

T.C
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ÇÖP SIZINTI SULARININ ANAEROBİK MEMBRAN
BİYOREAKTÖRÜNDE ARITIMI**

Ergin TAŞKAN

Tez Yöneticisi

Doç. Dr. Halil HASAR

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ELAĞİ-2009

T.C
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ÇÖP SIZINTI SULARININ ANAEROBİK MEMBRAN
BİYOREAKTÖRÜNDE ARITIMI**

Ergin TAŞKAN

Tez Yöneticisi

Doç. Dr. Halil HASAR

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ELAZIĞ-2009

T.C
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ÇÖP SIZINTI SULARININ ANAEROBİK MEMBRAN
BİYOREAKTÖRÜNDE ARITIMI**

Ergin TAŞKAN

Yüksek Lisans Tezi

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Bu Tez,Tarihinde aşağıda belirtilen jüri tarafından
oybirliği/oyçokluğu ile başarılı/başarısız olarak değerlendirilmiştir.

Danışman: Doç. Dr. Halil HASAR

Üye: Prof. Dr. Nusret ŞEKERDAĞ

Üye: Doç. Dr. M. Emin EMİROĞLU

Bu tezin kabulü, Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun/..... tarih ve
.....sayılı kararıyla onaylanmıştır.

TEŞEKKÜR

Bu tez çalışmamın planlama, yürütölme, kontrol ve baskı aşamasında göstermiş olduğu katkılarından dolayı danışman hocam sayın Doç. Dr. Halil HASAR'a,

Lisans, yüksek lisans eğitimim boyunca bilgi, beceri ve deneyimlerinden faydalandığım bütün bölüm hocalarıma,

Eğitimim ve yaşamım boyunca her türlü desteklerini benden esirgemeyen aileme,

TEŞEKKÜR EDERİM

İÇİNDEKİLER

Sayfa no

İÇİNDEKİLER	I
ŞEKİLLER LİSTESİ	III
TABLolar LİSTESİ	VI
KISALTMALAR	VII
ÖZET	VIII
ABSTRACT	IV
1.GİRİŞ	1
2. KATI ATIK DEPOLANMASI VE SIZINTI SUYU OLUŞUMU	4
2.1. Katı Atık Depolama Alanı	4
2.2 Sızıntı Suları	6
2.3 Sızıntı Sularının Kompozisyon ve Karakteristikleri	6
2.4 Sızıntı Sularının Kompozisyonunu Etkileyen Faktörler	9
2.4.1 Mevsimsel Değişim	9
2.4.2 Deponi Alanının Yaşı	9
2.4.3 Dökülen Atığın Kompozisyonu	10
2.4.4 Jeolojik Karakteristikler	11
2.4.5 Doldurma Tekniği	11
3. ANAEROBİK ARITMA	12
3.1. Anaerobik Arıtmanın Esasları	12
3.2 Anaerobik çürütme Basamakları	15
3.2.1 Hidroliz Basamağı	17
3.2.2 Asit Oluşumu	18
3.2.3 Metan Oluşumu	19
3.3 İşletme Şartları	19
3.3.1 Bekleme Süreleri	19
3.3.2 Sıcaklık	20
3.3.3 Nutrientler	24
3.3.4 Alkalinite ve pH	24
4. SIZINTI SULARININ ARITIMI	26
4.1. Sızıntı Sularının Arıtımında Fiziko-Kimyasal Arıtmanın Yeri	26
4.2 Sızıntı Sularının Arıtımında Biyolojik Arıtmanın Yeri	28

4.3. Sızıntı Sularının Arıtımında Membran Sistemler	29
4.3.1. Membran Ayırma Mekanizması	29
4.3.2. Membran Biyoreaktörler	31
5. MATERİYAL VE METOT	39
5.1 Çöp sızıntı suyu karakterizasyonu	39
5.2 Membran Biyoreaktörü	39
5.2.1 Hidrofilik Membran Dönüşümü	39
5.2.2 Membran Direnç ölçümleri	40
5.2.3 Deneysel Düzenek	41
5.3. İşletim Şartları	45
5. 4. Aşı çamuru	45
5. 5. Analitik ölçümler	46
6.BULGULAR VE TARTIŞMA	47
6.1.İşletime Alma Süreci	47
6.2 Sızıntı suyunun anaerobik MBR’da arıtımı	52
6.3 Sistemin Farklı Asetat ve Çöp sızıntı Suyu Konsantrasyonlarında İşletilmesi	55
6.3.1. Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/10 olduğu deneysel sonuçlar	55
6.3.2. Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/4 olduğu deneysel sonuçlar	58
6.3.3. Sızıntı Suyu / asetat KOİ oranının 1/1 olduğu deneysel sonuçlar	61
6.3.4. Sızıntı Suyu / asetat KOİ oranının 3/4 olduğu deneysel sonuçlar	66
6.3.5. Besleme suyunun KOİ’sinin tamamen sızıntı suyu ile ayarlandığı deneysel sonuçlar.	70
7.SONUÇLAR	75
8. REFERANSLAR	77
ÖZGEÇMİŞ	

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1. Mühendislik kriterleri ile tasarlanmış bir katı atık depolama alanı.	5
Şekil 2.2. Katı atık depolama alanlarının stabilizasyonu esnasında önemli parametrelerin değişimi.	5
Şekil 2.3. Katı Atık Depolama Alanında Su Hareketleri.	10
Şekil 3.1. Glikozun etanole anaerobik fermentasyonu.	12
Şekil 3.2. Glikozun anaerobik solunumu.	13
Şekil 3.3. Anaerobik süreç safhaları.	16
Şekil 3.4. Metan üretimi nispeten büyük sıcaklık değerleri aralığının üstünde meydana gelir. Özellikle kentsel atıksu arıtma tesislerinde çoğu anaerobik çürütücüler mezofilik sıcaklık aralığında çalışır.	21
Şekil 4.1. Membran ayırma ünitesinin tanıtımı.	30
Şekil 4.2. Membran biyoreaktörlerin şematik diyagramı:(a) MBR ile birleştirilmiş batık membran modülü (b) Harici membran ayırma ünitesi ile biyoreaktör.	32
Şekil 5.1 Sistemin şematik gösterimi.	42
Şekil 5.2. Anaerobik Membran Biyoreaktörü. A) Genel Görünüm, B) Reaktör Hücresi	43
Şekil 5.3. Laboratuarda dizayn edilen membran modülü A) Genel görünüm, B) Işık Mikroskopuyla Fiber görüntümleri	44
Şekil 6.1. Anaerobik MBR işleme alınırken sistem performansının KOİ bakımından değişimi	47
Şekil 6.2 Anaerobik MBR işletmeye alınırken sistemin akı basınç değişimi.	48
Şekil 6.3 Anaerobik sistem devreye alınırken reaktörde ve çıkıştaki pH'ın değişimi	49
Şekil 6.4 Anaerobik sistemin alışma periyodundaki giriş ve çıkış amonyum konsantrasyonları.	50
Şekil 6.5 Sistemin alışma periyodundaki fosfor giriş-çıkış ve verim grafiği	51
Şekil 6.6 İşletme devresinde sistem performansının KOİ bakımından değişimi.	52
Şekil 6,7 İşletim süresine hidrolik bekleme süresine bağlı olarak sistem performansının KOİ bakımından değişimi.	53
Şekil 6.8 işletme devresinde giriş-çıkış ve reaktör pH sınırın değişimi.	53
Şekil 6.9 Sistemin işletmeye alma devresindeki akı basınç grafiği.	54
Şekil 6.10 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/10 olduğu devrede sisteme verilen ve giderilen organik yük miktarları organik yük miktarları.	56
Şekil 6.11 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/10 olduğu devrede sistem performansının KOİ bakımından değişimi.	56

Şekil 6.12 Sızıntı suyu /asetat KOİ oranının 1/10 olduğu devrede işletim süresine bağlı olarak akı miktarındaki değişim.	57
Şekil 6.13 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/10 olduğu devrede giderilen organik yüke bağlı olarak oluşan gaz miktarı.	58
Şekil 6.14 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/4 olduğu devrede sistem performansının KOİ giderme verimi bakımından değişimi	59
Şekil 6.15 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/4 olduğu devrede sisteme verilen ve giderilen organik yük miktarı.	59
Şekil 6.16 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/4 olduğu devrede işletim süresine bağlı olarak akı miktarındaki değişim	60
Şekil 6.17 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/4 olduğu devrede giderilen organik yüke bağlı olarak oluşan biyogaz miktarı	61
Şekil 6.18 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/1 olduğu devrede işletim süresince sisteme verilen ve giderilen organik madde miktarı.	62
Şekil 6.19 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/1 olduğu devrede sisteme verilen organik yük ile sistem performansının KOİ bakımından değişimi.	63
Şekil 6.20 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/1 olduğu devrede işletim süresine bağlı olarak akı miktarındaki değişim.	64
Şekil 6.21 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/1 olduğu devrede giderilen organik yüke bağlı olarak oluşan gaz miktarı.	64
Şekil 6.22 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/1 olduğu devrede giderilen sülfat miktarına bağlı olarak oluşan biyogaz miktarı	65
Şekil 6.23. Gram boyama tekniği ile sülfat bakterisi olduğu tahmin edilen bakterilerin görünümü.	65
Şekil 6.24 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 3/4 olduğu devrede organik yüke bağlı olarak KOİ giderim verimi.	67
Şekil 6.25 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 3/4 olduğu devrede işletim süreci boyunca sistem performansının KOİ bakımından değişimi.	67
Şekil 6.26 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 3/4 olduğu devrede işletim süresince sisteme verilen ve giderilen organik yük.	68
Şekil 6.27 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 3/4 olduğu devrede işletim süresince elde edilen akı ve basınç grafiği.	68
Şekil 6.28 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 3/4 olduğu devrede işletim süresince giderilen organik madde miktarı ve oluşan gaz miktarının değişimi.	69
Şekil 6.29 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 3/4 olduğu devrede giderilen sülfat	70

miktarına bağlı olarak oluşan biyogaz miktarındaki değişim..	
şekil 6.30 Besleme suyu KOİ'sinin tamamen sızıntı suyu ile ayarlandığı devrede işletim süresince sisteme verilen ve giderilen organik yük.	71
şekil 6.31 Besleme suyu KOİ'sinin tamamen sızıntı suyu ile ayarlandığı devrede işletim süresince sisteme verilen organik yük ile sistem performansının KOİ bakımından değişimi.	71
şekil 6.32 Besleme suyu KOİ'sinin tamamen sızıntı suyu ile ayarlandığı devrede işletim süresince oluşan akı miktarında ve basınçtaki değişim.	72
şekil 6.33 Besleme suyu KOİ'sinin tamamen sızıntı suyu ile ayarlandığı devrede giderilen organik yüke bağlı olarak oluşan gaz miktarı.	73
şekil 6.34. Besleme suyu KOİ'sinin tamamen sızıntı suyu ile ayarlandığı devrede giderilen sülfat miktarına bağlı olarak oluşan biyogaz miktarındaki değişim.	74

TABLÖLER LİSTESİ

Tablo 2.1. Sızıntı Tipleri	7
Tablo 2. 2. Çeşitli katı atık depolama alanlarından kaynaklanan sızıntı sularının ortalama değerleri	8
Tablo 3.1. Önemli anaerobik mikroorganizmalar, elektron vericiler, elektron alıcılar ve karbon kaynakları verilmiştir	14
Tablo 3.2 Anaerobik çürüme prosesindeki önemli biyokimyasal reaksiyonlar.	17
Tablo 3.3. Kentsel anaerobik çürütücülerde metan üretimi için sıcaklık aralığı.	22
Tablo 3.4. Metan oluşturan bakterilerin büyümesi için optimum sıcaklık aralıkları.	22
Tablo 3. 5 Mezofilik ve termofilik çürütücülerin karşılaştırılması.	22
Tablo 5.1. Çalışmada kullanılan sızıntı suyunun özellikleri	39
Tablo 5.2. Biyoreaktörde kullanılan membran özellikleri	41

KISALTMALAR

An-MBR	Anaerobik membran biyoreaktör
MBR	Membran biyoreaktör
HBS	Hidrolik bekleme süresi
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
BOİ	Biyolojik oksijen ihtiyacı
TOC	Toplam organik karbon
MF	Mikrofiltrasyon
UF	Ultrafiltrasyon
sCOD	Çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı
RO	Ters osmoz
VFA	Uçucu yağ asiti
MLSS	Askıda katı madde
MLVSS	Uçucu askıda katı madde

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ÇÖP SIZINTI SULARININ ANAEROBİK MEMBRAN BİYOREAKTÖRÜNDE ARITIMI

Ergin TAŞKAN

Fırat Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

2009, Sayfa :85

Çöp sızıntı sularının kirlетici içeriğinin çok fazla olması ve özellikle biyolojik arıtma için inhibisyon etkisine sahip olması bu atıksuların kolay arıtılamayacağıının göstergesidir. Bu nedenle, dünyada ve ülkemizde çöp sızıntı sularının etkin bir şekilde arıtılması için birçok bilim ve teknoloji grubu çeşitli arıtma üniteleri üzerinde yoğunlaşmışlardır. Bu çalışmalar, genellikle arıtım sistemlerinin farklı kombinasyonları kullanılarak yürütölmektedir.

Bu tez çalışmasında çöp sızıntı sularının anaerobik membran biyoreaktörde arıtımı araştırılmıştır. Ayrıca farklı sızıntı suyu/asetat oranlarında besleme yapılarak An-MBR'ın KOİ giderim performansı, gaz üretme kapasitesi ve sülfatın elektron alıcı olarak mikroorganizmalar tarafından kullanılmasının biyogaz oluşumu üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Deney süreçlerinden elde edilen sonuçlara göre sistemin KOİ giderme verimi işletmeye alma sürecinde %50'ye kadar ulaştığı belirlenmiştir. Farklı sızıntı suyu/asetat oranlarında KOİ giderme verimi ortalama %75-85 arasında değişmiştir. Ayrıca An-MBR'da giderilen sülfat miktarı arttığında üretilen biyogaz miktarında azalma olduğu tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Çöp sızıntı suyu arıtımı, Anaerobik membran biyoreaktör, Arıtma

ABSTRACT

Master Thesis

TREATMENT OF LEACHATES IN ANAEROBIC MEMBRANE BIOREACTOR

Ergin TAŞKAN

Fırat University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering

2009,Page:85

The various contaminants from leachate and mainly having inhibition effect on biological treatment indicate that leachate can not be treated easily. In order to the treatment of leachate effectively in our country and worldwide, many studies focused on the various treatment units. Those studies have been carried out using different combinations of treatment systems.

In this study, the treatment of leachate by anaerobic membran bioreactor was researched. Moreover, the removal efficiency of COD, the capacity of gas production and the effect of utilization of sulphate as electron acceptor by microorganism on the generation of biogas were evaluated by feeding with different ratio of leachate/acetate in An-MBR. According to results from experimental studies, the removal of COD was found by 50% during the adaptation phase and in the range of 75 to 85% at different ratio of leachate/acetate. Furthermore it was found that the reduction of the amount of biogas occurred when the content of sulphate increased in An-MBR.

Keywords: Leachate, Anaerobic membrane bioreactor, Treatment

1.GİRİŞ

Günümüzde, hızlı endüstrileşme ve kentleşme oldukça yoğun bir şekilde çevresel problemlere neden olmaktadır. Artan nüfus ve alınan zayıf çevre yönetim kararları özellikle gelişmekte olan ülkelerde çevre sektöründeki problemlere hızlı bir ivme kazandırmaktadır. Bu problemler arasında kentsel çöplerin neden olduğu zararlı emisyonlar, çöp depolama alanlarından kaynaklanan sızıntı suları, vahşi depolama ile tehdit edilen halk sağlığı nedeniyle son yıllarda birçok ülkede hükümetler tarafından oldukça sert kararlar alınmıştır.

Gelişmiş ülkelerde, çöp sızıntı sularının karakterizasyonu ve arıtım işlemlerinin faaliyete geçirilmesi son kırk beş (45) yılda hız kazanmış, fakat halen etkili ve ekonomik bir arıtım süreci tam olarak belirlenmemiştir. Ülkemizde, çöp sızıntı suları hem yerel yönetimler için hem de halk sağlığı için büyük bir problem olmuştur. Ülkemizde, birçok ilde katı atıkların bertaraf çalışmaları yeterli olmadığından su kaynakların kirlenmesi, doğal yaşamın tehdit edilmesi ve kontrolsüz gaz emisyonları gibi canlı hayatını ve yaşam refahını olumsuz yönde etkileyen önemli problemler sık sık görülmektedir. Bu nedenle katı atıkların organik kısımlarının uygun arıtımı için gerekli teknolojinin kurularak kullanılması kaçınılmaz hale gelmiştir. Bu tür teknolojiler sızıntı suyunun oluşumu gibi ikincil problemleri oluşturmaktadır.

Sızıntı suyu, katı atık sahalarında atığın parçalanması ve yağmur suyunun alanda derinlemesine sızması sonucu organik ve inorganik bileşenlerin üretilen sıvı kütlesine geçmesi sonucu oluşurlar. Sızıntı suları, alıcı ortama veya yeraltı suyuna karışmadan önce arıtılmalıdır. Bu amaçla düşük maliyetli, etkin ve küçük ölçekli arıtma sistemlerinin kurularak organik yüklerin azaltılması arzu edilmektedir. Çöp sızıntı sularının kirletici içeriğinin çok geniş olması ve özellikle biyolojik arıtım için inhibisyon etkisine sahip kirleticiler içermesi, bu atıksuyun kolay arıtılmayacağının bir göstergesidir. Bu nedenle, dünyada ve ülkemizde çöp sızıntı sularının etkin bir şekilde arıtılması için birçok bilim ve teknoloji grubu çeşitli arıtma üniteleri üzerinde yoğunlaşmışlardır. Bu çalışmalar, genellikle arıtım sistemlerinin farklı kombinasyonları kullanılarak yürütülmektedir.

Sızıntı suyu, atık depolama alanına nemli çöplerin girişiyle oluşmaya başlar ve depolama alanı kapatıldıktan sonra yaklaşık olarak takip eden on yıl devam eder. Sızıntı suları, yüksek organik madde ve amonyum azotu içeren kuvvetli atıksulardır. Kompozisyonu; çöp depolama alanının yaşına, katı atığın kalitesine, miktarına, depolama esnasında oluşan biyolojik ve kimyasal proseslere ve yağış miktarına bağlıdır. Kuvvetli organik madde ve amonyak içeren sızıntı suları arıtılmaksızın deşarj edildiğinde, nütrient zenginliğinden dolayı alg büyümesini tetikleyebilir, oksijen tüketimini artırabilir ve su ortamında toksik etkilere neden olabilir.

Çöp depolama alanının tasarımı ve işletimi, sızıntı atıksularının oluşumunda önemli bir etkiye sahiptir. Genellikle sızıntı sularının kirleticileri; kimyasal oksijen ihtiyacı, biyolojik oksijen ihtiyacı, halojenli hidrokarbonlar, inorganik tuzlar ve ağır metallerle ölçülmektedir. Sızıntı sularının kirlilik yükü ve miktarları; katı atık depolama alanına, depolama zamanına, iklime, hidrojeolojik yapıya ve atık içeriğine bağlı olarak değişmektedir. Bu nedenle, sızıntı sularının karakterizasyonu şehirden şehire, hatta aynı şehirde bölgeden bölgeye çok değişim gösterebilir.

Gelişmiş ülkelerdeki mevcut arıtma uygulamaları, mümkün olduğunca kuru yöntem ile deponlama alanlarının işletimini sağlayarak, sızıntı suyu miktarının azaltılmasını hedeflemektedir. Bu uygulama uzun süreli çöp depolama alanının stabilizasyonuna dönüşmektedir. Deponi alanlarının işletim alternatifleri arasında bulunan yaş yöntem ise sızıntı suyundaki organiklerin azaltılmasına yöneliktir. Bu yöntem, inert KOİ ve azot arıtımında etkili olmayıp deşarj standartlarını karşılamamaktadır. Çeşitli biyolojik arıtma metotları sızıntı sularının arıtımında kullanılmaktadır. Uzun havalandırmalı sistemler, ardışık kesikli reaktörler ve havalandırmalı lagünler, güvenilir ve stabil bir arıtmaya ulaşmak için kullanılmaktadır. Fakat sızıntı suyunun yapısından dolayı bu klasik arıtma yöntemleri ile deşarj standartlarına ulaşmak oldukça zordur. Ülkemizde ise sızıntı suyunun azaltılması, toplanması ve arıtılması aşamalarında halen tatmin edici seviyede bir sonuç alınmamıştır. Çözüm olarak en zor aşama olan sızıntı sularının azaltılması düşünülmektedir. Sızıntı sularının etkili bir biçimde arıtılması için güvenilir ve sürdürülebilir bir teknoloji geliştirmek ülkemiz için önemli bir ihtiyaçtır.

Sızıntı suyundaki yüksek amonyak konsantrasyonundan dolayı, amonyak toksiditesi ve çamur özellikleri aerobik biyolojik arıtma sistemleri üzerinde etkilidir. Yaklaşık olarak 1000 mg/l amonyak konsantrasyonuna sahip sızıntı suları mikroorganizma için direk toksik olabilir (Robinson ve diğ., 1992). Bu tez çalışmasında amonyak toksiditesine daha dirençli olan anaerobik arıtma yöntemi kullanılmıştır. Anaerobik biyoreaktöre membran modülü daldırılmış ve oluşabilecek herhangi bir mikroorganizma kaçağı önlenmiştir. Anaerobik MBR farklı amonyak ve sülfat konsantrasyonlarında çalıştırılmıştır. Ayrıca sızıntı suyu farklı oranlarda seyreltilmiş ve asetat ilave edilerek sabit KOİ değerinde çalışılarak elektron verici olarak asetatın rolü izlenmiştir. Anaerobik MBR'ın hidrolik davranışı akı, basınç değişimi ve toplam direnç bakımından değerlendirilmiştir. Çalışma genel olarak bir yılı aşkın bir süre deneysel olmak üzere üç aşamadan oluşmuştur. Birinci aşamada, sistemin işleme alınması, aşı çamurunun sızıntı suyuna alışması ve deneysel metotların kurulması hedeflenmiştir. Bu süreçte, An-MBR'ın performansı KOİ giderimi bakımından değerlendirilmiştir.

İkinci aşamada, An-MBR sızıntı suyu kontrol edilmeksizin arıtılmıştır. Bu süreçte arıtım performansı ve membranın hidrolik davranışı izlenmiştir. Üçüncü aşamada, sızıntı suyu farklı oranlarda seyreltilmiş ve sabit bir KOİ değeri (5000 mg/l) için asetat ilavesi yapılmıştır. Sızıntı suyu % 10, 25, 50, 75 ve 100 oranlarında musluk suyuna ilave edilmiştir. Anaerobik biyoreaktördeki çamur yaşı bütün çalışma süresince 100 gün olarak muhafaza edilmiştir. Hidrolik bekletme süresi membranın akısına bağlı olarak değişmiştir. Genellikle transmembran basıncı arttırılarak akı yükseltilmeye çalışılmış fakat herhangi bir akı artışının olmadığı durumlarda membranlar fiziksel olarak yıkanarak temizlenmiştir.

2. KATI ATIK DEPOLANMASI VE SIZINTI SUYU OLUŞUMU

2.1. Katı Atık Depolama Alanı

Güvenli ve emniyetli bir katı atık depolama sahası katı atık yönetiminde önemli bir unsurdur. Evsel katı atıklar; kutu, cam parçacıkları, mobilya, şişe, yiyecek parçacıkları, gazete ve diğer organik atıklardan meydana gelmektedir. Katı atık yönetimi ile ilgili farklı metotlar vardır. Birkaç yönetim uygulaması şunlardır.

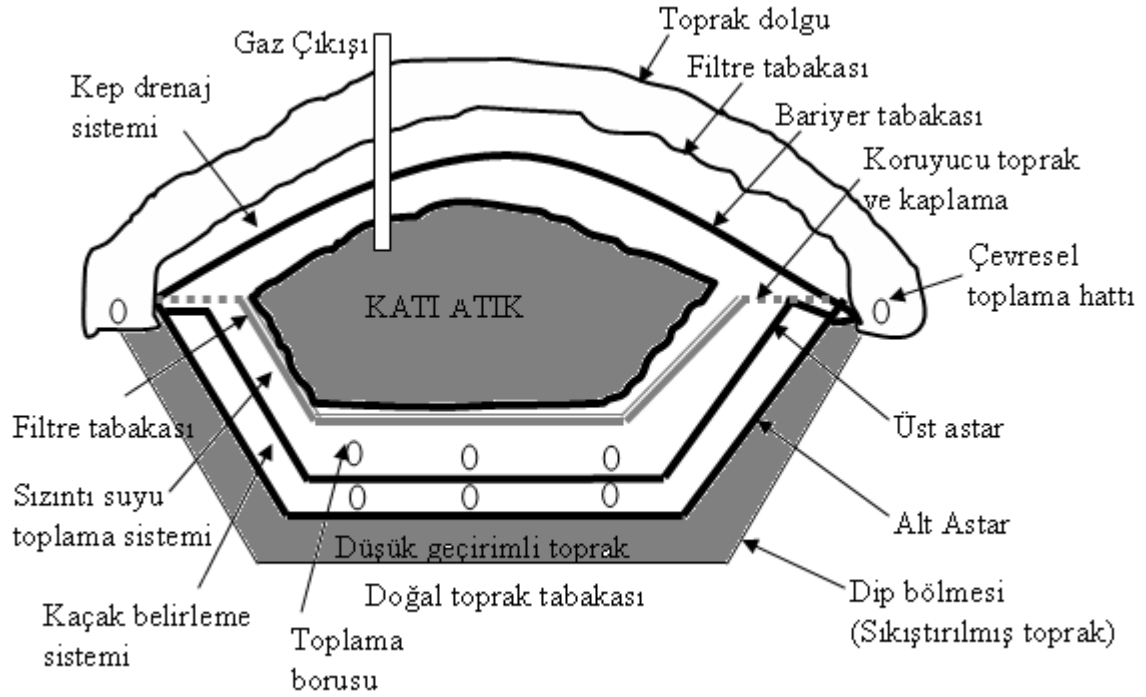
- ✓ Atığı kaynaktan azaltmak
- ✓ Atığı kaynaktan ayırarak geri kazanmak
- ✓ Yakma
- ✓ Kompostlama
- ✓ Düzenli Depolama

Katı atıkların depolanması en ekonomik ve çevresel açıdan kabul edilebilir bir metod olduğundan günümüzde yaygın bir şekilde bütün dünyada uygulanmaktadır. Katı atık depolama alanları gelişigüzel veya planlı bir şekilde yapılabilmektedir. Planlı yapılan ve tamamen mühendislik kriterlerine dayanan katı atık depolama sahaları, çevreyi korumaya ve olumsuz etkileri mümkün olduğunca azaltmaya yöneliktir.

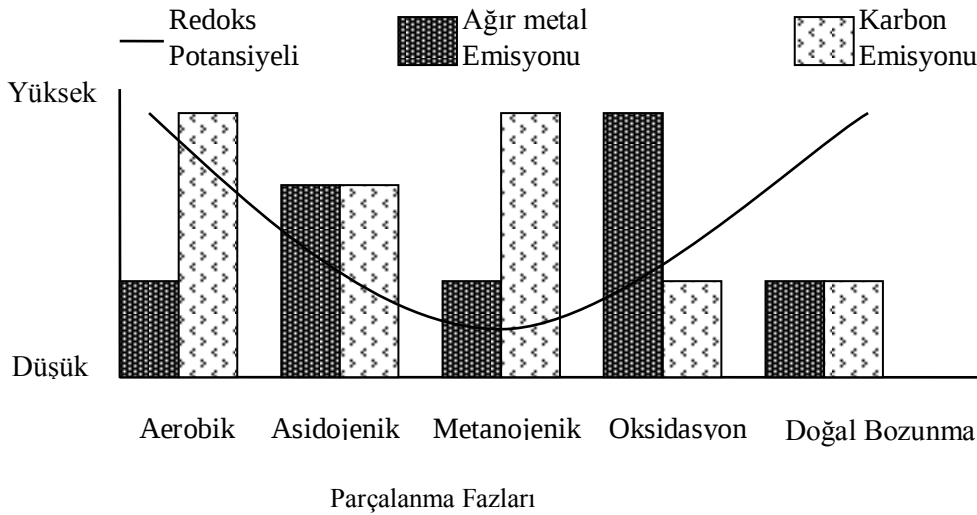
Katı atıkların depolanması hakkında da bazı şüpheler bulunmaktadır. Depolama alanlarında kontrollü bir biçimde serbest bırakılan gazlar alan dışına sürüklenerek olası potansiyel tehlikeler oluşturabilirler (Sormunen ve diğ., 2008). Ayrıca kontrolsüz bir biçimde atmosfere bırakılan gazların sera etkisi üzerindeki etkisi de belirlenmemiştir. Tehlikeli atıklardan kaynaklanan eser gazların yakın bölgelerde yaşayan canlılar üzerindeki etkileri oldukça şüphe oluşturmaktadır. Kontrolsüz bırakılan sızıntı sularının, yüzey ve yeraltı suları için tehdit edici unsur olduğu her kesim tarafından bilinmektedir. Katı atık depolama alanlarından kaynaklanan sızıntı suları, yüksek kirletici konsantrasyonuna sahip olduğundan mutlaka kontrol altına alınarak uygun bir şekilde bertaraf edilmelidir. Sızıntı sularının kontrolünde en yaygın kullanılan uygulama öncelikle oluşan su kütlesinin yeraltına sızmasını kontrol altına almaktır. Şekil 2.1 mühendislik kriterlerine uygun olarak inşa edilmiş bir katı atık depolama alanını göstermektedir.

Evsel katı atık depolama alanında, biyolojik olarak parçalanabilir atık içerikleri, ara ve son ürünlere dönüştürülür. Başlangıçta hidroliz ile asidik bakterilerin neden olduğu ara maddelere ve daha sonra beş parçalanma fazında metan üreten bakteriler sayesinde ara ürünler gaz formuna dönüştürülür (Pohland ve Harber, 1985; Pohland ve Kim, 1999). Şekil 2.2, beş

parçalanma fazı esnasında önemli parametrelerin konsantrasyon davranışlarını göstermektedir. Parçalanma fazlarındaki eğilim, depolama alanı boyunca üniform değildir. Oluşan sızıntı, alanda vuku bulan mikrobiyal, fiziksel ve kimyasal reaksiyonların oluşturduğu ürünlerin karışımıdır.



Şekil 2.1. Mühendislik kriterleri ile tasarlanmış bir katı atık depolama alanı (Hasar ve diğ, 2008)



Şekil 2.2. Katı atık depolama alanlarının stabilizasyonu esnasında önemli parametrelerin değişimi (Pohland ve Harper, 1985).

2.2 Sızıntı Suları

Katı atık yığın halinde depolandığı zaman yağmur suyunun bu yığın içerisinde sızması sonucu oldukça yüksek kuvvete sahip, nitel ve nicel olarak aşırı değişken sızıntı suları oluşmaktadır (ShuJun ve diğ., 2008). Bu atıksular atıktan kaynaklanan nütrient ve kirleticileri bünyesinde barındırdığından dolayı ulaştığı alıcı ortama yüksek kirletici yükü taşımaktadır. Ayrıca, depolama alanında bulunan atığın tipine bağlı olarak toksik etkiye sahip çok çeşitli kirletici de içerebilirler (Olivero-Verbel, 2008). Sızıntı suları, depolama alanının jeolojik yapısına bağlı olarak toprak katmanlarından sızarak yeraltı su kaynaklarına ulaşabilirler. Kirleticilerin bir kısmı sızıntı suyundan doğal infiltrasyon ile uzaklaştırılabilirler. Buna rağmen, çeşitli kirleticiler eser düzeyde yeraltı suyunun kirlenmesine neden olarak halk sağlığı ve içme suyu kaynakları açısından tehlikeli olabilmektedir.

Sızıntı sularının bertarafında en basit metot şehir kanalizasyon şebekesine verilmesidir. Fakat sızıntı ve evsel atıksu karakteristiklerindeki büyük farklılıktan dolayı deşarj edilecek sızıntı suyu hacmi oldukça sınırlıdır. Hatta sızıntı sularının arıtma tesislerinde herhangi bir işletim ve bakım problemine yol açmaması veya biyolojik proseslere zarar vermemesi için sızıntı sularını ön arıtmadan geçirmek zaruri olabilir. Sızıntı sularının arıtma stratejisini belirlerken kanalizasyon veya alıcı ortam standartlarını karşılayıp karşılamadığını tespit etmek önemli bir detaydır.

2.3 Sızıntı Sularının Kompozisyon ve Karakteristikleri

Daha önceden de belirtildiği gibi, sızıntı suları genellikle yüksek kuvvetli, nitel ve nicel olarak aşırı değişken atıksulardır (ShuJun ve diğ., 2008). Bu nedenle, uygun bir arıtma alternatifinin bulunması için öncelikle karakterizasyonunun iyice anlaşılması gerekmektedir. Sızıntı suları çok miktarda biyodegradasyona dirençli organik madde, amonyak azotu, ağır metal, klorlu organik ve inorganik tuzları içermektedir (Wang ve diğ., 2002; Slack ve diğ., 2004; Erses ve diğ., 2008). Bu nedenle sızıntı suları yüzeysel ve yeraltı suları için potansiyel kirletici kaynaklarıdır (Albaiges ve diğ., 1986). BOİ₅/KOİ oranına göre, sızıntı suyunun yaşı ve biyolojik olarak parçalanabilirliği belirlenmektedir. Tablo 2.1'de sızıntı sularının BOİ/KOİ oranlarına göre sınıflandırılması verilmiştir (Alvarez-Vazquez ve diğ., 2004).

Tablo 2.1. Sızıntı Tipleri (Alvarez-Vazquez ve diğ., 2004).

