

**T.C.  
FIRAT ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**



**KATI ATIK DEPOLAMA SAHASI SIZINTI SUYUNDAKİ BAZI  
AĞIR METALLERİN SU BİTKİLERİ İLE ALIM  
KAPASİTESİNİN BELİRLENMESİ**

**Yeter GÜLEN ÖZTÜRK**

Yüksek Lisans Tezi

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI  
Çevre Teknolojisi Bilim Dalı

TEMMUZ, 2021

**T.C.**  
**FIRAT ÜNİVERSİTESİ**  
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Yüksek Lisans Tezi

**KATI ATIK DEPOLAMA SAHASI SIZINTI SUYUNDAKİ BAZI AĞIR  
METALLERİN SU BİTKİLERİ İLE ALIM KAPASİTESİNİN  
BELİRLENMESİ**

Tez Yazarı  
**Yeter GÜLEN ÖZTÜRK**

Danışman  
Doç. Dr. E. Işıl ARSLAN TOPAL

TEMMUZ, 2021  
ELAZIĞ

**T.C.**  
**FIRAT ÜNİVERSİTESİ**  
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Yüksek Lisans Tezi

Başlığı: Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyundaki Bazı Ağır Metallerin Su Bitkileri İle Alım Kapasitesinin Belirlenmesi

Yazarı: Yeter GÜLEN ÖZTÜRK

İlk Teslim 01.07.2021

Savunma 26.07.2021

**TEZ ONAYI**

Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına göre hazırlanan bu tez aşağıda imzaları bulunan jüri üyeleri tarafından değerlendirilmiş ve akademik dinleyicilere açık yapılan savunma sonucunda OYBİRLİĞİ ile kabul edilmiştir.

Danışman:	Doç. Dr. E. Işıl ARSLAN TOPAL Fırat Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi	<i>İmza</i> Onayladım
Başkan:	Doç. Dr. Mehtap TANYOL Munzur Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi	Onayladım
Üye:	Dr. Öğr. Üyesi Engin GÜRTEKİN Fırat Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi	Onayladım

Bu tez, Enstitü Yönetim Kurulunun ...../...../20..... tarihli toplantısında tescillenmiştir.

*İmza*  
Doç. Dr. Kürşat Esat ALYAMAÇ  
Enstitü Müdürü

## BEYAN

Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım ‘‘Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyundaki Bazı Ağır Metallerin Su Bitkileri ile Alım Kapasitesinin Belirlenmesi’’ yüksek lisans tezimin içindeki bütün bilgilerin doğru olduğunu, bilgilerin üretilmesi ve sunulmasında bilimsel etik kurallarına uygun davrandığımı, kullandığım bütün kaynakları atıf yaparak belirttiğimi, maddi ve manevi desteği olan tüm kurum/kuruluş ve kişileri belirttiğimi, burada sunduğum veri ve bilgileri unvan almak amacıyla daha önce hiçbir şekilde kullanmadığımı beyan ederim.

26.07.2021

**Yeter GÜLEN ÖZTÜRK**



## ÖNSÖZ

---

Tez konumun seçimi, yürütülmesi ve yönlendirilmesi aşamasında her zaman yakın ilgi ve desteğini sabırla esirgemeyen danışman hocam Sayın Doç. Dr. E. Işıl ARSLAN TOPAL'a teşekkür ederim. Tezime yaptığı katkılardan dolayı Sayın Doç. Dr. Murat TOPAL'a teşekkür ederim. Elazığ Belediyesi'nin bu tez çalışmasında bana yapmış oldukları desteklerinden dolayı kendilerine teşekkür ederim. Elazığ Belediyesi Katı Atık Depolama Sahası çalışanlarına numune alımları esnasında göstermiş oldukları ilgiden dolayı kendilerine teşekkür ederim. Yüksek lisans tezime MF 19.54 nolu proje ile maddi destek sağlayan FÜBAP'a teşekkür ederim. Herşeyden önce, her konuda ve her koşulda yanımda olup benim için hiçbir fedakârlıktan kaçınmayan hayat arkadaşşıma teşekkür ederim.

**Yeter GÜLEN ÖZTÜRK**

ELAZIĞ, 2021

# İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	iv
İÇİNDEKİLER .....	v
ÖZET .....	vi
ABSTRACT .....	vii
ŞEKİLLER LİSTESİ .....	viii
TABLolar LİSTESİ .....	ix
KISALTMALAR .....	x
<b>1. GİRİŞ .....</b>	<b>1</b>
1.1. Su Kirliliği .....	2
1.2. Sızıntı Suyu.....	4
1.2.1. Sızıntı suyu oluşumu .....	4
1.2.2. Sızıntı suyunda ağır metaller .....	8
1.3. Ağır Metaller.....	9
1.3.1. Krom.....	10
1.3.2. Bakır .....	11
1.3.3. Kurşun .....	11
1.3.4. Kadmiyum .....	12
1.3.5. Demir.....	12
1.3.6. Çinko .....	13
1.4.1. Ağır metalleri arıtma metotları .....	13
1.4.2. Sızıntı suyu arıtma metotları .....	15
1.4.3. Fitoremediasyon .....	22
<b>2. MATERYAL VE METOT.....</b>	<b>29</b>
2.1. Su Sümbülü ve Su Marulu Bitkileri .....	29
2.2. Elazığ katı atık depolama sahası .....	30
2.3. Laboratuvar Çalışması .....	31
<b>3. BULGULAR VE TARTIŞMA.....</b>	<b>35</b>
<b>4. SONUÇLAR .....</b>	<b>45</b>
KAYNAKLAR.....	47
ÖZGEÇMİŞ	

## ÖZET

---

### Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyundaki Bazı Ağır Metallerin Su Bitkileri İle Alım Kapasitesinin Belirlenmesi

**Yeter GÜLEN ÖZTÜRK**

Yüksek Lisans Tezi

FIRAT ÜNİVERSİTESİ  
Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı  
Temmuz 2021, Sayfa x+54

---

Bu tezde, katı atık depolama sahası sızıntı sularına maruz bırakılan su sümbülü ve su marulu bitkilerinin bazı ağır metalleri alım kapasitesinin belirlenmesi amaçlandı. Elazığ Belediyesi katı atık depolama sahası sızıntı suyu alınarak laboratuvarında reaktörlerin içerisine yerleştirip bu reaktörlere su sümbülü ve su marulu eklendi. Bitkilerden belirli aralıklar ile numuneler alındı. Elde edilen sonuçlara göre su sümbülü ve su marulu numunelerinde ağır metal konsantrasyonları Fe>Zn>Cr>Cu>Pb>Cd sıralamasını izlendi. Su sümbülünün ağır metallerini alım miktarları, su marulunun alım miktarlarından daha yüksek olarak tespit edildi. Sonuç olarak, Elazığ Belediyesi katı atık depolama sahası sızıntı suyuna maruz bırakılan su sümbülü ve su marulunun Fe, Zn, Cr, Cu, Pb ve Cd ağır metallerini akümüle ettiği belirlendi.

**Anahtar Kelimeler:** Su sümbülü, Su marulu, Fitoremediasyon, Ağır Metaller, Sızıntı suyu, Deponi sahası

## ABSTRACT

---

### Determination of Uptake Capacity of Some Heavy Metals in Landfill Leachate By Aquatic Plants

**Yeter GÜLEN ÖZTÜRK**

Master's Thesis

FIRAT UNIVERSITY  
Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering  
July 2021, Page x+54

---

In this thesis, determination of some heavy metals uptake capacity of water hyacinth and water lettuce plants that exposed to landfill leachate was aimed. Elaziğ municipal solid waste landfill leachate was taken and placed inside the reactors in the laboratory and water hyacinth and water lettuce were added to these reactors. Samples were taken from plants at certain intervals. According to the results obtained, heavy metal concentrations in water hyacinth and water lettuce samples were followed the order of Fe>Zn>Cr>Cu>Pb>Cd. The uptake of heavy metals in water hyacinth was higher than the uptake amounts of water lettuce. As a result, it was determined that water hyacinth and water lettuce, which were exposed to the leachate of the Elaziğ municipal solid waste landfill, accumulated heavy metals Fe, Zn, Cr, Cu, Pb and Cd.

**Keywords:** Water hyacinth, Water lettuce, Phytoremediation, Heavy Metals, Leachate, Landfill

## ŞEKİLLER LİSTESİ

Sayfa

Şekil 1.1.	Sızıntı suyu arıtımının belirlenmesi .....	16
Şekil 1.2.	Fitoremediasyon mekanizması.....	23
Şekil 1.3.	Kirleticilerin giderilmesinde yer alan farklı mekanizmalar. ....	23
Şekil 1.4.	Fitodegradasyon prosesinin şematik diyagramı .....	26
Şekil 2.1.	Su sümbülü bitkileri.....	29
Şekil 2.2.	Su sümbülü bitkilerinin toplu halde görünümü.....	29
Şekil 2.3.	Su marulu bitkileri .....	30
Şekil 2.4.	Elazığ katı atık depolama sahası sızıntı suyu havuzu .....	31
Şekil 2.5.	Elazığ katı atık depolama sahası sızıntı suyu havuzunun yol kenarından görünümü.....	31
Şekil 2.6.	Su sümbülü bitkisinin kontrol numunesi.....	32
Şekil 2.7.	Su marulu bitkisinin kontrol numunesi .....	32
Şekil 2.8.	Su sümbülü bitkilerinin reaktörlere yerleşim şekli .....	33
Şekil 2.9.	Su marulu bitkilerinin reaktörlere yerleşim şekli .....	33
Şekil 2.10	Bitkilerde bozulmanın meydana gelmesi.....	34
Şekil 3.1.	Su sümbülünde zamana göre krom konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri .....	35
Şekil 3.2.	Su sümbülünde zamana göre bakır konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri .....	36
Şekil 3.3.	Su sümbülünde zamana göre kurşun konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri.....	37
Şekil 3.4.	Su sümbülünde zamana göre kadmiyum konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri ..	38
Şekil 3.5.	Su sümbülünde zamana göre demir konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri .....	38
Şekil 3.6.	Su sümbülünde zamana göre çinko konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri.....	39
Şekil 3.7.	Su marulunda zamana göre krom konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri .....	40
Şekil 3.8.	Su marulunda zamana göre bakır konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri.....	40
Şekil 3.9.	Su marulunda zamana göre kurşun konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri .....	41
Şekil 3.10.	Su marulunda zamana göre kadmiyum konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri .....	42
Şekil 3.11.	Su marulunda zamana göre demir konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri.....	43
Şekil 3.12.	Su marulunda zamana göre çinko konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri .....	43

## TABLolar LİSTESİ

	Sayfa
<b>Tablo 1.1.</b> Öncelikli su kirleticiler ve bu kirleticilerin kaynakları .....	3
<b>Tablo 1.2.</b> Sızıntı suyunun fizikokimyasal bileşiminde depolama sahası yaşına göre değişim .....	5
<b>Tablo 1.3.</b> Depolama sahaslarındaki ağır metaller.....	9
<b>Tablo 1.4.</b> Metaller ve hedef bölgeleri .....	10
<b>Tablo 1.5.</b> Toksik ağır metallerin uzaklaştırılması için kullanılan farklı metotların avantajları ve dezavantajları .....	13
<b>Tablo 1.6.</b> Sızıntı suyu yaşına göre sızıntı suyu arıtma şekli .....	16
<b>Tablo 1.7.</b> Fitoremediasyon mekanizmalarının avantaj ve dezavantajları.....	24

## KISALTMALAR

<b>BOİ</b>	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
<b>EPA</b>	: Çevre Koruma Teşkilatı
<b>KOİ</b>	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
<b>WHO</b>	: Dünya Sağlık Örgütü



# 1. GİRİŞ

Su, insan yaşamı için vazgeçilmez bir kaynaktır. Antropojenik eylemlerin ve sanayileşmenin etkisi ile su kaynakları kirletilmektedir (David vd., 2018). Su kaynaklarının kirletilmesi sonucunda mevcut su kalitesi bozulmakta ve su kirliliği oluşmaktadır (Topal, 2011). Su kirliliği; su kaynağının fiziksel, kimyasal, ekolojik ve bakteriyolojik özelliklerinin olumsuz olarak değişmesi ve doğrudan veya dolaylı yoldan biyolojik kaynaklarda, insan sağlığında, balıkçılıkta, su kalitesinde ve suyun diğer amaçlar ile kullanılmasında engelleyici bozulmalara neden olacak madde ve enerji atıklarının boşaltılmasını ifade eder (SKKY, 2004; Topal; 2011). Kirletici ajanların parçalanması; hidrosfer, litosfer ve biyosfer dahil her bir anahtar kaynağın ekolojik olarak kirlenmesinin temel nedenidir (Bilal vd., 2018). Çeşitli endüstrilerin, enerji santrallerinin, rafinerilerin ve madenlerin neden olduğu zararlar suyu kirleten etmenlerin başında gelmektedir. Atıklar hem toksik hem de toksik olmayan metal iyonlarını içerirler ve atıkların sahip oldukları bileşenler doğrudan su kirliliğine yol açar. Bu kirlilik; insanlarda, bulaşıcı hastalıklar, kanser, nöron yıkımı, kolera, tifo, bağırsak hastalıkları, ishal, kusma, cilt ve böbrek sorunları gibi birçok sağlık sorununa sebep olmaktadır (Khan ve Ghouri, 2011; Haseena vd., 2017; Jeevanantham vd.,2019).

Düzenli depolama sahası sızıntı suları, yüksek kirlilik potansiyeli olan atıksulardır. Sızıntı suları; iklim, jeoloji ve depolama sahasının yaşı gibi faktörlerden kuvvetli bir şekilde etkilenen karmaşık ve değişken bir yapıya sahiptirler. Bu nedenle, tüm sızıntı sularına uygulanabilecek tek bir muamele bulmak, dünya genelinde bir sorun olmaya devam etmektedir (Moraes Costa vd., 2019).

Ağır metallerin atıksulardan giderimi için birçok yöntem kullanılmaktadır. Bunlar; adsorpsiyon, iyon değiştirme, nanofiltrasyon, ters osmoz vb. yöntemlerdir. Ancak, bu sistemler yüksek maliyet, harcanan zaman ve düşük verim gibi engeller içermektedirler. Fitoremediasyon ise doğal bir yöntem olup ekonomik ve ekolojik açıdan pratik olduğu için olumsuz çevresel koşullarını düzenlemede en iyi alternatiftir. Bu nedenle fitoremediasyon, toksik mateller ile kirlenmiş kaynakların yöneticilerine önerilmektedir. Bu yöntemde, bitkilerin karakteristik yapısı kullanılarak mevcut kirlilik bertaraf edilmektedir. Bu amaçla kullanılan birçok bitki mevcuttur. Fitoremediasyon, zararlı ağır metallerin kirlenmiş ortamdan uzaklaştırılmasında etkili bir yöntemdir. Diğer arıtma işlemleriyle karşılaştırıldığında, fitoremediasyon daha verimli ve uygun maliyetlidir. Kirleticilerin ortamdan giderilmesi diğer yöntemlere kıyasla kalıcı bir çözüm sunmaktadır. Günümüzde, fitoremediasyon konusundaki biyoteknolojik yaklaşımlar, kirleticilerin çevreden uzaklaştırılmasında önemli bir rol oynamaktadır. Bu yaklaşımlar ile bitkilerin metalleri alım kapasiteleri kullanılarak, metallerin uzaklaştırma süreçleri geliştirilmektedir.

