

**T.C.  
PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**SIZINTI SULARININ ARDIŞIK ANAEROBİK, AEROBİK VE  
DOĞAL ARITMA REAKTÖRLERİNDE ARITILMASI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**AYÇA İREM ERBAŞ**

**DENİZLİ, TEMMUZ - 2022**

**T.C.  
PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**



**SIZINTI SULARININ ARDIŞIK ANAEROBİK, AEROBİK VE  
DOĞAL ARITMA REAKTÖRLERİNDE ARITILMASI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**AYÇA İREM ERBAŞ**

**DENİZLİ, TEMMUZ - 2022**

**Bu tez alışması T.C. PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ BİLİMSEL  
ARAŞTIRMA KOORDİNASYONLARI BİRİMİ (PAU-BAP) tarafından  
2020FEBE017 nolu proje ile desteklenmiştir.**

**Bu tezin tasarımı, hazırlanması, yürütülmesi, araştırmalarının yapılması ve bulgularının analizlerinde bilimsel etiğe ve akademik kurallara özenle riayet edildiğini; bu çalışmanın doğrudan birincil ürünü olmayan bulguların, verilerin ve materyallerin bilimsel etiğe uygun olarak kaynak gösterildiğini ve alıntı yapılan çalışmalara atfedildiğine beyan ederim.**

**AYÇA İREM ERBAŞ**

## ÖZET

### SIZINTI SULARININ ARDIŞIK ANAEROBİK, AEROBİK VE DOĞAL ARITMA REAKTÖRLERİNDE ARITILMASI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

AYÇA İREM ERBAŞ

PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

(TEZ DANIŞMANI: PROF. DR. OSMAN NURİ AĞDAĞ)

DENİZLİ, TEMMUZ - 2022

Bu projede Dünya’da ve Türkiye’de arıtılması zor ve pahalı olan sızıntı sularının arıtılması için bir model sistem üzerinde durulmuştur. Bilindiği üzere sızıntı suları çok farklı türde kirleticileri içerisinde bulunduran ve zor arıtılabilen atıksular kapsamındadır. Sızıntı sularının organik kirliliği oldukça yüksektir. Dolayısıyla tek bir arıtma ünitesi ile arıtılması mümkün değildir. Anaerobik/aerobik yöntemler sızıntı sularının arıtılmasında sıklıkla kullanılmaktadır. Özellikle anaerobik basamak sızıntı sularının yüksek organik kirliliğini gidermekte oldukça etkili bir yöntemdir.

Bu proje çalışmasında; Denizli B.B katı atık depolama sahasından alınan sızıntı sularının, anaerobik yukarı akışlı çamur yatak reaktöründe (YAÇYR) ve buna seri olarak bağlanan sürekli karıştırılmalı tank reaktör (SKTR)’ün ardından pilot ölçekli doğal arıtma reaktöründe arıtılabilirliği üzerine çalışılmıştır. Çalışmadaki amaç sızıntı sularının alıcı ortama deşarj kriterlerini sağlayacak düzeyde arıtma sağlamaktır.

Çalışma sonucunda; anaerobik, aerobik ve doğal arıtma reaktörlerinde KOİ giderme verimi sırasıyla %96, %99 ve %63’tür. BOİ<sub>5</sub> konsantrasyonu anaerobik reaktör girişinde 960 mg/L civarında iken arıtma sistemi sonucunda bu değer 20 mg/L’ye kadar düşürülmüştür. Doğal arıtma sonrasında yapılan ağır metal analizlerinde ise Fe, Cr ve Ni giderimleri sırasıyla %97,4, %97,7 ve %95,8’dir.

**ANAHTAR KELİMELER:** Anaerobik, Aerobik, Doğal Arıtma, Sızıntı Suyu

## **ABSTRACT**

### **TREATMENT OF LEACHATE IN SEQUENTIAL ANAEROBIC, AEROBIC AND NATURAL TREATMENT REACTORS**

**MSC THESIS**

**AYÇA İREM ERBAŞ**

**PAMUKKALE UNIVERSITY INSTITUTE OF SCIENCE**

**ENVIRONMENTAL ENGINEERING**

**(SUPERVISOR: PROF. DR. OSMAN NURİ AĞDAĞ)**

**DENİZLİ, JULY 2022**

In this project, a model system has been focused on for the treatment of leachate, which is difficult and expensive to treat in the world and in Turkey. As it is known, leachate is within the scope of wastewater that contains many different types of pollutants and that can be difficult to treat. Organic pollution of leachate is quite high. Therefore, it is not possible to treat it with a single treatment unit. Anaerobic/aerobic methods are frequently used in the treatment of leachate. It is a very effective method especially in removing the high organic pollution of anaerobic step leachate.

In this project work; The treatability of leachate taken from Denizli Metropolitan Municipality solid waste landfill in anaerobic upflow sludge bed reactor (UASB) and a continuous stirred tank reactor (CSTR) connected to it in pilot scale natural treatment reactor was studied. The aim of the study is to provide treatment at a level that will meet the discharge criteria of leachate to the receiving environment.

In the results of working; The COD removal efficiency in anaerobic, aerobic and natural treatment reactors is 96%, 99% and 63%, respectively. While the BOD<sub>5</sub> concentration was around 960 mg/L at the inlet of the anaerobic reactor, this value was reduced to 20 mg/L as a result of the purification system. In the heavy metal analyzes performed after natural treatment, the removals of Fe, Cr and Ni were 97.4%, 97.7% and 95.8%, respectively.

**KEYWORDS:** Anaerobic, Aerobic, Leachate, Natural Treatment

# İÇİNDEKİLER

## Sayfa

<b>ÖZET</b> .....	<b>i</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>ii</b>
<b>İÇİNDEKİLER</b> .....	<b>iii</b>
<b>ŞEKİL LİSTESİ</b> .....	<b>v</b>
<b>TABLO LİSTESİ</b> .....	<b>vi</b>
<b>FOTOĞRAF LİSTESİ</b> .....	<b>vii</b>
<b>ÖNSÖZ</b> .....	<b>viii</b>
<b>1. GİRİŞ</b> .....	<b>1</b>
<b>2. GENEL BİLGİLER</b> .....	<b>4</b>
2.1 Sızıntı Sularının Tanımı ve Katı Atık Depolama Sahalarında Sızıntı Suyunun Oluşumu .....	4
2.2 Sızıntı Suyu Özellikleri ve Sızıntı Suyu Özelliklerini Etkileyen Faktörler	6
2.3 Sızıntı Sularının Arıtılması .....	7
2.3.1 Fiziko-Kimyasal Yöntemler .....	11
2.3.1.1 Kimyasal Çöktürme .....	11
2.3.1.2 Kimyasal Oksidasyon .....	12
2.3.1.3 Adsorbsiyon .....	12
2.3.1.4 Koagülasyon/Flokülasyon .....	13
2.3.2 Biyolojik Yöntemler .....	13
2.3.2.1 Anaerobik Arıtma .....	14
2.3.2.2 Aerobik Arıtma .....	18
2.3.2.3 Doğal Arıtma .....	20
2.3.3 Sızıntı Sularının Arıtılması ile İlgili Çalışmalar .....	25
2.3.3.1 Sızıntı Sularının Kimyasal Yöntemlerle Arıtılması ile İlgili Çalışmalar .....	25
2.3.3.2 Sızıntı Sularının Biyolojik Yöntemlerle Arıtılması ile İlgili Çalışmalar .....	27
2.3.3.3 Sızıntı Sularının Membran Yöntemlerle Arıtılması ile İlgili Çalışmalar .....	30
2.3.3.4 Sızıntı Sularının Doğal Arıtma Sistemleri ile Arıtılması ile İlgili Çalışmalar .....	31
<b>3. MATERYAL VE YÖNTEM</b> .....	<b>33</b>
3.1 Reaktör Sistemleri .....	33
3.1.1 Reaktörlerin Kurulması .....	34
3.1.2 Reaktörlerin İşletmeye Alınması .....	34
3.2 Çamur Karakterizasyonu .....	39
3.3 Analitik Yöntemler .....	40
3.3.1 Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Ölçümü .....	40
3.3.2 Toplam alkalinite (TA), Bikarbonat alkalinitesi (BA) ve Uçucu yağ asidi (UYA) ölçümü .....	41
3.3.3 Gaz Ölçümü .....	42
3.3.4 Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ <sub>5</sub> ) .....	43
3.3.5 Amonyum Azotu Ölçümü .....	45
3.3.6 Sıcaklık .....	45
3.3.7 pH .....	45

3.3.8	Çözünmüş oksijen .....	46
3.3.9	Ağır metaller.....	46
3.3.10	Askıda katı maddeler (AKM).....	48
<b>4.</b>	<b>BULGULAR .....</b>	<b>49</b>
4.1	Anaerobik, Aerobik ve Doğal Arıtma Reaktörlerindeki KOİ Değişimi ...	49
4.2	Anaerobik Reaktör, Aerobik Reaktör ve Doğal Arıtma Reaktörlerinde BOİ <sub>5</sub> Değişimi .....	52
4.3	Anaerobik Reaktör, Aerobik Reaktör ve Doğal Arıtma Reaktöründe pH Değerleri.....	54
4.4	Anaerobik Reaktördeki Kümülatif Gaz Oluşumu.....	56
4.5	Anaerobik Reaktördeki CH <sub>4</sub> Oluşumu ve Yüzdesi.....	56
4.6	Anaerobik Reaktörde UYA, Alkalinite ve pH Değişimleri .....	57
4.7	Anaerobik Reaktör ve Aerobik Reaktördeki NH <sub>4</sub> -N Giderimi .....	59
4.8	Doğal Arıtma Reaktöründe Ağır Metal Giderimi .....	60
<b>5.</b>	<b>SONUÇ.....</b>	<b>63</b>
<b>6.</b>	<b>KAYNAKLAR .....</b>	<b>65</b>
<b>7.</b>	<b>ÖZGEÇMİŞ.....</b>	<b>70</b>



# ŞEKİL LİSTESİ

## Sayfa

Şekil 2.1: Sızıntı suyu oluşumu .....	5
Şekil 2.2: Katı atık sızıntı sularına uygulanabilecek arıtma sistemleri ve arıtılmış su deşarj ortamları .....	10
Şekil 2.3: Kimyasal çöktürme işlemi (Ardalı,2020) .....	12
Şekil 2.4: Anaerobik arıtmanın adımları ( Speece, 1996).....	15
Şekil 2.5: YAÇYR kesiti (Filibeli,2016) .....	17
Şekil 2.6: Sürekli karıştırmalı tank reaktör (SKTR) kesiti .....	20
Şekil 2.7: Yapay sulakalan kesiti .....	21
Şekil 2.8: Serbest yüzey akışlı yapay sulakalan kesiti.....	22
Şekil 2.9: Yatay yüzeyaltı ve düşey yüzeyaltı akışlı yapay sulakalan kesiti .....	23
Şekil 3.1: Çalışmada Kullanılan Reaktör Sistemi.....	33
Şekil 4.1: Sızıntı suyu besleme ve anaerobik reaktörlerdeki KOİ konsantrasyonlarının değişimi .....	50
Şekil 4.2: Sızıntı suyu anaerobik çıkış ve aerobik reaktörlerdeki KOİ konsantrasyonlarının değişimi .....	50
Şekil 4.3: Aerobik çıkış ve doğal arıtma reaktörlerdeki KOİ konsantrasyonlarının değişimi .....	51
Şekil 4.4: OYH'ye göre KOİ giderim verimleri.....	52
Şekil 4.5: Anaerobik ve aerobik reaktörlerdeki OYH'ye göre BOİ <sub>5</sub> konsantrasyonları .....	53
Şekil 4.6: Doğal arıtma reaktöründe OYH'ye göre BOİ <sub>5</sub> çıkış konsantrasyonları ..	54
Şekil 4.7: Anaerobik, aerobik ve doğal arıtma reaktörlerinde deney gününe göre pH değişimi.....	55
Şekil 4.8: Anaerobik reaktörde deney gününe göre kümülatif toplam gaz değişimi .....	56
Şekil 4.9: Deney gününe göre metan miktarı ve yüzdesi .....	57
Şekil 4.10: Anaerobik reaktörde OYH'ye göre UYA, alkalinite ve pH değişimleri.....	58
Şekil 4.11: Sızıntı suyu besleme ve YAÇY reaktörleri NH <sub>4</sub> -N konsantrasyonlarının değişimi .....	59
Şekil 4.12: YAÇY ve doğal arıtma reaktörleri NH <sub>4</sub> -N konsantrasyonlarının değişimi.....	60
Şekil 4.13: Doğal arıtma reaktöründe Fe II , Fe III ve Fe II+III giderimi .....	61
Şekil 4.14: Doğal arıtma reaktöründe Ni ve Cr giderimi.....	61

## TABLO LİSTESİ

### Sayfa

Tablo 2.1: Sızıntı suyu parametlerinin depo yaşına göre değişimi.....	7
Tablo 2.2: Sızıntı sularının ön arıtmayı müteakip şehir atıksu kanal şebekesine deşarjı için uygulanan standartlar (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Tablo 25).....	8
Tablo 2.3: Sızıntı sularının alıcı ortama deşarj standartları (SKKY Tablo 20.6).....	9
Tablo 2.4: Sızıntı suyu arıtımında kullanılmakta olan fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlemler.....	11
Tablo 2.5: Aerobik sızıntı suyu arıtma proseslerinin tasarım kriterleri.....	19
Tablo 2.6: Yapay sulak alanda kullanılan bitkiler ve fonksiyonları.....	24
Tablo 3.1: YAÇY reaktör start-up periyodu verileri.....	36
Tablo 3.2: Pilot ölçekli doğal arıtma reaktörü verileri.....	38
Tablo 3.3: Denizli evsel atıksu arıtma tesisi anaerobik çamur tankı çamur karakterizasyonu.....	40
Tablo 4.1: Reaktörlerde analiz sonuçları verimleri.....	62

## FOTOĞRAF LİSTESİ

### Sayfa

Fotoğraf 3.1: Çalışmada kullanılan YAÇY reaktör .....	35
Fotoğraf 3.2: Çalışmada kullanılan CSTR Reaktör .....	37
Fotoğraf 3.3: Doğal arıtma reaktörü hazırlanış aşamaları .....	38
Fotoğraf 3.4: Çalışmada kullanılan pilot ölçekli doğal arıtma reaktörü .....	39
Fotoğraf 3.5: KOİ analizinde kullanılan termoreaktör .....	41
Fotoğraf 3.6: Gaz ölçüm düzeneği.....	43
Fotoğraf 3.7: BOİ <sub>5</sub> analizinde kullanılan düzenek .....	44
Fotoğraf 3.8: Analizlerde kullanılan pH-metre cihazı .....	46
Fotoğraf 3.9: Ağır metal analizinde kullanılan fotometre cihazı .....	47

## ÖNSÖZ

Çalışma sürecinde yol gösterici olan, olumlu tavırlarıyla beni cesaretlendiren, bilgi birikimiyle hiçbir sorumu cevapsız bırakmayan, beraber çalışmaktan ve öğrencisi olmaktan gurur duyduğum saygıdeğer danışman hocam Prof. Dr. Osman Nuri AĞDAĞ'a sonsuz teşekkür ederim.

Bu çalışmamda özellikle laboratuvar deneyleri kapsamında birikimlerini benimle paylaşan, bana yardımcı olan sayın hocam Arş. Gör. Roda Gökçe YILMAZ ÇİNÇİN'e ayrıca teşekkürlerimi sunarım.

Son olarak, tüm hayatım boyunca her anımda yanımda olan, desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen ve beni bu noktaya ulaştıran, aldığım kararlarda hep arkamda olan, beni cesaretlendiren, bana moral veren annem Recehan ERBAŞ'a ve babam Oktay ERBAŞ'a sonsuz teşekkürler.

# 1. GİRİŞ

İnsani faaliyetler sonucu ortaya çıkan katı atıklar, katı atık yönetiminin bir parçasıdır. Katı atıklar, çevre kirliliği açısından etkilerinin kontrol altında tutulması ve sürdürülebilirlik açısından yönetilmesi gereken bir atık türüdür (Ağdağ ve diğ. 2005, Gülşen ve diğ. 2009). Özellikle nüfusun artması ve yaşam standartlarındaki yükselişin sonucu olarak, katı atık miktarları son yıllarda ciddi oranlarda artış göstermiştir. Bu atıkların çevreyi ve toplum sağlığını etkilemeyecek şekilde bertaraf edilmesi gerekmektedir.

Kentsel katı atıklar Türkiye'nin ve diğer ülkelerin karşılaştıkları en önemli sorunlardandır. Katı atıkların giderilmesi konusunda farklı alternatiflerin içerisinde yer alan düzenli depolama, ekonomik olarak avantaj sağlamasından dolayı en sık kullanılan yöntemdir (SK Sikdar ve RL (der) Irvine, 1994). Katı atıkların düzenli depolama sahalarında bertaraf edilmesi, yakma, piroliz ve kompostlaştırma gibi atık bertaraf yöntemlerinin maliyetinin yüksek olmasından dolayı en yaygın kullanılan bertaraf yöntemidir (Bilgili ve diğ. 2006). Düzenli depolama sahalarına gönderilen katı atıklar dünyadaki kentsel katı atıkların %80'i kadardır (SK Sikdar ve RL (der) Irvine, 1994).

Toplumların sosyal ve ekonomik yapıları değiştikçe hızlı gelişmeler sonrasında, çeşitli tüketim alışkanlıkları da değişmekte ve bu değişim ardından sorunlar da getirmektedir (Bilgili ve diğ. 2006). Atıkların anaerobik ayrışmasına olanak sağlayan klasik depo sahaları, çevre ve insan sağlığı üzerinde etkili dezavantajlara sahiptir. Bunlardan ilki, yüksek konsantrasyonlarda organik kirletici ve patojen mikroorganizma içeren sızıntı suyunun oluşması, ikincisi ise, atıkların çok yavaş ayrışmasından dolayı sahanın uzun yıllar boyunca kontrol edilmesi gerekliliğidir (Bilgili ve diğ. 2006).

Düzenli katı atık depolama sahalarında kaynaklanan en önemli sorun yüksek kirliliğe sahip olan sızıntı sularıdır (Öztürk ve diğ. 1999). Sızıntı suları, çok yüksek kirlilik yüküne sahiptir, arıtımı oldukça maliyetli ve zordur, toplum ve çevre üzerinde önemli etkileri bulunmaktadır.

Sızıntı suları katı atıkların içinden süzülerek oluşurlar. Bu süzülme sonucunda birtakım olaylara (kimyasal, biyolojik ve fiziksel) maruz kalmaktadırlar. Katı atıkların içinden süzülen sızıntı suyu, çok sayıdaki element ve bileşiği içermektedirler. Oluşan sızıntı suları, sızıntı suyu toplama sistemleri ile dışarıdan alınır. (Yalılı ve diğ. 2006, Şahin ve diğ. 2005).

Katı atıklardan oluşan sızıntı suları membran yöntemlerle arıtılmaktadır. Ancak kullanılan membran yöntemler işletme açısından zor ve maliyetli yöntemlerdir. Geleneksel arıtma yöntemlerinin kırsal yerleşim yerlerine uygulanmasında birçok problemle karşılaşmıştır (Topal ve diğ. 2012). Yatırım maliyeti yüksektir, elektrik enerjisine ihtiyaç fazladır, ekipmanları yurt dışından getirilmektedir, bakım ve onarım maliyeti yüksektir ve işletme için elemana ihtiyaç duyulmaktadır. Doğal arıtma yöntemleri bu tip problemlere çözüm getirmek için dünyanın birçok yerinde kullanılan ve geleneksel arıtma yöntemlerine alternatif olarak geliştirilen ekoteknolojiler arasında yer almaktadır (Çakmak ve diğ. 2003).

Doğal arıtma sistemleri Türkiye’de evsel atıksuların arıtılmasında oldukça yaygındır. Aynı zamanda yapay sulak alanlar olarak da adlandırılmaktadır. Yapay sulak alanlar işletimi ucuz ve düşük maliyetli alternatif bir atıksu arıtma teknolojisi sunmaktadır. Yapay sulak alan sistemleri alternatif atıksu arıtma amacıyla inşa edilen sistemlerdir.

Bu çalışmada arıtılması zor olan ve organik kirlilik yükü çok yüksek olan sızıntı sularının, geleneksel yöntemlerin ardından alıcı ortam deşarj standartlarını sağlayıp sağlamayacağını görmek için evsel atıksuların arıtımında sıklıkla kullanılan ancak sızıntı sularında çok da fazla uygulama alanı bulamayan maaliyeti düşük ve işletilmesi diğer yöntemlere nazaran kolay olan doğal arıtma yöntemi ile pilot ölçekli olarak arıtılması amaçlanmaktadır.

## **2. GENEL BİLGİLER**

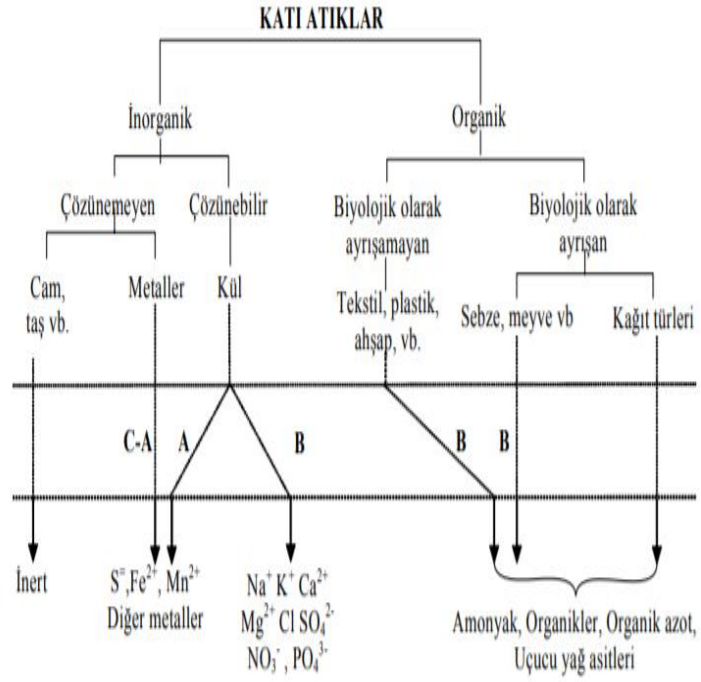
### **2.1 Sızıntı Sularının Tanımı ve Katı Atık Depolama Sahalarında Sızıntı Suyunun Oluşumu**

Düzenli katı atık depolama sahalarından kaynaklanan en önemli sorunlardan biri olduğu bilinen sızıntı suları katı atıkların içinden sızarak tabana ulaşırlar ve yüksek kirliliğe sahiptirler. Literatürde sızıntı suları yüksek yoğunlukta kirlilik içeren atıksular olarak tanımlanmaktadır. Sızıntı suyu kendine özel bir kokusu olan, organik ve inorganik bileşiklerin kompleks bir karışımından ibarettir şeklinde de tanımlanmaktadır (Gönüllü ve diğ. 1986).