Sızıntı Tipi	Yaşı	BOİ/KOİ oranı
Yaşlı	> 5 yıl	0 - 0,3
Orta	1-5 yıl	0.3 – 0.6
Genç	3-12 ay	0.6 – 1.0

Gerçek numune verilerine göre yapılan sınıflandırma Tablo 2.2’de verilmiştir. Bu tablodaki sınıflandırma hem organik içeriğe hem de amonyak seviyesine göre değerlendirilmiştir. Sızıntı suyundaki organik bileşikler ve amonyak azotu iki temel kimyasal parametredir. Sızıntı suyundaki organik kirleticiler; kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ₅) ve toplam organik karbon (TOC)’dur. Tablo 2.2’de görüldüğü gibi genç depolama alanlarında (<1-2 yıl) sızıntı suyu yüksek KOİ ve 0.6’dan büyük BOİ₅/KOİ değerleri ile karakterize edilmektedir. Diğer taraftan, yaşlı depolama alanlarındaki sızıntı suları (>5-10 yıl) nispeten düşük KOİ (100-500 mg/l) ve düşük BOİ₅/KOİ (<0.3) ile karakterize edilmektedir.

Sızıntı suyu organiklerinin moleküler ağırlık dağılımının tayini, diğer fonksiyonel gruplar kadar önemli olup, organik maddelerin davranış ve reaktivliği hakkında fikir vermektedir. Lecoupannce (1999), yaşlı sızıntı sularının yüksek molekül ağırlığına sahip olduğunu ve organik içeriğin % 77’sinin 10.000 Da’dan büyük olduğunu belirlemiştir (Boonchai, 2004). Aynı çalışmada, genç sızıntı sularının daha düşük molekül ağırlığına sahip olduğu ve organik içeriğin % 70’den fazlasının 500 Da’dan düşük molekül ağırlığına sahip olduğu belirlenmiştir.

Tablo 2. 2. Çeşitli katı atık depolama alanlarından kaynaklanan sızıntı sularının ortalama değerleri (Alvarez-Vazquez ve diğ., 2004)

Parametre	Referans							
	Urbini ve diğ., 1999		Tchobanoglous ve diğ., 1993		Robinson, 1995		Lo, 1996	
BOİ/KOİ hariç diğerleri mg/l	Genç (<2 yıl)	Yaşlı (>6.5 yıl)	Genç (< 2 yıl)	Yaşlı (> 10 yıl)	Genç	Yaşlı	Orta	Yaşlı
BOİ	24000	150	2500-3000	10-20	11900	260	1600	160
KOİ	62000	3000	3000-60000	100-500	23800	1160	6610	1700
TOC	---	---	1500-20000	80-160	8000	465	1565	625
BOİ/KOİ	0,39	0,05	0,05-0,67	0,04-0,1	0,5	0,2	0,24	0,09
NH ₄ ⁺ -N	1400	350	10-800	20-40	790	370	1500	2300
pH	5.8	8	4,5-7,5	6,6-7,5	6,2	7,5	5,6-7,3	7,9-8,1

Arıtma sistemleri için büyük bir problem olan amonyak, atıklardaki protein parçalanmasıyla ortama geçmekte ve sıvı ortamında 500-2000 mg NH₄⁺-N/l konsantrasyonuna ulaşmaktadır (Kjeldsen ve diğ., 2002). Yüksek amonyak, biyolojik üniteleri yüksek toksisitesinden dolayı tehdit etmektedir. Üstelik amonyak sürekli sızıntı suyuna protein parçalanmasıyla karıştığından dolayı kısa sürede konsantrasyonunda belirgin bir azalma gözükmemektedir. Bu yüzden, amonyak uzun sürede sızıntı suyunda mevcut olan önemli bir bileşendir. Genç sızıntı sularında, kalsiyum 200-3000 mg/l, magnezyum 50-15000 mg/l, sülfat 50-1000 mg/l ve klor 200-3000 mg/l aralığında seyrederken, yaşlı sızıntı sularında kalsiyum 80-120 mg/l, magnezyum 50-200 mg/l, sülfat 20-50 mg/l ve klor 100-400 mg/l aralığında değişmektedir. Görüldüğü gibi, sızıntı suyunun yaşı arttıkça stabilize olduğundan dolayı, kirleticiler daha dar aralıkta seyretmektedir. Arta kalan bu kirletici konsantrasyonu ise klasik arıtma sistemlerle giderilememektedir.

2.4 Sızıntı Sularının Kompozisyonunu Etkileyen Faktörler

Sızıntı suyunun karakteristiklerini ve onu etkileyen faktörleri belirlemek, uygun bir arıtma prosesine ulaşmak için oldukça önemlidir. Sızıntı suyunun miktarı, depolama alanına giren su miktarıyla direk alakalıdır. Sızıntı suyu; yüzeysel drenaj, yağmur suyu, kısmen yeraltı suyu ve atıkların biyolojik olarak parçalanması sonucu üretilen sıvı kütlesinden oluşmaktadır (Şekil 2.3).

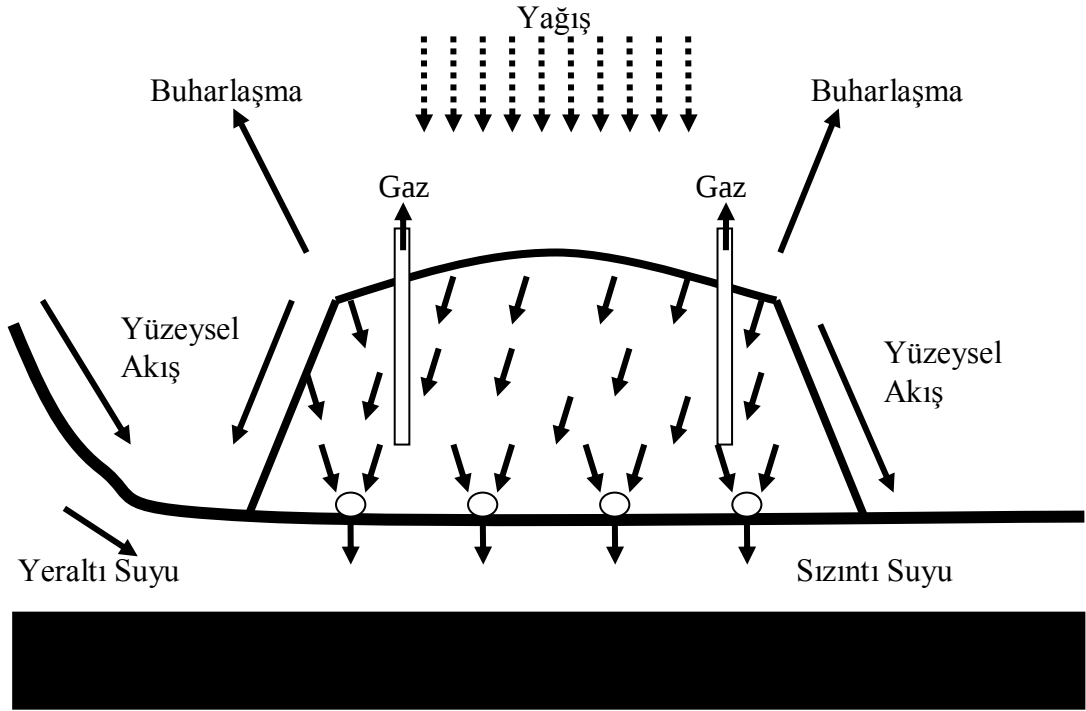
2.4.1 Mevsimsel Değişim

Yağış miktarı, katı atık depolama alanından kirleticilerin taşınımı ve sızıntıların oluşumu için önemli bir role sahiptir. Ayrıca, metan üretimi ve biyolojik aktivite için gerekli olan nem içeriğini de sağlamaktadır. Visvanathan ve diğ., (2003), sızıntı suyu oluşumunun yağış miktarı ile büyük ilişkili olduğunu belirlemişlerdir. Sıcak ve nemli iklimlerde, sızıntı suyu oluşumu ve içeriği, hem daha yüksek hem de aşırı mikrobiyal aktiviteden dolayı daha hızlı değişmektedir (Trankler ve diğ., 2005). Kurak mevsimlerde, sızıntı suyu üretimi daha düşüktür. Bu nedenle evsel katı atıkların bertarafı için depolama alanlarının tasarımı yapılırken ve sızıntı suyunun arıtımı için bir arıtma konfigürasyonu belirlenirken, sızıntı suyunun kalitesi ve miktarı, iklim ve mikrobiyal aktivite unsurları da dikkate alınmalıdır. Bir başka boyuttan bakılırsa, yağış miktarı fazla olduğunda sızıntı su miktarı artacak fakat kirletici konsantrasyonları azalacaktır.

2.4.2. Deponi Alanının Yaşı

Zamana bağlı olarak sızıntı suyu kalitesindeki değişimleri değerlendirmek için numune alma ve analiz etmek oldukça önemlidir. Bir depolama alanının yaşındaki farklılık, oluşan sızıntı suyunun kompozisyonunu ve dolgu alanındaki parçalama fazını etkilemektedir (Kulikowska ve Klimiuk, 2008). Sızıntı sularının kalitesi ve miktarı mevsimsel değişimlere bağlı olarak değişirken depolama alanının yaşına bağlı olarak da değişmektedir. Örneğin, BOİ/KOİ oranı depolama alanının yaşı artarken düşmektedir. Bu oran sızıntı suyunun biyolojik olarak parçalanabilme yeteneğini göstermektedir. BOİ/KOİ oranı 0.5 ve üzeri olduğunda sızıntı suyu kolayca parçalanabilir organikleri içermektedir, fakat BOİ/KOİ oranı 0.1 ve daha düşük olduğunda sızıntı suyu biyolojik olarak parçalanamayan organikleri içermektedir. Azot konsantrasyonu sızıntı suyunun veya depolama alanının yaşını gösteren diğer bir indikatör parametredir. Başlangıçta, sızıntı suyunun amonyak konsantrasyonu hidroliz, parçalanma ve

fermentasyon sürecinden dolayı oldukça yüksektir. Depolama alanında anaerobik şartlardan dolayı nitrit ve nitrat konsantrasyonları düşüktür. Depolama alanın yaşı büyüdükçe, amonyak konsantrasyonu azalma eğilimine girmektedir. Bu yüzden, sızıntı suyunun karakteristiklerine bakarak depolama alanının yaşı hakkında fikir yürütmek doğru olacaktır.



Şekil 2.3. Katı Atık Depolama Alanında Su Hareketleri (Hasar ve diğ., 2008)

2.4.3 Dökülen Atığın Kompozisyonu

Sızıntı suyunun içeriği toplanan ve depolama alanına dökülen atığın içeriği ile direkt alakalıdır. Birim çöp hacmi başına üretilen sızıntı suyu sadece organik içerikli mutfak atıklarında daha yüksek değil, aynı zamanda organik kirletici yükü de yüksektir. Sızıntı suyunun içeriği atığın organik ve inorganik madde miktarının oranıyla değişmektedir. Evsel katı atıkların yaklaşık olarak yarısı kolayca parçalanabilir selüloz ve hemiselülözden oluşmaktadır (Fairweather ve Barlaz, 1988). Sızıntı suyundaki organik kirleticiler, atıkta mevcut mikroorganizmaların daha yüksek molekül ağırlığına sahip organik bileşikler parçalaması ve bunların hidrolizi sonucunda oluşmaktadır (Gurijala ve Suflita, 1993).

2.4.4 Jeolojik Karakteristikler

Sızıntı suyu toprak katmanları ile temasa geçtiğinde, birçok kimyasal ve biyolojik kirleticiler bu katmanların filtreleme veya adsorpsiyon kapasitesine bağlı olarak sızıntı suyundan ayrılabilirler. Tutma kapasitesi, toprak veya kil tabakasının fiziksel ve kimyasal yapısıyla direkt alakalıdır.

2.4.5 Doldurma Tekniği

Katı atık depolama alanlarına evsel katı atıkların dökülmesi esnasında, çeşitli faktörler sızıntı suyunun kalitesini ve miktarını önemli düzeyde etkilemektedir. Bu faktörler aşağıdaki şekilde sıralanabilir;

Doldurma Yüksekliği: Depolanan atığın doluluk oranı sıvı ortamın aşağı doğru sızması, ısı transferi ve gaz oluşumunu önemli düzeyde etkilemektedir. Depolama alanının yüksekliğinin artışı sızıntı içeriği üzerinde mevsimsel değişimleri etkileyebilir ve sıcaklık artışıdaki yavaşlama parçalanmayı hızlandıran mikrobiyal aktiviteyi sınırlandırabilir.

Yoğunluk: Düşük yoğunluktaki atık, depolama alanı boyunca daha fazla hava sirkülasyonu sağlayacağından aerobik şartların oluşmasına yol açarak sızıntı suyu karakteristiğini etkilemektedir. Bu durumda, kolayca parçalanabilir atık kısmının ve kompleks organiklerin parçalanması hızlanarak ortam sıcaklığı yükselmektedir. Böylece, sızıntı suyunun inorganik içeriği de artmaktadır.

Ön Stabilizasyon: Sızıntı sularının arıtım süresini azaltmak için, bir ön stabilizasyon gereklidir. Stabilizasyon işlemi katı maddelerin boyutlarının azaltılması ile başlar ön kompostlama ile son bulur. Diğer bir yöntem de depolama alanında sızıntı suyunu veya gazı defalarca geri döndürerek depolama alanını bir biyoreaktör konumuna getirmektir. Bu metot sızıntı suyunun nütrient ve organik içeriğini oldukça düşürmektedir.

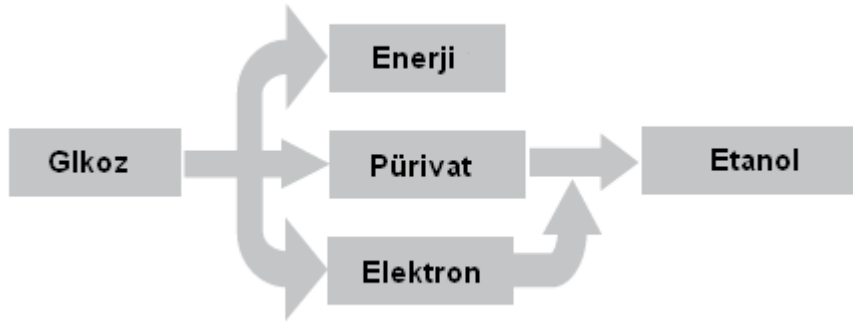
Alt Hatlar ve Üst Kaplama: Alt katmanlar sızıntı suyunun yeraltı sularına sızmasını önleyecek ve üst katman ise sınırlı düzeyde yağışın depolama alanına sızarak istenen nem muhtevasını sağlayacak şekilde tasarlanmalıdır.

3. ANAEROBİK ARITMA

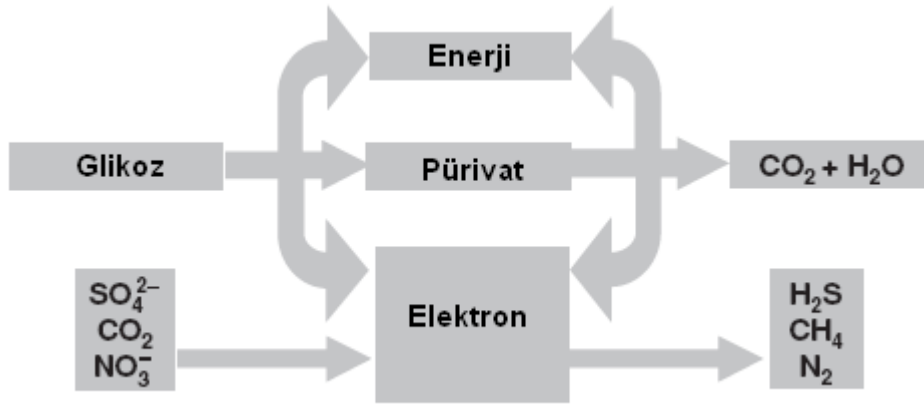
3.1. Anaerobik Arıtmanın Esasları

Anaerobik proses, serbest moleküler oksijenin bulunmadığı bir ortamda organik maddenin metabolize olduğu biyolojik bir proses olarak tanımlanır. Anaerobik proses elektron alıcıların çeşidine bağlı olarak anaerobik proses, anaerobik fermentasyon veya anaerobik solunum olarak sınıflandırılır.

Anaerobik fermentasyonda organik madde ışığın olmadığı koşullarda oksidasyon-redüksiyon dengesi ile zorunlu veya fakültatif anaeroblar tarafından dışarıdan bir elektron alıcının olmadığı durumlarda organik maddenin katabolize olmasıdır. Organik maddenin parçalanması sırasında serbest bırakılan elektronların alınmasıyla ürünler oluşur. Ayrıca, organik madde hem elektron alıcı hem de elektron verici olarak görev yapabilir. Fermentasyonda substrat kısmen okside olur ve bu nedenle substratda depolanan enerjinin küçük bir kısmı muhafaza edilir. Adenozin trifosfatın veya enerjinin önemli bir kısmı substrat seviyesi fosforilasyonu tarafından üretilir. Şekil 3.1, glikozun etanol safhasına kadar anaerobik fermentasyonunu göstermektedir (Khanal, 2008).



Şekil 3.1 Glikozun etanole anaerobik fermentasyonu (Khanal, 2008)



Şekil 3.2. Glikozun anaerobik solunumu (Khanal, 2008)

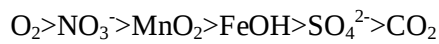
Asetat anaerobik fermantasyon ile metan üretilmesinde hem elektron alıcı hem de elektron verici olarak görev yapmaktadır. Bu şekilde metan üretimi genellikle asetotrofik metan oluşumu olarak bilinir. Düşük değerli besin stoklarından biyokimyasalların ve biyokatıların geri dönüştürülmesi için anaerobik fermantasyona başvurulabilir.

Anaerobik solunumda, organik maddelerin ayrışması sırasında serbest kalan elektronların uzaklaştırılması için dışarıdan bir elektron alıcıya ihtiyaç duyulmaktadır (Şekil 3.2). Bu durumda elektron alıcıları CO_2 , SO_4^{2-} veya NO_3^- olabilir. Substrat seviyesi fosforilasyonun ve oksidatif fosforilasyonun her ikisi de enerji veya ATP üretebilir. Böyle bir durumda serbest bırakılan enerji anaerobik fermantasyondan çok daha fazladır. Organik madde tarafından serbest bırakılan elektronlar CO_2 tarafından alındığı zaman CO_2 metan gazına indirgenir. Bu yolla metan üretimi hidrogenetrofik metan üretimi olarak bilinir ve toplam metan üretiminin yaklaşık üçte biri bu yolla oluşmaktadır. Aynı zamanda homoasetojenler gibi bazı anaeroblarda CO_2 'i elektron alıcı olarak kullanır ve hidrojeni asetik asit'e indirgerler (Müler 2001). Sülfatın anaerobik ortamda olması sülfat indirgeyen bakteriler tarafından organik maddenin bir kısmının sülfat indirgenmesi aşamasında kullanılmasına yol açar. Hidrojen sülfür (H_2S) gazının kokusunun meydana gelmesi anaerobik ortamda sülfatın elektron alıcı olarak görev yaptığını gösterir. Yapılan çalışmalar sülfat indirgeyen bakterilerin anaerobik solunum yapabilme özelliğinin olduğunu göstermektedir. Buna rağmen sülfat indirgeyen bakteriler çoğunlukla obligot anaerobtur. NO_3^- elektron alıcı olarak görev yaptığı zaman, nitrojen gazına indirgenir. Bu olay atıksudan azot bileşiklerinin uzaklaştırılması için standart biyolojik bir prosestir. Bu proses genellikle denitrifikasyon veya anoksik denitrifikasyon olarak bilinmektedir. Proseste bulunan bakteri grubu nitrat indirgeyen bakteri veya denitrifiyerler olarak bilinir. Nitrat indirgeyen bakteriler genellikle fakültatif bakterilerdir, anaerobik solunum ve nitrat solunumu yapabilirler. (Khanal, 2008)

Tablo 3.1’de, Önemli anaerobik mikroorganizmalar, elektron vericiler, elektron alıcılar ve karbon kaynakları verilmiştir (Khanal, 2008)

Mikroorganizma	Elektron alıcı	Elektron Verici	Karbon Kaynağı
<i>Metan Üreten Bakteriler</i>			
Asetotrofik	Asetat	Asetat	Asetat
Hidrojenetrofik	CO ₂	H ₂	CO ₂
<i>Nitrat/Nitrit indirgeyen bakteriler</i>			
Heterotrofik denitrifiyerler	NO ₃ ⁻ , NO ₂	Organik karbon	Organik karbon
Ototrofik denitrifiyerler	NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻	S ⁰ veya H ₂	CO ₂
<i>Sülfat indirgeyen bakteriler</i>			
Asetotrofik	SO ₄ ²⁻	Asetat	Asetat
Hidrojenetrofik	SO ₄ ²⁻	H ₂	CO ₂
Anaerobik amonyak oksitleyen bakteriler	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	CO ₂

Enerji bakımından biyokimyasal reaksiyonlar değerlendirildiğinde, Gibb serbest enerji değişimine göre oksijen en uygun elektron alıcı olduğundan dolayı mikroorganizmalar tarafından oksijen daha fazla tercih edilir. Oksijenden yoksun ortamda en iyi elektron alıcılar NO₃⁻, MnO₂, FeOH, SO₄²⁻ ve CO₂ dir. Bulgular SO₄²⁻’in ve CO₂’in fermentasyon reaksiyonları ve indirgemeleri eş zamanlı olarak meydana geldiğini göstermektedir. Mikroorganizmaların elektron alıcıya karşı ilgileri aşağıda verilen sıradaki gibidir (Kiene 1991):



Anaerobik arıtmanın çeşitli avantajları ve dezavantajları bulunmaktadır. Avantajları; Khanal, 2008)

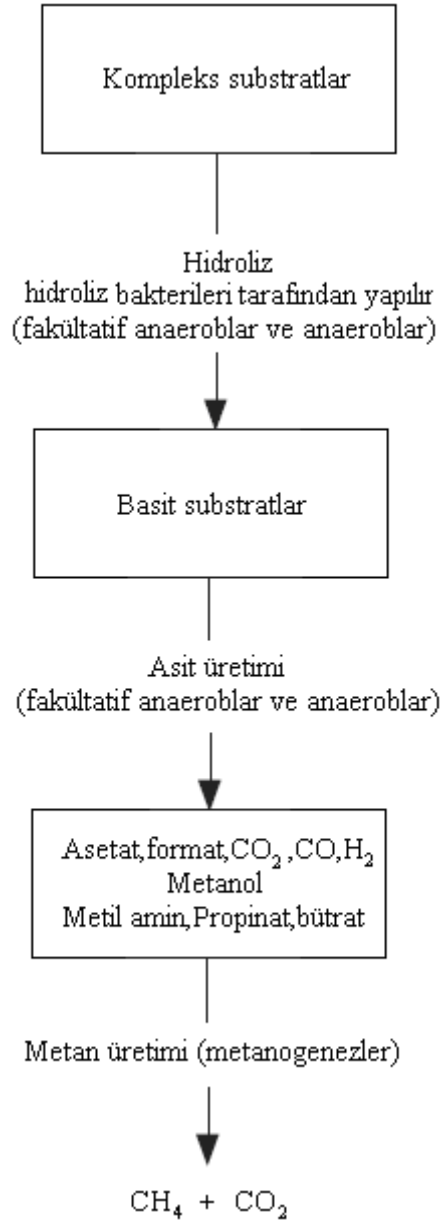
1. Daha az enerji ihtiyacı
2. Daha az çamur (Biyokütle) oluşumu
3. Daha az nütrient (N ve P) ihtiyacı
4. Yüksek hacimsel organik yükleme oranı
5. Daha az alan ihtiyacı
6. Zor ayrışabilen organikleri parçalama yeteneği
7. Koku kontrolü

Dezavantajları; (Khanal, 2008)

1. İşletmeye alma devresinin daha uzun olması
2. Seyreltik ve karbonhidratlı atıklarda düşük alkaliniteye bağlı ilave alkalinite ihtiyacı.
3. Bazı hallerde yüzeysel sulara deşaraj kriterlerinin sağlanamaması (Top N, P)
4. Seyreltik atıklarda üretilen metanın reaktörlerin 35 °C’de ısıtılması için yeterli olmayışı
5. Sülfatlı atık sularda H₂S ve koku problemi
6. Nitrifikasyon imkânı olmayışı
7. Klorlu organiklerin havasız arıtmada havalı arıtmaya göre daha zararlı oluşu
8. Düşük sıcaklıklarda arıtma hızının düşük oluşu
9. Yüksek biyokütle aktivitelerinin oluşabilmesi için NH₄ konsantrasyonlarında 40-70 mg/l gibi yüksek seviyelerde tutulma gereği
10. Bazı tür endüstriyel atıklarda reaktör içerisinde ve boru aksamında ciddi inorganik çökelti ve taşlaşma sorunları

3.2 Anaerobik çürütme Basamakları

Anaerobik çürütme prosesi ve metan oluşumu farklı basamaklarda oluşmaktadır. Anaerobik çürütme ve metan oluşumu sırasında gerçekleşen olayları göstermek için genellikle üç basamak kullanılır. Bu safhalar hidroliz, asit oluşumu ve metan oluşumudur. Şekil 3.3’de bu adımlarda gerçekleşen biyokimyasal reaksiyonlar verilmiştir.



Şekil 3.3. Anaerobik süreç safhaları (Gerardi, 2003).

Anaerobik çürütme prosesinde eğer bu üç basamağın ayrışma oranları eşit ise anaerobik çürütme etkili bir şekilde gerçekleşir. Eğer ilk basamak inhibe olursa ikinci ve üçüncü basamaklar için gerekli substrat miktarı sınırlanacağından metan üretiminde azalma meydana gelir. Eğer üçüncü basamak inhibe olursa ikinci basamakta oluşan asit birikimi meydana gelir, bu olay sonucunda alkalinite kaybı ve pH düşüşü meydana gelir ve üçüncü basamak olan metan oluşumu kısıtlanmış olur. Anaerobik çürütücülerde en genel sorun metan oluşturan bakterilerin yani üçüncü adımın inhibisyonudur. Anaerobik çürütme prosesi farklı bakteri gruplarını içermektedir. Bu gruplar, bir grubun işlevi diğer grubun substratını oluşturacak şekilde ardışık

olarak çalışır. Bu nedenle, her bir grup diğer bir grup ile zincir halkası şeklinde bağlantılıdır, en zayıf halka asetat oluşumu ve metan üretimidir (Şekil 3.4) (Gerardi, 2003).

Tablo 3.2 Anaerobik çürüme prosesindeki önemli biyokimyasal reaksiyonlar (Gerardi, 2003) .

Hidroliz	Kompleks karbonhidratlar →Basit şekerler
	Kompleks lipitler→Yağ asitleri
	Kompleks proteinler→Amino asitler
Asit oluşumu	Basit şekerler +yağ asitleri+amino asitler→Organik asitler,Asetat ihtiva eden+alkoller
Asetogenes	Organik asitler+alkoller →Asetat
Metan oluşumu	Asetat→CH ₄ +CO ₂
	H ₂ +CO ₂ →CH ₄
	Metanol→CH ₄ +H ₂ O

3.2.1 Hidroliz Basamağı

Anaerobik çürütücüde partiküler ve koloidal atıklar gibi kompleks çözünemeyen bileşikler hidrolize uğrarlar. Partiküler ve koloidal atıklar karbonhidrat, yağ ve proteinleri içermektedir. Bu atıklar tek kimyasal bağlarla birleştirilmiş birçok küçük molekülleri içeren büyük çözünemeyen moleküller olan polimerik maddelerdir. Küçük moleküller çözünebilir ve kimyasal bağları kırıldığı zaman hızlı bir şekilde çözeltiye geçerler. Hidrolitik bakteriler veya fakültatif anaeroblar bu tek bağları kırıp hidrolizi gerçekleştirebilirler. Hidroliz bir su bileşiğinin ayrılmasıdır. Bir anaerobik çürütücü içerisinde hidrolize uğrayan çözünemeyen bileşiğe bir örnek selüloz verilebilir.

Selüloz [(C₆H₁₂O₆)_n] genellikle ilk ve ikincil kentsel çamurlarda bulunan çözünmeyen nişastadır. Selüloz ortalama çamurun kuru ağırlığının %15'ini oluşturur. Selüloz tek kimyasal bağlarla bir araya gelmiş birçok şeker bağı veya glikoz [(C₆H₁₂O₆)_n] izomerinden oluşur. Glikoz su içerisinde çözünebilmesine rağmen, birçok glikoz izomerinin tek kimyasal bağlar ile bir araya gelmesi çözünmeyen polimer selülozunun oluşumu ile sonuçlanır. Bir anaerobik çürütücü içerisindeki selüloz hidroliz olduğu zaman çözünebilir glikozun birçok molekülü

serbest bırakılır (Denklem 3.1). Selüloz hidrolitik bakteri cellulomonas tarafından hidrolize edilir, bu bakteri selülozun izomerleri arasındaki bağları kırabilme yeteneğine sahiptir.



Glikoz gibi basit çözünebilir organik bileşiklerin parçalandığı endüstriyel atık su arıtma tesislerindeki anaerobik çürütücülerde hidroliz veya birinci basamak önemsizdir. Bununla birlikte, sakaroz gibi çözünebilir kompleks organik bileşikler hidroliz edilmelidir. Sakaroz iki tane 6 karbon şekeri, glikoz ve fruktoz içeren bir disakkarittir. Bakterinin, sakarozu (suda çözünebilmesine rağmen) kendi hücrelerine alabilmesi ve ayrıştırmaya çok kompleks ve zor bir süreçtir (Gerardi, 2003).



3.2.2 Asit Oluşumu

Asit oluşum basamağında, hidroliz basamağında üretilen veya çürütücüye verilen çözünebilir bileşikler çok çeşitli fakültatif anaeroblar tarafından üretilmektedir. Bu bileşiklerin ayrışması ile karbondioksit, hidrojen gazı, alkoller, organik asitler, organik azot bileşikleri ve bazı organik sülfür bileşiklerinin oluşmasıyla sonuçlanır (Şekil 3.4). Asitlerin içerisinde en önemli olanı asetatdır. Asetat, metan oluşturan bakteriler tarafından besin olarak kullanılan başlıca organik asit veya uçucu asittir. Karbondioksit ve hidrojen direk olarak asetat veya metana dönüşebilir. Organik azot ve organik sülfür bileşiklerinin varlığı aminoasit ve proteinlerin ayrışması ile oluşur. Büyük çözünebilir organik bileşiklerin küçük çözünebilir organik bileşiklere dönüşmesi bileşiklerin organik güçlerinde küçük bir değişim ile sonuçlanır. Organik bileşiklerin bir kısmı organik asitlere ve alkollere dönüşür bir kısmı da yeni bakteriyel hücrelere dönüşür. Yalnızca metan oluşumu ve metanojenik basamakta parçalanabilen organikler metan ve karbondioksit olarak uzaklaştırılır. Organik asitler, alkoller, organik azot bileşiklerinin bulunduğu ortamda metan oluşturan bakteriler tarafından direk olarak kullanılabilir ve eğer fermentatif bakteriler tarafından asetata ayrıştırılıyorsa dolaylı olarak da kullanılabilirler. Eğer metan oluşturan bakteri ikinci basamaktaki ürünleri ayrıştıramıyorsa ürünler birikir ve asit ortamı oluşur. Asetat yalnızca çözünebilir organik bileşiklerin fermentasyonu ile değil aynı zamanda asetojenler tarafından da üretilir. Asetojenler asit oluşturan basamakta meydana gelir. Burada asitlerin ve alkollerin birçoğu örneğin bütrat, propinat ve etanol gibi asit oluşum basamağında üretilirler. Akabinde asetata ayrıştırılabilir ve

metan oluşturan bakteriler tarafından besin olarak kullanılabilir. Asetatın üretimi asetojenik veya asetat oluşturan bakteriler tarafından gerçekleştirilmektedir (Gerardi, 2003).

3.2.3 Metan Oluşumu

Metanojenik basamakta metan çoğunlukla asetat, karbondioksit ve hidrojen gazından oluşur. Metan aynı zamanda asetata ilave olarak bazı organik bileşiklerden de meydana gelir. Bu nedenle, tüm diğer fermentatif ürünler metan oluşturan bakteriler tarafından direk veya dolaylı olarak kullanılabilen ürünlere dönüştürülmelidir. Asitler, alkoller ve organik azot bileşikleri metan oluşturan bakteriler tarafından parçalanamayarak çürütücü süpernatantı (üst sıvısı) içerisinde birikir. Bu bileşiklerin birikimi süpernatantın nispeten yüksek organik güce veya karbonlu biyokimyasal oksijen ihtiyacın (cBOD)' ın oluşmasına sebep olur.

Asit oluşturan bakterilerin ve metan oluşturan bakterilerin çalışma hızı aşağı yukarı aynıdır, metanojenik basamağın metabolik aktivitesi güvenlidir. Protein ve aminoasitlerin ayrışması ile serbest kalan amino gruplardan amonyak oluşur. Eğer metanojenik basamak korunumlu ise asitler giderilir ve güçlü bir alkali ortam bütün proste hâkim olur. Amonyak genellikle çamur içerisindeki karbondioksit ve su ile reaksiyona girerek amonyum karbonat oluşur bu da sistem için alkaliniteyi sağlar.



Kompleks organik bileşiklerin metan ürünlerine dönüşme hızı bileşiklerin metan bakterileri tarafından kullanılabilir hale gelme hızı ile aynıdır. Anaerobik dönüşme, organik bileşiklerin ayrışması, asetat üretimi ve kompleks organik bileşiklerin ayrışmasının hız sınırlayıcı basamağıdır. Organik bileşikler için hidroliz basamağı hız sınırlayıcı basamak olabilir (Gerardi, 2003).

3.3 İşletme Şartları

3.3.1 Bekleme Süreleri

Anaerobik çürütücüde iki önemli bekleme zamanı vardır. Bunlar katı bekleme süresi (SRT) ve hidrolik bekleme süresi (HBS)'dir. SRT bakterilerin anaerobik çürütücüdeki ortalama bekleme zamanıdır. HBS atıksu ya da çamurun anaerobik çürütücüdeki bekleme zamanıdır. SRT ve HBS süspanse büyümeli geri deviri olmayan anaerobik reaktörlerde aynıdır. Eğer reaktörün işletiminde katıların geri döngüsü var ise SRT ve HBS birbirinden çok farklıdır.