## 1.1. Su Kirliliği

Dünya yüzeyinin yaklaşık %71'i sularla çevrilidir. Dünyadaki suların yaklaşık %95,6'sını okyanus suları oluşturmaktadır. Su, tüm hayati eylemler için ve insan hayatı için gerekli olan kaynaklardan birisi olup göletler, göller, akarsular, nehirler ve okyanuslar gibi farklı formlarda bulunur. Bu farklı formlar arasında okyanuslar çok miktarda su içerirler ancak doğasında tuz olduğundan ötürü, diğer formlardan farklı olarak doğrudan içme suyu olarak kullanılamaz. Diğer su formlarında ise içme suyu olarak kullanılabilenler azdır. Antropojenik hareketler ve birçok sanayi alanının gelişmesi günümüzde su kirliliğinin kaynakları durumundadır. Noktasal su kirleticiler; farklı sanayiler, enerji üretimi, şehirselleşme, farmakolojik atıklar ve atıksu arıtma tesisleri gibi kaynaklardır (Schweitzer ve Noblet, 2018). Noktasal kaynaklardan olan endüstriyel kaynaklar, su kirliliğinin temel sebeplerinden biridir. Bakır, krom, kobalt, mangan, çinko ve molibden gibi ağır metaller suda düşük miktarlarda olduğunda hayvanlar ve bitkilerin büyümesinde önemlidir, ancak bu metallerin suda yüksek miktarda bulunduğu durumlarda, olumsuz yönde etkiler görülmektedir (Wijayawardena vd., 2016). İnsanların aksine, bitkiler ağır metalleri bünyelerinden atma kapasitesine sahiptir ve bu işlem; organik asitler, kök indirgemeleri, fitojelatinler ve metalotiyoninler gibi çeşitli mekanizmalar vasıtasıyla yapılmaktadır (Kumar vd., 2016). Tarımsal atıkların bir kısmı ve ekim için kullanılan çeşitli maddeler (azot ve fosfor gibi gübreler, pestisitler, çözünmemiş tuzlar, çiftlik hayvanlarının atıkları gibi maddeler) su kirliliğine neden olmaktadır. Okyanuslarda ve nehirlerde, nakliye sırasında petrol gemilerindeki kazalar nedeniyle petrol sızıntısından kaynaklanan su kirliliği de oluşmaktadır (Braden ve Shortle, 2013). Su kirliliği, kirli sudaki bileşenler nedeni ile insanlarda birçok bulaşıcı hastalığa yol açarak sağlığa zarar veren etkilere neden olmaktadır. Kirli su; toksik ve toksik olmayan metallerden ve mikroorganizmalardan oluşur. Birçok ksenobiyotik bileşen ve patojenik organizma, atıksu arıtımından su kütlelerine doğrudan deşarj edilir ve insan sağlığı üzerine olumsuz etkilere neden olur (Gorga vd., 2013; Stiborova vd., 2017). Kirli suyun fiziksel özelliklerindeki değişiklikler bile insan sağlığı üzerinde olumsuz etkilere yol açar.

İnsan faaliyetleri sonucu yayılan 129 en öncelikli su kirleticilerinin listesi, sudaki birçok tehlike tespit edildikten sonra ilk olarak 1979 yılında EPA tarafından yayınlanmıştır (Zeliger, 2011). Öncelikli su kirleticileri ve bu kirleticilerin kaynakları Tablo 1.1' de listelenmiştir (Jeevanantham vd., 2019).

**Tablo 1.1.** Öncelikli su kirleticiler ve bu kirleticilerin kaynakları

Öncelikli kirleticiler	Kaynaklar
1.Asenaften	Fosil yakıtların yanması, araç egzozları
2.Benzen	Ham petrol, benzin ve sigara dumanı
3.Karbon tetraklorid	Klorlu hidrokarbonların üretimi
4.1,2-Dikloroetan	Otomobil döşemeleri, duvar kaplamaları, ev eşyaları ve otomobil parçaları
5.1.1.2,- Trikloroasetat(TCA)	Mumlar, temizleyiciler, fotoğraf ürünleri
6.Bi(2-kloroetil)eter	Boyalar, vernikler, nasır sökücüler
7.Kloroform	Su dezenfeksiyonu yan ürünleri
8.1.3-Dimetilfenol	İlaçlar, böcek öldürücüler, mantar öldürücüler, boyar maddeler, kauçuk kimyasalları ve plastikler
9.2.4-Dinitrotoluen	Sigara dumanı ve açık alevler
10.Fluoranthen	Kömür katranı, antibiyotik krem, şampuanlar, cilt tedavileri
11.Metil bromid	Mahsul fumigantları ve pestisit imalatı
12.İsophorone	Metal kaplama endüstrileri
13.Naftalin	Kömür katranı, ham petrol, petrol ürünleri, güve kovucular ve hava tazeleyiciler
14.Pyren	Boya üretimi, petrol yanması
15.Toluen	Çözücüler, yapıştırıcılar, boyalar, vernikler ve reçineler,
16.Antimon	Volkanik patlamalar, deniz, orman yangınları
17.Arsenik	Madencilik, eritme, boyalar, ateşe dayanıklı bileşikler
18.Asbest	Doğal arazi kaynaklarının erozyonu, maden atıkları, asbestli çimento boruları
19.Berilyum	İnşaat malzemeleri, yalıtım malzemeleri, kömür yakma
20.Kadmiyum	Fosil yakıt yanması, fosfatlı gübreler, doğal kaynaklar, demir ve çelik üretimi, çimento üretimi
21.Krom	Krom kaplama, boyalar, kimyasal imalat
22.Bakır	Eritme, liçleme ve elektroliz yoluyla cevherler ve mineraller
23.Siyanür	Cevher arıtma, plastiklerin yanması, elektrokaplama
24.Kurşun	Boya, benzin, lehim ve tüketici ürünleri
25.Cıva	Kömür ve petrol
26.Nikel	Madencilik eritme, alaşım üretimi
27.Gümüş	Bakır, bakır-nikel-altın, kurşun ve kurşun-çinko cevherleri
28.Talyum	Çimento fabrikalarının gaz emisyonu, kömür yakan enerji tesisleri
29.Çinko	Çinko, kurşun ve kadmiyum gibi metallerin eritilmesi, madencilik ve çelik üretimi, kömür yanması
30.Fenantren	Motorlu taşıt egzozu, kömür, ham petrol ve doğal gaz işleme, atık yakma ve tütün dumanı

## 1.2. Sızıntı Suyu

### 1.2.1. Sızıntı suyu oluşumu

Depolama sahası sızıntı suları, atıkta bulunan nemin ve kalıntıların bozunma ürünlerinin bir sonucu olarak ortaya çıkan sıvı atıklar olarak tanımlanmaktadır. Üretilen sızıntı suyunun hacmi; yağış, buharlaşma, yüzey akışı, sızma ve atıkların sıkışma derecesi gibi faktörler ile doğrudan ilişkilidir (El-Fadel vd., 2002). Oluşan sızıntı suyunun hacmini kontrol altında tutabilmek için farklı teknikler (astarlar, su geçirmez tabakalar ve örtü tabakaları) uygulanır (Dajic vd., 2016). Düzenli depolama sahası sızıntı suyunun bileşimi oldukça değişken ve heterojendir. Bununla birlikte, genellikle şu bileşenleri içerir: yüksek konsantrasyonda çözülmüş organik madde (uçucu yağ asitleri, hümik ve fulvik asitler gibi organik birleşikler), amonyum azotu ( $N-NH_4$ ) sodyum ( $Na^+$ ), potasyum ( $K^+$ ), klorür ( $Cl^-$ ) kalsiyum ( $Ca^{+2}$ ), magnezyum ( $Mg^{+2}$ ), demir ( $Fe^{+2}$ ), manganez ( $Mn^{2+}$ ), sülfat ( $SO_4^{2-}$ ) ve bikarbonat ( $HCO_3^-$ ), ksenobiyotik bileşikler (örneğin aromatik hidrokarbonlar, fenoller ve böcek ilaçları) ve kadmiyum ( $Cd^{+2}$ ), nikel ( $Ni^{+2}$ ), krom ( $Cr^{+3}$ ), kurşun ( $Pb^{+2}$ ), bakır ( $Cu^{+2}$ ) ve çinko ( $Zn^{+2}$ ) gibi ağır metaller. Sızıntı suyunun bileşimi; atığın bileşimi, depolama alanının yaşı ve iklim gibi birkaç faktöre göre önemli ölçüde değişmektedir. Depolama sahası yaşı, sızıntı suyunun bileşiminde belirleyici bir faktördür. Bunun nedeni, depolama sahasındaki atıkların stabilizasyon aşamalarından geçerken değişime uğramasıdır (Kjeldsen vd., 2002; Kulikowska ve Klimiuk, 2008). Toprak dolgunun ilk safhası boyunca, asit safhası olarak adlandırılan safhada sızıntı suyu, pH ve yüksek konsantrasyonlarda kolay bozulan organik madde ve uçucu asitleri içerir. Metanojenik fazda bulunan olgun atık depolama sahalarında, önemli metan üretimi gözlenir, sızıntı suyunun pH'sı yüksektir ve organik materyal, hümik ve fulvik fraksiyonlar halinde bulunur (Christen vd., 2001; Kurniawan vd., 2006; Kulikowska ve Klimiuk, 2008). Depolama sahası sızıntı suyunun özellikleri fiziksel ve kimyasal parametrelere de bağlıdır. Sızıntı suyunun karakterizasyonu için yaygın olarak kullanılan parametreler şunlardır: pH, biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), amonyak azotu, toplam Kjeldahl azotu (TKN), fosfor, klorür, alkalinite, katı maddeler ve ağır metaller (Kjeldsen vd., 2002; Bhatt vd., 2017; Moraes Costa vd., 2019). Sızıntı suyu bileşiminin zamanla değişimi Tablo 1.2'de verilmektedir (Farquhar, 1989; Ziyang vd., 2009; Moraes Costa vd., 2019).

**Tablo 1.2.** Sızıntı suyunun fizikokimyasal bileşiminde depolama sahası yaşına göre değişim

Parametreler	Depolama sahası sızıntı suyu yaşı (yıl)			
	0-5	5-10	10-20	>20
pH	3-6	6-7	7-7,5	7.5
BOİ (mg/L)	10,000-25,000	1000-4000	50-1000	<50
KOİ (mg/L)	15,000-40,000	10,000-20,000	1000-5000	<1000
TKN (mg/L)	1500-4500	400-800	75-300	<50
NH <sub>4</sub> _N (mg/L)	1500-4250	250-700	50-200	<30
Cl <sup>-</sup> (mg/L)	1000-3000	500-2000	100-500	<100
P(mg/L)	100-300	10-1000	-	<10
Alkalinite	8000-18,000	4500-6000	-	-
İletkenlik (µS/cm)	15,000-41,500	6,000-14,000	-	-
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	500-2000	200-1000	50-200	<50
Fe <sup>+2</sup> (mg/L)	500-1500	500-1000	100-500	<100
Zn <sup>+2</sup> (mg/L)	100-200	50-100	10-50	<10
Toplam çözülmüş katılar (mg/L)	10,000-25,000	5000-10,000	2000-5000	<1000

Depolama sahasının işletimi başlangıcında kimyasal bileşiklerin konsantrasyonları yüksek olup, zamanla (atığın stabilizasyonu ile birlikte) pH parametresi hariç sürekli olarak düşme eğilimindedir. Somani vd. (2019)'nin yaptıkları çalışmada, Hindistan'da Gurgaon, Hyderabad, Kadapa, Okhla, Ghazipur ve Narela-Bawana katı atık depolama sahalarından elde edilen sızıntı suyu örneklerinin pH değerlerini sırasıyla 6.62, 7.42, 7.49, 7.56, 7.25 ve 9.41 olarak tespit etmişlerdir. Sızıntı suyu özelliğinin atık yaşına bağımlı olduğu tespit edilmiştir. Düzenli depolama sahası tabanındaki sızıntı suyu havuzlarından toplanan yaşlı sızıntı suyu, çoğunlukla eski atıklardan kaynaklanmaktadır ve metanojenik fazdaki sızıntı suyunun tipik özelliklerine sahiptir (Kjeldsen vd., 2002; Chen vd., 1986). Araştırmacılar, yaşlı sızıntı suyunda atığın düşük biyobozunurluk potansiyeline işaret eden yüksek pH ve genç sızıntı suyuna kıyasla düşük organik madde konsantrasyonu gözlemlemişlerdir. Taze atıklardan gelen sızıntı suyunun asidik (pH = 5 ila 6,5) olduğu, asidik anaerobik fazı belirlediği, ancak biriken atıklardan toplanan sızıntı suyunun metanojenik fazı temsil eden yüksek pH' a (7,5 ila 9) sahip olduğu bildirilmiştir. Boşaltma alanlarında gözlenen sızıntı suyunun alkali davranışı boşaltma alanlarının gelişmiş aşamasını (olgunluk) gösterir. Gurgaon depolama alanında toplanan sızıntı suyu asitliyen, Narela-Bawana depolama alanı sızıntı suyunun yüksek oranda alkali olduğu bulunmuştur. Sızıntı suyunun alkalitesi bikarbonat, karbonat, hidroksil iyonlarının konsantrasyonuna bağlıdır (Naveen vd., 2016; Somani vd., 2019). Hindistan atık depolama sahalarındaki kentsel atık sızıntı suyunun alkalitesi 10.000 ile 15.000 mg/L

konsantrasyonlarında bildirmiştir (Mor vd., 2006; Singh ve Mittal, 2009; Gupta ve Rani 2014).

Somani vd. (2019)'nin yaptıkları çalışmada, elektriksel iletkenlik Gurgaon ve Haydarabad depolama sahaları için sırasıyla, 14.400 ve 15.200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  olarak bulunmuştur. Genç sızıntı suyu içindeki elektriksel iletkenliğin de yüksek olduğu bulunmuştur. Hyderabad depolama alanında ve Okhla depolama alanında toplanan sızıntı sularının yüksek konsantrasyonda klorür içerdiği bildirilmiştir. Elektriksel iletkenlik, Okhla ve Ghazipur depolama sahaları için 20.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  düzeyinde bulunurken, Narela-Bawana depolama alanı için Moody ve Townsend (2017) tarafından bildirildiği gibi dip külündeki yüksek toplam çözünmüş katı ile senkronize şekilde 34.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  olarak önemli ölçüde yüksek olmuştur. Yüksek elektriksel iletkenlik değeri, karşılık gelen anyonların ve katyonların daha yüksek konsantrasyonunu gösterir. Moody ve Townsend (2017) yaptıkları çalışmada araştırdıkları tüm çöplüklerde yüksek toplam çözünmüş katı içeriğini gözlemlemişlerdir.

Sızıntı sularındaki toplam sertlik, çok değerli katyonların, özellikle kalsiyum ve magnezyumun varlığından kaynaklanmaktadır. Somani vd. (2019), çöp sahalarındaki sızıntı sularındaki su sertlik değerlerini Gurgaon, Haydarabad, Kadapa, Okhla, Ghazipur ve Narela-Bawana için sırasıyla 4500, 9000, 1200, 10.900, 25.000 ve 14.000 mg/L olarak bildirmişlerdir. Diğerlerine kıyasla, Kadapa depolama sahasındaki sızıntı suyunda önemli ölçüde düşük sertlik gözlenirken, Ghazipur depolama sahasında yüksek sertlik gözlenmiştir. Yüksek sertlik değerleri, Ghazipur depolama sahasında büyük miktarda biyolojik olarak çözünebilir atık bulunduğunu doğrulanmıştır.

Sızıntı sularındaki yüksek klorür değeri, yüksek bir toplam çözünmüş katı değeri aralığını gösterir. Somani vd. (2019) yaptıkları çalışmada düzenli depolama sahalarındaki sızıntı suyu numunelerindeki klorür miktarı Gurgaon, Haydarabad, Kadapa, Okhla, Ghazipur ve Narela-Bawana depolama alanları sahaları için sırasıyla 7200, 9000, 1700, 11.900, 6520 ve 7200 mg/L olarak bildirilmiştir. Sızıntı suyunda bulunan yüksek konsantrasyonlu klorür; atıksu girişine ve atık depolama alanlarına atılan gübrelere bağlanabilir. Sızıntı suyundaki klorit, Hint atık depolama alanlarına gece toprağı atılmasına ve hayvan dışkısının varlığına bağlı olabilir.

Sızıntı suyu numunelerinde, sülfat konsantrasyonunun yüksek olması farklı inorganik atık malzemelerin varlığından kaynaklanabilir. Sızıntı suyu numunelerindeki sülfat konsantrasyonları Gurgaon, Haydarabad, Kadapa, Okhla, Ghazipur ve Narela-Bawana depolama alanları için sırasıyla 1350, 700, 140, 1150, 360 ve 500 mg/L olarak bildirilmiştir. Organik maddenin parçalanması, sülfatların yüksek konsantrasyonundan sorumludur (Naveen vd., 2016; Somani vd., 20019).

