılan havalandırma havuzlarında basınçlı havanın miktarı ile oynanarak aynı şekilde anoksik ve oksik zonlar ard arda oluşturulabilir. Benzer koşullar kaskat şeklinde inşa edilmiş yüzey havalandırıcılı arıtma tesislerinde de yapılabilir (Anonymous, 1987). Şekil 4’de bu işletme tipi şematize edilmiştir.



Şekil 4. Simultane Denitrifikasyon

IV. Alternasyonlu Denitrifikasyon

Ön konumlu denitrifikasyonun bir modifikasyonu şeklinde ikiz oksidasyon havuzları ile yapılabildiği gibi sonsuz döngülü kapalı sirküler oksidasyon havuzlarında da yapılabilir. İkiz havuzlardan biri havalandırılması durdurularak denitrifikasyona sokulurken diğeri havalandırılır ve nitrifikasyon sağlanır. Ard arda bir denitrifikasyon bir nitrifikasyon gerçekleştirilerek azot eliminasyonu sağlanır. İlk defa Danimarka da ortaya çıkarılan bu yöntem kısa süre de yaygın olarak kullanılmıştır. Sistemin en önemli avantajı denitrifikasyon süresinin çok geniş bir spektrumda değiştirilebilmesidir. Diğer bir avantaj resirkülasyona gerek duyulmamasıdır. Bu yöntem düşük çamur yükleri ve uzun HRT ile çalışılan tesislerde tercih edilir (Anonymous, 1987). Şekil 5’de bu işletme tipi şematize edilmiştir.

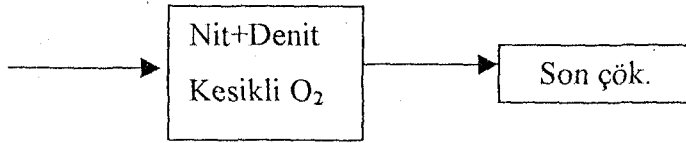


Şekil 5. Alternasyonlu Denitrifikasyon

V. Kesikli Denitrifikasyon

Bu uygulama ya oksijenli, oksijensiz zonların ard arda dizilmesi ile veya havalandırmanın bir faz dizisine bağlı olarak kesilmesi ile yapılmaktadır. Sistem önce havalandırılır ve nitrifikasyon sağlanır sonra havalandırma kesilir sadece karıştırma muhafaza edilerek denitrifikasyon sağlanır. Uygulama genellikle bir tek havuzda gerçekleştirilir. Denitrifikasyon fazı sırasında ham atık su ile gelen kullanılabilir karbonlu bileşikler nitrat solunumu için elverişli ortam sağlarlar. Küçük tesislerde havalandırma sırasında ham atık su verimi yapılmaz. Sadece denitrifikasyon sırasında havuza verilir. Bu uygulamanın avantajı zaman saatleri ile oynanarak çok geniş bir spektrum oluşturabilmesidir. Büyük tesislerde çok sayıdaki havalandırma ekipmanı denitrifikasyon sırasında kapatılarak sadece karışım için

gerekli miktarda hava verilir. Bu tesislerde denitrifikasyonun artırılması amacı ile geniş bir hacim gerekiyorsa aerob havuz kısmı yetersiz kalabilir ve ortamdaki suda 5 mg/l'ten düzeyinden daha yüksek amonyum azotu birikebilir (Anonymous, 1987). Şekil 6'da bu işletme tipi şematize edilmiştir.

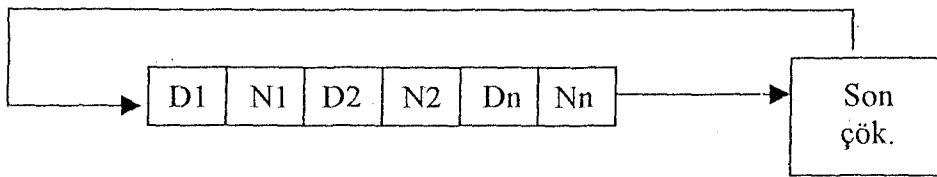


Şekil 6. Kesikli Denitrifikasyon

VI. Kaskat Denitrifikasyon

Kaskat denitrifikasyon ön konumlu denitrifikasyonun özel bir şeklidir. Bu uygulamanın avantajı geri sirkülasyona ihtiyaç duyulmamasıdır. Havalandırma ve karıştırmanın doğru yerleştirilmesi durumunda ayrıca ilave hacme gereksinim kalmadan çeşitli bölmeler denitrifikasyon amacıyla kullanılabilir.

Bunun yanında denitrifikasyon bölmelerine oksijen kaçağı da olduğundan arıtma başarısı artar (Anonymous, 1987). Şekil 7'de bu işletme tipi şematize edilmiştir.

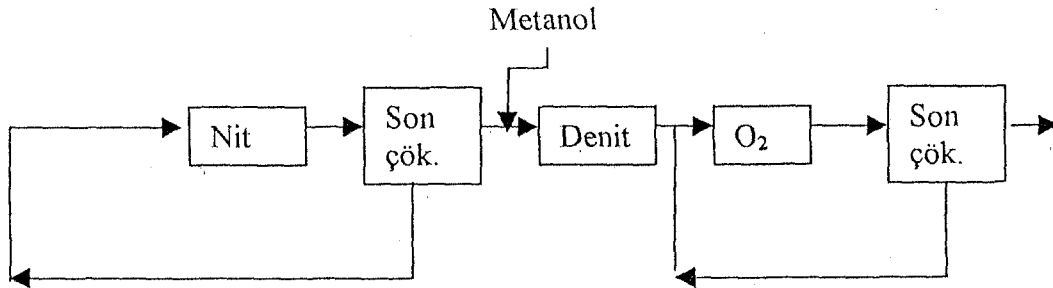


Şekil 7. Kaskat Denitrifikasyon

VII. Metanollü Denitrifikasyon

Bu işletme tipinde nitrifikasyon ve denitrifikasyon tamamen birbirinden bağımsızdır. Her ikisinde de çamur döngüleri ayrıdır. Nitrifikasyon aşamasında karbon içeriği son derece azalmış atık su, denitrifikasyon aşamasına girerken yeterli miktarda methanol ile beslenir. Burada methanol yerine, karbon şeklinde organik

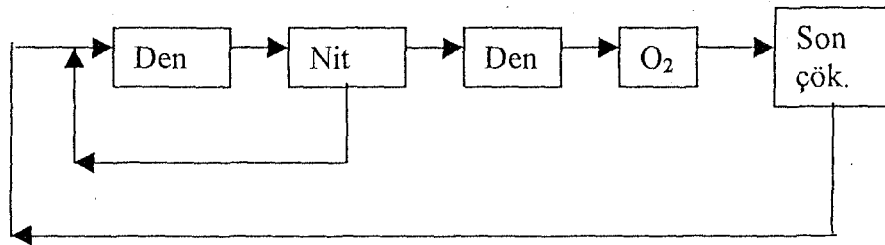
yüklü endüstri atık suyu da kullanılabilir (Anonymous, 1987). Şekil 8’de bu işletme tipi şematize edilmiştir.



Şekil 8. Metanollü Denitrifikasyon

VIII. Kombine Denitrifikasyon

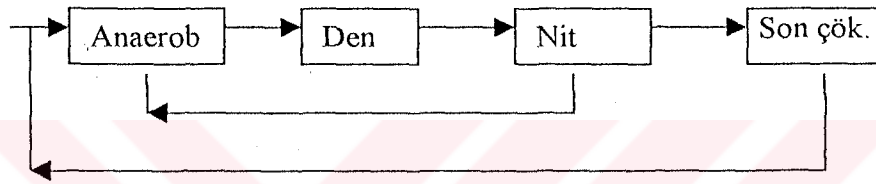
Ön konumlu denitrifikasyonda başarılı bir denitrifikasyon için iç döngünün ve çamur döngüsünün çok yüksek düzeyde tutulması gerekir. Son konumlu denitrifikasyonda ise hem uzun HRT düzeyi hem de belirli miktarda karbon kaynağı gerekir. Ancak her ikisinin birlikte uygulanması durumunda çok başarılı bir biyolojik azot eliminasyonu gerçekleştirmek mümkündür. İlk defa Barnard tarafından Güney Afrika’da uygulanan bu proses daha sonra da yaygın olarak kullanılmıştır. Barnard 16 saatlik bir HRT süresi ile %94 düzeyinde bir azot eliminasyonu gerçekleştirmiştir (Barnard, J.L.1974; Anonymous, 1987). Şekil 9’da bu işletme tipi şematize edilmiştir.



Şekil 9. Kombine Denitrifikasyon

IX. Ön Konumlu Anaerob+Denitrifikasyon Yöntemi

Fosfor eliminasyonunda da gördüğümüz gibi arıtma sistemindeki geri dönüş çamurunun anaerob koşullara sokulması çamurdan fosfor bırakılmasına neden olur. Ancak başarılı bir fosfor eliminasyonu için iyi bir denitrifikasyona ihtiyaç vardır. Bu konu ile ilgili çalışmalar yapılırken denitrifikasyon havuzunun önüne anaerob bir havuz eklenmesinin denitrifikasyon düzeyini iyileştirdiği fark edilmiştir. İsrail de bu yönde yapılan bir çalışmada bu işletme tipi ile 0.14 kg/kg gün çamur yükü ve 16 saatlik HRT ile çalışıldığında %92 azot ve %90'dan fazla fosfor eliminasyonu sağlanmıştır (Anonymous, 1987). Şekil 10'da bu işletme tipi şematize edilmiştir.



Şekil 10. Ön Konumlu Anaerob+Denitrifikasyon Yöntemi

1.7. Kast (Kaskat) Yönteminin Tanımlanması

Kast teknolojisi, aslında modifiye bir *SBR (Sequencing Batch Reactor)* uygulamasıdır. Özellikle büyük uygulamalara göre tasarlanmıştır. Araştırmacılar sistemi belirli zamanlarda kesikli yükleme ve havalandırma yapan bir biyoreaktör şeklinde düzenlemişlerdir. Buna uygun olarak belirli zaman aralıklarında çöktürme ve boşaltma fazları sistemde aktif halde tutulmuş, büyük tesislerde 32 havuz yan yana ve paralel olarak çalıştırılmıştır. Arıtma siklusu en alçak su seviyesi düzeyinde başlatılmış ve gerek havalandırma gerekse doldurma, 2 saat süre ile birlikte yapılacak şekilde bilim adamlarınca düzenlenmiştir. Daha sonra çöktürme fazı sistemde aktif halde tutulmuş ayrıca atık su doldurma işlemine bu fazda da devam edilmiştir. Çöktürme fazı reaktörde maksimal su seviyesine ulaşınca kadar devam ettirilmiştir.

Bu faz bitince boşaltma fazı başlatılmış ve en düşük su seviyesine gelinceye kadar devam ettirilmiştir. Reaktörde çamur fazlası dalgıç motorlar ile sistemden uzaklaştırılmış ve sisteme herhangi bir dengeleme havuzu konmasına ihtiyaç duyulmamıştır. Araştırmacılar uyguladıkları kast teknolojisini aynı havuz sistemi içinde 3 farklı zon oluşturarak uygulamışlardır.

1. zon anoksik-aerob selektör şeklinde görev yapan dalgıç duvarların sistemde muhafaza edilmesi ve bu sayede karıştırılmanın sağlanması amacıyla yönelik olarak çalıştırılmış ve bu bölüme doldurma fazı süresince (kuru havada 3 saat, yağmurlu havada 1.5 saat) havuzun diğer ucundan giriş suyunun %20-30'u düzeyinde çamur aktarılmıştır.

2. zon havalandırılabilen bir ünite şeklinde düzenlenmiş ve bu birimin etkinliği ile doldurma ve çöktürme fazı sırasında kirli suyun 3. zona kaçması engellenmiştir.

3. zon havuzun en büyük bölümünü oluşturmaktadır. Tıpkı 2. zonda olduğu gibi tıkanmayan havalandırma elemanları ile tabandan havalandırma şeklinde donatılmıştır.

Sistemde, havalandırma aşamasının başlangıcında havuzdaki oksijen düzeyinin sıfır olduğu kabul edilmiş ve ilk dakikalardan itibaren oksijen miktarı olması gereken değere yükselirken önceden belirlenmiş bir süre boyunca belirli bir seviyenin üstünde tutulmuştur.

Bu sırada aktif çamur yumakları içinde denitrifikasyon dışında nitrifikasyonun da gerçekleştiği düşünülmektedir. Nitrifikasyon ile oluşturulan nitrat oksijene göre 10 kat daha fazla miktarda aktif çamur yumaklarının merkezine difüze olmaktadır.

Buna karşılık yumakların içindeki oksijen çok kısa bir sürede sıfıra indirilmektedir. Çamur yumakları, bir önceki siklus (selektör siklusu) sırasında yaklaşık 100 mg KOI/g çamur kuru ağırlığı düzeyinde yükle karşılaşarak yeterli substrat absorbe ettiğinden denitrifikasyon için yeterli optimal koşulların sağlandığı araştırmacılar tarafından kabul edilmiştir. Testler süresince havuzda havalandırma fazının sonunda amonyum azotunun 1 mg/lt düzeyine düştüğü, denitrifikasyonun ise neredeyse tamamen gerçekleştiği görülmüştür.

Havalandırmanın kesilmesi ile birlikte yavaş yavaş dibe çöken çamur, bir yatak oluştururken, üst kısımda berrak su zonu oluşmakta olup 1 saatlik doldurma-

çöktürme fazı süresince aktif çamurun selektörde resirkülasyonu devam etmektedir. Çöktürme fazında çamur stabil bir çamur tabakası oluşturmuş ve bundan 1 saat sonra boşaltma fazı sistemde aktif hale geçmiştir.

Hidrolik yüklemeye bakılarak genellikle atık suyun %50'si tesisten uzaklaştırılmıştır. Suyun uzaklaşma hızı genellikle savaklardan 30-50 lt/sn şeklinde düzenlenmiştir. Bu kadar hızlı boşaltmanın uygulanmasına olanak sağlayan durum, çöktürme fazında çamur yatağında hiç hareket olmamasındandır.

Kast tesisinde hedef, hava yükü ile çalıştırılan ve özellikle 7-8°C'lerde nitrifikasyonun sağlanması ve birkaç gün süren hidrolik ve biyolojik aşırı yüklere tesisin verdiği tepki üzerine yoğunlaştırılmıştır. Bu amaçla kurulan kast sistemi başlangıçta konvensiyonel tesisin aktif çamuru ile aşılanmış ve kısa bir süre sonra ortalama bir yükleme yapılarak çalıştırılmaya başlanmıştır.

Gerek konvensiyonel tesisin gerekse kast sisteminin çıkış sularının genel mukayeseleri yapılmış ve kast sistemine ait sonuçların çok daha yüksek düzeyde kirlilik eliminasyon değerleri gösterdiği bulunmuştur.

Çamur indeksi her iki tesis içinde tipik bir parametre olup bu değer aşılamaya yapıldığı zaman 160 ml/gr düzeyinde olduğu gözlenmiş ve kış süresince bu değer konvensiyonel uygulama da sürekli olarak yükseldiği, kast sisteminde ise gözlenen ipliksi organizma oluşumlarının artışından dolayı indeks artışında bir yükselme gözlenmediği saptanmıştır. İlerleyen zamanlarda ise kısa sürede 135 ml/gr düzeyinde bir çamur indeks değeri kast sisteminde saptanmış ve bu değer yaklaşık olarak sürekli bu seviyede kalmıştır.

Zaman ilerledikçe tesise verilen yük miktarları kademeli olarak artırılmış ve bunun sonuçlarının değerlendirilmesi yapılmıştır. Buna göre amonyum azotu çıkış değerleri kast sisteminde ortalama olarak 4.9 mg/lt düzeyinde saptanırken maksimum olarak 6.8 mg/lt şeklinde gerçekleştiği belirtilmiştir. Konvensiyonel uygulamada ise amonyum azotu çıkış değeri ortalama olarak 10 mg/lt şeklinde tespit edilmiş ve bu değer çalışmalar sırasında maksimum 21 mg/lt'ye yükseldiği gözlenmiştir.

Bu şekilde gerek konvensiyonel aktif çamur tesisi gerekse kast teknolojileri paralel çalıştırılarak mukayesesi yapılmış ve kast sisteminden daha fazla verim elde edilebileceği ve bu uygulamanın bir çok yönden konvensiyonel uygulamalara

nazaran daha avantajlı olabileceği sonucuna varılmıştır (Gunnar D., Mervin G., Lorenz A., 1996).

1.8. SBR Tesislerinde Faz Düzenlemelerinin Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon İşleyişine Etkileri

Aktif çamur prosesi başlangıçta bir batch sistemi şeklinde uygulanmış olmasına rağmen, düzenleme zamanının çok uzun olması, teknolojik ekipmanlardan yoksun olunması ve inşası sırasında difüzörlerin tıkanması gibi birtakım problemler ile karşılaşmış olması nedeniyle çok fazla irdelenememiştir. Ancak son yıllarda yeni teknolojik donanımların (örneğin motorize ve pneumatik valflerin, elektronik ve mekanik çalışabilen zaman ayarlayıcıların, yeni ve daha aktif çalışan havalandırıcıların, vb..) ve yeni teknolojik ekipmanların çıkması, arıtmaya yönelik işletim tiplerine bir hareketlilik kazandırmıştır (Irvine ve ark., 1985; 1987).

Araştırmacılar SBR teknolojisini 5 ayrı faz basamağı dahilinde incelemişler ve bunları doldurma, reaksiyon, karıştırma, çöktürme ve boşaltma fazları şeklinde sıralamışlardır. Reaksiyon fazı sırasında sistemde belirli zaman dilimleri süresince aerob, anoksik ve anaerob düzenlemeler aktif halde tutulmuş ve bu şekilde atık suyun içindeki çeşitli kirletici organik maddeler, azot ve fosfordan kaynaklanan kirlilikler elimine edilmiştir (Okada ve Sudo, 1986; Bortone ve ark., 1992; Vuoriranta ve ark., 1993; Anonymous 1986).

Sistemde reaksiyon fazının aktif olduğu durumda nitrifikasyonun ve geriye kalan zamanlarda da denitrifikasyonun etkin olması, faz düzenlemelerini daha da önemli hale getirmiştir. Bu durum, azot kaynaklı kirlilik eliminasyonlarında araştırmacıların nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerini uygulayarak çalışmalarını sürdürebilmesi için ön koşuldur. Farklı mikroflora etkinliğinin (nitrifikant ve denitrifikant mikroorganizmaların) sistemde aktif hale gelmesi uygun faz düzenlemeleri ile sağlanabilir.

Çalışmalar sırasında araştırmacılar gerek aerob gerek de anoksik şartların sistemde oluşturulmasını sağlayarak, başarılı bir nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesinin oluşmasını hedeflemişlerdir. Nitrifikasyon yapan bakterilerin işlem

mekanizması aerobik ortamda amonyumun nitrite oksitlenmesi şeklindedir. *Nitrozomonas* bu grubun predominant cinsidir. Nitritten nitrate dönüşüm *Nitrobakter*ler tarafından gerçekleştirilir. Amonyumun nitrifikasyon prosesi ile nitrifize edilmesi çok önemli bir durum arz eder. Çünkü, amonyum, alglerin sebep olduğu “blooms” adı verilen oluşumlara neden olur ki bu da suda yeteri düzeyde serbest oksijenin varlığını tehdit edici bir durum arz eder ve balık ölümleri gibi istenmeyen sonuçlar ortaya çıkabilir (Mc Kee ve Wolf,1963).

Ayrıca amonyum, kloramidler gibi potansiyel tehlikeli bileşiklerin oluşumuna neden olur ki bu da istenmeyen bir durumdur (Bull ve ark.,1990).

Bu yüzden gerek küçük arıtma tesislerinde gerekse büyük arıtma tesislerinde nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerine önem verilmiş ve uygulama alanları genişletilerek gereken ortam şartları sağlanarak çalışmalar yürütülmüştür (Batchelor, 1982; Henze ve ark.,1987; Benefield ve Molz, 1984; Song, 1986).

İşletmeye sokulan konvensiyonel tesislerdeki en temel problem, zaman varyasyonlarının proses değişimlerine göre düzenlenmesindeki zorluktur. Bu yüzden optimize şartların sağlanarak tesisin güvenilirliğinin artırılması gerekir. İşte bu aşamada SBR teknolojilerinin uygulanmasındaki kolaylık açısından işletmeye alınmaları daha da hız kazanmıştır (Harmon ve ark.,1987; Shi ve ark.,1989).

Bu şekilde sürekli nitrifikasyon, nitrifikasyon-denitrifikasyon şeklinde veya anaerob olarak çalışan farklı tipte SBR uygulamalarına rastlanmaktadır. Sistemde zaman oryantasyonunun otomasyon ile sağlanabilmesi ve farklı aşamalar için özgül olarak düzenlenebilmesi sistemi etkileyici kılan en önemli unsurlardır.