Metan oluşturan bakteri aerobik bakteri ve fakültatif anaerobik bakteri ile karşılaştırıldığında nispeten uzun olan üreme zamanı yani bakteri popülasyonunun iki kat büyümesi için gerekli olan zamandan dolayı anaerobik çürütücüler için tipik SRT değerleri 12 günden büyüktür. 10 günden küçük bekleme zamanları tavsiye edilmemektedir. 10 günden küçük bekleme zamanlarında metan oluşturan bakterilerde önemli miktarda başarısızlık meydana gelmektedir. Bu SRT'nin önemli bir parametre olduğunu göstermektedir. Bakterinin büyümesi için sabit yataklı ortamı kullanan anaerobik çürütücüler ortama yapışık olan yoğun bir bakteri kütesinin gelişimini tercih eder. Biyomas büyük sayıda bakterilerin kaçışını engeller ve yüksek SRT değerlerine izin verir. Yüksek SRT değerleri anaerobik çürütücüler için avantajdır.

Yüksek SRT değerleri maksimum uzaklaştırma kapasitesi, gerekli çürütücü hacmini azaltma ve atıksudaki toksik bileşiklere veya şok yüklemelerin etkisine karşı koruma için tamponlama kapasitesi sağlar. Yüksek SRT değerleri aynı zamanda biyolojik olarak toksik bileşiklerin tolere edilmesine katkıda bulunur. Yüksek SRT değerleri iki yolla sağlanabilir. İlki çürütücünün hacmi artırılabilir. İkincisi bakteri konsantrasyonu artırılabilir.

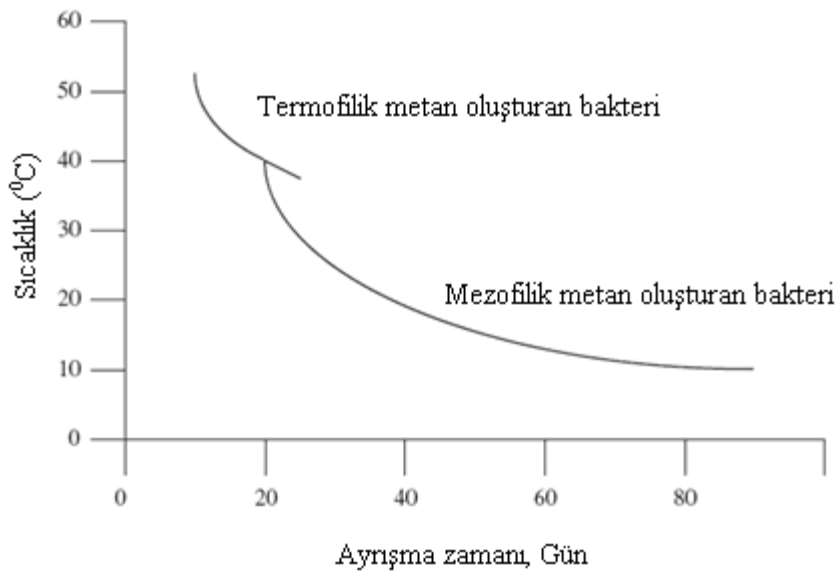
Bir anaerobik çürütücüde uçucu katıların gaz ürünlere dönüşümü HBS ile kontrol edilmektedir. HBS'nin dizaynı çürümüş çamurun son oluşumunun bir fonksiyonudur. HRT, eğer çürümüş çamur sırasıyla araziye uygulanacaksa ya da yakılacaksa nisbeten çok yüksek ya da çok düşük olmalıdır. Ancak 12 günden büyük bekleme zamanlarında artış uçucu katıların parçalanmasını artırmak için önemli miktarda katkı yapmaz. HBS değerleri metan üretim miktarını ve oranını etkiler. Bir anaerobik çürütücüde örneğin sıcaklık, katı konsantrasyonu ve besleme çamurunun uçucu katı içeriği gibi işletim şartlarının tümünden HBS belkide uçucu katıların gaz ürünlerine dönüşümünü etkileyen en önemli işletim şartıdır (Gerardi, 2003).

3.3.2 Sıcaklık

Anaerobik çürütücüler ile ilgili genel problemler ısıtma yeteneğinin kaybı ve optimum çürütücü sıcaklığının devamının sağlanmasıdır. Kabul edilebilir ve sabit kalan bir sıcaklık arzu edilmeyen bakteri aktivitelerini ve reaktör içerisinde sıcaklıkların azaldığı bölgelerin oluşumunu önlemek için çürütücü boyunca sürdürülmelidir. Birkaç derecelik sıcaklık değişimleri bile özellikle metan oluşturan bakteriler gibi bazı anaerobik bakterilerin inhibisyonunu içeren tüm biyolojik aktiviteyi etkiler. Çürütücü içeriğinin yeterli karışımı ortamın sıcaklık değişimlerinin oluşumunu önler. Çoğu metan oluşturan bakteri iki sıcaklık aralığında aktiftir. Bu aralıklar 30 °C'den 35 °C'ye kadar mezofilik aralık ve 50 °C'den 60 °C'ye kadar termofilik aralıktır. 40 ve 50 °C arasındaki sıcaklıklarda metan oluşturan bakteriler inhibe olmaktadır. Çürütücü

performansı 42 °C'ye yakın bir yerde duraklar çünkü bu mezofilikten termofilik organizmaya geçişi gösterir.

Metan üretimi geniş bir sıcaklık aralığının (Şekil 3.5) üstünde meydana gelebilmesine rağmen kentsel atıksu arıtma tesislerinde metan üretimi ve çamurun anaerobik çürümesi yaklaşık olarak 35 °C'lik optimum sıcaklık ile mezofilik aralıkta çalışmaktadır (Tablo 3.2). Çürütücü sıcaklığı 32 °C'nin altına düşerse, uçucu asit/alkalinite oranına dikkat edilmelidir. Uçucu asit oluşumu durgun sıcaklıklarda sürekli ama metan üretimi yavaş bir şekilde devam eder. Uçucu asit üretimi 21 °C'ye kadar düşük sıcaklıklarda hızlı bir oranda sürdürülebilir fakat metan üretimi yoktur. Bu nedenle 32 °C sıcaklık sürdürülebilecek minimum sıcaklıktır ve 35 °C sıcaklık tercih edilen sıcaklıktır.



Şekil 3.4 Metan üretimi nispeten büyük sıcaklık değerleri aralığının üstünde meydana gelir. Özellikle kentsel atıksu arıtma tesislerinde çoğu anaerobik çürütücüler mezofilik sıcaklık aralığında çalışır (Gerardi, 2003).

Metan oluşturan bakteri çeşitli sıcaklık aralığında büyümesine ve aktif olmasına rağmen çoğu metan oluşturan bakteriler mezofiliktir (Tablo 3.3). Bazı metan oluşturan bakteriler psikofilik, termofilik ve hipertermofilik ya da stearotermofildir. Çoğunlukla psikofilik aralıktaki anaerobik çamur çürütme imhoff tankları, septik tanklar ve çamur lagünleri gibi küçük ölçekli arıtma tesisleri için sınırlıdır. Burada çürüme prosesi ısıtılmaz ve çürütücü çamurunun sıcaklığı yaklaşık olarak dış ortam sıcaklığına eşittir. Bu yüzden çamur çürüme hızı mevsimden mevsime değişir. Çürümüş çamurun durgun sıcaklıklarından dolayı çamur bekleme zamanı (SRT) oldukça uzundur. Genellikle 12 haftadan daha uzundur. Termofilik aralıkta metan üretimi çoğunlukla atıksu ya da çamurları ısıtabilen endüstri atıksu arıtma tesislerinde uygulanır. Mezofilik ve termofilik çürütücülerin avantaj ve dezavantajlarının karşılaştırılması Tablo 4.4'de verilmiştir. Termofilik çürütücüler ile patojenlerin büyük miktarda parçalanması kentsel

çamurlarının uzaklaştırılması ve tekrar kullanımı için var olan ve önerilen yönetmelikleri karşılamak için kullanımlarına önem verilmiştir.

Tablo 3.3 Kentsel anaerobik çürütücülerde metan üretimi için sıcaklık aralığı (Gerardi, 2003).

SICAKLIK °C	METAN ÜRETİMİ
35	Optimum
32-34	Minimum
21-31	Küçük, çürütücü bozulmaya başlıyor
<21	Hiç, çürütücü bozulmuş

Tablo 3.4. Metan oluşturan bakterilerin büyümesi için optimum sıcaklık aralıkları (Gerardi, 2003).

BAKTERİ GRUPU	SICAKLIK ARALIĞI °C
Psikofilik	5-25
Mezofilik	30-35
Termofilik	50-60
Hipertermofilik	>65

Tablo 3. 5 Mezofilik ve termofilik çürütücülerin karşılaştırılması (Gerardi, 2003).

ÖZELLİK	MEZOFİLİK ÇÜRÜTÜCÜ	TERMOFİLİK ÇÜRÜTÜCÜ
Yükleme hızı	Daha düşük	Daha yüksek
Patojenlerin yok edilmesi	Daha düşük	Daha yüksek
Toksitantlara duyarlılık	Daha düşük	Daha yüksek
İşletim maliyeti	Daha düşük	Daha yüksek
Sıcaklık kontrolü	Kolay	Daha zor

Çamurun anaerobik çürüme hızı ve metan üretimi çürütücü sıcaklığı ile orantılıdır yani daha yüksek sıcaklıklar daha büyük uçucu katıların yok olma hızı ve daha fazla üretimi söz konusudur. Çamurun anaerobik çürüme hızı ve metan üretimi termofilik çürütücülerde mezofilik çürütücülerden daha hızlı olduğu düşünülebilir. Termofilik çürütücüler mezofilik çürütücülerden %25 ve 50 daha fazla aktif olmasına rağmen termofilik anaeroblar ile ilgili çeşitli önemli mikrobiyolojik özellikler vardır ve termofilik çürütme çürütücü performansını olumsuz yönde etkileyebilir. Bu özellikler, anaerobların düşük bakteriyel büyümesi ya da dönüşümü, bakterilerin yüksek endojen ölüm oranı ve anaerobların çeşitliliğinin az olmasıdır.

Bu özellikler aşağıdaki nedenlerden kaynaklanmaktadır;

- 1) Uçucu asitlerin nispeten yüksek kalıntı değerleri örneğin 1000mg/l'den büyük olması
- 2) Sürekli değişken işletim şartları esnasında kararsız çamurun arıtımı.

Aynı zamanda termofilik anaeroblar hızlı değişen sıcaklıklara çok duyarlıdır. Bu nedenle çürütücü sıcaklığının değişimi mümkün olduğu kadar küçük olmalıdır yani termofilikler için günde 1 °C'den küçük ve mezofiller için günde 2-3 °C'den daha fazla sıcaklık değişimleri arzu edilmez. Sıcaklık bir anaerobik çürütücüde mikrobiyal aktiviteyi etkileyen en önemli faktörlerden biridir ve metan üretimi sıcaklığa oldukça bağlıdır. Sıcaklıklardaki düzensiz dalgalanmalar, işletim sıcaklığından daha büyük miktarda metan oluşturan bakterinin aktivitesini etkiler. Sıcaklık yalnızca metan oluşturan bakteriyi etkilemez aynı zamanda uçucu asit oluşturan bakterileri de etkiler. Bu nedenle sıcaklıklardaki düzensiz dalgalanmalar belirli gruplar için avantajlı ve diğer gruplar için dezavantajlı olabilir. Örneğin 10 °C'lik sıcaklık artışı uçucu asit üretimini artırırken 12 saat içinde metan oluşturan bakteri aktivitesini ve metan üretimini durdurabilir. Uçucu asit oluşturan bakterilerin farklı gruplarının aktivitelerindeki değişiklikler fermentasyon esnasında üretilen organik asit ve alkollerin ilgili miktarlarında değişikliğe neden olur. Metan oluşturan bakteri tarafından substrat olarak direk ya da endirek kullanılabilen organik asit ve alkollerin miktarındaki değişiklik tüm reaktör performansını etkiler.

Sıcaklığın partikül ve kolloidal atıklar üzerindeki etkisi de çok büyük değildir. Hidrolitik bakteri asetat oluşturan bakteri ve metan oluşturan bakteri kadar sıcaklık değişimlerine duyarlı değildir. Sıcaklık biyolojik aktiviteyi etkiler. Bu etki daha çok sıcaklığın enzimatik aktivite ve reaksiyonları üstündeki etkiye bağlıdır. Bu nedenle, sıcaklıktaki artış daha fazla enzimatik aktivite ile sonuçlanırken sıcaklıktaki azalış daha az enzimatik aktiviteye neden olmaktadır. Sıcaklığın enzimatik aktivite üstündeki etkisinden dolayı reaktör içindeki SRT sıcaklığın azalması ile artmalıdır. Anaerobik bakteriler optimum aralık dışında işletim sıcaklığına alışabilir olmasına rağmen biyomas aktivitesi ve çürütücü performansı ters bir şekilde etkilenebilir. Metan oluşturan bakteri çok yavaş gelişir ve küçük değişimlerdeki sıcaklıklara çok duyarlı olduğundan ortama alışma çok yavaş bir şekilde ilerlemelidir (Geardi, 2003).

3.3.3 Nütrientler

Aerobik ve anaerobik biyolojik arıtma proseslerinde ki bakteriler için ihtiyaç duyulan nütrientler arasında önemli farklılıklar vardır. Bu farklar metan oluşturan bakterilerin kendilerine özel ihtiyaçları ve aerobik bakterilerle karşılaştırıldığında fermantatif bakterilerin daha düşük hücre dönüşümüne (çamur) sahip olmalarıdır. Örneğin; azot ve fosfor gibi makronütrientler tüm bakteriler tarafından nispeten büyük miktarlarda gerekli olan nütrientler iken kobalt ve nikel gibi mikronütrientler küçük miktarlarda gerekli olan nütrientlerdir (Gerardi, 2003).

3.3.4 Alkalinite ve pH

Yeterli alkalinite uygun pH kontrolü için zorunludur. Alkalinite pH'da hızlı değişkenliği önleyen bir tampon olarak görev yapar. Enzimatik aktivite ya da reaktör performansı pH ile etkilenir. Asit oluşturan bakterilerin kabul edilebilir enzimatik aktivitesi pH 5'in üstünde meydana gelir ama metan oluşturan bakterilerin kabul edilebilir enzimatik aktivitesi pH 6.2'nin altında meydana gelmez. Metan oluşturan bakteriler dâhil çoğu anaerobik bakteri 6.8 ve 7.2'lik bir pH aralığında daha aktiftirler. Anaerobik reaktör içerisindeki pH başlangıçta uçucu asitlerin üretimi ile azalacaktır. Ancak metan oluşturan bakteriler uçucu asitleri tüketir ve alkalinite meydana gelmesinden dolayı reaktör pH'ı artarak kararlı bir hale gelir. 5 günden büyük hidrolik bekleme sürelerinde metan oluşturan bakteriler uçucu asitleri hızlıca tüketmeye başlarlar. Uygun bir şekilde çalışan anaerobik reaktörün pH'ı 6.8 ve 7.2 arasındadır, çünkü uçucu asitler metan ve karbondioksite dönüşmektedir. Bir anaerobik sistemin pH'ı biyogazın karbondioksit içeriğinden önemli miktarda etkilenir. Çürütücü stabilitesi yüksek alkalinite konsantrasyonu ile yükselmektedir. Alkalinite normal işletim değerinden düşükse, anaerobik reaktör işletiminde başarısızlığa yol açacaktır. Sistemde organik asit birikimi, şok yükleme ve metan oluşumunu inhibe eden maddelerin reaktöre alınması alkalinitede azalmaya yol açmaktadır. Alkalinitede azalma çoğunlukla pH'da hızlı bir değişimden önce oluşur.

Besleme çamurlarının bileşimi ve konsantrasyonu direk olarak çürütücünün alkalinitesini etkiler. Örneğin anaerobik reaktöre transfer edilen proteinli atıkların büyük miktarları nispeten yüksek alkalinite konsantrasyonu ile ilgilidir. Alkalinite proteinli atıklar ayrıştırıldığında amonyağın (NH_3) ve amino gruplarının ($-\text{NH}_2$) serbest bırakılması sonucu oluşur. Aynı zamanda, yoğunlaşmış çamur nispeten yüksek alkaliniteye sahiptir. Bu alkalinite yoğunlaşmış çamur içerisinde proteinlerin besleme oranının artmasından kaynaklanmıştır. Alkalinite ya da pH'daki önemli değişiklikler reaktörde organik bileşiklerin parçalanması esnasında sırasıyla organik asit ve amonyum iyonları gibi asidik ve alkali bileşiklerin üretimi ya

da substrat beslemesi ile bir anaerobik reaktörde meydana gelir. Eğer pH ve alkalitenin her ikisinde bir anaerobik çürütücüde artırılması gerekiyorsa pH 6.5'in altına düşmüşse pH'ı artırmak için sodyum karbonat kullanılabilir. Sodyum karbonat aynı zamanda alkaliteyi yeniden artırabilir. Eğer sodyum bikarbonat, sodyum karbonat ya da sodyum nitrat bir anaerobik çürütücüye çok hızlı bir şekilde ilave edilirse köpüklenme problemi de oluşabilir (Gerardi, 2003).

4. SIZINTI SULARININ ARITIMI

Maalesef dünyada çoğu katı atık depolama alanları yeterince uygun arıtma sistemlerine sahip değildir. Çeşitli arıtma konfigürasyonları kullanıldığı halde sızıntı suyunun karakteristiklerine göre tasarlanmadığından sınırlı seviyede bir arıtma verimi sağlamaktadırlar (Salem ve diğ., 2008). Bu nedenle, sızıntı sularının yönetimi için düşük alan gerektiren, uygun maliyetli ve etkin verime sahip arıtma sistemlerinin geliştirilmesi zorunludur. Yüksek amonyak konsantrasyonu ve fosfor sınırlaması bu atıksuların biyolojik arıtılmasını problemli kılmaktadır. Bu nedenle, genç sızıntı suları için nitrifikasyon ve denitrifikasyon kapasitesi yüksek olan biyolojik sistemlerin ve stabilize olmuş sızıntı suları için de fizikokimyasal sistemlerin seçilmesi uygundur (Renou ve diğ., 2008a).

Yüksek miktarda amonyak içeren çöp sızıntı suları, çok pahalı olan bazı biyolojik tekniklerle % 95'in üzerinde nitrifikasyon ile uzaklaştırılmaktadır (Horan ve diğ., 1997; Welande ve diğ., 1998; Klimiuk ve Kulikowska, 2006; He ve Shen, 2006). Biyolojik arıtma katı atık depolama alanının yaşına ve orijinine, kullanılan arıtma sisteminin tipine ve işletim faktörlerine bağlı olarak çok geniş bir aralıkta vukuu bulmaktadır (Horan ve diğ., 1997; Garcia ve diğ., 1996; Timur ve diğ., 2000; Ding ve diğ., 2001; Klimiuk ve Kulikowska, 2006; Kang ve Wang, 2006; Bilgili ve diğ., 2006). Kullanılan bütün bu arıtım şemaları genellikle biyolojik ve fizikokimyasal arıtma ünitelerinin kombinasyonlarını içermektedir (Renou ve diğ., 2008b). Biyolojik arıtmanın bir göstergesi olarak KOİ giderimleri, genellikle sızıntı suyunun yoğunluğuna, arıtma aşamalarının kaç basamaktan oluştuğuna, hidrolik bekletme zamanına ve organik bekletme zamanına göre değerlendirilmiştir. Alvarez-Vazquez ve diğ. (2004), sızıntı sularının arıtımında, biyolojik arıtmanın kullanıldığı çalışma oranının % 72, flokülasyon/koagülasyonun % 11, filtrasyonun % 5, hava sıyrmanın % 4, kimyasal oksidasyonun % 4, aktif karbonun % 2, iyon değiştiriminin % 2 olduğunu hesaplamıştır. Görüldüğü gibi, en yaygın olarak kullanılan arıtma yöntemi, biyolojik arıtma yöntemidir. İlave olarak doğal arıtma yöntemleri, biyolojik ve fizikokimyasal arıtmaların ortak kullanımı gibi çeşitli alternatif arıtma yöntemleri de vardır.

4.1. Sızıntı Sularının Arıtımında Fiziko-Kimyasal Arıtmanın Yeri

Sızıntı sularının klasik atıksu arıtma tesisleri ile arıtımı yüksek seviyede içerdiği değişik kirleticiler (KOİ, düşük biyolojik olarak parçalanabilirlik, ağır metal, patojenler, vb.) nedeniyle oldukça zordur. Sızıntı sularının karakteristiklerine, işletim ve yatırım maliyetlerine ve

düzenlemelere bağılı olarak çeşitli özel fiziko-kimyasal arıtma teknikleri kullanılmıştır (Xing ve diğ., 2008). Sızıntı sularının arıtımı için bu güne kadar birçok araştırmacı farklı birçok fiziko-kimyasal yöntemler kullanmışlardır. Bu prosesler, ozonasyon (Huang ve diğ., 1993; Wu ve diğ., 2004; Tizaoui ve diğ., 2007), kimyasal oksidasyon (Forgie, 1988; Li ve diğ., 1999; Marttinen ve diğ., 2002; Günay ve diğ., 2008) koagülasyon-çöktürme (Amokrane ve diğ., 1997; Aguilar ve diğ., 2002; Tatsi ve diğ., 2003; Silva ve diğ., 2004; Zazouli ve Yousefi, 2008; Maranon ve diğ., 2008), elektro-koagülasyon (İlhan ve diğ., 2008; Veli ve diğ., 2008) adsorpsiyon (Rodriguez ve diğ., 2004), foto-oksidasyon (Yoo ve diğ., 2001; Kim ve diğ., 1997; Lopez ve diğ., 2004; Primo ve diğ., 2008) ve membran prosesleridir (Peters, 1998; Bohdziewicz ve diğ., 2001).

Ozonasyonun yüksek oksidasyon gücünden dolayı sızıntı sularının arıtımı için oldukça etkili olduğu belirlenmiştir (Huang ve diğ., 1993; Wu ve diğ., 2004; Tizaoui ve diğ., 2007; Poznyak ve diğ., 2008). Ozon, özellikle renk giderimi ve dezenfeksiyonda etkilidir. Ozonasyon yüksek pH'larda (O_3/OH^-) etkili olduğundan hidrojen peroksit ilave edilerek OH^- radikali üretilmektedir. O_3/OH^- sisteminde, hidroksit iyonları süper oksit anyon radikallerini ($O_2^{\cdot-}$) üretmek için ozonla reaksiyona girer ve 1.5 mol O_3 1 mol $^{\cdot}OH$ oluşturur. O_3/H_2O_2 sisteminde, H_2O_2 suda çözündüğünde kısmen hidrojen peroksit iyonuna dönüşür. Bu da ozonla hızlı bir şekilde reaksiyon vermektedir. Reaksiyon 1 mol O_3 başına 1 mol $^{\cdot}OH$ üretir. Hidroksil radikalleri çok reaktif, seçici olmayan oksidant ve ileri oksidasyon prosesinde en önemli türlerdendir. Bu yüzden, ozona bağılı ileri oksidasyon prosesleri kompleks sızıntı suyu karışımlarını okside etmek için cazip proseslerdir. Bu proseslerin sızıntı sularında bulunan dirençli organik moleküllerini okside edeceği ve biyolojik sistemle giderilebilen biyolojik olarak parçalanabilir moleküllere dönüştürülebileceği umulmaktadır.

Membran prosesler genellikle biyolojik bir prosesle birleştirilmektedir. Bu güne kadar birçok çalışma yapılmış ve çeşitli konfigürasyonlar denenmiştir. Bodzek ve diğ., (1997) aktif çamur sisteminde arıtılan sızıntı sularına ters osmoz ünitesini direk uygulamış fakat membranların aşırı kirlenmesinden dolayı işletimde birçok problemle karşılaşmışlardır (Hasar ve diğ., 2008). Chan ve diğ. (2007) ters osmoz membranlarının kirlenme potansiyelini azaltmak için titreşimli kesme mekanizmasını kullanmış ve böylece ters osmozun çalışma periyodunu arttırmışlardır (Hasar ve diğ., 2008). Deneyler stabilize olmuş bir deponi sahasının atıksularına uygulanmış ve biyolojik olarak parçalanamayan bileşiklerin giderimi % 97 KOİ ve % 99 amonyum düzeyinde gerçekleşmiştir.

Tablo 2.3'de çeşitli arıtma alternatifleri ile KOİ ve amonyum giderim potansiyelleri özetlenmektedir. Kimyasal çökeltme ile başlangıç konsantrasyonu 5600 mg/l olan NH_3-N için % 98 giderim verimi elde edilmiştir. KOİ giderimi ise nanofiltrasyon ve ters osmoz ile % 96-98

oranında gerçekleşmiştir. Tablo 2.3’de görüldüğü gibi, ozonasyon ve kuagülasyonun sızıntı sularının arıtımında oldukça iyileştirici rol oynadıkları bu güne kadar yapılan çalışmalarda ispat edilmiştir.

4.2 Sızıntı Sularının Arıtımında Biyolojik Arıtmanın Yeri

Biyolojik prosesler genç sızıntı sularına uygulandıklarında oldukça etkindir, fakat sızıntı sularının yaşı arttıkça bu sistemlerin arıtma verimliliği azalmaktadır (Amokrame ve diğ., 1997; Kargi ve Pamukoglu, 2004). Yaşlı sızıntı sularındaki biyolojik parçalanmaya dirençli kirleticiler klasik biyolojik sistemlerde arıtılmaya uygun değildir. Ayrıca, yüksek amonyak içeriğinden dolayı bu sular aktif çamur mikroorganizmaları için inhibisyon etkisine sahiptir (Li ve diğ., 1999). Bunun yanı sıra, sızıntı sularındaki düşük fosfor konsantrasyonu yeni mikroorganizmaların üremesini ve dolayısıyla arıtma kapasitesini sınırlandırmaktadır (Chaudhari ve diğ., 2008).

Bu güne kadar, sızıntı sularının arıtımında en fazla kullanılan biyolojik arıtma yönteminin % 21 ile aerobik lagünler olduğu belirlenmiştir. Akabinde, % 18 ile yukarı akışlı havasız çamur yatağı, % 17 ile aktif çamur sıralanırken membran biyoreaktörleri % 8 ile 6. sırada yer almıştır. Kullanılan sistemlerin yoğunluğu, kullanıldıkları tarihlerdeki favori teknolojilere bağlı olarak değişiklik göstermiştir. Son yıllarda, sızıntı sularının arıtımında en fazla çalışmaların yoğunlaştığı biyolojik arıtma yöntemleri, ardışık-kesikli reaktörler ve membran biyoreaktörleridir.

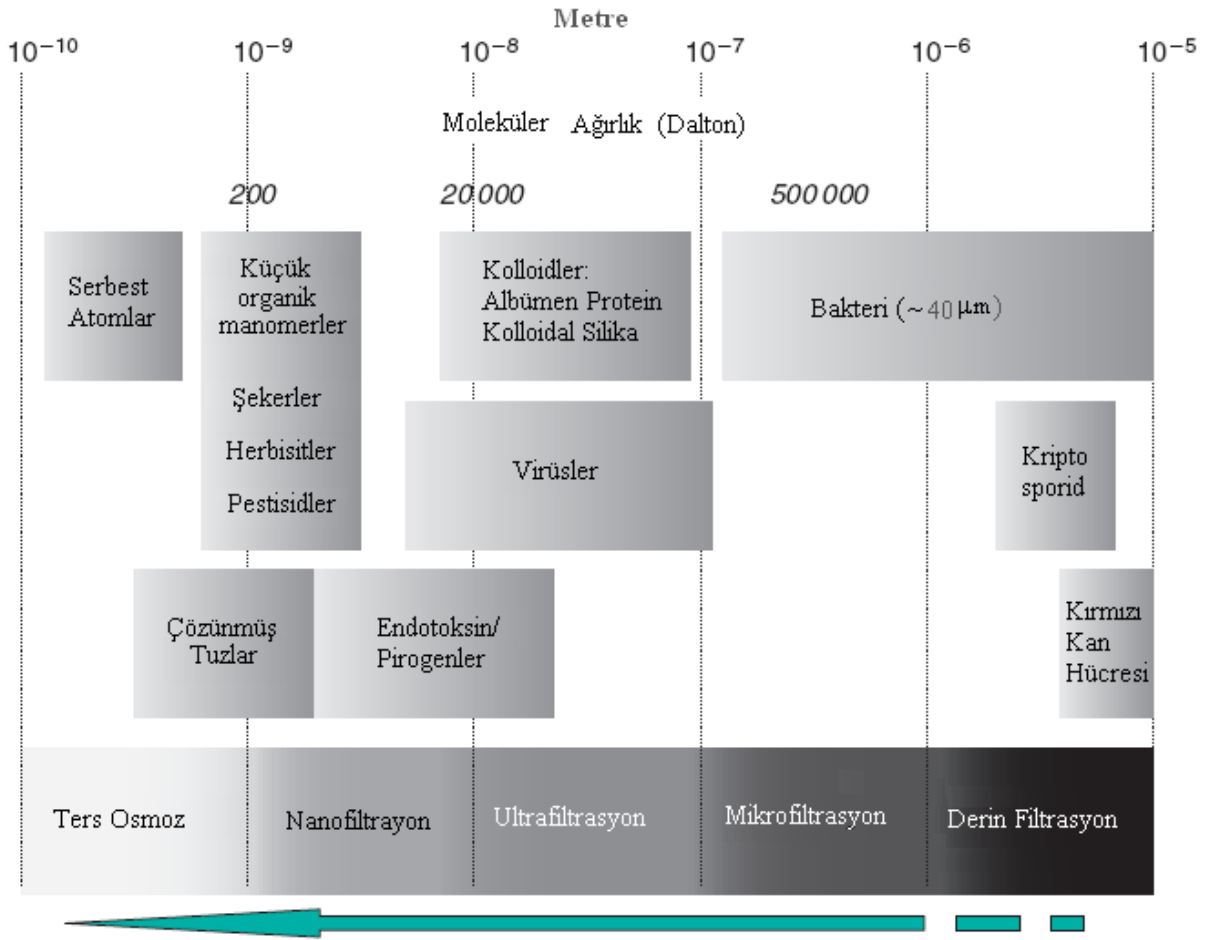
Ardışık-kesikli reaktörler, birincil çökeltme, biyolojik parçalanma ve ikincil çökeltme işlemlerini tek reaktör içerisinde gerçekleştirmektedir. İlave olarak, kontrol edilen aerobik ve anoksik/anaerobik şartlar sayesinde, tek reaktör içerisinde azot ve fosfor giderimi gerçekleştirilmektedir. Ardışık-kesikli arıtma sisteminin sürekli sistemlere nazaran bazı avantajları vardır. Örneğin, tek reaktörde döngü zamanlarını ve sistem düzenini değiştirerek daha esnek bir arıtma ünitesi elde etmek mümkün olabilir. Özellikle son zamanlarda, kirletici yükünü ayarlamak amacıyla evsel ve sızıntı sularının ortak olarak ardışık-kesikli reaktörlerde arıtılması gündeme gelmiştir. Özellikle, Neczaj ve diğ (2007), evsel sızıntı suyunun kesikli ardışık bir reaktörde arıtımını incelemişler ve azot gideriminde tatmin edici sonuçlar elde etmişlerdir. Sonuçlar incelendiğinde, % 75 oranında amonyum giderimi ve % 92’e varan oranlarda KOİ giderimine ulaşmışlardır.

Son zamanlarda, kullanımı yaygınlaşan diğer bir biyolojik arıtma yöntemi ise membran biyoreaktörleridir. Özellikle membran teknolojisinde meydana gelen gelişmeler ve mekanizmasının tamamen anlaşılmış olması nedeniyle son yıllarda her çeşit organik atık içeren atıksuların arıtımında biyolojik arıtma amacıyla membran biyoreaktörlerinin kullanılması yaygınlaşmıştır. Özellikle son yıllarda, membran biyoreaktörleri ile sızıntı sularının arıtılması konusunda yoğun çalışmaların yapılması, gelecekte bu problemlili suyun arıtılmasında MBR'nin yoğun bir şekilde kullanılacağını hissettirmektedir.

4.3. Sızıntı Sularının Arıtımında Membran Sistemler

4.3.1. Membran Ayırma Mekanizması

İleri arıtma prosesleri, mikroorganizmaların, sentetik organik kimyasalların, süspanse ve koloidal partiküllerin, doğal organik maddelerin ve tuzların içme suyu kaynaklarından uzaklaştırılmasını içermektedir. MF ve UF mikroorganizmaları süspanse ve koloidal partikülleri sudan uzaklaştırabilen düşük basınçlı membran prosesleridir. Membran teknolojilerinde giderilen partikül boyutu ve gözenek boyutuna bağlı olarak yapılan sınıflandırma şekil 4.1 'de gösterilmiştir.



Şekil 4.1. Membran ayırma ünitesinin tanıtımı (Judd ve Jefferson, 2003)

1990'ların ortalarından bu ya düşük basınçlı hallow-fiber MF ve UF prosesleri sayısında ciddi artış olmuştur. MF ve UF'in gelişmesindeki en büyük sebep son on yıldaki uygulanan çevresel kanunlardaki yaptırımın arttırılması, ileri teknoloji kullanımının gerekliliği ve özellikle MF ve UF'in içme suyundaki yeni dezenfeksiyon standartlarını sağlaması olmuştur.

Ayrıca, su kıtlığı yeni su kaynakları sağlamak için tuzsuzlaştırma kullanımını yaygın hale getirmiştir. Entegre membran sistemlerinde ters osmoz membranları deniz sularının tuzunu giderme ve acı suların arıtımı için kullanılırken, MF ve UF membranları ters osmoz için ön arıtma sağlayabilirler. Ters osmoz için ön arıtma olarak MF ve UF membranları kullanıldığında klasik ön arıtmadan daha iyi bulanıklılık ve silt yoğunluk indeksi sağlanır.