Katı atık depolama alanlarında oluşan sızıntı suları atıkların içindeki su içeriğinden ve yağmur sularının çöp içine sızması sonucu oluşmaktadır.

Sızıntı suyu katı atıkların içerisinden süzülür ve bazı biyolojik, kimyasal ve fiziksel olaylara maruz kalarak oluşur. Şekil 2.1 de sızıntı suyu oluşumu görülmektedir (Tüylüoğlu ve diğ. 2001).





**Şekil 2.1:** Sızıntı suyu oluşumu

Atıklar ilk depolandıkları zaman %20-40 arasında nem içeriğine sahiptirler. Atıkların sıkıştırılması ile sızan sular, depo dreninden sızarlar. Sızıntı suyunun bileşenlerini temel anlamda üç grupta toplamak mümkündür. Bunlar;

- 1) Anaerobik ayrışmalar sırasında oluşan sızıntı suyu,
- 2) Katı atığın sıkıştırılması ile oluşan sızıntı suyu,
- 3) Yağışların katı atıklardan sızması ile oluşan sızıntı suyudur.

(Heyer ve diğ. 1999).

Depo sahasına dökülmüş olan ve sıkıştırılan katı atıkların sıkıştırılmasından kaynaklı olarak oluşan sızıntı suyu miktarı (ki bu sular atığın bünyesindeki nem içeriğidir) anaerobik ayrışmalar sırasında oluşan sızıntı suyu miktarına göre çok daha

fazladır. Ayrıca depolama sahasının bulunduğu bölgeye göre değişen yağış miktarı da önemli bir sızıntı suyu kaynağıdır.

Katı atık deponi alanındaki sızıntı suları özellikleri depolanan katı atığın niteliğine göre değişkenlik göstermesiyle birlikte içerdikleri yüksek miktardaki organik madde, azotlu maddeler ve ağır metallere dolayısıyla yeraltı ve yüzey sularının kirlenmesinin yanında toprak kirlenmesine de neden olmaktadır (Cua ve diğ. 2016).

## **2.2 Sızıntı Suyu Özellikleri ve Sızıntı Suyu Özelliklerini Etkileyen Faktörler**

Sızıntı suyu kalitesi yönünden çok değişkendir ve yüksek miktarda kirlilik yüküne sahiptirler. Sızıntı suyu kalitesi farklı etkenlere bağlı olarak değişmektedir.

Bu etkenler;

- Katı atık bileşenleri
- Depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik olaylar
- Nem içeriği
- Sıcaklık
- pH
- Depolama yüksekliği
- Depo yaşı
- Depo alanının hidrojeolojik durumu
- Depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartlarıdır.

Sızıntı suyu karakterini etkileyen en önemli faktörlerden biri depo yaşıdır. Depo yaşı arttıkça biyolojik ayrışma tamamlanır. Bunun sonucunda kolay ayrışabilen organik maddelerin oranı düşer. Genç depo alanlarındaki sızıntı sularında  $BOİ/KOİ > 0,5$  iken yaşlı depo alanlarındaki sızıntı suları  $BOİ/KOİ < 0,2$ 'dir. Sızıntı suyundaki parametlerin depo yaşı ile değişimi Tablo 2.1.' de görülmektedir (Öztürk ve diğ. 2010).

**Tablo 2.1:** Sızıntı suyu parametlerinin depo yaşına göre değişimi

PARAMETRE	1. YIL	5. YIL	16. YIL
pH	5,2-6,4	5,0-6,6	5,6-6,1
KOİ	10000-40000	8000	400
BOİ <sub>5</sub>	7500-28000	4000	80
TOK	7300-16350	83-9150	108-3080
NH <sub>3</sub> -N	56-482	36	10
Top-P	25-35	12	8
Toplam Katılar	10000-33000	718-18400	1920-5350
Toplam Uçucu Katılar	5350-20330	124-10300	770-3300
Alkalinite	600-800	1330	70
Klorür	620-1880	5,3-730	115-193
Cd	-	<0,05	<0,05
Mn	75-125	0,06	0,06
Cu	-	<0,5	<0,5
Fe	210-325	6,3	0,6
Pb	-	0,5	1
SO <sub>4</sub>	400-650	2	2
Zn	10-30	0,4	0,1

### 2.3 Sızıntı Sularının Arıtılması

Deponi alanı tabanındaki drenaj sisteminden toplanmış olan sızıntı suları, SKKY'de verilen deşarj standartlarını sağlayacak şekilde, uygun fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtmalardan geçirilerek ve arıtma sistemleri içerisinde en uygun olanı tercih edilerek arıtılmalıdır.

Örneğin, biyolojik arıtma prosesleri, genç depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının arıtımında verimli çalışmaktadır. Fakat yaşlı depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının arıtımında etkili değildir. Yaşlı sızıntı sularının arıtımı için birden fazla arıtım işlemlerine ihtiyaç vardır (Katı Atık Ana Planı, 2006). Bu yüzden arıtma sistemini seçerken sızıntı sularının karakteristik özelliklerini göz önünde tutmak sızıntı suyu arıtımı için çok önemlidir.

Katı atık bertaraf tesislerinden kaynaklanan atıksuların kanalizasyona deşarj standartları (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Tablo 25) Tablo 2.2.'de ve alıcı ortama deşarj standartları, (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Tablo 20.6) Tablo 2.3.'de verilmektedir.

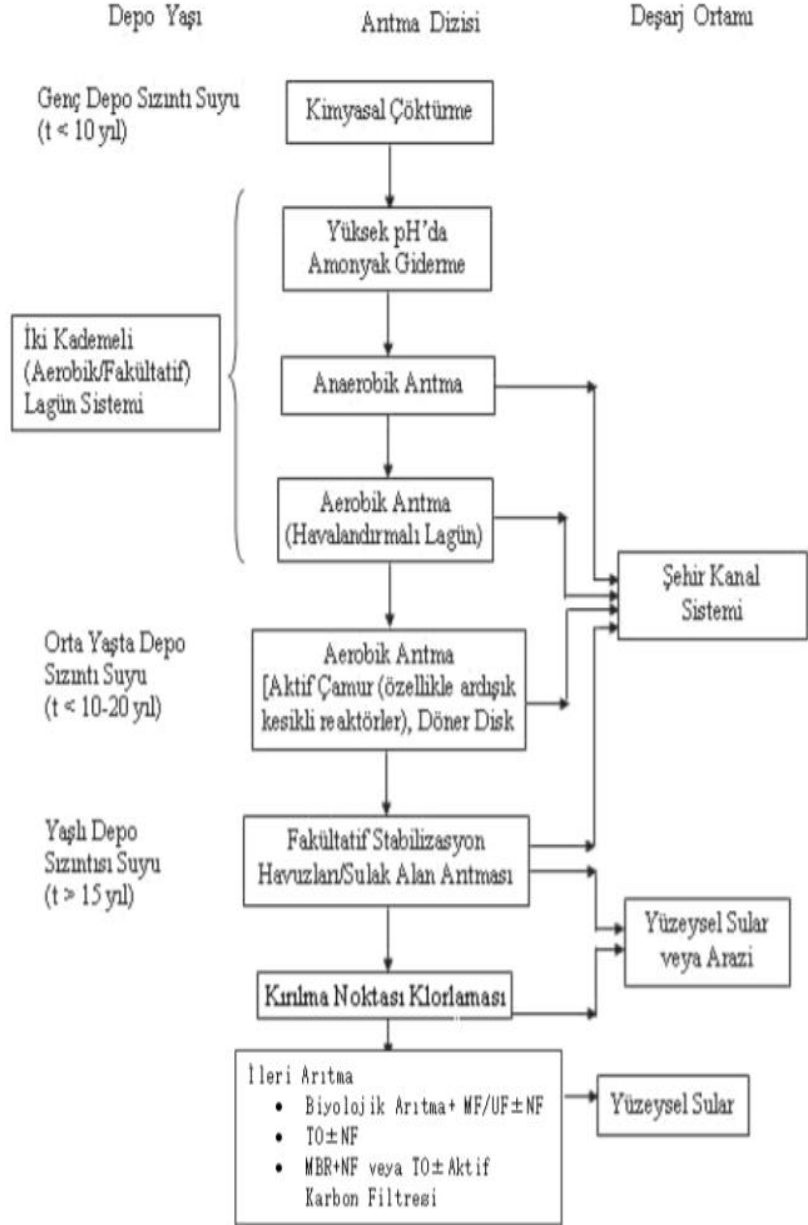
**Tablo 2.2:** Sızıntı sularının ön arıtmayı müteakip şehir atıksu kanal şebekesine deşarjı için uygulanan standartlar (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Tablo 25)

PARAMETRE	KANALİZASYON SİSTEMLERİ TAM ARITMA İLE SONUÇLANAN ATIKSU ALTYAPI TESİSLERİNDE	KANALİZASYON SİSTEMLERİ DERİN DENİZ DEŞARJI İLE SONUÇLANAN ATIKSU ALTYAPI TESİSLERİNDE
Sıcaklık (°C)	40	40
pH	6.5-10.0	6.0-10.0
Askıda katı madde (mg/L)	500	350
Yağ ve gres (mg/L)	250	50
Katran ve petrol kökenli yağlar (mg/L)	50	10
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) (mg/L)	4000	600
Sülfat (SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> ) (mg/L)	1700	1700
Toplam sülfür (S) (mg/L)	2	2
Fenol (mg/L)	20	10
Serbest klor (mg/L)	5	5
Toplam azot (N) (mg/L)	-	40
Toplam fosfor (P) (mg/L)	-	10
Arsenik (As) (mg/L)	3	10
Toplam siyanür (Toplam CN <sup>-</sup> ) (mg/L)	10	10
Toplam kurşun (Pb) (mg/L)	3	3
Toplam kadmiyum (Cd) (mg/L)	2	2
Toplam krom (Cr) (mg/L)	5	5
Toplam civa (Hg) (mg/L)	0.2	0.2
Toplam bakır (Cu) (mg/L)	2	2
Toplam nikel (Ni) (mg/L)	5	5
Toplam çinko (Zn) (mg/L)	10	10
Toplam kalay (Sn) (mg/L)	5	5
Toplam gümüş (Ag) (mg/L)	5	5
Cl <sup>-</sup> (Klorür) (mg/L)	10000	-
Metilen mavisi ile reaksiyon veren yüzey aktif maddeleri(MBAS) (mg/L)	Biyolojik olarak parçalanması Türk Standartları Enstitüsü standartlarına uygun olmayan maddelerin boşaltımı prensip olarak yasaktır.	

**Tablo 2.3:** Sızıntı sularının alıcı ortama deşarj standartları (SKKY Tablo 20.6)

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	700	500
TOPLAM KJELDAHL-AZOTU	(mg/L)	20	15
ASKIDA KATI MADDE (AKM)	(mg/L)	200	100
YAĞ VE GRES	(mg/L)	20	10
TOPLAM FOSFOR (P)	(mg/L)	2	1
TOPLAM KROM	(mg/L)	2	1
KROM (Cr <sup>+6</sup> )	(mg/L)	0,5	0,5
KURŞUN (Pb)	(mg/L)	2	1
TOPLAM SİYANÜR (CN <sup>-</sup> )	(mg/L)	1	0,5
KADMİYUM (Cd)	(mg/L)	0,1	-
DEMİR (Fe)	(mg/L)	10	-
FLORÜR (F <sup>-</sup> )	(mg/L)	15	-
BAKIR (Cu)	(mg/L)	3	-
ÇİNKO (Zn)	(mg/L)	5	-
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)	-	10	
pH	-	6-9	6-9

Katı atık depolama sahalarında uygulanabilecek arıtma sistemi Şekil 2.2. 'de verilmiştir (Öztürk ve diğ. 2010).



Şekil 2.2: Katı atık sızıntı sularına uygulanabilecek arıtma sistemleri ve deşarj ortamları

Sızıntı sularının arıtımı için çeşitli arıtma yöntemleri uygulanmaktadır. Fakat bu yöntemler sızıntı sularının arıtımında tek başına yeterli olmayabilir. Tek bir yöntemin yeterli olmadığı durumlarda hibrit sistem ile istenilen verim elde edilebilir. Ayrıca, sızıntı suyu miktarı ve karakteristikleri değişken olduğu için arıtma işlemleri de değişkenlik göstermektedir. Genel olarak sızıntı suyu arıtımında kullanılan fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma işlemleri Tablo 2.4.'de verilmiştir (Speece ve diğ.1964).

**Tablo 2.4:** Sızıntı suyu arıtımında kullanılan fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlemler

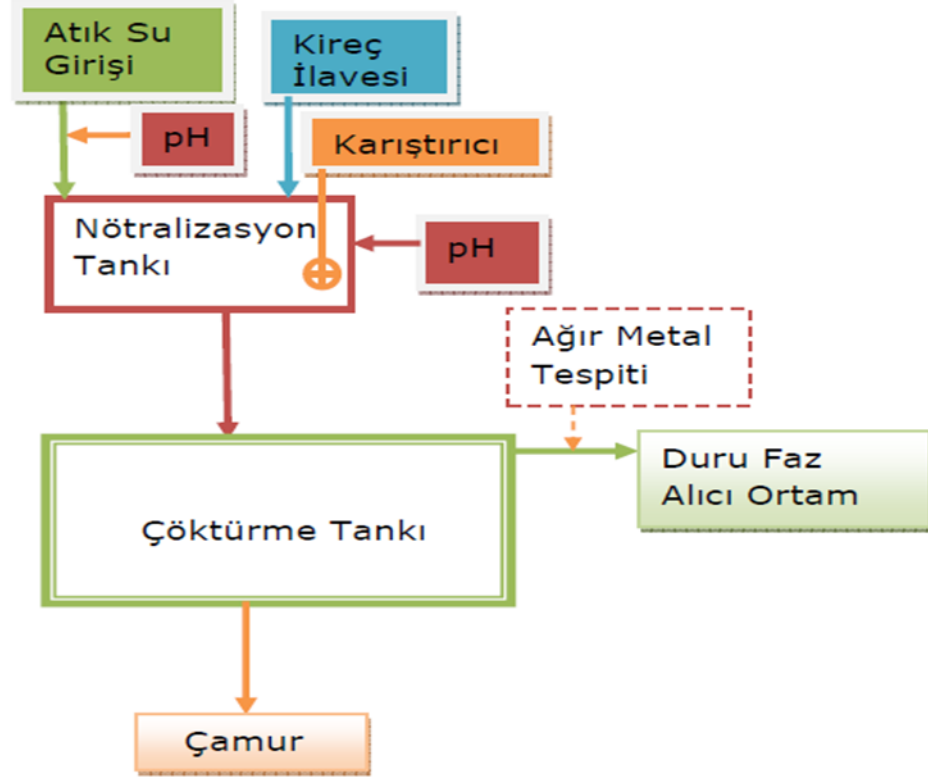
Arıtma Prosesleri	Amaç	
Fiziksel	Çöktürme/flotasyon	Askıda katı madde giderimi
	Filtrasyon	
	Hava ile sıyırma	Amonyak ve uçucu organik madde giderimi
	Adsorpsiyon	Organik madde giderimi
	İyon değiştirme	Çözünmüş inorganik madde giderimi
	Ters Ozmoz	Organik ve inorganik madde giderimi
Buharlaştırma/yakma	Ters ozmoz konsantrasi bertarafı	
Kimyasal	Nötralizasyon	pH kontrolü
	Kimyasal çöktürme	Ağır metal ve bazı anyonların giderimi
	Koagülasyon/flokülasyon	Çökelmeyen askıda katı madde giderimi
	Kimyasal oksidasyon	Organik madde giderimi, detoksifikasyon
Biyolojik	Aktif çamur	
	Ardışık kesikli reaktörler	
	Havalandırmalı lagün/stabilizasyon havuzu	
	Biyofilm sistemleri (damlatmalı filtre, döner biyolojik diskler)	Organik karbon giderimi
	Havasız lagün ve temas tankları	
	Havasız (yukarı akışlı çamur yatağı, filtre veya hibrit) reaktörler	
Nitrifikasyon/denitrifikasyon	Azot giderimi	

### 2.3.1 Fiziko-Kimyasal Yöntemler

#### 2.3.1.1 Kimyasal Çöktürme

Kimyasal çöktürme, suda çözünmüş veya askıda halde bulunan maddelerin fiziksel durumunu değiştirip çökelmelerini sağlayarak uygulanan arıtma işlemine verilen addır. Suyu kimyasal madde ilave edilir ve karıştırılır. Kimyasal madde ilavesi ile çöktürülmek istenen maddeler atıksudan ayrılır. Bunun sonucunda atıksuyun çözünmüş madde içeriği artar.

Atık su içindeki ağır metallerin giderimi için optimum kireç dozajı ve pH aralığı laboratuvarında yapılacak basit bir jar-test deneyi ile belirlenir. Kimyasal çöktürme işlemi basit bir şekilde Şekil 2.3.'de gösterilmektedir.



Şekil 2.3: Kimyasal çöktürme işlemi (Ardal,2020)

### 2.3.1.2 Kimyasal Oksidasyon

Klor, ozon, hidrojen peroksit, potasyum permanganat ve kalsiyum hipoklorit klasik olarak kullanılan oksidant maddelerdir. Kimyasal oksidasyon öncelikle koku ve sülfür gideriminde etkilidir. Kimyasal oksidasyon ile KOİ giderim verimleri %20-50 arasında değişmektedir (Quasim ve Chiang, 1994). Yeni deponilerden oluşan sızıntı sularının arıtımı pek verimli olmamaktadır fakat eski deponilerden oluşan sızıntı suyu arıtımında KOİ giderimi %22 civarı elde edilmiştir.

### 2.3.1.3 Adsorbsiyon

Çevre mühendisliği uygulamalarında sıklıkla kullanılan adsorbsiyon, belirli kirleticileri atıksulardan uzaklaştırmak amacıyla kirlilikleri tutabilecek adsorbant maddelerin kullanılmasıdır. Granül ve toz aktif karbon en çok kullanılan adsorbant maddedir. Karbon adsorbsiyonu ile %50-70 arasında KOİ ve amonyak azotu giderimi



sağlanır. Aktif karbon işlemi KOİ/TOK oranı 2,9 olan bir sızıntı suyuna uygulandığında yatak hacmi artırıldığında %13 olan TOK giderimi %70'lere kadar yükselmiştir (Ağdağ ve Sponza, 2005).

Aktif karbon arıtımının biyolojik olarak ön arıtmadan geçmiş olan sızıntı suyunun arıtımında, ham sızıntı suyundan daha iyi sonuç verdiği gözlenmiştir. (Quasim ve Chiang, 1994).

#### **2.3.1.4 Koagülasyon/Flokülasyon**

Atık suların arıtımında, kolloidal maddelerle askıda katı maddelerin çökmesini sağlamak amacıyla suya ilave edilen kimyasal maddelere koagülant denir. Koagülasyon ise koagülantların hızlı bir şekilde atık suya karıştırılması sonucu katı maddelerle birleşerek flok oluşturmaya hazır hale gelmesi için yapılan işlemlerdir.

Flokülasyon (yumaklaştırma); atık suyun karıştırılarak küçük tanelerin birleşip yumaklaşması ve kolayca çökebilecek flokların meydana gelmesidir.

Koagülasyon/flokülasyon, su ve endüstriyel atıksu arıtımında önemli bir prosestir (Tatsi ve diğ. 2003). Yaygın olarak kullanılan koagülant maddeler; Alüminyum sülfat, demir (II) sülfat, demir (III) klorür ve  $FeClSO_4$  'dir (Amokrane ve diğ. 2003). Her bir koagülant, belli bir pH aralığında maksimum verim sağlayabilmektedir (Song ve diğ. 2004).

#### **2.3.2 Biyolojik Yöntemler**

Sızıntı sularının arıtımında biyolojik yöntemler sıklıkla kullanılmaktadır. Özellikle organik kirlilik yükü yüksek olan sızıntı sularının arıtımında biyolojik yöntemler tercih edilmektedir.

Havalandırılmalı lagünler, aktif çamur işlemi, damlatılmalı yataklar, anaerobik biyofilm reaktörler sızıntı suyu içindeki biyolojik olarak parçalanabilir organik maddeleri arıtmak için kullanılmaktadır. Bu proseslerde en iyi sonuçlar hidrolik

bekleme süresi 5-85 gün ve sıcaklık  $>10^{\circ}\text{C}$  de elde edilmiştir. Aynı zamanda amonyak bileşeninin yüksek olması sınırlandırıcı bir faktör olmuştur. Üstelik fosfor ilavesi gereklidir, çünkü genellikle sızıntı sularında biyolojik arıtım için fosfor yetersizdir. Uçucu yağ asidi miktarı yüksek yeni deponi alanlarında oluşan sızıntı sularının biyolojik arıtıma uygunluğu görülmüştür (Amokrane ve diğ. 1997).