Tüm bu uygulamalardan yola çıkılarak, atık su arıtma teknolojilerinin henüz uygulamaya sokulmakta olduğu ülkemizde, gerek ilk yatırım masraflarının düşük olması ve gerekse kolay otomasyona alınabilmesi sebebiyle özel bakım ve iş gücü gerektirmediğine inandığımız SBR teknolojisinin, bölgemiz iklim koşullarında sağlayacağı arıtım başarısının araştırılması gerektiği düşüncesiyle bu çalışma yürütülmüştür.

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Wardle, Ardern ve Lockett adlı araştırmacılar havalandırma havuzları ile dinlendirme havuzlarının belli bir düzende devreye sokularak, çeşitli fazlara girdirilmesi ve arıtılan suların, büyük ölçüde taşıdıkları kirlilikten kurtulduklarına ilişkin araştırmalar yapmışlardır. (Wardle 1898.; Ardern, Lockett 1914).

Pasveer adlı araştırmacı, ilk defa gerekli otomasyon düzenlemelerini sağlayarak kesikli çalıştırılan oksidasyon havuzları üzerine çalışmalar yapmıştır (Pasveer A., 1959).

Irvine ve Davis adlı iki araştırmacı, *SBR* şeklinde bir arıtma dizaynı yapmışlar ve periyodik olarak işlemesi düşünülen sistem için uniform bir teknoloji uygulaması düzenleyerek, atık su arıtma uygulamalarında yeni aşama kaydetmeyi hedeflemişlerdir. Kurdukları *SBR* sistemini başlangıçta küçük komüniteler için düşünmüşler ve alınan tatminkar sonuçlar doğrultusunda daha büyük yerleşim sistemlerine uygulamayı hedeflemişlerdir (Irvine ve ark., 1985; 1987).

Norcross düzenlediği *SBR* konfigürasyonunda, havuzu sürekli olarak atık su ile beslemiş (önceden belirlenen bir zaman süresince), aynı havuz sisteminde tüm arıtma prosesinin periyodik olarak gerçekleşmesini sağlamış ve verimli sonuçlar almıştır. (Norcross, 1992).

Gunnar ve arkadaşları, konvensiyonel arıtma tesisleri ile modifiye *SBR* uygulamaları olan kast tekniklerini paralel çalıştırılarak, arıtma başarısı yönünden değerlendirmelerini yapmış ve *SBR* sistemlerinin gerek hacim gereksinimi gerekse arıtma başarısı bakımından konvensiyonellere göre daha başarılı olduğunu gözlemlemişlerdir (Gunnar D., Mervin G., Lorenz A., 1996).

1990'ların sonlarına gelindiğinde birçok araştırmacı *SBR* teknolojilerini uygulamaya yönelik çalışmalar yapmaya başlamışlardır (Goronszy, M., 1996; Wilderer, P.A., R.L. Irvine und J. Doellerer (Hrsg.), 1997; Schleyen, P., I. Michel und H.E. Siewert., 1997; Anonymous 1997).

Bu çalışmalara ek olarak anaerobik prensibe göre çalışan çeşitli aktif çamur sistemleri bildirilmiştir, ancak bunların kurulması ve işletmeye alınması uzun zaman gerektirdiğinden araştırmacılar alternatif bir çözüm olarak gerek kurulmasındaki

gerek de çalışmasındaki kolaylık açısından *SBR* reaktörlerini anaerobik olarak çalıştırmanın iyi bir çözüm olacağını düşünerek çalışmalarını bu yönde sürdürmüşlerdir.

Araştırmacılar, anaerobik sistemlerin *SBR* uygulamaları ile batch modunda kurulmalarının, arıtma sistemlerinin değişik çevre koşullarında periyodik olarak anoksik ve anaerobik koşulların oluşmasına olanak sağladığını saptamışlardır (Summers ve Bousfield, 1980; Fischer ve Ark., 1984; Andreadakis, 1992; Daque ve Pidaparti, 1992; Lo ve Ark., 1994).

Hendriksen ve Ahring *SBR* reaktörleri üzerine çalışmalar yapmışlar ve 2 aşamalı olarak kurdukları grup reaktörleri ile gerek aerobik gerekse anaerobik uygulamalar yapmışlardır. Araştırmaları sonunda hem aerob hem de anaerobik şekilde işlettikleri *SBR* tesislerinden kayda değer verimler almışlardır (Hendriksen ve Ahring., 1996).

Bernet ve arkadaşları tarafından düzenlenen iki aşamalı *SBR* çalışmasında sisteme verilen yoğun kirlilik taşıyan atık su öncelikle anaerob *SBR* reaktöründe denitrifikasyona sokulmuş, ayrıca sistemde metan oluşumu da gerçekleştirmişlerdir. Bunu takiben anaerob reaktörden çıkan suyu aerob *SBR* reaktöründe alarak nitrifikasyon fazına sokmuşlar ve bu şekilde sürekli olarak yapılan sirkülatik döngüler ile başarılı neticeler elde edilebileceğini görmüşlerdir (Bernet ve ark., 1996).

Bilim adamları anaerob ve aerob/anoksik çalışan farklı *SBR* sistemlerinde elde edilen arıtma başarılarını değerlendirilmiş ve KOI düzeyinde %81-91 oranında, azot düzeyinde ise %85-91 kirlilik eliminasyonu gerçekleştirdiğini saptamışlardır (Jern 1987; Fernandes ve ark., 1991; Masse ve ark., 1996; Zhang ve ark., 1997).

SBR şeklinde kurulan bütün tesislerin (toplam 126) 93 tanesi 20.000 kişilik veya daha küçük toplulukların ihtiyacına cevap vermektedir. Bununla birlikte örneğin, Tayland'da 480.000, Avustralya'da 400.000 kişilik *SBR* tesisleri inşa edilmiş ve işletmeye alınmıştır.

Bu iki örnek doldur-boşalt (şarj tipi) şeklinde çalıştırılan tesislerin büyük boyutlarda da uygulanabileceğini ve yüksek düzeyde atık su kirliliğini başarıyla arıtılabileceğini göstermektedir. Bununla birlikte *SBR* şeklinde kurulan bir arıtma

tesisinin gerek inşasındaki kolaylık gerekse başka ilave bir havuza gereksinim duyulmadan tüm arıtma prosesinin aynı havuz bünyesinde gerçekleşebiliyor olması, dinlendirme fazı sırasında kontrollü bir şekilde karıştırmanın sağlanabilmesi ve arıtılmış suyun çıkış sınır değerlerine ulaşıldıktan sonra aynı havuz sistemi bünyesinde alınabilmesi gibi kriterler yönünden bu mekanizmadaki kolaylık bilim adamlarını bu tip teknolojik uygulamaları araştırmaya teşvik etmiştir.

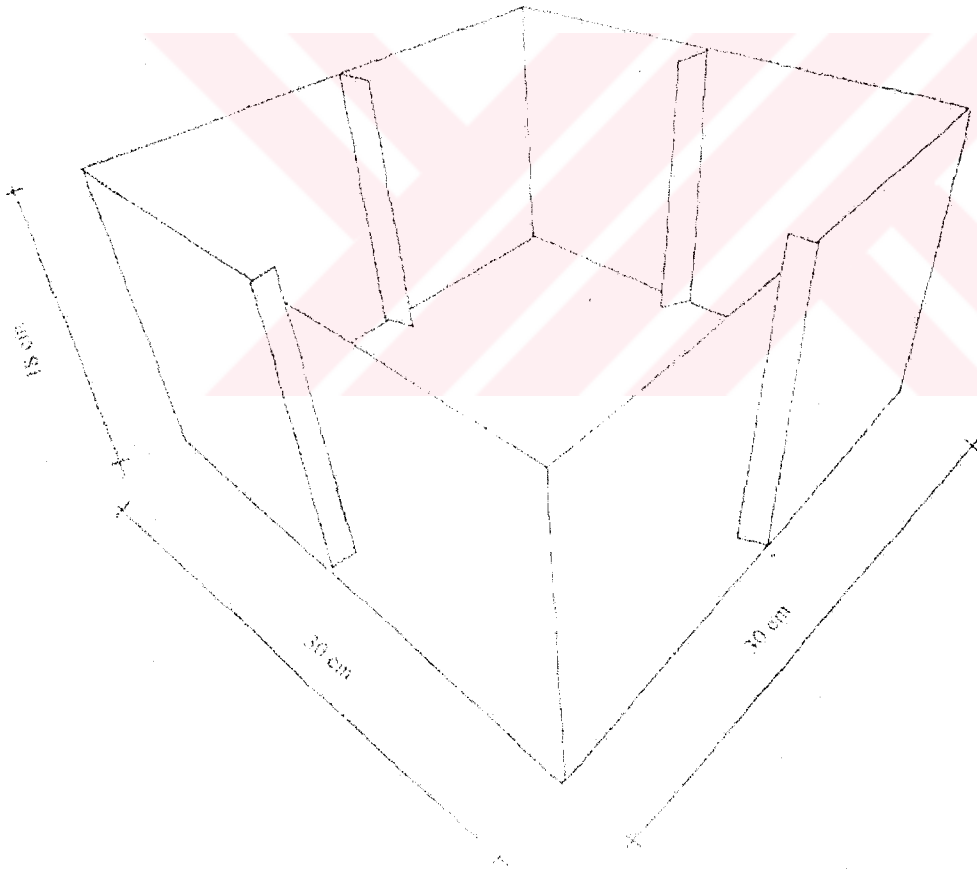


3. MATERYAL VE METOD

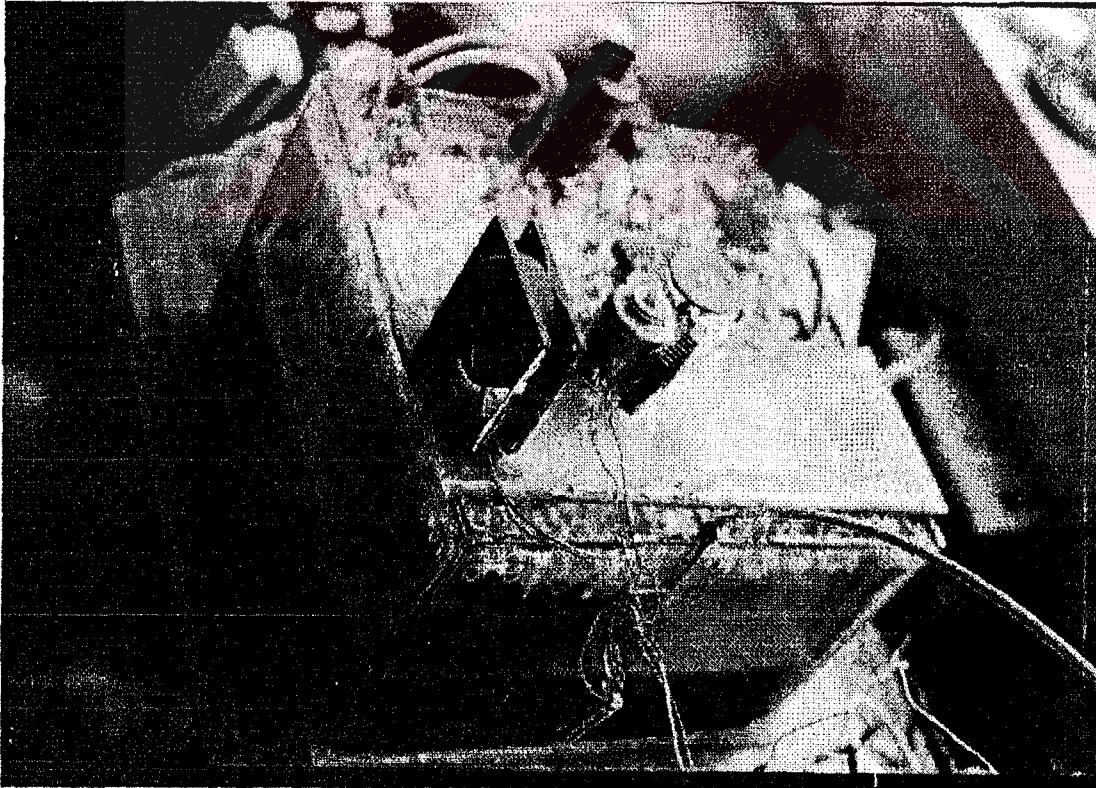
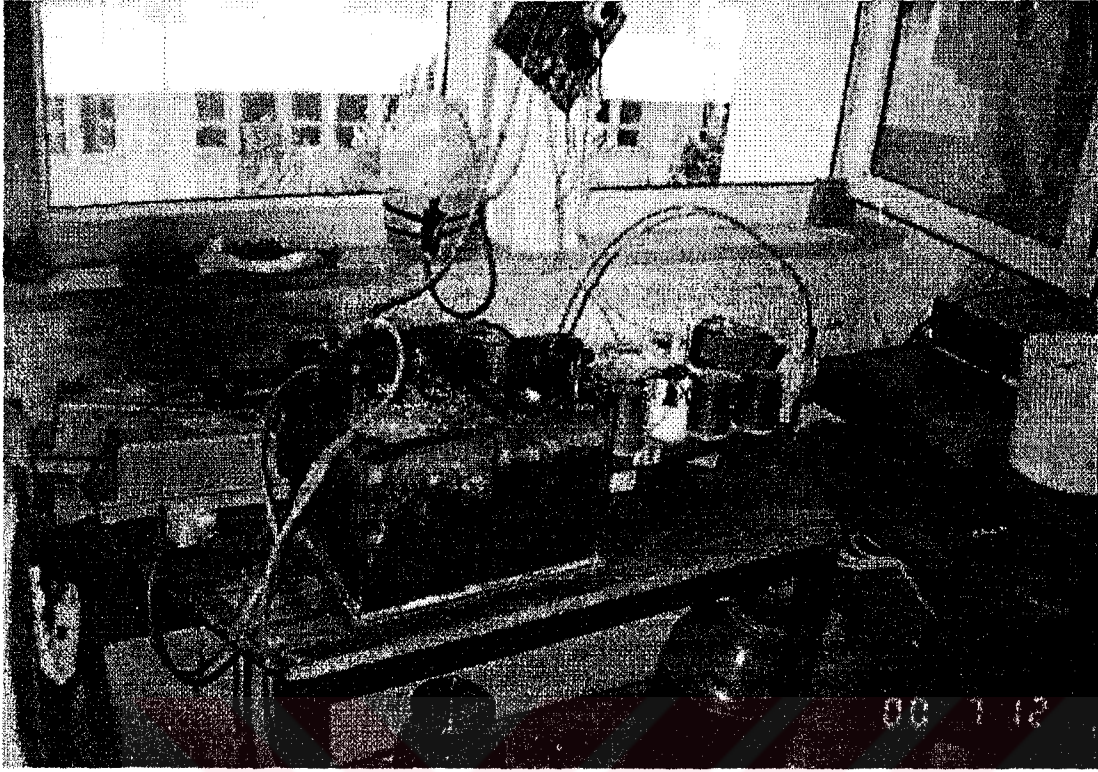
3.1. Materyal

Laboratuvarda yapılan çalışmalar süresince aşağıda belirtilen madde ve ekipmanlar kullanılmıştır.

1. Laboratuvarda tam otomasyon prensibine göre çalışan 30*30*18 cm boyutlarında *SBR (Sequencing Batch Reactor)* sistemi kurulmuştur. Reaktörün boyutları Şekil 11’de şemayla gösterilmiştir. Şekil 12’de tesise ait görünüşler yer almaktadır.



Şekil 11. *SBR* tesisinin şematik yapısı



Şekil 12. *SBR* tesisi görüşleri

2. SBR tesisine verilen atık su laboratuarda yapay olarak hazırlanmıştır. Atık suyun içeriği, fosfor kaynağı olarak potasyum dihidrojen fosfat (KH_2PO_4), azot kaynağı olarak üre (H_2NCONH_2) ve karbon kaynağı olarak melastan oluşmaktadır.
3. Atık suyun havuza verilmesi ayarlanabilir dozaj pompası ile sağlanmıştır. Pompa 2 saatlik sürede 7.5-8 litre atık suyu reaktöre verebilecek debi ile çalıştırılmıştır.
4. Reaktörün dipten havalandırılmasını sağlamak için akvaryum tipi difüzörler, karışmasını sağlamak için havuz boyutlarına uygun şekilde düzenlenmiş hipomix şeklinde bir pervane kullanılmıştır.
5. Aerobik ve anoksik fazların ardışık olarak devamını sağlamak amacıyla zaman saatleri kullanılmıştır.

3.1.1. Kullanılan Çözeltiler

3.1.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı Testi (KOİ) Sırasında Kullanılan Kimyasal Maddeler

Amonyum demir (II) sülfat çözeltisi; $(\text{NH}_4)_2 \text{Fe} (\text{SO}_4).6\text{H}_2\text{O}$; 42 gram amonyum demir (II) sülfat tartılır ve üzerine 20 ml konsantre sülfürik asit konarak saf su ile 1 litreye tamamlanır. Elde edilen çözelti 0.1 N'den biraz daha kuvvetli amonyum demir (II) sülfat çözeltisidir. Çok düşük konsantrasyondaki KOİ değerini daha hassas bulabilmek için, litrede 10 gr amonyum demir (II) sülfat bulunan 0.025 N'lik çözelti kullanılmaktadır.

Feroin indikatörü; 1.735 gram 1-10 phenontralin monohydrate eriyiğine , 0.695 gram $\text{FeSO}_4.7\text{H}_2\text{O}$ ilave edilip 25 ml saf suda çözülür ve 100 ml' ye tamamlanır.

Potasyumdikromat çözeltisi ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) (Merck); 12.26 gr potasyumdikromat tartılarak saf su ile 1 litreye tamamlanır. Bu çözelti 0.25 N' dir. 0.05 N çözelti hazırlamak için 2.452 gram potasyumdikromat tartılarak 1 litreye tamamlanır.

Gümüşsülfatlı sülfürik asit çözeltisi; 10 gram gümüş sülfat (Ag_2SO_4) tartılır. 1 litre konsantre sülfürik asit (H_2SO_4) içerisinde çözündürülür.

Civa sülfat (HgSO_4) (merck)

3.1.3. Amonyum Azotu Testi Sırasında Kullanılan Çözeltiler

Fosfat tampon çözeltisi; 14.3 gram KH_2PO_4 ve 68.8 gram K_2HPO_4 tartılır ve saf su ile 1 litreye tamamlanır.

Borik asit çözeltisi (% 4); 40 gram borik asit tartılır ve distile su ile 1 litreye tamamlanır.

Misch indikatörü – 5 (merck)

3.1.4. Toplam Azot Testi Sırasında Kullanılan Çözeltiler

% 40 Sodyum hidroksit çözeltisi (NaOH) (merck); 40 gram NaOH tartılır ve saf su ile 100 ml' ye tamamlanır.

Misch indikatörü çözeltisi (Borik asitli) (%4'lük); 4 gram borik asit tartılır, saf su ile 100 ml' ye tamamlanır ve üzerine 1 ml misch indikatörü ilave edilerek kullanılır.

0.01 N H_2SO_4 çözeltisi; 0.98 ml saf sülfirik asit alınır. Saf su ile 1 litreye tamamlanarak kullanılır.

Selen reaktifi; Örnek içine spatül ucu kadar ilave edilir.

3.2. Metod

Bu çalışmada daha küçük alanlarda ve daha çok kişinin atık suyunu arıtabilecek biyolojik atık su arıtma sistemlerinin bölgemiz uygulamasına kazandırılması hedeflenmiştir.

Kullanılan *SBR* uygulamasında aerob, anoksik, ham atık su doldurma ve arıtılmış suyu boşaltma fazları zaman kontrolü ile otomatize edilmiştir.

Tekniğin özüne uygun olarak aynı reaktörde nitrifikasyon ve denitrifikasyon yapılması amaçlandığından, tesisin farklı zaman aralıklarında havalandırılarak nitrifikasyon yapması ve yine farklı zamanlarda havanın kesilmesi ve böylelikle denitrifikasyon için ortam oluşturulması sağlanmış ve bunun için zaman saatleri kullanılmıştır. *SBR* reaktöründe prosesler aynı reaksiyon havuzunda birbiri ardı sıra yerine getirilmiştir.

SBR reaktörü 5 fazdan oluşmuştur. Bunlar doldurma, dinlendirme, havalandırma, karıştırma ve boşaltma fazlarıdır. Zaman saatleri her 24 saatte bir siklus (döngü) yapacak şekilde ayarlanmıştır. Doldurma ve boşaltma fazları ile, havalandırma, çökeltme ve karıştırma fazları için ayrı zaman saatleri kullanılmıştır.