MF ve UF'un kullanımının son yıllardaki artışının arkasındaki diğer önemli nedenler hallow fiber MF /UF membranların gelişimi ve ters akışlı filtrasyonun direk filtrasyon ile değişmesi olmuştur. Hollow fiber membranlar süzüntü suyu ile otomatik olarak geri yıkanabilirler, ayrıca ön arıtımın yüksek maliyetini düşürürler. MF ve UF'li büyük çaptaki içme suyu tesislerinde direk filtrasyonunun kullanılması enerji tüketimini ciddi miktarda

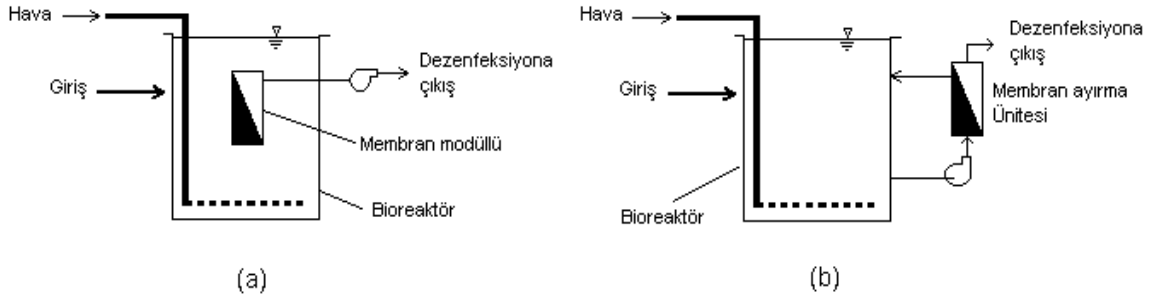
düşürmüştür. Direk filtrasyonda, membran tıkanıklılığı MF/UF akısının düzenli aralıklar ile çok kısa otomatik geri yıkama yapılarak veya geri yıkama suyuna az miktarda dezenfektan/oksidan ilave edilerek kapsamlı bir geri yıkama yapıp membran akısı geri kazanılabilir. Bu yeniliklerin sonucunda MF ve UF teknolojisi içme suyu arıtımı, endüstriyel su arıtımı ve suların tekrar kullanımı alanında klasik metodlar ile ekonomik ve uygunluk açısından rekabet edecek duruma gelmiştir (Li ve diğ, 2008).

4.3.2. Membran Biyoreaktörler

Membran biyoreaktör sistemlerinin kavramı, bir biyoreaktör ve mikrofiltrasyonun atıksu arıtımı için uyarlanıp birleştirilmiş halidir. Genel olarak, membran modülü biyoreaktöre batık veya harici olarak uygulanmaktadır (Şekil 4.2). Bazı durumlarda ilave olarak ikinci çökeltim ve çıkış suyu filtrasyonu ve ikincil çökeltmenin katı ayırma fonksiyonu şeklinde davranabilir. İkinci çökeltimin iptal edilmesi ve yüksek MLSS konsantrasyonları aşağıdaki avantajları sağlamaktadır.

1. Yüksek yükleme oranı ve düşük hidrolik bekleme zamanı
2. Uzun SRT değerleri-daha az çamur üretimi
3. Uzun SRT değerleri-sürekli nitrifikasyon/denitrifikasyon potansiyeli
4. Bulanıklılık, bakteri, TSS ve BOİ açısından yüksek kalitede çıkış suyu
5. Atık su arıtımı için arazi tasarrufu

Membran biyoreaktörlerin dezavantajları, yüksek maliyet, membran ömründe sınırlı veri, periyodik membran değişiminin yüksek maliyeti, yüksek enerji maliyeti ve membran tıkanmasının kontrol edilme ihtiyacı şeklinde sıralanabilir.



Şekil 4.2. Membran biyoreaktörlerin şematik diyagramı:(a) MBR ile birleştirilmiş batık membran modülü (b) Harici membran ayırma ünitesi ile biyoreaktör (Metcalf and Eddy, 2003).

Membran biyoreaktörleri klasik biyolojik sistemlere nazaran birçok avantaja sahiptir. MBR ile yüksek biyokütle konsantrasyonunda ve yüksek çamur yaşında çalışılabildiğinden dolayı hem yüksek organik yüke hem de yüksek nütriente sahip atıksuların arıtılabilmesi için iyi bir alternatif olarak görülmektedir. Yüksek çamur yaşından dolayı nitrifikasyon bakterilerinin yoğunluğu amonyak azotunun azaltılmasında etkindir. Ayrıca, yapılan önceki çalışmalar aralıklı havalandırma ile hem nitrifikasyon hem de denitrifikasyonun aynı reaktörde başarıyla gerçekleştiğini kanıtlamıştır (Hasar ve diğ., 2002, Hasar ve Kınacı, 2004).

Membran biyoreaktörlerinin arıtım kapasitesini geliştirmek için, biyoreaktör içerisindeki şartların değiştirildiği birçok çalışma mevcuttur. Son yıllarda, termofilik şartlar biyolojik sistemlere uygulanarak biyolojik aktivite arttırılmıştır. Örneğin, aerobik termofilik arıtma, yüksek kuvvetli atıksuların arıtımı için ileri arıtma teknolojisi olarak kullanılmıştır. Bu sisteminin önemli avantajları arasında yüksek biyolojik parçalanma hızı, düşük çamur üretimi, patojenik mikroorganizmaların hızlı bertarafı ve yüksek yük oranları bulunmaktadır. Termofilik sistemlerin en büyük dezavantajı ise, çamurun çökme karakteristiklerinin yüksek sıcaklıklarda bozulmasıdır (Bohdziewicz ve diğ., 2008). Visvanathan ve diğ. (2006), termofilik şartlarda çalışan bir biyoreaktöre membran ayırma modülünün uygulanmasıyla olası zayıf çamur çökmesinin yol açtığı problemlerin üstesinden gelmişlerdir (Hasar ve diğ., 2008). Bu çalışmada, sızıntı suları için % 60-80 arasında KOİ giderimi, % 97-99 arasında BOİ giderimi, % 60-80 arasında da amonyum giderimi elde edilmiştir. Membran biyoreaktörleri genellikle aerobik sistemlere uygulanmıştır. Bazı kaygılardan (tıkanma, membran tahribatı vb) dolayı anaerobik biyoreaktör membran biyoreaktör olarak kullanılmamıştır. Son zamanlarda daha çok harici anaerobik MBR kullanılmaya başlanmıştır. Böylece, membrana uygulanan paralel akış ile

kek oluşumu sınırlandırılmaya çalışılmıştır. Fakat bu uygulama enerji maliyeti bakımından oldukça dezavantajlıdır.

Kocadagistan ve Topcu (2006), Erzurum kentsel atıksuyunun anaerobik membran biyoreaktör ile arıtımını araştırmışlardır. Sistemde anaerobik şartların devamını sağlamak için N_2 gazı sisteme verilmiş ve oksijenin sisteme girmesi engellenmiştir. MBR sistemindeki KOİ uzaklaştırma verimi 120-150 dakikalar arasında % 98.1'e ulaşmıştır. $450 \text{ l/m}^2\text{.saat'lik}$ akı elde edilmiştir. KOİ, $PO_4\text{-P}$ ve süspanse katı uzaklaştırma etkinliği sırasıyla %98.1, 81.0 ve 99'a ulaştığı tespit edilmiştir.

Arkam ve Stuckey (2007), anaerobik batık membran biyoreaktörde aktif karbon kullanarak akı ve performans artışını araştırmışlardır. Çalışmada 1670 ve 3400 mg/l olarak iki ayrı aktif karbon miktarı çalışılmış ve uygun miktar denenmiştir. Sisteme aktif karbon ilavesi ile 16 g KOİ/L-gün'lük yüklemde 6 saatlik HBS'de % 98'lik KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Reaktöre yapılan 1670 mg/l'lik aktif karbon ilavesi ile akı miktarı $2 \text{ l/m}^2\text{.saat'ten}$ $9 \text{ l/m}^2\text{.saat'e}$ yükselmiştir. Fakat 3400 mg/l aktif karbon ilavesi yapıldığında akı miktarında azalma meydana gelmiştir. Çalışmanın sonucuna göre 1670 mg/l'lik aktif karbon ilavesinin 3400 mg/l'ye göre maliyet, akı, KOİ giderimi açısından daha uygun olduğu belirlenmiştir.

Hea ve diğ (2005), MWCO değeri 20000 Da'dan 70000 Da'a kadar değişen dört farklı UF membran kullanılarak yüksek konsantrasyona sahip besin atıksularının arıtımını çalışmışlardır. MWCO değerinin membran tıkanması ve temizlenmesi üzerindeki etkileri de araştırılmıştır. Belirtilen membranların tümünde süspanse katı, renk, KOİ ve bakteri giderim etkinliğinin aynı olduğu gözlenmiştir ve yükleme oranının $2.0 - 4.5 \text{ kg/m}^3\text{-gün}$ arasında tutulduğunda %90 KOİ giderimi sağlanmış, 4.5'in üzerine çıktığında ise giderim veriminin hızlı bir şekilde düştüğü tespit edilmiştir. Kısa süreli işletmelerde düşük MWCO değerine sahip membranlarda konsantrasyon polarizasyonu sebebiyle akı oranı ciddi miktarda düşmüş, fakat uzun süreli işletmelerde bunun tersine yüksek MWCO değerine sahip membrandaki gözeneklerin tıkanması nedeniyle ciddi miktarda akı azalması meydana geldiği gözlenmiştir. Ayrıca, bu membranların tıkanıklılığının hidrolik ve kimyasal temizleme ile zor giderildiği tespit edilmiştir.

Bohdziewicz ve diğ (2008), çöp sızıntı suyunun anaerobik batık membran biyoreaktörde arıtılabilirliğini araştırmıştır. % 5-75 aralığında farklı seyreltme oranlarında besleme yapılmış ve arıtım etkinliği incelenmiştir. Çalışma sonucunda en iyi arıtımın % 20 oranındaki seyreltme miktarında meydana geldiği ve sızıntı suyundan KOİ uzaklaştırma verimliliğinin $2.5 \text{ kg/m}^3\text{-gün'lük}$ organik yükleme ve 2 günlük HBS'de meydana geldiği belirlenmiştir. Deşarj standartları sağlanmadığından ters osmozdan geçirilmiş ve amonyum

siyırma yapılmıştır. Ters osmoz ünitesinden çıkan sular pH 12’de 12 saat havalandırılmış ve çıkış suyundan % 6-7 oranında N-NH₄ azotu giderimi sağlanmıştır.

Saddoud ve Sayadi (2007), anaerobik membran biyoreaktör sistemi ile mezbaha atıksularının arıtımını araştırmışlardır. Başlangıç periyodundan sonra reaktör ortalama 4,37 kg TKOİ/m³-gün’lük organik yükleme oranı ile yüklenmiş ve giderek artırılarak 13,27kg TKOİ/m³-gün lük değere kadar çıkarılmıştır ve stabil şartlarda KOİ ve BOİ₅’deki giderim verimi sırası ile %93,7 ve 93,96 olarak elde edilmiştir. Fakat 16,32 kg TKOİ/m³-gün ‘lük organik yükleme oranında AnMBR’ın performansında azalma meydana gelmiştir ve sKOİ ve BOİ₅’deki giderim veriminde hızlı bir düşüş meydana gelmiştir (%53,6 ve %73,3). AnMBR sisteminin performansındaki bu düşüş uçucu yağ asitlerinin birikmesi nedeniyle olduğu belirtilmiş bu nedenle anaerobik çürütücüye sabit yataklı reaktör ilave edilmesi ile uçucu yağ astlerinin birikme probleminin giderilmediği rapor edilmiştir.

Jeison ve Lier (2007), anaerobik membran biyoreaktörde asidik atıksuların arıtımında elde edilen akı üzerindeki ana faktörleri incelemişlerdir. Çalışmada 3.7 l hacminde reaktör 200 gün boyunca işletilmiştir. Membran üzerinde oluşan kekin her 5 dk’da 30 s geri yıkama yaparak giderilebildiği, fakat membran geçirimsizliğinin geri sağlanabilmesi fiziksel temizleme ile mümkün olduğu belirtilmiştir. Düşük seviyede gözenek tıkanması gözlenmiş ve giderilmesi için kimyasal temizlemeye ihtiyaç duyulduğu rapor edilmiştir.

Saddoud ve diğ. (2006), Anaerobik cross-flow ultrafiltrasyon membran biyoreaktör kullanarak toplam süspanse katı %100, KOİ %90, BOİ %88’lik giderim elde edildiğini belirtmektedirler. 2000 mg KOİ/ l.gün yükleme oranı ile günde 30 l biyogaz üretimi sağlamışlardır. Elde edilen biyogazın metan oranı 0,27 l CH₄/ g-KOİ olduğu rapor edilmiştir. Yüksek sıcaklığın organik ayrışmanın az miktarını arttırdığı ve önemli derecede su akısında artış meydana geldiği belirtilmiştir.

Rezania ve diğ. (2007), sentetik yeraltı suyundan nitrat giderimi araştırmışlardır. Bir hidrojen dağıtım sistemi kullanarak hidrojenin iyi bir şekilde dağılımı ile denitrifiyerlerin hızlı bir şekilde çoğalması sağlanmış ve 0,11 kg/m³-gün’lük yüklemeye azotun tamamının uzaklaştırılması sağlanmıştır. N₂ gazı reaktöre verilerek membran tıkanıklılığı engellenmiş ve çalışma sırasında bu sorun ortadan kaldırılmıştır.

Fuchs ve diğ. (2003), çalışmada 20 000 mg KOİ/l sentetik atıksu, 8000 mg KOİ/l sebze prosesinden oluşan su ve 6000-8000 mg KOİ/l içeren mezbaha atıksuları sistemde %90’ın üzerinde bir giderim olduğu belirtilmiştir. Biyogaz dönüşüm oranları sırası ile 0.17–0.30, 0.20–0.34 ve 0,12-32 l CH₄/ g KOİ olduğu belirtilmiştir. Her üç atık su içinde anaerobik çürüme

prosesinin oldukça stabil ve yükselen organik yükleme oranlarına kolayca adapte olabildiği ve elde edilen biyogaz dönüşümleri de sistemin etkinliğinin göstergesi olduğu belirtilmiştir.

Zhang ve diğ. (2006), 6 l hacminde reaktör kullanılmış reaktörden çıkan sular harici tubuler ultrafiltrasyon membrana verilmiştir. Düşük trans membran basıncında (20-70 kPa) ve düşük akıda (5-10 l/m².saat) membran 135 gün membran temizlemesi yapmadan çalıştırılmıştır. Reaktör işletmesi sırasında gözlenen membran direncinin, konsantrasyon polarizasyonu ve zayıf bir şekilde yapışan kirleticiler nedeniyle meydana geldiği belirtilmiştir. Kalsiyum, fosfat, magnezyum, amonyum membran yüzeyinde tıkanıklılığa sebep olduğu HNO₃ ile 50 °C’de temizleme ile bu inorganik çökeltilerin giderildiği gözlenmiş fakat akının tamamen geri kazanılamadığı rapor edilmiştir.

Ahn ve diğ. (2003), Laboratuvar ölçekli çalışmada ardışık anoksik/ anaerobik membran biyoreaktör kullanarak azot ve fosfor uzaklaştırılmasını incelemişlerdir. Çalışma sırasında 10 l/m²-saat lik akı ve yaklaşık %60’lık azot giderim verimi elde edilmiştir. SRT 70 günde yaklaşık %93 oranında fosfor giderim verimi elde edilmiştir.

Cho ve diğ. (2004), pilot ölçekli çalışmada ardışık anoksik/anaerobik membran biyoreaktör prosesinin performansını araştırmışlardır. Çalışmada akının 12 l/m².saat den az olması 15,4 l/m².saat ile karşılaştırıldığında ciddi miktarda membran tıkanıklılığını engellediği, akının %22 düşmesi membran tıkanıklılığındaki işletme süresini %31 arttırmıştır. Kısa HBS ve yüksek akı miktarları, uzun HBS ve düşük akı ile karşılaştırıldığında nütrient giderim verimi artmıştır. HBS nin %30 arttırılması nütrient giderim veriminin %10 düşmesine sebep olduğu rapor edilmiştir.

Shin ve diğ. (2005), Yukarı akışlı yatak filtre reaktör ve takiben aerobik batık membran biyoreaktör kullanmışlardır, yukarı akışlı yatak filtre-MBR prosesinin KOİ giderimi ve nitrifikasyon için yeterli olduğu belirtilmiştir. 14,000 mg VSS/L biyokütle konsantrasyonunda %91 oranında KOİ uzaklaştırma verimi elde edilmiş ve nitrifikasyonun %99’u tamamlanmıştır. Giriş debisinin debinin üç katı geri devrettirildiğinde nitrifikasyon tamamen gerçekleşmesine rağmen toplam azot uzaklaştırma veriminin %60 olduğu belirtilmiştir.

Vallero ve diğ. (2004), 6 l lik bir anaerobik membran biyoreaktör kullanılarak 50 000 mg NaCl /l ve 1000 mg MgCl/l içeren atık suda sülfat giderimi araştırılmıştır. 9 günlük hidrolik bekleme süresinde sülfat giderim miktarı 6 600 mg SO₄²⁻/l.gün ve 17 100 l/m².saat akı elde edilmiştir. Membranın kesikli olarak işletilmesi membran tıkanmasını engellemede membranın geri yıkanması kadar önemli olduğu belirtilmiştir.

Jeison ve Lier (2007), 300 gün işletilen termofilik anaerobik batık membran biyoreaktörün ilk 60 gününde kritik akının hızlı düşüşü gözlenmiş sebebinin de çamur partikül

boyutunun düşmesi olarak ifade edilmiştir. Reaktör işletmesinin sonunda kritik akı $7 \text{ l/m}^2\cdot\text{h}$ olduğu ve bu akıda membran maliyeti süzütünün her m^3 ü için 0,5 € yakın olduğu ifade edilmiştir. 200 günlük bir çalışma sonunda kimyasal temizleme olmadan geri döndürülemeyen tıkanıklılığın miktarının az olduğu belirtilmiştir.

Padmasiri ve diğ. (2007), harici ultrafiltrasyon membran modülü ile tam karışimli anaerobik biyoreaktör kullanılarak 2 m/s ters akış hızında domuz gübresinin anaerobik çürümesinin stabil olarak sağlandığı belirtilmiş ve ters akış hızının arttırılmasının membran performansını olumlu, anaerobik çürüme prosesini olumsuz etkilediği belirtilmiştir.

Song ve diğ (2008), ardışık anoksik/ anaerobik membran biyoreaktör prosesi kullanarak geri devirin ve hidrolik bekleme zamanının biyolojik azot ve fosfor uzaklaştırılması üzerindeki etkisi araştırılmışlardır. Denitrifikasyonun ve fosfor salınımının anoksik/anaerobik zaman oranına bağlı olduğu ve anoksik /anaerobik zaman oranı fazla olduğu zaman denitrifikasyon arttığı için azot uzaklaştırma etkinliğinin arttığı, fosfor uzaklaştırma etkinliğinin düştüğü belirlenmiştir. Buna rağmen KOİ giderim oranı anoksik/anaerobik bekleme zamanı ve hidrolik bekleme zamanı gibi işletme şartlarından etkilenmeyip %90'ın üzerinde kalmıştır. Bunun sebebi membranın KOİ'ye sebep olan bütün büyük moleküllerin ve partiküllerin giderimini sağlaması olarak rapor edilmiştir.

Yiping ve diğ (2008), anaerobik membran biyoreaktör kullanarak çöp sızıntı suyunda bulunan organoklorin pestisit, polisiklik aromatik hidrokarbonları ve 4-nonylphenol gibi kimyasalların gideriminin sırasıyla %94, %59 ve %77 olduğunu belirlemişlerdir ve KOİ, BOİ, ve TOC gibi kirletici parametrelerinin giderimi de sırasıyla %89, %99 ve %87 olarak tespit etmişlerdir.

Saddoud ve diğ (2006), ters akışlı ultrafiltrasyon membran ile bir anaerobik biyoreaktörden oluşan pilot ölçekli tesiste değişik kaynaklı evsel atıksuların arıtımını incelemişlerdir. Çalışmada kullanılan atıksular farklı evsel atıksu arıtma tesislerinden getirilmiştir. Getirilen atıksulardan biri için biyoreaktör sabit faza gelmemiştir, bunun sebebi atıksuya karışan endüstriyel atık sular gösterilmiştir.

Liu ve diğ (2007), anerobik/ aerobik/ MBR ardışık bir proses oluşturarak geri devir yapmadan denitrifikasyonun gerçekleşmesini sağlamaya çalışmışlardır. Sistem geri devir için ilave enerji gereksinimini ortadan kaldırmanın yanı sıra %90 KOİ, %95 $\text{NH}_4^+ \text{--N}$ ve %99 TP giderimi sağlanmıştır. 9 saat'lik hidrolik bekleme süresinde çıkış suyunda KOİ, $\text{NH}_4^+ \text{--N}$, TP ve bulanıklılık değerleri yaklaşık 10 mg/l , 3 mg/l , 1 mg/l 'nin altı ve 2 NTU değerlerine ulaşmışlardır.

Yuan ve diğ (2007), değiştirilebilir anoksik/anaerobik membran biyoreaktör prosesi ile eş zamanlı olarak azot ve fosfor giderimini denemişlerdir. %64,7 azot, %94,1 fosfor giderimi elde etmişlerdir. Ayrıca sistemde işletim süresi boyunca KOİ giderim verimi %93 seviyesinde sabit olmuştur. Kirletici boyutunun membranın tıkanma mekanizması üzerinde çok etkili olduğu ve sıvı içerisindeki partikül boyutunun membran yüzeyinde biriken partikül boyutundan daha büyük olduğu buradan küçük partiküllerin membran tarafından kolayca absorplanabildiği ve membran tıkanıklılığına sebep olduğu belirtilmiştir.

Sui ve diğ. (2007), anaerobik membran biyoreaktörde membran tıkanıklılığının ultrasonik ışınlar ile kontrolü araştırmışlardır. An-MBR işletimi ters akış hızı 0,75m/s, ultrasonik güç şiddeti 0,122 W/cm², çamur konsantrasyonu 4 g/l ve 6,4g/l, membran tıkanma kontrolü için uygulama 1 dk /60 dk ve 3 dk /60 dk uygulanmıştır. Çalışma sonucunda membran tıkanıklılığının kontrolünün ultrasonik uygulamalar ile etkili bir şekilde kontrol edilebileceği ve 28 günlük işletme sonunda toplam filtrasyon direnci utrasonik uygulamaların yapılmadığı uygulamanın %30'u kadar olmuştur. Ultrasonik ışınların anaerobik bakteriyel aktivite üzerinde negatif etkisinin olduğu fakat bunun KOİ giderim veriminde ciddi bir azalma meydana getirmediği ve %85'in üzerinde giderim verimi sağlandığı belirtilmiştir.

Akram ve Stuckey (2008), batık anaerobik membran biyoreatör kullanarak 4000 mg KOİ/l konsantrasyonunda sahip atık su dan 30 saatlik hidrolik bekleme zamanı ile %90'ın üzerinde KOİ giderimi elde etmişlerdir.

Vyrides ve Stuckey (2008), anaerobic membrane biyoreaktörde 35 g NaCl/l içeren sentetik atıksudan 8 saatlik hidrolik bekleme süresinde %99'luk çözünmüş organik karbon giderimi sağlamışlardır. Aktif karbon ilavesi ile trans membrane basıncı 0,070 bar'a kadar düşürölmüş ve çözünmüş organik karbon reaktör içerisinde %30, çıkış suyunda %5 artmıştır. Ayrıca aktif karbon ilavesinden sonra büyük flokların biyofilme tutunması azalmış ve reaktör içerisindeki filamentlilerin, çözünmüş mikrobiyal ürünlerin miktarında azalma olmuştur.

Zubair ve diğ. (2006), ardışık anoksik/anaerobik membran biyoreaktör de geri devirinin nütrient uzaklaştırma üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Reaktöre giren akışın 2.5 katı geri devir yaptırılarak %98 KOİ , %68 azot ve %55 fosfor giderimi sağlamışlardır.Çalışmada yapılan mikrobiyal analizlerde *Rhodocyclus* bakterisinin fosfor uzaştırma etkinliğinin *Actinobacteria*'dan fazla olduğunu tespit etmişlerdir.

Jeison ve diğ. (2008), atıksu arıtımı için asitojenik biyokütlenin anaerobik membran biyoreaktör performansı üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Anaerobik membran biyoreaktör ters akış hızı 1,5 m/s olacak şekilde jelatin-nişasta-etanol karışımı ile beslenmiştir. Akı miktarı yalnızca 6,5 l/m².saat sağlanabilmiştir. Çalışmada çözünebilir mikrobiyal ürünlerin miktarı

14000 mg KOİ/l olmasına rağmen elde edilen hidrolik akıda geri döndürülemeyen membran tıkanmasının değil kek oluşumunun etkili olduğu belirtilmiştir.

Kim ve diğ. (2007), anaerobik membran biyoreaktör ünitesinde bir dializ/zeolit ünitesi kullanarak çökelme ile membran tıkanıklılığının azaltılmasını araştırmışlardır. D/Z ünitesin seramik membranda polimerik membran ile karşılaştırıldığında çökelme kontrolü üzerinde daha etkili olduğu ve akı miktarını arttırdığı rapor edilmiştir.

Yapılan literatür çalışmasından anlaşılmaktadır ki, anaerobik MBR konusunda oldukça kısıtlı çalışma mevcut olup, membranların davranışı tam olarak bilinmemektedir. Ayrıca, sızıntı sularındaki amonyumun yüksek olması ve amonyum toksiditesinin aerobik mikroorganizma üzerinde daha etkin olması nedeniyle anaerobik arıtma nispeten daha yüksek amonyum konsantrasyonlarını tolere edebilir. Ayrıca, organik maddenin enerjiye (metan) dönüşümünden dolayı AnMBR araştırılması gereken bir konudur. Bu çalışmada, giriş suyu sabit bir KOİ konsantrasyonunda tutulmuş fakat farklı sızıntı suyu oranları ile çalışılmıştır. Bu amaçla, ham sızıntı suyu +4 °C’de saklanmış ve gerektiğinde seyreltilmiştir. Belli oranlarda seyreltilen sızıntı suyunun KOİ’si 5000 mg/l olacak şekilde asetat ilave edilmiştir. Böylece farklı oranlarda asetat’da anaerobik sisteme verilebilmiştir. Ayrıca seyrelme neticesinde sülfat değişimi de sağlanmış ve elektron alıcı ve vericilerin etkisi de izlenmiştir. Deneysel süreç Materyal ve Metot ana başlığı altında daha detaylıca verilmiştir.

5. MATERYAL VE METOT

5.1 Çöp sızıntı suyu karakterizasyonu

Çalışmada kullanılan çöp sızıntı suyu Diyarbakır katı atık depolama tesisinden temin edilmiştir. Diyarbakır ilinde düzenli bir katı atık depolama sahası olmayıp atıklar vahşi bir şekilde depolanmaktadır. Depolama sahasında 1994 yılından beri çöpler depolanmaya başlanmış olup deponi alanı 120 dönümlük bir arazidir ve bu arazinin 50 dönümü çöp depolamak amacıyla kullanılmaktadır. Çalışma süresince deponi alanından temin edilen sızıntı suyunun karakterizasyonu Tablo 5.1’de verilmiştir.

Tablo 5.1. Çalışmada kullanılan sızıntı suyunun özellikleri

Parametre	Konsantrasyon, mg/l
pH	6.45-8.10
BOI ₅	5000-10000
KOI	8500 – 25000
BOI/KOI	0.4– 0.6
NO ₃ ⁻ - N	5 – 47
NO ₂ ⁻ - N	0.16 – 3
NH ₄ ⁺ - N	1100 – 2300
Toplam P	17 – 30
Orto-P	8 – 18
Inert KOİ/Toplam KOİ	3 – 10%
Cu ⁺²	2 – 3.5
Mn ⁺²	35 – 42
Fe ⁺²	600 -720
Cd ⁺²	ND
Co ⁺²	1 – 1.6
Cr ⁺⁶	ND
Zn ⁺²	10 – 12

ND=Tayin sınırları altında

5.2 Membran Biyoreaktörü

5.2 1 Hidrofilik Membran Dönüşümü

Deneyisel düzenekte kullanılan Hidrofobik Polypropylene HF membran gözeneklerini su ile ıslatmak oldukça zordur. Bu amaçla, 10 bar’ın üstünde bir basınç uygulanmasına ihtiyaç vardır. Hidrofobik membranların mikro gözeneklerini su ile doldurmanın daha pratik yolu suya oranla daha düşük yüzey gerilmesine sahip olan propanol veya etanol kullanmaktır. Bu amaçla, modül haline getirilen membranlar düşey pozisyonda küçük bir tanka yerleştirildikten sonra % 50 su/alkol çözeltisi tanka ilave edilmiştir. Membranın dış yüzeyi tamamen çözelti ile

kaplandıktan sonra peristaltik pompa yardımıyla su/alkol karışımı membranlardan çekilmiştir. Bu işleme 2 saat devam edilmiş ve daha sonra membran acilen saf su ile dolu diğer bir tanka alınarak aynı işlem 1 gün gerçekleştirilmiştir. Bu sayede, çözelti ve su yer değiştirerek membranlar hidrofilik amaçlı kullanılabilir hale getirilmiştir. Mevcut yöntem üretici firma tarafından kullanılmaktadır.

5.2.2 Membran Direnç ölçümleri

Ak_ı, birim zamanda membranın birim alanından geçen akım miktarıdır. Ak_ı, m³/m².sn veya lt/m².saat gibi birimlerle ifade edilmektedir. Membran filtrasyonunda, membrandan geçen akım, membrana uygulanan basınç ile doğru orantılıdır. Membrandan geçen akı miktarı, Darcy kanununa göre (Shimizu ve diğ., 1996),

$$J = \frac{\Delta P}{\mu \cdot R_m} \quad (3.1)$$

ile tanımlanmaktadır. Burada;

- J : Akı, (l/m².saat)
ΔP : Membrandaki basınç, (Pa=N/m²)
μ : Akışkanın dinamik viskozitesi, (N.s/m²)
R_m : Membranın hidrolik direnci, (m⁻¹)

Membrandan geçen akı miktarı deneysel olarak da aşağıdaki şekilde bulunabilir.

$$J = \frac{Q}{A} \quad (3.2)$$

Burada,

- Q : Membrandan geçen debi
A : Membranın yüzey alanı

Denklem 3.2'den deneysel olarak bulunan akı, denklem 3.1'de yerine koyulduktan sonra membranın hidrolik direnci hesaplanabilir. Mevcut çalışmada, hem membranın temiz

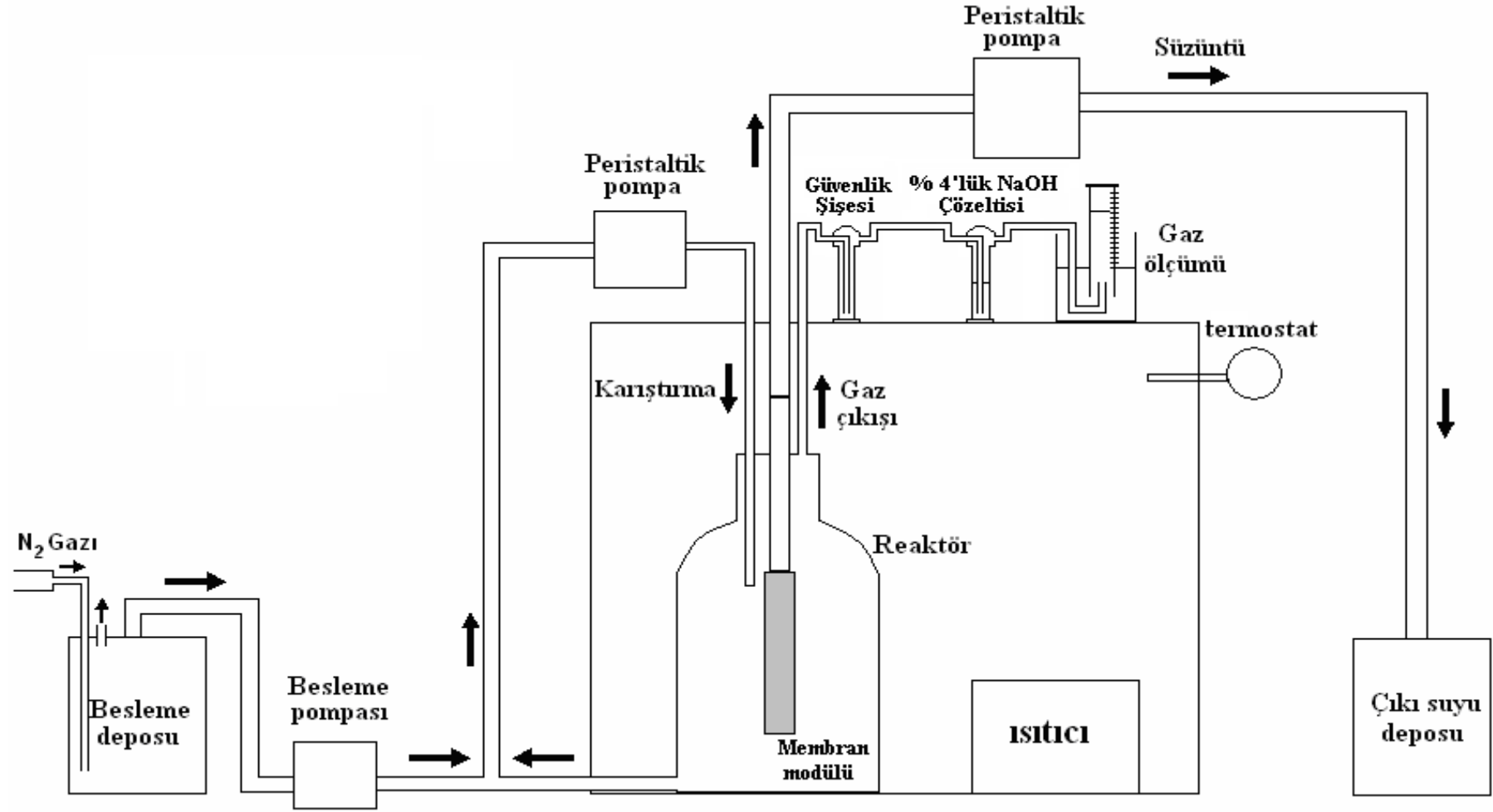
olduğu durumda saf su ile deneyler yapılmış hem de işletim esnasında membranın toplam dirençleri belirlenmiştir.