### **2.3.2.1 Anaerobik Arıtma**

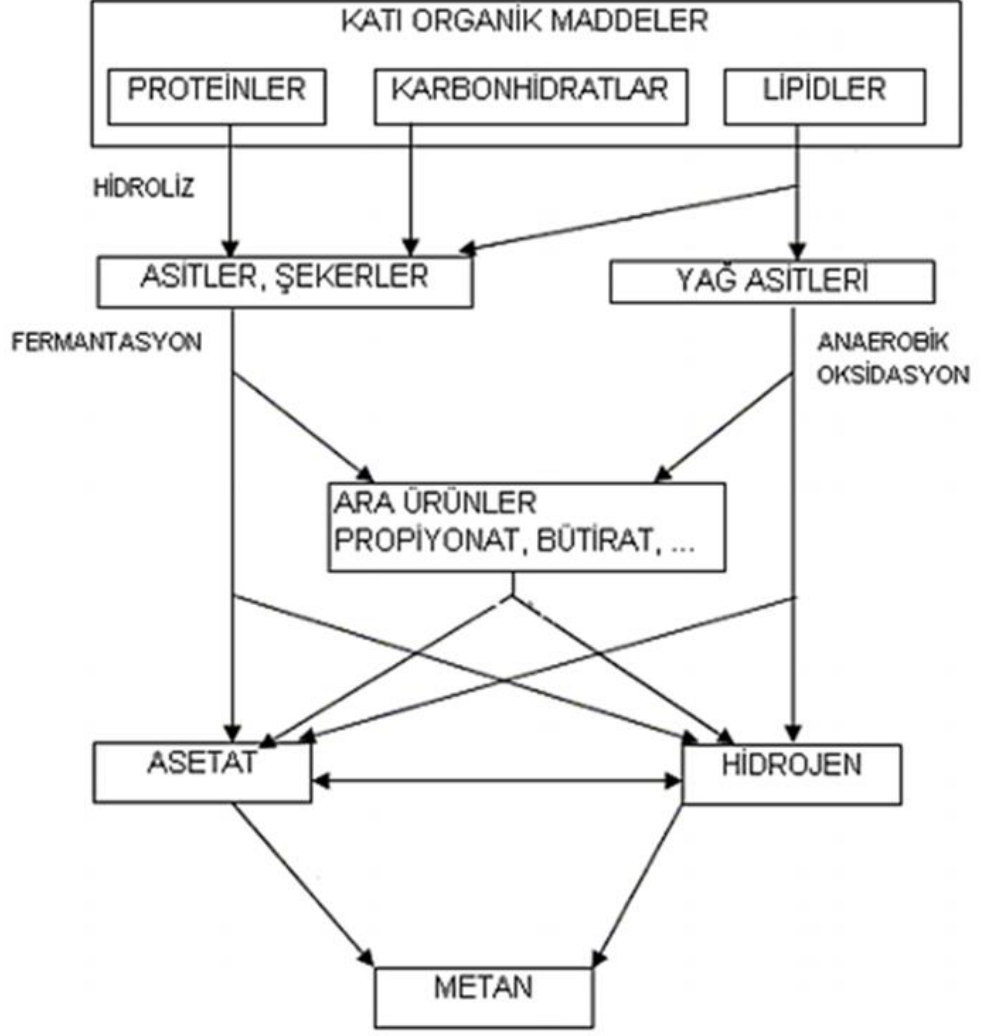
Anaerobik arıtma ile ilgili çalışmalar 1850'li yıllarda başlamış ve 1904 yılında İmhoff tankları geliştirilmiştir. 1940'tan günümüze kadar evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında kullanımı yaygınlaşmıştır.

Anaerobik arıtma işlemi, oksijensiz ortamda anaerobik mikroorganizmaların organik maddeleri parçalaması olayıdır. Son ürünler olarak  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  ve yeni bakterilere dönüşürler.

Organik maddelerin anaerobik ayrışması Şekil 2.4.'te görüldüğü gibi 5 aşamada tamamlanır. Bu aşamalar;

1. Karbonhidrat, protein ve yağların hidrolizi
2. Şekerlerin ve aminoasitlerin fermantasyonu
3. Yağ asitleri ve alkollerin anaerobik oksidasyonu
4. Uçucu yağ asitlerinin anaerobik oksidasyonu
5. Asetatın ve hidrojenin metana dönüşümü

Anaerobik arıtma aşamaları Şekil 2.4'te gösterilmiştir.



Şekil 2.4: Anaerobik arıtmanın adımları (Speece, 1996)

Genç depo alanlarında oluşan sızıntı sularının VFA'ları genellikle yüksektir. Kolay ayrışabilen uçucu asitler genç sızıntı sularının KOİ'sinin büyük kesimini oluşturmaktadır. Bu yüzden BOİ<sub>5</sub>/KOİ oranı yüksektir. Bu durum sızıntı suyunun anaerobik arıtma sistemlerinde arıtılmasını mümkün kılmaktadır (Ağdağ ve Sponza, 2005).

Sızıntı sularının anaerobik arıtımında iki farklı arıtım tipi uygulanmaktadır.

1. Depo sahası dışında ve sabit depo üzerinde anaerobik arıtım
2. Sızıntı suyunun saha içinde geri devri ile anaerobik arıtımı

Sabit yataklı, akışkan yataklı, aşağı akışlı, yukarı akışlı olarak işletilebilen filtreler modifiye edilerek yeni arıtma mekanizmaları geliştirilmektedir.

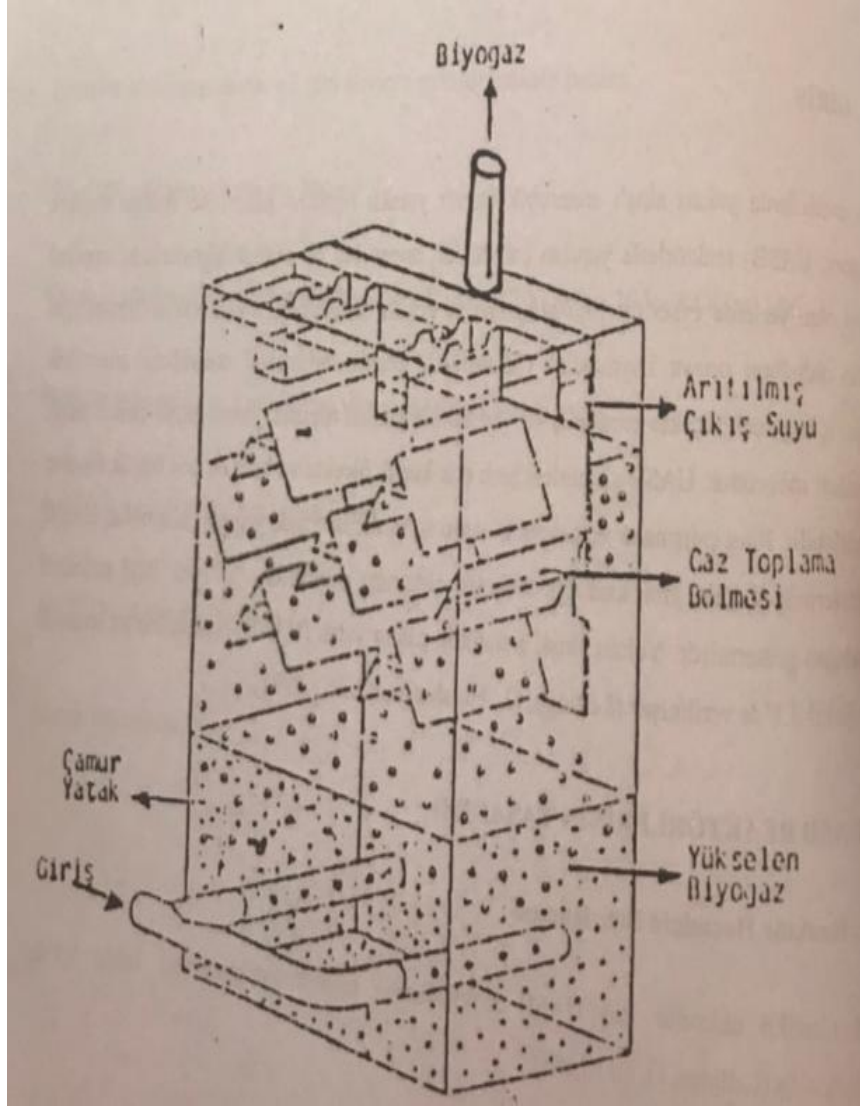
Bunlar;

1. Yukarı akışlı çamur yataklı (YAÇY) reaktörler
2. Yukarı akışlı sabit yataklı filtreler (UFF)
3. Aşağı akışlı sabit yataklı filtreler (OFF)
4. Hibrit reaktörler (AHBF)
5. Anaerobik ardışık kesikli reaktörler (ASBR) 'dir.

Yapılan proje çalışmasında yukarıda belirtilen reaktör sistemlerinden YAÇY Reaktör kullanıldığı için kısaca tanımlaması aşağıda yapılmıştır.

#### Yukarı Akışlı Anaerobik Çamur Yataklı Reaktörler (YAÇY)

Son zamanlarda yapılan çalışmalar, yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörlerin evsel ve endüstriyel atıksuların arıtılması için uygun olduğunu göstermektedir. YAÇY sistemleri küçük veya büyük ölçekli kullanılabilir. YAÇY reaktörüne ait şematik kesit Şekil 2.5.'de gösterilmiştir.



Şekil 2.5: YAÇYR kesiti (Filibeli,2016)

YAÇYR tasarımı için dikkat edilmesi gereken parametreler; (Filibeli, ve diğ. 2016)

- Minimum hidrolik alıkonma zamanı, HRT,
- Reaktör yüksekliği,
- Besleme giriş noktası,
- Giriş atıksuyunun dağıtımı,
- Besleme giriş haznesinde statik basınç,
- Yukarı akış hızı,
- Yapı malzemeleridir.

Bu reaktörlerde biyokütle; yüksek çökelme özelliğine sahip granül halindeki bakteri flokları şeklinde tutulur. Bu bakteri floklarının çapı 1-5 mm arasındadır. Temel olarak, yoğun çamur floklarının oluşturulması esasına dayanmaktadır. Atıksu yukarıya doğru hareket ederken yoğun çamur flokları arasından, yoğunluğu az olan çamur flokları bölgesine doğru ilerler. Reaktör içindeki uçucu katıların konsantrasyonu alt kısımlarda 50-100 kg/m<sup>3</sup> iken yukarıda 5-40 kg/m<sup>3</sup> arasında değişkenlik göstermektedir (Speece ve diğ. 1964).

Reaktörün üst kısmında, gaz-çamur ayırıcı vardır. Bu ayırıcı sistemde çamurun tutulması için oldukça önemlidir. Böylece yüksek çamur ve hidrolik bekleme sürelerine gerek duyulmadan arıtım sağlanabilmektedir. Çamurun floklaşması, metan üreten bakterilerin çeşidine, atıksuyun karakteristik özelliklerine, işletmeye alınırken kullanılan aşı çamura ve sistemin içindeki akım hızına bağlıdır (Speece ve diğ. 1964).

### **2.3.2.2 Aerobik Arıtma**

Atıksularda arıtma çalışmalarının pek çoğunda aerobik biyolojik işlemler değerlendirilmiştir. Genel anlamda aerobik biyolojik arıtma prosesleri; aktif çamur sistemleri, lagünler, damlatmalı filtreler ve biyodisklerdir. Mikroorganizmaların bağlı ya da askıda olmalarına göre büyüme prosesleri ikiye ayrılır.

Sızıntı suyu arıtımında aerobik proseslerin tasarım kriterleri Tablo 2.5.'de gösterilmektedir (McBean ve diğ. 1995).

**Tablo 2.5:** Aerobik sızıntı suyu arıtma proseslerinin tasarım kriterleri

<b>İŞLETME PARAMETRESİ</b>	<b>ÖNERİLEN</b>
ORGANİK YÜK	F/M<0,3 kg BOİ <sub>5</sub> /kg UKM-gün
ÇAMUR YAŞI	20° C için >10 gün; 10° C için >20 gün
ÇAMUR ÜRETİMİ	Evsel atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamurların iki katı kadar yarısı organik içerikli olan biyolojik ve inorganik çamur oluşur. Çamur oluşumu 1 kg çamur/kg BOİ <sub>5</sub> gid. civarındadır.
OKSİJEN İHTİYACI	Organik madde konsantrasyonu yüksek olan stabil olmamış atıklardan sızan sularının arıtımında oksijen ihtiyacı fazladır.
PO <sub>4</sub> -P	Sızıntı suları aerobik arıtma için gerekli olan organik madde-nütrient ilişkisi açısından genellikle dengede değildir, PO <sub>4</sub> -P eksiktir.
NH <sub>3</sub> -N	Yüksek konsantrasyonlarda NH <sub>3</sub> biyokütle gelişimini inhibe edebilir.
GERİ DEVİR	Organik madde konsantrasyonu yüksek olan sızıntı sularının arıtımında gerekli olmayabilir.
ÇÖKELEK OLUŞUMU	CaCO <sub>3</sub> ve Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> pervaneleri ve havalandırma ekipmanlarını kaplayabilir.
ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖR	Debisi 100 m <sup>3</sup> /gün'den az olan atıksular için uygundur.
KÖPÜK KONTROLÜ	Tesisin işletilmesinde dikkate alınmalıdır.
LAGÜNLER	Organik yük 6 kg BOİ <sub>5</sub> /100 m <sup>3</sup> -gün'ün altında tutulmalıdır.
AKTİF ÇAMUR	Aktif çamur sistemlerinde sıcaklık 10° C'nin üzerinde, yükleme hızının 0,01 kg BOİ <sub>5</sub> /kg UKM'nin altında olmalıdır.

Yapılan proje çalışmasında aerobik reaktör olarak Sürekli Karıştırılmalı Tank Reaktör (SKTR) kullanıldığı için bu reaktör hakkında kısaca bilgi verilmiştir.

#### Sürekli Karıştırılmalı Tank Reaktörler (SKTR)

Sürekli karıştırılmalı tank reaktörler (continuous stirred tank reactor, CSTR), giriş ve çıkışın olduğu reaktör çeşididir. Reaktörün içinde eşit düzeyde reaksiyon sağlanabilmesi için karıştırıcı bulunmaktadır. Sürekli karıştırılmalı tank reaktörler yatışkın halde çalıştırılır ve karıştırıcıyla tam karışımın sağlandığı kabul edilir. Bundan dolayı tasarım eşitlikleri reaktör hacmine bağlı olarak türetilir. Akış debisi düşük olan sıvı fazdaki reaksiyonlar için kullanılır (Denbigh ve diğ. 1984)

SKTR genel olarak kararlı hal koşullarında çalışır. Tank içinde sıcaklık ve tepkime hızında önemli değişimler olmaz. Ayrıca birbirine seri bağlı olarak da çalıştırılabilirler (Luynem ve diğ. 2007). SKTR reaktör kesiti Şekil 2.6 da gösterilmektedir.



**Şekil 2.6:** Sürekli karıştırılmalı tank reaktör (SKTR) kesiti

Sürekli karıştırılmalı tank reaktörlerin sıcaklık kontrolü kolaydır ve büyük ölçekli üretim faaliyetlerinde ekonomiktirler. Fakat karıştırma için ek işletme maliyeti gerekir.

### **2.3.2.3 Doğal Arıtma**

Doğal arıtma sistemleri özellikle ülkemizde kırsal kesimlerde evsel atıksuların arıtılmasında yaygın olarak kullanılmaktadır. Yapay sulak alanlar olarak da adlandırılmaktadırlar.

Doğal arıtma sistemleri atıksuların arıtımı için doğal çevrede bulunmakta olan su, toprak, bitkiler, mikroorganizmalar ve atmosferin etkileşerek sağladıkları fiziksel, kimyasal ve biyolojik proseslerin avantajlarını kullanırlar. Bu prosesler, doğal sistemler için mekanik (fotosentez, sedimentasyon, filtrasyon, adsorpsiyon, biyolojik dönüşüm gibi) veya bitkili arıtma sistemlerinin çoğunu içermektedir. Doğal

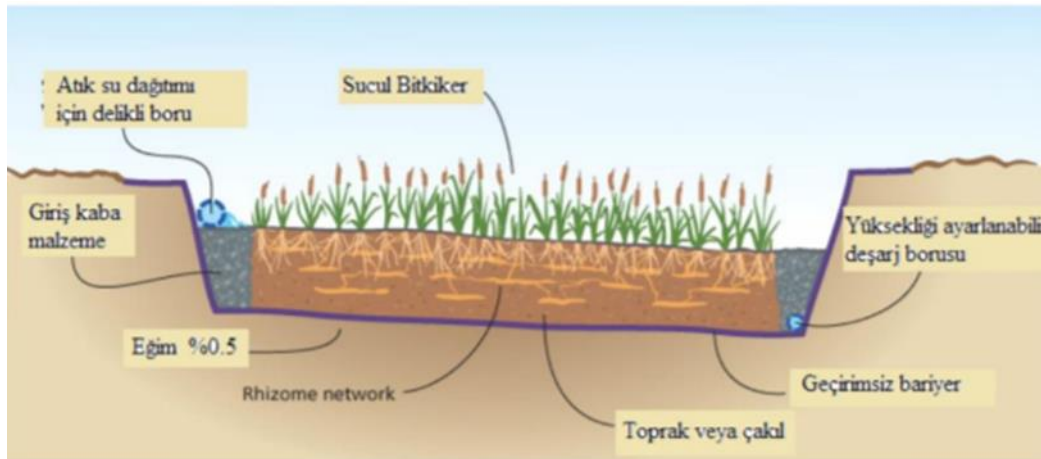


arıtma sistemlerinde prosesler, doğal hızlarla meydana gelirler. Doğal arıtma sistemleri; hızlı infiltrasyon sistemleri, yüzey üstü akışlı sistemler ve doğal/yapay sulak alanlardan oluşmaktadır (Tchobonoglous, 1991).

Doğal arıtma tesisleri, 1997 yılında yapılan bir araştırmaya göre 26 milyon alanda günde 1512000 m<sup>3</sup> atıksu arıtmaktadır. Bu sistemler günümüzde kümelenmiş yerleşim yerlerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Yeraltı ve yüzeysel su kalitesinin kirleticilere karşı korumaktadırlar. Çevreye olan bu katkılarının yanında doğal arıtma tesisleri, tasarımı ve bakımı düzenli yapılırsa, uzun dönem bakım gerektirmeden düşük işletim maliyetinde çalışmaktadırlar (USEPA, 2002).

Yapay sulak alan arıtma sistemleri, arazide atıksuların arıtılması amacıyla oluşturulan sulak alanlardır. Yapay sulak alan sistemleri, yerleşim yerlerinde imhoff tanklarından gelen atıksuların arıtılması ve alıcı ortam deşarj standartlarını sağlamak için üçüncü derece arıtma sağlanması amacıyla kullanılırlar (Arceivola, 2002).

Yapay sulak alan tasarımı genel itibariyle doğal sulak alanları taklit etmektedir. Su kalitesini arttırmada en etkin yönleri ön plana çıkarılmaktadır. Yapay sulakalan kesiti şekil 2.7.'de gösterilmiştir.



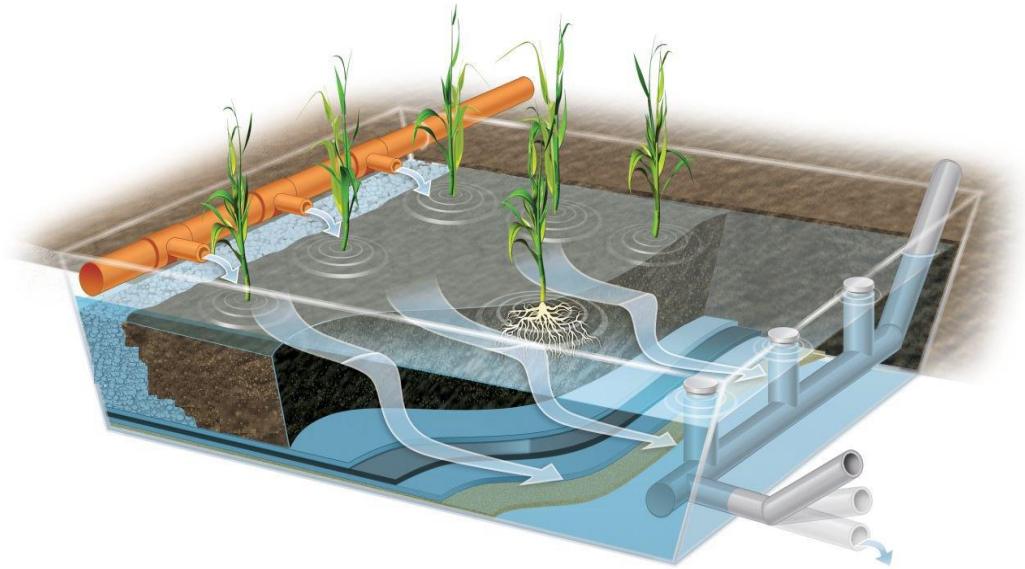
Şekil 2.7: Yapay sulak alan kesiti

Yapay sulak alan tasarım kriterleri (EPA, 1999);

- Tasarımı basit olmalıdır.
- En az bakım gerektirmelidir.
- Cazibe ile akış sağlanmalıdır.
- İklim koşullarına göre tasarım yapılmalıdır.
- Peyzajla uyumlu olmalıdır.
- Doğal yapı taklit edilmelidir.

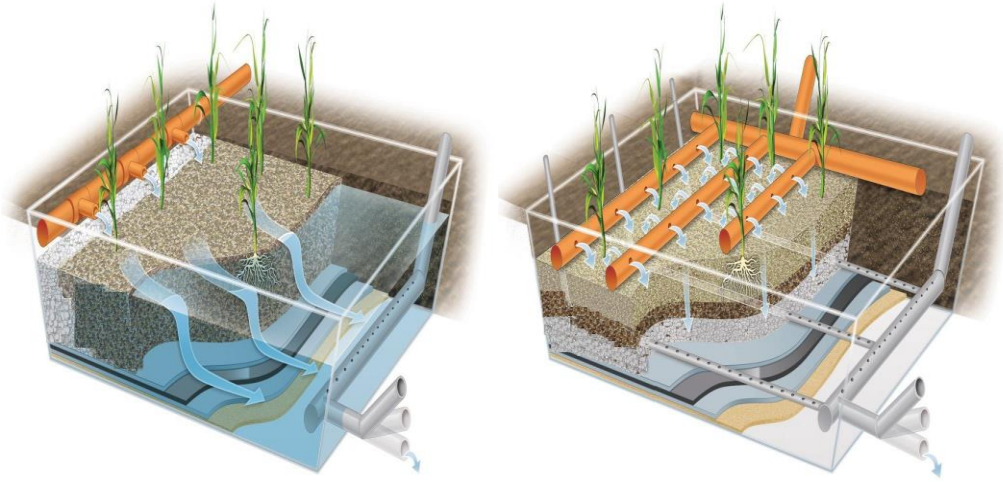
Yapay sulak alanlar;

1. Serbest yüzeyakışlı sulak alanlar
2. Yüzealtı akışlı alanlar olmak üzere sınıflandırılmaktadır.



Şekil 2.8: Serbest yüzey akışlı yapay sulak alan kesiti

Şekil 2.8’de gösterilen serbest yüzey akışlı yapay sulak alan sistemleri; bir yatak veya kanallardan oluşmaktadır. Tabanda bulunan tabaka sızmaları önlemeye karşı sıkıştırılmış biçimdedir. Bitki köklerinin tutunabileceği toprak veya diğer bir ortama sahip ve sistem boyunca akan kısmen düşük su seviyesine sahip sistemlerdir. Su yüzeyi filtre veya dolgu malzemesinin üzerindedir. Yüzeğe yakın olan kısım aerobik, suyun derinlikleri ise anaerobiktir. Düşük yatırım ve işletme masrafı gerektirirler. İşletme yönünden kolaydır. Olumsuz yönü ise büyük alan gerektirmeleridir (Gökalp ve diğ. 2015).