Başarılı bir denitrifikasyon gerçekleştirmek için sisteme hava verilmesi ortalama 6-7 saat süre ile kesilmiş ve bir müddet sonra havuzda serbest halde oksijen kalmayacağı için, uygun anoksik koşullar sağlanmış ve bunu takiben denitrifikasyon başlayarak azot gazlarının sistemden uzaklaştığı gözlenmiştir. Bununla birlikte havuzda çökeltme fazı sırasında havalandırmanın ve boşaltma fazı sırasında da hem karıştırma hem de havalandırmanın olmaması, denitrifikasyon için uygun zemini hazırlamıştır. Ayrıca bu sayede aktif çamurun dibe çökerek boşaltma fazı sırasında havuzun üst kısmından boşaltma motoru ile çamurdan kurtulmuş suyun sistemden uzaklaştırılması yapılırken, sistemden çamur kaçığının engellenmesi de sağlanmıştır.

Çökeltme ve boşaltma fazları ortalama 6 saat süre de gerçekleştirilmiştir. Bu fazları takiben doldurma işlemi başlamış ve saatte 3.75-4 litre debi ile toplam 2 saat süresince sisteme yapay atık su verilmiştir. Havuza atık su girişi başladıktan 1.5 saat sonra havalandırma ünitesi devreye girmiş ve ortalama 16 saat süresince sürekli havalandırma gerçekleştirilmiştir. Havalandırma sırasında basınçlı havalandırma yöntemi kullanılmıştır. Böylelikle verilen hava ile havuzdaki su arasında difüzyon yüzeyinin artırılması sağlanmıştır.

Karıştırma, boşaltma fazının aktif olduğu zamanlar dışında, 24 saatlik dönemde her 1.5 saatte yarım saat olmak üzere toplamda 7.5 saat çalıştırılmış ve böylelikle havuzda homojen bir dağılım oluşturulmuştur. Ayrıca tüm havuz içeriğinin gerek atık su ile gerekse hava ile temas etmesi sağlanmıştır.

Bu şekilde proses modifikasyonları düzenlenen *SBR* tesisi, Şubat 2000'den itibaren çalıştırılmaya başlanmış ve öncelikli olarak çamur yumaklarının yeterli düzeyde oluşması sağlanmıştır.

Bunun için, çalışmanın başlangıcında tesise sürekli besleme yapılmış ve aktif çamur yumaklarının oluşmasını teşvik etmek ve sistemde çamur kaçacağını en aza indirmek için flokülantlardan yararlanılmıştır (Habeck-Tropfke, 1980., Höll, 1979., Mangold ve ark., 1973., Gruhler, 1981., Damrath, 1982., Anonymous, 1978., Gemmel, 1971., Schroeder, 1977).

Çalışmamızda $Al_2(SO_4)_3$ flokülant olarak kullanılmış ve bu bileşikten az bir miktar (3-4 gr) alınarak suya katılmış ve tesise dökülerek yumak oluşumu hızlandırılmıştır.

SBR reaktöründe aktif çamur yapısı bu şekilde belli bir dengeye ulaştıktan sonra tesisin sürekli beslenmesi kesilmiş ve zaman saatleri ile oluşturulan kesikli yükleme prosesi uygulanarak 9 Mart 2000'den itibaren ölçümlere başlanmıştır.

Reaktöre besleme sırasında verilen atık su, bileşiminde karbon, azot ve fosfor ihtiva eden bileşikler içermektedir. Bunlar aktif çamur yapısını oluşturan organizmaların yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilmeleri için gereken temel kimyasallardır.

Karbon kaynağı olarak başlangıçta melas, azot kaynağı olarak üre (H_2NCONH_2) ve fosfor kaynağı olarak da potasyum dihidrojen fosfat (KH_2PO_4) kullanılmıştır.

Çalışmalar ilerledikçe karbon kaynağı melas yerine şeker olacak şekilde değiştirilmiştir. Üre miktarında da değişiklikler yapılmıştır. Tesiste fosfor eliminasyonu hedeflenmediği için, KH_2PO_4 oranı değiştirilmemiş ve kullanılan fosfor miktarı sabit tutulmuştur.

Uygun şekilde tartılarak hazırlanan bileşikler bir litre suda çözülerek stok çözelti hazırlanmış ve bundan belirli oranlarda alınarak, doldurma fazı sırasında havuza konacak suyun içerisine eklenmiştir. Böylelikle reaktörün doldurma fazı süresince verilen ham atık suyun miktarı toplam 7.5-8 litre düzeyinde tutulmuştur.

Yapay atık suyun bileşimi ve kimyasal bileşiklerin miktarlarında çeşitli zaman aralıklarında yapılan değişiklikler ile bunların havuza verilme oranları Çizelge 2'de belirtilmiştir.

Çizelge 2. Yapay atık su bileşimi ve SBR tesisine verilme oranları

Tarih	Üre (H ₂ NCONH ₂)	KH ₂ PO ₄	Melas	Havuzaya Verilme Oranları
28 Şubat 2000	1.44 g	0.48 g	24 g	250 ml
13 Nisan 2000	2.88 g	0.48 g	24 g	250 ml
29 Mayıs 2000	1.44 g	0.48 g	24 g	500 ml
13 Haziran 2000	1.44 g	0.48 g	24 g	750 ml
14 Ağustos 2000	2.88 g	0.48 g	24 g	750 ml
20 Eylül 2000	2.88g	0.48 g	24 g	750 ml

Başlangıçta, kullanılan üre, melas ve KH₂PO₄ miktarları konvensiyonel uygulamalarda tespit edilen ve aktif çamurun yapısını oluşturan organizmaların ihtiyaç duydukları oranlarda kullanılmıştır.

13 Nisan 2000 tarihinde reaktörden alınan sonuçlara göre yeterli nitrifikasyon ve denitrifikasyon yapıldığı gözlemlenerek üre miktarı iki katına çıkarılmıştır.

29 Mayıs 2000 tarihinde üre miktarı yarıya düşürülmüştür, fakat buna bağlı olarak havuza 250 mililitre yerine 500 mililitre besi yeri hazırlanıp 7-7.5 litre suya katılarak doldurma fazı müddetince tesise verilmiştir. Bu şekilde besi yerinin verilme oranı 1 litre için ¼ iken 2 katına çıkarılmıştır. Bu sayede hacimsel yük aynı seviyede tutulmuştur.

14 Ağustos 2000 tarihinden itibaren üre miktarı iki katına çıkarılmıştır. Bunu takiben, tesisten alınan başarılı neticeler doğrultusunda eylül ayından itibaren reaktöre melas yerine şeker verilmeye başlanmıştır. Çizelge 3'de şeker, üre ve KH₂PO₄ oranları belirtilmiştir.

Çizelge 3. SBR tesisine verilen yapay atık su bileşimlerinin miktarları ve zamana bağlı olarak tesise verilme oranları

Tarih	Üre (H_2NCONH_2)	KH_2PO_4	Şeker (Sükroz) ($\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$)	Havuz Verilme Oranları
21 Eylül 2000	2.88 g	0.48 g	15 g	750 ml
23 Ekim 2000	2.88 g	0.48 g	15 g	1000 ml
05 Aralık 2000	4.32 g	0.48 g	15 g	1000 ml
15 Haziran 2001	4.32 g	0.48 g	15 g	1000 ml

Çizelge 3'den de anlaşılacağı gibi 21 Eylül 2000 tarihinden itibaren melas yerine sükroz (sakkaroz) şekeri kullanılmaya başlanmıştır. Bakteriler şekeri daha kolay parçalayabilirler bu da tesiste çamur şişmesi meydana getirebilir. Bunun önüne geçmek için, kullanılan melas miktarı 24 gram iken, şekeri miktarı bunun yaklaşık olarak yarısı kadar yani 15 gram olacak şekilde havuza verilmeye başlanmıştır.

Bu şekilde bir süre devam edilmiş ve herhangi bir çamur şişmesi olayı ile karşılaşılmayınca böyle devam edilmesine karar verilmiştir.

Gerek havuza verilen yapay atık suyun bileşiminde meydana getirilen değişiklikler ve gerekse zamanlamaya bağlı olarak düzenlenen faz modifikasyonları ile sistemde oluşturulan aerob ve anoksik şartlar bünyesinde KOİ giderimi açısından arıtma başarısı, çamur indeksi, nitrat azotu, toplam azot ve amonyum azotu eliminasyon başarıları incelenmiştir, ayrıca aktif çamur yapısında meydana gelen değişimler mikroskopik ölçümlerle kontrol edilmiştir.

3.3. Yapılan Testler

3.3.1. KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı) testi

Leithe (1970) metoduna göre yapılmıştır. Laboratuvar da yapay olarak hazırlanmış olan atık su, kirlilik yüklerindeki değişime de bağlı olarak belirli oranlarda sulandırılarak, çıkış suyu ise yarım saat santrifüj edildikten sonra sulandırılmadan kullanılmıştır. Alınan 20 mililitrelik su örneği 500 mililitrelik rodajlı balona konmuştur.

Kaynamanın daha iyi olması için balon içine kaynama taşı veya iki ucu açık cam parçaları atılmıştır. Örneğin üzerine 0.4 gram HgSO_4 konulmuş ve 0.25 N' lik $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ çözeltisinden 10 ml ilave edilmiştir.

Karışıma litresinde 10 gram AgSO_4 bulunan H_2SO_4 çözeltisinden 40 ml yavaş yavaş balonu karıştırarak ilave edilmiştir. Balon mantolu ısıtıcıya yerleştirilerek geri soğutucu sistem takılmıştır. Örnek kaynamaya başladıktan sonra 10 dakika süreyle kaynatma işlemi gerçekleştirilmiştir., balon ısıtıcıdan çıkartılarak geri soğutucu takılı durumda 5 dakika süre ile soğutma gerçekleştirilmiştir.

Bu sürenin sonunda geri soğutucunun ağzından balona 100 ml saf su ilave edilmiştir. Balon geri soğutucudan çıkarılır ve ağzına su kaçırmadan çeşme suyu ile iyice soğutulur. Balon içine manyetik karıştırıcı balık atılır ve o karışırken kör için ne kadar ferroin damlatılmış ise o kadar ferroin indikatörü örnek içine damlatılır. 0.1 N'lik amonyum demir (II) sülfat ile titrasyon işlemine başlanır. Titrasyon sırasında sırası ile sarı, yeşil, yeşil-mavi, cam göbeği mavisi ve kırmızı renk değişimi gözlenmektedir. (Höll 1979).

KOI Testinin Hesaplanması;

$$(A-B) 0.1 * 400 * h = \text{mg KOI/l}$$

A= Kör için kullanılan amonyum demir (II) sülfat

B= Örnek için kullanılan amonyum demir (II) sülfat

0.1= Amonyum demir (II) sülfatın normalitesi

400= Sabit sayı

h= Sulandırma katsayısı

3.3.2. Çamur Kuru Ağırlığı (Çamur konsantrasyonu)'nın Saptanması

Aynı boyutlarda iki filtre kağıdı alınarak ağırlıkları tartılır. Havuzdan alınan 1 litre çamur+su karışımı filtre kağıtlarından birinden süzülür. Daha sonra 105°C' lik etüv veya aynı sıcaklıktaki yakma fırınında kurutma işlemine başlanır. Kurutma işlemi standart olarak 100 ml örnek için 2 saattir.

Çok yoğun çamur+su karışımlarında ise bu süre yetmemektedir bu yüzden yanlış bir değerlendirmeye varmamak için çamurun tamamen suyunu kaybettiği zamana kadar etüv veya aynı sıcaklıktaki yakma fırınında bekletmek esas alınmıştır.

Bu sebeple çamur bulunan filtre kağıdı ile kontrol kağıdı $105 \pm 1^\circ\text{C}$ 'de 24 saat bekletilmiştir. Kurumadan sonra hassas terazide son ağırlıklar alınır ve dara çıkartılır. Bu şekilde litredeki çamur kuru ağırlığı g/lt olarak tespit edilir (Anonymous, 1983; Stier, 1985).

3.3.3. Çamur Hacmi

Çamur hacmi, tesis havalandırılırken 1 litre çamur su karışımı alınır ve mezüre konarak 30 dakika dinlendirilir. Bu süre sonunda çamurun ne kadar çöktüğü okunur ve sonuç ml/lt olarak hesaplanır (Deitrich, 1971; Anonymous, 1985; Stier 1985).

3.3.4. Çamur İndeksi

1 gram kuru ağırlık veren taze aktif çamurun 30 dakikalık süre içerisinde kaplanmış olduğu hacim demektir ve aşağıdaki formülle hesaplanır.

$$\text{ISV} = \frac{\text{Çamur hacmi}}{\text{Çamur konsantrasyonu}} (= \text{Çamur kuru ağırlığı})$$

3.3.5. Toplam Azot Testi

Katı örneklerden 1-2 gr, sıvı örneklerden ise 20-30 ml örnek alınarak 500 mililitrelik rodajlı balon içerisine konur. Örneğin içerisine bir spatül ucu selen reaktifi karıştırıldıktan sonra üzerine 10 ml konsantre (%96'lık) H_2SO_4 ilave edilir. Örnek mantolu ısıtıcıya yerleştirilerek, yakma işlemi başlatılır. Yakma işlemine balon içindeki hacim 3-5 ml kalana kadar devam edilir. Yakma sırasında örnekte önce siyah sonra gri ve son olarak da beyaz bir renk gözlenir. Örnek distilasyon balonuna alınır. Yakma balonu içerisindeki kalıntıları toplamak için balon içersine 5-10 ml saf su ilave edilir. Bütün örnek distilasyon balonunda toplanır.

Distilasyon aletinin çıkış ucuna, 40 ml misch indikatörü+borik asit bulunan çözeltiden yerleştirilir. Distilasyon balonu, önceden kaynatılan ve buhar çıkarır konumda olan distilasyon aletine takıldıktan sonra, sistemin üst kısmında bulunan hazneye %40'lık NaOH çözeltisi konur. Buhar aracılığı ile kaynamaya başlayan örneğin içerisine yavaş yavaş NaOH verilerek ph' nın nötralleşmesi sağlanır. Ph' nın hafif bazik olduğu andan itibaren örnek içerisinde bulunan bütün azot yapıları

amonyak şekline dönüşerek geri soğutucu sistemden geçer ve misch indikatörü+borik asit 'den oluşan çözelti tarafından tutulur.

Başlangıçta menekşe görünümüne sahip olan indikatör NH_3 ile birleştiği andan itibaren yeşil renge dönüşür. Amonyak gazı çıktıktan sonra ortama NaOH verilmesi durdurulur. Distilasyon işlemine misch indikatörünün hacmi 150 ml'ye ulaşınca kadar devam edilir. Hazırlanan örnek, içine manyetik karıştırıcı balık atılarak 0.01 N H_2SO_4 ile titrasyon işlemi yapılır. Karışımın rengi kırmızıya dönüşünceye kadar titrasyon işlemine devam edilir (Fleige ve ark.,1971).

Toplam Azot Miktarının Hesaplanması;

$$N = A \cdot 0.01 \cdot 14 \text{mgN}$$

A= Kullanılan H_2SO_4 miktarı (ml)

0.01= Normalite

14= Azotun molekül ağırlığı

3.3.6. Amonyum Azotu Testi

500 ml su örneği alınır, eğer örnek 500 ml' den az ise distile su ile 500 ml'ye tamamlanır. Örnek bu şekilde 500 ml' ye tamamlandıktan sonra huni yardımı ile filtre kağıdından geçirilir ve destilasyon kabına konur. Üzerine 25 ml fosfat tampon çözeltisi konur. Başka bir kab içine ise 50 ml borik asit çözeltisi konur. Bu şekilde örnek destile edilir. Bu arada geri soğutucunun diğer ucuna takılmış , içinde borik asit çözeltisi bulunan kabın hacmi 200 ml oluncaya kadar destilasyon işlemine devam edilir. Distilatın içine 3 damla misch indikatörü konarak, 0.05 N H_2SO_4 ile titre edilir. İndikatör mor renkten yeşile dönecektir. (Anonymous 1975)

Amonyum Azotu Miktarının Hesaplanması;

$$G = A \cdot 0.70 \cdot 1000 / B$$

G= Amonyum azotu (mg/lt)

A= 0.05 N H_2SO_4 'den kullanılan miktar

B= Kullanılan örnek miktarı

0.70= Sabit değer

3.3.7. Nitrat Azotu Tayini

Nitrata bağı azot miktarı reaktörün çıkış sularından alınan örnekler ile spektrofotometrik olarak yapılmıştır.



4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Çalışmalar laboratuvarında 30*30*18 cm boyutlarında dizayn edilmiş bir *SBR* tesisine, farklı kirlilik yükleri kullanarak hazırlanan atık suyun verilmesi, bunun neticesinde, gerek çamur hacmi, çamur konsantrasyonu ve çamur index değerleri arasındaki ilişkinin saptanması gerekse kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi (KOİ), nitrat azotu, toplam azot ve amonyum azotu giderimi gibi kriterlerlerden elde edilen sonuçların değerlendirilmesi ve böylelikle *SBR* şeklinde bölgemizde kurulabilecek arıtma tesisinden sağlanabilecek arıtma başarılarının tespit edilmesine yönelik olarak yürütülmüştür.

4.1. Çamur Yapısında Meydana Gelen Değişimlere Ait Bulgular

Çalışmalar 9/Mart/2000-17/Temmuz/2001 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Çamur hacmi, çamur konsantrasyonu ve çamur index değerleri arasındaki ilişkiye ait veriler Çizelge 4'de sayısal olarak, Şekil 14, 15 ve 16'da ise grafiksel olarak gösterilmiştir.

Çizelge 4. *SBR* tesisinde çeşitli zaman aralıklarında tespit edilen çamur hacmi, çamur konsantrasyonu ve çamur indexi değerleri

	Zaman Aralığı	Çamur Hacmi (ml/l)	Çamur Konsantrasyonu (g/l)	Çamur Indexi (ml/g)
1	09 Mart 2000	120	1.88	63.82
2	20 Mart 2000	120	2.02	59.40
3	30 Mart 2000	200	2.36	84.74
4	06 Nisan 2000	245	2.70	90.74
5	13 Nisan 2000	280	4.13	67.76
6	19 Nisan 2000	250	3.18	78.61
7	26 Nisan 2000	265	3.21	82.55
8	02 Mayıs 2000	280	2.76	101.44

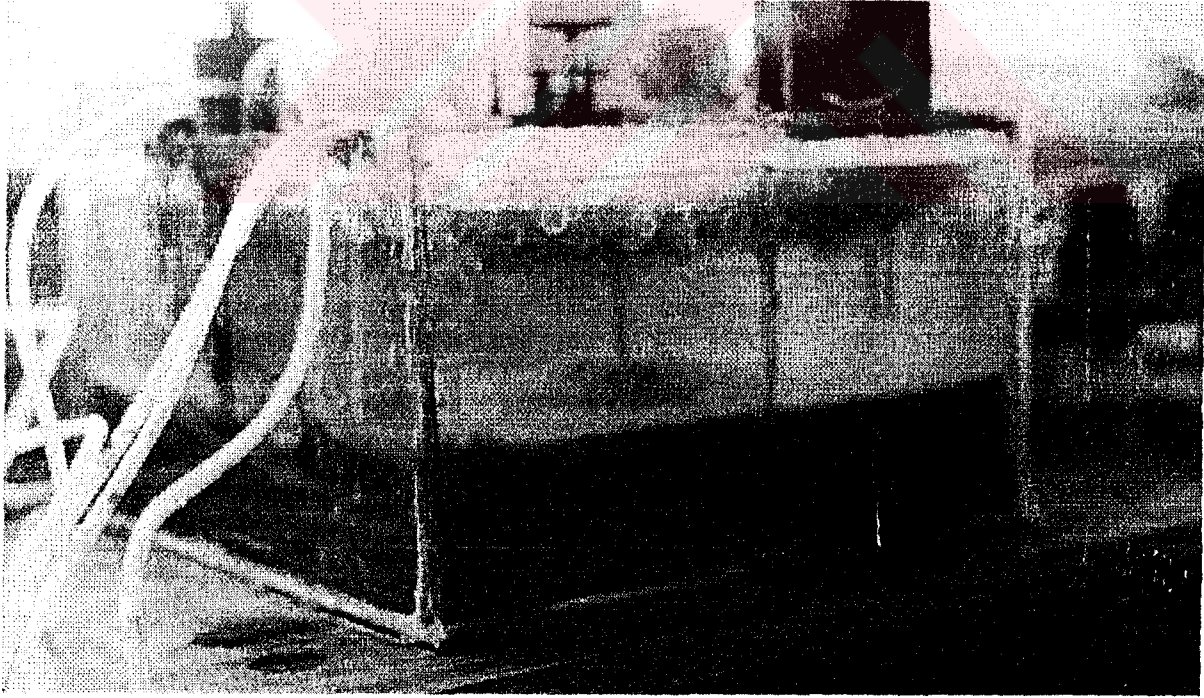
9	10 Mayıs 2000	340	3.34	101.79
10	15 Mayıs 2000	440	5.94	74.02
11	23 Mayıs 2000	616	2.20	280.00
12	24 Mayıs 2000	696	2.52	276.10
13	29 Mayıs 2000	744	4.12	180.58
14	08 Haziran 2000	580	5.12	113.28
15	13 Haziran 2000	680	6.84	99.41
16	19 Haziran 2000	600	5.12	117.18
17	27 Haziran 2000	440	5.28	83.33
18	04 Temmuz 2000	460	4.28	107.47
19	06 Temmuz 2000	480	6.16	77.92
20	12 Temmuz 2000	760	10.76	70.63
21	17 Temmuz 2000	580	6.48	89.50
22	26 Temmuz 2000	520	5.32	97.74
23	01 Ağustos 2000	460	4.40	104.54
24	08 Ağustos 2000	400	5.48	72.99
25	15 Ağustos 2000	320	4.81	66.52
26	22 Ağustos 2000	260	5.88	44.21
27	29 Ağustos 2000	300	5.98	50.16
28	05 Eylül 2000	380	10.40	36.53
29	12 Eylül 2000	420	9.61	43.70
30	20 Eylül 2000	500	10.70	46.72
31	28 Eylül 2000	700	6.76	103.55
32	05 Ekim 2000	720	8.68	82.94
33	10 Ekim 2000	800	9.48	84.39
34	18 Ekim 2000	680	10.08	67.46
35	24 Ekim 2000	600	6.24	96.15
36	01 Kasım 2000	700	8.76	79.90
37	15 Kasım 2000	560	9.12	61.40
38	21 Kasım 2000	400	10.04	39.84
39	28 Kasım 2000	420	11.32	37.10
40	05 Aralık 2000	620	13.28	46.68