5.2.3 Deneysel Düzenek

Yapılan tez çalışmasında anaerobik batık membran biyoreaktör düzeneği kullanılmıştır (Şekil 5.1 ve 5.2). Çöp sızıntı suyu içerisindeki kaba maddelerin giderilmesi için ön arıtmadan geçirildikten sonra peristaltik pompa yardımı ile biyoreaktöre verilmektedir. Reaktörde mezofilik şartların sağlanması amacıyla reaktör 45-60-70 cm boyutunda bir kutuya yerleştirilmiş ve sıcaklık elektrikli ısıtıcı kullanılarak 37 °C'ye ayarlanmıştır, sıcaklığın sabit kalmasını sağlamak için termostat kullanılmıştır. Reaktörün karışımı peristaltik pompa kullanılarak reaktörün alt kısmından alınan çamurun reaktörün üst kısmına verilerek sirkülasyon oluşturmak suretiyle sağlanmıştır, bu sayede membran yüzeyinde kek oluşumu azaltılması da amaçlanmıştır. Katı sıvı ayrımını gerçekleştirmek amacıyla peristaltik pompa kullanılmış ve böylece reaktörden arıtılmış su membrandan vakumlanarak çıkış suyu tankına alınmıştır. Reaktördeki fazla çamur belirli zaman aralıkları ile sirkülasyon hortumundan çekilerek uzaklaştırılmıştır. Reaktörde oluşan biyogaz reaktörün üstünde bulunan çıkış hortumundan geçerek hazne içerisinde birikmesi sağlanmıştır. 'Zena Membrane' isimli firmadan temin edilen Polypropylene materyalinden imal edilmiş hollow fiber membranlar ortalama 0.1 mikrometre gözenek çapına ve 227 cm² toplam membran yüzey alanına sahiptir. Membranlar öncelikle hidrofobik olup daha sonra hidrofilik membranlara dönüştürüldükten sonra biyoreaktöre daldırılmıştır. Biyoreaktörde kullanılan membranların özellikleri Tablo 5.2'de ve laboratuarda yapılan membran modulünün özellikleri Şekil 5.3'de görülmektedir.

Tablo 5.2. Biyoreaktörde kullanılan membran özellikleri

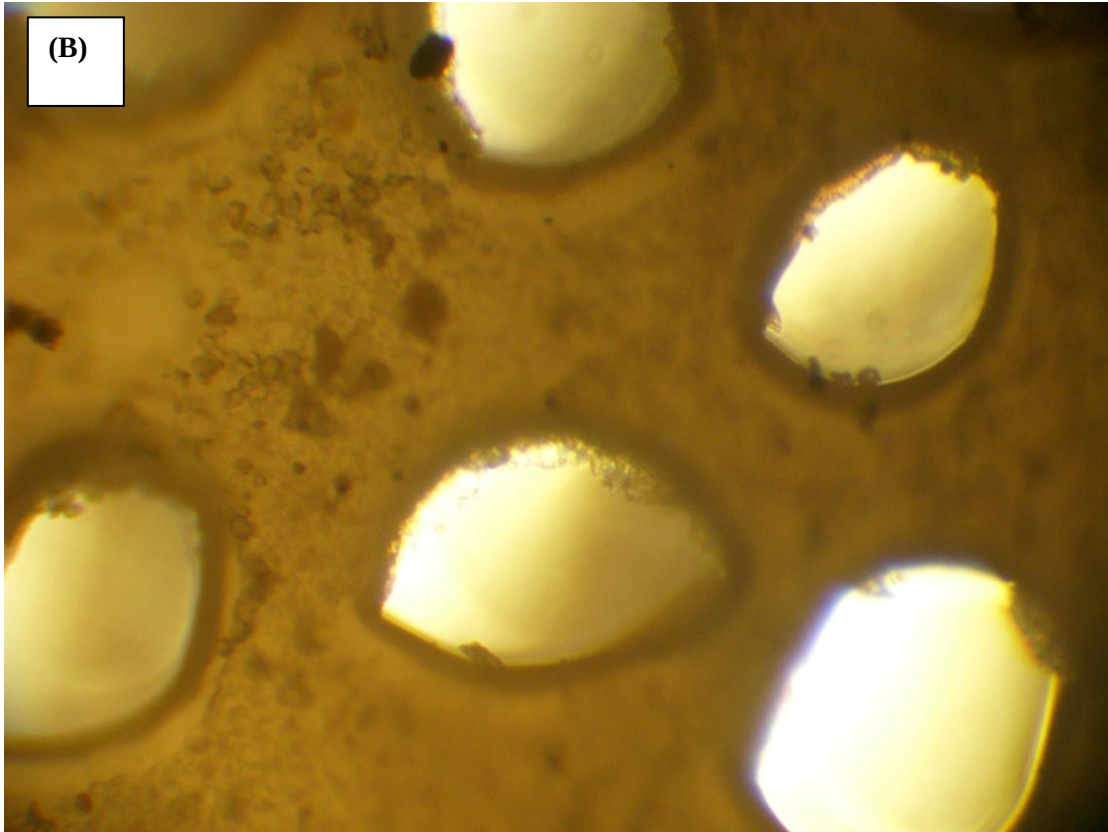
Özellik	Birim	Değer
Firma	-	Zena Membranes
Materyal	-	Polypropylene
Tipi	-	Hidrofilğe dönüştürüldü
Gözenek boyutu	µm	0.1
Etkili fiber uzunluğu	cm	10
Fiberin dış çapı	µm	310
Toplam fiber yüzey alanı	cm ²	195
Hollow fiber sayısı	-	200



Şekil 5.1 Sistemin şematik gösterimi



Şekil 5.2. Anaerobik Membran Biyoreaktörü. A) Genel Görünüm, B) Reaktör Hücresi



Şekil 5.3. Laboratuarda dizayn edilen membran modülü **A)** Genel görünüm, **B)** Işık Mikroskopuyla Fiber görünümleri

5.3. İşletim Şartları

Anaerobik membran biyoreaktör çalışmasında, öncelikle sızıntı suları ilk periyotta gelişigüzel seyreltilerek reaktöre besleme yapılmıştır, daha sonraki periyotlarda işletim besleme suyunda çöp sızıntı suyunun miktarını %10, 25, 50, 75 olacak şekilde diğer kısmını da asetat ilavesi yaparak KOİ'si 5000 mg/l olacak şekilde asetat ilavesi yaparak sisteme verilmiş ve son periyotta ise besleme suyunun KOİ'si tamamen çöp sızıntı suyu ile ayarlanıp sisteme verilmiştir. Her bir aşama iki ay sürmüştür. Her periyot başlamadan önce membran temizlenmiştir. Çalışmadaki aşamalar Tablo 5.3'de verilmiştir. Bu aşamaların her birinde giriş ve çıkış numuneleri alınarak KOİ, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, SO_4^{2-} gibi performans parametreleri ve süspanse katı madde (MLSS), uçucu katı madde (MLVSS) değerleri ve giriş çıkış alkalinite değerleri ölçülmüştür. Çamur yaşı bütün işletim süresince 100 gün olarak sabit tutulmuştur.

Tablo 5. 3. Anaerobik biyoreaktördeki işletim şartları

Çalışma Periyodu		Çöp sızıntı suyu KOİ/tKOİ oranı, %	Asetat KOİ/ tKOİ oranı, %	Toplam KOİ
Adaptasyon devresi		100	-	Değişken
Ham sızıntı suyu kullanımı		100	-	Seyreltildi, değişken
Kontrollü Seyreltme ile yapılan çalışmalar	1	10	90	5000
	2	25	75	5000
	3	50	50	5000
	4	75	25	5000
	5	100	0	5000

5. 4. Aşı çamuru

Anaerobik membran biyoreaktörü bira fabrikası atıksu arıtma tesisinin anaerobik çürütücüsünden alınan granüler çamur ile aşılanarak işleme başlanmıştır. An-MBR işleme alınırken yaklaşık 600 mL hacminde aşı çamuru biyoreaktöre koyulmuş ve geri kalanı ise sızıntı suyuyla tamamlanmıştır.

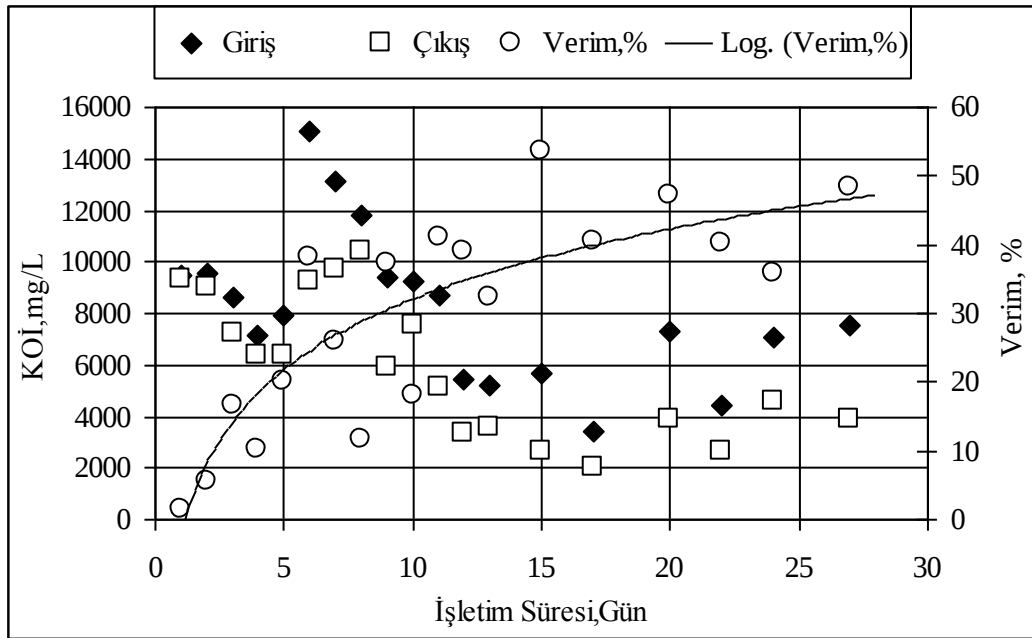
5. 5. Analitik ölçümler

- KOİ, titrimetrik metoda göre (standart metod 5220 C) tayin edilmiştir.
- pH, elektrometrik metoda göre (Standard metod 4500-H⁺) HACH 40D marka pH metre ile ölçülmüştür.
- Alkalinite, standart Metot 2320 B'ye göre, volümetrik olarak 0,02 N H₂SO₄ çözeltisi ile suyun titrasyonunda harcanan hacim ile ölçülmüştür.
- Sülfat, türbidimetrik yöntemle standart metod 4500 E'ye göre ölçülmüştür.
- Reaktördeki MLSS, MLVSS tayinleri standart metod 2540 D ve 2540 E'ye göre belirlenmiştir.
- Amonyum azotu, Toplam fosfor Merc marka deney kiti ile tayin edilmiştir.
- Reaktörde oluşan biyogazdaki metan oranı, biyogazı %4'lük NaOH çözeltisinden geçirilerek tespit edilmiştir.

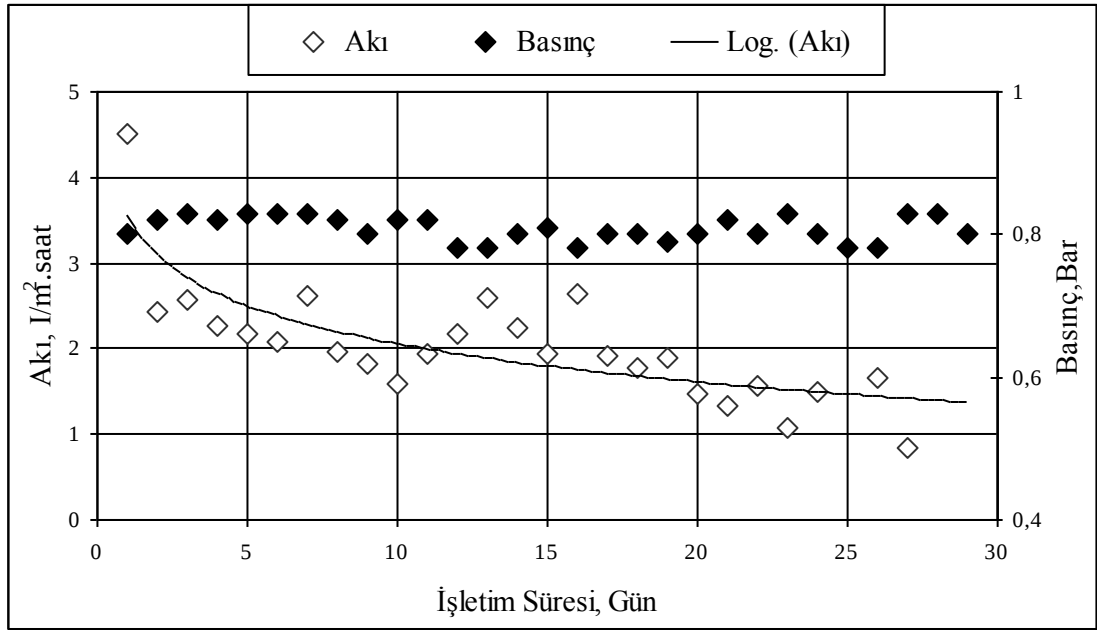
6. BULGULAR VE TARTIŞMA

6.1. İşletime Alma Süreci

Anaerobik MBR işletime alınırken aşı olarak bira fabrikası atıksu arıtma tesisinden alınan çamur kullanılmıştır. Öncelikle reaktöre 600 mL aşı çamuru koyulmuş ve reaktör (700 mL) ham sızıntı suyuyla tamamlanmıştır. İşletime alınan AnMBR çıkış suyunda KOİ değeri ilk 10 günlük işletim sürecinde oldukça yüksek tespit edilmiştir. Şekil 6.1 sistemin alışma sürecinde organik maddeyi logaritmik artışla parçaladığını göstermektedir. 30 günlük adaptasyon sürecinde ham sızıntı suyuyla beslenen An-MBR'da KOİ giderimi yaklaşık olarak % 50 oranına ulaşmıştır. Bu süreçte herhangi bir gaz üretimi gözlenmemiştir.

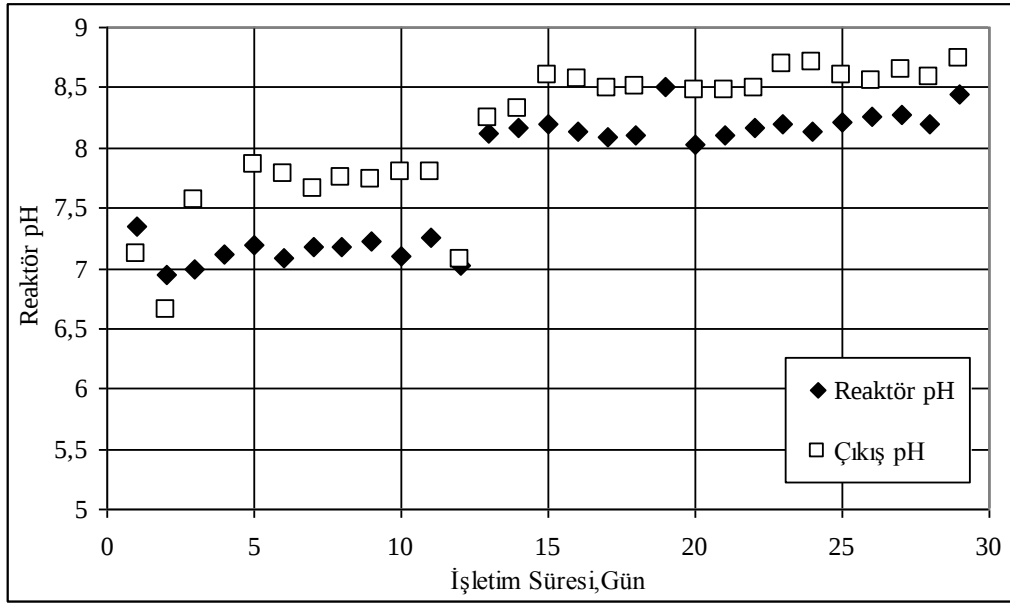


Şekil 6.1. Anaerobik MBR işletime alınırken sistem performansının KOİ bakımından değişimi



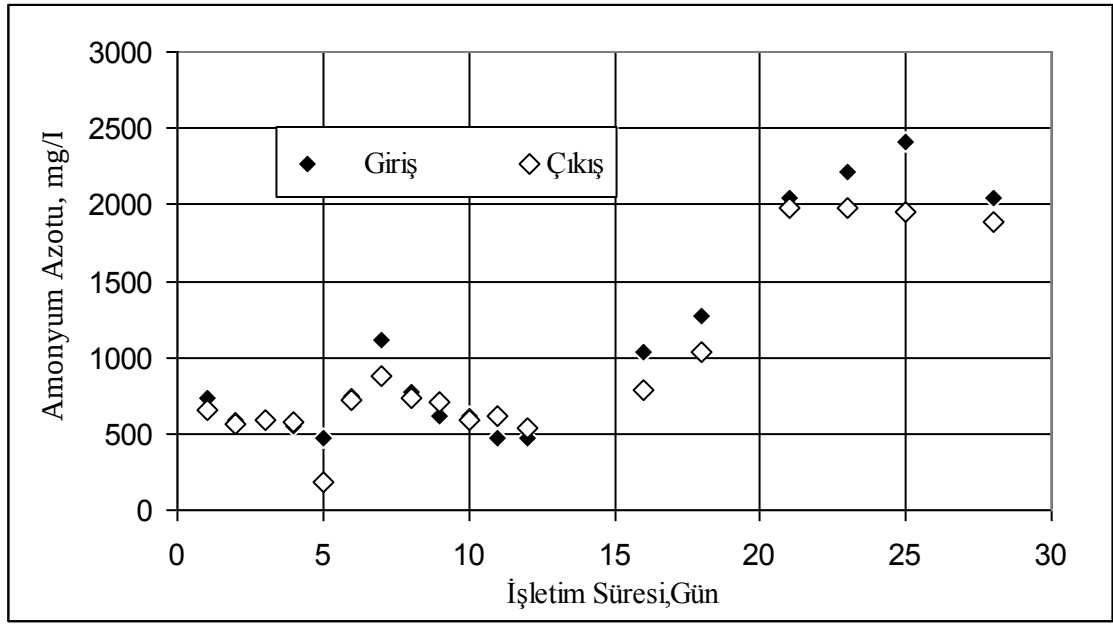
Şekil 6.2 Anaerobik MBR işletmeye alınırken sistemin akı basınç değişimi.

Şekil 6.2’de anaerobik membran biyoreaktörünün akısı ve transmembran basınç değişimi verilmiştir. Bu deneyler yapılırken membran modülü günlük fiziksel yıkama yapılarak temizlenmiştir. Akı miktarı 30 günlük işletme periyodu boyunca ortalama 2.21 l/m².saat civarında seyretmektedir ve fiziksel temizlemenin boyutuna göre akı miktarında artma veya azalmalar meydana gelmiştir. İşletim süresi boyunca meydana gelen akı grafiğine bakıldığı zaman, membranın günlük temizlenmesine rağmen akı miktarının logaritmik olarak düştüğü gözlenmiştir. İşletme sürecinin 16. gününden başlayarak akı miktarı ortalamanın altına düşmüştür. 10 ile 13. günler arasında meydana gelen akı miktarındaki artış fiziksel temizleme etkinliğinin artırılması ile açıklanabilir. Bu sonuçlardan anlaşılmaktadır ki fiziksel temizleme yapılsa dahi membran gözeneklerinde giderilemeyecek tıkanıklık meydana gelmekte ve buna bağlı olarak akının zamanla azaldığı görülmektedir. Çalışmanın ilk periyodu boyunca elde edilen ortalama akı miktarı çöp sızıntı suyu gibi kirlilik parametresi yüksek olan bir atıksuda membranın günlük olarak yıkanması ile yüksek oranda bir akı elde edilebileceği anlaşılmıştır. Fakat membran modülünün günlük temizlenmesi An-MBR’da gaz toplamayı engellediğinden önemli bir dezavantajdır.



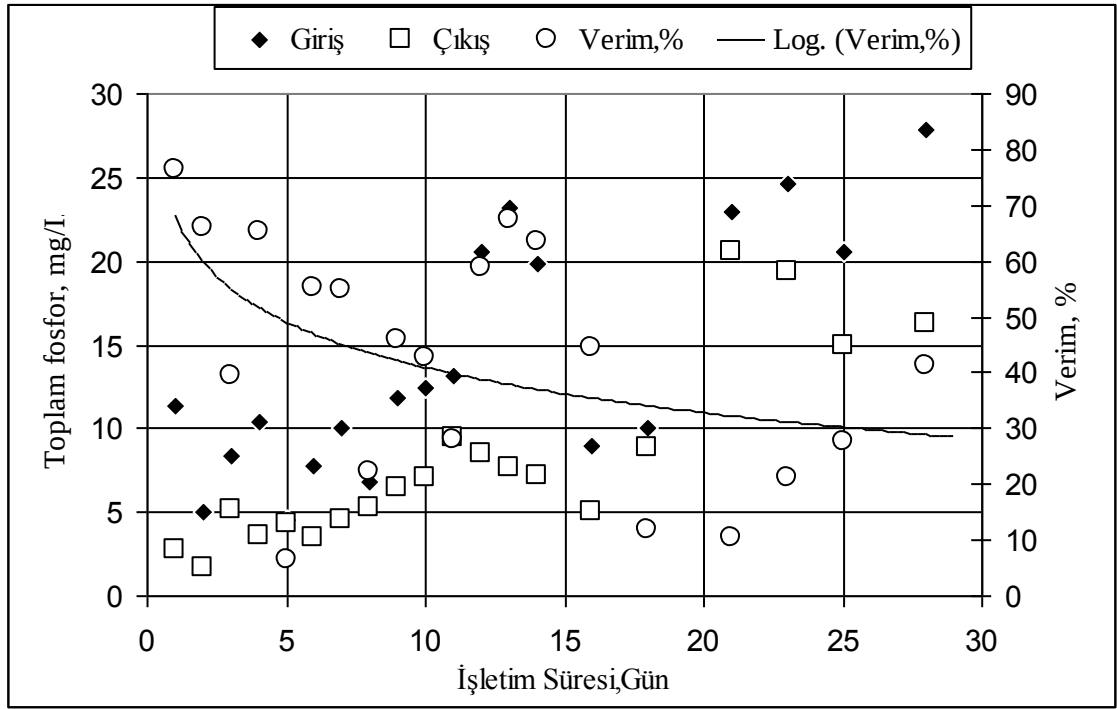
Şekil 6.3 Anaerobik sistem devreye alınırken reaktörde ve çıkıştaki pH'nın değişimi

Sistemin alışma devresinin ilk zamanında reaktörde pH 7 civarında seyrederken ilk 10 gün'den sonra sistem alkalinite üretmeye başlayarak reaktörde ve çıkış pH'ında yükselme olmuştur. İşletme periyodunun 29. gününde reaktördeki pH 8,44 değerine kadar yükselmiştir. Reaktördeki pH ilk 10 günlük süreden sonra ortalama 8,2'de dengelenmiştir (Şekil 6.3). pH işletim süresinin ilk 10 gününden düşük değerlerde seyretmiştir. Bunun sebebi KOİ yükünün fazla olması ve anaerobik ayrışma basamaklarının tam gerçekleşmemesi nedeniyle reaktörde oluşan uçucu asitlerin birikimi ile açıklanabilir. İlerleyen sürede anaerobik ayrışmadaki stabilitenin sağlanması, besleme suyundaki amonyum konsantrasyonunun artması ve diğer tamponlayıcı maddelerin varlığı ile reaktör pH'sı yükselip ortalama 8.2 civarında devam etmiştir.



Şekil 6.4 Anaerobik sistemin alışma periyodundaki giriş ve çıkış amonyum konsantrasyonları.

Şekil 6.4’de görüldüğü gibi deneysel çalışmalarda kullanılan sızıntı suyu karakterizasyonu amonyum miktarı bakımından oldukça farklılık göstermiştir. 30 günlük alıştırma devresi süresince önemli bir amonyum giderimi gözlenmemiştir. Anaerobik sistemde nitrifikasyonun gerçekleşmemesi nedeniyle amonyum miktarında bir değişme olmaması beklenen bir durumdur. Amonyum konsantrasyonları dikkate alındığında, gözlenen düşük miktardaki amonyum giderimi mikroorganizmanın sentezde kullandığı azot türüne bağlanabilir. Ayrıca 20 ile 25. günler arasında amonyum konsantrasyonunun 2000 mg/l nin üzerine çıkması sistemin alıştırma devresinde KOİ giderimi bakımından etkili olmuştur. Şekil 6.1’de bu durum açıkça görülmektedir. Örneğin amonyum konsantrasyonu ortalama 1000 mg/l seviyesinde seyrederken KOİ giderimi hızlı bir şekilde artarak % 50’nin üzerinde gözlenmiştir. Fakat amonyum konsantrasyonu 2000 mg/l seviyesine çıktığında az da olsa KOİ gideriminde bir düşüş izlenmiştir.



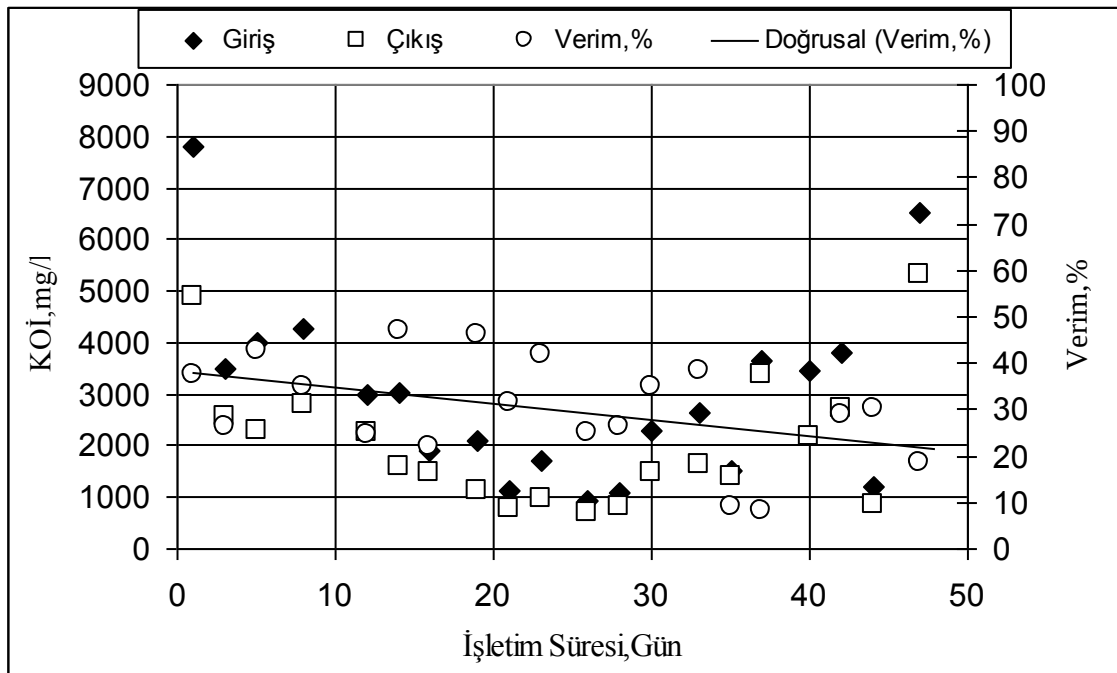
Şekil 6.5 Sistemin adaptasyon periyodundaki fosfor giriş-çıkış ve verim grafiği

Sistemin adaptasyon periyodu boyunca reaktör giriş ve çıkışındaki fosfor miktarı ve giderim verimi Şekil 6.5’de görülmektedir. Sistemde fosfor giderimi ilk 16 günlük sürede ortalama % 50 oranında meydana gelmiş ve bu süreden sonra etkili bir giderim sağlanamamıştır. Burada ilk günlerde meydana gelen fosfor giderimi, sistemin alışma periyodunun ilk devrelerinde meydana gelen hızlı hücre sentezinde kullanılması ile açıklanabilir. Daha sonra biyokütlenin artışıyla yavaşlamaya bağlı olarak fosfor gideriminde azalma meydana gelmiştir.

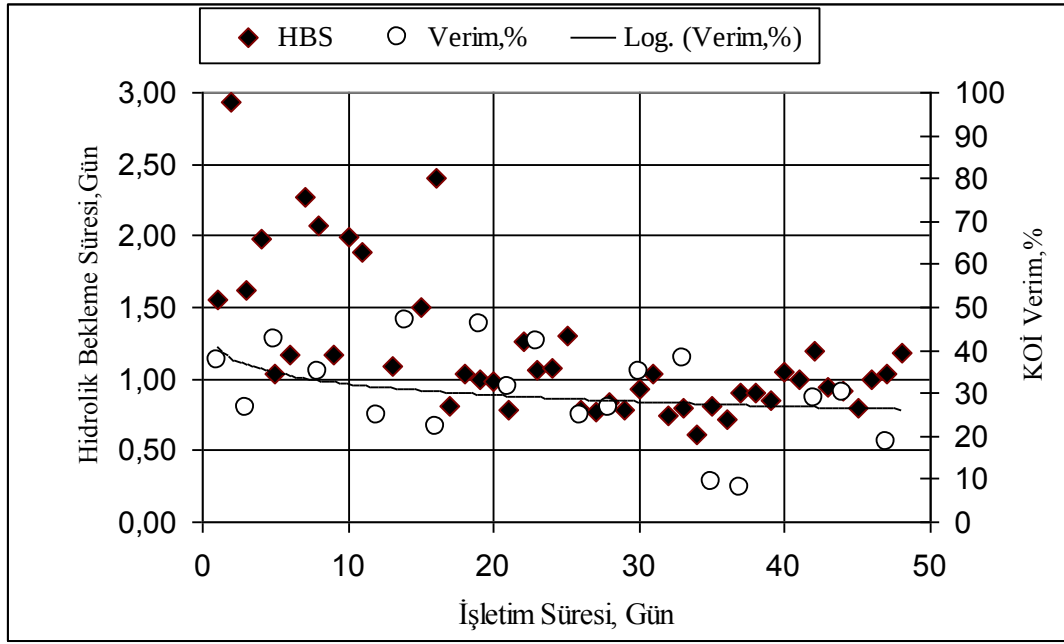
Sonuç olarak, anaerobik membran biyoreaktörünün işletmeye alma sürecinde, bir aylık süre ile kontrolsüz besleme yapılmıştır. Mikroorganizmaların adaptasyonuna bağlı olarak sistemin KOİ giderim veriminde logaritmik bir artış meydana gelmiştir. Bir aylık işletim süresi sonunda ortalama % 50 lik bir KOİ giderme verimine ulaşılmış ve işletme periyodu boyunca membranın günlük yıkanması ile kararlı bir akı elde edilmiştir.

6.2 Sızıntı suyunun anaerobik MBR’da arıtımı

Anerobik membran biyoreaktör 30 günlük bir alıştırma devresi sonunda işletme koşulları aynı kalarak işletilmiş ve ham çöp sızıntı suyunun anaerobik membran biyoreaktörde arıtımı incelenmiştir. Bu işletim sürecinde alıştırma devresindeki parametreler araştırılmıştır. Ham sızıntı suyu ile beslenen An-MBR’da KOİ giderim verimi işletim süresi boyunca değişken olarak izlenmiştir. İşletim süresince KOİ giderim veriminin ortalama %30 olduğu tespit edilmiştir (Şekil 6.6).

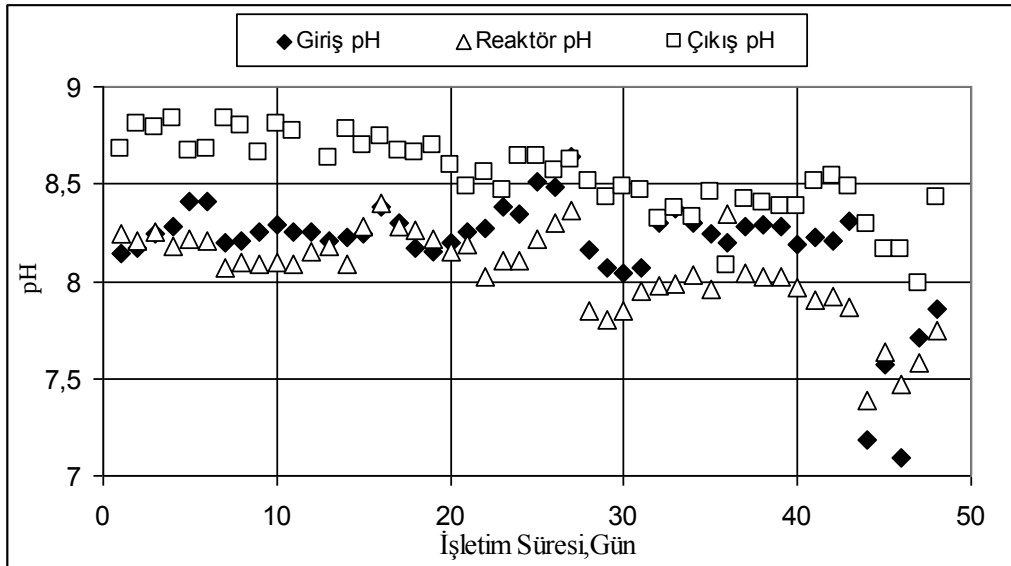


Şekil 6.6 İşletme devresinde sistem performansının KOİ bakımından değişimi.



Şekil 6.7 Hidrolik bekleme süresine bağlı olarak sistem performansının KOİ bakımından değişimi.