Çözünen organik madde; KOİ ve BOİ<sub>5</sub> gibi bazı parametreler ile temsil edilir. KOİ, depolama sahası sızıntı suyunun organik madde gücünü tanımlayan bir parametre olup KOİ testi hızlı bir testtir. Yaşına bağlı olarak sızıntı suyu, genç (<5 yaş), orta (5- 10 yaş) ve olgun (>10 yaş) olmak üzere üç kategoriye ayrılabilir (Foo ve Hameed, 2010). Bir depolama sahasının yaşı arttıkça, BOİ<sub>5</sub> ve KOİ konsantrasyonu azalır. Atık bozulması, dört yol izleyen çeşitli kimyasal ve biyolojik işlemlerle oluşur. Bunlar; başlangıç geçiş evresi, asidojen evresi, metanojenik evre ve en son bir olgunlaşma evresidir. Atık matrisin stabilizasyonundan sonra oksijen difüzyonunda artış nedeniyle ek bir aerobik veya hümik fazın varlığı öne sürülmüştür. 120'den daha düşük moleküler ağırlıktaki uçucu yağ asitleri genellikle geçici geçiş/anaerobik fazda gözlenir. Metanojenik fazda, bu uçucu yağ asitleri bileşikleri anaerobik koşullar altında indirgenir. Hazır bulunan tüm biyolojik olarak parçalanabilir bileşiklerin tamamen ayrışmasından sonra, BOİ<sub>5</sub>/KOİ oranı azalır ve bu dönemde sızıntı suyu biyolojik işlemlerle arıtılması zor olan önemli miktarda kalıcı bileşik içerir. Genç sızıntı sularında bulunan toplam organik maddelerin sadece %18 'inin 10.000'dan daha büyük moleküler ağırlığa sahip olduğu, olgun sızıntı sularındaki organik maddelerin %67'sinin 10.000'dan daha büyük moleküler ağırlığa sahip olduğu bildirilmiştir (Kjeldsen vd., 2002). Somani vd. (2019) yaptıkları çalışmada KOİ değerlerini Gurgaon, Haydarabad, Okhla ve Ghazipur depolama alanları için sırasıyla 22.000, 18.000, 13.000 ve 15.000 mg/L olarak bildirmişlerdir. Çöplükteki atıkların çoğunun yakılmış katı atığın külünden oluştuğu Narela-Bawana depolama alanı sızıntı suyunda ise KOİ, diğer depolama alanlarına göre nispeten düşük olmuştur. Yüksek KOİ, organik fraksiyonun yüksek konsantrasyonunun varlığının bir yansımasıdır. Hindistan' da kentsel katı atıklarda %50–60 oranında biyolojik olarak parçalanabilir madde bildirmiştir. Kapada depolama sahasındaki düşük KOİ, atık yaşına (>40yıl) bağlı olup, bunun yanısıra yağış da sızıntı suyunu seyreltmıştır. Gurgaon, Haydarabad ve Ghazipur depolama sahalari maksimum miktarda organik madde aldığıında yüksek KOİ gözlenmiştir.

Çözünen organik madde, asitler, alkoller, aldehitler, uçucu yağ asitleri, hümik ve fulvik asitler gibi bileşikler (asetik asit, propiyonik asit, n –butirik asit izobutirik asit, n- valerik asit, izovalerik asit, n- kaproik vb. asitler) biyobozunabilmektedir. Olgun sızıntı suyunda hümik ve fulvik maddelerin varlığı büyük öneme sahiptir (Kulikowska ve Klimiuk, 2008). Hümik maddeler, farklı yapıdaki bazı organik birleşiklerden oluşur ve depolama yaşı ile birlikte sızıntı suyundaki konsantrasyonu artar. Doğal ortamda, bu bileşikler bazı kirleticilerin davranışını etkileyebilir. Sızıntı suyunda bulunan organikler arasında yaklaşık 200 bileşik tanımlanmıştır. Ksenobiyotik organik bileşikler, genel olarak evsel ve endüstriyel kimyasalların kullanılmasıyla düzenli depolama alanlarına katkıda bulunmaktadır.

Amonyum, bikarbonatlar, kalsiyum, klorür, demir, magnezyum, manganez, potasyum, sodyum, karbonat, florit, iyodür, siyanür, nitrat, nitrit ve sülfat en yaygın olarak bulunan

inorganik bileşiklerdir. Ağır metaller arasında arsenik (metaloit olarak), kadmiyum, krom, kobalt, bakır, kurşun, civa, nikel ve çinko en yaygın olanlarıdır (Yao, 2017). Ağır metallerin yaş ile konsantrasyon profili, sızıntı suyunun pH değerinin yüksek olmasından dolayı düşüş oranını göstermektedir (Kjeldsen vd., 2002).

Depolama sahalarında, sızıntı suyunun bileşimini sürekli olarak etkileyen ve farklı fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlemler meydana gelir. Yüksek konsantrasyonlardaki kirletici maddeler ayrı ayrı veya kombinasyon halinde yüksek düzeyde toksisiteye neden olabilir. Bir sızıntı suyunun toksik potansiyelinin bilinmesi su kütlelerine deşarj edilmeden önce gereklidir (Ghost vd., 2017; Moraes Costa vd., 2019).

### **1.2.2. Sızıntı suyunda ağır metaller**

Kentsel katı atıklar içinde bulunabilen metaller farklı kaynaklardan (piller, ampuller, kullanılan motor yağları, plastik, boya kapları, tabakhane sanayi, elektro atıklar vb.) gelmektedir (Karnchanawong ve Limpiteeprakan, 2009). Dolayısıyla, katı atıklarda meydana gelen sızıntı sularında, çöplere atılan farklı atıkların, lambalar, bataryalar, boyalar, kimyasallar ve eczacılıkta kullanılan ambalajlar gibi maddelerin bir sonucu olarak ağır metaller bulunur (Monteiro, 2001). Ağır metaller, sızıntı suyunda bulunan organik madde, tuzlar ve alkali moleküller ile kompleksler oluşturma kapasitesine sahiptir (Baun ve Christensen, 2004). Somani vd. (2019)'nin yaptıkları çalışmada, sızıntı suyunun asidik doğası nedeniyle taze atıklardan meydana gelen sızıntı suyunda ağır metal konsantrasyonunun anlamlı derecede yüksek olduğu bulunmuştur. Haydarab ve Okhla depolama sahaları için yaşlı sızıntı suyu içindeki Fe konsantrasyonu sırasıyla 13,40 mg/L ve 44 mg/L iken, genç sızıntı suyunda 140 mg/L ve 63 mg/L olarak bildirilmiştir. Benzer şekilde, biriken sızıntı suyu ile karşılaştırıldığında genç sızıntı suyu için daha yüksek konsantrasyonda başka metaller de bulunmuştur. Bu durum, Kulikowska ve Klimiuk (2008)'in bulgularına uygundur. Organik asitlerin üretilmesiyle birlikte düşük pH derecesi depolama sahasının ilk aşamasında (asitleşme aşaması) bulunduğunu göstermiş olup yüksek derecede metal çözünürlüğü nedeniyle daha yüksek metal konsantrasyonları gözlenmiştir. Depolama sahası yaşındaki artışla birlikte, pH değerlerinde bir artış, metallerin çözünürlüğünde belirli bir azalmaya neden olur (Somani vd., 2019).

Depolama alanlarındaki sızıntı sularında yüksek Pb ve Cr değerleri bildirilmiştir (Somani vd., 2019). Zn, Cr ve Pb konsantrasyonlarının yüksek değerleri sızıntı suyundaki ağır metallerin konsantrasyonu, organik asitlerin üretilmesinin neden olduğu düşük pH'ın bir sonucu olarak daha yüksek metal çözünürlüğüne bağlıdır. Literatürde incelenen 13 farklı depolama alanı sızıntı suyunda tespit edilmiş olan ağır metal konsantrasyonları Tablo 1.3'te verilmiştir (Somani vd., 2019).

**Tablo 1.3.** Depolama sahalarındaki ağır metaller

Depolama sahası	Kaynak	Metaller (mg/L)									
		Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Co	Pb	Zn	Mg	Mn
Gazipur, Delhi	Mor vd., 2006	0.06	0.29	0.93	70.62	0.41		1.54	2.21		
Mavallipura, Bangalore	Ramaiah ve Krishnaiah, 2016	-	-	-	1.7	-		-		770	-
Narela, Delhi	Gupta ve Rani, 2014	-	0.21	3.52	-	T.E		-	1.096	-	-
Ghazipur, Delhi	Afsar vd., 2015	-	0.4	0.6	7.5	0.25	T.E	T.E	0.4	-	-
Okhla, Delhi		-	0.75	0.54	10.2	0.31	T.E	T.E	0.56	-	-
Bhalswa, Delhi		-	1.84	0.95	41.6	0.45	T.E	0.56	1.35	-	-
Mavallipura, Bangalore	Naveen vd, 2014	0.04	0.021	0.151	11.16	1.339	-	0.3	3	-	-
Okhla, Delhi	Singh ve Mittal, 2009	0.3	1.5	1.3	8.0	3	-	1.3	1.25	-	0.3
Dhanbad (TCLP ekstraktı)	Pande vd., 2015	0.006	-	0.007	17.75	0.067	0.051	0.071	0.509	-	2.228
Dhanbad (Lizimetre)	Pande vd.,2015	0.021	-	0.101	1.022	0.165	0.094	0.324	0.136	-	0.068
Deonar, Mumbai	Yadav ve Dikshit, 2016	0.09	0.024	T.E	1.06	-	T.E	T.E	T.E	120	0.035
Gurgaon Hyderabad Kadapa	Somani vd., 2019	0.12	4.56	0.00	26.38	0.00	A.E	2.44	7.28	A.E	1.51
		0.00	0.32	0.35	13.24	1.02	A.E	0.46	4.22	A.E	0.59
		0.00	0.35	0.19	12.18	0.00	A.E	0.41	1.04	A.E	0.41
Okhla Ghazipur Narela-Bawana	Somani vd., 2019	0.00	1.34	0.32	43.67	0.55	A.E	0.34	3.09	A.E	1.43
		0.12	0.97	1.58	49.45	2.33	A.E	1.56	2.34	A.E	0.52
		0.00	2.15	0.95	36.26	0.00	A.E	1.52	6.98	A.E	0.75

A.E: Analiz edilmemiştir T.E: Tespit edilmemiştir

### 1.3. Ağır Metaller

“Ağır metal” terimi son yıllarda yaygın bir şekilde kullanılan bir terimdir. Ağır metaller genellikle kontaminasyon ve potansiyel toksisite ya da eko-toksisite ile ilişkilendirilen metaller ya da yarı-metaller (metalloidler) olarak tanımlanır. Günümüzde metalin; yoğunluğuna, atomik ağırlığına, kimyasal özelliklerine ya da toksisitesine bağlı olarak birçok tanımlama yapılmıştır. Gerçekte ağır metal tanımı, yoğunluğu 5g/cm<sup>3</sup> 'den daha büyük olan metaller olarak ifade edilir. Ağır metaller ve metaloidler birbirleriyle etkileşime girdiklerinde, tek başlarına olduklarından daha yüksek toksik etkiye yol açarlar (Alloway, 2013). İnsan vücudunda ağır metallerin kalp, böbrekler, sinir sistemi, karaciğer, pankreas, cilt ve üreme sistemi üzerinde olumsuz etkileri

vardır. Bitkiler, besi hayvanları, mikroorganizmalar, kuşlar, balıklar, kabuklular ve memeliler ağır metal konsantrasyonundan etkilenmektedir. Bitkilerde metal konsantrasyonunun hücrel bileşenler, bitki büyümesi, tohum çimlenmesi, mahsul verimi ve biyokütle üretimi üzerinde olumsuz etkileri vardır. Ancak bitkiler metal iyonlarından insanlara göre az seviyede etkilenirler. Çünkü metal iyonları bitkiler tarafından alındıktan sonra detoksifikasyon işlemi görürler (Stambulska vd., 2018). Ağır metallerin bazıları ve insandaki hedef bölgeleri Tablo 1.4' de listelenmiştir (Wijayawardena vd., 2016).

**Tablo 1.4.** Metaller ve hedef bölgeleri

Metaller	İnsandaki Hedef Bölgeleri
Kurşun (Pb)	İkinci haberci işlevleri, kemik, sinir sistemi, meme dokusu
Kadmiyum (Cd)	İkinci haberci işlevleri ve kemik
Cıva (Hg)	Kemik, rahim, meme dokusu, meme kanseri dokuları, böbrek, pankreas
Demir (Fe)	Üreme
Nikel (Ni)	Kemik, sinir sistemi ve meme dokusu
Krom (Cr)	Meme dokusu
Çinko (Zn)	Meme dokusu
Bakır (Cu)	Meme dokusu ve pankreas
Selenyum (Se)	Meme kanseri dokuları ve pankreas
Molibden (Mo)	Meme kanseri dokuları
Arsenik (As)	Pankreas, deri, akciğer, idrar yolu, böbrek ve karaciğer

İzleyen bölümde bu tez çalışmasında incelenen ağır metaller üzerine bilgiler verilmektedir.

### 1.3.1. Krom

Krom metal alaşımlarında, metal kaplamalarında, rezistanslarda, paslanmaz çeliklerde, otomotiv ve cihaz aksesuarlarında koruyucu olarak, nükleer araştırmalarda ve anorganik pigmentlerin bileşiminde kullanılır (Adriano, 2001). Yer kabuğunun doğal bileşenlerinden biri olan krom; metalürji, kimya ve dayanıklı sanayinin temel elementlerinden biridir. Krom metalinin ekonomik olarak üretildiği tek minarel ise kromittir. Krom cevherinin endüstrideki kullanım alanlarına göre kimyasal bileşimi ve fiziksel özellikleri ile ilgili sınırlamalar söz konusudur. Teknolojik gelişmelere uygun olarak cevherin kimyasal bileşiminden kaynaklanan kullanım sınırlamaları giderek daha esnek hale gelmektedir. Kimyasal cevher olarak tanımlanan yüksek demirli krom cevheri, gelişen teknolojiyle artık metalürji sanayiinde de kullanılabilir (Anonim, 2021. MTA Krom ve Krom özellikleri <http://www.mta.gov.tr>. Erişim tarihi 11.07.2021).

### 1.3.2. Bakır

Vücudumuzda en fazla bulunan eser elementlerden biri olan bakır, doğada yaygın bir şekilde bulunur (Arslanbaş, 2010). Bakır; endüstriyel ve tarımsal alanda, insan ve hayvan hastalıklarının tedavisinde ve günlük yaşamda fazlaca kullanılan bir metal olması nedeniyle başta insanlar olmak üzere çeşitli hayvanlarda sık sık zehirlenmelere yol açmaktadır. Bakır tuzları, tarımda fungusid, insektisid, antiseptik ve gübreleme amaçlı, veteriner hekimlikte antelmintik olarak sağaltım amacıyla, su arıtımında alglerin yok edilmesinde ve endüstride değişik amaçlarla kullanılmaktadır. Bakır; içme suyu, besin maddeleri, toprak ve hava gibi kaynaklar vasıtasıyla sürekli insan ve hayvanlara ulaşır (Güler ve Çobanoğlu, 1997; Kartal vd., 2010; Arslanbaş, 2010). Bakırın emilimi sindirim sisteminden olur ve bu emilim gıdalardaki kimyasal şekline, diğer mineral ve organik maddelerin miktarına, bağırsak içeriğinin asitlik derecesine göre değişir. Emilen bakır kan dolaşımına girer, albumine ve amino asitlere bağlanarak taşınır, tüm vücuda dağılır ve karaciğerde yüksek düzeyde birikir; ancak bir ölçüde yumuşak dokularda da depolanır. Vücuttan ise başlıca safrayla atılır (Kaya ve Akar, 2002; Kurnaz, 2008; Arslanbaş, 2010). Fazla miktarda bakır alınması halinde, doku ve organlarda yüksek oranlarda bakır birikmesi akut ve subakut zehirlenmelere yol açarak gastroenteritis, karaciğer, böbrek ve dalakta şiddetli konjesyon, karaciğer, akciğer, damar ve böbrek hastalıkları, sindirim sisteminde hemoraji, merkezi sinir sistemi irritasyonları, karın ve akciğerlerde sıvı toplanması gibi olumsuz etkilere neden olabilmektedir. Bakır, çinko, demir ve molibden gibi metallere kombinasyon şeklinde maruz kalınması durumunda, bu metallerin karşılıklı etkileşimlerinin bir sonucu olarak böbrek dokusundaki demir düzeyinin olumsuz yönde etkilendiği görülmüştür (Güler ve Çobanoğlu, 1997; Anonim, 2010; Arslanbaş, 2010). Bakırın teratojenik etkileri yanında mutajenik ve karsinojenik etkilerinin de olabileceği belirtilmektedir (Güler ve Çobanoğlu, 1997; Arslanbaş, 2010).

### 1.3.3. Kurşun

Kurşun ve bileşikleri; pil ve akü üretiminde, boya endüstrilerinde kullanılır. Kurşun, genelde eritilirken çıkan tozda, boya hazırlama endüstrileri atıksuyunda, depolanan veya atılan pillerde, şehir içi trafiğin yoğun olduğu saatlerde maksimum seviyede olmak üzere egsozdan çıkan emisyonunda bulunur. Kurşun, toprak ve bitkilerde eser miktarlarda bulunur. Kurşunun insan sağlığı üzerinde çok önemli etkileri vardır. Kurşunun absorbe edilmesi yavaş olmasına rağmen, kurşun girdiği ortamda birikmeye meyillidir. Vücutta alyuvarlar tarafından harekete geçirilir; karaciğer ve böbreklerde birikebilir, kemik dokularına, dişlere ve beyne dağılır. Kemiklerde hemen zehirli etkisini göstermez; ileri yaşlarda veya kortizon tedavilerinde etkin bir şekilde zararı ortaya çıkar. Sinir sistemi bozuklukları, kansızlık ve kolit ağrıları başlıca belirtilerdir. Bitkiler ise

kurşunu köklerinden alır. Hayvanlar ise kurşunu solunum yolu ile veya kurşunlu bitkiyi yiyerek alır (Siegel vd., 2002).