41	14 Aralık 2000	580	12.94	44.82
42	21 Aralık 2000	560	11.97	46.78
43	09 Ocak 2001	610	12.32	49.51
44	16 Ocak 2001	540	12.80	42.18
45	23 Ocak 2001	520	13.48	38.57
46	01 Şubat 2001	600	13.74	43.66
47	07 Şubat 2001	580	13.64	42.52
48	13 Şubat 2001	600	15.70	38.21
49	22 Şubat 2001	625	16.32	38.29
50	27 Şubat 2001	680	18.80	36.17
51	14 Mart 2001	650	15.24	42.65
52	20 Mart 2001	600	6.72	89.28
53	29 Mart 2001	575	8.76	65.63
54	03 Nisan 2001	625	12.78	48.90
55	11 Nisan 2001	600	16.40	36.58
56	17 Nisan 2001	650	17.12	37.96
57	25 Nisan 2001	675	16.89	39.96
58	01 Mayıs 2001	750	18.95	39.57
59	09 Mayıs 2001	580	12.89	44.99
60	16 Mayıs 2001	520	9.13	56.95
61	24 Mayıs 2001	375	6.25	60.00
62	17 Temmuz 2001	425	6.95	61.15

9 Mart 2000-13 Nisan 2000 tarihleri arasında yapılan çamur analizlerinde gerek çamur hacmi gerekse çamur konsantrasyon değerleri açısından yükseliş kaydedilmiştir. Çamur index değerleri ortalama 73.3 ml/g düzeyinde saptanmıştır.

13 Nisan 2000 tarihinde tesise verilen üre miktarı 1.44 gramdan, 2.88 grama çıkartılmış ve 0.48 g KH_2PO_4 ve 24 g melas ile 1 litre suda çözündürülerek bundan 250 ml düzeyinde alınmış ve 7-7.5 litre suya katılarak tesise verilmiştir. Bu şekilde arttırılan kirlilik yükü ile Haziran ayının başına kadar çamur hacminde yüksek değerler ile karşılaşılırken çamur konsantrasyonu oldukça düşmüştür. Bunun sonucunda çamur index değerleri özellikle 23 Mayıs 2000 ile 29 Mayıs 2000 tarihleri arasında ortalama 246 ml/g düzeyinde gerçekleşmiştir.

Sağlıklı bir aerob arıtma sisteminde çamur index değeri 150 ml/g'dan fazla olmamalıdır (Anonymous, 1983). Bu yüzden tesiste nitrifikasyonun yeteri düzeyde iyi yapılmadığı düşünülmüş ve havuza dibe çökmeyecek ve havuzda süspanse halde kalabilecek halkalar atılarak havuz yüzeyinin bu şekilde genişletilmesi sağlanmıştır. Böylelikle nitrifikantların buralara yapışması sağlanmış ve nitrifikasyon düzeyinin bu sayede arttırılması hedeflenmiştir. Halkalara aktif çamurun nasıl yapıştığı Şekil 13'de gösterilmiştir.



Şekil 13. Aktif çamur yapısının halkalara yapışması

29 Mayıs 2000 tarihinde üre miktarı 2.88 gramdan 1.44 gram düzeyine indirilmiş fakat besiyerinden 250 ml yerine 500 ml düzeyinde alınarak 7-7.5 litre suya katılarak tesise verilmiştir. Bu şekilde hacimsel yükün aynı seviyede tutulması sağlanmıştır.

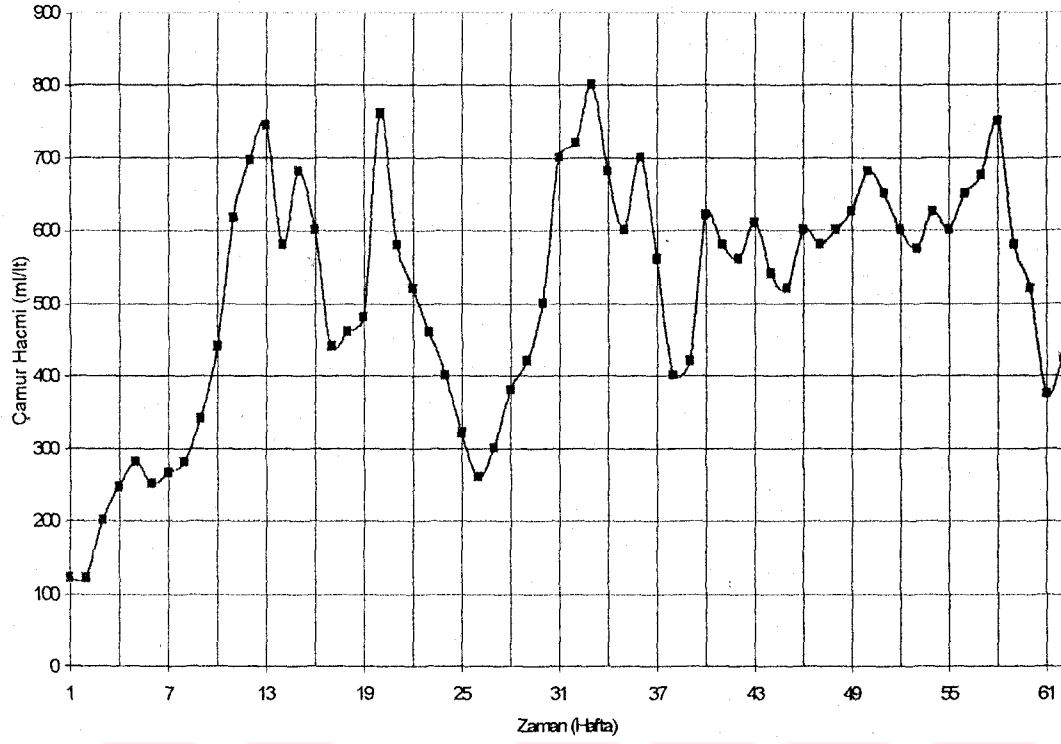
Nitekim gerek üre miktarının yarıya indirilmesi gerekse yüzey arttırımına gidilmesi olumlu sonuç vermiş ve 8 Haziran 2000 tarihinde yapılan ölçümlerde çamur kuru ağırlığı yükselerek 5.12 g düzeyinde tespit edilmiş ve index değeri 113.28 ml/g düzeyine inerek tolere edilebilir değere ulaşmıştır.

Bu tarihten itibaren 15 Ağustos 2000'e kadar çamur index değeri ortalama 92.07 ml/g düzeyinde gerçekleşmiştir. Ağustos ayında üre miktarı 2.88 grama çıkartılmış ve 20 Eylül 2000'e kadar çamur hacminde ortalama 336 ml/Lt, çamur konsantrasyonunda 7.34 g/Lt ve indexte 48.22 ml/g düzeyinde sonuçlar elde edilmiştir.

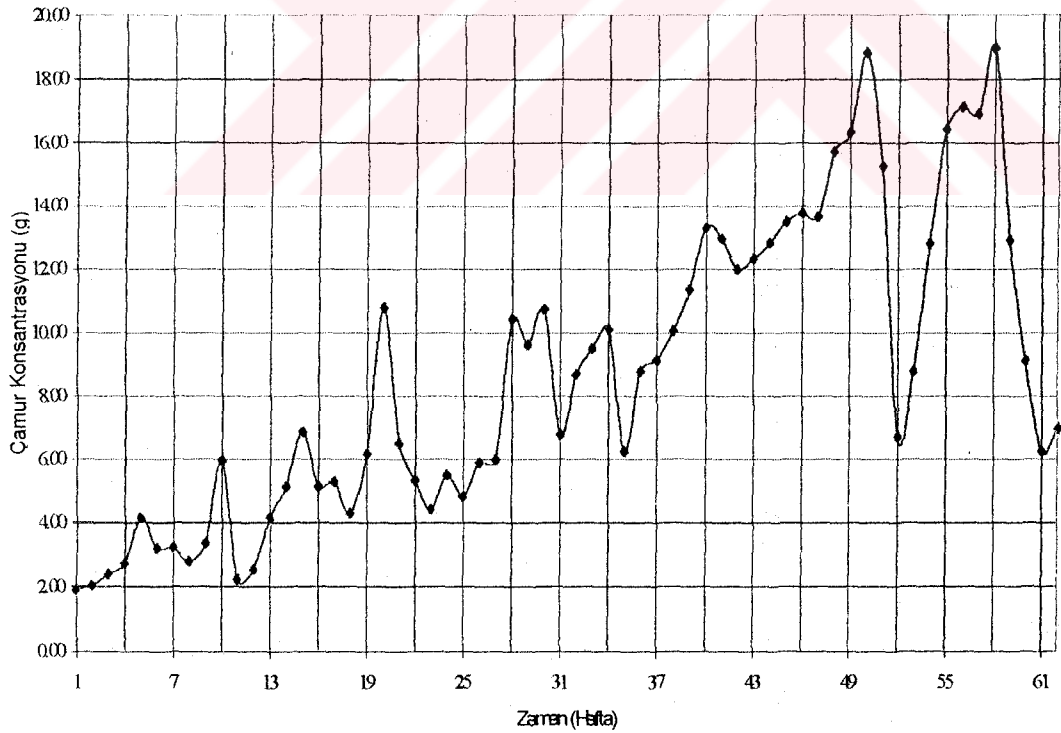
21 Eylül 2000 tarihinden itibaren tesise melas yerine şeker verilmeye başlanmıştır. Bu tarihten 5 Aralık 2000 tarihine kadar yapılan testlerde, çamur hacminin ortalama 620 ml/Lt, çamur konsantrasyonun 8.94 g/Lt ve çamur indexinin 72.52 ml/g düzeyinde olduğu saptanmıştır.

5 Aralık 2000 tarihinde üre miktarı 4.32 gram düzeyine çıkartılmıştır. Bu tarihten 17 Temmuz 2001'e kadar elde edilen değerlerde çamur hacmi ortalama 615.5 ml/Lt, çamur konsantrasyonu ortalama 13.68 g/Lt ve çamur index değeri ortalama 53.13 ml/g düzeyinde tespit edilmiştir.

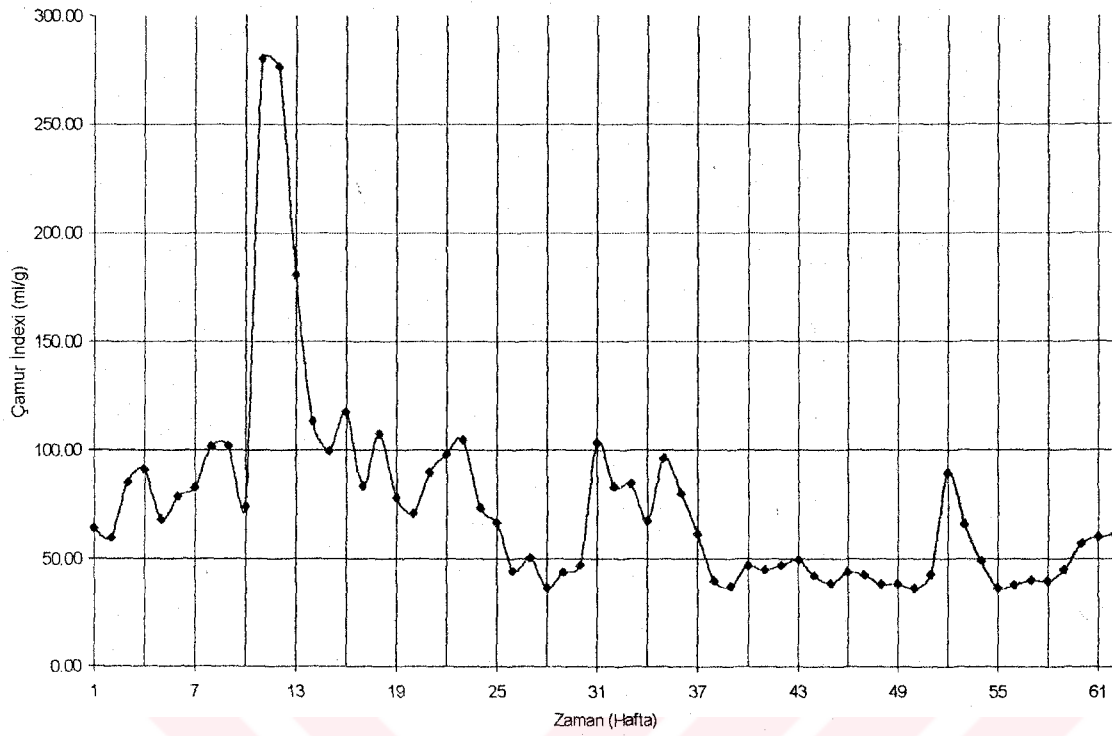
Çalışmalar sırasında aktif çamurun yapısında meydana gelen hacim, konsantrasyon ve index değişiklikleri şekil 14, 15 ve 16'da grafiksel olarak da gösterilmiştir.



Şekil 14. Çamur hacmi değişimleri

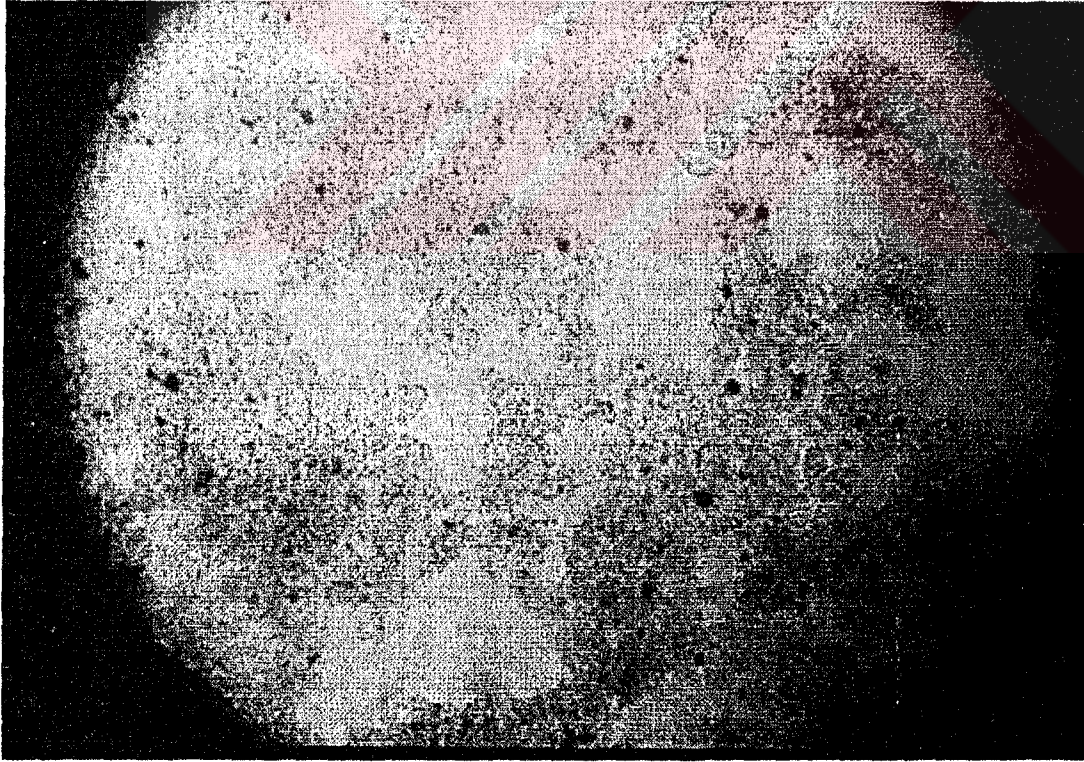
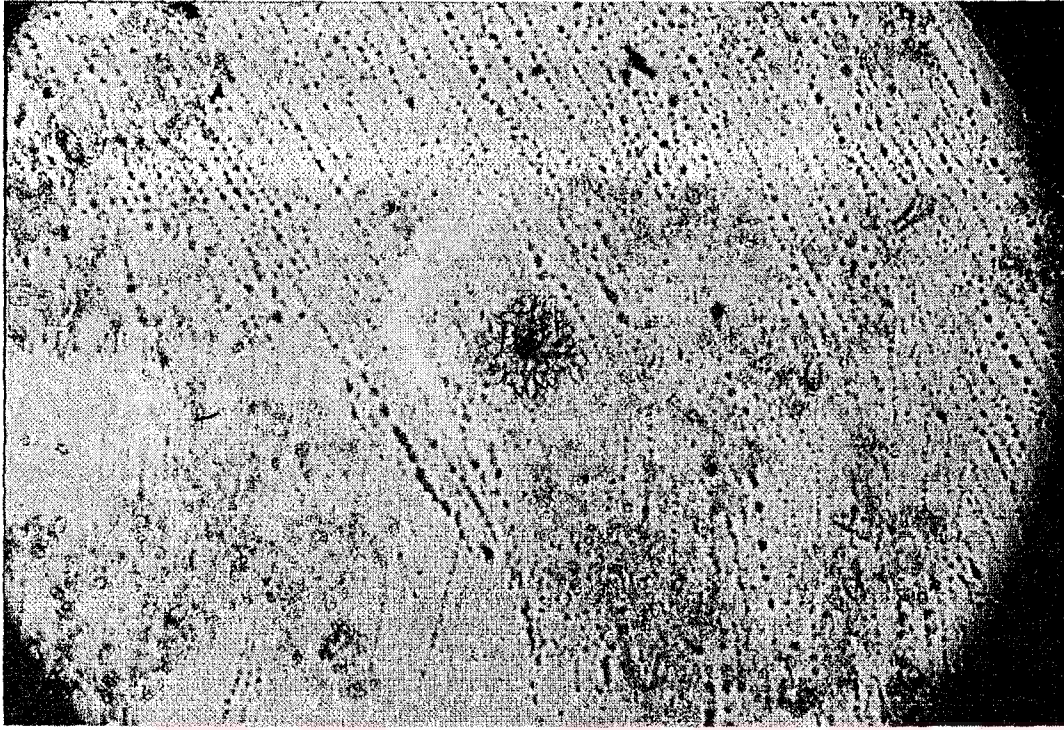