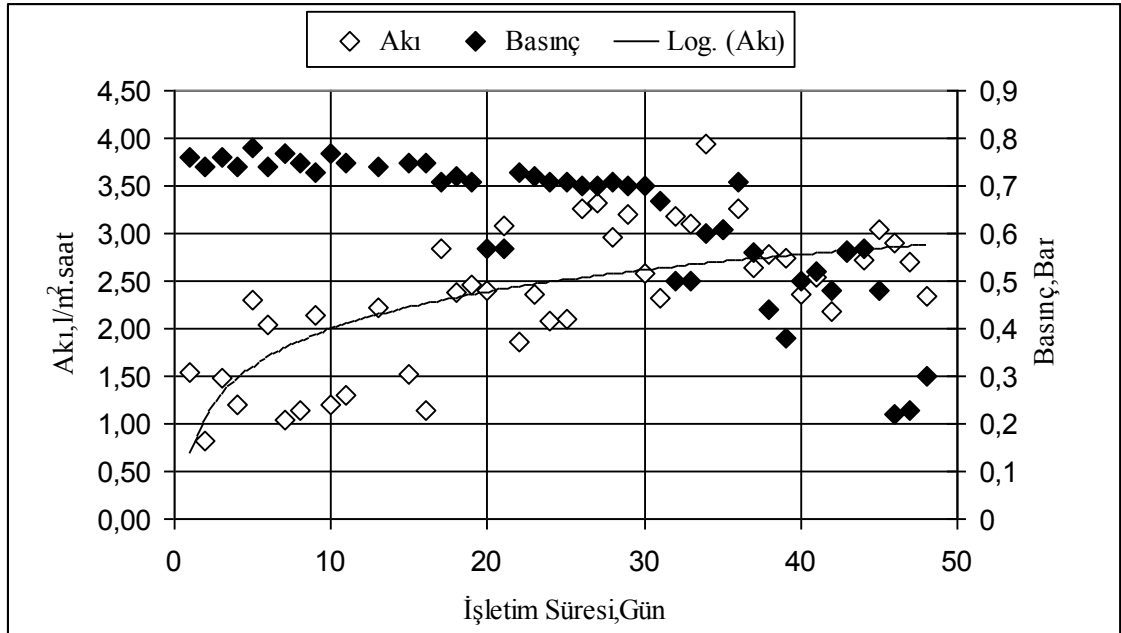
Bu periyotta atıksuyun reaktörde bekleme süresi ilk 15 günde ortalama 2 gün, daha sonraki sürede ortalama 1 gün tutulmuştur. HBS'nin işletme periyodu süresince giderek azalması KOİ giderme performansını düşürmüştür (Şekil 6.7). Bu değerler dikkate alındığında Anaerobik membran biyoreaktörün ham çöp sızıntı suyu arıtım performansının belirtilen hidrolik bekleme süresinde istenilen düzeyde gerçekleşmediği anlaşılmıştır.



Şekil 6.8 işletme devresinde giriş-çıkış ve reaktör pH sınır değişimi.

Reaktörün işletme devresindeki pH verileri incelendiğinde, reaktöre giren atıksuyun pH'nın reaktör içerisindeki pH üzerinde etkili olduğu görülmektedir (Şekil 6.8). Ayrıca atıksudaki tamponlayıcı maddelerin varlığı nedeniyle sistem pH'sı uzun süre 8'in üzerinde seyretmiştir. 44. günde giriş pH'sında meydana gelen ani düşüş nedeni ile reaktör pH'sı düşmüş ve sonraki günlerde tekrar yükselme eğilimine geçmiştir. Bu verilere göre besleme yapılan atıksuya göre sistemin tamponlama kapasitesi ile reaktör pH'sı ortalama 8.1 civarında dengelenmiştir. Bu değer anaerobik reaktör işletimi için uygun bir değerdir.

İşletme periyodu süresince membran günlük olarak yıkanmıştır. Bu periyotta elde edilen akı değerleri dikkate alındığında membrana uygulanan fiziksel temizlemenin etkili bir şekilde yapıldığı ve akı miktarının artan bir performansla seyrettiği gözlenmiştir. İşletme devresinin sonunda transmembran basıncının düşürülmesine rağmen akı miktarında meydana gelen artış membranın temizleme etkinliğini artışı ile açıklanabilir. Akı değeri bu periyotta ortalama olarak 2.25 l/m².saat düzeyinde seyretmiştir (Şekil 6.9). Bu değer uygulanabilirlik açısından aerobik MBR ile kıyaslandığında, yaklaşık olarak 5-8 kat daha düşük akı değerine sahiptir. Aerobik MBR'da havalandırma için kullanılan difüzörün membran modülünün altına yerleştirilmesi sonucu membran yüzeyinde kesme kuvveti oluşmakta ve membran kirlenmesi sınırlandırılmaktadır. An-MBR'da ise membran yüzeyinde kesme kuvveti oluşturmak için sürekli yüksek hızda sirkülasyon yapılmış fakat bu işlemin havalandırma ile yapılan sirkülasyon kadar etkili olmadığı elde edilen sonuçlardan anlaşılmaktadır.



Şekil 6.9 Sistemin işletmeye alma devresindeki akı basınç grafiği.

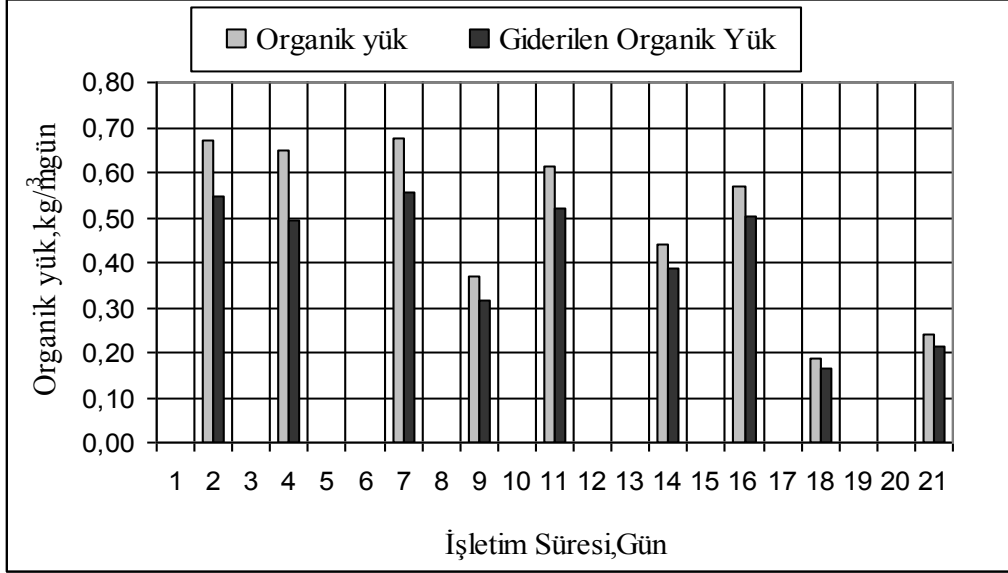
6.3 Sistemin Farklı Asetat ve Çöp sızıntı Suyu Konsantrasyonlarında İşletilmesi

Sistem bir önceki periyotta 30 gün boyunca ham sızıntı suyu ile işletilmiştir. Bu sürede uygun bir KOİ giderme performansı elde edilememesi ve sistemde oluşan gazın biriktirilmesi açısından uygun olmayışı nedeni ile işletim şartları değiştirilmiştir. Ham sızıntı suyuna belirli oranlarda asetat ilavesi yapılarak sistemin performansı ve asetatın elektron verici olarak kullanılması ile oluşan gaz miktarının değişimi izlenmiştir. An-MBR'ın besleme suyundaki sızıntı suyu oranı sırası ile % 10, 25, 50, 75 ve son periyotta % 100 çöp sızıntı suyu ile KOİ'si 5000 mg/l olacak şekilde ayarlanmıştır.

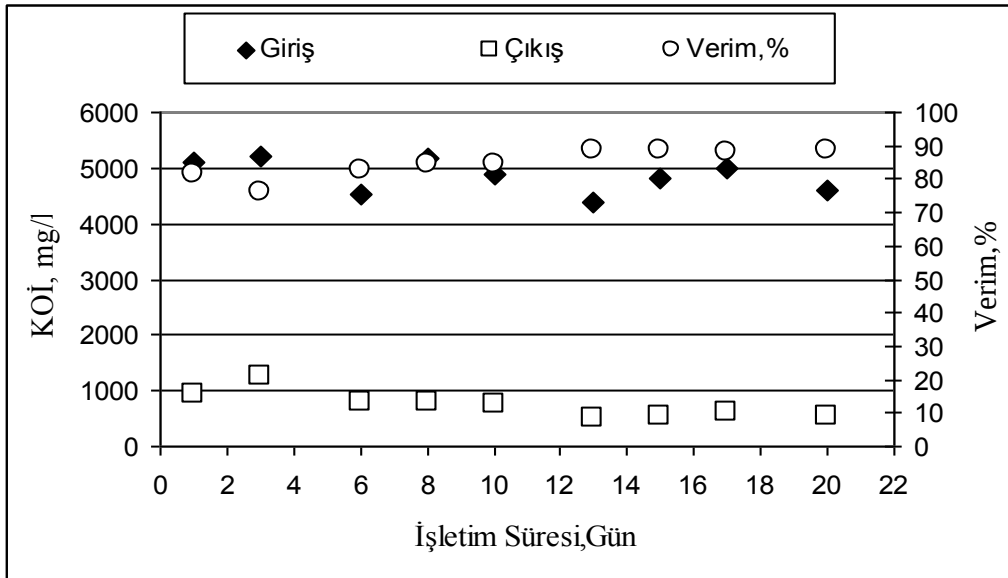
6.3.1. Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/10 olduğu deneysel sonuçlar

Bu periyotta reaktörün besleme suyunun organik yükü % 10 sızıntı suyu ve % 90 asetat ilavesi yapılarak sağlanmıştır. Gaz elde edilmesi amacıyla işletim süresince membran temizliği yapılmamıştır. Verilen parametreler sistem kararlı hale geldikten sonra elde edilen işletme parametreleridir. Bu periyotta besleme suyunda ve çıkış suyundaki amonyum miktarı sızıntı suyunda yapılan seyrelmeye paralel olarak 300-400 mg/l civarında olmuştur. Bu değer anaerobik mikroorganizmalar açısından uygun bir değerdir. Koster ve Lettinga (2003), 680-2601 mg/l arasındaki amonyum konsantrasyonunun artışı ile metan oluşumu arasında negatif bir ilişki olduğunu belirtmişlerdir. İşletme süresince amonyum giderimi meydana gelmemiştir. Sistemdeki MLSS konsantrasyonu 8000-12000 mg/l ve MLVSS konsantrasyonu ortalama 2000 mg/l civarında tutulmuştur. MLSS-MLVSS konsantrasyonları anaerobik sistemin performansı üzerinde doğrudan etkili parametrelerdir. Çıkış suyu reaktörden membran modülü kullanılarak uzaklaştırıldığı için reaktördeki MLSS-MLVSS konsantrasyonları An-MBR için sınırlayıcı bir faktör değildir. Fakat reaktördeki katı madde konsantrasyonunun artışı membran tıkanıklılığını artırması nedeni ile reaktör işletimini olumsuz yönde etkilemektedir. An-MBR'a bu periyotta uygulanan organik yüklemeler ve KOİ giderme miktarları belirlenmiştir (Şekil 6.10, 6.11). İşletme süresi boyunca sisteme verilen organik yük ortalama 0,490 kg/m³.gün seviyesinde tutulmuştur (Şekil 6.10). Bu süreçte KOİ giderme verimi ise %85 civarında seyretmiştir (Şekil 6.11). Sisteme verilen organik yük zamanla azaltılmış ve buna karşılık KOİ giderme verimi artarak %90'a kadar ulaşmıştır. Bohdziewicz ve diğ. (2008), çöp sızıntı suyunu %10-20 oranında seyrelterek %95'in üzerinde KOİ giderme verimi elde etmişlerdir. Tez çalışmamızda, besleme yapılan organik yük ile An-MBR'da giderilen organik yük miktarları da belirlenmiştir

(Şekil 6.10). Bu değerler göz önünde bulundurulduğunda organik yük miktarı arttığı zaman organik madde gideriminin azaldığı, sisteme verilen organik yükün azalması ile besleme yapılan organik maddenin neredeyse tamamının giderildiği belirlenmiştir.



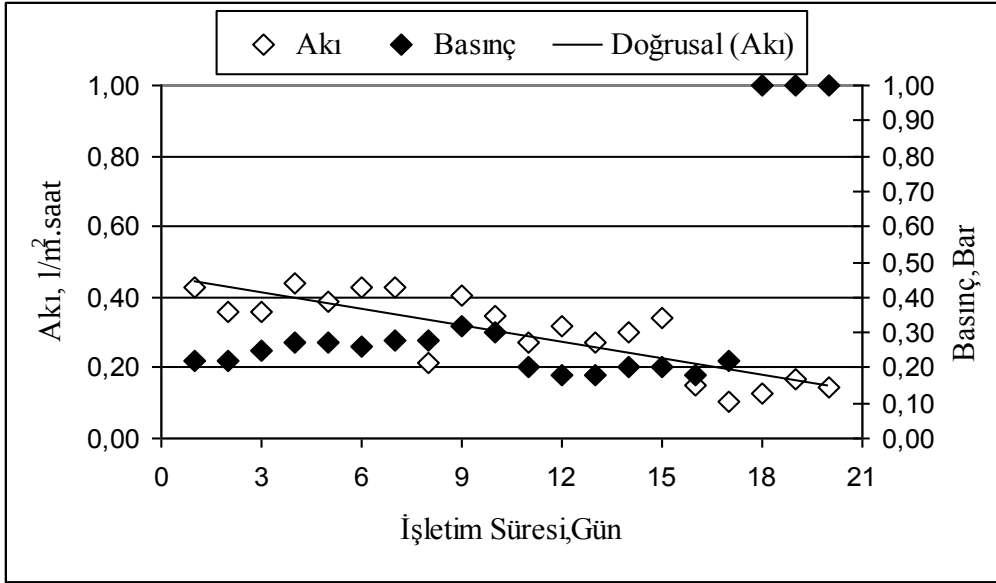
Şekil 6.10 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/10 olduğu devrede sisteme verilen ve giderilen organik yük miktarları.



Şekil 6.11 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/10 olduğu devrede sistem performansının KOİ bakımından değişimi.

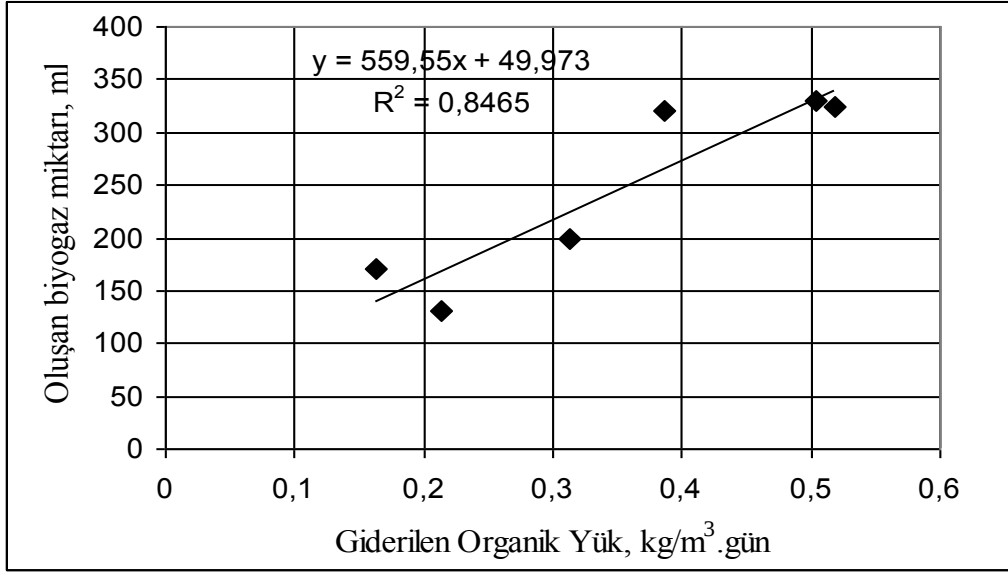
Sızıntı suyunun KOİ oranı 1/10 tutulduğu bu süreçte, membran yıkaması yapılmadığı için akı miktarı oldukça düşük düzeyde seyretmiştir. İşletim süresinin ilk 7 gününde ortalama

0,40 l/m².saat, ikinci 7 günde 0,30 l/m².saat ve son 7 günde ortalama 0,17 l/m².saat akı elde edilmiştir (Şekil 6.12). Akı miktarı basınç arttırılması ve azaltılması ile değişmiştir. Fakat membran tıkanıklılığı işletim süresi boyunca artmıştır. 18. günde basınç aniden arttırılmasına rağmen akı miktarında bir artış gözlenmemiştir. Bu durum An-MBR sistemleri için önemli bir dezavantajdır. Bu noktada akı miktarında artış sağlanması membranın yıkanması veya kullanılan membran sayısının arttırılması ile mümkün olacaktır. Bu ilave bir maliyet ve işletim problemine yol açacaktır.



Şekil 6.12 Sızıntı suyu /asetat KOİ oranının 1/10 olduğu devrede işletim süresine bağlı olarak akı miktarındaki değişim.

Sistem kararlı hale geldikten sonra biyogaz oluşmaya başlamış ve işletim süresince devam etmiştir. Şekil 6.13, An-MBR’da giderilen organik yüke bağlı olarak oluşan gaz miktarını göstermektedir. Sistemde üretilen biyogazın içerdiği metan miktarının giderilen KOİ’ye oranı 0,34 ile 0,56 l CH₄/g giderilen KOİ aralığında değişmiş ve ortalama olarak 0,39 l CH₄/g giderilen KOİ değerinde olduğu belirlenmiştir. Bohdziewicz ve diğ.(2008) çöp sızıntı suyunun %5-75 oranında seyrelterek anaerobik membran biyoreaktöre vermiş ve 0,35-0,45 l biyogaz/g giderilen KOİ değeri elde etmişlerdir. Ayrıca, çalışmamızda KOİ giderim verileri ve oluşan metan miktarları değerlendirildiğinde, giderilen organik madde ile oluşan biyogaz miktarı arasında doğrusal bir orantı olduğu belirlenmiştir (Şekil 6.13).

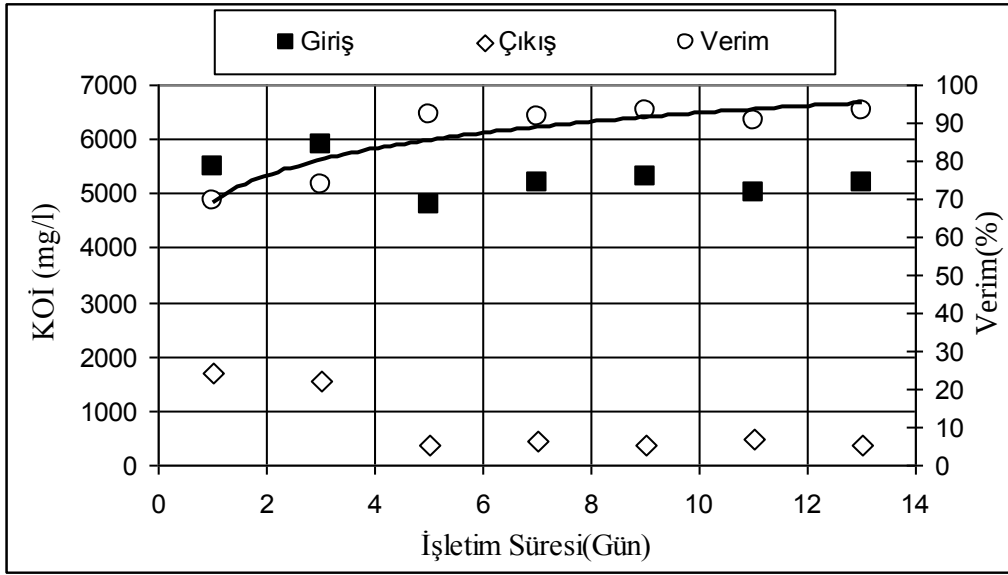


Şekil 6.13 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/10 olduğu devrede giderilen organik yüke bağlı olarak oluşan biyogaz miktarı

Sonuç olarak An-MBR'ın sızıntı suyu/asetat (1/10) oranı ile beslenmesi sonucu elde edilen KOİ giderme verimi (%85), 0,39 l CH₄/g giderilen KOİ miktarı açısından çok uygun değerler elde edilmiştir. Bu durum besleme suyundaki asetat miktarının %90 oranında olması nedeniyle kolay parçalanabilir organik maddenin mevcudiyeti ile açıklanabilir. Daha sonraki periyotlarda sızıntı suyu/asetat oranının değişiminin performans parametreleri üzerindeki etkisi araştırılacaktır.

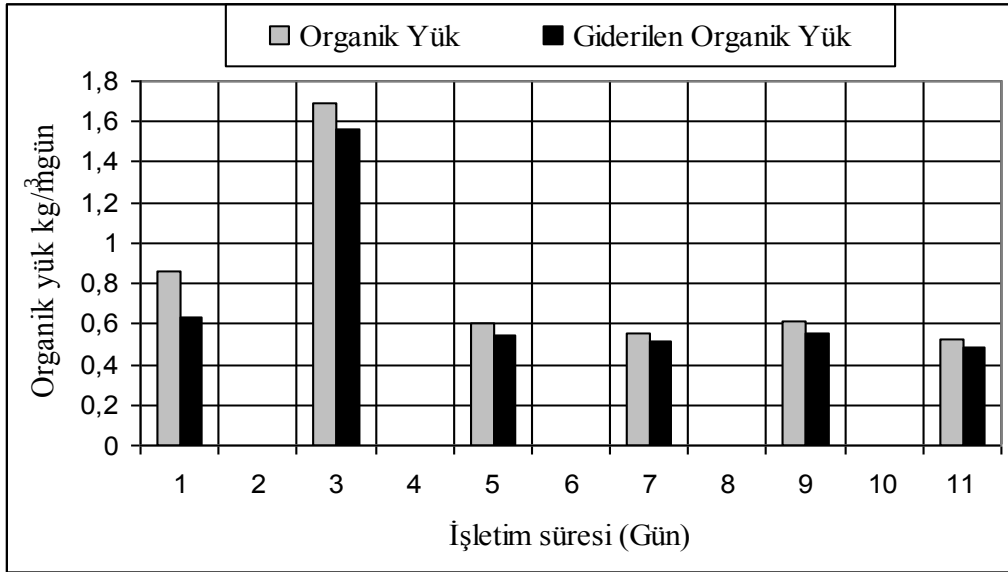
6.3.2. Sızıntı suyu/ asetat KOİ oranının 1/4 olduğu deneysel sonuçlar.

Bu periyotta reaktörün besleme suyunun KOİ'si % 25 sızıntı suyu ve % 75 asetat ilavesi yapılarak sağlanmıştır. Sistemde oluşan gazı biriktirmek amacıyla membran temizlemesi yapılmamıştır. Verilen parametreler sistem kararlı hale geldikten sonra elde edilen işletme parametreleridir. Bu periyotta sisteme verilen besleme suyundaki amonyum konsantrasyonu ortalama olarak 175-250 mg/l arasında değişmiş ve önemli bir amonyum giderimi meydana gelmemiştir. Belirtilen amonyum konsantrasyonu anaerobik mikroorganizmalar açısından uygun değerdedir. Sistemdeki MLSS konsantrasyonu 10200-14500 mg/l arasında ve MLVSS konsantrasyonu 3000-4500 mg/l civarında tutulmuştur. Bu süreçte KOİ giderme verimi ise ortalama %89 civarında seyretmiş ve sistemin adaptasyonun tam olarak sağlanması ile %90'ın üzerine çıkmıştır (Şekil 6.14). İşletim süresi boyunca sisteme verilen organik yük ortalama 0,89 kg/m³.gün seviyesinde tutulmuştur (Şekil 6.15).

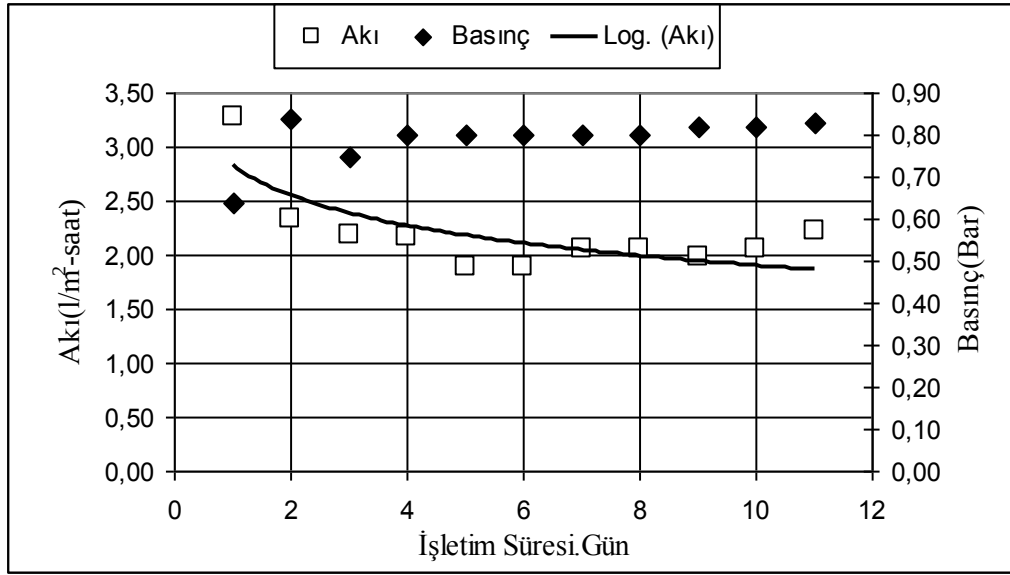


Şekil 6.14 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/4 olduğu devrede sistem performansının KOİ giderme verimi bakımından değişimi

Sisteme verilen organik madde ile giderilen organik yük Şekil 6.15’de verilmiştir. Sistem kararlı hale geldikten sonra KOİ giderme veriminin artışı ile organik yükün neredeyse tamamının giderildiği tespit edilmiştir (Şekil 6.14,6.15).



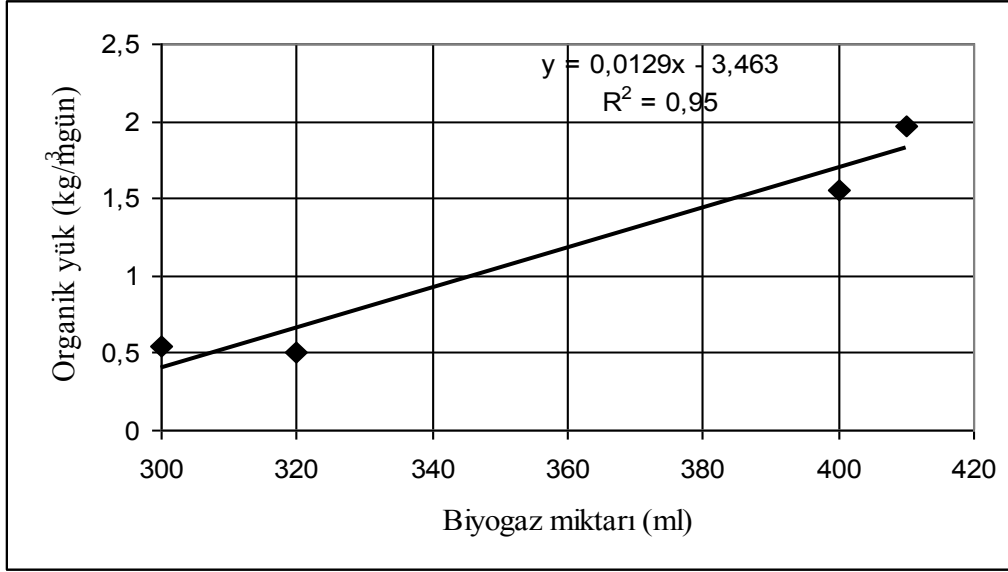
Şekil 6.15 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/4 olduğu devrede sisteme verilen ve giderilen organik yük miktarı



Şekil 6.16 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/4 olduğu devrede işletim süresine bağlı olarak akı miktarındaki değişim

Membran temizlemesinin yapılmadığı bu süreçte membrandan çıkış suyu kesikli olarak çekilmiştir. Bu süreçte trans membran basıncı 0,80 bar civarında tutulmuştur. Pompanın kesikli olarak çalıştırılması sonucu elde edilen akı miktarı pompanın sürekli olarak çalıştırıldığı devreler ile karşılaştırıldığında oldukça yüksek değerde olduğu belirlenmiştir. Akı miktarı işletme süresince ortalama 2,18 l/m².saat olarak tespit edilmiştir (Şekil 6.16). Akı miktarı membranda oluşan tıkanıklığa bağlı olarak zamanla azalmış ve ortalama 2 l/m².saat civarında dengelenmiştir. Bu durum emme pompasının kesikli olarak çalıştırılması ile elde edilen akıda ciddi miktarda artış meydana gelebileceğini göstermektedir.

İşletim süresi boyunca sistemde oluşan gaz biriktirilmiştir. Şekil 6.17, sistemde giderilen organik madde miktarına bağlı olarak oluşan biyogaz miktarını göstermektedir. Sistemde üretilen biyogazın içerdiği metan miktarının giderilen KOİ'ye oranı 0,45 ile 0,57 l CH₄/g giderilen KOİ aralığında değişmiş ve ortalama olarak 0,50 l CH₄/g giderilen KOİ değerinde olduğu tespit edilmiştir. Sistemde giderilen organik madde miktarı ile oluşan biyogaz miktarının zamanla arttığı tespit edilmiştir (Şekil 6.17).



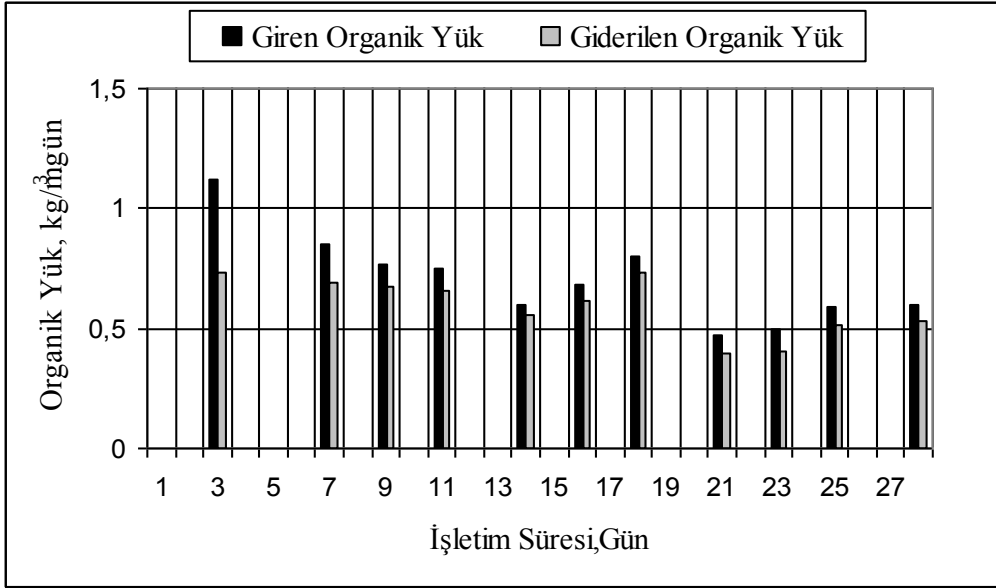
Şekil 6.17 Sızıntı suyu/ asetat KOİ oranının 1/4 olduğu devrede giderilen organik yüke bağlı olarak oluşan biyogaz miktarı

Sonuç olarak An-MBR'ın sızıntı suyu/ asetat oranının 1/4 olduğu işletim süresince elde edilen KOİ giderme verimi (%89) ve 1 CH₄/g giderilen KOİ miktarı (0,50) açısından çok uygun olduğu belirlenmiştir. Sistemde giderilen organik madde miktarının artışı ile oluşan biyogaz miktarının arttığı tespit edilmiştir. Emme pompasının kesikli olarak çalıştırılması sonucu akı miktarında artış meydana gelmiştir (ortalama 2 l/m².saat). Bu değer pompanın sürekli olarak çalıştırıldığı süreçler (ortalama 0,40 l/m².saat) ile karşılaştırıldığında oldukça yüksektir.

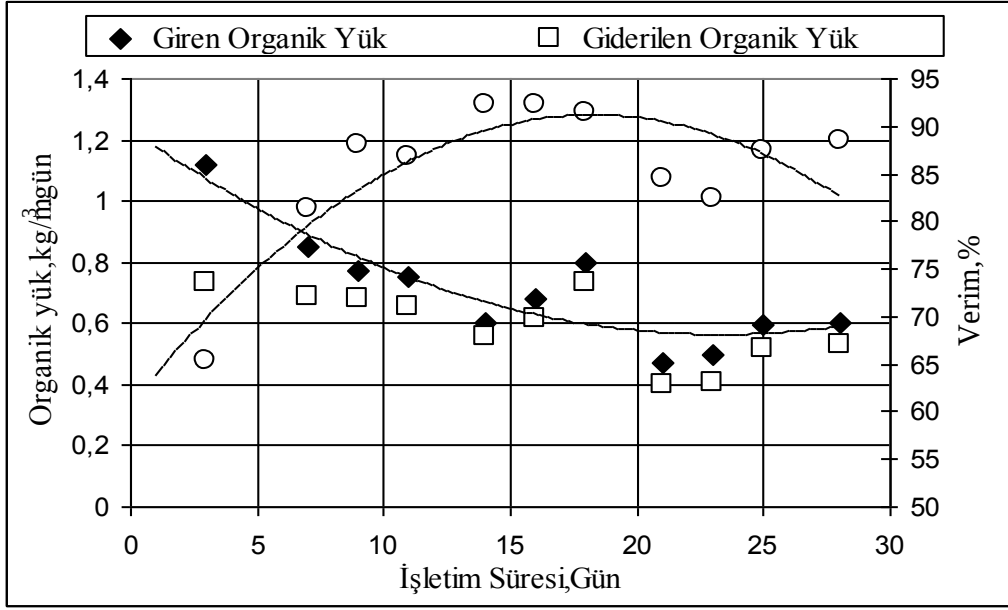
6.3.3. Sızıntı Suyu / asetat KOİ oranının 1/1 olduğu deneysel sonuçlar

Bu deneysel süreçte besleme suyunun KOİ'si, % 50 sızıntı suyundan ve % 50 asetat ilavesi ile ayarlanmıştır. Gaz elde etmek amacıyla işletim sürecince membran temizliği yapılmamıştır. Bu sürede sisteme verilen besleme suyundaki amonyum konsantrasyonu 400-510 mg/l arasında değişmiş ve önemli miktarda amonyum giderimi gözlenmemiştir. Bu değer anaerobik mikroorganizmalar açısından uygun bir değerdir. İşletim süresince reaktördeki MLSS konsantrasyonu 12000 mg/l ve MLVSS konsantrasyonu 4000 mg/l civarında tutulmuştur. İşletme süresi boyunca sisteme verilen ve giderilen organik yük Şekil 6.18'de verilmiştir. Sisteme verilen organik yük aşırı miktarda arttırıldığında organik maddenin bir kısmının giderilemediği tespit edilmiştir. Sisteme verilen organik madde miktarının azaltılması ile organik maddenin büyük bir kısmının giderildiği belirlenmiştir. Sistemin KOİ giderme verimi

sisteme verilen ve giderilen organik maddeye bağlı olarak tespit edilmiştir (Şekil 6.19). Sisteme giren organik madde miktarı $1,12 \text{ kg/m}^3\cdot\text{gün}$ değerinde iken KOİ giderme verimi %65'e düşmüştür. Organik madde miktarı $0,60 \text{ kg/m}^3\cdot\text{gün}$ değerine düşürüldüğünde KOİ giderme verimi artarak %92'e ulaşmıştır. Bu periyotta elde edilen verilerden sisteme verilen organik yük ile KOİ giderme verimi arasında ters orantı olduğu belirlenmiştir. Benzer sonuçlara literatürde de rastlanmıştır. Örneğin, Sanchez ve diğ. (2004) anaerobik reaktöre verilen organik yükün artışı ile KOİ giderme veriminin düştüğünü belirtmiştir.