#### **1.3.4. Kadmiyum**

Kadmiyum (Cd) periyodik cetvelin II B grubunda yer alan, gümüş beyazı renkte metal elementtir. Doğada daha çok kadmiyum sülfür (CdS) biçiminde ve çinko cevherleri arasında bulunur. Çinko üretiminde yan ürün olarak elde edilir. Kimyasal özellikleri çinkoyla civa arasındadır. Birçok bileşiği, boyalarda sarı ve kırmızı pigment olarak kullanılır. En çok çelik, demir, bakır ve çinko üzerine kaplanarak, korozyona karşı dayanıklılık sağlamakta kullanılır. Rose metali gibi ergime noktası düşük alaşımların bileşimine girer. Kadmiyum izotopları iyi bir nötron soğurucusu olduğundan, nükleer reaktörlerde yavaşlatıcı olarak kullanılır. Bileşikleri çoğunlukla zehirlidir. Bıçakla çizilebilecek kadar yumuşaktır. Çok kolay tel ve levha haline getirilebilir ve kaynaklanabilir. Kadmiyum, kolay eriyen alaşımlar yapmak için ve çelik üretiminde yüzeyleri pası karşı koruyucu olarak ve metalik parlaklık elde etmek için kullanılır. Sarı kadmiyum sülfür, kadmiyum sarısı olarak boyalarda; kadmiyum sülfür ile selenit karışımı, karışım oranının değişmesine göre, sarı ile kırmızı arasında renklerin elde edilmesinde kullanılır. Kadmiyum sülfattan ise, tıpta hafif antiseptik olarak yararlanılır. Kadmiyum bromür ile kadmiyum iyodür, fotoğrafçılıkta gümüş nitrat kolloidyum plaklarına gümüş iyodürün oluşumu için gerekli iyodürü verir. Saf metal olarak da nükleer reaktörlerde kontrol çubukları yapımında gereklidir (Anonim, 2021. MTA Kadmiyum ve Kadmiyum özellikleri <http://www.mta.gov.tr> Erişim tarihi 20.06.2021).

#### **1.3.5. Demir**

Metaller arasında en çok kullanılan demir günlük yaşantımızın her alanında karşımıza çıkmaktadır. Günümüzde demir, sanayinin temel hammaddesini oluşturmakta ve ülkelerin ekonomik kalkınmasında önemli bir rol oynamaktadır. Ülkelerin ekonomik gelişmişlik göstergeleri kişi başına düşen gayri safi milli hasıla yanı sıra kişi başına düşen demir-çelik tüketimi ile de ölçülebilmektedir. Geçmişte, yüksek fırında aranan özelliklere sahip demir cevheri doğrudan maden ocaklarında yapılan üretimle karşılanmıştır. Ancak sanayide demire olan gereksinimin hızla artması ve yüksek fırına doğrudan yüklenebilir özellikteki cevherin giderek azalması, düşük tenörlü cevherlerin de değerlendirilmesini zorunlu kılmıştır. Demir-çelik sektörünün ana hammaddesi demir cevheridir (Anonim, 2021. MTA Demir ve Demirin özellikleri <http://www.mta.gov.tr> Erişim tarihi 20.06.2021).

### 1.3.6. Çinko

Çinko, antik çağlardan beri bilinen ancak üretimi ve kullanılması tam anlaşılmadığından diğer metallerle karıştırılan bir elementtir. Çinko, atom ağırlığı 65.39 g/mol ve atom numarası 30 olan gümüş renkli bir metaldir. Düşük kaynama sıcaklığı dikkat çekicidir. Bu değer özellikle pirometalurjik metal üretiminde çok belirleyici bir etmendir. Çinko, dökülmüş halde sert ve kırılığandır. Yüz yirmi derecede şekillendirilebilir. Çinko bileşiklerinde +2 değerlikli olarak bulunur. Amonyak, amin, siyanür ve halojenler iyonları ile kompleks bileşikler meydana getirir (Addemir vd., 1995).

### 1.4.1. Ağır metalleri arıtma metotları

Atıksulardaki ağır metallerin uzaklaştırılmasında kullanılan yöntemlerden bazıları şunlardır: adsorpsiyon, iyon değiştirme, elektrokoagülasyon, flokülasyon, filtrasyon, membran biyoreaktörleri, ters osmoz, elektrodializ, çökeltme, ileri oksidasyon prosesi, elektrokimyasal arıtmalar, nanoteknoloji, fitoremediasyon ve biyolojik yöntemler (Lesmana vd., 2009, Tangahu vd., 2011; Guieysse ve Norvill, 2014; Zouboulis vd., 2015; Ahmed ve Ahmaruzzaman, 2016; Carolin vd., 2017; Licona vd., 2018; Siedlecka vd., 2018). Toksik ağır metallerin uzaklaştırılmasında kullanılan bazı metotların avantajları ve dezavantajları Tablo 1.5' te gösterilmiştir (Jeevanantham vd., 2019).

**Tablo 1.5.** Toksik ağır metallerin uzaklaştırılması için kullanılan farklı metotların avantajları ve dezavantajları

Metotlar	Avantajlar	Dezavantajlar
Adsorpsiyon	Uyarlanabilirlik ve zahmetsiz konfigürasyon, aktivite kolaylığı ve zararlı kontaminasyonlara duyarlılık, yüksek metal sınırlama limitleri	Adsorbanlar geri kazanım gerektirir, düşük seçicilik
İyon değiştirme	Slime üretimi yok, az yer ihtiyacı, Rejeneratif zift, çok çeşitli ağır metallerin iyi bir şekilde uzaklaştırılması, metallere özgünlük	İyon değiştirici malzeme üzerinde metalik kirlenme, suyun artan aşındırıcılığı
Pihtılaştırma /yumaklaştırma	Finansal olarak mümkün	Yüksek çamur oluşumu ve çok büyük parçacıkların gelişimi
Membran filtrasyonu	Ağır metallerin büyük oranda giderimi, küçük alan ön koşulu, düşük ağırlık, yüksek ayırma seçiciliği	Katman kirlenmesi, Konsantre sızıntı oluşumu ve maliyetli olması nedeniyle yüksek işletme gideri
Elektrokimyasal arıtma	Bazı metal iyonları için hızlı işlem ve başarı	Önemli parçacıkların düzenlenmesi
Elektrodializ	Yüksek ayırma seçiciliği	Yüksek işletme maliyeti
Fitoremediasyon	Gerçekleştirilmesi kolay, çevreye duyarlı metodoloji, takip etme kolaylığı, uzun vadeli uygulama, pahalı donanım gerekmez.	Fitoremediasyon bölgeye bağlıdır çünkü iklimsel değişkenler canlılığı etkileyebilir

### **a. Adsorpsiyon**

Adsorpsiyon kirleticilerin uzaklaştırılması için en sık kullanılan ucuz ve etkili yöntemlerden biridir. Bu teknikte kirletici maddelerin uzaklaştırılmasında karbon malzemeler, alüminosilikatlar, zeolitler, mezoporoz malzemeler gibi fiziksel, kimyasal ve biyolojik malzemeler adsorbent olarak kullanılmaktadır. Biyosorbentler, doğal yada mühendislik tabanlı adsorbentlerdir. Diğer adsorpsiyon teknikleri ile karşılaştırıldığında biyosorbentlerin kullanımı sınırlı çamur üretimi, yüksek seçicilik ve rejeneratif becerilere sahiptir (Chaukura vd., 2016). Mezoporoz silikalar, su arıtma işlemlerinde sudan kirleticilerin uzaklaştırılmasında adsorbent olarak kullanılmakta olup sıcaklık ve pH değerleri değiştirilerek sentezlenmektedir (Diagboy ve Dikio, 2018). Organik topraklar, aktif karbon, karbon nanotüpler, grafenler ve kil gibi materyaller de adsorbent olarak kullanılmaktadır.

### **b. Nanoteknoloji**

Nanoteknoloji, kirleticilerin çevreden uzaklaştırılmasında önemli bir rol oynamaktadır. Nanopartiküller, nanokompozitler, nanolifler, nanotüpler, karbon ve karbon tabanlı nanomateryaller kullanılarak oluşturulan nanofiltrasyon ile bu işlem yapılmaktadır (Tyagi vd., 2018). Manyetik nano-meteryaller; manyetik özellikleri, kolay sentezlenmesi, mükemmel geri dönüşüm kapasitesi, düşük toksisite oranı, yüksek kimyasal kararlılık gibi özelliklerinden ötürü sulu çözümlerden kirletici maddelerin uzaklaştırılması işlemlerinde kullanılmaktadırlar (Gautam vd., 2014). Karbon nanomateryaller kendine özgü yapısal ve morfolojik özelliklerinden dolayı atıksudan kirletici maddelerin uzaklaştırılması için bir adsorbent olarak düşünülmektedirler. Diğerlerine göre bazı özel karakteristik yapıya sahip olmalarına rağmen, suyu itici doğasından ve çözücü içerisindeki zayıf çözünme özelliklerinden dolayı ticarileştirildiği zaman atıksuyun geri dönüşümünde bunların uygulamaları sınırlandırılmıştır. Karbon nanomateryallerin çözünürlük özelliği ve seçiciliği kirletici maddelere bağlı olarak artmış durumdadır. Çünkü atıksuyun arıtımında diğer nanomateryallere göre daha iyi adsorbent özelliği göstermektedirler (Jun vd., 2018). Nanopartiküllerin adsorbent olarak kullanılması için şu özelliklere sahip olması gerekmektedir: Nanopartikülün kendisi toksik olmamalıdır, kirleticilerin düşük konsantrasyonunda bile yüksek adsorpsiyon kapasitesi ve seçicilik göstermelidir, kirleticiler ve adsorbent madde arasındaki etkileşim düşük olmalıdır yani adsorbent maddenin yüzeyinden kirletici maddeler çıkarılabilir olmalıdır, adsorbent maddeler geri dönüşebilir olmalıdır. Karbon nanotüpler ve grafen bazlı malzemeler, atıksu arıtımlarında en etkili adsorbanlardan biri olarak kullanılmaktadır (Soumya vd., 2008). Grafen, hem bilim adamları hem de mühendisler tarafından benzersiz mekanik, kimyasal, elektriksel ve fiziksel özelliklerinden ve ayrıca düşük üretim maliyetinden dolayı yaygın olarak tercih edilmektedir. Grafen, grafen oksitler ve grafen ailesi

nanoadsorbent; boya emici, potansiyel olarak toksik elementlerin ve organik kirleticilerin adsorbenti olarak kullanılmaktadır (Chowdhury ve Balasubramanian, 2014).

### **c. Elektrokimyasal arıtmalar**

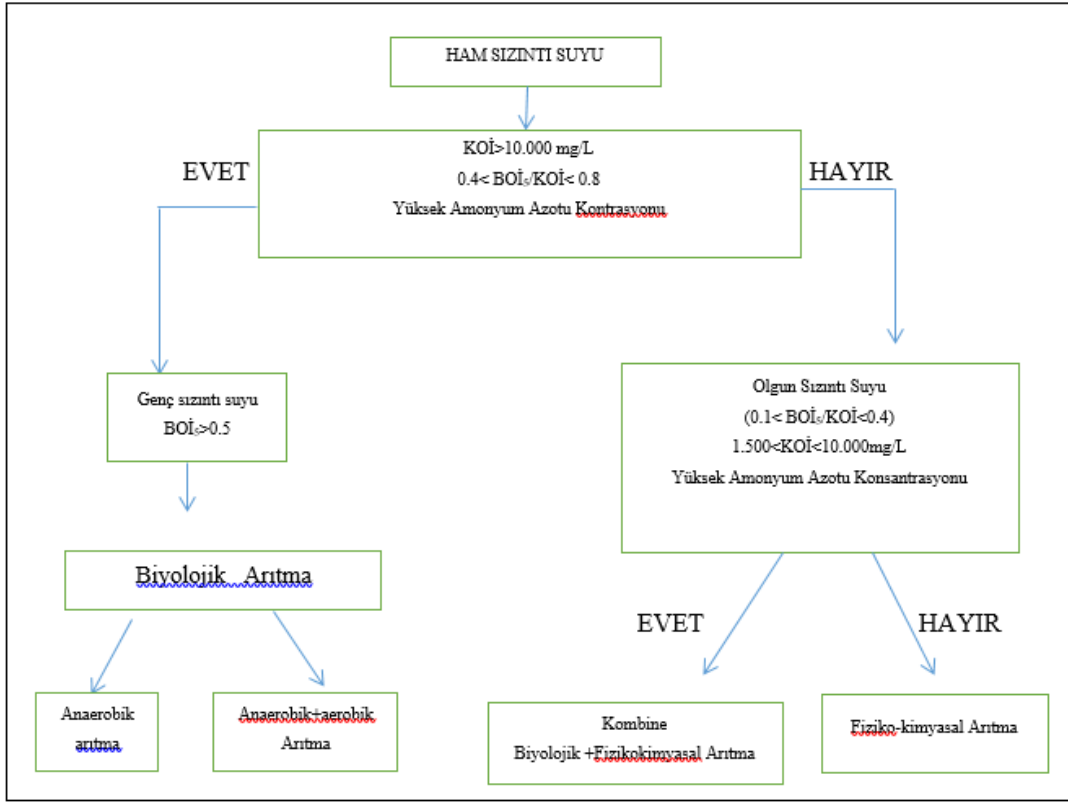
Elektrokimyasal arıtma yöntemlerinde elektrik akımı uygulayarak ağır metaller uzaklaştırılır. Elektrokimyasal arıtmalar şunlardır: elektrokimyasal çökeltme, elektrokimyasal oksidasyon, elektrodializ ve membran elektrolizi. Elektrokimyasal çökeltme yönteminde metaller, doğru akımın beslenmesi ile çökeltinin oluşturulmasıyla uzaklaştırılır. Elektrodializ yönteminde kirleticiler, membranlar kullanılarak uzaklaştırılır. Hücrenin içine anyon değiştirici olarak hareket eden ve katyon değiştirici olarak hareket eden iki zar yerleştirilir, bu membranları kullanarak kirleticiler uzaklaştırılır (Zouboulis vd., 2015).

### **d. Biyolojik yöntemler**

Ağır metaller, mikroorganizmalar gibi biyolojik maddeler kullanılarak uzaklaştırılırlar. Bu biyolojik yöntemler şunları içerir; biyosorpsiyon, mikroorganizmaları kullanmak, aktif çamur prosesi, biyofiltre, anaerobik çürütme, stabilizasyon havuzları ve biyofilmler.

#### **1.4.2. Sızıntı suyu arıtma metotları**

Sızıntı suyunun arıtımında farklı teknolojiler mevcuttur. Sızıntı suyunun arıtılması; biyolojik işlemler (aktif çamur, aerobik ve anaerobik stabilizasyon lagünleri ve biyolojik filtreler); fiziksel ve kimyasal işlemler (flotasyon, pıhtılaştırma/yumaklaştırma, adsorpsiyon, kimyasal çöktürme, hava sıyırma, pH ayarlanması, kimyasal oksidasyon, iyon değişimi, elektrokimyasal işlem); membran filtrasyonu (mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmoz), ileri oksidasyon işlemler (Fenton işlemi ve ozonizasyon) ve doğal sistemler (sulak alanlar) yollarıyla yapılabilir. Bir depolama sahası sızıntı suyunun arıtımının belirlenmesinde dikkate alınması gereken parametreler Şekil 1.1'de verilmiştir (Moraes Costa vd., 2019).



Şekil 1.1. Sızıntı suyu arıtımının belirlenmesi

Tablo 1.6 'da sızıntı suyuna uygulanan arıtma çeşitlerini ve kentsel atığın yaşına göre arıtma verimliliğinin değerlendirilmesi gösterilmiştir (Abbas vd., 2009; Moraes Costa vd., 2019).

Tablo 1.6. Sızıntı suyu yaşına göre sızıntı suyu arıtma şekli

Sızıntı Suyu Arıtma	Sızıntı Suyu Yaşı		
	Genç (<5)	Orta (5-10)	Yaşlı (>10)
Evsel atıksu ile kombine arıtma	A	B	C
Geri dönüşüm	A	B	C
Aerobik proses (asılı büyüme)	A	B	C
Aerobik proses (sabit film)	A	B	C
Anaerobik proses (asılı büyüme)	A	B	C
Anaerobik proses (sabit film)	A	B	C
Doğal buharlaşma	A	B	A
Pıhtılaştırma/yumaklaştırma	C	A	B
Kimyasal çöktürme	C	B	C
Karbon adsorpsiyonu	C	B	A
Oksidasyon	C	B	B
Hava sıyırma	C	B	B
İyon değişimi	A	B	A
Mikrofiltrasyon	C	A	-
Ultrafiltrasyon	C	-	-
Nanofiltrasyon	A	-	A
Ters osmoz	A	A	A

Tablo 1.6’ da verilen A: iyi, B: orta, C: zayıf verimliliği ifade etmektedir. Biyolojik proseslerin, genç deponilerin (<5 yıl) sızıntı sularını arıtmada hayli verimli olduğu görülmektedir (Tablo 1.6.). Biyolojik arıtma işlemi, sızıntı suyunun biyolojik olarak kolayca parçalanabilen maddelerin yüksek bir konsantrasyonunu göstermesi durumunda uygulanır (Bulc ve Justin, 2007). Bununla birlikte, bu yaklaşım, sızıntı suyunun hümit ve fulvik asitler gibi kolayca çözünmeyen bileşikler içeren ve metanojenik fazda bulunan olgun atık depolama sahalarına (>10yıl) uygulanmaz ( $BOI_5/KOI$  oranı <0.1) (Kurniawan vd., 2006). En gelişmiş sızıntı suyu arıtma teknolojilerinin kullanımı, bazı ülkelerde, örneğin yüksek bakım maliyeti ve arıtılacak sızıntı suyu miktarları nedeniyle mümkün değildir (Moraes Costa vd., 2019).