Şekil 15. Çamur konsantrasyonu değişimleri

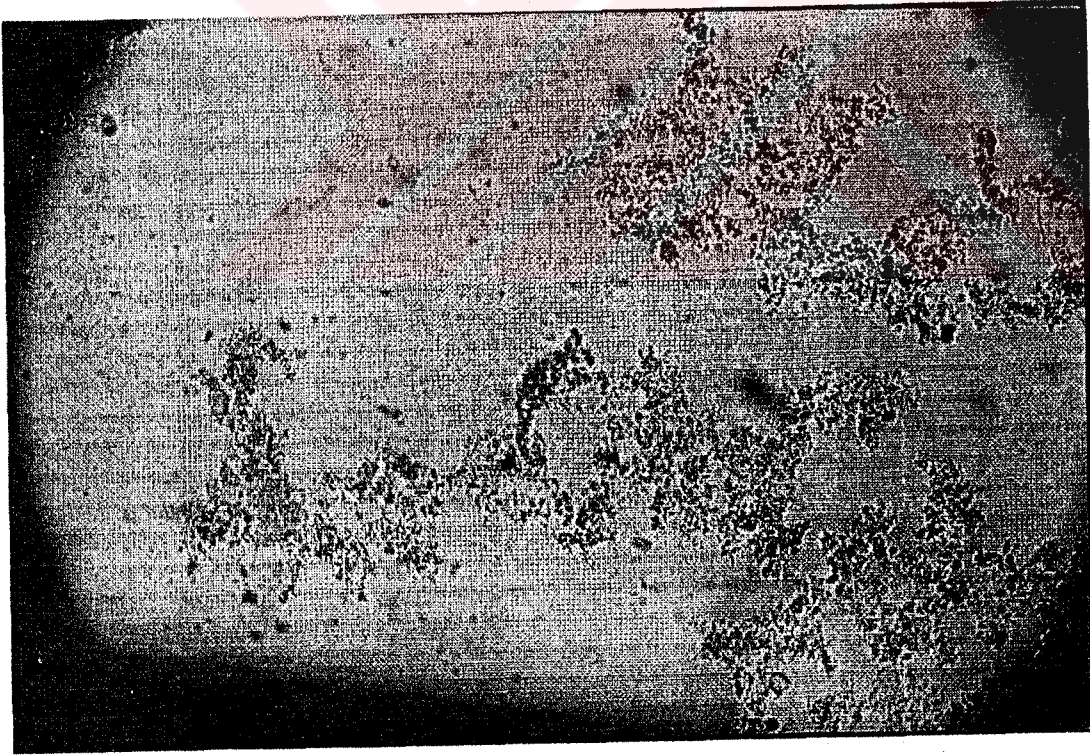
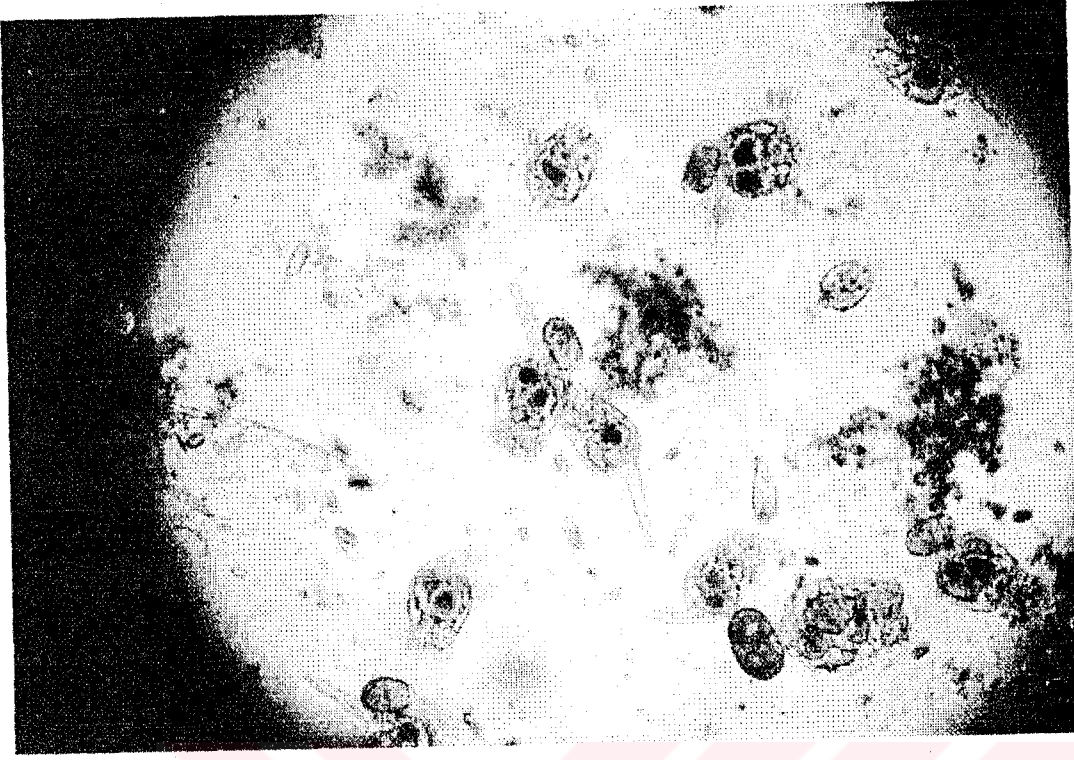


Şekil 16. Çamur indeks değişimleri

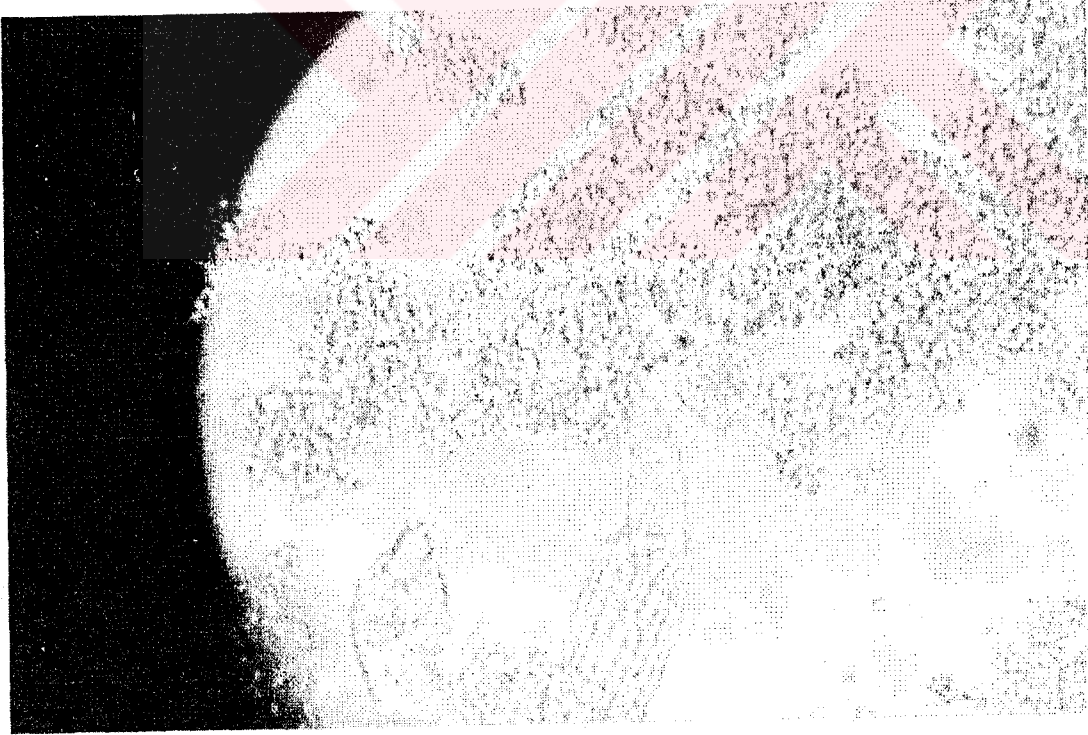
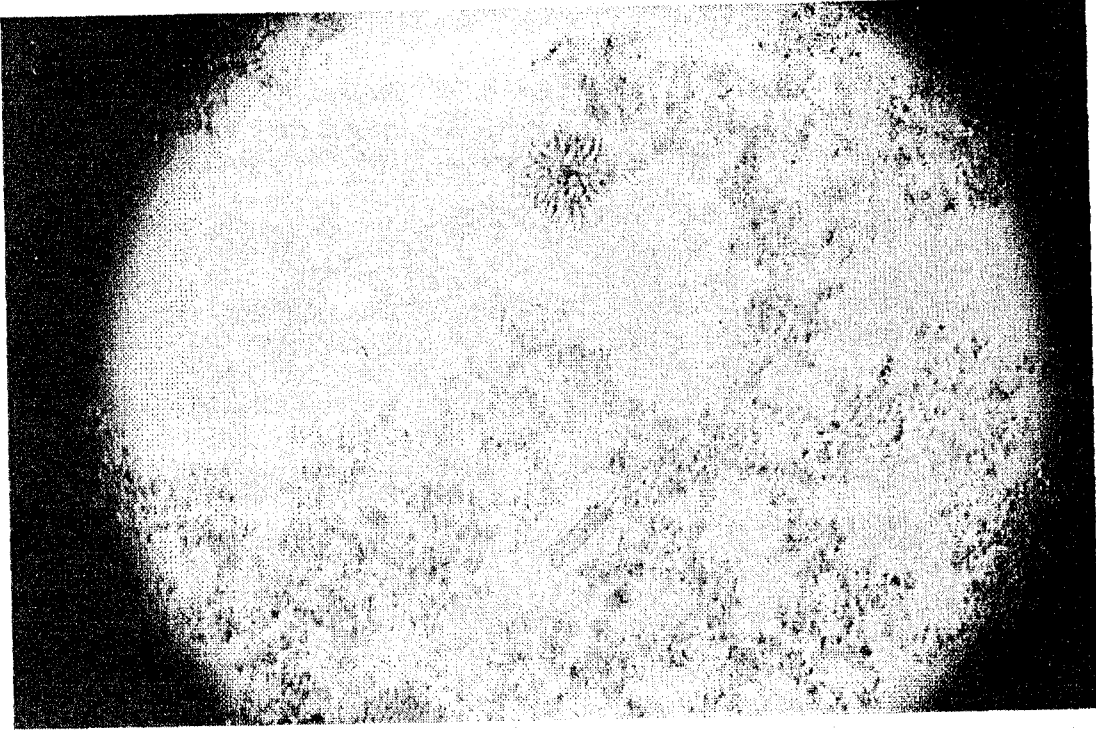
Aktif çamur yapısındaki değişiklikler bu şekilde tespit edilirken, mikroskopik olarak da incelemeler yapılmıştır. Gözlenen mikroorganizmalara ait fotoğraflar Şekil 17, 18 ve 19'da verilmiştir.



şekil 17. *Vorticella* sp. (Çan hayvanı)



şekil 18. *Rotatoria* sp.



şekil 19. *Vorticella* sp., *Rotatoria* sp., *Suctorina* sp.

Çalışmanın büyük bir kısmında Kasım 2000 tarihine kadar *Vorticella* sp., ile *Rotatoria* sp., cinsleri biyomasta dominant halde iken gerek hava sıcaklığının düşmesi gerekse kirlilik yüklerindeki değişikliklerden ötürü bu tarihten itibaren daha nadir olarak gözlenmiştir. Ayrıca çalışmalar sırasında *Euglena*, *Oscillatoria* ve *Suctorina* cinsi organizmalarda sıklıkla görülmüştür.

4.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Giderimine İlişkin Bulgular

Çalışmalar iki aşamada yürütülmüştür.

Birinci aşamada; 2 Mayıs 2000 ve 25 Mart 2001 tarihleri arasında KOİ testleri yapılmıştır. Giriş ve çıkış sularından elde edilen KOİ değerleri ve % kirlilik eliminasyon düzeylerine ait veriler Çizelge 5’de sayısal olarak ve şekil 20’de grafiksel olarak gösterilmiştir.

İkinci aşamada; KOİ eliminasyonunun 24 saatlik peryotta %90’dan fazlasının gerçekleştiği hidrolik bekleme sürelerinin tespiti amacıyla 26-28 Mart 2001 tarihleri arasında kimyasal oksijen ihtiyacı analizleri yapılmıştır. Bu yapılırken gerek karıştırmanın gerekse havalandırmanın KOİ düzeyinde arıtma başarısına etkileri araştırılmıştır. Alınan sonuçlara ilişkin değerler Çizelge 6, 7 ve 8’de sayısal olarak, Şekil 21, 22 ve 23’de ise grafiksel olarak sunulmuştur.

Çizelge 5. Reaktörün giriş, çıkış suları KOİ değerleri ve % kirlilik eliminasyon düzeyleri

	Tarih	Giriş KOİ (mgO ₂ /lt)	Çıkış KOİ (mgO ₂ /lt)	% Kirlilik Eliminasyon
1	02 Mayıs 2000	480	56	88.30
2	16 Mayıs 2000	480	48	90.00
3	23 Mayıs 2000	400	40	90.00
4	24 Mayıs 2000	384	36	90.60
5	29 Mayıs 2000	400	42	89.50
6	02 Haziran 2000	960	80	91.60
7	14 Haziran 2000	1056	64	93.90
8	21 Haziran 2000	1024	76	92.57

9	27 Haziran 2000	1042	68	93.47
10	12 Temmuz 2000	1056	60	94.31
11	19 Temmuz 2000	1072	68	93.65
12	01 Ağustos 2000	1068	60	94.38
13	08 Ağustos 2000	1124	64	94.30
14	15 Ağustos 2000	1360	102	92.50
15	28 Ağustos 2000	–	96	–
16	05 Eylül 2000	1358	84	93.81
17	18 Ekim 2000	1382	68	95.00
18	23 Ekim 2000	1776	32	98.19
19	08 Kasım 2000	1936	40	97.93
20	21 Kasım 2000	–	36	–
21	05 Aralık 2000	2298	12	99.47
22	23 Ocak 2001	2320	88	96.20
23	26 Şubat 2001	2346	96	95.90
24	19 Mart 2001	2320	86	96.29
25	11 Nisan 2001	–	46	–
26	01 Mayıs 2001	–	52	–
27	24 Mayıs 2001	–	44	–
28	25 Mart 2001	2320	44	97.93

2 Mayıs -29 Mayıs 2000 tarihleri arasında tesise verilen atık suyun KOI değeri ortalama 429 mg O₂/lt düzeyindedir. Aynı tarihler arasında çıkış sularından elde edilen ortalama KOI değeri 44.4 mg O₂/lt düzeyinde saptanmış ve kirlilik eliminasyonunun ortalama %90 olduğu görülmüştür.

29 Mayıs 2000'den itibaren tesise verilen atık su miktarı 500 ml besiyeri +7-7.5 lt su iken 750 ml besiyeri +7-7.5 lt su şeklinde artırılmıştır.

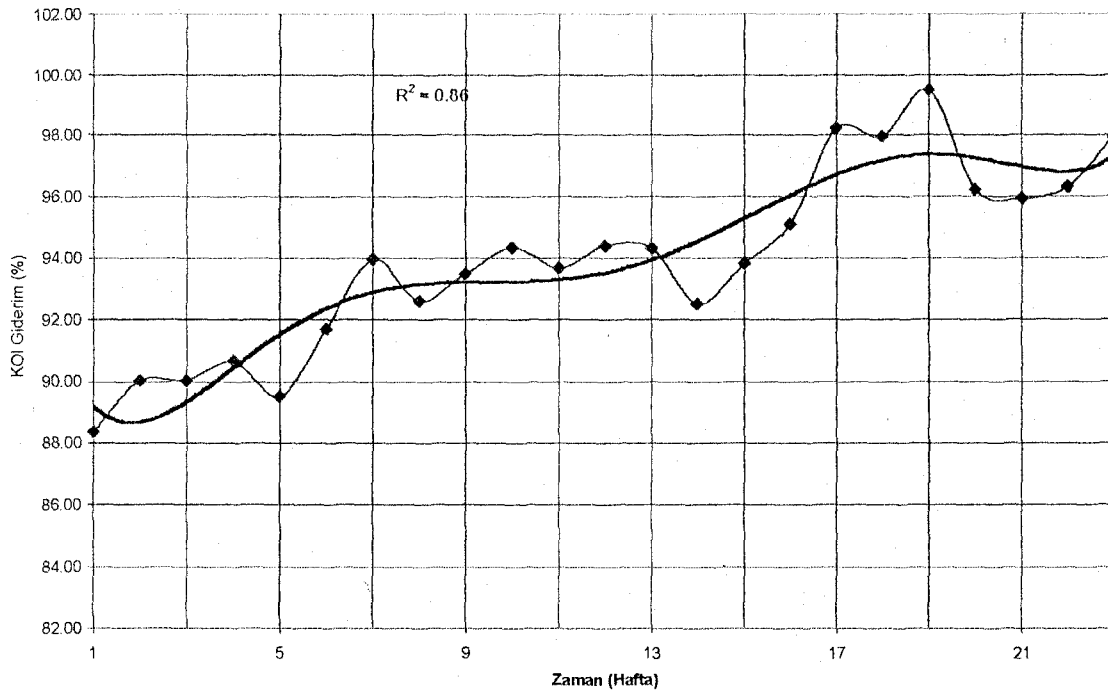
Bu durumda giriş KOI değeri de artmış ve ortalama 1050 mg O₂/lt, çıkış KOI değeri ortalama 68 mg O₂/lt ve kirlilik eliminasyon %94 düzeyinde saptanmıştır.

14 Ağustos 2000 tarihinde yapay atık suyun bileşimindeki üre miktarı 1.44 gramdan 2.88 grama çıkartılmıştır. Bunu takiben 15 Ağustos 2000 tarihinde yapılan KOI analizlerinde giriş suyu KOI değeri 1360 mg O₂/lt, çıkış suyu KOI değeri 102 mg O₂/lt ve % kirlilik eliminasyon düzeyinin ise yaklaşık olarak %93 olduğu görülmüştür.

Bu tarihten 23 Ekim 2000 tarihine kadar yapay atık suyun bileşiminde bir değişiklik yapılmamıştır. Belirtilen tarihler arasında ortalama %94 düzeyinde kirlilik eliminasyon seviyesi gözlenmiştir.

23 Ekim 2000’de hazırlanan yapay atık sudan 750 ml yerine 1000 ml hazırlanarak tesise verilmeye başlanmıştır. Aynı tarihte elde edilen KOI değerleri giriş suyu için 1776 mg O₂/lt, çıkış suyu için 32 mg O₂/lt düzeyinde olup kirlilik eliminasyonu %98.19 olarak bulunmuştur.

5 Aralık 2000 tarihinde tesise verilen üre miktarının 2.88 gramdan 4.32 grama çıkartılması ile kirlilik yükü artmıştır. Bu tarihten 25 Mart 2001’e kadar giriş suyu KOI değeri ortalama 2321 mg O₂/lt, çıkış suyu KOI değeri ortalama 60.57 mg O₂/lt, ve ortalama kirlilik eliminasyon düzeyi de %97 seviyesinde gözlenmiştir. Şekil 20’de KOI düzeyindeki arıtım başarısı grafikte gösterilmiştir. Giriş suyunun KOI değeri değişik dönemlerde yapılan içerik değişikliğine bağlı olarak sürekli artış meydana gelmiştir. Buna rağmen çalışma süresince çıkış suyunda ortalama %94 düzeyinde KOI giderim başarısı elde edilmiştir.



Şekil 20. KOI giderimi (%)

Çalışmaların ikinci aşamasında; 26-28/Mart 2001 tarihleri arasında havalandırma ve karıştırmanın KOI giderimi üzerine etkileri araştırılmış ve 24 saatlik periyotta hangi zaman aralıklarında %90'dan fazla kirlilik eliminasyonu gerçekleştiği tespit edilmiştir.

Tesiste doldurma fazı 2 saat sürmüştür. Bu süre zarfında her yarım saatte tesise 1.875-2 litre su girişi gerçekleştirilmiştir. Doldurma fazı süresince ilk yarım saat karıştırma yapılmış ve bu fazın bitimine yarım saat kala da havalandırma aktif hale geçirilmiştir.

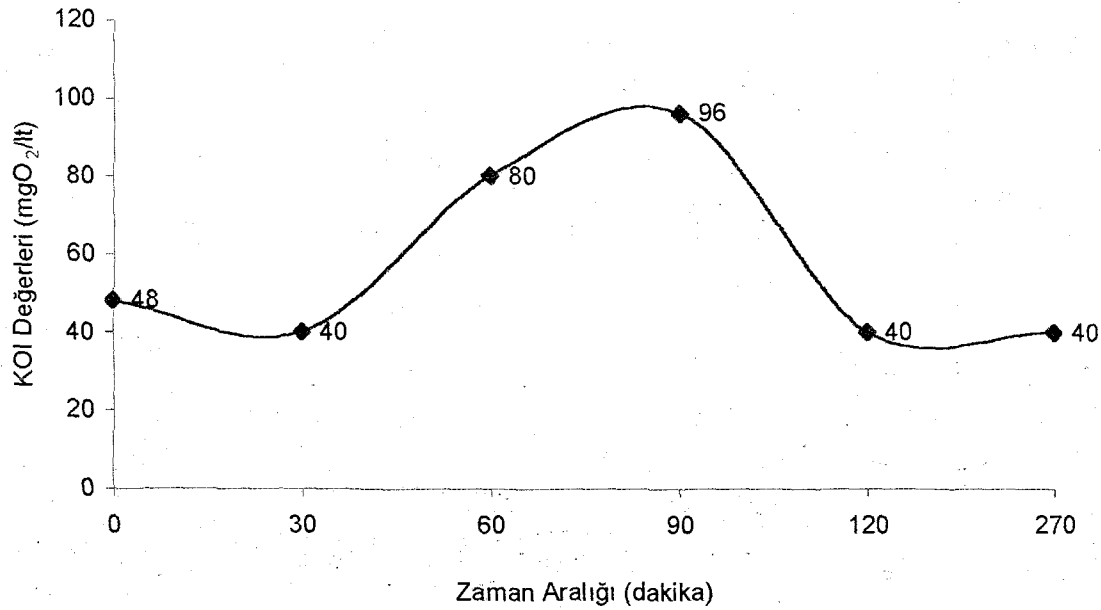
Bu durumlar dikkate alınarak 26 Mart 2001 tarihinde havuzda karıştırma işlemi doldurma fazının tamamında aktif halde tutulmuş ve doldurma fazı biter bitmez, tesis normal işleyişine döndürülmüştür. Bu şekilde alınan sonuçlar Çizelge 6'da sayısal olarak ve Şekil 21'de grafiksel olarak gösterilmiştir.