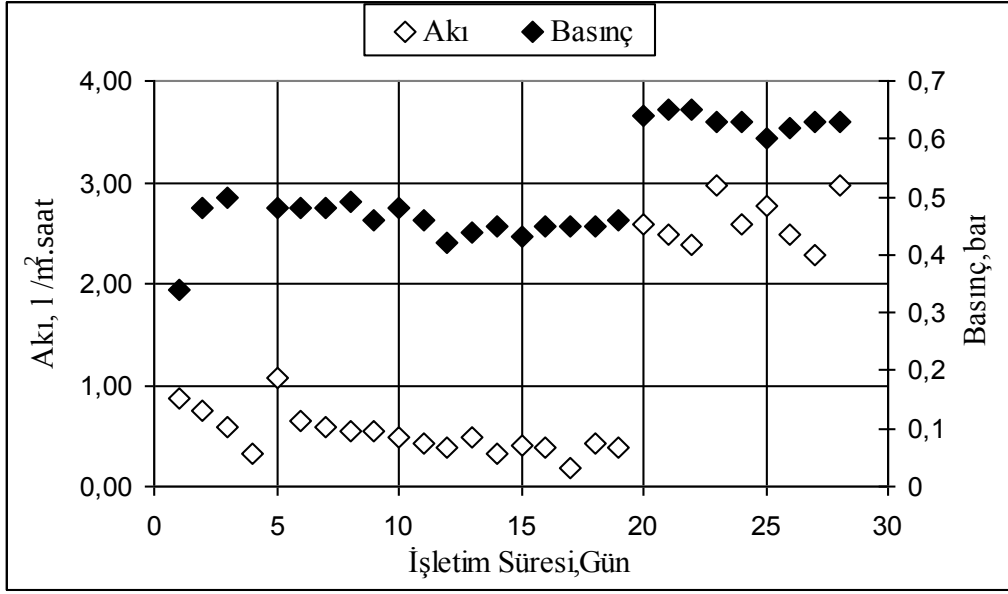


Şekil 6.18 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/1 olduğu devrede işletim süresince sisteme verilen ve giderilen organik madde miktarı.



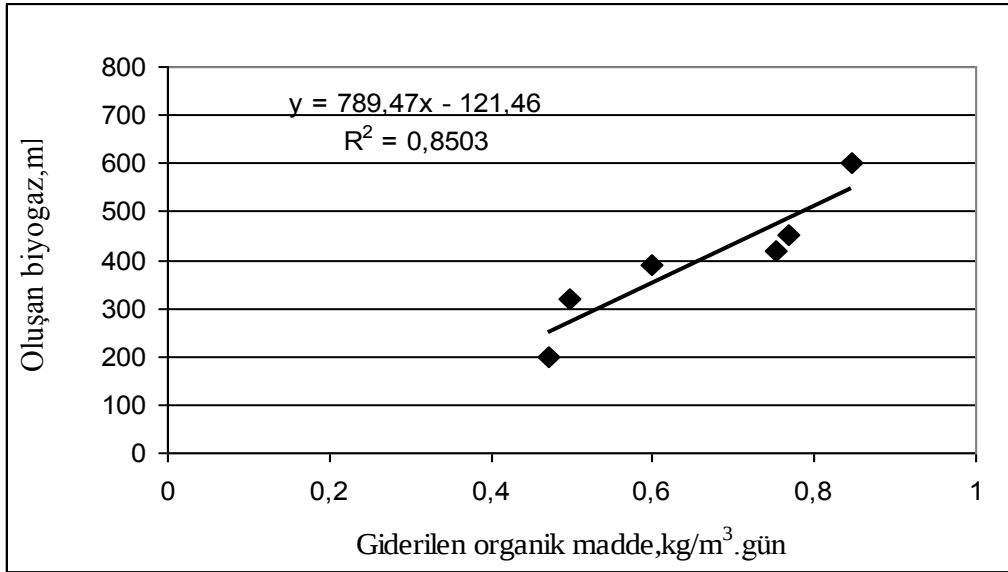
Şekil 6.19 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/1 olduğu devrede sisteme verilen organik yük ile sistem performansının KOİ bakımından değişimi.

Besleme suyunun % 50 sızıntı suyundan ve % 50 asetat ilavesi ile hazırlandığı bu deneysel süreçte, işletim süresinin ilk 20 gününde elde edilen akı miktarı ortalama $0,51 \text{ l/m}^2.\text{saat}$ olmuştur. İşletim periyodunun başında $0,86 \text{ l/m}^2.\text{saat}$ olarak elde edilen akı 20. günde $0,39 \text{ l/m}^2.\text{saat}$ değerine düşmüştür. 20. günde peristaltik pompa kesikli çalıştırılıp basınç artırıldığında akı miktarının önemli düzeyde artış gösterdiği belirlenmiştir. Membrandan çıkış suyunun kesikli olarak emilmesi, membran üzerindeki kek oluşumunu azaltmış ve elde edilen akı miktarı ortalama $2,60 \text{ l/m}^2.\text{saat}$ değerine ulaşmıştır (Şekil 6.20).



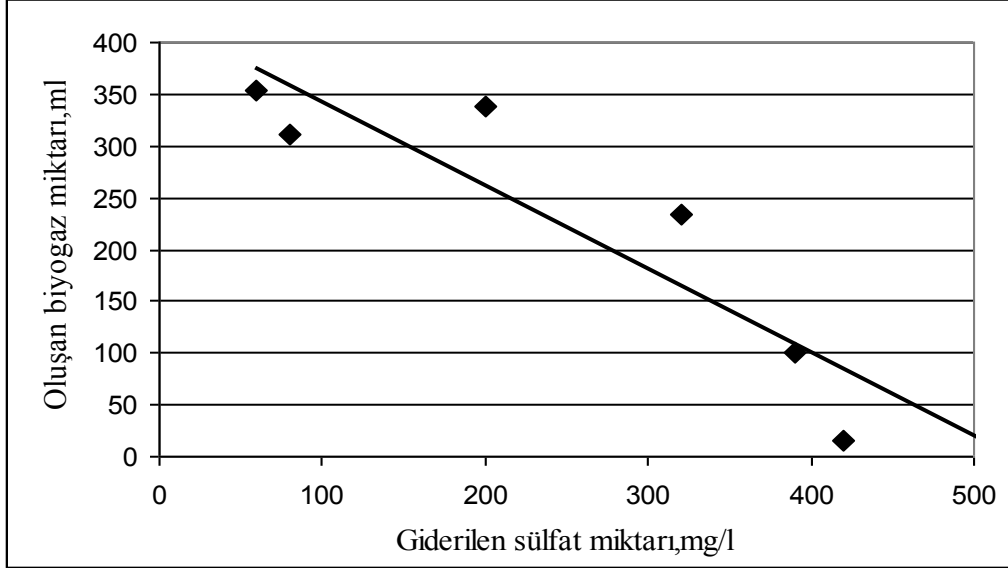
Şekil 6.20 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/1 olduğu devrede işletim süresine bağlı olarak akı miktarındaki değişim.

Sistemde biyogaz üretimi işletim süresi boyunca devam etmiştir. Üretilen biyogazın içerdiği metan miktarının giderilen KOİ'ye oranı 0,43 ile 0,54 l CH₄/g giderilen KOİ arasında değişmiş ve ortalama 0,49 l CH₄/g giderilen KOİ değerinde olduğu tespit edilmiştir. Elde edilen bu değerlerden oluşan biyogazın metan muhtevasının çok iyi olduğu anlaşılmaktadır. (Öztürk, İ 1999), 0,30-0,40 l CH₄/g giderilen KOİ aralığında oluşan metan durumlarını başarılı olarak tanımlamıştır. İşletim süresince sistemde giderilen organik madde miktarı ile oluşan biyogaz miktarının arttığı tespit edilmiştir (Şekil 6.21).

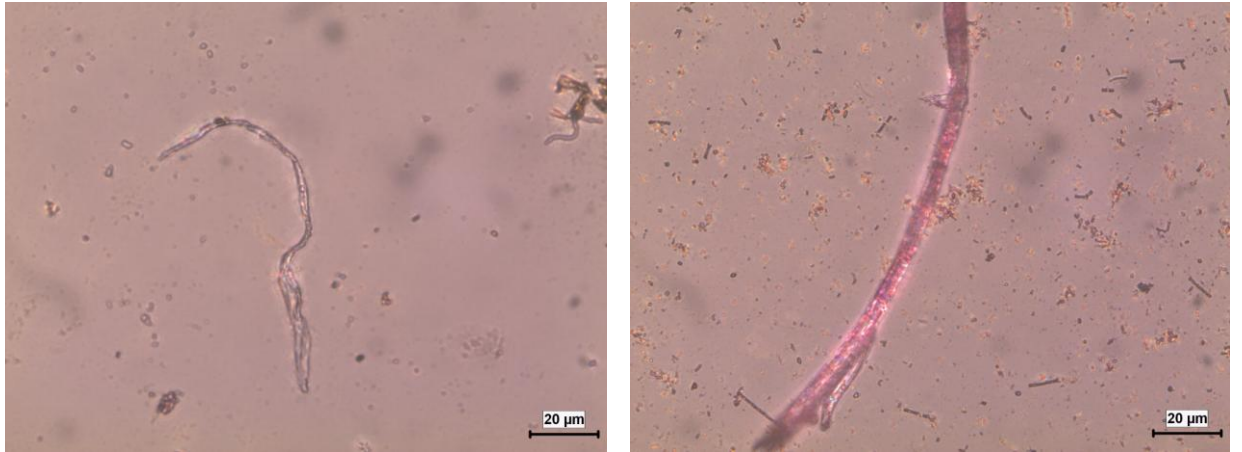


Şekil 6.21 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/1 olduğu devrede giderilen organik yüke bağlı olarak oluşan gaz miktarı.

Şekil 6.22, sistemde giderilen sülfat miktarı ile oluşan biyogaz miktarı arasındaki değişimi göstermektedir. Sülfat giderimi arttıkça oluşan biyogaz miktarının azaldığı tespit edilmiştir. Bu durum sülfatın sülfat indirgeyen bakteriler tarafından elektron alıcı olarak kullanıldığını ve metan bakterilerine üstünlük sağladığını kanıtlamaktadır. Bunun sonucu olarak oluşan biyogaz miktarı azalmıştır.



Şekil 6.22 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 1/1 olduğu devrede giderilen sülfat miktarına bağlı olarak oluşan biyogaz miktarı



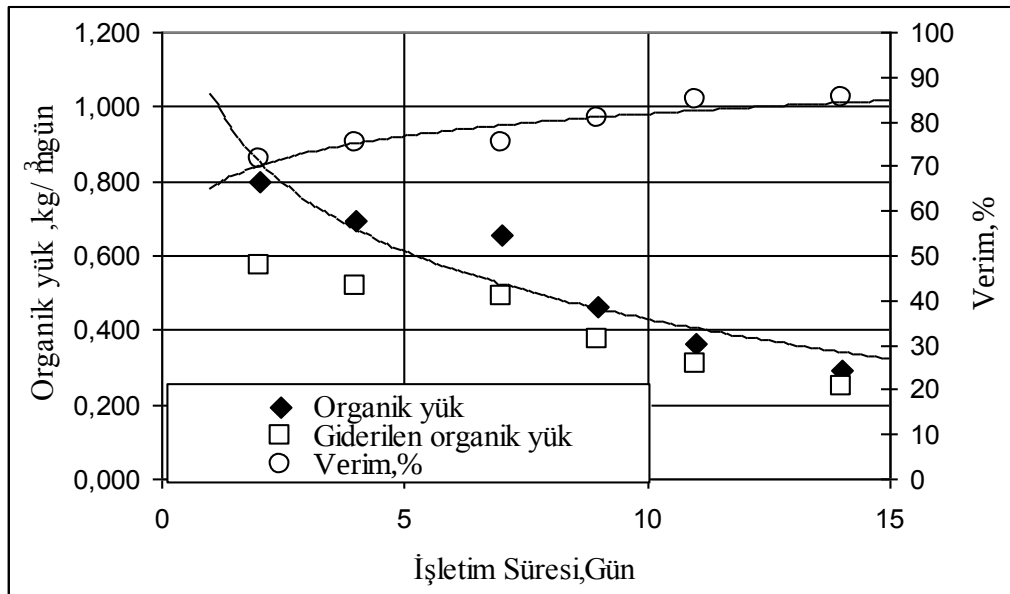
Şekil 6.23. Gram boyama tekniği ile sülfat bakterisi olduğu tahmin edilen bakterilerin görünümü.

An-MBR'dan alınan çamur örneği gram boyama tekniği kullanılarak ışık mikroskopunda incelenmiş ve sülfat bakterisi olduğu düşünülen bakterilerin fotoğrafları çekilmiştir (Şekil 6.23). Sisteme verilen besleme suyunun organik yükünün %50 sızıntı suyu

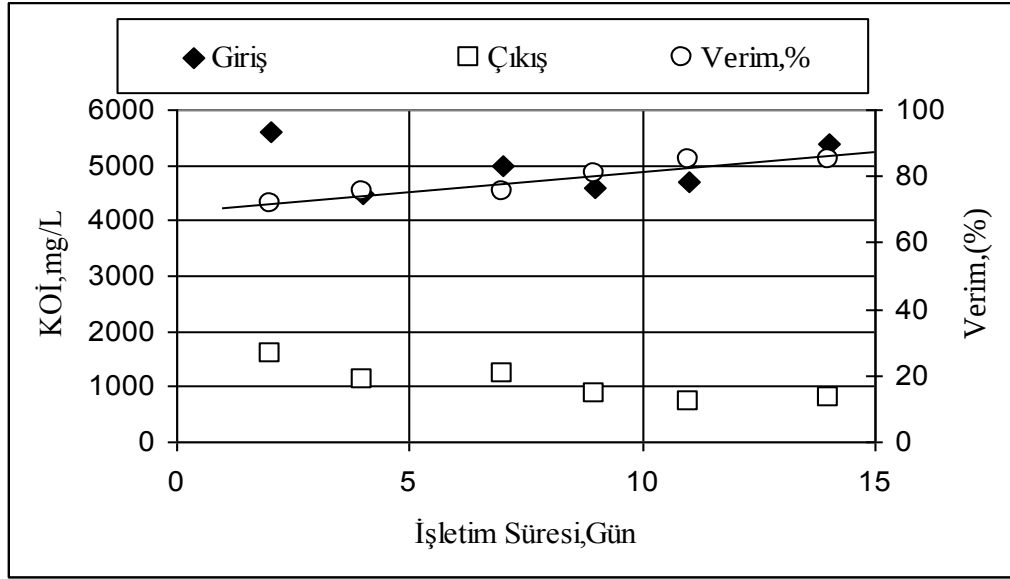
%50 asetat ilavesi ile sağlandığı işletim sürecinde KOİ giderme verimi ortalama %85, 1 CH₄/g giderilen KOİ miktarı ortalama 0,49 olarak gerçekleşmiştir. Besleme suyunun içerdiği sızıntı suyu miktarının artışıyla KOİ giderme veriminde azalma meydana gelmiş fakat giderilen KOİ miktarına bağlı olarak oluşan metan miktarında artış sağlanmıştır.

6.3.4. Sızıntı Suyu / asetat KOİ oranının 3/4 olduğu deneysel sonuçlar

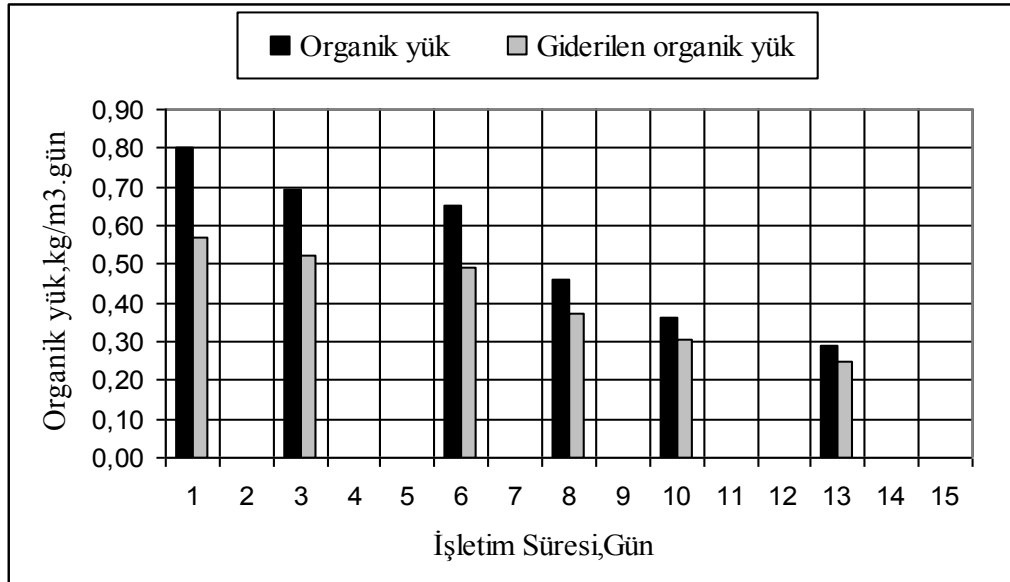
Bu işletim sürecinde besleme suyunun KOİ değerinin %75'i sızıntı suyundan %25'i asetat ilavesi yapılarak sağlanmıştır. Bu periyotta gaz elde etmek amacıyla membran yıkaması yapılmamıştır. Sisteme verilen besleme suyundaki amonyum miktarı 700-800 mg/l arasında değişmiştir. İşletme periyodu boyunca amonyum giderimi gözlenmemiştir. İşletim süresince An-MBR'da MLSS konsantrasyonu ortalama 16000 mg/l ve MLVSS konsantrasyonu 6700 mg/l tutulmuştur. İşletim süresi boyunca sisteme verilen organik yük ortalama 0,540 kg/m³.gün seviyesinde tutulmuştur (Şekil 6.26). Bu periyotta KOİ giderme verimi %79 civarında gerçekleşmiştir (Şekil 6.25). Sisteme verilen organik yük zamanla azalırken KOİ giderme verimi artmıştır. İşletim süresinin başında %70 olan KOİ giderme verimi organik yükteki azalmaya bağlı olarak %85 seviyesine kadar yükselmiştir (Şekil 6.24). Elde edilen bu değerler sisteme verilen organik yükün azaltılması ile çıkış suyu kalitesinin arttığı gözlenmiştir (Şekil 6.26).



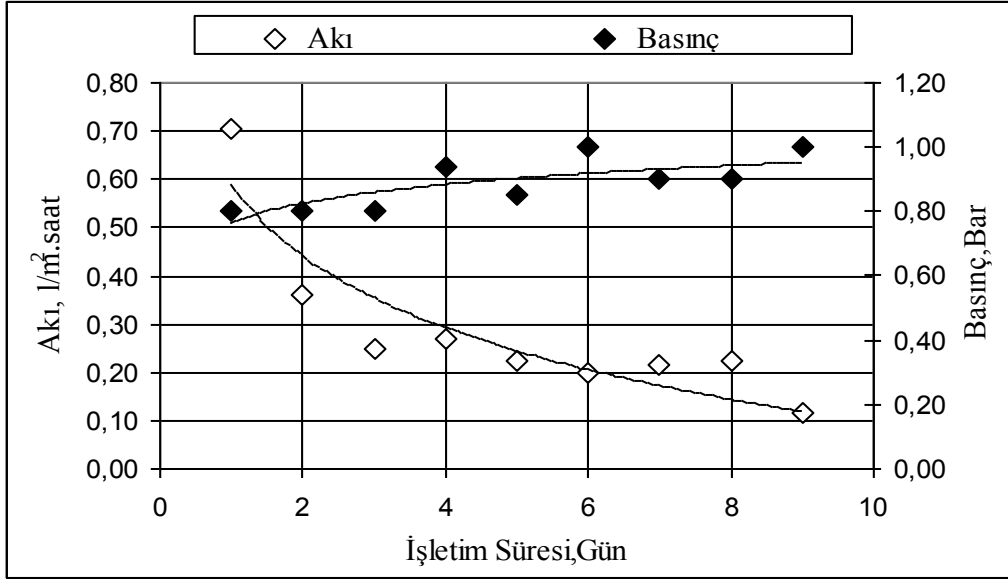
Şekil 6.24 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 3/4 olduğu devrede organik yüke bağlı olarak KOİ giderim verimi.



Şekil 6.25 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 3/4 olduğu devrede işletim süreci boyunca sistem performansının KOİ bakımından değişimi.



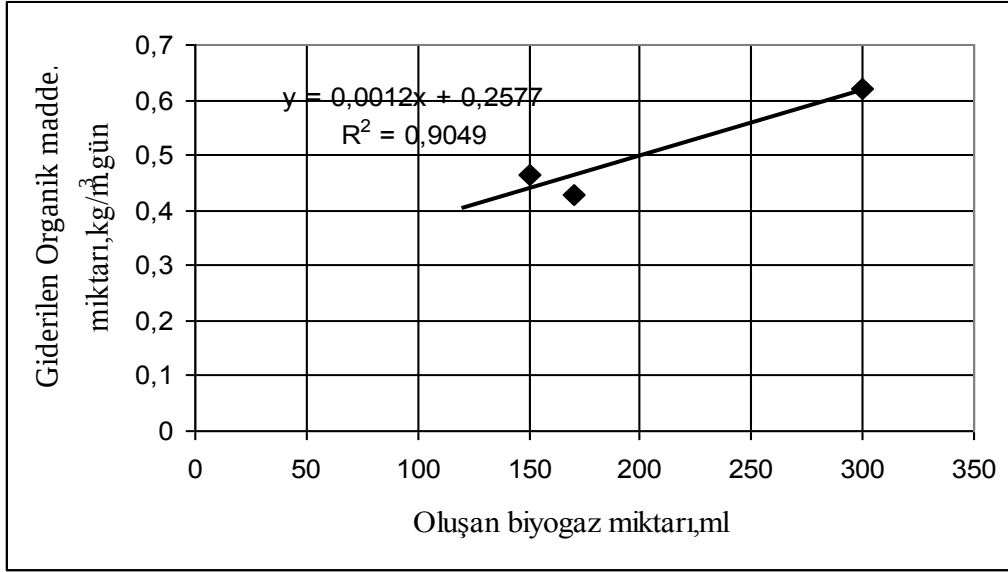
Şekil 6.26 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 3/4 olduğu devrede işletim süresince sisteme verilen ve giderilen organik yük.



Şekil 6.27 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 3/4 olduğu devrede işletim süresince elde edilen akı ve basınç grafiği.

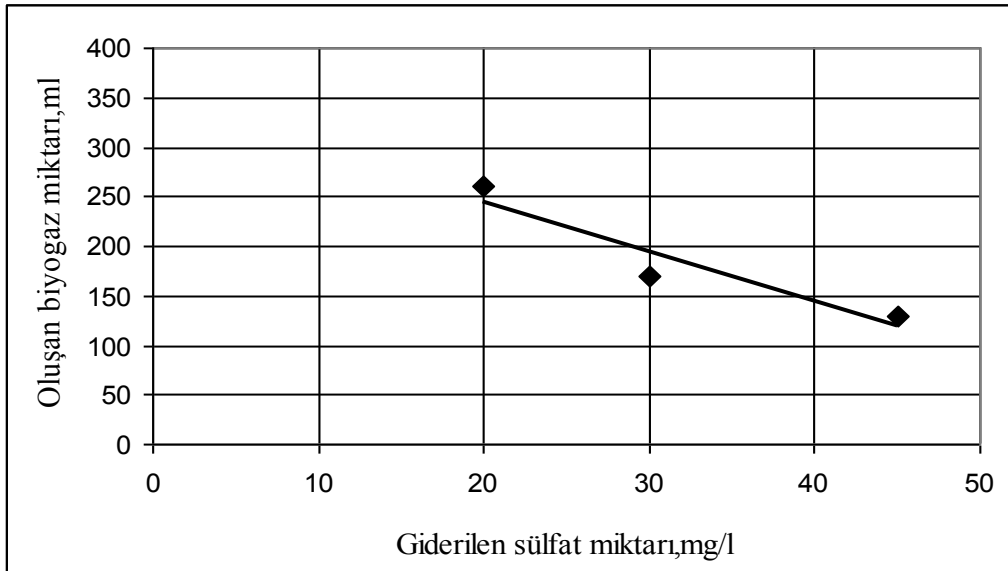
Giriş suyunun KOİ'si %75 sızıntı suyu, %25'i asetat ilavesi ile sağlandığı işletim sürecinde sistemden gaz elde etmek amacıyla membran temizlemesi yapılmamıştır. İşletim süresince elde edilen akı ortalama $0,33 \text{ l/m}^2.\text{saat}$ olmuştur (Şekil 6.27). Akı miktarı membran tıkanıklılığına bağlı olarak zamanla azalmıştır ve basıncın artırılmasına rağmen akı miktarındaki azalma devam etmiş ve işletim süresinin sonunda elde edilen akı $0,13 \text{ l/m}^2.\text{saat}$ olmuştur.

Bu işletim periyodunda sistemde üretilen biyogazdaki metan muhtevasının giderilen KOİ miktarı ile değişimi gözlenmiştir. Biyogazın içerdiği metan miktarının giderilen KOİ'ye oranı $0,46$ ile $0,62 \text{ l CH}_4/\text{g}$ giderilen KOİ arasında değişmiş ve ortalama $0,50 \text{ l CH}_4/\text{g}$ giderilen KOİ değerinde olduğu gözlenmiştir. Elde edilen bu değerler oluşan biyogazın metan muhtevasının çok yüksek olduğunu ve buna bağlı olarak gaz kalitesinin iyi olduğunu göstermektedir. Sistemde giderilen organik madde miktarı ile oluşan biyogaz miktarı arasında doğrusal bir orantı olduğu Şekil 6.28'de görülmektedir. Timur ve Öztürk (1999) çöp sızıntı suyunun arıtımında organik yükleme oranına bağlı olarak oluşan metan miktarının arttığını tespit etmişlerdir.



Şekil 6.28 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 3/4 olduğu devrede işletim süresince giderilen organik madde miktarı ve oluşan biyogaz miktarının değişimi.

Sistemde giderilen sülfat miktarı ile oluşan biyogaz miktarı arasındaki değişim tespit edilmiştir (Şekil 6.29). Sülfat giderimi arttıkça oluşan biyogaz miktarının azaldığı belirlenmiştir. Besleme suyunda sülfatın varlığında sülfat indirgeyen bakterilerin sülfatı elektron alıcı olarak kullanılıp H_2S üretmektedirler. Üretilen biyogazdaki azalmaya H_2S 'in metan bakterileri üzerindeki toksik etki ve mikroorganizmalar arası rekabet olduğu düşünülmektedir.

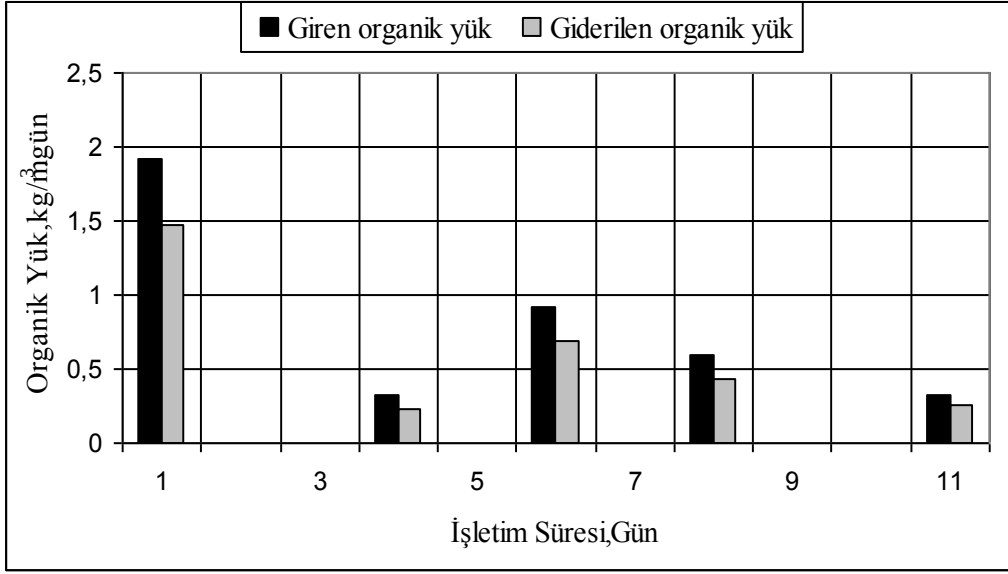


Şekil 6.29 Sızıntı suyu/asetat KOİ oranının 3/4 olduğu devrede giderilen sülfat miktarına bağlı olarak oluşan biyogaz miktarındaki değişim.

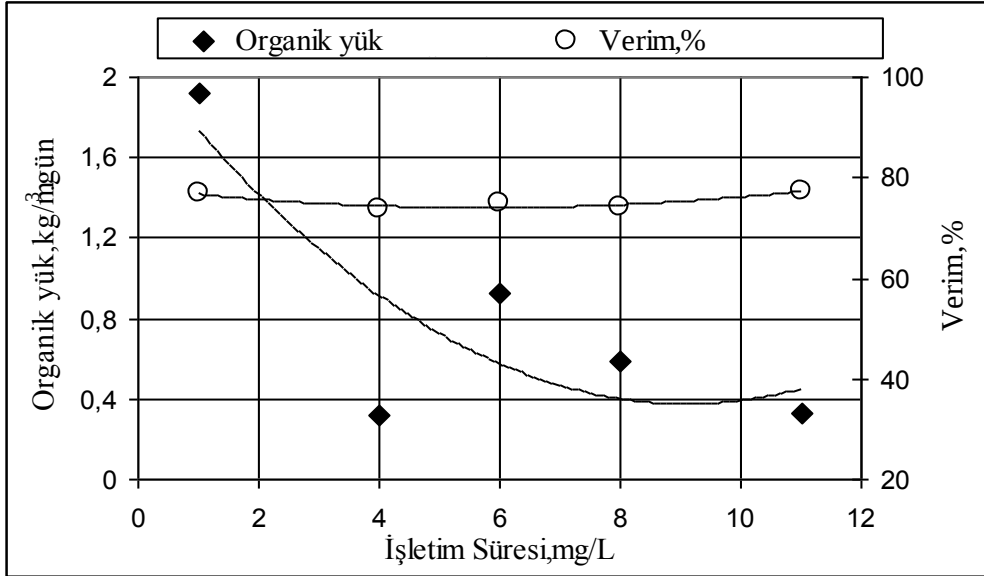
Sonuç olarak bu işletim periyodunda KOİ giderme verimi ortalama %79, 1 CH₄/g giderilen KOİ miktarı ortalama 0,50 oranında gerçekleşmiştir. Besleme suyundaki sızıntı suyu muhtevası arttırıldığında KOİ giderme veriminde azalma meydana geldiği fakat giderilen KOİ başına üretilen metan oranının arttığı tespit edilmiştir. İşletim sürecindeki elde edilen akı miktarı (0,33 l /m².saat) aerobik MBR sistem ile karşılaştırıldığında akı miktarının az olması bir dezavantajdır.

6.3.5. Besleme suyunun KOİ'sinin tamamen sızıntı suyu ile ayarlandığı deneysel sonuçlar.

Bu deney sürecinde reaktörün besleme suyunun KOİ'si tamamen sızıntı suyundan sağlanmıştır. Gaz elde edilmesi amacıyla işletim süresince membran temizliği yapılmamıştır. Bu periyotta besleme suyundaki amonyum konsantrasyonu 900-1020 mg/l arasında değişmiştir. Bu değer anaerobik mikroorganizmalar için uygun bir değerdir. İşletim süresi boyunca amonyum giderimi gözlenmemiştir. Reaktördeki MLSS konsantrasyonu 13800-15800 mg/l ve MLVSS konsantrasyonu ortalama 3500-4500 mg/l civarında tutulmuştur. An-MBR'a bu periyotta uygulanan organik yüklemeler ve KOİ giderme verimi belirlenmiştir (Şekil 6.30, 6.31). İşletme süresi boyunca sisteme verilen organik yük ortalama 0,815 kg/m³.gün seviyesinde tutulmuştur (Şekil 6.30). Bu süreçte KOİ giderme verimi ortalama %75 olduğu tespit edilmiştir (Şekil 6.31). Sisteme verilen organik yük miktarı zaman ile azaltılmış buna karşılık KOİ giderme verimi artarak %77'ye kadar ulaşmıştır. Besleme yapılan organik yük ile sistemde giderilen organik yük miktarları tespit edilmiştir (Şekil 6.30). Bu değerler incelendiğinde organik yük miktarının artışı giderilemeden sistemden atılan organik madde miktarını arttırmıştır. Organik yük miktarı azaltıldığı zaman besleme yapılan organik maddenin neredeye tamamı giderilmiştir.