Şekil 2.9: Yatay yüzey altı ve düşey yüzey altı akışlı yapay sulak alan kesiti

Şekil 2.9’da gösterilen yüzey altı akışlı sistemlerin giriş yapıları, kil veya filtre malzemesinden oluşmaktadır. Çıkış yapıları ise ekili sucul bitkiler ve su seviyesi kontrol düzeneği olan yapılarından oluşmaktadır. Bu sistemlerin bir kısmı yatay akış içerirken, bir kısmı da düşey yönlü akış içermektedir (Gökalp ve diğ. 2015).

*Cortaderia sellona* (sazlık) anavatanı Brezilya ve Arjantin’dir. Çok çabuk büyür, bir mevsimde 2,5 m boylanabilir. Sıcak iklimlerde yıllık büyümesi bazen 6 m’ye ulaşır. Dev bir çim yaprağını andıran şerit şeklindeki yaprakları, 1-1,5 cm enindedir ve gittikçe incelik. Genellikle tam ışık isterler. Dona ve kışın aşırı neme duyarlıdır.

Yapay sulakalanlarda kullanılabilecek olan bitkiler ve arıtma fonksiyonları Tablo 2.6.'da gösterilmiştir (Çiftçi ve diğ. 2007)

**Tablo 2.6:** Yapay sulak alanlarda kullanılan bitkiler ve fonksiyonları

<b>BİTKİ TÜRÜ</b>	<b>GENEL KARAKTERİSTİKLERİ</b>	<b>ARITMA PROSESİNDEKİ ÖNEMİ VE FONKSİYONLARI</b>	<b>ÖRNEKLERİ</b>
YÜZEN YABANCI OTLAR	Su yüzeyinde ya da içerisinde özgürce yüzen yabancı otlardır.	Besinlerin alımını gerçekleştirirler ve alg gelişmesini geciktirirler.	İri su mercimeği Yüzen eğrelti otu
SUALTI VE YÜZEN YABANCI OTLAR	Yaprakları ile üreme organlarının tümü ya da büyük bir kısmı su yüzeyinde bulunan, ancak kökleri ile taban toprağına tutunmuş olarak yaşayan yabancı otlardır.	Mikrobiyal tutunma için yapı sağlarlar ve gün boyunca suya oksijen bırakırlar.	Su keşanesi Kurbağı otu
SUALTI YABANCI OTLARI	Gelişme organlarının hepsi su yüzeyi altında bulunan, kökleri ya da kök benzeri organları ile taban toprağına tutunmuş olarak yaşayan, üreme organları çoğı kez su yüzeyi üzerine çıkabilen yabancı otlardır.	Mikrobiyal tutunma için yapı sağlarlar ve gün boyunca suya oksijen bırakırlar.	Su yıldızı Dikensiz tilkikuyruğı Su menekşesi Söğüt otu
GELİŞEN SUCULLAR	Kökleri dipte otsu bitkilerdir.	Artırılmış flokülasyon ile sedimentasyonu sağlar. Aynı zamanda gölgeleme ile alg gelişmesini geciktirirler.	Su kamışı Saz
ÇALILIK VE FUNDALIKLAR	6 m'den kısa, odunsu yapıya sahip bitkilerdir.	-	Çalılık Çoban püskülü
AĞAÇLAR	6 m'den uzun, odunsu yapıya sahip bitkilerdir.	-	Akça ağaç Söğüt

### **2.3.3 Sızıntı Sularının Arıtılması ile İlgili Çalışmalar**

Literatürde sızıntı sularının oluşumu, miktarı, karakterizasyonu ve arıtılması ile ilgili fazla sayıda çalışma bulunmaktadır. Katı atık özelliklerinin bölgeden bölgeye değiştiği gibi sızıntı suyu özellikleri de deponiden deponiye farklılık arz etmektedir. Bu nedenle değişik depolama sahalarında oluşan sızıntı sularının arıtma yöntemleri de birbirinden farklı olabilmekte, bu da araştırma çalışması sayısını arttırmaktadır.

Yapılan proje çalışmasında anaerobik/aerobik yöntemle arıtılan sızıntı sularının alıcı ortama deşarj kriterleri için doğal arıtma yöntemiyle de arıtımı üzerine çalışılmıştır. Bu nedenle yapılan literatür çalışmaları bu kapsamda incelenmiştir.

#### **2.3.3.1 Sızıntı Sularının Kimyasal Yöntemlerle Arıtılması ile İlgili Çalışmalar**

Rohers ve ark. (2021), tarafından yapılan çalışmada biyolojik prosesi korumak için bir ön arıtma olarak sızıntı suyunun fiziksel-kimyasal arıtımı için bir alternatif önererek, kum filtreleri ve aktif karbon kolonunda yürütmüşlerdir. Deneyleerde kullanılan dört sızıntı suyu numunesi, Biguaçu (Brezilya) belediyesinde bulunan ve 5000 L'lik fiberglas rezervuarlara yatırılan düzenli depolama dengeleme tankından alınmıştır. KOİ %74, BOİ5 %47, renk %93, amonyak %90 oranında arıtım elde edilmiştir. Elde edilen sonuçlar mevzuat sınırları içinde olmamakla birlikte, filtrasyon ve aktif karbon kolon muamelesinden sonra amonyak konsantrasyonu sonuçları sırasıyla %33,25 ve %85,37 oranında azalmıştır. Aktif karbon kolonlarının kullanımı, sızıntı suyundaki ağır metallerin azaltılmasında %60-96'lık bir arıtım sağlamıştır.

Patel ve ark. (2021), tarafından yapılan çalışmada, Kimyasal Olarak Geliştirilmiş Birincil Arıtmanın (CEPT) kamuya ait arıtma işlerinde (POTW'ler) çöp sahası sızıntı suyunun ve kanalizasyonun birlikte arıtılması üzerindeki etkilerini değerlendirilmiştir. En sık kullanılan iki pıhtılaştırıcı, ferrik klorür ve alüminyum sülfatın incelenmiştir. Bunun sonucunda ferrik ve alüminyum pıhtılaştırıcılarla %54-74 organik madde giderimi sağlanmıştır. Birçok durumda, demir pıhtılaştırıcının

organik madde gidermede alüminyumdan daha iyi performansa sahip olduğu, özellikle, ferrik klorür pıhtılaşması, arıtılmış sızıntı suyunun UV absorpsiyonunu 10 kata kadar önemli ölçüde artırırken, alüminyum sülfat bunu sadece biraz azalttı ve sızıntı suyundaki uçucu asitlerin tamponlama kapasiteleri aracılığıyla pH'a aracılık etmede önemli bir rol oynadığı bulunmuştur.

Yapılan bir başka çalışmada S. Theepharaksapan ve ark., (2011), kimyasal pıhtılaşma, kum filtrasyonu, mikro filtrasyon (MF) ve ters ozmoz (RO) membranı kullanan tam ölçekli sızıntı suyu arıtma sistemi boyunca kirleticilerin ve toksik organik bileşiklerin uzaklaştırılması ve sızıntı suyunun biyotoksitesindeki azalmalar değerlendirmiştir. Yüksek kirletici giderimi, pıhtılaşma ve kum filtrasyonu ile sağlanmıştır. Başlıca toksik organik kirleticiler, yani DEHP, DBP ve bifenol A %100, %99,6 ve %98,0 oranında arıtılmıştır. Arıtma boyunca sızıntı suyundaki toksisite azalmasını belirlemek için su piresi, *NilTilapia*, sazan ve genotoksisite (Comet tahlili) kullanılarak akut toksisite testi yapılmıştır. LC<sub>50</sub>'ye göre sızıntı suyundaki ana akut toksik bileşiklerin amonyak olduğu bulunmuş ancak organik maddelerin etkisi de gözlenmiştir. Seyreltilmiş ham sızıntı suyu %8,9-24,3 olduğu bulunmuştur ve daha sonra arıtma boyunca azalmıştır. Kirleticiler ve biyotoksitesisi arasındaki korelasyon, çok değişkenli analizler kullanılarak kurulmuştur.

Dimoglo ve ark., (2008) tarafından yapılmış olan bir çalışmada, belediye katı atık sızıntı suyunun kimyasal ve elektrokoagülasyon yöntemleri ile arıtılması araştırılmıştır. KOİ, TOC ve rengin sızıntı suyundan uzaklaştırılması kimyasal ve elektrokoagülasyon kullanılarak deneysel olarak araştırılmıştır. Elektrotlar için malzeme olarak reaktörde alüminyum ve demir aynı anda kullanılmıştır. Bu çalışmada elektrokimyasal olarak üretilen Fe<sup>2+</sup> ve Al<sup>3+</sup> dozlarına karşı KOİ, TOC ve renk giderme yüzdesi incelenmiştir. En iyi arıtma, KOİ parametresinde elde edilmiştir. Elektrokoagülasyon yönteminde maksimum uzaklaştırma L1 çözeltisi için Fe<sup>2+</sup> %87 iken, L2 için %90 ve L1 için Al<sup>3+</sup> %77 iken L2 için %88'dir. Renk giderimi L1 için %86 gözlenirken, L2 için yaklaşık %99'dur. Kimyasal pıhtılaştırıcılar (FeSO<sub>4</sub> · 7H<sub>2</sub>O ve Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>·18H<sub>2</sub>O) ile sızıntı suyu arıtımı için uzaklaştırma endeksleri, elektrokimyasal olarak üretilen Fe<sup>2+</sup> ve Al<sup>3+</sup> için olandan daha düşük görünmüştür.

Bir aerobik granüler biyokütle sisteminde (SBBGR – Sequencing Batch Biofilter Granular Reactor) yürütülen, ozonla geliştirilmiş biyolojik bozunmaya dayalı, tipik bir orta yaşlı çöp sızıntı suyunun arıtılması için laboratuvar ölçeğinde test edilmiştir. Sonuçlar, ozonlamanın biyolojik arıtmanın etkinliğini büyük ölçüde iyileştirdiğini ve 600 mgO<sub>3</sub>/L belirli bir ozon dozu kullanılarak kanalizasyon sistemine deşarj için mevcut sınırların karşılanmasına izin verdiğini göstermiştir. Kimyasal ve biyolojik oksidasyonu arasında, O<sub>3</sub>/KOİ 0.24'e kadar düşürülmüştür. Ayrıca, çalışma SBBGR'nin, aksine, geleneksel sistemlerde atık su kalitesini önemli ölçüde etkileyen, filamentli bakteri aşırı büyümesi sorununun etkili bir şekilde üstesinden gelme yeteneğini doğrulamıştır (Iaconi ve ark., (2011)).

Huang ve ark., (2021) yılında yapılan ultraviyole (UV) sistemi, persülfat (PS) sistemi ve ultraviyole/persülfat (UV/PS) sisteminin ileri arıtımının depolama sahası sızıntı suyu üzerindeki etkileri karşılaştırılmıştır. Ayrıca, UV/PS sistemi ile sızıntı suyunun arıtılmasında sıcaklık, başlangıç pH ve kimyasalların dozlama oranlarının etkileri araştırılmıştır. Sonuçlar, UV/PS sisteminin en iyi arıtma verimliliğine sahip olduğunu göstermiştir. Hümik asidin başlangıç konsantrasyonu 200 mg/L olduğunda, PS dozu 25 mmol/L ve ilk pH 4 olduğunda, UV ve TOC'nin maksimum uzaklaştırma oranları %89,62 ve %76,17'dir. UV/PS sisteminin depolama sahası sızıntı suyundaki hümik asidin giderilmesinde etkili olduğu sonucu ortaya çıkmıştır. Optimum proses koşullarının 35°C, pH=4, dozlama oranı=2 ve 24 saatlik çalışmalarda olduğu bulunmuştur. Bu koşullarda maksimum KOİ ve TOK uzaklaştırma oranları %82,64 ve %66,69 olmuştur.

### **2.3.3.2 Sızıntı Sularının Biyolojik Yöntemlerle Arıtılması ile İlgili Çalışmalar**

Ahmed ve ark., 2021, tarafından yapılan bu çalışmada, ağır metaller içeren çöp sızıntı suyunu farklı organik yükleme hızlarında (OLR'ler) artan modifiye edilmiş anaerobik bölmeli reaktörün (MABR) performansı araştırılmıştır. MABR anaerobik çürütücü alınan granül çamur ile aşılınmış ve 1,4 1,86 2,8 ve 5,6 kg KOİ / m OLR de sırasıyla 4, 3, 2 ve 1 hidrolik alıkonma süresinde (HRT) beslenmiştir. Deneysel sonuçlar, %76 kimyasal oksijen ihtiyacının (COD) uzaklaştırılması 1,4 kg

KOİ/m OLR elde edildiğini ortaya çıkarmıştır. Arsenik (As), Krom (Cr), Demir (Fe) gibi ağır metaller ve renk giderim değerleri sırasıyla %88, %89, %88 ve %78'den %8, %59, %64 ve %37'ye düşmüştür.

Yu ve ark., 2019, yapmış olduğu bu çalışmada, aerobik-anaerobik devridaim simülasyonlu depolama sahasında (AARL) eski depolama sahası sızıntı suyunun yerinde arıtılmasının etkilerini ve toplam nitrojen (TN) giderimini desteklemek için hidroksilamin ilavesinin fizibilitesini araştırmışlardır. Sonuçlar, hidroksilamin işleme grubunun yüksek TN uzaklaştırma ve eşzamanlı nitrifikasyon ve denitrifikasyon verimliliğine sahip olduğunu göstermiştir. Yüksek verimli dizileme, hidroksilamin ilavesinin *Nitrosomonas* bolluğunu desteklediğini göstermiştir. Bununla birlikte, nitrit oksitleyen bakterilerin nitritoksidasyon verimi, AOB'nin amonyak oksidasyon verimliliğinden daha yüksek olduğu için nitrit birikmemiştir.

Nag ve ark. 2018, tarafından yapılan araştırmada, sızıntı suyunun Aerobik Anaerobik Depolama Metodu'nda (AALM) aerobik depolama ile karşılaştırıldığında yerinde arıtımını tespit etmek ve çeşitli sızıntı suyu devirdaim rejimlerinin kentel katı atık bozunması üzerindeki etkilerini değerlendirmek ve depolama sahalarında başarılı operasyon için veri sağlamak için yapılmıştır. Deney, 100 cm yüksekliğinde ve 15 cm çapında altı adet Plexiglass® depolama simülasyon reaktörü kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Üst tarafta 5 cm boş alan olarak bırakılmış ve 10 cm çakıl ( $\phi < 20$  mm) çöpün üzerine sızıntı suyunun ve suyun çöp içine eşit dağılımı için yerleştirilmiştir ve üst kısım kapatılmıştır. Havalandırma, her aerobik ve AALM reaktörün altındaki delikli havalandırma borularına bağlanan bir havalandırma pompası ile sağlanmıştır. R-LA, R-LAA (devirdaimli) ve LAA (devirdaimsiz) reaktörleri için 1,6 L/kg DM/saat (Düşük havalandırma hızı) ve 4,8 L/kg DM/saat (Yüksek havalandırma hızı) hızlarında hava enjekte edilmiştir. R-LAA (%19,6) ve AALM, depolama sahası içindeki sıcaklığı kontrol etmek için daha iyi bir çözüm sunmaktadır. Değişen nem içeriğinde sızıntı suyu devridaim miktarındaki değişiklik, stabilizasyon sürecini ve yerinde sızıntı suyu arıtma verimliliğini olumlu yönde etkilemiştir. Her iki teknolojinin kombinasyonu yerinde sızıntı suyu arıtması için uygun bir yol olmuştur.



Li ve ark., 2020, tarafından yapılan çalışmada, kentsel katı atık sızıntı suyunun arıtılması için yukarı akışlı anaerobik yatak reaktör (UASB) ile modifiye edilmiş Bardenpho prosesi kullanılmıştır. 80 mm bir iç çapa ve 830 mm (etkin hacmi=4.2L) yüksekliğe sahip laboratuvar ölçekli bir cam UASB biyoreaktörü kullanılmıştır. Modifiye edilmiş Bardenpho biyoreaktör, dört reaksiyon tankı ve bir çökeltme tankı ile pleksiglastan oluşmuştur. Dört reaktör tankı sırasıyla bir birincil anoksik tank, birincil aerobik tank, ikincil anoksik tank ve ikincil aerobik tank içermiştir. Birincil anoksik tankın etkin hacmi, genleşmeden önce 3,7 L ve genleşmeden sonra 6,8 L, diğer üç reaksiyon tankının etkin hacimleri ise sırasıyla 11,7 L, 1,6 L ve 2,1 L'dir. Sonuçlar, biyo-arıtma verimliliğinde büyük öneme sahip olan çökeltme tankı atık suyunun devirdaimi yoluyla sızıntı suyunun seyreltilmesinin mümkün olduğunu göstermiştir. KOİ ve NH<sub>4</sub>-N' nun giderim verimlilikleri sırasıyla %97,5–99,5 ve %99,3–99,7 bulunmuştur. Organik karbon kaynağı eklenmesi, hidrolik tutma süresinin ve nitrifikasyon geri akış oranının artırılması gibi birincil anoksik tankın çalışma koşullarında yapılan ayarlamalar, %97,7-98,7'lik bir TN giderme verimliliği ile sonuçlanmıştır. Çözünmüş organik nitrojen (DON) oluşumunun kontrol edilmesi ve uzaklaştırma etkinliğinin artırılması, TN arıtma verimliliğini önemli ölçüde iyileştirmiştir. Çökeltme tankı atık suyundaki NH<sub>4</sub>-N ve TN konsantrasyonları, ileri arıtma maliyetini en aza indiren yerel sızıntı suyu deşarj standardına uygun olarak bulunmuştur.

Yapılan bir başka çalışmada KOİ ve azotun düşük sıcaklıkta ileri düzeyde arıtılması ve depolama sahası sızıntı suyunun arıtılması için iki aşamalı yukarı akışlı anaerobik çamur battaniyesi (UASB) ve sıralı kesikli reaktör (SBR) sistemi kullanmışlardır. Toplam nitrojen (TN) arıtma verimliliğini artırmak ve denitrifikasyon için KOİ gereksinimini azaltmak için, geri dönüştürülmüş SBR nitrifikasyon süpernatantı ile ham sızıntı suyu, eşzamanlı denitrifikasyon ve metanojenez elde etmek için birinci aşama UASB'ye (UASB1) pompalanmıştır. Sonuçlar, UASB1'in KOİ gideriminde önemli bir rol oynadığını ve UASB2 ve SBR'nin besin giderim verimliliğini daha da arttırdığını göstermiştir. UASB1, UASB2 ve SBR'nin organik yükleme oranları sırasıyla 11,95, 1,63 ve 1,29 kg KOİ/m<sup>3</sup>·gün'de, tüm sistemin toplam KOİ arıtım verimliliği %96,7'ye ulaşmıştır. SBR, aerobik nitrifikasyon nedeniyle NH<sub>4</sub>-N giderimi için gerçek üstlenici olarak görev yapmıştır. Sistemden elde edilen NH<sub>4</sub>-N giderim verimi yaklaşık %99,7

olmuştur. UASB1 ve SBR'de tam denitrifikasyon yoluyla %98,3'ten fazla TN uzaklaştırılmıştır (Sun ve ark., 2010).

### 2.3.3.3 Sızıntı Sularının Membran Yöntemlerle Arıtılması ile İlgili Çalışmalar

Ittisupornrat ve ark., (2021), yapmış olduğu çalışmada, bir membran biyoreaktörün (MBR) arıtma performansını ve uzun süreli çamurun etkisine karşılık gelen mikrobiyal topluluk yapısını araştırmışlardır. Bu çalışmada, 240 gün boyunca sürekli çalışma için bir anaerobik filtre ile ön işleme tabi tutulduktan sonra sızıntı suyunun arıtılması için pilot ölçekli bir MBR tasarlanmıştır. Deneysel sonuçlar, MBR 150-300 günlük SRT'lerde çalıştırıldığında biyokimyasal oksijen ihtiyacı, toplam Kjeldahl azotu, amonyak azotu ve askıda katı maddeler için %90'ın üzerinde bir arıtma performansına ulaşıldığını göstermiştir. Mikrobiyal topluluklar üzerindeki sonuçlar, *Proteobacteria*, *Bacteroidetes*, *Firmicutes*, *Planctomycetes*, *Chloroflexi* ve *Actinobacteria*'nın ana filumlar olduğunu ortaya koymuştur. Ayrıca, *Nitrosomonadaceae*'ye ait amonyak oksitleyici bakterilerin, amonyak-azot gideriminde hayati bir rol oynadığı düşünülmüştür.