#### **a. Biyolojik arıtma**

Güvenilirliği, basitliği ve yüksek maliyet etkinliği nedeniyle, biyolojik arıtma (askıda/bağlı büyüme), yüksek  $BOI$  konsantrasyonları içeren sızıntı suyunun arıtılması için yaygın olarak kullanılmaktadır. Biyolojik işlemlerin; sızıntı suyu  $BOI/KOI$  oranı yüksek bir değere (>0.5) sahip olduğunda, organik ve azotlu maddelerin olgunlaşmamış sızıntı suyundan uzaklaştırılmasında çok etkili olduğu gösterilmiştir. Zamanla, hümit ve fulvik asitler gibi dayanıklı bileşiklerin varlığı, sürecin etkinliğini sınırlama eğilimindedir. Tunus’ da Chekir depolama sahası sızıntı suyu arıtımı üç batık ve sabit biyofilm reaktörü ile aerobik bir pilot ünite kullanarak gerçekleştirilmiştir. Sızıntı suyunda  $BOI_5/KOI=0.4$  değeri biyolojik parçalanabilen bir fraksiyonun göstergesi olup biyolojik arıtma işleminin uygulanabileceğini gösterir (Yao, 2017). Araştırmacı bu çalışma sırasında önemli bir organik madde azalmasını; %60 ile %90 arasında toplam organik karbon azalımını göstermiştir. Bununla birlikte, ham sızıntı suyuna aşılınmış bakteriyel izolatların bir karışımını içeren bir konsorsiyum, yaklaşık %84’lük bir toplam organik karbon verimine ulaşmıştır. Chekir depolama alanının sızıntı suyu arıtımı için endojen biyokütle aktivitelerine dayanan anoksik çürütme de çalışılmıştır. Sızıntı suyu arıtım işlemi için bir yukarı akışlı anaerobik çamur yatağı reaktör/sıyırma kulesi/oksidasyon hendek işlemi uygulanmıştır. Bir yıldan fazla süren çalışma,  $KOI$  ve azot giderme verimlerinin yüksek olduğunu göstermiştir. Kentsel katı atık depolama sahası sızıntı suyunu arıtmak için iki aşamalı yukarı akışlı havasız çamur reaktörü uygulanmış ve azotun giderilmesinde yüksek verimlilik sağlanmıştır. Sonuçlar,  $KOI$  gideriminin anaerobik biyobozunma ile oldukça etkili olduğunu göstermiştir. Toplam azot giderimi, atıksu toplam azot değeri 15 mg/L ‘den düşük olduğunda % 85’ e ulaşmıştır.

## **b. Membran teknolojisi**

### **i. Mikrofiltrasyon**

Mikrofiltrasyon, kolloidlerin ve akışkandaki partiküllerin basınç yardımıyla mikro gözenekli membrandan geçirilerek uzaklaştırıldığı bir prosestir. Başka bir membran işlemi (Ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon veya ters osmoz) ön işleminde veya kimyasal işlemlerle ortak muamele gibi askıya alınmış maddeyi ortadan kaldırmak için etkili bir yöntemin gerekli olduğu yerlerde kullanılmakla beraber tek başına kullanılmazlar.

### **ii. Ultrafiltrasyon**

Ultrafiltrasyon, makromolekülleri ve partikülleri elimine etmede etkilidir. Ancak, bu etkinlik büyük ölçüde ultrafiltrasyonun ters osmoz membranını oluşturan malzemenin tipine büyük ölçüde bağlıdır. Syzdek ve Ahlert (1984), ultrafiltrasyonun ters osmoz için ön arıtma işlemi olarak etkili olduğunu öne sürmüşlerdir. Ultrafiltrasyon, ters osmoz membranlarını kirletme eğiliminde olan sızıntı suyunun daha büyük moleküler ağırlıklı bileşenlerini uzaklaştırmak için kullanılabilir. Sun vd. (2010), depolama sahası sızıntı suyunun arıtmasını geliştirmek için iki çeşit ultrafiltrasyon membranı uygulamıştır. Sonuç, iki membranın da sızıntı suyu arıtım işlemindeki etkililiğinin neredeyse aynı olduğunu göstermiştir.

### **iii. Nanofiltrasyon**

Nanofiltrasyon teknolojisi, organik, inorganik ve mikrobiyal kirleticilerin kontrolü gibi birden fazla su kalitesi hedefine ulaşmak için çok yönlü bir yaklaşım sunar. Nanofiltrasyonda çalışılan membranlar genellikle 200 ve 2000 arasında moleküller kesimli polimerik filmlerden yapılıdır. Çok değerli katyon olan ağır metallerin çoğu, zararsız maddeler olan tek değerli katyonlar membrandan geçerken reddedilir (Vogel vd., 2007). Araştırmacılar, sentetik bir depolama sahası sızıntı suyunun nanofiltrasyon sırasındaki kirlenme davranışını incelemek için pilot ölçekli filtreleme deneyleri gerçekleştirmişlerdir. Sonuçlar, organik madde ile birlikte kalsiyumun kirlenme sürecini yönetmede önemli bir rol oynayabileceğini göstermektedir. Membran kirlenmesi, besleme çözeltisindeki kalsiyum konsantrasyonuna bağlı olmuştur. Nanofiltrasyon, özellikle biyolojik–fiziksel arıtma ve membran filtrasyonunu birleştiren bir hibrit arıtma sistemi içerisinde gelişmiş filtrasyon içi bir alternatif olarak düşünülebilir.

### **iv. Ters osmoz**

Ters osmoz sızıntı suyu için yeni süreçler arasında umut verici ve verimli yöntemlerden biri gibi görünmektedir. Geçmişte, hem laboratuvarda hem de endüstriyel ölçekte yapılan birçok çalışma, kirleticilerin sızıntı suyundan ayrılması konusunda ters osmoz performansını

göstermiştir. Kirleticilerin azalması yüksek olmuştur. Çalışma, ince açık kanal spiral sargılı modüller ile doğrudan ters osmoz membran filtrasyonunun su kalitesi, proses stabilitesi ve membran akış açısından tatmin edici sonuçlar elde edilebileceğini göstermiştir.

### c. Dünya geneli sızıntı suyu arıtımı

Sızıntı suyunun arıtılması için ileri teknolojilere yapılan yatırım doğrudan şehirlerin/ülkelerin satın alma gücü ile ilgilidir. Bu nedenle, gelişmiş Kuzey Amerika ve Avrupa ülkelerini Güney Amerika ve Asya'daki gelişmekte olan ülkelerle karşılaştırırken kentsel katı atık yönetim yaklaşımları ve sızıntı suyu arıtma sistemleri açısından belirgin kontrastlar gözlenmektedir (Hoornweg ve Bhada-Tata, 2012). Brezilya'da kentsel katı atıkların açık çöplüklerde yanlış şekilde elden uzaklaştırılan miktarı, üretilen atığın yaklaşık %18'ini (35.366 ton atık/G) içerir. Bu uygulama, gelişmekte olan Asya ülkelerinde de oldukça yaygındır (Yadav ve Samadder, 2018). Açık çöplüklerde atıkların nihai bertarafı, Hindistan'da toplanan atıkların % 60'ını, Bangladeş'te % 50'sini, Sri Lanka' da % 85'ini, Pakistan'da % 80'ini ve Endonezya'da % 40'ını temsil eder. Bu yüzdeler bakıldığında, Brezilya'nın yavaş adımlarda bile atıkların doğru şekilde imha edilmesine yatırım yapan bir ülke olduğu ve bunun toplama hizmetlerinin kapsamının genişletilmesinden, açık çöplüklerin kapatılmasından ve araştırmaların geliştirilmesinden bu yana doğrulandığı görülmektedir.

Sulak alanlar, ılıman ve subtropikal bölgelerde sızıntı suyunun arıtılması için uygun alternatifler arayan birçok araştırmacının hedefi olmuştur. Sulak alanlarda sızıntı suyunun arıtılması, Orta ve Güney Amerika'daki gibi tropikal bölgelerde bulunan ülkelerde incelenmiştir (örneğin, Kosta Rika ve Kolombiya). Atıksuların sulak alanlarda arıtılması, artan su kirliliği sorununa ekolojik ve düşük maliyetli bir çözüm sağlayabilir (Madera ve Valencia-Zuluaga, 2009). Kolombiya'nın Cali kentindeki depolama sahasında bulunan bir pilot tesiste yeraltı sulak alanlarında sızıntı suyu arıtımı incelenmiştir (Yadav ve Samadder, 2018). Araştırmacılar, sulak alanların, tropikal ortamlarda ağır metaller gibi kirleticilerin giderilmesini teşvik eden yüksek uyum gösterdiğini bildirmiştir.

Membran filtrasyon teknolojisi, Kuzey Amerika'da, düzenli depolama sızıntı suyu için oldukça yaygın kullanılan işlemlerden biridir. Geleneksel ve fiziksel-kimyasal ve biyolojik işlemlere ilave bir adım olarak organik, inorganik ve ağır metal bileşiklerinin sızıntı suyundan gideriminde membran ve ters osmoz sistemleri başarıyla uygulanmıştır. Membranların uygulanmasına bir örnek, Birleşik Devletlerin New York eyaletinde bulunan en büyük aktif depolama alanı olan Seneca Meadows depolama alanıdır (Baker vd., 2015). Ters osmoz teknolojisi, bu atık depolama alanındaki sızıntı suyunun arıtılması için kullanılmaktadır. Membran bazlı sızıntı suyu arıtma teknolojileri, 1990'lardan bu yana birçok Avrupa ülkesinde (örneğin, Almanya) çöplüklerde kullanılmıştır. Bir örnek, Almanya'daki Hannover sızıntı

suyunun artırılmasında, oksijen enjeksiyonlu bir membran sistemi ve ardından ultrafiltrasyon membranlarının kullanılmasdır (Löblich, 2015; Moraes Costa vd., 2019). Brezilya'da Seropédica, São Gonçalo, Gramacho, Campos, Rio Claro ve Osasco'da bulunan atık arıtma tesisleri gibi büyük düzenli depolama sahaları membran filtreleme gibi ileri arıtma teknolojilerine sahip kendi sızıntı suyu arıtma istasyonlarına sahiptir (Moraes Costa vd., 2019).

Membranlı biyolojik reaktör sistemleri Brezilya'da atıksuların arıtılması için geniş çapta araştırılmıştır. Da canal ve Beal (2010) tarafından Sao Giacomo depolama alanının sızıntı suyunu arıtmak için, Caxiasdo Sul şehrinde (Rio Grande do Sul State) mikrofiltrasyon membranlarına sahip anaerobik bir biyoreaktörden oluşan bir ünite kullanılmıştır. Araştırmacılar, reaktördeki membranların varlığının, yalnızca biyolojik filtrenin kullanımıyla elde edilen % 21.5 verimi ile karşılaştırıldığında, organik maddenin % 90.4'ünün uzaklaştırılmasını sağlayarak, geleneksel biyolojik işlemin etkinliğini arttırdığını kanıtlamıştır. Bununla birlikte, bu işlemin bir arıtma tesisinde başarıyla uygulanabilmesi için, membranlarda kirlenme oluşumunu azaltmak için uygun bir ön işlemin seçilmesi gerekir. Membran ayırma işlemi sırasında ortaya çıkan konsantrenin durumu henüz tatmin edici bir şekilde çözülmemiş bir konudur. Halen, bu konsantre genel olarak işlenmekte ve/veya çöp sahasına geri gönderilmektedir. Bu nedenle, membran ayırma işleminde açığa çıkan konsantrenin işlenmesinin ve doğru şekilde atılmasının daha az maliyetli yollarının geliştirilmesi gerekmektedir.

Sızıntı suyunun arıtılması atık depolama alanının başlamasıyla birlikte başlatılmalıdır. Çünkü, genç atık depolama alanlarında biyolojik arıtma; biyolojik olarak parçalanabilen organik maddenin gideriminde yüksek verimlilik sağlar. Ancak, depolama yaşı ilerledikçe, dayanıklı bileşiklerin uzaklaştırılması zorlaşır ve kirletici maddelerin konsantrasyonu mevzuatın gerekliliklerini aşabilir ve dolayısıyla sızıntı suyunun arıtılmasıyla ilgili olarak daha yüksek maliyetler ortaya çıkar (Castilhos Junior vd., 2009, Kawahigashi vd., 2014). Bu nedenle, tamamlayıcı arıtmaların biyolojik süreçlerle bir araya gelmesine ihtiyaç vardır ve bu önemli temayla ilgili birçok araştırma faaliyeti vardır.

Aktif karbon ile işlem, her ikisi de düzenli depolama sızıntı suyunda bol miktarda bulunan organik bileşiklerin ve amonyak azotunun giderilmesindeki yüksek veriminden dolayı dünya çapındaki depolama sızıntı sularına başarıyla uygulanmıştır (Foo ve Hameed, 2010 ). Brezilya'da, toz haline getirilmiş aktif karbon işlem sistemi olarak bilinen aktif hale getirilmiş çamur işlemiyle birleştirilmiş toz halindeki (veya granül) aktif karbonun uygulanabilirliği son yıllarda bir ön-işlem veya işlem-sonrası aşama olarak incelenmiştir (Mendes vd., 2013; Da Silva vd., 2014; Bou vd., 2015). Aktif çamurun biyolojik oksidasyonunu aktif karbon tozu üzerine adsorpsiyonla birleştiren bu işlem üzerine bir çalışma Bou vd. (2015) tarafından sızıntı suyu ve evsel atıksuların birlikte arıtılmasında renk ve bulanıklığın giderilmesini değerlendirmek amacıyla yapılmıştır. Elde edilen verim, renk için %77.8 ve bulanıklık için % 68.2 olmuştur. Bununla birlikte, bulanıklık ile ilgili

olarak, söz konusu işlem, geleneksel aktif çamur işlemine kıyasla daha düşük seviyelerde arıtma verimi elde etmiştir. Aktif karbon, çözülmüş katıları tercihen uzaklaştırır ve bu nedenle bulanıklılığın uzaklaştırılmasını önemli ölçüde etkilemez. Aktif karbon kullanımı için bir başka alternatif, Lins vd. (2011) tarafından incelenen aktif karbon ilaveli reaktif bariyer tekniğidir. Bu teknik, zehirli maddeleri sızıntı suyundan uzaklaştırmak için kombine bir toprak, bitki, mikroorganizma ve aktif karbon sistemine dayanmaktadır. Çalışma, kimyasal çökeltme ve amonyak sıyırma işleminden sonra, üçüncül bir arıtma aşaması olarak pilot ölçekte gerçekleştirilmiştir. Organik madde giderimi bakımından verim  $>80\%$  olmuştur. Reaktif bariyer tekniğinin uygulanmasının, BOİ ve KOİ' nin uzaklaştırılmasında yüksek verimlilik değerlerine ulaşması ile ekonomik olarak uygulanabilir ve kullanımının kolay olduğu sonucuna varılmıştır. Sızıntı suyunun bir biyolojik işlem vasıtasıyla arıtılması, biyolojik olarak çözünebilir organik malzemenin uzaklaştırılmasında yüksek verimlilik sunan yaygın ve ekonomik açıdan uygun bir yaklaşımdır (Morais vd., 2006). Bu tür bir arıtmanın örneği, iklim koşulları ve sızıntı suyunun arıtılması için alanların mevcudiyeti nedeniyle kırsal alanlarda yaygın olarak kullanılan stabilizasyon lagünüdür (Martins vd., 2010; Maia vd., 2015).

Fitoremediasyon, Brezilya'da Muribeca ve Curitiba'daki beş ilde uygulamıştır. Sulak alanların implantasyonu; düşük maliyetli olması, basit işletimi ve kurulum için uygun alanların mevcut olmasından dolayı az miktarda kaynağa sahip olan Brezilya' da belediyelerde kullanılmaktadır (Mannarino vd., 2006). Tropik iklim, evapotranspirasyon sürecini desteklemektedir. São Pedro da Aldeia ve Jaboticabal gibi bazı şehirlerde, sızıntı suyunun evsel atıksu ile birlikte arıtılmasında bitkiler kullanılmaktadır. Bir belediye atıksu arıtma tesisinde sızıntı suyunun atıksu ile kombine olarak arıtılması, depolama sahalarının uygulanması ve işletilmesiyle ilgili maliyetleri en aza indirmeyi amaçlayan bir stratejidir.