Çizelge 6. *SBR* tesisinde doldurma fazı süresince karıştırma yapılarak saptanan KOI (mgO_2/lt) değerleri

Tarih	30. Dakika mgO_2/lt	60. Dakika mgO_2/lt	90. Dakika mgO_2/lt	120. Dakika mgO_2/lt	270. Dakika mgO_2/lt
26 Mart 2001	40	80	96	40	40

26 Mart 2001'de karıştırmanın tüm doldurma fazı süresince aktif olması havuzda homojen bir dağılımın oluşmasına olanak vermiş, bu da atık su ile bakterilerin daha iyi etkileşmesini sağlayarak denitrifikasyon başarısını arttırmıştır. Doldurma fazının aktif hale geçmesi ile birlikte tesisten her yarım saatte bir alınan örnekler de KOI analizleri yapılmıştır. 90. dakikadan sonra sistemde karıştırmanın yanı sıra havalandırmanın da aktif hale geçmesi ile nitrifikasyon başlamış ve bu da arıtma başarısını olumlu yönde etkilemiştir. Nitekim 120 ve 270'inci dakikada alınan örnekler ile yapılan KOI analizleri de bunu doğrular niteliktedir. Şöyle ki; 25 Mart 2001'e ait çıkış suyu KOI analizinde $48 \text{ mg O}_2/\text{lt}$ düzeyinde KOI değeri ile karşılaşılmıştır, bu değer, sistemde doldurma fazı süresince karıştırmanın aktif olması ile $40 \text{ mg O}_2/\text{lt}$ düzeyinde gözlenmiştir. Bu demektir ki normalde %97.93 olan arıtma başarısı, karıştırmanın 1 saat süre arttırılması ile %98.27 düzeyine ulaşabilmektedir.

Elde edilen veriler Şekil 21'de grafiksel olarak gösterilmiştir. Grafik de 25 Mart 2001 KOI çıkış suyu değeri başlangıç noktası olarak alınmıştır. Bu şekilde normal çalışma düzeninde elde edilen KOI değeri ile, doldurma fazı süresince devamlı karıştırma yapılarak elde edilen KOI düzeylerinin karşılaştırılması yapılmıştır.



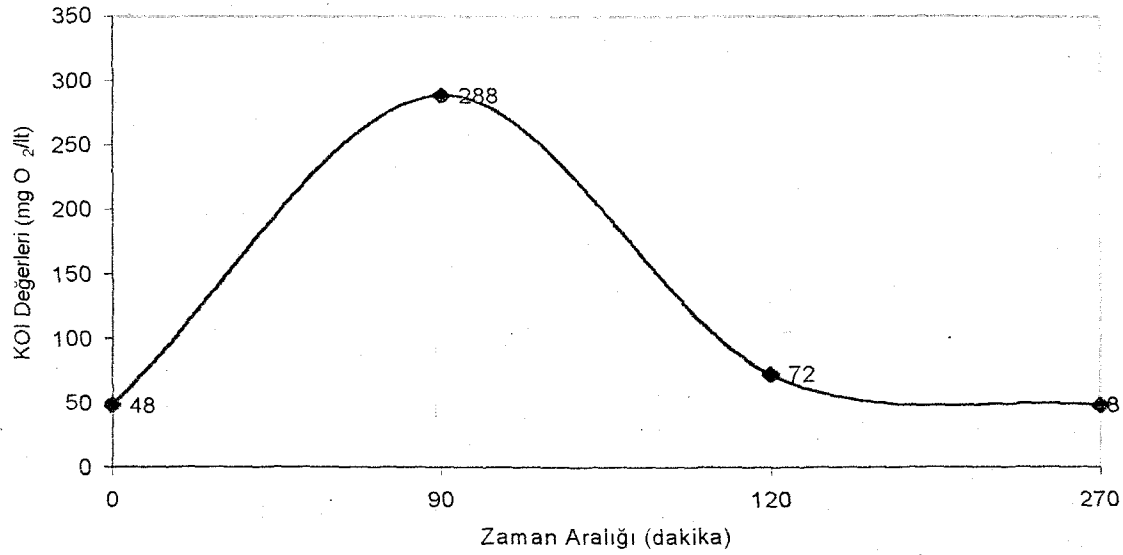
Şekil 21. KOI verileri (26 Mart 2001)

27 Mart 2001 tarihinde havuzun seyrinde herhangi bir değişiklik yapılmaksızın 90, 120, ve 270'inci. dakikalarda alınan örnekler ile KOI analizleri yapılmıştır. Elde edilen veriler çizelge 7'de sayısal olarak, şekil 22'de ise grafiksel olarak gösterilmiştir.

Çizelge 7. KOI testi verileri (27 Mart 2001)

Tarih	90. Dakika (mgO ₂ /lt)	120. Dakika (mgO ₂ /lt)	270. Dakika (mgO ₂ /lt)
27 Mart 2001	288	72	48

27 Mart 2001 tarihinde havuzda 90'inci dakikaya kadar sadece yarım saat süresince karıştırma aktif halde tutulmuştur. Bunun neticesinde 288 mgO₂/lt düzeyinde KOI değeri elde edilmiştir. 90'inci dakikadan itibaren havalandırma ve karıştırmanın da aktif hale gelmesi tam 120'inci. dakikada alınan örnekte yapılan incelemede, değer 72 mgO₂/lt düzeyine düştüğü görülmüştür. 270'inci. dakikada alınan örnekte yapılan analizde 48 mgO₂/lt düzeyinde bir değer saptanmıştır. Bu sonuç, çıkış suyu KOI değerine doldurma fazını izleyen 270'inci dakikada ulaşıldığını göstermiştir. Bu durum Şekil 22'deki grafikte de kolayca görülebilir.



Şekil 22. KOI verileri (27 Mart 2001)

28 Mart 2001 'de tesiste doldurma fazı süresince karıştırma ve havalandırma inaktif hale getirilmiş ve bu süre müddetince KOI eliminasyonu incelenmiştir. Örnekler 120'inci dakikada (tam olarak doldurma bittikten sonra) ve tesis normal düzeneğine döndürülerek yani hem havalandırma hem de karıştırma aktif durumda iken 270. dakikada alınmıştır. Çizelge 8'de alınan sonuçlar gösterilmiş, Şekil 23'de grafik ile sunumu yapılmıştır.

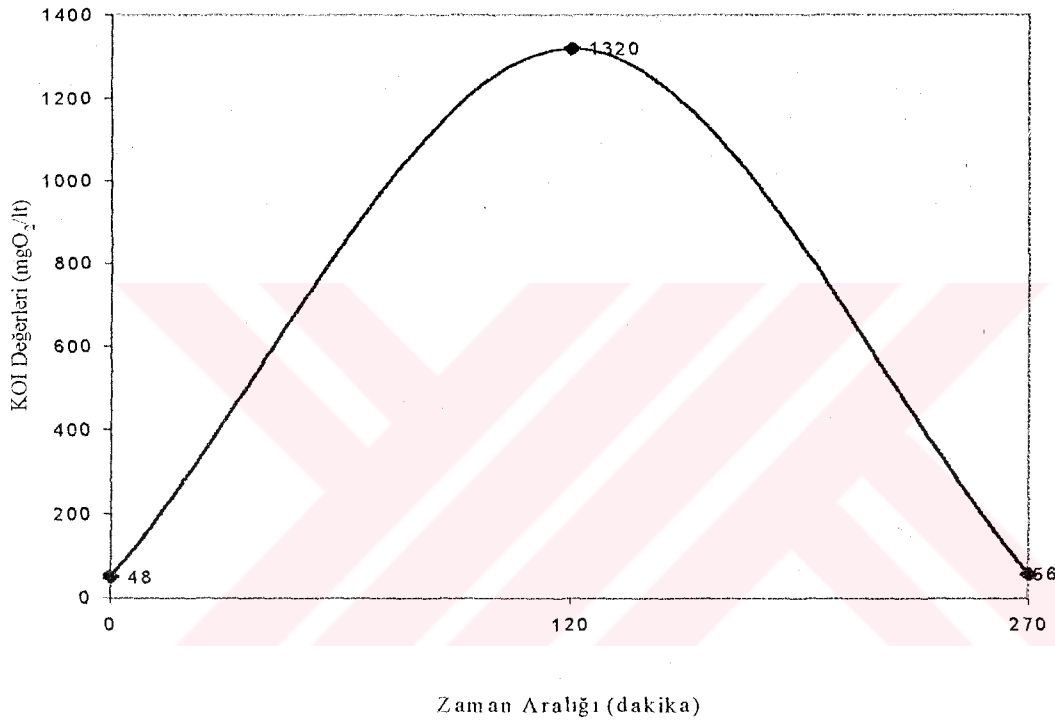
Çizelge 8. KOI testi verileri (28 Mart 2001)

Tarih	120. Dakika (mgO ₂ /lt)	270. Dakika (mgO ₂ /lt)
28 Mart 2001	1320	56

28 Mart 2001'de 120'inci dakikada alınan örnekte KOI değeri 1320 mgO₂/lt olarak saptanmıştır. Bu değer 27 Mart 2001'de havuz normal düzeninde çalışırken 120. dakikada alınan örnekte kaydedilen 72 mgO₂/lt düzeyindeki KOI değerinin 18.3 katı daha fazladır.

Bu şekilde doldurma fazı süresince gerek havalandırma gerekse karıştırma olmamasının arıtma başarısını olumsuz yönde etkilediği görülmüştür. Havuz normal düzenine döndürüldükten sonra ise 270'inci dakikada alınan örnekte yapılan analizde 56 mgO₂/lt KOI değeri saptanmıştır. Bu değer ise, normal çalışma düzeninde

270'inci dakikada elde edilen 48 mgO₂/lt değerinin sadece 1.16 katıdır. Bu şekilde sistemde havalandırma ve karıştırmanın etkinliği bir kere daha görülmüştür. Şekil 23'de 28 Mart 2001 tarihinde yapılan KOI analizlerinden elde edilen veriler gösterilmiştir.



Şekil 23. KOI verileri (28 Mart 2001)

4.3. Azot Eliminasyonuna ilişkin Bulgular

Çalışmalar, nitrat azotu, toplam azot ve amonyum azotu tespitlerinin yapılarak azot düzeyinde ne oranda eliminasyon gerçekleştiğinin saptanmasına yönelik olarak yapılmıştır.

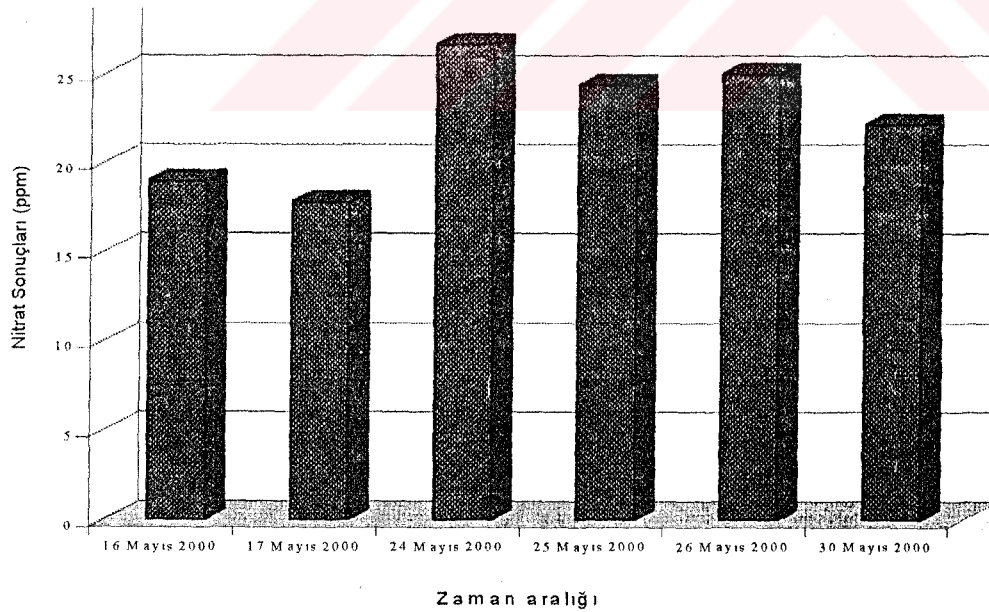
Ayrıca karıştırma ve havalandırmanın gerek amonyum azotu gerekse toplam azot eliminasyonu yönünden etkinliği de araştırılmıştır.

Nitrat azotu tayinleri 16-30 Mayıs 2000 tarihleri arasında yapılmıştır. Çizelge 9’da sayısal olarak, Şekil 24’de ise grafiksel olarak sonuçlar gösterilmiştir.

Çizelge 9. Nitrat analiz sonuçları

Tarih	$\mu\text{g NO}_3\text{-N/ml}$
16 Mayıs 2000	18.92
17 Mayıs 2000	17.74
24 Mayıs 2000	26.64
25 Mayıs 2000	24.33
26 Mayıs 2000	24.95
30 Mayıs 2000	22.10

16-17 Mayıs 2000 tarihlerinde ortalama nitrat miktarı $18.33 \mu\text{g NO}_3\text{-N/ml}$, 24-30 Mayıs 2000 tarihleri arasında ise ortalama $24.50 \mu\text{g NO}_3\text{-N/ml}$ düzeyinde saptanmıştır. Mayıs ayı içerisinde yapılan tüm nitrat analizleri sonucunda ortalama $22.44 \mu\text{g NO}_3\text{-N/ml}$ sonucu elde edilmiştir. Şekil 24’de nitrat analizlerinin spektrofotometrik olarak elde edilen sonuçları grafik ile gösterilmiştir.



Şekil 24. Nitrat analiz grafiğı

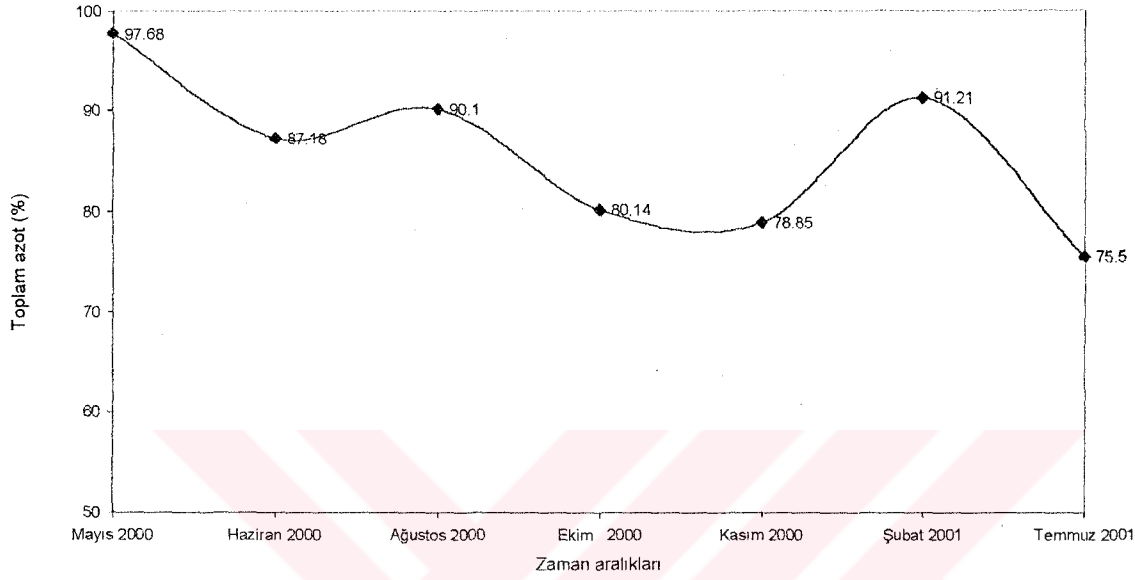
Toplam azot tayini ve amonyum azotu tayinlerine yönelik testler Mayıs 2000-Temmuz 2001 tarihleri arasında yapılmıştır. Bu testlerden toplam azot tayini (Kjeldahl azotu tayini) tesisin giriş ve çıkış sularından alınan örnekler, amonyum azotu tayinleri ise çıkış sularından alınan örnekler ile yapılmıştır. Çizelge 10'da amonyum azotu ve toplam azot değerlerine ait % azot giderim değerlerinin aylara göre değişen miktarları belirtilmiştir. Şekil 25, 26'da grafik ile gösterilmiştir.

Çizelge 10. Amonyum azotu ve toplam azot giderimi (%) sonuçları

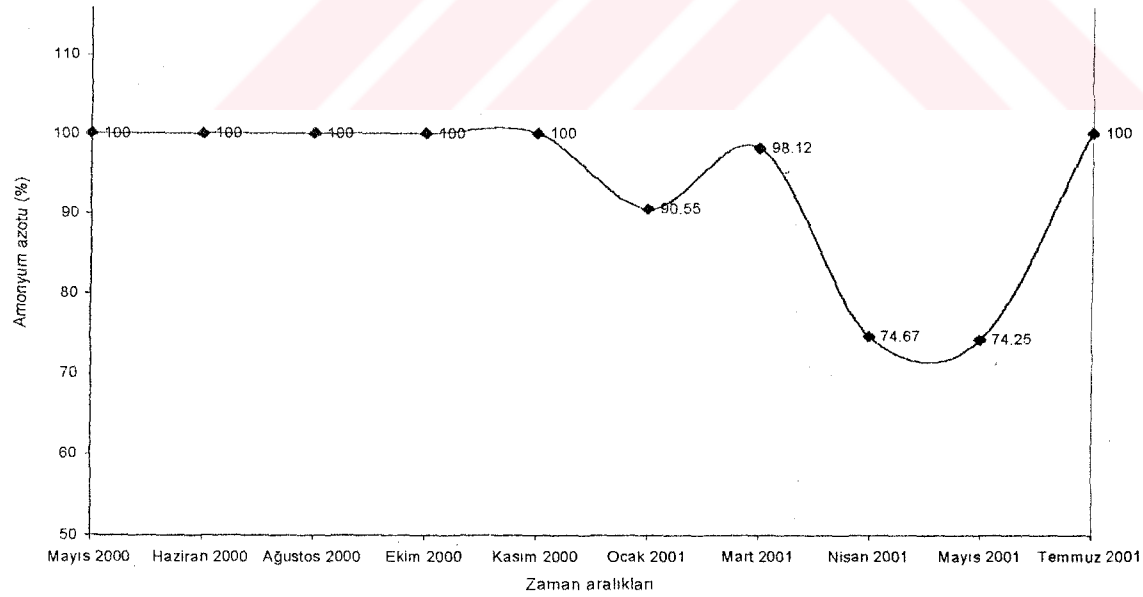
Tarih	Toplam Azot Giderimi (%)	Amonyum Azotu Giderimi (%)
Mayıs 2000	97.68	100
Haziran 2000	87.18	100
Ağustos 2000	90.10	100
Ekim 2000	80.14	100
Kasım 2000	78.85	100
Ocak 2001	—	90.55
Şubat 2001	91.21	—
Mart 2001	—	98.12
Nisan 2001	—	74.67
Mayıs 2001	—	74.25
Temmuz 2001	75.50	100

Çalışmalar sırasında toplam azot giderimi yönünden birbirine yakın değerler ile karşılaşılırken, amonyum azotu giderim değerleri yönünden özellikle Nisan-Mayıs 2001 tarihlerinde ortalama %74.46 düzeyinde eliminasyon sağlanmıştır. Nisan ve Mayıs aylarında % amonyum azotu gideriminin düşük çıkmasının, şüphesiz o tarihler arasında hava sıcaklıklarında görülen ani yükseliş ve düşüşlerle de ilgisi olduğu düşünülmektedir (18-25°C). Sıcaklık değişimleri çamur yapısında değişiklik meydana getirip, yeteri düzeyde azot eliminasyonu gerçekleşmesini engelleyici durum oluşturmuştur. Nitekim Haziran ayı içerisinde sıcaklığın 20-25°C'ler arasında stabil bir yapı göstermesi amonyum azotu gideriminin Temmuz ayı içerisinde %100 düzeyinde olmasını sağlamıştır.