Talalaj ve ark., (2021), tarafından yapılan çalışmada, ardışık kesikli reaktör (SBR) ve ters ozmozun (RO) performansı ve etkinliği ile genç ve olgun çöp sızıntı suyunun arıtılmasındaki farklılıklar araştırılmıştır. Polonya'nın kuzeydoğusundan sızıntı suyu örnekleri toplanıp ters ozmoz sisteminin performans özellikleri, permeat akısı, elektro iletkenlik giderim hızı, konsantrasyon faktörü ve giderim hızı temel alınmıştır. Sonuçlar, biyolojik ön arıtmanın kullanılmasının, amonyak azotunun giderilmesinde iyi bir verime (her iki sızıntı suyu için >%98) sahip olduğunu, BOİ %64, Fe %29, Cl<sup>-</sup> için SBR arıtımının etkinliği %0,2 ve TOC için %-5,3 genç sızıntı suyu için stabilize olana kıyasla daha düşük olduğunu göstermiştir. Önceden işlenmiş sızıntı suyu stabilize sızıntı suyunun filtrelenmesi sırasında daha iyi bir işletme parametreleri ile tanımlanmış olan bir RO sistemi yönetilmiştir. Bu çalışma, analiz edilen tüm parametreler için entegre SBR-RO yönteminin yüksek bir arıtma verimliliğini %80'in üzerinde olduğunu göstermiştir.

#### 2.3.3.4 Sızıntı Sularının Doğal Arıtma Sistemleri ile Arıtılması ile İlgili Çalışmalar

Ekmekçi (2007), Adana Sofulu düzensiz çöp depolama sahasındaki çöp sızıntı suyunda bulunan kirletici parametrelerin *Typhalatifolia* bitkisi ile arıtımını amaçlamıştır. KOİ, BOİ<sub>5</sub>, AKM, TKN ve TP konsantrasyonlarında ortalama giderim verimleri sırasıyla; %64,54, %68,49, %82,58, %93,79 ve %61,99 olarak tespit etmiştir.

Bulc (2006), sızıntı suyunun yapay bir sulak alanda arıtımında KOİ, BOİ<sub>5</sub>, NH<sub>3</sub>-N, TP ve Fe parametrelerinin giderimini araştırmıştır. Elde ettiği sonuçlar sırasıyla; %50, %59, %51, %53, %84' dir.

Lavrova ve Koumanova (2010), düşey akışlı yapay bir sulak alanda *Phragmitesaustralis* ile sızıntı suyunun arıtımında KOİ, BOİ<sub>5</sub>, NH<sub>3</sub> ve TP giderimlerini sırasıyla; %96, %92, %100 ve %100 sonuçlarına ulaşmışlardır.

Surampalli ve arkadaşları (2007) tarafından atıksu stabilizasyon havuzunun ardından yüzeysel akışlı sistem ile yapay sulak alan atıksu arıtım sistemlerinin nütrient giderim kapasitesini araştırmıştır. Giriş ve çıkış sularında BOİ<sub>5</sub>, AKM, pH, sıcaklık, NH<sub>3</sub>-N, TP ölçümleri yapılmıştır. Bu çalışma sonucunda birleşik havuz (stabilizasyon havuzu), yüzeysel akış ve yapay sulak alan sistemler bütünü (seri bağlı) evsel atıksu arıtımı için uygun olduğu görülmüştür. Çalışmada; BOİ<sub>5</sub> %90, TP %84,2, AKM %93,4, NH<sub>3</sub>-N %90,7 giderim verimi hesaplanmıştır.

Bakhshoodeh ve ark. tarafından yapılan çalışmada İsfahan kompostlama tesisinde üretilen sızıntı suyundan, yüzey altı yatay akışlı sulak alan (CW) ile organik materyalleri ve nitrojen bileşiklerini uzaklaştırmak amaçlanmıştır. 1.5m\*0.5m\*0,5m boyutlarında iki yatay akışlı sulak alan inşa edilmiş, bunlardan birine Vetiver otu ekilmiştir. Düzgün bir akış dağılımı sağlamak için, CW'ler yatağın giriş ve çıkış alanında 0,5-4 cm çapında ve 0,25 gözenekli ince çakılla doldurulmuştur. Yatağın geri kalan kısmı 1-5 mm çapında ve 0,48 gözeneklilikte ince kum ile doldurulmuştur. İsfahan kompost tesisinden gelen kompost sızıntı suyunu arıtmak için, biri ekilmemiş, diğeri Vetiver ile ekilmiş iki yüzey altı yatay akış sulak alanı kullanılmıştır. Sızıntı suyu, CW'lerde kullanılmadan önce on kez seyreltilmiştir.

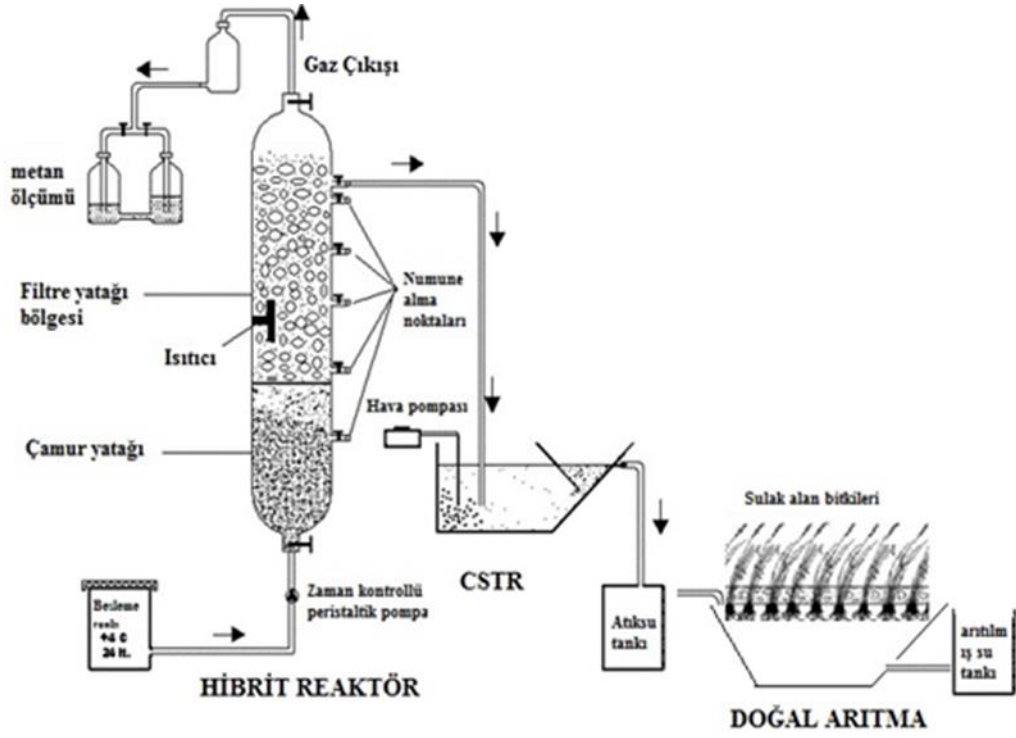
COD, BOI<sub>5</sub>, NH<sub>3</sub>-N NO<sub>3</sub>-N, TN konsantrasyonları sırasıyla ortalama 16400, 12270, 34.1, 440.3 ve 618.1 mg.L<sup>-1</sup> olarak ölçülmüştür. COD, BOI<sub>5</sub>, NH<sub>3</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N giderim verimliliği ve TN Vetiver CW'de sırasıyla %53,7, %74,5, %69,9, %73,5 ve %73,4 olarak ölçülürken, kontrol CW önemli ölçüde daha düşük arıtma verimleri göstermiştir. Bu da Vetiver bitkisinin arıtmayı hızlandırdığını ve uzaklaştırmaya yardımcı olduğunu göstermiştir.

Witthayaphirom ve ark., (2020), tarafından yapılan çalışmada, organik mikrokirleticilerin (OMP'ler), yani DEP, DBP, 2,6-DTBP, BHT ve DEHP'nin kum, kil ve demirtozu karışık ortamlarında yatay yüzeyaltı akışlı sulakalanların (HSSF) düzenli depolama alanlarından uzaklaştırılması sızıntı suyu 3 yıllık bir süre boyunca araştırılmıştır. Pilot ölçekli HSSF-CW 1000 mm × 2000 mm × 1000 mm boyutlarında beton bir yapı ile inşa edilmiştir. Düzgün bir akış dağılımı sağlamak için HSSF, yatağın giriş ve çıkış alanında 50 mm ve 10 mm çakılla doldurulmuş yatağın geri kalan kısmı kum/kil/demir tozu (S:C:Fe) 60:30:10 (%w/w) ile doldurulmuştur. Biyodegradasyon esas olarak DEP, DBP, 2,6-DTBP ve BHT'nin uzaklaştırılmasından sorumluyken, DEHP başlangıçta adsorpsiyon ve demir-organik kompleks oluşumu yoluyla uzaklaştırılmış ve daha sonra OMP bozucu mikrobiyal konsorsiyum olarak uzun süreli arıtma sırasında biyolojik olarak parçalanmıştır.

### 3. MATERYAL VE YÖNTEM

#### 3.1 Reaktör Sistemleri

Sızıntı suyunun arıtımı amacıyla laboratuvar ölçekli Şekil 3.1.'de gösterilen reaktör sistemi kullanılmaktadır. Anaerobik reaktör silindir şeklinde yüksekliği 100 cm, çapı 15 cm olup paslanmaz çelik malzemeden yapılmıştır. Reaktörün üst kısmında boru şeklindeki yapıdan toplam gaz ve CH<sub>4</sub> (metan) gazı ölçümü yapılmaktadır. CSTR reaktörü hacmi 3 L ve iki bölümden oluşup paslanmaz çelik malzemeden yapılmıştır. Doğal arıtma reaktörü için paslanmaz çelikten 0,4 m\*0,4 m\*0,5 m boyutlarında giriş-çıkış ağızlığının çapı 1 cm olacak şekilde yaptırılmıştır.



Şekil 3.1: Çalışmada kullanılan reaktör sistemi

### 3.1.1 Reaktörlerin Kurulması

Anaerobik reaktörün kurulması aşamasında reaktörün ısı ayarı kontrolü için reaktöre su dolduruldu ve ısı ayarı kontrol edildi. Vanalarındaki kaçak kontrolleri yapıldı. Besi yeri girişi ve çıkışı için hortumlar reaktöre bağlandı. Toplam gaz ve metan gazı ölçümleri için cam malzemeler reaktöre yerleştirildi. Anaerobik reaktör ile aerobik reaktör hortumla birbirine bağlandı. Aerobik reaktörde havalandırma için havalandırma pompası takıldı. Doğal arıtma reaktörünün giriş ve çıkışına pompalar yerleştirilmiştir. Doğal arıtma reaktörü güneşten faydalanılacak şekilde laboratuvar dışına yerleştirilmiştir.

### 3.1.2 Reaktörlerin İşletmeye Alınması

Yukarı akışlı çamur yatak reaktöre Denizli Eysel Atıksu Arıtma Tesisi anaerobik çamur tankından tedarik edilen 6 L arıtma çamuru yüklendi. Start-up (başlangıç-alıştırma) periyodu için ilk olarak 2000 mg/L KOİ'ye sahip glikoz ile oluşturulan sentetik atıksu (besi yeri) hazırlandı. Besi yerinin bozulmasını önlemek için buzdolabında muhafaza edildi. Glikoz çözeltisi içeren besiyerine aynı zamanda alkaliniteyi ayarlamak için (1500 mg/L'de tutmak için)  $\text{NaHCO}_3$  ilavesi yapıldı. Besi yerinden reaktöre giriş peristaltik pompa ile sağlanmıştır. Pompa zamanlayıcıya bağlandı. Zamanlayıcı günde 1,5 L besiyerinin reaktöre göndereceği şekilde ayarlandı. Düzenli periyodlarla besiyeri takviyesi yapılmıştır. Gaz ölçümü sıvı yer değiştirme metodu ile sağlanmıştır. Bundan dolayı cam malzemelerin içine piset yardımıyla 500 ml %1'lik NaCl ilave edilmiştir. Sistem son bağlantı ve kontrollerden sonra işletmeye alınmıştır. Anaerobik reaktörün görüntüsü Fotoğraf 3.1.'de gösterilmektedir.



**Fotoğraf 3.1:** Çalışmada kullanılan YAÇY reaktör

YAÇY reaktörün başlangıç (start-up) periyodu toplam 40 gün sürmüştür. Start-up periyodunun ilk 7 gününde YAÇY reaktörde hidrolik alıkonma zamanı (HRT) 3 gün seçilmiştir. KOİ 1000 mg/L ve organik yükleme hızı (OYH) 0,33 kg/m<sup>3</sup>.g besleme durumunda metan gazı oluşumu ve KOİ giderimi gözlenmemiştir. YAÇY reaktörün sızıntı suyuna alıştırılması, gaz oluşumunun gözlenmesi ve KOİ giderim veriminin artması ile reaktör direkt sızıntı suyu ile beslenmeye başlanmıştır. YAÇY reaktörün başlangıç periyodu verilen Tablo 3.1. 'de verilmektedir.

Organik yükleme hızı (OYH) denklem 3.1 ile hesaplanır.

$$OYH = Q \cdot S / V_{\text{REAKTÖR}} \quad (\text{Denklem 3.1})$$

OYH: Organik yükleme hızı

Q: Debi

S: Konsantrasyon

$V_{\text{reaktör}}$ : Reaktör hacmi

**Tablo 3.1:** YAÇY reaktör start-up periyodu verileri

Çalışma periyodu (gün)	HRT (gün)	Giriş KOİ (mg/L)	OLR (kg/m <sup>3</sup> .g)	KOİ giderme verimi (%)	% Metan
7	3	1000	0.33	-	-
10	2	1000	0.5	10-20	20
23	2	2000	0.98	50-58	32
40	2	2000	0.98	55-60	32

KOİ giderme veriminin yaklaşık olarak %60'lara çıkmasıyla beraber YAÇY reaktör gerçek sızıntı suyu ile beslenmeye başlanmıştır.

Şekil 2'de gösterilmiş olan aerobik reaktöre Denizli Evsel Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzundan alınan 10 L aş çamuru ilave edildi. Hortum ile anaerobik reaktöre bağlandı. Zamanlayıcıya bağlanan havalandırma pompası yaklaşık 27,36 m<sup>3</sup>/gün havalandırma yapacak şekilde ayarlandı ve reaktör tam karıştırmalı bir şekilde işletmeye alındı. Deneyde kullanılmış olan aerobik reaktörün görseli Fotoğraf 3.2'de gösterilmiştir. Aerobik reaktördeki Ç.O seviyesi 3,5 civarında tutulmaktadır.





**Fotoğraf 3.2:** Çalışmada kullanılan CSTR reaktör

Doğal arıtma için hazırlık aşaması olarak diğer çalışmalarda kullanılan reaktörler araştırıldı ve araştırmalar sonucunda uygun bir yatak yaptırıldı, bitkiler temin edildi, yatak içine yerleştirilecek olan malzemeler (kum, çakıl vs.) hazırlandıktan sonra düzgün bir akış dağılımı sağlamak için yatağın taban kısmına ve yan kısımlarına çakıl döşendi, çakılların üzerine demir tozu koyuldu ve ince kum ile reaktörün yatak kısmı hazırlanmıştır. Bu malzeme karışımı, önceki araştırmalarda kirleticileri çöp sahası sızıntı suyundan uzaklaştırmak için en uygun reaktif ortam olarak belirlendiği için tercih edilmiştir (Witthayaphirom ve diğ. 2019). Bitki olarak arıtım verimliliği diğer yapılan çalışmalardan araştırılmış ve Denizli ilinde kolay ulaşılabilirliğinden ve diğer araştırmalarda verimli olmasından dolayı sazlık bitkisi tercih edilmiştir. Sazlık bitkisinin çalışma süresi boyunca hasat edilmeden büyümesine izin verilmiştir. Çalışma süresince HRT 5 gün olarak ayarlanmıştır ve Tablo 3.2’de gösterilmiştir. Doğal arıtma reaktörü hazırlanış aşaması Fotoğraf 3.3’te ve işletme aşaması Fotoğraf 3.4’te gösterilmektedir.

**Tablo 3.2:** Pilot ölçekli doğal arıtma reaktörü verileri

Çalışma periyodu (gün)	HRT (gün)	Giriş KOİ miktarı (mg/L)	Çıkış KOİ miktarı (mg/L)	OLR (kg/m <sup>3</sup> .g)	KOİ giderme verimi (%)
7	5	407	350	0,04	% 14
15	5	206	180	0,02	%12,6
30	5	256	132	0,025	%48,4
45	5	380	176	0,038	%53,6
60	5	166	95	0,016	%42,8
75	5	140	60	0,014	%57
90	5	98	56	0,009	%42,8
105	5	82	50	0,008	%39
120	5	140	52	0,014	%63



**Fotoğraf 3.3:** Doğal arıtma reaktörü hazırlanış aşamaları



**Fotoğraf 3.4:** Çalışmada kullanılan pilot ölçekli doğal arıtma reaktörü

### **3.2 Çamur Karakterizasyonu**

Reaktör içine Denizli Evsel Atıksu Arıtma Tesisi anaerobik çamur tankından tedarik edilen tedarik edilen aşı çamurun karakterizasyonu Tablo 3.3' deki gibidir.

**Tablo 3.3:** Denizli Evsel Atıksu Arıtma Tesisi anaerobik çamur tankı çamur karakterizasyonu

<b>Parametreler</b>	<b>Değerler</b>
<b>pH</b>	7,03
<b>Sıcaklık</b>	31
<b>VFA</b>	93,96
<b>Alkalinite</b>	731
<b>Katı madde (%)</b>	1,26
<b>Uçucu madde (%)</b>	65,01

### **3.3 Analitik Yöntemler**

Proje çalışmasında anaerobik, aerobik ve doğal arıtma reaktörlerinin işletilmesi esnasında sızıntı suyunda çok sayıda analiz yapılmıştır. Ayrıca anaerobik reaktörde oluşan gaz ölçümleri de gerçekleştirilmiştir. Yapılan analizler ve kullanılan yöntemler aşağıda verilmiştir.

#### **3.3.1 Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Ölçümü**

KOİ, Kapalı Reflux metoduyla kolorimetrik olarak ölçülmüştür (APHA AWWA, 1992). Numunelere seyreltmeler yapılmıştır. Seyreltilmiş numunelerden 2,5 ml su numunesi alınmıştır. 2,5 ml örneklere 33,3 g/L civasülfat ( $\text{HgSO}_4$ )'lı 10216 mg/L potasyumdikromat ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ )'tan 1,5 ml ve %0,55 (w/w) gümüş sülfat ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ ) içeren  $\text{MH}_2\text{SO}_4$ ' den 3,5 ml eklenmiştir. Kapalı örnek tüpleri 148 °C' de Fotoğraf 3.5'te gösterilen termoreaktörde 2 saat ısıtılmıştır. 2 saat sonunda tüpler ısıtıcıdan alınıp oda sıcaklığına ulaştıktan sonra 600 nm'de spektrofotometrede absorbans ölçümleri yapılmıştır.





**Fotoğraf 3.5:** KOİ analizinde kullanılan termoreaktör

### **3.3.2 Toplam alkalinite (TA), Bikarbonat alkalitesi (BA) ve Uçucu yağ asidi (UYA) ölçümü**

Bikarbonat alkalitesi ve uçucu yağ asit konsantrasyon ölçümleri Anderson&Young (1992) titrimetrik metodu ile yapılmaktadır. Uçucu yağ asidi ve bikarbonat alkalitesi denklem 3.2 ile hesaplanır.

$$A1 = \frac{[\text{HCO}_3^-] \times ([\text{H}]_2 - [\text{H}]_1)}{[\text{H}]_1 + K_C} + \frac{[\text{VA}] \times ([\text{H}]_2 - [\text{H}]_1)}{[\text{H}]_2 + K_{\text{VA}}}$$

(Denklem 3.2)

$$A2 = \frac{[\text{HCO}_3^-] \times ([\text{H}]_3 - [\text{H}]_1)}{[\text{H}]_3 + K_C} + \frac{[\text{VA}] \times ([\text{H}]_3 - [\text{H}]_1)}{[\text{H}]_3 + K_{\text{VA}}}$$

Bu formüllerde;

A1 ve A2, pH = 5.1 ve pH = 3.5' de tüketilen asidin molar eşdeğer değeridir.

B, Bikarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) konsantrasyonu

D, uçucu yağ asidi iyon konsantrasyonu

C<sub>1,2,3</sub> orijinal örneğin hidrojen iyonu konsantrasyonları

E, karbonik asidin ayrışma hız sabiti ( $K_c = 6.6 \times 10^{-7}$ )

F, uçucu yağ asitlerinin toplam ayrışma hız sabiti ( $K_{\text{VA}} = 2.4 \times 10^{-5}$ ) (C<sub>2</sub>-C<sub>6</sub>)

### 3.3.3 Gaz Ölçümü

Gaz ölçümleri sıvı yer değiştirme metodu ile yapılmıştır. Hazırlanan düzenek Fotoğraf 3.6'da gösterilmiştir. Biyoreaktörlerde oluşan toplam gaz, %10 NaCl ve %2 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> içeren çözeltiden geçirilmesiyle ölçülmüştür (Beydilli et al., 1998). Metan gazı, %3 NaOH içeren sıvıdan geçirilerek karbondioksitin biyogazdan ayrılmasıyla elde edilmiştir (Razo-Flores ve diğ. 1997).