Yoğun araştırmayı takiben gelişmiş oksidatif proseslerle ilgili birçok ilerleme sağlanmıştır ve Fenton' un reaktifinin kullanıldığı prosesler uygun maliyetli olarak kabul edilmektedir (Englehardt vd., 2006). Fenton süreci Gericino ve Gramacho'nun stabilize edilmiş atık sahalarında oluşan sızıntı suyundan ve Rio de Janeiro eyaletinde bulunan Seropédica'da işletilen bir atık depolama sahası sızıntı suyundan kalıcı organik maddenin uzaklaştırılması için kullanılmıştır (Lima vd., 2017). Ulaşılan arıtım seviyeleri, Gericinó sızıntı suyu için % 88, Gramacho sızıntı suyu için % 85 ve Seropédica sızıntı suyu için %76 olmuştur. Hüyük maddelerin fraksiyonları ile ilgili olarak, fulvik asitler, hüyük asitlerden daha yüksek düzeyde uzaklaştırılmış olup Gramacho sızıntı suyu için %92 oranında verim alınmıştır. Genellikle eski veya kapalı atık depolama alanlarıyla ilişkilendirilen yüksek oranda kalsitran bileşiklerin bulunduğu sızıntı suyu arıtımı için olası bir alternatif, bir işlem basamağı olarak ozonla bir oksidasyon işleminin kullanılmasıdır (Kurniawan vd., 2006). Scandelai vd., (2014), katalitik kombinasyon halinde ozonlama uygulanabilirliğini değerlendirmiştir. Çalışma, pH 1'de

1.0 g/L ZnO ilavesiyle ozon muamelesinin, KOİ için %63, renk için %98.2 oranında giderme verimleri elde ettiğini göstermiştir. Araştırmacılara göre, ZnO ile katalitik ozonlama, geleneksel ozonlama ile karşılaştırıldığında daha iyi arıtma verimi sağlamıştır.

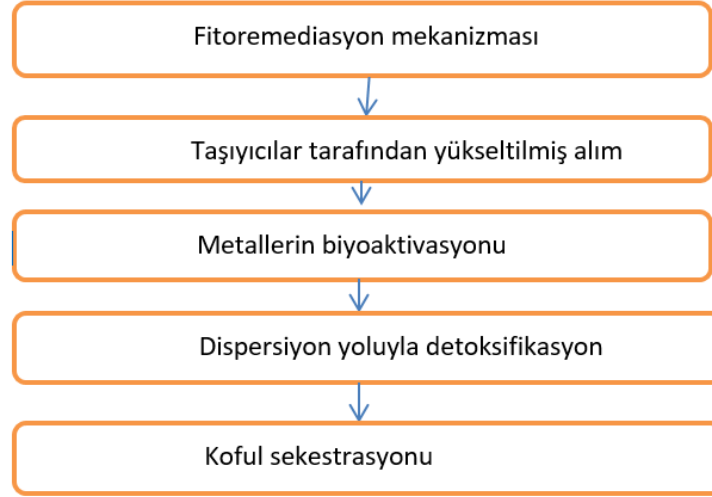
### 1.4.3. Fitoremediasyon

Çevredeki kirletici maddeleri tespit etmek, bu kirleticileri uzaklaştırmak ve bozundurmak için kullanılan bitki bazlı yaklaşımlar fitoteknolojiler olarak bilinmektedirler. Bu teknik çevrenin yanı sıra insanları da zararlı kirleticilerden korumak için kullanılmaktadır. Su ve toprak gibi doğal kaynaklar üzerine bu kirleticilerin etkileri azaltılmaktadır. Bu teknik ucuz olmanın yanı sıra düşük bakım maliyetlerine sahip bir yöntemdir. Ayrıca kendi kendini arıtabilme yeteneğine sahiptir. Su sisteminde fitoteknolojiler, kirlenmiş sudaki zararlı kirleticileri ele alarak suyun kalitesinin iyileştirilmesinde önemli bir rol oynarlar.

Fitoremediasyon; çevreden kirletici maddelerin uzaklaştırılmasında kullanılan yeşil bir teknolojidir. Fitoremediasyon terimi, bir kötülüğü düzeltmek veya ortadan kaldırmak anlamına gelen Latince kök "remedium" ile bitki anlamına gelen Yunan ön eki "fito" kelimelerinin birleşiminden oluşur (Tangahu vd., 2011). Fitoremediasyon fikrini ilk kez Chaney (Chaney, 1983; Sarwar vd., 2017) önermiştir. Bu fikir önerildiği zaman insanlar tarafından olumlu şekilde karşılanmıştır. Bu yöntem büyük ölçekli alanlarda da uygulanabilir. Ayrıca bu yöntem diğer yöntemlerle karşılaştırıldığında etkili sonuçları daha uygun maliyetle almış durumdadır (Sarwar vd., 2017). Kirleticilerin su ortamından uzaklaştırılmasına yönelik tüm yöntemler arasında fitoremediasyon, etkili sonuçları ve süreç için çok fazla para harcanmasına gerek kalmamasından dolayı, pratik ve çevre dostu olduğundan en yaygın olarak kullanılan metotlardandır (Soumya vd., 2008). Diğer bir avantajı da kullanılan bu bitkilerin çoğunun bizim besin zincirimizde olmayan bitkiler olmasıdır. Dolayısıyla kirletici maddelerin yol açabileceği risk azalmış durumdadır.

Bitkiler çevreden metal kirleticileri uzaklaştırma ve onların toksik etkilerini yok etme kapasitesine sahiptir. Ağır metaller bitkiler kullanılarak çevreden uzaklaştırılır Bu süreçte bitkilerin kirlenmiş alanda büyümesine izin verilir. Bitkiler, büyümeleri sırasında çevrede (toprakta ya da suda) bulunan ağır metalleri alırlar. Adsorpsiyon işlemi sonrasında bazı mekanizmalar gerçekleşir. Bu mekanizmalar toksik metalleri toksik olmayan forma dönüştürür. Bu işlem sayesinde bitkiler toksik olmayan bir ortama kavuşurlar. Bitkilerin kirlenmiş alan üzerindeki toleransını arttırmak için, mikroorganizmalar, bitkilerin büyümesini teşvik edecek ve daha uzun bir süre içinde hayatta kalmasını sağlayacak bir büyüme organizatörü olarak eklenebilir. Bu uygulama tuzlu sular için de mümkün durumdadır. Tuzlu su fitoremediasyonunda, bitkiler tuzlu ortamlara toleranslarına bağlı olarak seçilmektedirler. Bitkilerin yaklaşık %1'i tuz

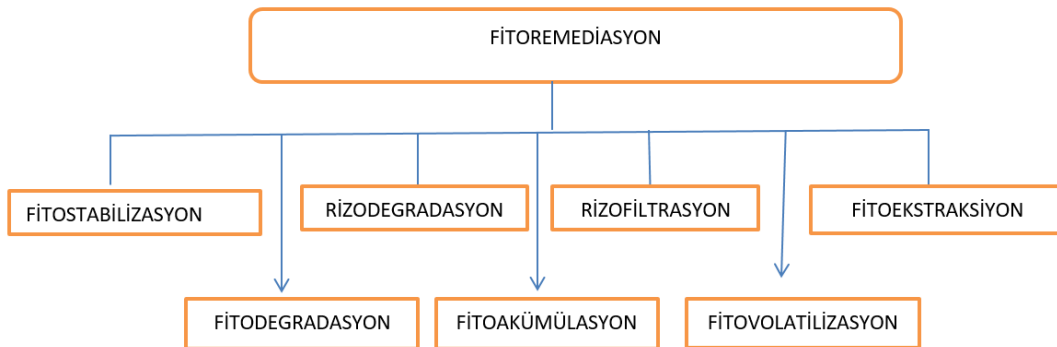
ortamında hayatta kalırlar. Bu bitkiler halofitlerdir. Yüksek tuzlu ortamlarda yaşam döngülerini tamamlarlar. Halofit örneği *Bassia indica* 'dır (Shelef vd., 2012). Fitoremediasyon mekanizması Şekil 1.2'de gösterilmiştir (Jeevanantham vd., 2019).



Şekil 1.2. Fitoremediasyon mekanizması

#### a. Bitkilerin ıslah mekanizmaları

Kirlenmiş sudan metalleri alarak onları toksik olmayan hale dönüştürmek için bitkilerde kirlenmelerin uzaklaştırılmasında gerekli olan çeşitli mekanizmalar vardır. Bunlar kirlenmelerin tiplerine (organik veya inorganik) göre değişmektedir. Kirlenmelerin ıslahında Şekil 1.3' de gösterilen farklı mekanizmalar bulunmaktadır (Jeevanantham vd., 2019).



Şekil 1.3. Kirlenmelerin giderilmesinde yer alan farklı mekanizmalar.

Fitoremediasyon mekanizmasının avantaj ve dezavantajları Tablo 1. 7'de listelenmiştir (Jeevanantham vd., 2019).

**Tablo 1.7.** Fitoremediasyon mekanizmalarının avantaj ve dezavantajları

Fitoremediasyon mekanizması	Avantajları	Dezavantajları
1) Fitoekstraksiyon	1) Geleneksel metotlar ile karşılaştırıldığında maliyet gerçekten ucuzdur 2) Atılması gereken atık madde ölçümü %95' e kadar azaltılır 3) Bazen kirleticiler yeniden kullanılabilir. 4) Kirleticiler her zaman topraktan atılır	1) Köklerin içinde çökelmiş metal miktarı fazladır 2) Köklerin metalleri alma oranı
2) Fitostabilizasyon	1) Riskli madde/biyokütle transferi gerekmez 2) Hızlı hareketsizleştirmenin yeraltı ve yüzey sularını kurtarması beklendiğinde son derece başarılıdır	1) Kirleticinin toprakta kalması 2) Geniş arıtma / toprak revizyonlarının kullanımı 3) Zorunlu kontrol gerekli
3) Fitodegradasyon	1) Hem maddi açıdan hem de doğal açıdan uygun.	1) Üretken olmak için birden fazla gelişme mevsimi gerektirir. 2) Toprak yüzeyin 3 ft altında yeraltı suyunda 10 ft üzerinde olmalıdır. 3) Kirleticiler doğal yaşam biçiminde her halükarda canlılar ve bitkiler aracılığıyla yeniden ortaya çıkarabilirler.
4) Rizodegradasyon	1) Kirlenmiş malzemelerin tahliyesi yok 2) Kirleticinin bitiş mineralizasyonu olabilir. 3) Düşük kuruluş ve bakım maliyetlidir.	1) Gereken geniş kök bölgesinin ilerlemesi zaman alır 2) Toprağın fiziksel yapısı nedeniyle kök derinliği sınırlanabilir 3) Bitkiden kaynaklanan doğal yapı kirletici madde yerine bir karbon kaynağı olarak kullanılabilir. Kirletici biyobozunma ölçümünü azaltır.
5) Fitovolatilizasyon	1) Kirletici, daha az öldürücü bir maddeye dönüştürülebilir.	1) Havaya boşaltılan cıva muhtemelen yağışla yeniden kullanılacak ve daha sonra anaerobik mikroskobik organizmalar tarafından metil cıva oluşumu yeniden meydana gelerek göller ve denizlere ulaşacaktır
6) Rizofiltrasyon	1) Yerinde ve yerinde olmayan uygulamalarda hem karasal hem de sucul bitkileri kullanma kapasitesi fazladır. 2) Kirleticiler sürgünlere aktarılmaz	1) Sürekli pH değişimine ihtiyaç vardır. 2) Bitkilerin başlangıçta ayrı bir yerde geliştirilmesi gerekebilir. 3) Tank konfigürasyonu çok fazla inşa edilmiş olmalı.

Bu mekanizmalar, kirlenmiş ortamlardan toprağa, bitkilere ve atmosfere kirletici maddelerin alınımından sonra gerçekleşirler. İnorganik kirleticiler için mekanizmalar fitostabilizasyon, rizofiltrasyon, fitoekstraksiyon, fitoakümülyasyon ve fitovolatilizasyonudur. Organik kirleticiler için mekanizmalar ise; rizodegradasyon, rizofiltrasyon ve fitodegradasyondur.

#### **i. Fitostabilizasyon**

Fitoremediasyondaki ilk mekanizmadır. Toprak ve yeraltı sularındaki kirleticiler, bitkiler kullanılarak kök bölgesinde çökelerek veya kökün üstünde adsorpsiyon veya birikim yoluyla hareketsiz hale getirirler (Tangahu vd., 2011). Bitkiler rizofere salgı bırakmaktadırlar. Bitkinin kökü tarafından salgılanabilen bu salgılar fotosentezden türemiş olan karbonu içerirler. Kök salgıları; bir besin kaynağı olma (Broeckling vd., 2008; Girkina vd., 2018) hareket etme, pH

dengeleme (Yan vd., 1996), mineralleri bağlama (bir bağlama ajanı olarak hareket etme) (Dakora ve Phillips, 2002; Strom vd., 2002), kirli toprağın temizlenmesi gibi çeşitli işlemlere sahiptirler (Silva vd., 2004). Fotosentez esnasında karbon bağlanma oranı ile kök salgılama oranı bağlantılıdır (Badri ve Vivanco, 2009).

## **ii. Rizodegradasyon**

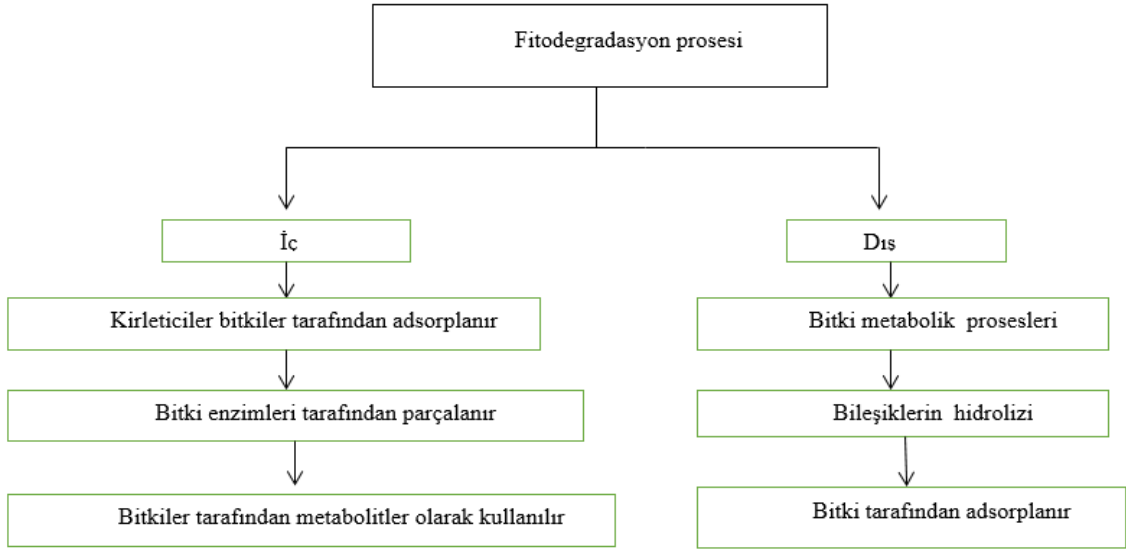
Toprakta bulunan ağır metallerin ve organik kirleticilerin bozulması veya parçalanması işlemidir ve bitkinin köklerini çevreleyen toprakta (rizosfer) gerçekleşir. Bu süreç mikroorganizmalar kullanılarak geliştirilmiştir (Erakhrumen ve Agbontalor, 2007; Tangahu vd., 2011). Topraktaki karbonhidrat kaynakları toprak mikroflorasının büyümesi ve aktivitesini geliştirmektedir. Şekerler, alkoller ve organik asitler toprak mikroorganizmaları için bir karbon kaynağı olarak hareket ederler.

## **iii. Rizofiltrasyon**

Atıksuda mevcut olan kirleticiler kökler tarafından emilirler veya bitki kökleri üstünde tutulurlar. Çöktürme ve tutma bitki kökleri üstünde veya içinde metalleri emme ve yüzeyde tutmanın gerçekleştirildiği metotlardır (Erakhrumen ve Agbontalor, 2007; Tangahu vd., 2011). Bu işlem fitoekstraksiyona benzerdir. Özellikle de bitkinin kök bölgelerinde gerçekleştirilir. Kirleticiye uyum sağlamış (alışmış) bitkiler bu kirletici maddelerin rizofiltrasyon işlemi için kullanılırken, su kütlelerinden elde edilen rizofiltrasyondaki sonuçlar, topraktan daha etkili olmaktadır.