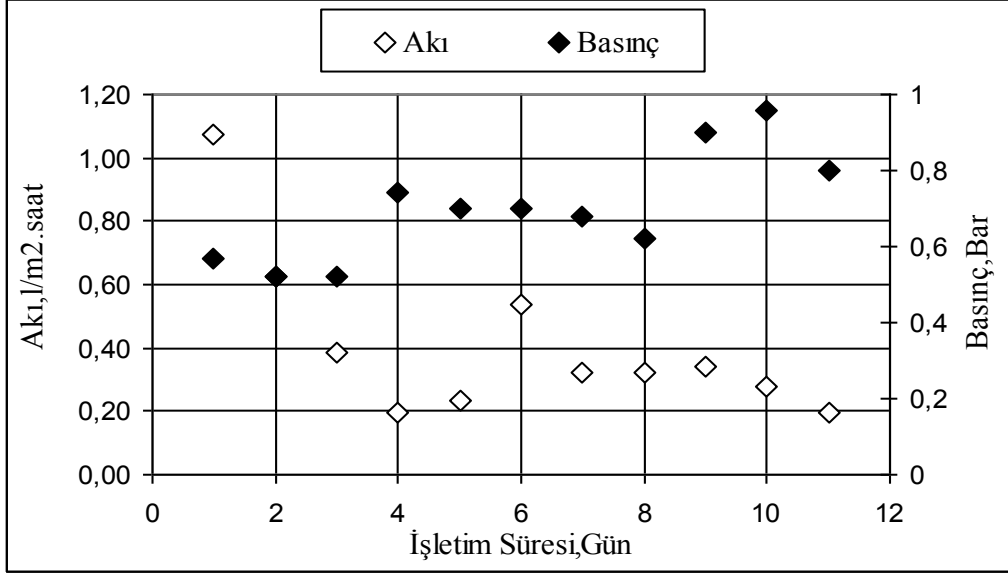
Şekil 6.30 Besleme suyu KOİ'sinin tamamen sızıntı suyu ile ayarlandığı devrede işletim süresince sisteme verilen ve giderilen organik yük.



Şekil 6.31 Besleme suyu KOİ'sinin tamamen sızıntı suyu ile ayarlandığı devrede işletim süresince sisteme verilen organik yük ile sistem performansının KOİ bakımından değişimi.

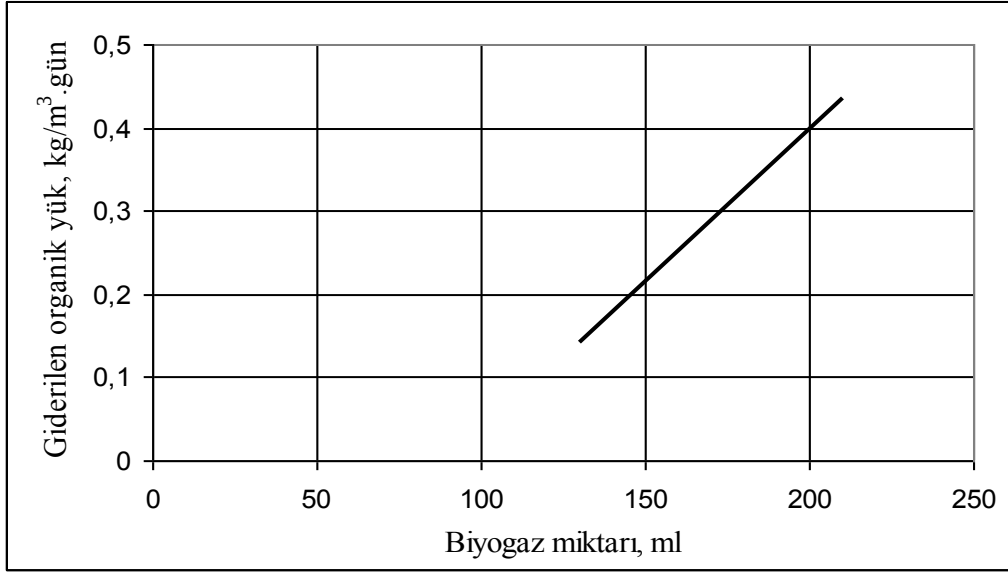
Bu deneysel süreçte membran yıkaması yapılmadığı için akı miktarı düşüktür (Şekil 6.32). İşletim süresince akı miktarı ortalama $0,39 \text{ l/m}^2.\text{saat}$ olmuştur. Akı miktarının belli düzeyde tutulması transmembran basıncının sürekli artırılması ile mümkün olmuştur. Bu sonuçlardan membranda meydana gelen tıkanıklığın giderek arttığı ve akı miktarının sabit tutmak için membrana uygulanan basıncın giderek artırılması gerektiği belirlenmiştir. Bu

durum An-MBR sisteminde enerji gereksinimini etkileyen önemli bir parametredir. Hasar ve diğ (2009), aynı membran modülünü aerobik MBR’da kullanmışlar ve yüksek MLSS konsantrasyonlarında sistemin akısının $3 \text{ l /m}^2\text{.saat}$ değerinde kararlı hale geçtiğini belirlemişlerdir. Akı miktarındaki bu fark membran modülünün altına yerleştirilen havalandırmanın kesme kuvvetinden kaynaklanmıştır.



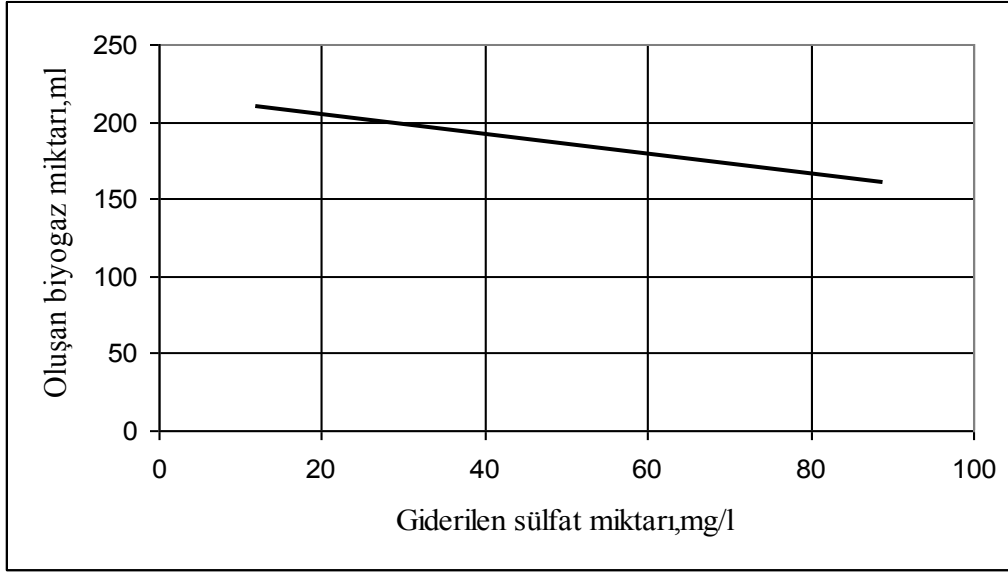
Şekil 6.32 Besleme suyu KOİ’sinin tamamen sızıntı suyu ile ayarlandığı devrede işletim süresince oluşan akı miktarında ve basınçtaki değişim

Sistem kararlı hale geldikten sonra biyogaz oluşmaya başlamış ve işletim süresince devam etmiştir. Şekil 6.33, giderilen organik yüke bağlı olarak oluşan biyogaz miktarını göstermektedir. Elde edilen sonuçlara göre giderilen organik yüke bağlı olarak oluşan biyogaz miktarı artmaktadır. Sistemde üretilen biyogazın içerdiği metan miktarı giderilen KOİ miktarına oranı ortalama $0,43 \text{ l CH}_4/\text{g}$ giderilen KOİ olduğu belirlenmiştir. Bu değer oluşan biyogazın metan muhtevasının iyi olduğunu göstermektedir.



Şekil 6.33 Besleme suyu KOİ'sinin tamamen sızıntı suyu ile ayarlandığı devrede giderilen organik yüke bağlı olarak oluşan biyogaz miktarı

Sistemde giderilen sülfat miktarı ile oluşan biyogaz miktarı arasındaki değişim belirlenmiştir (Şekil 6.34). Elde edilen verilerden sülfat giderimi arttıkça oluşan metan miktarının azaldığı görülmüştür. Bu durum, An-MBR'da sülfat indirgeyen bakterilerin olduğu ve sülfatı elektron alıcı olarak kullanarak H_2S 'e indirgediğini göstermektedir. Organik madde elektron verici olarak kullandığından sülfat bakterileri ile metan bakterilerinin arasında rekabet meydana gelir ve sülfat bakterileri metan bakterilerine nazaran oldukça kolay bir şekilde üstünlük sağlar. Çünkü sülfat varlığında oluşan H_2S metan bakterileri üzerinde inhibisyon etkisi oluşturduğundan metan üreten bakterilerin aktiviteleri azlamaktadır. Bunun sonucu olarak oluşan metan miktarı düşer ve biyogazdaki H_2S konsantrasyonu artar. Yamaguchi ve diğ., (1999), aynı KOİ konsantrasyonunda iki farklı sülfat konsantrasyonuna sahip yukarı akışlı anaerobik reaktör çalıştırmışlar ve sülfat konsantrasyonunun yüksek tutulduğu reaktörde KOİ gideriminin % 85'in üzerinde gerçekleşmesine rağmen metan üretiminin durduğunu belirlemişlerdir.



Şekil 6.34. Besleme suyu KOİ'sinin tamamen sızıntı suyu ile ayarlandığı devrede giderilen sülfat miktarına bağlı olarak oluşan biyogaz miktarındaki değişim

Sonuç olarak An-MBR'ın ham sızıntı suyu ile beslenmesi sonucu elde edilen KOİ giderme verimi % 75 olmuştur. Ayrıca 0,43 l CH₄/g giderilen KOİ miktarı elde edilmiştir. Daha önceki deney serleri ile karşılaştırıldığında KOİ giderim veriminin düşmesi besleme suyundaki sızıntı suyu oranının arttırılması ile açıklanabilir. KOİ giderimin de azalma meydana gelmesine rağmen l CH₄/g giderilen KOİ miktarında artış meydana gelmiştir.

7. SONUÇLAR

Bu tez çalışması esas olarak üç deneysel aşamada yürütülmüştür. İlk aşamada, An-MBR'in işletmeye alma süreci izlenmiştir. İkinci aşamada çöp sızıntı suyunun An-MBR'da arıtımı araştırılmıştır. Üçüncü aşamada, farklı sızıntı suyu/asetat oranlarında besleme yapılarak An-MBR'in performansı, gaz üretim kapasitesi ve sülfat gibi elektron alıcının mikroorganizma tarafından kullanılmasının metan üretimi üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Deney süreçlerinde elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

- Bu sistemde KOİ giderme verimi işletmeye alma sürecinde logaritmik bir şekilde artarak %50'ye kadar ulaşmıştır.
- Giriş KOİ'sinin kontrolsüz verildiği işletim periyodunda ise organik yük artışına bağlı olarak KOİ giderme verimi işletim süresince değişiklik göstermiş ve ortalama % 30'a kadar düşmüştür.
- İşletim sürecinin üçüncü periyodunda besleme suyunun KOİ'si yaklaşık 5000 mg/l olacak şekilde ve farklı sızıntı suyu/asetat oranlarında hazırlanmıştır. Besleme suyunun toplam KOİ değerinin %10 oranında sızıntı suyu içerdiği işletim sürecinde KOİ giderme veriminin ortalama değeri % 85 olduğu, sızıntı suyundan kaynaklanan KOİ oranı %25'e çıkarıldığında KOİ giderme veriminin ortalama %89'a çıktığı belirlenmiştir. Besleme suyu KOİ'nin %50'sinin sızıntı suyundan sağlandığı periyotta KOİ giderme verimi %85 olmuştur. Besleme suyu KOİ'nin %75'i sızıntı suyundan ve %25'i asetattan geldiği durumda ise KOİ giderme verimi ortalama % 79 seviyesine düşmüştür. Son periyotta besleme suyunun tamamı sızıntı suyu ile hazırlandığında KOİ giderme verimi %75'e düşmüştür. Sızıntı suyunun genç sızıntı suyu olması ve çoğunlukla parçalanabilir KOİ içermesinden dolayı, asetata göre değerlendirildiğinde çok önemli bir KOİ giderim düşüşü izlenmemiştir. Bilindiği gibi asetat anaerobik sistemlerde en kolay şekilde biyolojik olarak parçalanabilen bir organik madde kaynağıdır. Bu nedenle sızıntı suyunun parçalanabilme kapasitesinin belirlenmesi için asetat kullanılmıştır.

- Sisteme verilen organik maddenin miktarındaki artışa bağlı olarak KOİ giderme veriminin düştüğü tespit edilmiştir. Ayrıca An-MBR'da giderilen organik madde miktarına bağlı olarak oluşan biyogaz miktarında artış sistemin optimizasyonu açısından oldukça önemlidir.
- Sistemde elde edilen akı membran temizlemesine bağlı olarak değişiklik göstermiştir. Membran temizliğinin yapıldığı deneysel süreçlerde akı miktarı ortalama 2,24 l/m².saat olmuştur. Membran temizliğinin yapılmadığı işletim sürelerinde ise akı miktarında önemli miktarda azalma olmuş ve akı miktarının ortalama 0,40 l/m².saat olduğu tespit edilmiştir. Bu akı değerleri, aerobik sistemlerle kıyaslandığında havalandırmadan kaynaklanan kesme kuvvetinden dolayı membran üzerindeki kek oluşumunun anaerobik MBR sistemlerine göre daha düşük olduğunu göstermektedir. An-MBR'ın en önemli dezavantajı işletim sürecinde meydana gelen yüksek akı düşüşleridir. An-MBR'da oluşan metanın reaktör içinde membran modülünün altında sisteme verilmesi hem akı miktarını hem de biyogaz üretimini düzenleyeceği fikrinden dolayı çalışılması gereken spesifik bir konudur.
- Sisteme verilen amonyum miktarı düzensiz beslemenin yapıldığı alıştırma periyodunda 400-2000 mg/l arasında izlenmiştir. Sızıntı suyunun arıtılabilirliğinin araştırıldığı 2. periyotta ise 500-1500 mg/l arasında değişmiştir. Üçüncü periyotta, besleme suyundaki sızıntı suyu ve asetat oranına bağlı olarak 300-1020 mg/l arasında değişmiştir. An-MBR'da nitrifikasyonun gerçekleşmemesi nedeni ile bütün deneysel süreçlerde amonyum giderimi gerçekleşmemiştir. Bununla birlikte anaerobik mikroorganizmanın aerobik mikroorganizmaya oranla daha yüksek amonyak miktarını tolere ettiği de belirlenmiştir.
- Sistemde üretilen biyogazın biriktirildiği işletim sürelerinde besleme yapılan ve sistemde giderilen sülfat miktarları belirlenmiştir. Giderilen sülfat miktarına bağlı olarak oluşan biyogaz miktarında azalma meydana geldiği tespit edilmiştir. Anaerobik mikroorganizma organik maddeyi hem elektron alıcı hem de elektron verici olarak kullanmaktadır. Sülfat gibi elektron alıcılar sisteme verildiğinde elektron alıcı olarak daha az organik madde kullanılacağından metan oluşumu azaldığından düşük metan miktarının elde edildiği düşünülmektedir.

REFERANSLAR

- Aguilar MI, Saez J, Liorens M, Soler A, Ortuno JF. 2002, Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation process. *Wat. Res.* 36, 2910-2919,
- Ahn, Kyu-Hong, Song, Kyung-Guen, Cho, Eulsaeng, Cho, Jinwoo, Yun, Hojoon, Lee Seockheon, Kim, Jaeyoung, 2003, Enhanced biological phosphorus and nitrogen removal using a sequencing anoxic/anaerobic membrane bioreactor (SAM) process *Desalination* 157 (2003) 345-352
- Albaiges J, Casado F, Ventura F. 1986, Organic indicators of groundwater pollution by a sanitary landfill. *Water Reserch.*, 20, 1153-1159
- Alvarez-Vazquez H, Jefferson B, Judd SJ. 2004, Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. *J. Chem. Tech. & Biotech.*, 79 (10), 1043-1049,
- Amokrane A, Comel C, Veron J, 1997, Landfill leachate pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Res.* 31, 2775-2782,
- Arkam, Aurangzeb, Stuckey, C, David, 2008, Flux and performance improvement in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) using powdered activated carbon (PAC), *Process Biochemistry*, 43 93–102
- Arkam, A Stuckey D. C, 2008, Biomass Acclimatisation And Adaptation During Start-Up Of A Submerged Anaerobic Membrane Bioreactor (SAMBR), *Environmental Technology*, 29:10, 1053 — 1065
- Bilgili M.S, Demir A, Ozkaya B. 2006, Quality and quantity of leachate in aerobic pilot-scale landfills. *Env. Management*, 38 (2): 189-196
- Boonchai, W. 2004, Application of membrane bioreactor for landfill leachate treatment. Asian Institute of Technology School of Environment, Resources and Development, Thailand, Ph.D dissertation
- Bohdziewicz J, Bodzek M, Gorska J. 2001, Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate. *Process Biochem.* 36, 641-646
- Bohdziewicz, J, Neczajb, E, 2008, Anna Kwarciakb, Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor-*Desalination* 221 559–565

- Chaudhari, R. J., Farrukh B, Farooqi, I. H., 2008, Combined treatment of landfill leachate and domestic wastewater in Submerged Aerobic Fixed Film (SAFF) reactor. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution*, 5 (2) 97-101
- Cho J, Song K.G, Lee S.H, Ahn K.H., Sequencing anoxic/anaerobic membrane bioreactor (SAM) pilot plant for advanced wastewater treatment, *Desalination* 178 (2005) 219-225
- Ding, AZ; Zhang, ZH; Fu, JM. 2001, Biological control of leachate from municipal landfills *Chemosphere*, 44 (1) 1-8,
- Erses, AS Onay, TT Yenigun, O. 2008, Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills. *Bioresource Technol.*, 99(13) 5418-5426
- Fairweather, R.J. and Barlaz M.A. 1998, Hydrogen sulfide production during decomposition of landfill inputs. *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, 124, 353 – 361
- Forgie, D.J.L., 1988, Selection of the most appropriate leachate treatment methods. Part I: A review of potential biological leachate treatment methods. *Water Pollut. Res. J. Can.* 23, 308–329
- Fuchs,W. Binder,H. Mavrias,G. Braun, R., 2003, Anaerobic treatment of wastewater with high organic content using a stirred tank reactor coupled with a membrane filtration unit, *Water Research* 37 902–908
- Garcia H, Rico JL, Garcia PA. 1996, Comparison of anaerobic treatment of leachates from an urban-solid-waste landfill at ambient temperature and at 35 degrees C. *Bioresource Techn.*, 58 (3): 273-277
- Gerardi, M.H, 2003, *The Microbiology of Anaerobic Digesters*, A John Wiley & Sons, Inc., Publication,USA
- Gunay, A., Karadag, D., Tosun, I. 2008, Use of magnesit as a magnesium source for ammonium removal from leachate. *J Hazard Mater.* 156 (1-3) 619-23
- Gurijala K.R. and Suflita J.M. 1993, Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples. *Environ. Sci. Technol.*, 27, 1176-1181
- Hasar.H and Kınacı ,C.,2004, Comparison of a sMBR with a CASP system for wastewater reclamation and re-use,
- Hasar H., İpek U., Çınar Ö., Çakmakçı M., Kınacı,C.(2008). Çöp sızıntı sularının membran biyoreaktöründe arıtılması TUBITAK Projesi 105Y345.

- Hasar ,H, Ünsal,S.A., İpek,U., Karataş,S, Çınar,Ö., Yaman,C., Kınacı,C., 2009, Stripping/flocculation/membrane bioreactor /reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. *Journal of Hazardous Material*, DOI:
- Hasar H, Kınacı, C, Unlü, A, İpek U. 2002, Role of Intermittent Aeration in Domestic Wastewater Treatment By Submerged Membrane Activated Sludge System, *Desalination* 143, 287-293
- Hea,Y. Xub,P. Lia, C, Zhang,B, 2005, High-concentration food wastewater treatment by an anaerobic membrane bioreactor, *Water Research* 39 4110–4118
- Her, Shen DS. 2006, Nitrogen removal in the bioreactor landfill system with intermittent aeration at the top of landfilled waste. *J. Haz. Materials* 136 (3): 784-790
- Huang, SS., Diyamandoglu V., Fillos, J.,1993, Ozonation of leachates from aged domestic landfills. *Ozone-Science & Engineering*, 15 (5) 433-444
- Horan NJ, Gohar H and Hill B, 1997, Application of a granular activated carbon-biological fluidised bed fort he treatment of landfill leachates containing high concentrations of ammonia. *Water Sci. & Tech.*, 36, 369-375
- Ilhan, F; Kurt, U; Apaydin, O, et al., 2008, Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes, *J of Haz. Mat.*, 154 (1-3) 381-389
- Jeison, D., Lier, J.B, 2008 Feasibility of thermophilic anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) for wastewater treatment, *Des alination* 231 227–235
- Jeison, D., Plugge,M., Caroline,P., Lier,J.B, 2009, Effects of the acidogenic biomass on the performance of an anaerobic membrane bioreactor for wastewater treatment, *Bioresource Technology* 100 1951–1956
- Jeison,D., Lier J.B. 2007, Cake formation and consolidation: Main factors governing the applicable flux in anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) treating acidified wastewaters, *Separation and Purification Technology* 56 71–78
- Jeison, D. Lier, L.B. 2007,Anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater in Tunisia, *Desalination* 207 205–215
- Judd, S. (2003). *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*. Elsevier Publishing, USA

- Kang J, Wang JL. 2006, Influence of chemical oxygen demand concentrations on anaerobic ammonium oxidation by granular sludge from EGSB reactor. *Biomedical and Env. Sciences*, 19 (3): 192-196
- Kargi F ve Pamukoğlu MY., 2004, Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. *Bioresource Technology*, 94, 285-291
- Kiene, R.P. 1991. Production and consumption of methane in aquatic systems. In *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides, and Halomethane*, edited by J. E. Rogers and W. B. Williams, pp. 111–146. American Society of Microbiology
- Kim S, Geissen S, Vogelpohl A., 1997, Landfill leachate treatment by a photoassisted Fenton reaction. *Water Sci. Technol.* 35, 239-248
- Kim, J. Lee, C-H. Choo, K-H, 2007, Control of struvite precipitation by selective removal of NH_4^+ with dialyzer/zeolite in an anaerobic membrane bioreactor, *Appl Microbiol Biotechnol* 75:187–193
- Khanal SK (2008). *Anaerobic biotechnology for bioenergy production: Principles and applications*. Blackwell Publishing. John Wiley and Sons. Iowa, USA
- Kjeldsen, P. Barlaz, MA. Rooker, AP. 2002, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Rev. in Env. Sci and Technol*, 32(4) 297-336
- Koster I. W. and Lettinga G., 2003, The influence of ammonium-nitrogen on the specific activity of pelletized methanogenic sludge,
- Klimiuk E, Kulikowska D. 2006, Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. *Waste Management*, 26 (10): 1140-1147
- Kulikowska, D. Klimiuk, E., 2008, The effect of landfill age on municipal leachate composition, *Bioresource Technology*, 99(13), 5981-5985
- Lǐ XZ, Zhao QL, Hao XD., 1999, Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Waste Management*, 19, 409-415
- Liu, H. Yang, C. Pu, W. Zhang, J, 2008, Removal of nitrogen from wastewater for reusing to boiler feed-water by an anaerobic/aerobic/membrane bioreactor, *Chemical Engineering Journal* 140 122–129
- Lopez A., Pagano M., Volpe A. ve Di Pinto AC, 2004, Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. *Chemosphere*, 54, 1005-1010

- Maranon, E; Castrillon, L; Fernandez-Nava, Y, et al., 2008, Coagulation-flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification-denitrification plant. *J Hazard Mater*, 156 (1-3) 538-544
- Marttinen SK., Kettunen RH, Sormunen KM, Soimasuo RM, Rintala JA, 2002, Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*. 46,851-858
- Metcalf and Eddy, 2003, *Wastewater Engineering: Treatment and reuse*, McGraw Hill, Fourth Edition, USA
- Müller, V. 2001. Bacterial fermentation. In *Encyclopedia of Life Sciences*, pp. 1–7. Nature Publishing
- Neczaj, E, Kacprzak, M, Lach, J. 2007, Effect of sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor. *Desalination*, 204 (1-3) 227-233
- Öztürk İ, 1999. *Anaerobik biyoteknoloji ve atık arıtımındaki uygulamaları*, Su Vakfı Yayınları.
- Li N.N., Fane, A.G., Ho, W., Matsuura, N. 2008, *Advanced membrane technology and applications*, John Willey and Sons.Iowa, USA
- Olivero-VerbeL, J; Padilla-Bottet, C; De la Rosa, O., 2008, Relationships between physicochemical parameters and the toxicity of leachates from a municipal solid waste landfill. *Ecotox and Env. Safety*, 70 (2) 294-299
- Padmasiri, S.I. Zhang, J. fitch, M. Birgir N, Morgenroth, E, Raskin L. 2007, Methanogenic population dynamics and performance of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating swine manure under high shear conditions, *Water Reserch* 41 134 – 144
- Peters TA., 1998, Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. *Desalination* 119, 289-293
- Poznyak, T; Bautista, GL; Chairez, I, et al, 2008, Decomposition of toxic pollutants in landfill leachate by ozone after coagulation treatment. *J Haz Mat.*, 152(3) 1108-1114
- Primo, O; Rivero, MJ; Ortiz, I, 2008, Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates. *J Haz Mat.*, 153(1-2) 834-842
- Pohland, FG., Gould, JP., Ghosh, SB., 1985, Management of hazardous wastes by landfill codisposal with municipal refuse. *Haz Waste & Haz. Mat.* 2(2) 143-158
- Pohland, FG; Kim, JC., 1999, In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors. *Wat. Sci. and Technol.*, 40(8) 203-210

- Renou, S., Poulain, S., Givaudan, JG, et al., 2008a, Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation-prefiltration-reverse osmosis. *J Membrane Sci.* 313 (1-2) 9-22
- Renou, S; Givaudan, JG; Poulain, S, et al. 2008b, Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *J Haz. Mat.*, 150, 468-493
- Rezania B., Oleszkiewicz J.A., Cicek N.,2007, Hydrogen-dependent denitrification of water in an anaerobic submerged membrane bioreactor coupled with a novel hydrogen delivery system, *Water Reserch* 41 1074 – 1080
- Robinson, HD Barr, MJ., Last, SD., 1992, Leachate collection, treatment and disposal. *J of The Institution of Water and Env. Management*, 6(3) 321-332
- Robinson, HD., 1992, Aerated lagoons. *Landfilling of waste: leachate*. Pages: 203-210
- Rodriguez J, Castrillon L, Maranon E, Sastre H, Fernandez E., 2004, Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption. *Water Res.* 38, 3297-3303
- Saddoud A. Ellouze M, Dhouib A., Sayadi S.,2006, A comparative study on the anaerobic membrane bioreactor performance during the treatment of domestic wastewaters of various origins,
- Saddoud, A. Sayadi, S, 2007,Application of acidogenic fixed-bed reactor prior to anaerobic membrane bioreactor for sustainable slaughterhouse wastewater treatment-*Journal of Hazardous Materials* 149 700–706
- Salem, Z., Hamouri, K., Djemaa, R, et al., 2008, Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. *Desalination* 220 (1-3) 108-114
- Sanchez E., Borja R., Travieso L., Martin A. Colmenarejo M.F., 2005, Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste, *Bioresource Technology* 96 335–344
- Song, K-G., Lee, S H. Ahn, K-H, 2005, Sequencing anoxic/anaerobic membrane bioreactor (SAM) pilot plant for advanced wastewater treatment, *Desalination* 178 219-225
- Song, K-G Cho, J.J. Ahn, J.K.H, 2009, Effects of internal recycling time mode and hydraulic retention time on biological nitrogen and phosphorus removal in a sequencing anoxic/anaerobic membrane bioreactor process, *Bioprocess Biosyst Eng* 32:135–142
- Sui, P. Wen, X. Huang, X, 2008, Feasibility of employing ultrasound for on-line membrane fouling control in an anaerobic membrane bioreactor, *Desalination* 219 203–213

- Shin, J.H. Lee, S.M. Jung, J.Y. Chung, Y.C. Noh, S.H, 2005, Enhanced COD and nitrogen removals for the treatment of swine wastewater by combining submerged membrane bioreactor (MBR) and anaerobic upflow bed filter (AUBF) reactor, *Process Biochemistry* 40 3769–3776
- Shujun Z., ShuYing, W., XinWei, M., et al., 2008, Highly effective biological nitrogen removal from high ammonia landfill leachate. *China Environmental Science* 28 (3), 225-228
- Shimizu, Y. Uryu, K. Okuno, Y.I. Watanabe, 1996. Cross-flow microfiltration of activated sludge using submerged membrane with air bubbling, *Journal of fermentation and bioengineering*, 81 1, 55-60
- Silva AC, Dezotti M, Sant'Anna GL, 2004, Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere* 55, 207-214
- Slack RJ, Gronow JR, Voulvoulis N., 2005, Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. *Sci. of Total Environ.* 337, 119-137
- Sormunen, K., Einola, J., Ettala, M., et al., 2008, Leachate and gaseous emissions from initial phases of landfilling mechanically and mechanically-biologically treated municipal solid waste residuals. *Bioresource Technology* 99 (7) 2399-2409
- Tatsi AA, Zouboulis AI, Matis KA, Samaras P, 2003, Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, 53, 737-744
- Timur H, Ozturk I, Altinbas M, Arikan O, Tuyluglu BS. 2006, Anaerobic treatability of leachate: a comparative evaluation for three different reactor systems, *Wat. Sci. & Tech.* 42 (1-2): 287-292 (2000) Kocadagistan E, Topcu N., Treatment investigation of the Erzurum city municipal wastewaters with anaerobic membrane bioreactors., *Desalination* 216 (2007)367-376
- Tizaoui, C., Bouselmi, L., Mansouri, L., et al., 2007, Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems. *J Haz. Mat.*, 140 (1-2) 316-324
- Trankler, J., Visvanathan, C., Kuruparan, P, et al., 2005, Influence of tropical seasonal variations on landfill leachate characteristics - Results from lysimeter studies. *Waste Management* 25 (10) 1013-1020
- Veli, S; Ozturk, T; Dimoglo, A. ,2008, treatment of municipal solid wastes leachate by means of chemical- and electro-coagulation. *Sep & Purification Technol* 61(1) 82-88
- Marcus V.G.V. Lettinga, G. N.L Lens P, 2005, High rate sulfate reduction in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBaR) at high salinity, *Journal of Membrane Science* 253 217–232

- Visvanathan, C., Trankler, J., Kuruparan, P., And Xiaoning, Q., 2003, Effects of monsooning conditions on the generation and composition of landfill leachate- lysimeter experiments with various input and design features. proceeding sardinia'03, 9th international waste management and landfill symposium, Cagliari, Italy
- Vyrides, I., Stuckey, D.C. 2009, Saline sewage treatment using a submerged anaerobic membrane reactor (SAMBR): Effects of activated carbon addition and biogas-sparging time, *Water Research* 43 933–942
- Wang ZP, Zhang Z, Lin YJ, Deng NS, Tao T, Zhuo K., 2002, Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process. *J. Hazard. Materials* 95, 153-159
- Welander, U; Henrysson, T; Welander, T. 1998, Biological Nitrogen Removal From Municipal Landfill Leachate In A Pilot Scale Suspended Carrier Biofilm Process. *Water Reserch.* 32(5) 1564-1570
- Wu, J.J., Wu, C.C., Ma, HW, et al., 2004, treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes, *Chemosphere*, 54(7) 997-1003
- Xing, W., Ngo, HH., Kim, SH, et al., 2008, Physico-chemical processes for landfill leachate treatment: Experiments and mathematical models. *Sep Sci & Technol.*, 43, 347-361
- Yamaguchi, T. Harada, H. Hisano, T, Yamazaki, S.T.C ,1999, Process behavior of uasb reactor treating a wastewater containing high strength sulfate, PII: S0043-1354(99)00029-9
- Yiping, Xu. Yiqi, Zhou. Donghong, Wang. Shaohua, Chen. Junxin, Liu. Zijian, Wang, 2008, Occurrence and removal of organic micropollutants in the treatment of landfill leachate by combined anaerobic-membrane bioreactor technology, *Journal of Environmental Sciences* 20 1281–1287
- Yoo H, Cho S, Ko S., 2001, Modification of coagulation and Fenton oxidation processes for cost-effective leachate treatment. *J Environ Sci Healt A36*, 39-48
- Yuan, L.M. Zhangb, C.Y. Zhangb, Y.Q. Ding, Y. Xi, D.L. 2008, Biological nutrient removal using an alternating of anoxic and anaerobic membrane bioreactor (AAAM) process, *Desalination* 221 566–575
- Zazouli, MA., Yousefi, Z., 2008, Removal of heavy metals from solid wastes leachates coagulation-flocculation process. *Journal of Applied Sciences*, 8 (11) 2142-2147
- Zhang, J. Padmasiri S.I. Fitch, Norddahl, M., B., Raskina L., Morgenroth, E, 2007, Influence of cleaning frequency and membrane history on fouling in an anaerobic membrane bioreactor, *Desalination* 207 153–166

Zubair, A., Lim, B-R . Cho, J. Ahn, K-H, 2007, Effects of the internal recycling rate on biological nutrient removal and microbial community structure in a sequential anoxic/anaerobic membrane bioreactor, *Bioprocess Biosyst Eng* 30:61–69

ÖZGEÇMİŞ

1983 yılında ELAZIĞ'da doğdum. Yücel ilk okulunda ilk öğrenimimi, Atatürk orta okulunda orta öğrenimimi ve Elazığ lisesinde ise lise öğrenimimi tamamladım. 2002 yılında girmiş olduğum Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği bölümünden 2006 yılında mezun oldum. 2007 yılında Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda yüksek lisans eğitimine başladım.