**Fotoğraf 3.6:** Gaz ölçüm düzeneği

### 3.3.4 Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ<sub>5</sub>)

BOİ<sub>5</sub>, WTW Oxi Top IS sistem kullanılarak ölçülmüştür. BOİ<sub>5</sub>, KOİ değerinin yaklaşık 80% 'i olarak kabul edilmiştir ve reaktör çıkışından alınan numunelerden belirli oranda seyreltme yapılmıştır. Yöntemde belirli okuma değerlerine karşılık gelen tablodan faktör anaerobik ve aerobik arıtma için 50, doğal arıtma için 20 seçilmiştir. BOİ şişelerine anaerobik ve aerobik arıtma çıkışlarından 43,5 ml numune, doğal arıtma çıkışından 97 ml numune ve şişelerin içerisine inkübasyon süresi boyunca karışmasının sağlanması için manyetik balıklar konulmuştur. Kauçuk tıpların içine 2-3 adet NaOH tableti koyulmuştur. Başlıktaki S-M tuşlarına 2 saniye basılıp sıfırlanarak Fotoğraf 3.7'deki inkübatöre yerleştirilmiştir. 5 günlük inkübasyon sonucunda denklem 3.3 yardımı ile BOİ<sub>5</sub> değerleri hesaplanmıştır.

$$BOI_5 \text{ (mg/L)} = D * f * SF$$

(Denklem 3.3)

**D:** Seyreltilmiş örneğin 5 günlük inkübasyondan sonraki çözülmüş oksijen konsantrasyonu (mg/L)

**f:** Faktör

**SF:** Yapılan seyreltme oranı



**Fotoğraf 3.7:** BOI<sub>5</sub> analizinde kullanılan düzenek



### 3.3.5 Amonyum Azotu Ölçümü

Amonyum azotu analizi standart method (4500-NH<sub>3</sub> (B, C)) yöntemi ile ölçülmüştür. Her bir flaska hazırlanan sızıntı suyu numunelerinden 150 ml koyulmuştur. Üzerlerine 25 ml Borat buffer (9.5 g Na<sub>2</sub>B<sub>4</sub>O<sub>7</sub>.10 H<sub>2</sub>O/L) çözeltisi ilave edilip pH 9.5'in üzerinde olup olmadığı kontrol edilmiştir. Eğer pH değeri sağlanmazsa 6 N'lik NaOH çözeltisinden pH değeri sağlanana kadar damlatılmıştır. Distilasyon işlemi için cihaz 4 dakika olacak şekilde ayarlanmıştır. Flasklar distilasyon ünitesine yerleştirilmiştir. Her bir erlene 25 ml borik asit çözeltisinden ilave edilmiştir. Distilasyon işlemi sonrasında erlene toplanan numuneler 0,02 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> çözeltisi ile titrasyonu sağlanmıştır. Değerler denklem 3.4 ile hesaplanmıştır.

$$\text{NH}_4\text{-N (mg/L)} = (A - B) / (\text{Numune hacmi (ml)}) * 280 \quad (\text{Denklem 3.4})$$

**A**, numune için titre edilen H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> hacmi (ml)

**B**, Şahit için titre edilen H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> hacmi (ml)

### 3.3.6 Sıcaklık

Çözünmüş oksijen ve sıcaklık ölçme probu olan portatif cihazla ölçülmüştür.

### 3.3.7 pH

pH, numune alındıktan hemen sonra CO<sub>2</sub> uçmasına izin vermeyecek kısa sürede pH-metre kullanılarak ölçülür. Analizlerde kullanılmış olan pH-metre cihazı Fotoğraf 3.8'de gösterilmiştir.



Fotoğraf 3.8: Analizlerde kullanılan pH-metre cihazı

### 3.3.8 Çözünmüş oksijen

Çözünmüş oksijen ve sıcaklık ölçme probu olan portatif cihazla ölçülmüştür.

### 3.3.9 Ağır metaller

Ağır metal analizleri WTW firmasına ait Spectroquant Kitleri ile yapılmıştır. Çalışmamızda Nikel, Krom ve Demir analizleri yapılmıştır. Analiz sonuçları Fotoğraf 3.9’da gösterilen fotometre cihazı ile okunmuştur.

Ni analizi 1.14554.0001 no’lu Spectroquant kiti ile yapılmıştır. Analiz için 5 ml numune tüpe koyulmuş ve 1 dakika beklenmiştir. Sonrasında 2 damla Ni-1K ve

Ni-2K çözeltileri ilave edilmiş ve karıştırılmıştır. 2 dakika sonra fotometre cihazında ölçülmüştür.

Fe II ve Fe II+III analizi için 1.14896.0001 no'lu Spectroquant test kiti kullanılmıştır. Fe II analizi için 1 ml numune test kitine koyulup 5 dakika sonrasında ölçümü fotometrede gerçekleştirilmiştir. Fe II+III analizi için ise 1 ml numune koyulmuş ve 1 doz Fe-1K ilave edilip 5 dakikanın sonunda değer fotometre cihazında okunmuştur.

Cr analizi 1.14758.0001 no'lu Spectroquant test kiti ile yapılmıştır. 1 mikrokâşık Cr-1 ve 6 damla Cr-2 boş test tüpüne koyulup karıştırılmıştır. Üzerine 5 ml numune ilave edilmiş ve 1 dakikanın sonunda fotometrede okunmuştur.



**Fotoğraf 3.9:** Ağır metal analizinde kullanılan fotometre cihazı

### 3.3.10 Askıda katı maddeler (AKM)

Askıda katı maddeler Standart Metotlara (APPA-AWWA, 1992) göre analiz edilmiştir. Daha önce sabit tartıma getirilen ve hassas terazide ölçülen filtre kağıdından su numunesi süzölmüştür. Filtre kağıdında kalan kısmın 103 °C'de etüvde 1 saat kurutulup desikatörde yarım saat soğutulmuştur. Soğutulan filtre kağıdı hassas terazide tartılmıştır. Bu iki tartım arasındaki farktan toplam askıda katı madde konsantrasyonu denklem 3.5 ile hesaplanmıştır.

$$AKM= (A-B) * 1000/V \quad \text{(Denklem 3.5)}$$

A, filtre kağıdı + filtre edilebilen katı madde

B, filtre kağıdının ağırlığı

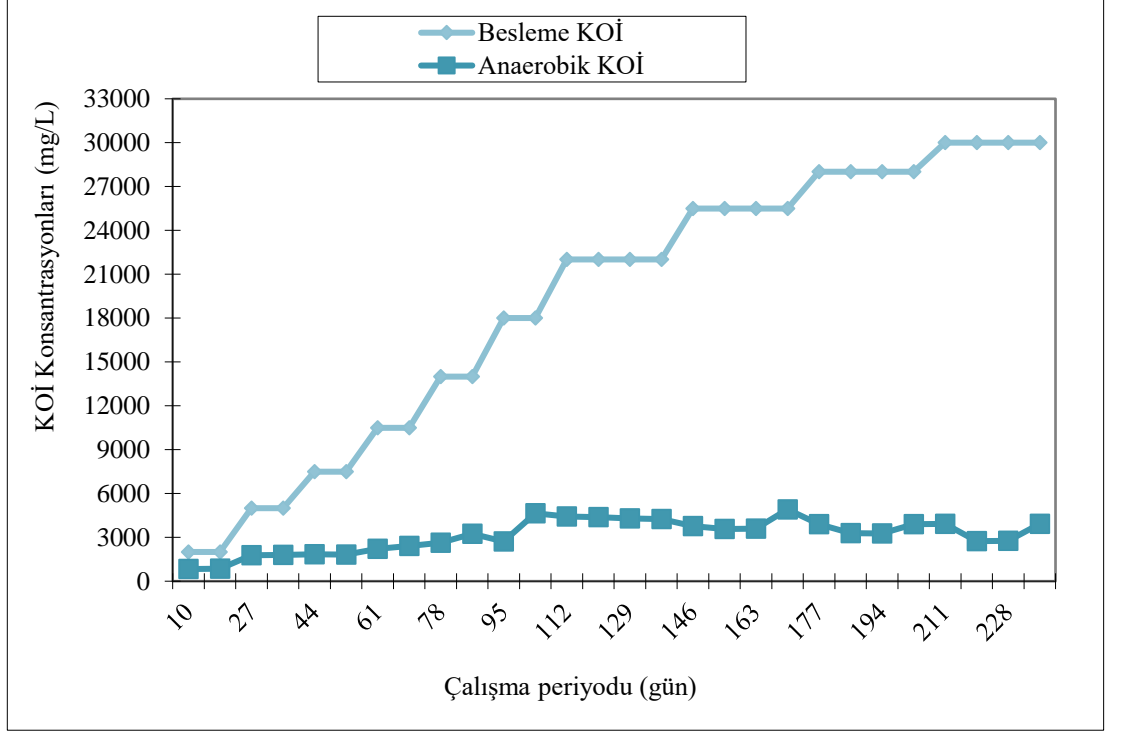
V, numune hacmi

## 4. BULGULAR

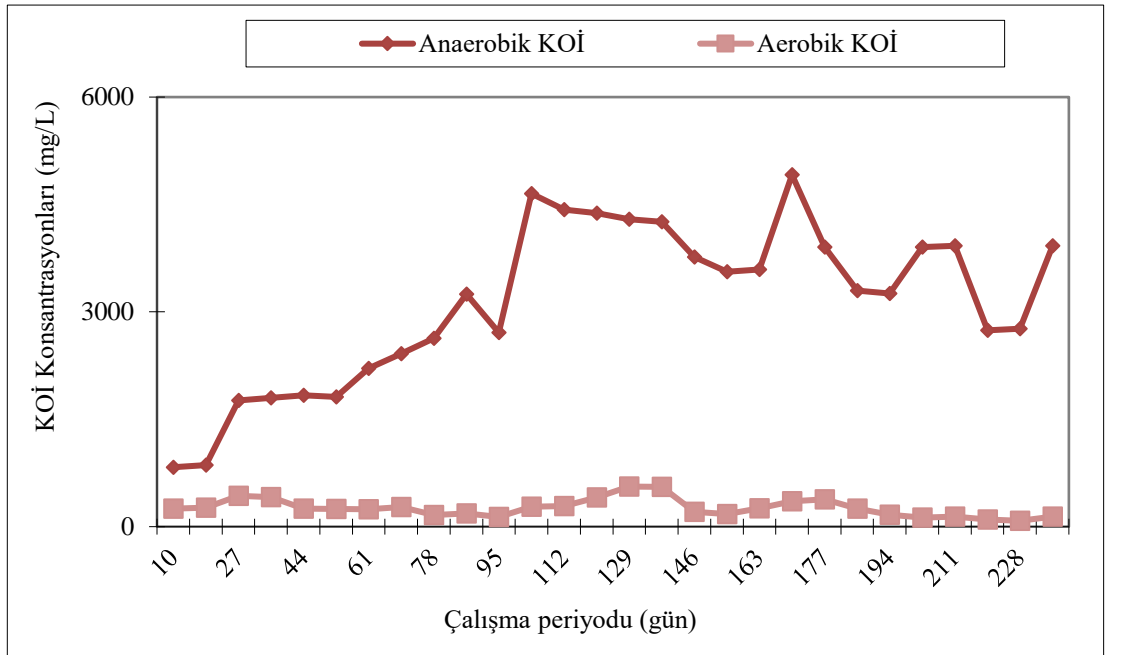
### 4.1 Anaerobik, Aerobik ve Doğal Arıtma Reaktörlerindeki KOİ Değişimi

Sızıntı sularının çok yüksek KOİ konsantrasyonları ancak bir dizi reaktör sistemi ile giderilebilmektedir. Besleme suyundaki ve anaerobik reaktör çıkışındaki KOİ konsantrasyonları Şekil 4.1.'de, aerobik reaktör girişi (anaerobik reaktör çıkışındaki) ve aerobik reaktör çıkışındaki KOİ konsantrasyonları Şekil 4.2.'de ve doğal arıtma girişindeki (aerobik reaktör çıkışı) ve doğal arıtma çıkışındaki KOİ konsantrasyonlarının değişimi Şekil 4.3.'te gösterilmektedir. KOİ değerleri kapalı reflux kolorimetrik yöntemi ile haftada 1 defa ölçülmüştür. OLR'ler KOİ konsantrasyonlarının artırılmasıyla paralel olarak değişmektedir. Çalışma periyodunun başlangıcında anaerobik reaktör için en düşük OLR değeri  $0,98 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{g}$  iken en yüksek OLR değeri ise KOİ'nin artırılmasına paralel olarak  $14,75 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{g}$ 'e çıkarılmıştır. Aerobik reaktörde ise OLR değerleri  $0,7 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{g}$  iken çalışma periyodunun sonunda  $3,3 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{g}$  olmuştur. Anaerobik reaktörde giriş KOİ konsantrasyonları 2000-30000 mg/L şeklindedir. Anaerobik reaktör çıkış KOİ konsantrasyonları, aerobik reaktör giriş KOİ konsantrasyonu, aerobik çıkış KOİ konsantrasyonları ise doğal arıtma reaktör giriş konsantrasyonları olmaktadır.

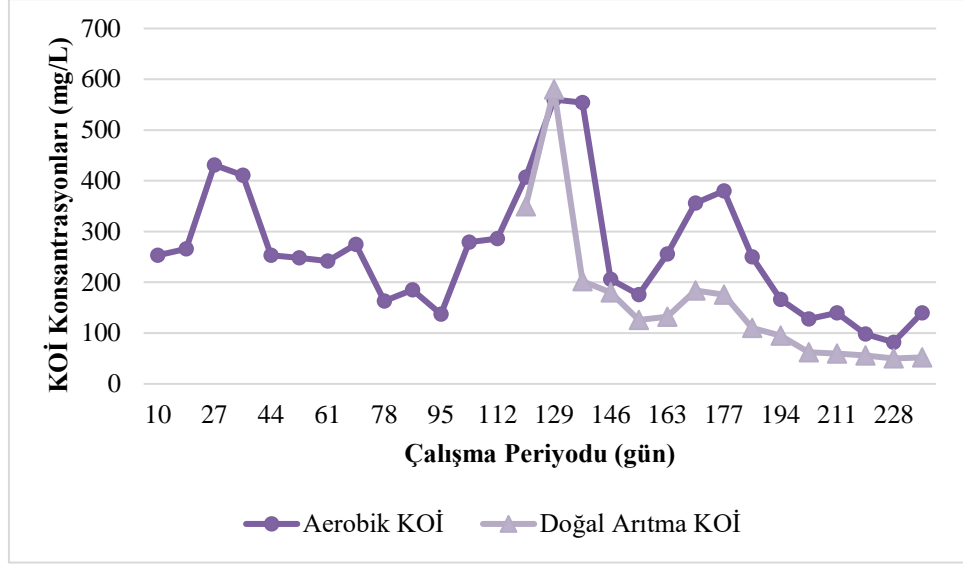
Şekil 4.1.'de görüldüğü üzere anaerobik reaktörde giriş KOİ'deki artışlara paralel olarak, çıkış KOİ değerlerin de çok küçük artışlar olmaktadır.



Şekil 4.1: Sızıntı suyu besleme ve anaerobik reaktörlerdeki KOİ konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 4.2: Sızıntı suyu anaerobik çıkış ve aerobik reaktörlerindeki KOİ konsantrasyonlarının değişimi

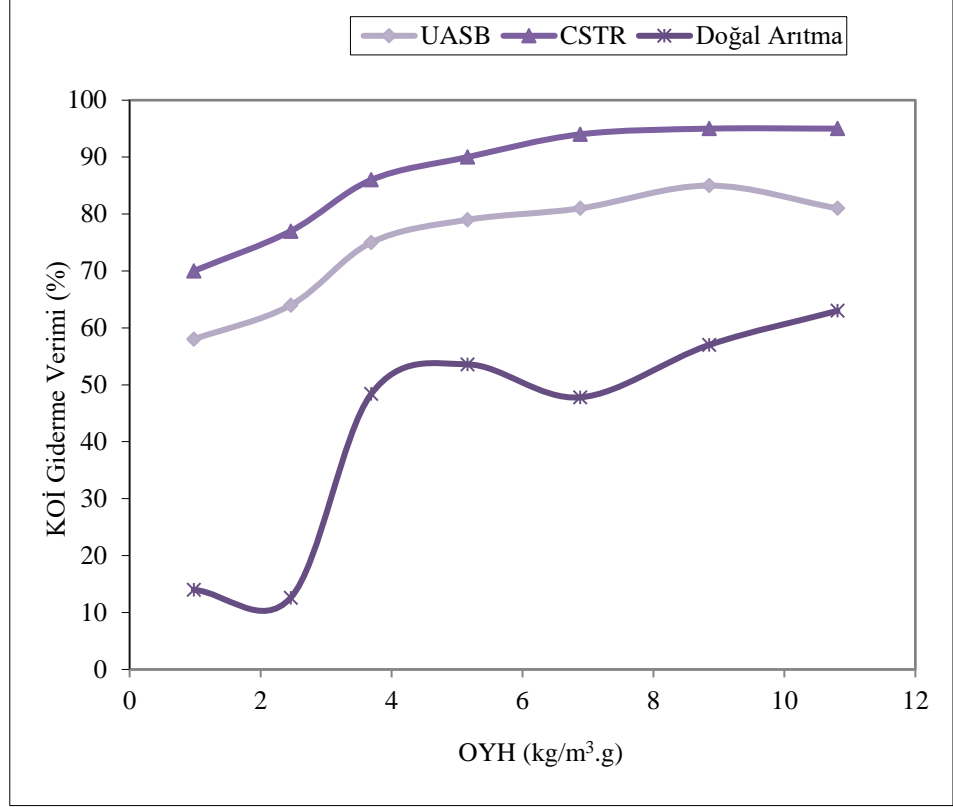


Şekil 4.3: Aerobik çıkış ve doğal arıtma reaktörlerindeki KOİ konsantrasyonlarının değişimi

Çalışma sonucunda elde edilen giderme verimleri anaerobik UASB reaktörün KOİ gideriminde etkili olduğunu göstermektedir. Başlangıçta aerobik reaktörün verimi düşüktür. Zamanla aerobik mikroorganizmaların sızıntı suyuna alışmaları ile bu reaktörün KOİ giderme verimi oldukça yükselmiştir. HRT=1.2 g'de başlangıçta %69 olan KOİ giderme verimi, kısa sürede artış göstermiş, %95'e çıkmış, son periyotta ise %99 KOİ giderme verimi gerçekleşmiştir.

Başlangıçta doğal arıtma reaktöründe KOİ giderim verimi %14 seviyelerinde iken son periyotta KOİ giderim verimi %63 seviyelerine çıkmıştır. Bulc ve ark., 2006, yapmış olduğu çalışmada sazlık bitkisini kullanmıştır. 7 sene boyunca izlediği değerler sonucunda KOİ verimi %50 civarındadır bizim çalışmamızda ise bu değer %63'lere kadar yükselmiştir.

Son periyotta besleme KOİ konsantrasyonu 30000 mg/L'den yapmış olduğumuz ardışık olarak anaerobik, aerobik ve doğal arıtmanın sonucunda KOİ konsantrasyonu %99,8 oranında arıtılıp 52 mg/L'ye düşmüştür ve alıcı ortama deşarj standartlarını sağlamaktadır. KOİ giderim verimleri Şekil 4.4'te gösterilmektedir.



Şekil 4.4: OYH'ye göre KOİ giderim verimleri

Elde edilen sonuçlar sızıntı sularının ardışık anaerobik, aerobik arıtmanın ardından doğal arıtma sistemlerinden geçirilmesi çok yüksek arıtma verimi elde edilmesini sağlamaktadır. Bu durum membran sistemlere ihtiyaç duyulmadan alıcı ortam deşarj standartlarının sağlandığını göstermektedir.

#### 4.2 Anaerobik Reaktör, Aerobik Reaktör ve Doğal Arıtma Reaktörlerinde BOİ<sub>5</sub> Değişimi

Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ) sudaki organik maddelerin, mevcut mikroorganizmalar tarafından parçalanması için gerekli oksijen miktarıdır.

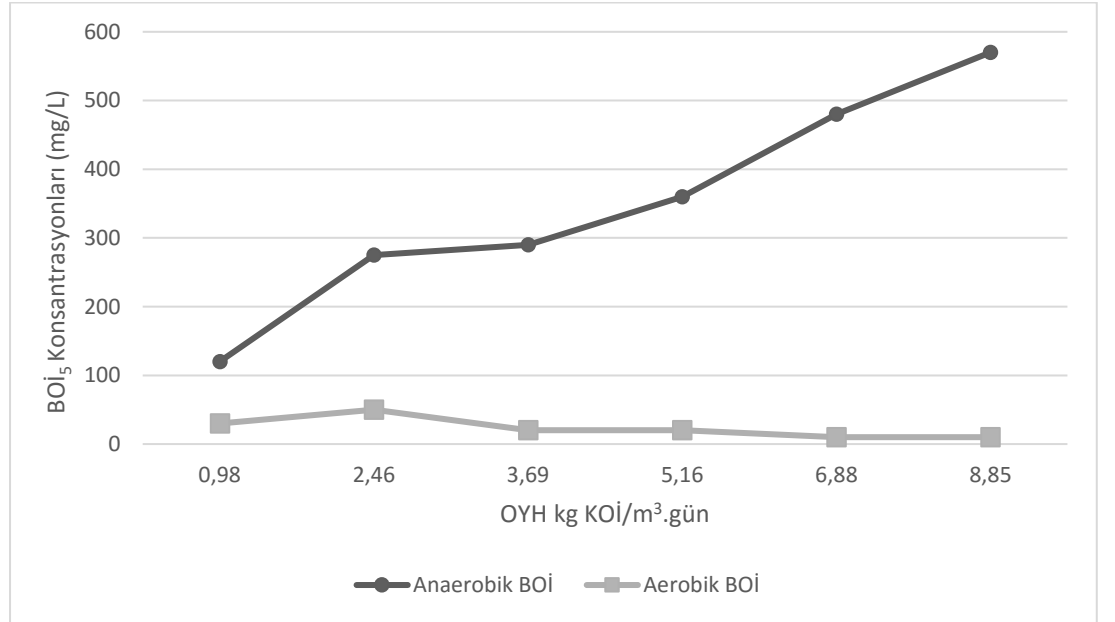
BOİ ve KOİ, sızıntı suyunun organik içeriğinin ve organik maddelerin biyolojik bozunabilirliğini, BOİ/KOİ oranı ise depolama alanının stabilizasyonunun göstergesidir. Düşük BOİ/KOİ oranı sızıntı suyundaki zor bozunan organik bileşenlerin miktarının ise fazla olduğunu göstermektedir. (Köse ve diğ. 2020). Bir



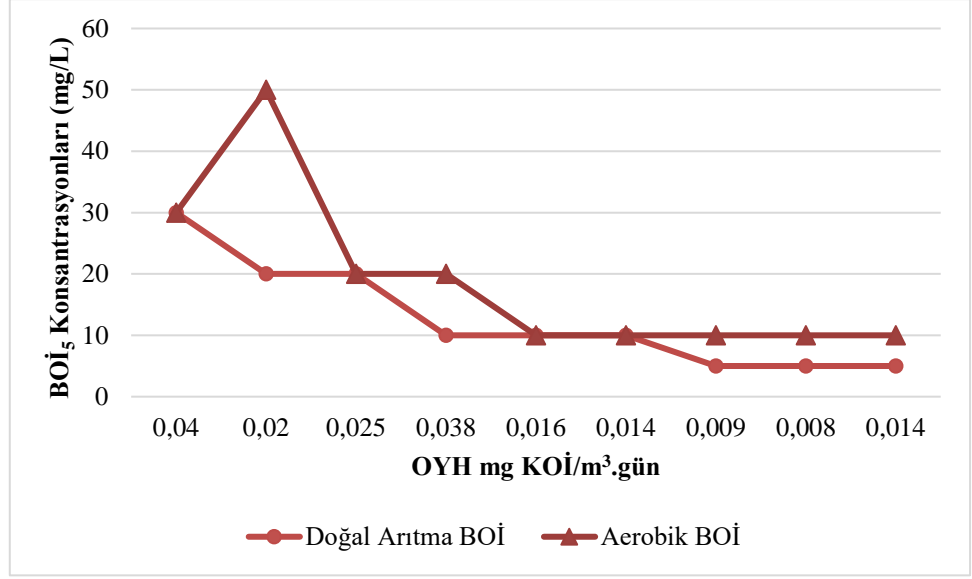
sudaki BOİ miktarının yüksek olması, sudaki kirliliğin o derece yüksek olduğunu belirtmektedir. Sızıntı sularının BOİ değeri oldukça yüksek ve arıtımı çok zordur.