## **iv. Fitodegradasyon**

Bu proses, bitkilerdeki metabolik süreçler tarafından kirleticilerin bitkiler tarafından bozulması sürecidir. Şekil 1.4' te fitodegradasyon prosesinin şematik diyagramı gösterilmektedir (Jeevanantham vd., 2019). Bitkiler tarafından üretilen nitrorediktaz ve oksijenazlar gibi enzimler bu süreçte yer almaktadır. Bunlar bozulmayı hızlandırır ve katalize ederler. Bu süreç ayrıca fitodönüşüm olarak da bilinmektedir (Tangahu vd., 2011). Bitki, kirleticilerin bozulması veya parçalanması için iç ve dış gibi iki tür metabolik süreci yönlendirir. Bitki enzimatik aktivitesi ve fotosentetik oksidasyon gibi kirleticilerin bozulması için iki tür mekanizma vardır. Dış süreçte bitki kirleticileri emer, onları daha küçük birimlere hidrolize eder. İç metabolik süreç durumunda kirleticiler metabolitler olarak kullanılır ve küçük parçalara ayrılırlar.



Şekil 1.4. Fitodegradasyon prosesinin şematik diyagramı

#### v. Fitoekstraksiyon

Bu proses, özellikle çevreden bitkiye kirleticilerin alınması, emilmesi ve taşınması durumudur (Tangahu vd., 2011). Bu işlem ayrıca fitomadencilik olarak da bilinmektedir. Toprakta metallerin uzaklaştırılması için bitkiler tarafından salgılanan bileşik fitosideroforlar olarak adlandırılmaktadır. Bu küçük, yüksek afiniteli demir bağlayıcı bileşikler, rizosferde mevcut metaller ile kompleks oluşturarak hücre zarı boyunca metallerin taşıyıcısı olarak hizmet ederler. Özellikle  $Fe^{3+}$  için yüksek afinite mevcuttur (Dotaniya vd., 2013). Bitkiler, bu işlemi birkaç kez tekrarlayarak kirletici konsantrasyonunun kabul edilebilir seviyelere indirilmesi için, büyüdükten ve metal kirleticileri emdikten sonra hasat edilerek güvenli bir şekilde bertaraf edilirler. Hiperakümülatör bitki türleri, akümülatör ve dışlayıcılardan daha etkili sonuç verdiği için metal kirleticilerin uzaklaştırılması için birçok bölgede kullanılmaktadır. En yaygın kullanılan hiperakümülatör türleri için örnek *Avena sp* ve *Brassica sp* türleridir.

#### vi. Fitoakümülyasyon

Bitkinin yaprak, sap ve kök gibi farklı bölgelerindeki dokularında kirletici maddelerin depolanması süreci fitoakümülyasyon olarak bilinmektedir (Tangahu vd., 2011). Toprakta su ve besinler ile birlikte kirletici madde veya ağır metaller alınmakta ve bunlar ksilem tarafından taşınmaktadır. Metaller fitosideroforlar yardımıyla hücre zarı boyunca taşınmaktadır. Metaller bitki hücresinin stoplazmasına girdikten sonra hücre kofulu içerisine taşınırken, toksik kirletici maddeler toksik olmayan şekle dönüştürülürler (Leitenmaier ve Kupper, 2013). Metallerin toksik seviyesi; redoks mekanizmaları, çökelme ve metallerin ligantlara bağlanması gibi üç mekanizma

ile azaltılabilir. Metaller hücrenin ya kofullarında yada mezofillerinde toplanmaktadır. Kofullarda metal biriktirme, bitki enzimlerinde detoksifikasyon sürecinden dolayı herhangi bir toksik etkiye sebep olmaz ancak mezofilde metal birikmesi bitkilerde bazı etkilere sebep olmaktadır (Ojuederie ve Babalola, 2017; Jutsz ve Gnida, 2015). Dolaylı olarak fotosentezi inhibe ederek bitkinin biyokütle üretimini ve büyümesini etkileyen klorofil içeriğinin azalması en önemli etkilerden biridir. Kofullar metal toksisitesini detoks etmek için çeşitli enzim metalligant kompleksine sahiptir. Detoksifikasyon sürecinde yer alan enzimler, etki mekanizmaları bakımından proteazlar, fosfatlar ve lipazlar gibi diğer enzimlere benzemektedirler. Hiperakümülatör bitkilerde metal konsantrasyonu bitkinin filizlerinde daha fazladır. Akümülatör olmayan bitkilerde metal konsantrasyonu bitkinin köklerinde daha fazladır.

#### **vii. Fitovolatilizasyon**

Bu proses, birikmiş olan kirleticilerin terleme ile bitkilerin yapraklarından atmosfere çıkarılması işlemidir (Tangahu vd., 2011). Suda çözünen kirleticiler, bir su molekülü gibi yapraktan atmosfere salınır. Kirleticiler, kökten yapraklara taşınma esnasında toksik olmayan ve suda çözünebilir hale modifiye edilirler ve daha sonra bu kirleticiler buharlaşırlar. Metaller yapraklarda epidermiste birikmeye başladıktan sonra mezofil içinde birikmeye başlarlar. Mezofildeki metallerin birikimi bitkide çeşitli etkilere yol açar. Hiperakümülatör bitkilerin çoğunda modifiye suda çözünür metallerin buharlaşma oranı yüksektir. Bu nedenle metallerin mezofil içinde birikmesine izin verilmez ve bitkilere hiçbir etkisi yoktur (Mukhopadhyay ve Maiti, 2010; Rayu vd., 2012; Ojuederie ve Babalola, 2017; Jeevananthan vd., 2019).

#### **b. Makrofitler**

Su kaynaklarında doğal olarak yetişen sucul bitkilerin makroskobik formları sucul makrofitler olarak tanımlanır. Türkiye’de sulak alanlarda yaklaşık 50 familyaya bağlı 500 sucul bitki türü bulunmaktadır (Kırım vd., 2011; Kaya, 2019). Su yüzeyinde konumlanma şekillerine göre sucul makrofitler 3 gruba ayrılmaktadır: (i) Yarı-batık makrofitler: Bu grupta yer alan makrofitlerin genellikle kökleri su altında, gövdeleri ve yaprakları ise su yüzeyinin üzerinde konumlanmıştır. *Typha* spp. ve *Phragmites* spp. türleri bu gruba örnek olarak gösterilebilir. (ii) Su içi makrofitler: Bu grupta yer alan makrofitlerin gelişimleri su altında tamamlanır. *Myriophyllum spicatum* ve *Ceratophyllum demersum* türleri bu gruba örnek olarak gösterilebilir. (iii) Yüzücü makrofitler: Bu grupta yer alan makrofitler su yüzeyinde serbest olarak yüzer konumdadır, kökleri su yüzeyine askıda bir pozisyonda görünür. *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* ve *Lemna* spp. türleri bu gruba örnek olarak gösterilebilir. Sucul makrofitler, buldukları ortamdaki metalleri kökleriyle bünyelerine alabilirler. Sucul makrofitler yüksek konsantrasyonlarda ağır metalleri biriktirerek ağır metallerin biyokimyasal olarak dönüşmesini

sağlarlar. Karasal bitkilerin metal biriktirme seviyeleri sucul makrofitlere göre daha düşüktür. Bundan dolayı kirlenmiş sucul ekosistemlerde ağır metallerin gideriminde sucul makrofitler önemli rol oynar (Kaya, 2019).

### **i. Su sümbülü**

Pontederiaceae familyasına ait ve latince adı *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms olan su sümbülünün orijini Güney Amerika kaynaklı Amazon Nehri'dir. Bitki; tropik, subtropik, ılıman iklimlerdeki durgun ya da hafif akıntılı sularda görülmektedir. Su sümbülü, Pasifik'in kuzeybatısındaki göletlerin etrafında özel olarak bu amaçla yetiştirilmektedir. Bunların yanı sıra kök sisteminin bazı omurgasızlara ve böceklerle yuva olması da su ekosistemi içerisinde bitkiyi daha yararlı kılmaktadır. Ayrıca yaprak ayası ve petiolleri gibi çeşitli kısımları, bazı yaban ördekleri tarafından tüketilmektedir. Ancak; kara ya da su faunasına, aquatik bitkilere, rekreasyonel amaçlara (yüzme, kayıkla gezme), sosyal hayata (estetik görüntü, koku etkileri, insan hareketi) ve daha birçok sosyo-ekonomik faaliyete olumsuz etkileri bulunmaktadır (Gülgen, Keskin vd., 2010). Bu bitki sulamada, enerji üretimi ve nehir ulaşımında ciddi sorunlara yol açan, hızlı ve yoğun yayılıp büyümesi sebebiyle dünya çapında dikkat çeken zararlı bir bitki çeşididir (Shahabaldin ve Mohanadossud, 2015). Bu zararlı etkilerine karşı sudaki kirlilikleri bünyesine alarak kirliliklerin sudan uzaklaştırılmasını sağladığından faydalıdır. Bu bitkiler sudan aldıkları kirlilikleri metabolik faaliyetleri için kullanır (Shahabaldin vd., 2007). Su sümbülü iyi gelişmiş lifli kök sistemi bulunan ve büyük biyokütleyle sahip, hızlı büyüyen ve suda yüzen bir bitki türüdür. Çeşitli su koşullarına kolaylıkla uyum sağlar ve su ortamından ağır metallerin uzaklaştırılmasında önemli bir rol oynar (Malik vd., 2007).

### **ii. Su marulu**

*Pistia stratiotes* (Su marulu) herdem yeşil, hızlı büyüyen katmanlı ve küme formu çok yıllık bir bitkidir. Serbest olarak yüzen bitki genelde rüzgarla hareket ederken küçük, büyük havuzlar ile yavaş akan sularda kullanıma uygundur (Söğüt, 2002). Akvaryum şartlarında bitki çapı 5- 6 cm kadar olabilirken, doğada bu 20 cm'lere kadar çıkabilmektedir. Yüksek ışık seven bu bitki yan tarafından verdiği sürgüler ile kolayca çoğalır. Su üstünde yüzen ve su içine saldıgı kökleri ile özellikle canlı doğuran akvaryumlarda, bahçelerde bulunan havuzlarda, yapay sulak alanlarda bakımı mümkündür (Gülgen vd., 2010).

## 2. MATERYAL VE METOT

### 2.1. Su Sümbülü ve Su Marulu Bitkileri

Bu tez çalışmasında, materyal olarak sucul bitkilerden olan su sümbülü ve su marulu bitkileri kullanıldı. Çalışmada kullanılan su sümbülü bitkileri Şekil 2.1 ve Şekil 2.2’de verilmiştir.



Şekil 2.1. Su sümbülü bitkileri



Şekil 2.2. Su sümbülü bitkilerinin toplu halde görünümü

Çalışmada kullanılan su marulu bitkileri Şekil 2.3’de verilmiştir.



Şekil 2.3. Su marulu bitkileri

## 2.2. Elazığ katı atık depolama sahası

Elazığ katı atık düzenli depolama sahası, Elazığ Belediyesi'nin 2027 yılına kadar evsel katı atıklarının bertarafı için tasarlanmıştır. Düzenli depolama sahası 4 lottan oluşmaktadır. Bunlardan 1.si kullanılmış ve halihazırda dolmak üzeredir. Tasarlanan 3 lotun depolama kapasitesi 456.475 kişilik nüfusun ihtiyaçlarını yerine getirmek üzere 3.164.000 m<sup>3</sup>'tür. Düzenli depolama sahası tasarımı, AB direktifleri ile adapte Türkiye Mevzuatı doğrultusunda yürütülmüştür. Deponun alt katmanlarında doğal kil tabakası, 2 mm HDPE esnek membran ve geotekstil astar sistemi kullanılmıştır. Sızıntı suyu sistemi, minimum 250 mm çaplı HDPE delikli borulardan oluşur. Sızıntı suyu gölet gibi bir havuzda toplanır. Katı atık düzenli depolama alanının diğer gerekli birimi şöyle sıralanabilir: yangın söndürme için su depolama tankları, yangın söndürme sistemi, gaz drenajı ve bertaraf sistemi, yeraltı suyu drenaj sistemi ve izleme kuyusu, yüzey suyu drenajı sistemi, lotların kontrol ve erişim yolları, aydınlatma (<https://www.ergeproje.com>) Erişim tarihi 20.06.2021.

Elazığ katı atık depolama sahası sızıntı suyu havuzları Şekil 2.4 ve Şekil 2.5'te verilmiştir.



**Şekil 2.4.** Elazığ katı atık depolama sahası sızıntı suyu havuzu



**Şekil 2.5.** Elazığ katı atık depolama sahası sızıntı suyu havuzunun yol kenarından görünümü

### **2.3. Laboratuvar Çalışması**

Elazığ katı atık depolama sahası havuzundan sızıntı suyu alındı. Alınan katı atık sızıntı suyu 5 litrelik kaplar içerisinde Fırat üniversitesi Çevre Mühendisliği Laboratuvarına getirildi. Laboratuvarda sızıntı suları 500 ml alınarak reaktör olarak kullanılan 600 ml'lik reaktörlere aktarıldı. Bu beherlere su sümbülü ve su marulu bitkileri sızıntı suyu ile temas edecek şekilde yerleştirildi. Bir kısım su sümbülü ve su marulu kontrol numuneleri olarak ayrıldı (Şekil 2.6 ve Şekil 2.7).



**Şekil 2.6.** Su sümbülü bitkisinin kontrol numunesi



**Şekil 2.7.** Su marulu bitkisinin kontrol numunesi

Su sümbülü ve su marulu bitkilerinin reaktörlere yerleştirilmiş hali Şekil 2.8 ve Şekil 2.9' da gösterilmiştir.



**Şekil 2.8.** Su sümbülü bitkilerinin reaktörlere yerleşim şekli



**Şekil 2.9.** Su marulu bitkilerinin reaktörlere yerleşim şekli

Su sümbülü ve su marulu bitkileri numuneleri belirli zaman aralıkları ile alındı. Bitkilerde yapraklarda solarak bozulma olduğunda belirli aralıklar ile numune alımı sonlandırıldı (Şekil 2.10).

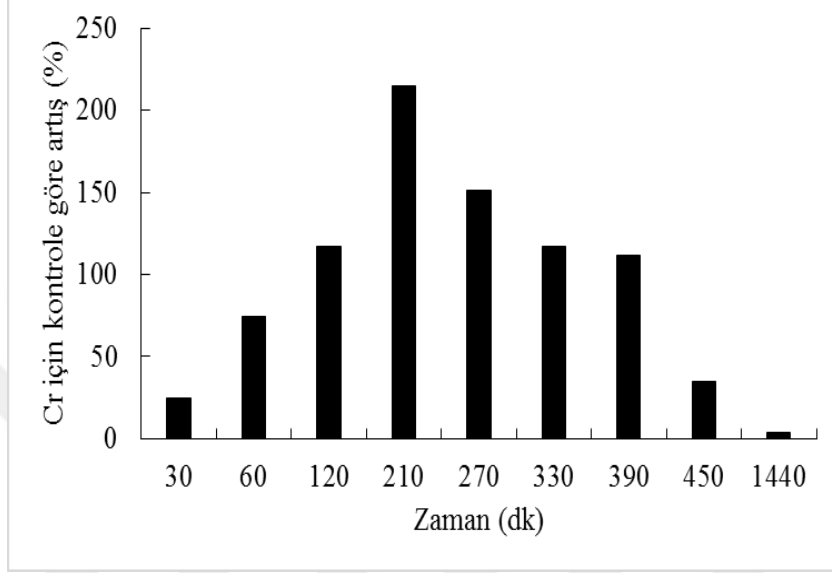


Şekil 2.10 Bitkilerde bozulmanın meydana gelmesi

Belirli aralıklarla alınan su sümbülü ve su marulu numuneleri laboratuvar ortamında gerekli şartlar sağlanarak oda sıcaklığında kurutuldu. Kurutulan su sümbülü ve su marulu numuneleri bir öğütücü yardımıyla öğütüldü. Öğütülen su sümbülü ve su marulu bitki numunelerinin ağır metal (Cr, Cu, Pb, Cd, Fe, Zn) analizleri ICP-MS cihazı ile yapıldı.