Çalışma sırasında elde edilen ortalama toplam azot giderimi %85.8, amonyum azotu giderimi ise %93.8 düzeyinde saptanmıştır. Şekil 25 ve 26'da toplam azot ve amonyum azotu giderimlerinin aylara bağlı olarak değişimleri grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 25. Toplam azot giderim değerleri (%)



Şekil 26. Amonyum azotu giderim değerleri (%)

Azot giderimi yönünden bu denli başarılı neticeler elde edilmesi akla bir soru getirmektedir. Acaba tesiste hangi zaman aralıklarında ne düzeyde azot giderimi gerçekleşmektedir ve bu işleyişe havalandırma ve karıştırmanın etkisi ne düzeyde olmaktadır? Bunun için gerek amonyum azotu gerek de toplam azotu tayinine yönelik testler 16/17-23/24 Temmuz 2001 tarihleri arasında yapılmıştır. Elde edilen veriler Çizelge 11’de sayısal olarak, şekil 27’de ise grafiksel olarak gösterilmiştir.

Çizelge 11. Amonyum azotu ve toplam azot (%) giderim değerleri

Dakika	Amonyum Azotu Giderim (%)		Toplam Azot Giderimi (%)	
	16/07/2001	17/07/2001	23/07/2001	24/07/2001
30	98.80	98.17	—	59.50
60	98.59	96.45	54.26	55.00
90	98.51	96.60	56.20	50.50
120	96.82	97.18	52.00	40.50

Sistemde 16/17 Temmuz 2001 tarihlerinde amonyum azotu tayinleri yapılmıştır. 16 Temmuz 2001’de havuz normal düzeninde çalışırken doldurma fazı süresince her yarım saatte bir örnekler alınmıştır. 17 Temmuz 2001 tarihinde ise doldurma fazı süresince gerek karıştırma gerekse havalandırma fazları sistemde inaktive edilmiş ve aynı şekilde örnekler alınarak amonyum azotu yönünden tespitler yapılmıştır.

23/24 Temmuz 2001 tarihlerinde toplam azot tayinleri yapılmıştır. 23 Temmuz 2001’de havuz normal düzeninde çalışırken, 24 Temmuz 2001’de ise karıştırma ve havalandırma doldurma fazı süresince inaktif iken alınan örneklerde toplam azot tayini testleri yapılmıştır.

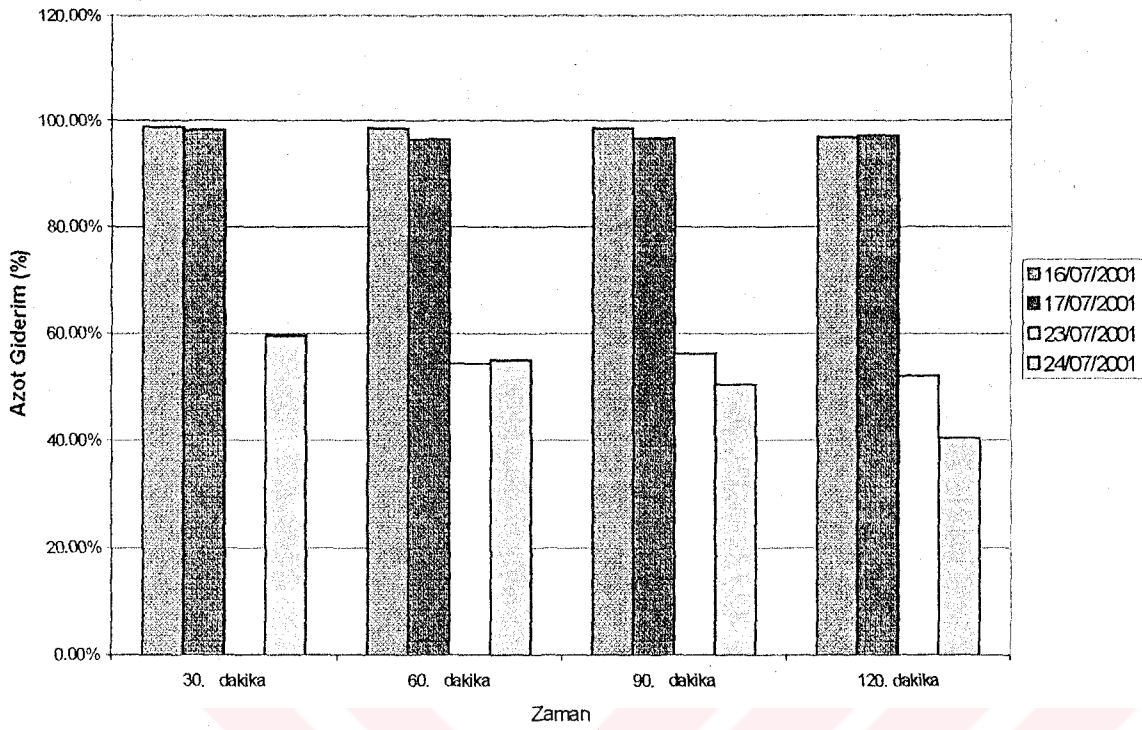
Bu şekilde yapılan testlerde; 16 Temmuz 2001’de 30 ve 90’ıncı dakikalar arasında amonyum azotu giderimi yönünden ortalama % 98.63 düzeyinde bir değer saptanmıştır. 90’ıncı dakikadan sonra sistemde havalandırmanın aktif hale geçmesi ile nitrifikasyon başlamış ve 120’inci dakikada amonyum azotu yönünden % 96.82 düzeyinde arıtım başarısı sağlamıştır.

17 Temmuz 2001'de ise doldurma fazı süresince karıştırma ve havalandırmanın inaktive edilmiş olması 120 dakika boyunca sistemde denitrifikasyon gerçekleşmesini sağlamıştır. Bunun neticesinde ortalama %97.1 düzeyinde amonyum azotu yönünden sistemde arıtma başarısının sağlandığı görülmüştür.

23 Temmuz 2001'de havuz düzeninde herhangi bir değişiklik yapılmaksızın yapılan toplam azot tayininde, doldurma fazı bitimine kadar 60,90,120'inci dakikalarda alınan örneklerde ortalama % 54 düzeyinde toplam azot eliminasyon başarısı görülmüştür.

24 Temmuz 2001'de ise karıştırma ve havalandırmanın doldurma fazı süresince inaktif halde tutulması, analiz verilerinin gitgide daha düşük azot giderim yüzdeleri vermesini sağlamıştır. Bu da sistemde nitrifikasyonun gerçekleşmemesi, denitrifikasyonun da bu şartlar altında ancak belli bir düzeye kadar gerçekleşmesinden ileri gelmektedir. Karıştırma ve havalandırma olmadan sistemde 24 Temmuz 2001 tarihinde ortalama olarak %51.4 düzeyinde toplam azot eliminasyon düzeyi saptanmıştır.

Çalışmada karıştırma ve havalandırmanın amonyum azotu ve toplam azot eliminasyonlarına etkileri bu şekilde gözlenirken elde edilen verilerin sunumu Şekil 27'de grafiklerle gösterilmiştir.



Şekil 27. Azot eliminasyon düzeyleri

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Kurulan *SBR* tesisinde prosesler, aynı havuz içinde aerob, ve anoksik fazların bir araya getirilerek başarılı bir nitrifikasyon ve denitrifikasyon aşamalarının oluşturulması prensibine göre yürütülmüştür.

Bu amaca ulaşmak için arıtma tesisinde nitrifikasyonu ve denitrifikasyonu gerçekleştirecek bakteriler için uygun ortam şartlarının düzenlenmesi gerekmektedir (Grady ve Lim, 1980). Bunu da gerçekleştirmek kolaydır. Bunu gerçekleştirmek için her iki bakteri grubuna uygun koşullar sağlayacak bir havalandırma tertibatı kurmak yeterlidir. Böyle bir düzenekte sağlanması gereken en önemli ön koşul, nitrifikasyon fazında oksijen eksikliğinin, denitrifikasyon fazında ise NO_3^- dışında çözünmüş oksijen bulunmasının önüne geçilecek yapısal özelliklerin bir araya toplanmasıdır. Çünkü oksijen eksikliği nitrifikasyonu, oksijen fazlalığı da denitrifikasyonu engelleyici faktör oluşturmaktadır (Sharma ve Ahlert, 1977). Bu yüzden havalandırma süreleri kademeli olarak denenmiş, yapılan test sonuçlarından alınan verimlere göre ortalama 16 saat sürekli yapılacak bir havalandırma tertibatının yeterli olacağı sonucuna varılmıştır.

Bakterilerin yeterli düzeyde birikerek sistemde önemli bir yer tutması başarılı bir nitrifikasyon ve denitrifikasyon için sağlanması gereken şartlardan en önemlisidir. Bunun sağlanabilmesi, yüksek çamur yaşı ile mümkündür (Anonymous, 1983). Nitekim *SBR* tesisinin çamur yaşı 47.6 gün şeklinde tespit edilmiştir. Bu çok başarılı bir sonuçtur. Bu sayede bakterilerin atık su ile temasının daha yoğun ve uzun süreli olduğu anlaşılmıştır.

Diğer önemli bir husus da, gerek laboratuvar gerekse teknik boyutlarda çalışan çeşitli tipteki biyolojik atık su arıtma tesislerinde dikkat edilmesi gereken diğer bir kriter çamur indexidir. Bu değer 150 ml/g düzeyinin altında olduğu sürece çamur şişmesi gibi bir durumdan söz edilemez (Ehrler ve ark., 1987). *SBR* tesisinde Mayıs 2000'de bu değer aşılmış olmakla birlikte herhangi bir çamur şişmesi olayı ile karşılaşılmamıştır. Nedeni, çamurun düzenli olarak hipomix ile karıştırılması, yeterli havalandırmanın sağlanması ve su sıcaklığının çalışmanın büyük bir kısmında 16°C 'nin üzerinde bir seyir göstermesi gibi kriterlerin olumlu neticesi şeklinde

açıklanabilir. Sıcaklığın 10-22°C'ler arasında seyretmesi nitrifikasyon için optimal düzeydir (Fenger, 1970). Bu yüzden, alınan neticelerden başarılı bir nitrifikasyon düzeyinin çalışma sırasında sıklıkla sağlandığı gözlenebilmiştir.

Ayrıca, literatürde, çamurun fiziksel etkenlerle parçalandığı (örneğin karıştırılarak) kaskat şeklinde çalışan tesislerde su sıcaklığının 16°C ve üzerinde olmasının hemen her zaman sağlıklı bir çamur oluşması için uygun olduğu belirtilmiştir (Steiger ve Gniosdorsch, 1987).

Günümüzde *SBR* tesisleri çok çeşitli tipte kullanılmaktadırlar. Temel prensiplerinde aerob ve anoksik fazlar bazen bir arada bazen ise ayrı reaktörlerde oluşturulmuş ve çeşitli işlem gayelerine yönelik olarak çalıştırılmışlardır (Hendriksen ve Ahring, 1996).

Bizim tesisimizde ise değerlendirmeler her zaman tesisin kesikli yükleme ile beslenmesi ve aynı havuz içinde bu fazların değerlendirilmesi şeklinde çalışılmıştır. Bu yüzden çamur geri dönüşü yapılmamıştır. Temelde boşaltma fazı sırasında sistemden dışarı kaçan çamur dışında, çamur uzaklaştırılması da uygulanmamıştır. Bu durum, çamurun kendini yenilemesi açısından olumlu bir etki yaratmıştır.

Arıtma başarısının incelenmesi yönünden önemli olan diğer bir kriter de çamur yüküdür. Çamur yükü havuza verilen kirlilik yükünün toplam çamur miktarına oranı şeklinde tanımlanmış ve bu değer standart olarak 0.15 kg BOI/kg çamur kuru ağırlığı şeklinde tanımlanmıştır. Bu değer aynı zamanda başarılı bir nitrifikasyon gerçekleştirmek için gereken maksimum yük sınırıdır. Araştırmacıların buldukları sonuca göre çamur yükü 0.1 seçildiği takdirde denitrifikasyonun da yardımı ile çıkış suyunda 10 mg/l'te kadar azot düzeyi elde etmek mümkündür. Genelde çamur yükü 0.08-0.09 arasında tercih edilmektedir (Anonymous, 1983; Stier., 1985).

Çalışmamız sırasında çamur yükü Nisan 2000'den Mart 2001'e kadar maksimum 0.11 kg KOI/kg çamur gün, minimum 0.04 kg BOI/kg çamur gün gerçekleşmiştir. Mart 2001'de 0.02 kg BOI/kg çamur gün ve Mayıs 2001'de de bu rakamın 0.17 kg BOI/kg çamur gün düzeyinde gerçekleşmiştir. Mart-Mayıs 2001 tarihleri arasında çamur yükünün bu kadar yükselmesinde şüphesiz arttırılan kirlilik yükünün ve bu zaman aralıklarında sıcaklığın dengesiz bir şekilde azalıp artmasının (15.5°C-20°C)' da etkisi vardır. Mayıs 2001'de sıcaklığın 18°C-20°C 'ler arasında

seyretmesi, sıcaklıktaki ani düşüş ve yükselişlerin azalması tesisin arıtma başarısı üzerine etkili olmuş ve bu etki çamur yüküne de yansiyarak 0.17 kg BOI/kg çamur gün düzeylerinde görülmesine yol açmıştır.

Sistem bu şekilde başarılı bir işleyiş gösterirken merak edilen bir başka husus da şudur. Acaba tesise verilen atık sudaki kirliliğin tamamı ne kadar sürede elimine edilmekte ve gerek karıştırmanın gerek de havalandırmanın bu sürece etkisi ne oranda olmaktadır?

Bunun için sistemde KOI düzeyinde arıtım, toplam azot ve amonyum azotu düzeyinde % azot giderimine yönelik testler sistemde havalandırma ve karıştırma düzeninde değişiklik yapılarak tespit edilmiştir.

İlk olarak, 26-28 Mart 2001 tarihleri arasında yapılan KOI analizlerinde reaktörde normal işleyiş süresinde girişte 2320 mgO₂/lt olan KOI değerinin, çıkışta 48 mgO₂/lt düzeyinde olduğu görülmüştür. Karıştırmanın devamlı olarak aktif halde tutulduğu 26 Mart 2001 tarihinde ise çıkış suyu KOI değerinin 120. dakikadan itibaren 40 mgO₂/lt düzeyinde olduğu kaydedilmiştir. Bu sayede normalde KOI düzeyinde %97.93 olan arıtma başarısı, sistemde karıştırmanın 1 saat süreyle arttırılması ile %98.27 düzeyine çıkmıştır. Aynı şekilde havalandırmanın sistemde inaktive edilmesi ile normal işleyişte 120. dakikada %96.89 olan arıtma başarısı, %43.10 seviyesine inmiştir. Bu da 120. dakikada arıtma başarısının neredeyse yarı yarıya düşmesine neden olmuştur.

Benzer şekilde 16/17 Temmuz 2001'de yapılan amonyum azotu ve 23/24 Temmuz 2001'de yapılan toplam azot tayinlerinde; doldurma fazı süresince reaktörde normal işleyişte amonyum azotu yönünden ortalama % 98.18, toplam azot yönünden ortalama % 54.2 olan azot giderim başarısı, sistemde havalandırma ve karıştırmanın inaktive edilmesi ile amonyum azotunda % 97.1 ve toplam azot değeri yönünden %51.4 düzeyinde arıtım başarısı görülmesine neden olmuştur.

Bu şekilde; karıştırmayla, havuzda homojen bir dağılım gerçekleştiği ve gerek nitrifikasyon gerekse denitrifikasyonda verimin arttırılması açısından önemli bir kriter olarak değerlendirilebileceği, havalandırmanın ise nitrifikasyon ve bunu takiben sistemde gerçekleştirilecek denitrifikasyon aşaması için zemin oluşturduğu anlaşılmaktadır.

Sonuç olarak söylenebilir ki;

Sistemde ortalama 16 saat süren devamlı bir havalandırma prosesi ile gerçekleşen nitrifikasyon aşamasının ardından sisteme verilen havanın kesilmesi, denitrifikasyon için gerekli zemini oluşturur. Bu aşamanın aktif hale geçmesiyle nitrifikasyon ile sağlanan nitratın elementer azot oluşur ve serbest hale geçen azotun suda çözülme düzeyi çok az olduğundan büyük ölçüde atmosfere kaçar.

Karıştırmanın sistemdeki önemi, aktif çamur yapısını oluşturan bakteri ve diğer organizmalarla yapay atık suyun homojen bir şekilde temasını sağlayıcı yönde bir öge olmasından kaynaklanır. Bu da havuzdan eşit şekilde denitrifikasyon gerçekleşmesini ve 90'ıncı dakikadan sonra aktif hale geçen havalandırma ile birlikte, sistemde aktif çamur ile atık suyun oksijenlenmesinin maksimum düzeye ulaşmasını ve gerek nitrifikasyon gerekse denitrifikasyondan sağlanabilecek verimin artmasını sağlar.

Tesiste tüm çalışma süresince toplam azot giderimi ortalama % 86, amonyum azotu giderimi ortalama % 94, KOI giderimi ortalama % 94 ve çamur indexi düzeyinin de ortalama 73.29 ml/g şeklinde görülmesi, tercih edilen faz kombinasyonlarının oldukça yerinde uygulandığı ve gerek nitrifikasyon gerekse denitrifikasyon aşamalarının başarı ile sürdürüldüğünü gösteren bir durum arz etmiştir.

Çalışmanın biyolojik arıtım açısından bu kadar olumlu sonuçlar vermesi ve tesise verilen atık sudaki kirliliğin doldurma fazını takiben 2.5 saat sonra % 100'ünün KOI düzeyinde elimine edildiğinin görülmesi, böyle bir tesiste arıtma düzeyinin daha kısa tutulabileceğini göstermektedir. Bu da teknik boyutlarda kurulabilecek bir *SBR* tesisine, benzer şekilde verilebilecek olan atık sudaki kirliliğin diğer konvensiyonel arıtma tesislerinden daha kısa sürede biyolojik arıtımının gerçekleştirilebileceği görüşümüzü kuvvetlendirmektedir. *SBR* tesisleri gerek inşaat ve ilk yatırım masraflarının düşük olması, gerekse otomasyon ile işletilme sağlanmasıyla diğer konvensiyonel uygulamalardan özellikle, çok yoğun kirlilik taşımayan atık su kitlelerinin biyolojik arıtılması için tercih edilebilir. Yoğun kirli atık suların arıtılmasının gerektiği durumlarda sistemin önüne anaerobik çalışacak bir

reaktör konulması uygundur. Bu şekilde gerek anaerobik reaktörden gerekse *SBR* tesisinden elde edilebilecek biyolojik arıtım verimi arttırılabilir. Ayrıca bölgemizde yılın büyük bir kısmında su sıcaklığının 20°C'nin altına düşmemesi sistemin başarısında büyük bir rol oynamaktadır. Bu şekilde çamur yapısında çok fazla değişiklik olmamakla birlikte nitrifikasyonun ve denitrifikasyonun optimal koşullarda gerçekleşmesi sağlanmaktadır. Bütün bu değerlendirmeler doğrultusunda bölgemiz şartlarında kurulacak böyle bir *SBR* tesisinden son derece olumlu sonuçlar alınacağı kuşkusuzdur.