Biyoreaktör depolama alanları, sızıntı suyu kirletici yükü ve miktarını kısa sürede aza indirgediği için oldukça önemlidir (Pohland, 1990). Genç depo sızıntı suları büyük oranda BOİ içermektedir.

BOİ analizi Standart Metod ile yapılmıştır. Anaerobik ve aerobik reaktörlerdeki OYH'ye göre BOİ<sub>5</sub> konsantrasyonları Şekil 4.5 'de, doğal arıtma reaktöründeki BOİ<sub>5</sub> konsantrasyonları Şekil 4.6 'da verilmiştir.



Şekil 4.5: Anaerobik ve aerobik reaktörlerdeki OYH'ye göre BOİ<sub>5</sub> çıkış konsantrasyonları



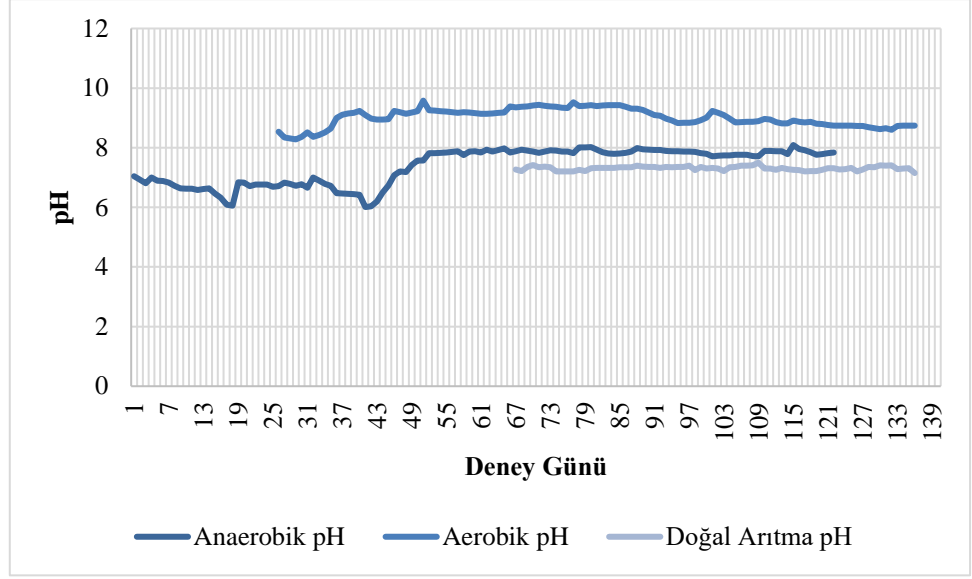
Şekil 4.6: Doğal arıtma reaktöründe OYH'ye göre BOİ<sub>5</sub> çıkış konsantrasyonları

Son periyotta anaerobik arıtmada BOİ<sub>5</sub> değeri 560 mg/L civarında iken doğal arıtma sonrasında bu değer 20 mg/L'ye düşmüştür. Doğal arıtma sonrasında BOİ<sub>5</sub> giderim verimliliği yaklaşık olarak %96 civarında tespit edilmiştir. Hamdan, 2002 yapmış olduğu çalışmada *S. Sumantrensis* ile arıtılmış sızıntı suyunda yaklaşık olarak %94 BOİ<sub>5</sub> giderim verimi elde etmiştir. Bir başka çalışmada Lavrova ve diğ. (2010), sızıntı suyunun düşey akışlı yapay bir sulakalanda *Phragmites australis* ile arıtımında %92 BOİ<sub>5</sub> giderim verimi sağlamışlardır. Bizim çalışmamızda ise doğal arıtmada bu değer %60 civarındadır.

### 4.3 Anaerobik Reaktör, Aerobik Reaktör ve Doğal Arıtma Reaktöründe pH Değerleri

pH mikroorganizmaların faaliyetlerini sürdürebilmeleri için önemli bir parametredir.

Çalışmamızda pH analizi Standart Metod ile her gün yapılmıştır. Analiz sonuçları Şekil 4.7.'de verilmiştir.



Şekil 4.7: Anaerobik, aerobik ve doğal arıtma reaktörlerinde deney gününe göre pH değişimi

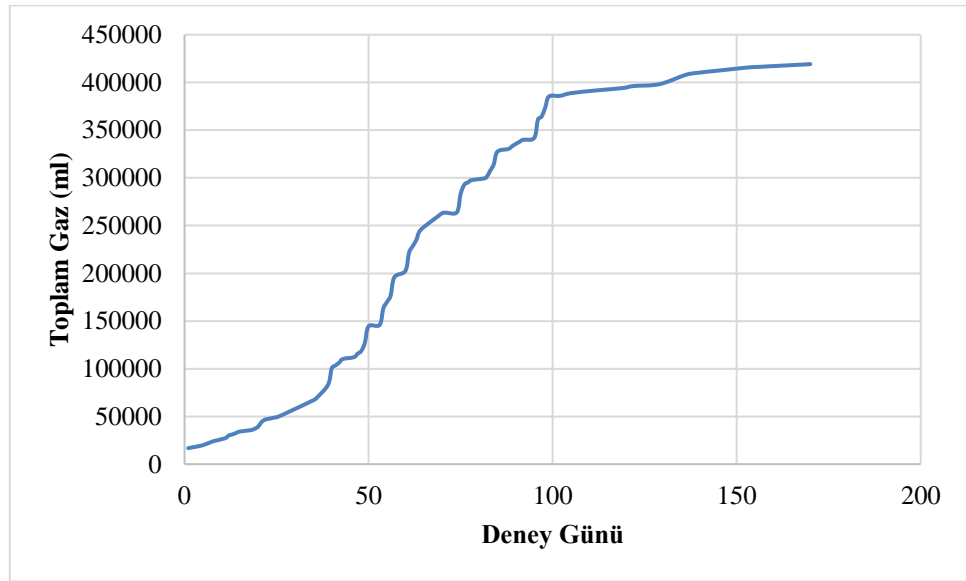
pH anaerobik arıtmanın tüm safhalarında anaerob bakterilerin gelişmesini etkilediği için önemli bir parametredir. Anaerobik arıtma için optimum pH 6,6 ile 7,6 aralığındadır (McCarty, 1964). Hidroliz ve asidojenik aşamaları için pH değeri 4,0 ile 6,5 arasında, metanojenik aşamasında ise yaklaşık olarak 7,0 olmalıdır (J. Kim et al., 2003). Genel anlamda sızıntı sularının pH değerleri ile ilgili olarak literatürde 5,3 ila 8,5 arasında değiştiği, ortalama değerlerin ise 6 olduğu belirtilmektedir (Küçükgül ve Akça, 2001).

Aerobik reaktörlerde verilen hava ortamdaki CO<sub>2</sub>'yi sıyırır ve bu nedenle ortamdaki CO<sub>2</sub> konsantrasyonu düşüş sağlanır. Böylelikle aerobik reaktörler, çok daha kısa süreli alkalileşir (Xu ve diğ. 2014).

Bu proje kapsamında, anaerobik reaktörde ölçülen pH konsantrasyonları 6,06-8,02 arasında değişmektedir. Aerobik reaktörde bu değerler 8,5-9,58 aralığında iken doğal arıtma reaktöründe ise pH değerleri 7,15 ile 7,50 aralığında değişmektedir.

#### 4.4 Anaerobik Reaktördeki Kümülatif Gaz Oluşumu

Anaerobik arıtmada oluşan biyogazın bileşimi  $CH_4$ ,  $CO_2$ ,  $H_2$ ,  $H_2S$  ve  $N_2$  den meydana gelmektedir (Jeris ve Mc Carty, 1965). Toplam gaz ölçümü Sıvı Yer Değiştirme Metodu ile yapılmaktadır. Ölçümler her gün gerçekleştirilmektedir. Analiz sonuçları kümülatif olarak Şekil 4.8.'de verilmiştir. İşletme süreci boyunca yaklaşık olarak toplam 42,5 L gaz oluşmuştur.

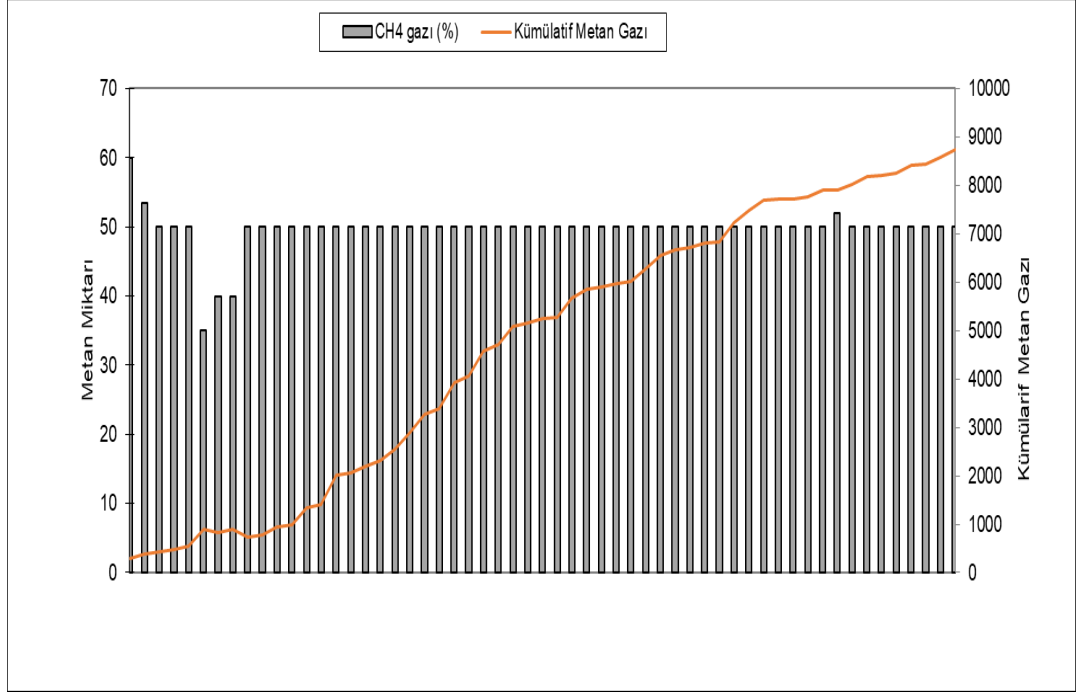


Şekil 4.8: Anaerobik reaktörde deney gününe göre kümülatif toplam gaz değişimi

#### 4.5 Anaerobik Reaktördeki $CH_4$ Oluşumu ve Yüzdesi

Gaz ölçümleri sıvı yer değiştirme metodu ile yapılmıştır. Metan gazı, %3'lük NaOH içeren sıvıdan geçirilip karbondioksitin biyogazdan ayrılmasıyla elde edilmiştir (Razo-Flores ve diğ. 1997).

Metan bakterileri anaerobik bakterilerdir. Optimum pH 6,6-7,3 aralığında iken faaliyetleri hızlıdır. Uçucu asitler en düşük seviyelere düşer ve  $CO_2$  ile  $CH_4$  karışımı gaz oluşur. Metan üretimiyle pH yükselmeye başlar.



**Şekil 4.9:** Deneç gününe göre metan miktarı ve yüzdesi

Çalışma periyodunun başlangıç kısımlarında ölçülen metan gazının hidrojen tüketen metan bakterileri tarafından üretildiği düşünülmektedir. KOİ giderim verimi arttıkça metan oluşum yüzdesi de artmaktadır.

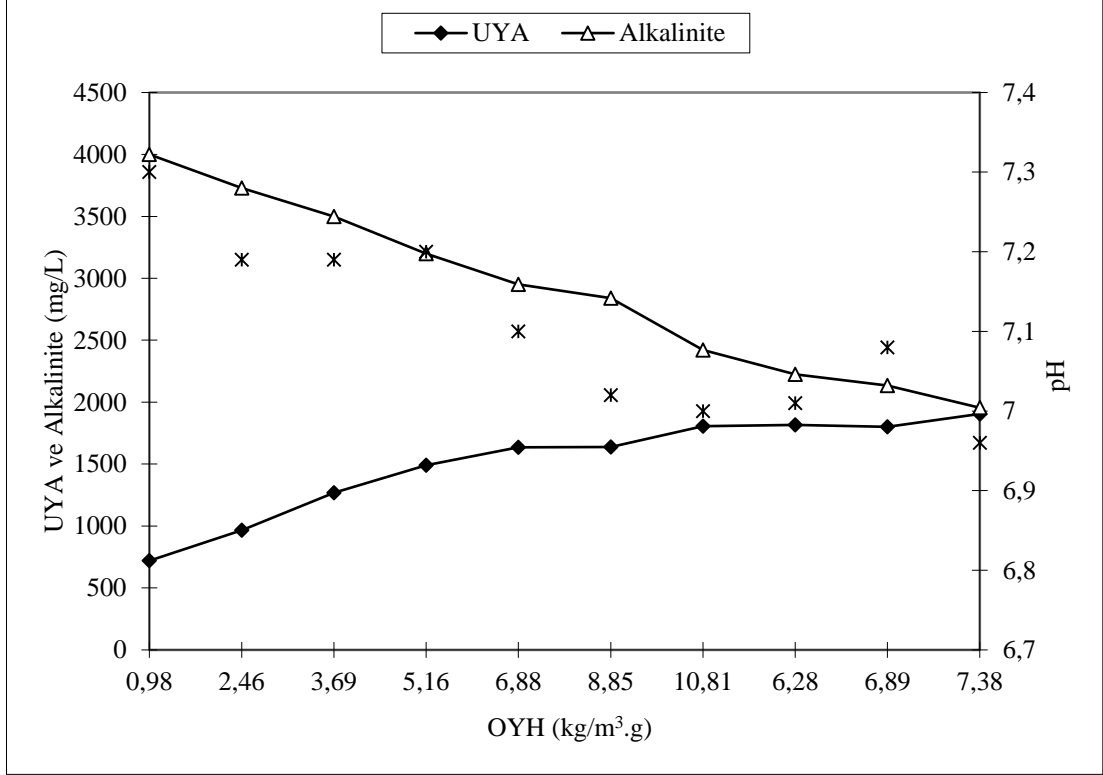
Şekil 4.9.'da metan miktarı ve metan yüzdeleri verilmektedir. Şekillerden de anlaşılacağı üzere metan oluşumu %33 ile başlamıştır fakat ilerleyen zamanlarda %50-55 seviyelerine ulaşmıştır. Aktaş (2013) ise farklı aşu çamurları kullanarak yapmış olduğu çalışmada %25 metan oluşumu seviyesine ulaşmıştır.

#### **4.6 Anaerobik Reaktörde UYA, Alkalinite ve pH Değişimleri**

Alkalinite, biyolojik aktivitenin optimum düzeyde devam edebilmesi için gerekli pH'ın düşmesine neden olan uçucu yağ asitleri ve diğer asitlerin tamponlanma kapasitesini olarak tanımlanır (Quasim ve diğ. 1994).

Bikarbonat alkalinitesi ve VFA konsantrasyonları ölçümleri Anderson&Young (1992) titrimetrik metodu ile yapılmıştır.

Uçucu yağ asidi (UYA), alkalinite ve pH değerleri anaerobik reaktörde her bir hidrolik bekleme zamanında ölçülmüştür. Bu değerlerdeki değişimler Şekil 4.10.'da gösterilmektedir.



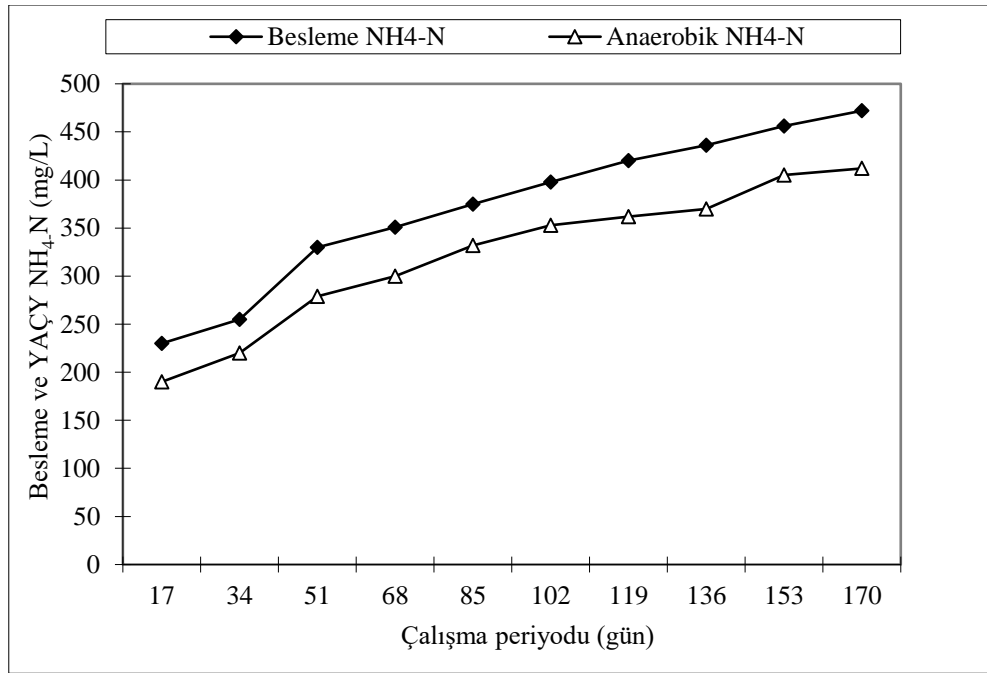
Şekil 4.10: Anaerobik reaktörde OYH'ye göre UYA, alkalinite ve pH değişimleri

UYA konsantrasyonları OYH'nın artışına paralel olarak artmaktadır. Anaerobik sistemlerde uygun alkalinite miktarı (1000-4000 mgCaCO<sub>3</sub>), uçucu asitlerdeki ani artış ve pH 'taki düşüğe karşı sistemi korumaktadır (Öztürk, 2007). Bizim çalışmamızda da alkalinite bu değerler arasındadır. UYA için, literatürde 1000-1500 mg/L değerleri arasında olması istenmekte (Speece, 1996), bizim yapmış olduğumuz bu çalışmada ise biraz aşılmaktadır. Bozkurt (2013), yapmış olduğu çalışmada sızıntı suyunun alkalinitesini 1500-2000 mgCaCO<sub>3</sub>/L aralığında bulmuştur.

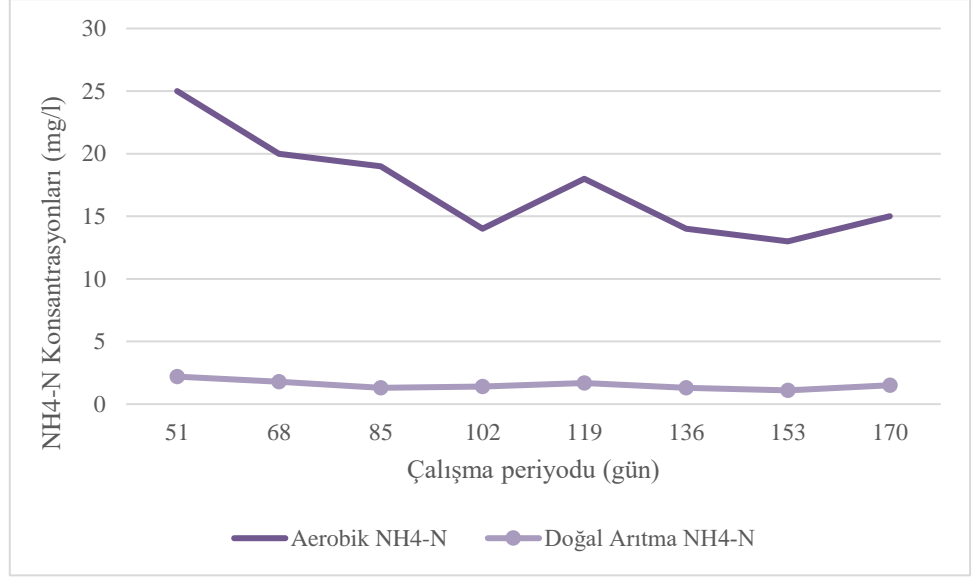
#### 4.7 Anaerobik Reaktör ve Aerobik Reaktördeki NH<sub>4</sub>-N Giderimi

Sızıntı sularındaki azotun büyük bir kısmı amonyum azotu olarak bulunmaktadır. Sızıntı suyundaki NH<sub>4</sub>-N kentsel katı atıkların içerisinde fazla miktarda bulunan azotlu bileşiklerin parçalanması sonucunda açığa çıkmaktadır (İnanç ve diğ. 2000).

Anaerobik reaktöre yüklenen NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonları 230-472 mg/L arasındadır. Sızıntı suyu besleme ve anaerobik reaktörleri NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonlarının günlere göre değişimi Şekil 4.11. 'de aerobik ve doğal arıtma reaktörleri NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonlarının günlere göre değişimi Şekil 4.12'de gösterilmektedir.