KAYNAKLAR

AKUNNA J., BIZEAU C., MOLETTA R. (1992). Denitrification in Anaerobic Digesters: Possibilities and Influence of Wastewater COD/N-NO_x Ratio. *Environ. Technology* 13, 825-836

AKUNNA J., BIZEAU C., MOLETTA R. (1993). Nitrate and Nitrite Reductions with Anaerobic Sludge Using Various Carbon Sources: Glucose, Glycerol, Acetic Acid, Lactic Acid and Methanol. *Water Res.* 27 (8), 1303-1312

AKUNNA J., BIZEAU C., MOLETTA R., BERNET N. and HEDUIT A. (1994a). Combined Organic Carbon and Complete Nitrogen Removal Using Anaerobic and Aerobic Upflow Filters. *Water Science Technology*. 30 (12), 297-306

AKUNNA J., BIZEAU C., MOLETTA R. (1994b). Nitrate Reduction by Anaerobic Sludge Using Glucose at Various Nitrate Concentrations: Ammonification, Denitrification and Methanogenic Activities. *Environ. Technol.* 15 (1), 41-49

AKUNNA J., BIZEAU C., MOLETTA R. (1998). Effects of Nitrates on Methanogenesis at Low Redox Potential. *Environ. Technol.* 19, 1249-1254

ALBERTSON, O. E. 1987. "The Control of Bulking Sludges: From the Early Innovators to Current Practice" Journal WPLF, VOL. 59. Page. 172 April 87

ANDREADAKIS A. D. (1992). Anaerobic Digestion of Piggery Wastes. *Water Science Technol.* 25 (1), 9-16

ANONYMOUS, 1975. Deutsche Einheitsverfahren Zurwasser-,Abwasser-und Schlamm-Untersuchung, Verlag Chemie- Weinheim

ANONYMOUS, 1978. Münchener Beiträge zur AbwasserFischerei und Flubilogie Band 29, Moderne Abwasser-reinigungs verfahren, Auflage München, Wien-Oldenbourg

ANONYMOUS, 1983. Lehr-und Handbuch der Abwassertechnik Dritte, Überarbeitete Auflage Band III: Grundlagen für Planung und Bau von Abwasserkläranlagen und Mechanische Klärverfahren Verlag Von Wilhelm Ernest & Sohn Berlin-München

ANONYMOUS, 1986. U. S. Environmental Protection Agency: Sequencing Batch Reactors, EPA/625/8-86/011 Cincinnati, OH. October

ANONYMOUS, 1987. Korrespondenz Abwasser 87. Jahrgang Nr.1., 80

ANONYMOUS, Verband Deutscher Anlagen-und Maschinenhersteller (1997). Anlagen-und Komponenten zur biologischen Abwasserbehandlung mit SBR-Anlagen (Aufstavanlagen). VDMA 24427. Berlin: Beuth-Verlag, 18S

APHA, 1992. Standart Methods for Examination of Water and Wastewater. 18th edn. American Public Hild Association, Washington, D. C.

ARDERN, E. and LOCKETT, W. T (1914): Experiments on the Oxidation of Sewage without the Aid of Filters. J. Soc. Chemp. Ind. 33,523

BARNARD, J. L., 1974. Cut P and N Without Chemicals. Water and Wastes Eng., 33-36

BATCHELOR B. (1982). Kinetic Analysis of Alternative Configurations for Single-Sludge Nitrification/Denitrification. J. Water Poll. Control Fed. 54, 1493-1504

BENEFIELD L. and MOLZ F. (1984). A Model for the Activated Sludge Process Which Considers Wastewater Characteristics. Floc Behavior and Microbial Population. Biotechnol. Bioeng. 26, 352-361

BERNET N., DELGENES N. and MOLETTA R. (1996). Denitrificaton by Anaerobic Sludge in Piggery Wastewater. *Environ. Technol.* 17 (33), 293-300

BOCK E., KOOPS H.-P., AHLERS B. and HARMS H. (1992). Oxidation of Inorganic Nitrogen Compounds as Energy Source. In: A. BALOWS. H.G. TRUPER. M. DWORKIN. W.HARDER and K.H. SCHLEIFER. *The Prokaryotes: A Handbook on the Biology of Bacteria: Ecophysiology, Isolation, Identification, Applications*, eds pp. 414-430. Springer New York.

BORTONE G., GEMELLI S., RAMBALDI A., and TILCHE A. (1992). Nitrification Denitrification and Biological Phosphat Removal in Sequencing Batch Reactors Treating Piggery Wastewater. *Water Science Technology*. 26 (5-6), 977-985

BROWER, B., and BARFORD, C. C., 1997. Biological Fixed Film Systems *Water Environ. Res.*, Volume 69, No 4, 487-500

BULL R. J., GERBA C. and TRUSSELL R. R. (1990). Evaluation of the Health Risks Associated with Disinfection. *Crit. Rev. Environ. Control* 20, 77-114

CASTENS, D., J.; ROZICH, A. F., (1985). Analysis of Batch Nitrification Using Substrate Inhibition Kinetics. *Biotechnol. Bioeng.* 18 461-465

CHEN K.-C. and LIN Y.-F. (1993). The Relationship between Denitrifying Bacteria and Methanogenic Bacteria in a Mixed Culture System of Acclimated Sludges. *Water Res.* 27 (12). 1749-1759

CHEN K.-C. and LIN Y.-F. and HOUNG J.-Y. (1997). Performance of a Continuous Stirred Tank Reactor with Immobilized Denitrifiers and Methanogens. *Water Environ. Res.* 69 (2). 233-239

CLARENS M., BERNERT N., DELGENES J. P. And MOLETTA R. (1998). Effect of Nitrogen Oxides and Nitrate Denitrification by *Pseudomonas stutzeri* on acetotrophic methanogenesis by *Methanosarcina mazer.* *FEMS Microbiol. Ecol.* 25 (3), 271-276

DAMRATH, H., 1982. *Wasserversorgung*, B. G. Taubner Stuttgart

DAQUE R. R. and PIDAPARTI S. R. (1992). Anaerobic Sequencing Batch Reactor Treatment of Swine Wastes. 46th Purdue Industrial Waste Conference Proceedings. Lewis. Chelsea. MI. PP. 751-760

DEITRICH, K.R., 1971 *Abwasserreinigung*. Alfred Hüthing Verlag GmbH

DOLD, P. L.; EKAMA, G. A.; MARAIS, G. V. R., (1980). A General Model for the Activated Sludge Process. *Prog. Wat. Tech.* 12 47-77

ECKENFELDER, W. W., and Ford, D. I. I., 1970. *Water Pollution Control*, The Pemberton Press. Jenkins Book Publishing Company, New York.

ECKENFELDER Jr W. W. and VANDEVENNE L. (1980). A Design Approach for Rotating Biological Contactors Treating Industrial Wastewaters. in *Proceedings: First National Symposium/Workshop on Rotating Biological Contactor Technology*, ed. E. D. Smith and Y. C. Wu, Vol. II, pp. 1065-1075. Champion, Va.

EHRLER, P., 1987. Unterstützung der Aeroben Biologischen Abwasserreinigung Durch Braunkohlenkoks. *Korr. Abwasser.* 43. Jahrgang Nr. 2., 129-136

ERICSSON, B., (1975). Nitrogen Removals in a Pilot Plant. J. WPCF 47 727-740

FENGER, B., 1970. Aktiverde Slamanlæf og Biologiske Filtre (Activated Sludge Plant stand Biofilters). Stadsog Havneingenicren, 61, 47-54

FERNANDES L., MC KYES E., WARITH M. and BARRINGTON S. (1991). Treatment of Liquid Swine Manure in the SBR under Aerobic and Anoxic Conditions. Can. Agric. Eng. 33, 373-379

FISCHER J. R., IANNATTI E. L. and PORTER J. H. (1984). Anaerobic digestion of Swine Manure at Various Influent Solids Concentrations. Agric. Wastes 11, 157-166

FLEIGE, H., MEYER, B., und SCHOLZ, H., 1971. Fraktionierung des Bodenstickstoffes für N-Haushaltsbilanzen Göttinger Bodenluudliche Berichte, Göttingen, 18,1-37

FREITAG A., RUDERT M. and BOCK E. (1987). Growth of Nitrobacter by Dissimilatoric Nitrate Reduction. FEMS Microbiol. Lett. 48. 105-109

FUJIE K., BRAVO H. E. and KUBOTA H. (1983). Operation Design and Power Economy of Rotating Biological Contactor *Water Res.* 17, 1153-1162

GEMMEL, S. R., 1971. Mixing and Sedimentation, Water Quality and Treatment, A Handbook of Public Water Supplies, The American Water Works Association, Inc. Mc Graw-Hill Book Company

GORONZY, M., 1996. Cyclic Technology Reaches New Heights. *Water Quality International*, March/April 1996 S. 18-20

GRAF, W., KERSCH, D., und PAWLOFSKY, L. M., 1981. Hygienische und Microbiologische Beeinflussung Natürlicher Gewässer Otoppe Durch Algen und Wasserpflanzenwuchs. 2. Mitteilung. Verbesserung der Chemischen und Bacteriologischen Gewässergüte Durch Natürlichen Wasserpflanzenwuchs. zbl. Bact. Hug. I. Abt. Orig. B. 174, 530-555

GRUHLER, J., 1981. Kleine Kläranlagen, VEB Verlag Für Bauwesen, Ost., Berlin

GULLICKS, H. A. and CLEASBY, J. L., 1990. Nitrification Performance of a Pilot Scale Trickling Filter. Res. J. Water Pollut. Control Fed., 62. 40

GUNNAR Demoulin, Salzburg/Österreich, Mervin Goronzsy, Lake Forest, CA/USA, Lorenz Amerer, Großarl/Österreich *Korrespondenz Abwasser* 8/96

GRADY, C. P. L., Jr., and LIM, H. C., 1980. Biological Wastewater Treatment Marcel Dekker, New York, N. Y.

HABECK-TROPHKE, H. H., 1980. Abwasserbiologie, Werner Ingenieur Texte 60 Werner, Verlag Düsseldorf

HAMMER Mark J., HAMMER M. J. Jr., *Water and Wastewater Technology* Trd Edition 1996. A Simon&Schuster Company Englewood Cliffs, New Jersey 07632

HANAKI K. and POLPRASERT C. (1989). Contribution of Methanogenesis to Denitrification with an UpflowFilter. *JWPCF* 61 (9), 1604-1611

HARMON J., SVORONOS S. A. and LYBERATOS G. (1987). Adaptive Steady-State Optimization of Biomass Productivity in Continous Fermentors. *Biotechnol. Bioeng.* 30, 335-344

HELMER, R., und SEKAULOV, I., 1977. Weitgehende Abwasserreinigung, Deutscher Fachschriften Verlag, Braund und Go. KG, Mainz Weisbaden

HENDRIKSEN H. V. and AHRING B. K. (1996). Integrated Removal of Nitrate and Carbon in an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor: Operating Performance. *Water Res.* 30 (6) 1451-1458

HENZE M., GRADY Jr. C. P. L., GUJER W., MARAIS G. V. R. and MATSUO T. (1987). A General Model for Single-Sludge Wastewater Treatment Systems. *Water Res.* 21, 505-515

HENZE, M., HARREMOES, P., JANSEN, J. C., and ARVIN, E., 1996. Wastewater Treatment Biological and Chemical Processes. P. 285

HOCKENBURY, M. R. 1976. Factors Affecting Nitrification. *J. Environ. Eng.*, 103. 8-10

HOOPER A. B. and TERRY K. R. (1998). Hydroxylamine Oxidoreductase of Nitrozomonas. Production of Nitric oxide from Hydroxylamine. *Biochim. Biophys. Acta* 512. 12-20

HÖLL, K., 1979. Wasser de Gruyter-Verlag, Berlin, New York

HUTTER, L. A., 1984. Wasser und Wasseruntersuchung-Verlag Moritz
Diester Otto Salle Verlag

IRVINE R.L. and DAVIS W.B. (1971). Use of Sequencing Batch Reactor for
Waste Treatment-CPC International, Corpus Christi, TX. Presented at the 26th
Annual Industrial Waste Conference, Purdue University. West Lafayette, IN.

IRVINE R. L., KETCHUM L. H., ARORA M. L., and BARTH E. F. (1985).
An Organic Loading Study of Full-Scale Sequencing Batch Reactors. Journal of
Water Pollution Control Federation 57 (8), 847-853

IRVINE R. L., MURTHY D. V. S., ARORA M. L., COPEMAN J. L. and
HEIDMAN J. A. (1987). Analysis of Full-Scale SBR Operation at Grundy Center ,
Iowa. J. Water Poll. Control Fed. 59 (3), 132-138

JENKINS. D., M. G. Richard, and G.T. Daigger, 1986. Manual on the Causes
and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming, Prepared for Water Research
Commision, Republic of South Africa and U.S. EPA, Cincinnati, OH, Water
Research Commision, Pretoria, South Africa, April JERN N. W. (1987). Aerobic
treatment of Piggery Wastewater with the Sequencing Batch Reactor. Biol. Wastes
22, 285-294

KAPOOR A. and VIRARAGHAVAN T. (1997). Nitrate Removal From
Drinking Water-Review. J. Environ. Eng. 123 (4) 371-380

KATHE, S., 1976. Über die Selbstreinigung Naturlicher Gewasser,
Naturwissenschaften 63, 286-291

KARL, I., 1953. GWF, 94. J. Jahrang. H.12, 1-5

KURODA M., SHIMA H. and SAKAKIBARA Y. (1988). A study on
Simultaneous Treatment of Organic Matter and Nitrate with a Biofilm Consisting of
Methane Fermentative Bacteria and Denitrifying Bacteria. Proc. Environ. Sanit. Eng.
Res. 24, 231

LEDUC R. and BUCHANAN I. (1993). Minimization of Multistage RBC
active Disc Area. J. Environ. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng. 119, 271-286

LEITHE, W., 1970. Ein Beschleunigtes Verfahren zur Bestimmung des
Chemischen Sauerstoffbedarfs in Wassern mit Kaliumpyrochromat,
Österreichische Abwasser Rundschau, Folge 2, 25-28

LIN Y. F. and CHEN K. C. (1995). Denitrification and Methanogenesis in Co-Immobilized Mixed Culture System. *Water Res.* 29 (1), 35-43

LO K. V., LIAO P.H. and GAO Y. C. (1994). Anaerobic Treatment of Swine Wastewater Using Hybrid UASB Reactors. *Biores. Technol.* 47. 153-157

MAHR, I., 1971. Untersuchungen Überden Abbauvon Stärke. *Städtehygiene* 5.

MANGOLD, K. H., KAEDING, J., LORENZ, K., 1973. Abwasserreinigung in der chemischen und artverwandten Industrie VEB-Deutscher verlag Leipzig

MASSE D. I., PATNI N. K., DROSTE R. L. and KENNEDY K. J. (1996). Operation Strategies for Psychrophilic Anaerobic Digestion of Swine Manure Slurry in Sequencing Batch Reactor. *Can J. Civil Eng.* 23, 1285-1294

MATEJU V. et al. (1992). Biological Denitrification in a Continuous Flow Membrane Reactor. M. S. Thesis. University of California. Davis.

MC KEE J.E. and WOLF H.W. (1963). Water Quality Criteria. The Resources Agency of California State, Water Resource Control Board, Publication No. 3A.

METCALF and EDDY, Inc., 1991. Wastewater Engineering: Treatment/Disposal/Reuse, 2nd ed., Revised by G. Tchobanoglous. Mc Graw-Hill, New York. N. Y.

MURRAY, K. A., 1956. The Oxygen Consumed Test: Historical Review, *Proceedings of Institute of Sewage Purification*, 9,5

NORCROSS K.L. (1992). Sequencing Batch Reactors- an Overview. Presented at the 16th Biennial Conference of the International Association on Water Pollution Research & Control.

ODEGAARD H., 1988. Treatment of Anaerobically pretreated effluents. In 5th International Symposium on Anaerobic Digestion, eds E.R. Hall and P.N. Hobson, pp. 225-238. Pergamon Press, Bologna, Italy OKADA M. and SUDO R. (1986) Performance of Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Process for Simultaneous Removal of Nitrogen, Phosphorus and BOD as applied to Small Community Sewage Treatment. *Water Science Technol.* 18, 363-370

PARKER, D., 1989. Enhancing Reaction Rates in Nitrifying Trickling Filters Through Biofilm Control. *J. Water Pollut. Control Fed.* 61. 4-9

PASVEER, A. (1959). Contribution to the Development in Activated Sludge Treatment. J. Ind. Sew. Purif., 4, S 436

POTH M. and FOCHT D. D. (1985). ^{15}N Kinetic Analysis of N_2O Production by *Nitrosomonas europaea*: an Examination of Nitrifier Denitrification. Appl. Environ. Microbiol. 49. 1134-1141

REUMUTH, H., 1954. Mikroskopische Beiträge zur Gebrauchs und Abwasser Frage für die Textilindustrie und das Wäschereigewerbe. Zeitschrift für Gesamte Textilindustrie Jahrgang 56, H1, 15-25

REUMUTH, H., 1965. Biologisch Wirksame Kleinlebewesen in Gesunden und Kranken Gewässern. Zeitschrift für Gesamte Textilindustrie 67, Heft 9, Seite 707-718

REUMUTH, H., 1967. Biologisch Wirksame Kleinlebewesen in Gesunden und Kranken Gewässern. Zeitschrift für die Gesamte Textilindustrie 67, Heft 9, Seite 707-718

SCHLEYPEN, P., I. Michel und H.E. SIEWERT (1997). Sequencing Batch Reactors with Continuous Inflow for Small Communities in Rural Areas in Bavaria. Water Science 1. S. 269-276

SCHMIDT I. and BOCK E. (1997). Anaerobic Ammonia Oxidation with Nitrogen dioxide by *Nitrosomonas eutropha*. Arch. Microbiol. 167. 106-111

SCHMIDT I. and BOCK E. (1998). Anaerobic Ammonia Oxidation by Cell-Free Extracts of *Nitrosomonas eutropha* Antonie Van Leeuwenhoek 73. 271-278

SCHROEDER, E.D., 1977. Water and Wastewater Treatment, International Student Edition, Mc Graw-Hill Inc.

SHARMA B. and AHLERT R. C., 1977. Nitrification and Nitrogen Removal. *Water Res.* 11. 897-925. SHI Z., SHIMIZU K., WANATABE N. and KOBAYASHI T. (1989) Adaptive On-Line Optimizing Control of Bioreactor Systems. *Biotechnol. Bioeng.* 33 999-1009

SOMIYA, I.; TSUNO, H.; MATSUMOTO, (1988). M.: Phosphorus Release Storage Reaction and Organic Substrate Behavior in Biological Phosphorus Removal. *Water Res.* 22 49-58

SONG S. (1986). The Effect of Mass Transport Limitation on Nitrification in the Activated Sludge Process. Ph.D. Thesis, University of California, Los Angeles, CA

STEIGER, E., GNIOSDORSCH, L. G., Frankfurt am Main L. G. Gniosdorsch U. E. Steiger, (1985). Großklärwerke Niederrad und Sindlingen der Stadt Frankfurt am Main als Biologische Vollreinigungsstufe, Abwassertechnik Heft 2 3-7

STEIGER, E., GNIOSDORSCH, L. G., 1987. Blähschlamm Ursachen und Vermeidung. Korrespondenz Abwasser. ATV. R. Oldenburg Verlag. München Heft 7, 720-728

STIER, E., 1985. Klärwärter-Taschenbuch, 8. Auflage Abwassertechnische Vereinigung e.u.f. Hirthammer Verlag-München

STROUS M., FUERST J. A., KRAMER E.H.M., LOGEMANN S., MUYZER G., VAN DE PAS-SCHOONEN K. T., WEBB R., KUENEN J. G. and JETTEN M. S. M. (1999). Missing lithotroph Identified as new Planctomycete. Nature 400. 446-449

STUVEN R., VOLLMER M. and BOCK E. (1992). The Impact of Organic Matter on Nitric Oxide Formation by Nitrozomonas europaea. Arch. Microbiol. 158. 439-443.

SUMMERS R. and BOUSFIELD S. (1980). A Detailed Study of Piggery – Waste Anaerobic Digestion. Agric. Wastes. 2, 61-78

SURAMPALLI R. Y. and BAUMANN E. R. (1987). RBC Kinetic in Treating Domestic and Industrial Dairy Wastewater Under Low and High Organic Loading Conditions. Proc. Ind. Waste Conf. 41, 445-457

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S.; LEUNG, G. (1992). Effect of Exogeneous Carbon Sources on Removal of Inorganic Nutrient by the Nitrification-Denitrification Process. *Water Res.* 26 1229-1236

TCHOBANOGLIOUS, G., 1981. Wastewater Engineering. Second Edition. Tafa Mc Graw-Hill Publishing Company. LTD. New Delhi

VUORIRANTA P., HAILE MARIAM D. and KAUTIA E. (1993). Organic Carbon and Nitrogen Removal from Wastewaters of Single Houses, and Separate

Establishments Using a Simple Sequencing Batch Reactor. *Water Sci. Technol.* 28 (10), 243-249

WARDLE , Sir Thomas (1898). Sewage Treatment and Disposal. J. Royal San. Inst., London

WILDERER, P. A.,1976. Reaktionskinetik in der biologischen Abwasser Analyse. Karlsruher Berichte Helf. 8.

WILDERER, P. A., R.L. Irvine und J. Doellerer (Hrsg.) 1997. Sequencing Batch Reactor Technology. *Water Science and Technology*, 35, Nr. 1, 278 S

ZHANG R. H., YIN Y., SUNG S. and Daque R. R. (1997). Anaerobic Treatment of Swine Waste by the anaerobic SBR Trans. ASAE 40 3. 761-767



ÖZGEÇMİŞ

1976 yılında Darende’de doğdum. İlk, orta ve lise tahsilimi Adana’da tamamladım. 1995 yılında Ç.Ü. Fen-Edebiyat Fakültesi Biyoloji bölümüne kaydoldum. 1999 yılında Biyolog lisansı ile mezun oldum. Aynı yıl Ç.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı’nda Yüksek Lisans öğrenimime başladım. Halen öğrenimime devam etmekteyim.