Şekil 4.11: Sızıntı suyu besleme ve YAÇY reaktörleri NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonlarının değişimi



**Şekil 4.12:** YAÇY ve doğal arıtma reaktörleri NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonlarının değişimi

Biyolojik sistemlerde nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri temel N giderim mekanizmasıdır. Organik azot ve amonyum azotu aerobik şartlarda nitrate kadar okside olur. Bundan dolayı NH<sub>4</sub>-N gideriminde havalandırma bir büyük öneme sahiptir (Ritzkowski ve diğ. 2016).

Şekil 4.11.'den de anlaşılacağı üzere anaerobik reaktördeki NH<sub>4</sub>-N değerleri giriş değerlerine yakındır. Şekil 4.12'e bakıldığında aerobik NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonlarında aerobik arıtma ve doğal arıtma ile birlikte ciddi bir azalma gözlenmektedir. Anaerobik ortamda amonyum konsantrasyonunun küçük bir kısmı reaktördeki bakteriler tarafından kullanılmakta geriye kalanı reaktörden çıkmaktadır. Aerobik ortamda NO<sub>2</sub>-N ve NO<sub>3</sub>-N'e dönüşmektedir. Anaerobik reaktörde %11-20 arası olan NH<sub>4</sub>-N verimi aerobik reaktörde %96 seviyelerine ulaşmıştır. Doğal arıtma ile ise %90 NH<sub>4</sub>-N giderim verimi elde edilmiştir.

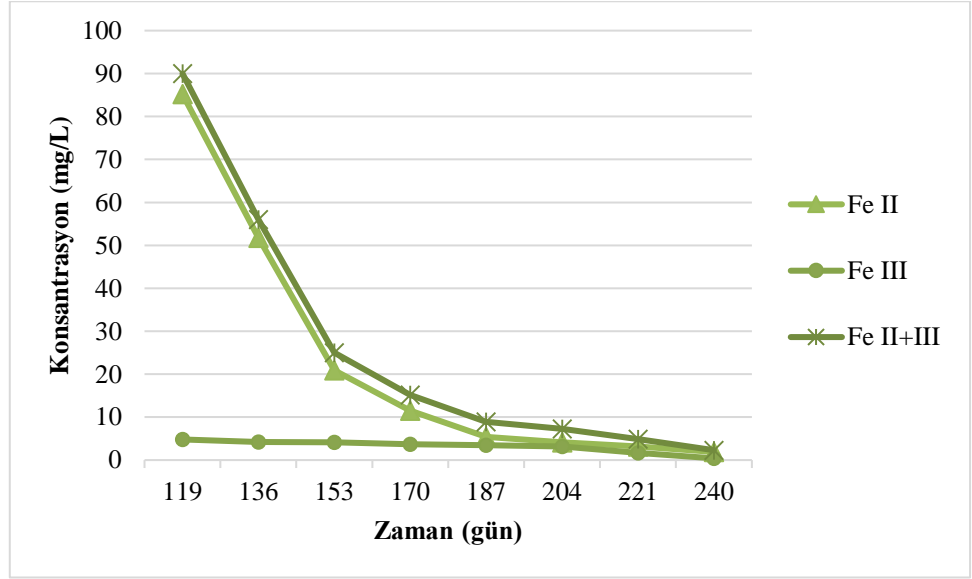
#### 4.8 Doğal Arıtma Reaktöründe Ağır Metal Giderimi

Sızıntı sularında ağır metal giderimi büyük ölçüde önemlidir. Sızıntı suyu özelliği; Mn, Fe, Cd ve Pb gibi ağır metalleri içeriğinde bulundurmaktadır (Razman ve diğ., 1993; Nordin, 2006). Endüstriyel çamurlar ağır metallerce yüksektir ve eklenmesi, sızıntı suyunda yüksek metal konsantrasyonlarına yol açmaktadır (Hui,

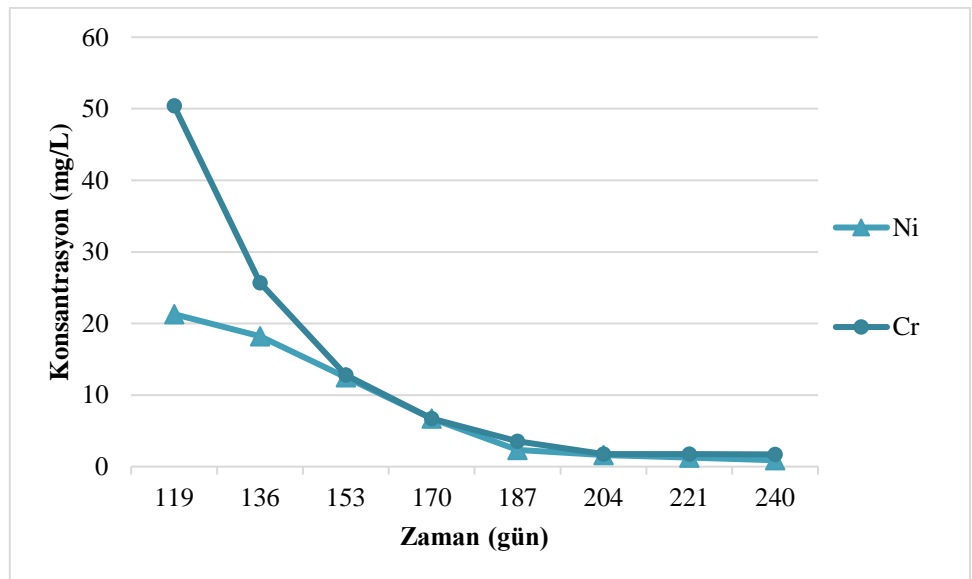


2005). Genç deponilerde Fe 50-1200 mg/L arasında bulunurken yaşlı deponilerde bu değer 20-200 mg/L aralığındadır (Tchobanglous ve diğ., 1993)

Şekil 4.13 ve 4.14'te sızıntı suyundaki ağır metallerin doğal arıtma reaktöründen sonraki çıkış değerleri verilmiştir.



Şekil 4.13: Doğal arıtma reaktöründe Fe II, Fe III ve Fe II+III giderimi



Şekil 4.14: Doğal arıtma reaktöründe Ni ve Cr giderimi

Yapmış olduğumuz çalışmada doğal arıtma reaktöründe sazlık kullanarak %97,4 Fe II+III, %95,8 Ni giderimi ve %97,7 Cr giderimi sağlanmıştır. Lee (2004) yaptığı çalışmada *Typha angustifolia* bitkisi kullanarak arıtılmış sızıntı suyunda %91,7 Cr giderim verimi elde etmiştir. Hamdan ve diğ. (2007) yılında yapmış olduğu çalışmada *S. Sumantrensis* ile Fe gideriminde %95 Elgandy ve diğ. (2004) yapmış olduğu su sümbülü ile Fe gideriminde %84 verime ulaşmışlardır. Yapılan çalışmalar doğal arıtmanın yüksek bir ağır metal giderim yeteneğine sahip olduğunu ve %75-99 kadmiyum, %40-96 bakır, %49-88 nikel, %33-96 çinko ve %86'ya varan oranlarda kurşun giderimi sağladığını göstermektedir (Demirörs, 2006). Yapmış olduğumuz çalışma sonrasında diğer çalışmalarla kıyasladığımızda sazlık bitkisinin sızıntı suyundaki ağır metalleri tutma kapasitesinin yüksek olduğu görülmektedir.

**Tablo 4.1:** Reaktörlerde analiz sonuçları verimleri

<b>REAKTÖRLERDE ANALİZ SONUÇLARI VERİMLERİ</b>			
<b>ANALİZLER</b>	<b>ANAEROBİK ARITMA REAKTÖRÜ</b>	<b>AEROBİK ARITMA REAKTÖRÜ</b>	<b>DOĞAL ARITMA REAKTÖRÜ</b>
<b>KOİ</b>	%96	%99	%63
<b>BOİ<sub>5</sub></b>	-	%96	%60
<b>pH</b>	6,06-8,02	8,50-9,58	7,15-7,50
<b>TOPLAM GAZ</b>	42,5 L	-	-
<b>CH<sub>4</sub> GAZI</b>	%55	-	-
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	%13	%96	%90
<b>Fe</b>	-	-	%97,4
<b>Ni</b>	-	-	%95,8
<b>Cr</b>	-	-	%97,8

## 5. SONUÇ

Dünyada yaşanan iklim değişikliği ve küresel ısınmanın her geçen gün artması sebebiyle su kaynakları git gide tükenmektedir. Bundan dolayı arıtılmış atıksuların yeniden kullanımı, su kaynaklarının korunması açısından oldukça önemli bir role sahiptir.

Yapmış olduğumuz bu çalışmada, arıtılması zor olan ve organik kirlilik yükü çok yüksek olan sızıntı sularının, geleneksel yöntemlerin ardından maaliyeti daha düşük olan evsel atıksuların arıtımında sıklıkla kullanılan ancak sızıntı sularında çok da fazla uygulama alanı olmayan doğal arıtma ile kanalizasyon ve/veya alıcı ortam deşarj standartlarını sağlayıp sağlamayacağı denemeler yapılmıştır.

Anaerobik reaktörün start-up periyodu 40 gün, işletme periyodu ise 240 gün sürmüştür. KOİ 2000 mg/L ile 30000 mg/L arasında değişen konsantrasyonlarda anaerobik reaktöre yüklenmiştir. KOİ konsantrasyonlarının artmasıyla OLR'ler artırılmıştır. Anaerobik reaktörün çıkış KOİ'si aerobik reaktörün giriş KOİ değerini, aerobik reaktörün çıkış KOİ'si ise doğal arıtma reaktörünün giriş KOİ değerini vermiştir. Anaerobik arıtmada KOİ giderim verimi %96 seviyelerinde iken aerobik arıtma bu verim %99 seviyesine kadar yükselmiştir. Doğal arıtma reaktöründe ise %63'tür. Tablo 2.3. 'te verildiği üzere SKKY alıcı ortam deşarj standardına göre KOİ değeri 500 mg/L iken çalışmamız sonunda KOİ 30000'den 50 mg/L'ye artırılmıştır.

Amonyum azotu aerobik fazda nitrit ve nitrat azotuna dönüşmektedir. Aerobik reaktörde amonyum azotu giderimi %96 pilot ölçekli doğal arıtma reaktörü sonunda ise amonyum azotu %90 verim ile 1,3 mg/L'ye kadar arıtımı sağlanmıştır.

Alıcı ortama deşarj standartları gereği pH aralığı 6,0-9,0 istenirken çalışmamızda doğal arıtma sonrası pH aralığı 7,15 ile 7,50 arasında değişmektedir.

Sızıntı sularında yüksek miktarda bulunan, arıtılması zor olan ve çevre için çok tehlikeli olan ağır metallerden Fe, Ni ve Cr giderim verimleri sırasıyla %97,4, %95,8 ve %97,7'dir ve alıcı ortam deşarj standartlarına uygundur.

Sonuç olarak; sızıntı sularının oldukça kirli olduğu ve yeraltı sularını kirletme potansiyeli olduğunu göstermektedir. İşletme kolaylığı, ekonomik oluşu ve sulama gibi yöntemlerle atıksuyun yeniden kullanılmasını sağlayan doğal arıtma sistemleri Türkiye için dikkate alınarak değerlendirilmesi gereken bir arıtım biçimidir. Doğal arıtma sistemleri özellikle klasik arıtma sistemlerinden sonra bir ileri arıtma olarak da tercih edilebilir.

## 6. KAYNAKLAR

Ağdağ, O.N., Sponza, D., ‘‘Sızıntı sularının yukarı akışlı çamur yatak / tam karışımli tank reaktör sistemlerinde arıtılması’’, *İTÜ Dergisi*, Cilt:15, Sayı:1-3, 29-42 (2005).

Akça, L., ‘‘Atıksu Arıtımında Doğal Sistemler, Seminer notları’’, Elazığ, (2005).

AMOKRANE, A., Comel, O., Veron, J., Landfill Leachate Pretreatments by Coagulation-Flocculation, *Wat. Res.*, 31 (1), 2775-2782, (1997).

ANDERSON, G., Yang, G., Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digestion using a simple titration, *Water Environment Research*, 64, 53-59, (1992).

APPA-AWWA-WEF. Standard Methods for the Examination Water and Wastewater, 18th Ed.; Washington DC, USA, (1992).

Arceivala, S., J., ‘‘Çevre Kirliliği Kontrolünde Atıksu Arıtımı’’, Türkçe Birinci Baskı, sy.333-344., (2002).

Bilgili, M. S., ‘‘Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri’’, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi, (2006)

BÜYÜKKAMACI, N., Filibeli, A., Concentrated Wastewater Treatment Studies Using an Hybrid Reactor, *Process Biochemistry*, 38, 771-775 (2002).

Chian, E.S.K. ve De Walle, F.B. Evaluation of Leachate Treatment, Vol. I, Characterization of Leachate, EPA-600/2-77-186a, Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency (1977).

Claudio DiIaconi, Marco De Sanctis, Simona Rossetti, Annalisa Mancini, Bio-chemical treatment of medium-agesanitary landfill leachates in a high synergy system, *Process Biochemistry*, Volume 46, Issue 12, Pages 2322-2329, (2011).

Çakmak, B., Yıldırım, M., Aküzüm, T., ‘‘Türkiye’de Tarımsal Su Yönetimi, Sorunlar ve Çözüm Önerileri’’, TMMOB 2. Su Politikaları Kongresi, 215-224, (2003).

Çiftçi H., Kaplan SŞ., Köseoğlu H., Karakaya E., Kitiş M., “Yapay sulak alanlarda atık su arıtımı ve ekolojik yaşam” *Erciyes Üni. Fen Bilimleri Enst. Dergisi*. 23 (1-2): 149-160 (2007).

Dayana Donneys-Victoria, Nilson Marriaga-Cabrales, Rubén J. Camargo-Amado, Fiderman Machuca-Martínez, Juan M. Peralta-Hernández, Carlos A. Martínez-Huitle, Treatment of landfill leachate by a combined process: Iron electrodisolution, ironoxidation by H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and chemical flocculation, *Sustainable Environment Research*, Volume 28, Issue 1, Pages 12-19, (2018).

Denbigh, K.G., *Chemical Reactor Theory*, Cambridge University Press, USA (1984).

Duran, E.B., Cuci, Y., “Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyunun Fizikokimyasal Arıtım Yöntemleriyle Arıtılabilirliğinin Araştırılması”, *KSU Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 19(2) Kahramanmaraş, Türkiye, (2016).

EPA., *Manual, Constructed Wetlands Treatment of Municipal Waster waters*, EPA/625/R-99/010, U.S. *Environmental Protection Agency*, Cincinnati, Ohio, USA., (1999).

Gökalp, Z., Çakmak, B., “Doğal Arıtma Sistemlerinde Karşılaşılan Problemler ve Çözüm Önerileri”, 3. Uluslararası Bursa Su Kongresi ve Sergisi, 22-24 Mart, Bursa, Türkiye, (2013).

Gülşen, H., Turan, M., “Katı atık depolama alanı sızıntı sularının Anaerobik Akışkan Yataklı Reaktör’de arıtılabilirliği”, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı, *İTÜ Dergisi*, Cilt:19, Sayı:1-2, 74-84 (2009).

Heyer K. U., Erdin E., Tokgöz S., “Deponi Sızıntı Sularının Arıtma Teknikleri ve Örnek Tesisler”, III. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi (1999).

Hongwei Sun, Qing Yang, Yongzhen Peng, Xiaoning Shi, Shuying Wang, Shujun Zhang, Advanced landfill leachate treatment using a two-stage UASB-SBR system at low temperature, *Journal of Environmental Sciences*, Volume 22, Issue 4, Pages 481-485, (2010).

Hui, T.S. *Leachate Treatment By Floating Plants In Constructed Wetland*, Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia. 83p., (2005).

Imran Ahmad, Norhayati Abdullah, Shreeshivadasan Chelliapan, Santhana Krishnan, Iwamoto Koji, Ali Yuzir, Effect of organicloading rate on the performance of modifiedan aerobic baffle dreactor treating landfill leachate containing heavy metals, *MaterialsToday: Proceedings*, Volume 46, Part 5, Pages 1913-1921, (2021).

Izabela Anna Tałałaj, Izabela Bartkowska, Paweł Biedka, Treatment of young and stabilized landfill leachate by integrated sequencing batch reactor (SBR) and reverse osmosis (RO) process, *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, Volume 16, 100502, (2021).

Lavrova, S. and Koumanova, B. Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate, *Bioresoruce Technology*, Vol. 101, 1756- 1761., (2010).

Likun Huang, Zhe Li, Guangzhi Wang, Wenli Zhao, Yuan Xu, Dong-Wang, Experimental study on advanced treatment of landfill leachate by ultraviolet catalytic persulfate, *Environmental Technology & Innovation*, Volume 23, 101794, (2021).

Lina Wu, Zhibin Yan, Shan Huang, Jin Li, Baiyi Su, Chunyan Wang, Yongzhen Peng, Rapid start-up and stable maintenance of partial nitrification–anaerobic ammonium oxidation treatment of landfill leachate at low temperatures, *Environmental Research*, Volume 191, 110131, (2020).

Luyben, W. L., *Chemical Reactor Design and Control*, New York (2007).

Mitali Nag, Takayuki Shimaoka, Teppei Komiya, Influence of operations on leachate characteristics in the Aerobic-Anaerobic Landfill Method, *Waste Management*, Volume 78, Pages 698-707, (2018).

Öztürk, İ., ‘‘Katı Atık Yönetimi ve AB Uyumlu Uygulamaları’’, Baskıda, İSTAÇ Yayınları, İstanbul (2010).

Öztürk, M Altınbaş, O Arıkan, ‘‘Kent Yönetimi İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu’’, (1999).

Qasim S.R., Chiang W., *Sanitary Landfill Leachate Generation, Control and Treatment*, Technomic Publishing Company, Switzerland, (1994).

Ritzkowski M., Walker B., Kuchta K., Raga R., Stegmanna R., Aeration of the Teuftal landfill: Field scale concept and lab scale simulation, *Waste management*, 55, 99-107, (2016).

S. Theeparaksapan, C. Chiemchaisri, W. Chiemchaisri, K. Yamamoto, Removal of pollutants and reduction of bio-toxicity in a fullscale chemical coagulation and reverse osmosis leachate treatment system, *Bioresource Technology*, Volume 102, Issue 9, Pages 5381-5388, (2011).

Sevil Veli, Tuba Öztürk, Anatoly Dimoglo, Treatment of municipal solidwastes leachate by means of chemical- and electro-coagulation, *Separation and Purification Technology*, Volume 61, Issue 1, Pages 82-88, (2008).

Song, Z., Williams, C.J. ve Edyvean, R.G.J. Treatment of tannery wastewater by chemical coagulation, *Desalination*, 164, 249-259., (2004).

Speece, R.E. and Mc Carty, P.L., Nutrient Requirements and Biological Solids Accumulation in Anaerobic Digestion in *Advances in Water Pollution Research*, 2 nd Edition, Eckfelder, W.W., Pergamon Press, Oxford, pp 305-333 (1964).

Suda Ittisupornrat, Athit Phetrak, Suthida Theeparaksapan, Wuttichai Mhuanong, Tomohiro Tobino, Effect of prolonged sludge retention times on the performance of membrane bioreactor and microbial community for leachate treatment under restricted aeration, *Chemosphere*, Volume 284, 131153, (2021).

Şahin, T., Öncel, M. S., “Gebze Katı Atıklarının Dökümünden Önce ve Sonra Oluşan Sızıntı Sularının Karakteristiklerinin Belirlenmesi”, DEÜ Çevre Mühendisliği Bölümü ve ÇEVMER 3. Uluslararası Atık Kongresi, 25-27 Mayıs, İzmir, Türkiye, (2005).

Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I., Matis, K.A. ve Samaras, P. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates”, *Chemosphere*, 53, 737-744 (2003).

Tchobanoglous, G. And Burton, F.L., *Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse*, McGraw-Hill, Inc., 1334p, (1991).

Tchobanoglous, G. Theisen, H. Vigil, S.A., *Integrated solidwaste management*. Mc Graw Hill Inc. (1993).

Tchomic Publishing Company, *Sanitary Landfill Leachate*, Lancaster, Pensilvanya, USA, (1994).

Topal M., Karagözoğlu B., Öbek E., “Sızıntı Sularının Doğal Arıtımı” Fırat Üniversitesi, Elazığ, Cumhuriyet Üniversitesi, Sivas, (2012).

Topal ve ark., “Depolama Sahasından Alınan Çöp Sızıntı Sularının Laboratuvar Ölçekli Ortamda Bitkisel Yolla Azot-Fosfor ve Ağır Metal Gideriminin Araştırılması”, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, (2011)

Topal, M., Karagözoğlu, B., Öbek, E., Sızıntı Sularının Doğal Arıtımı, *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, AKÜ FEBİD 11 (1-16), (2011).

Tüylüoğlu, B.S., “Evsel Katı Atık Sızıntı Sularının Havasız Çamur Yataklı Reaktörlerle Arıtımı”, İTÜ Doktora Tezi, (2001).



U.S. Environmental Protection Agency (USEPA)., On-Site Wastewater Treatment Systems Manual. EPA/625/R-00/008, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, *Office of Regional Operations and State/Local Relations*, Washington, DC., (2002).

Xu Q., Jin X., Ma Z., Tao H., Ko J.H., Methane Production in Simulated Hybrid Bioreactor Landfill, *Bioresource Technology*, 168, 92-96, (2014)

Yalılı, M., Kestioğlu, K., Mert, B.K., ‘‘Sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliğinin respirometrik yöntemle izlenmesi’’, *Uludağ Üniversitesi, Mühendislik- Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 11, Sayı 1, 65-73, (2006).

Ying Yu, Mingxiao Li, Xin Dai, Fanhua Meng, Xuejiao Qi, Jiaqi Hou, Meiyang Ye, Beidou Xi, Insitumature leachate treatment with hydroxylamine addition in the Aerobic-Anaerobic Recirculation Landfill, *Science of The Total Environment*, Volume 696,134084, (2019).

Zhiyue Wu, Yuan Liu, Junqiang Yao, XiaoyuZ heng, Simon Mondono Wandera, Renjie Dong, Yu-You Li, Wei Qiao, The materials flow and membrane filtration performance in treating the organic fraction of municipal solidwaste leachate by a high solid type of submerged anaerobic membrane bioreactor, *Bioresource Technology*, Volume 329,124927, (2021).