### 3. BULGULAR VE TARTIŞMA

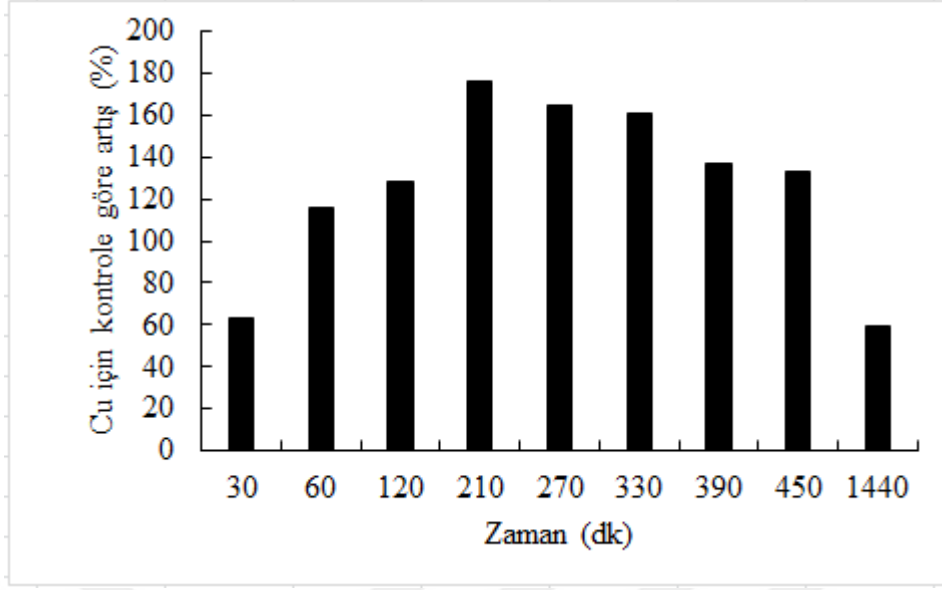
Su sümbülünde (*Eichhornia crassipes*) zamana göre Cr konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.1’de verilmiştir.



Şekil 3.1. Su sümbülünde zamana göre krom konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.1 incelendiğinde; su sümbülünde Cr konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin 210. dakikada % 214,84 olduğu tespit edildi. Cr konsantrasyonundaki artış yüzdelerinin 210. dakikadan sonra azaldığı tespit edildi. En düşük artış yüzdesi ise 1440. dakikada % 3.87 olarak hesaplandı. Bu tez çalışmasında su sümbülünde tespit edilen en yüksek krom konsantrasyonu 48,8 mg/kg oldu. Calheiros vd. (2008) Portekiz’de tabakhane atıksuyuna maruz bırakılan *P. australis* bitkisinde krom akümülyasyonunu 5,46 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Salem vd. (2014) Fransa’ da yapay sulaklarda bulunan *T.latifolia* bitkisinde krom akümülyasyonunun yaklaşık 9 mg/kg olduğu bildirmişlerdir. Bakhshoodeh vd. (2016) İran’da kompostlaştırma prosesinin sızıntı suyuna maruz kalan *V.zizanioides* bitkisinde krom akümülyasyonunun 20,02 mg/kg olduğu bildirmişlerdir. Bu değerler, bu tez çalışmasında tespit edilen değerden düşüktür.

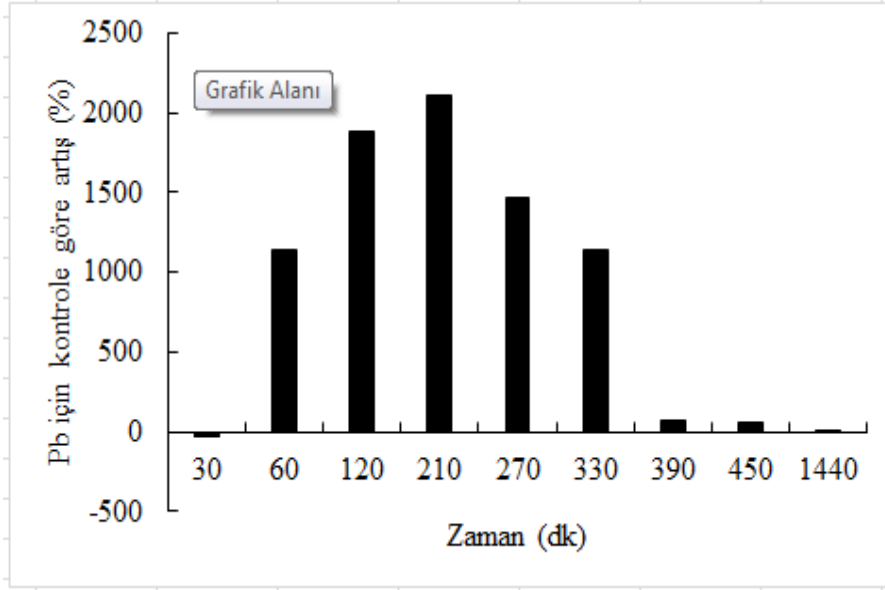
Su sümbülünde (*Eichhornia crassipes*) zamana göre Cu konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.2’de verilmiştir.



**Şekil 3.2.** Su sümbülünde zamana göre bakır konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.2 incelendiğinde; su sümbülünde Cu konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin 210. dakikada %175,64 olduğu tespit edildi. Cu konsantrasyonundaki artış yüzdelerinin 210. dakikadan sonra azaldığı tespit edildi. En düşük artış yüzdesi ise 1440. dakikada % 59,27 olarak hesaplandı. Bakır, bitkiler için temel ve önemli bir nutrienttir (Allow, 1995). Ayrıca, çeşitli önemli enzimlerin önemli bir bileşenidir (Hall ve Williams, 2003). Bununla beraber, yüksek konsantrasyonlardaki bakır, bitkilerde tohum çimlenmesini engeller. Yüksek bakır konsantrasyonu bitkilerde köklerin sayısını ve uzunluğunu olumsuz yönde etkiler (Mahmood vd., 2007). Bakır fazlalığı bitki için toksiktir ve bitki büyümesini olumsuz etkiler (Pasricha vd., 2021). Bu tez çalışmasında su sümbülünde tespit edilen en yüksek bakır konsantrasyonu 7,58 mg/kg oldu. Peveryly vd. (1995) ABD’de düzenli depolama sahası sızıntı suyuna maruz bırakılan *P. australis* bitkisinde bakır akümülyasyonu 28,78 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Smolyakov (2012) metal içeren suya maruz bıraktığı su sümbülü bitkisinde bakır konsantrasyonunu 0,028 mg/g olarak bildirmiştir. Matache vd., (2013) Romanya’da bir sulakalanda bulunan *C. demersum* L. Bitkisinin bakır alımının 22, 71 µg/g olduğunu bildirmişlerdir. Ayrıca, *P. perfoliatus* bitkisinin bakır alımının ise 13,14 µg/g olduğunu da belirlemişlerdir. Salem vd. (2014) *T.latifolia* bitkisinde bakır akümülyasyonunu 40,9 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Hejna vd. (2020) hayvancılık atıksuyuna maruz bırakılan *T. latifolia* ve *T. palustris* bitkilerinde bakır birikimini sırasıyla 47,54 mg/kg ve 105, 58 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Literatürde bildirilen bu değer, bu tez çalışmasında elde edilen değerden yüksektir.

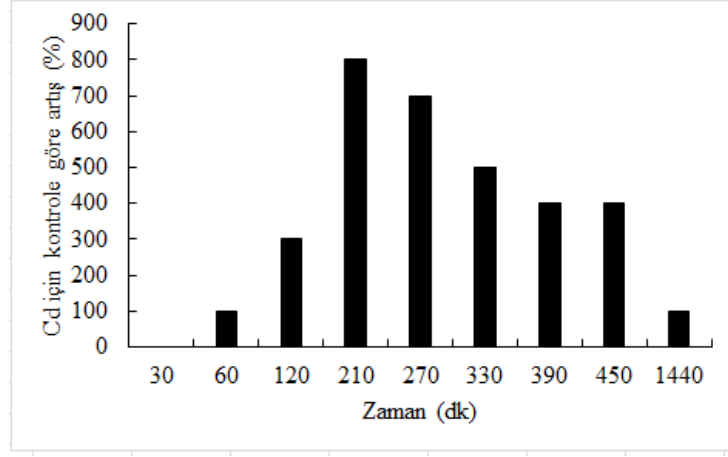
Su sümbülünde (*Eichhornia crassipes*) zamana göre Pb konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.3’de verilmiştir.



**Şekil 3.3.** Su sümbülünde zamana göre kurşun konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.3 incelendiğinde; su sümbülünde Pb konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin 210. dakikada %2111,11 olduğu tespit edildi. Pb konsantrasyonundaki artış yüzdelerinin 210. dakikadan sonra azaldığı tespit edildi. En düşük artış yüzdesi ise 1440. dakikada % 11,11 olarak hesaplandı. Kurşun bitkiler için en toksik metallere aittir. Kurşunun bitki üzerindeki toksik etkisinin kapasite maruz kalma zamanı, kurşun dozu ve bitkinin yapısına bağlıdır. Kurşun bitkiler için gerekli olmayan bir elementtir. Kurşun, bitki büyümesini ve tohum çimlenmesini yavaşlatır (Rehmanman vd., 2021). Bu tez çalışmasında su sümbülü bitkisinde tespit edilen en yüksek kurşun konsantrasyonu 1,99 mg/kg oldu. Smolyakov (2012) su sümbülü bitkisinde kurşun konsantrasyonunu 0,006 mg/g olarak bildirmiştir. Matache vd. (2013) Romanya’ da bir sulakalanda bulunan *C.demersum* L. ve *P. perfoliatus* bitkilerinde kurşun alımının sırasıyla 20,06 µg/g ve 13,32 µg/g olduğunu bildirmişlerdir. Bakhshoodeh vd. (2016) *V.zizanioides* bitkisinde kurşun akümülyasyonu 24,43 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Literatürde bildirilen bu değerler, bu tez çalışmasında tespit edilen değerden yüksektir. Literatürde bu tez çalışmasında tespit edilen kurşun konsantrasyonundan daha düşük konsantrasyon da bildirilmiştir. Pevery vd. (1995) *P.australis* bitkisinde kurşun akümülyasyonunu 1,76 mg/kg olarak bildirmişlerdir.

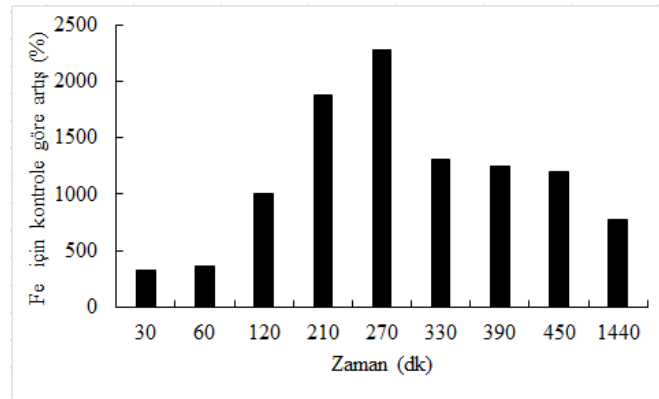
Su sümbülünde (*Eichhornia crassipes*) zamana göre Cd konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.4’ de verilmiştir.



Şekil 3.4. Su sümbülünde zamana göre kadmiyum konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.4 incelendiğinde; su sümbülünde Cd konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin 210. dakikada %800 olduğu tespit edildi. Cd konsantrasyonundaki artış yüzdelerinin 210. dakikadan sonra azaldığı tespit edildi. Kadmiyum, bilinen herhangi bir biyolojik kullanımı bulunmayan ve gerekli olmayan bir ağır metaldir (Pasricha vd., 2021). Fazla miktardaki kadmiyum bitkilerde toksik düzeyde kadmiyum birikiminin artmasına ve gerekli elementlerin alınımının azalmasına neden olarak metabolik değişikliklere, mineral eksikliğine ve büyümenin azalmasına yol açar (İrfan vd., 2014). Bu tez çalışmasında su sümbülünde tespit edilen en yüksek kadmiyum konsantrasyonu 0,09 mg/kg oldu. Smolyakov (2012) su sümbülü bitkisinde kadmiyum konsantrasyonunu 0,0004 mg/g olarak bildirmiştir. Matache vd. (2013) *C. demersun* L. ve *P. perfoliatus* bitkilerinde kadmiyum alınımının sırasıyla 3,52 µg/g ve 1,88 µg/g olduğunu bildirmişlerdir. Literatürde bildirilen bu değerler, bu tez çalışmasında tespit edilen değerden yüksektir.

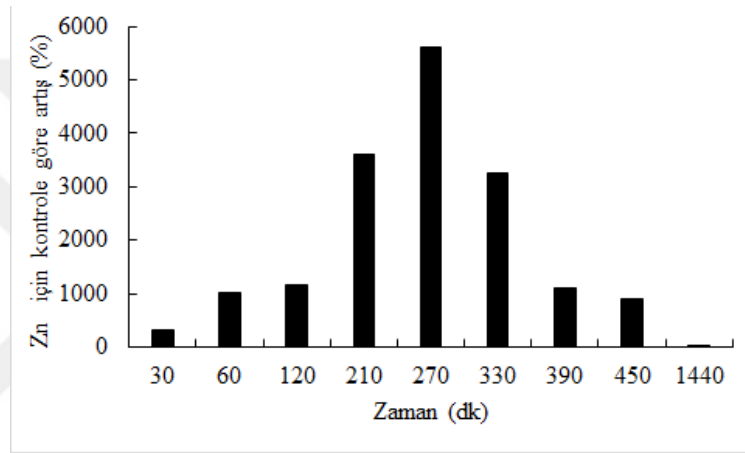
Su sümbülünde (*Eichhornia crassipes*) zamana göre Fe konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.5’de verilmiştir.



Şekil 3.5. Su sümbülünde zamana göre demir konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.5 incelendiğinde; su sümbülünde Fe konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin 270. dakikada %2282,61 olduğu tespit edildi. Fe konsantrasyonundaki artış yüzdelерinin 270. dakikadan sonra azaldığı tespit edildi. En düşük artış yüzdesi ise 30. dakikada % 330,43 olarak hesaplandı. Demir, bitki büyümesi ve gelişimi için gerekli elementlerdendir. Demir, fotosentezde elektron transfer sistemi ve solunum gibi fizyolojik proseslerde önemli bir rol oynar. Ayrıca, birçok konjuge enzim için aktivatör olarak davranır (Patra vd., 2020). Bu tez çalışmasında su sümbülünde tespit edilen en yüksek demir konsantrasyonu 5480 mg/kg oldu.

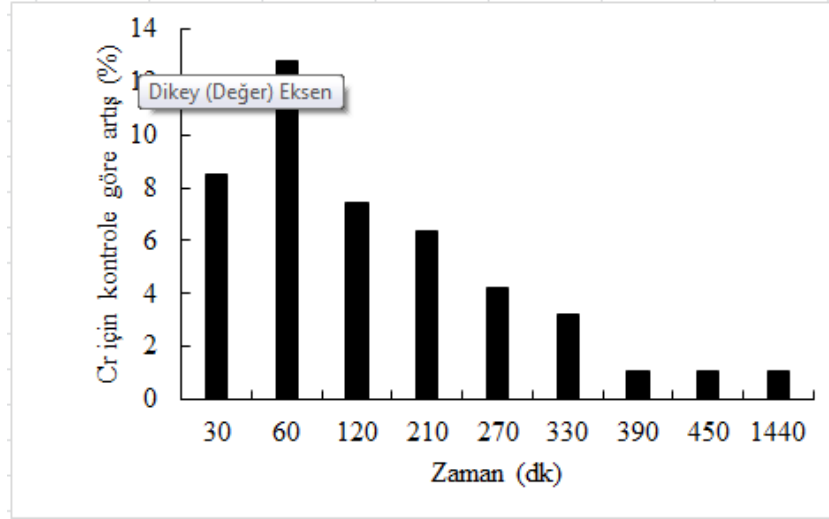
Su sümbülünde (*Eichhornia crassipes*) zamana göre Zn konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.6'de verilmiştir.



Şekil 3.6. Su sümbülünde zamana göre çinko konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.6 incelendiğinde; su sümbülünde Zn konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin 270. dakikada %5617,20 olduğu tespit edildi. Zn konsantrasyonundaki artış yüzdelерinin 270. dakikadan sonra azaldığı tespit edildi. En düşük artış yüzdesi ise 1440. dakikada %330,23 olarak hesaplandı. Bu tez çalışmasında su sümbülünde tespit edilen en yüksek çinko konsantrasyonu 531,7 mg/kg oldu. Smolyakov (2012) su sümbülü bitkisinde çinko konsantrasyonunu 0,036 mg/g olarak bildirmiştir. Matache vd., (2013) yaptıkları araştırmada, *C. demersum* L. ve *P. perfoliatus* bitkilerinde çinko alımının sırasıyla 104,23 µg/g ve 57,96 µg/g olduğunu bildirmişlerdir. Hejna vd., (2020) *T. latifolia* ve *T. palustris* bitkilerinde çinko birikimini sırasıyla 271,64 mg/kg ve 409,26 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Bakhshoodeh vd., (2016) *V. zizanioides* bitkisinde çinko akümülyasyonunun 25,03 mg/kg olduğunu bildirmişlerdir. Literatürde bildirilen bu değerler, bu tez çalışmasında tespit edilen değerden düşüktür.

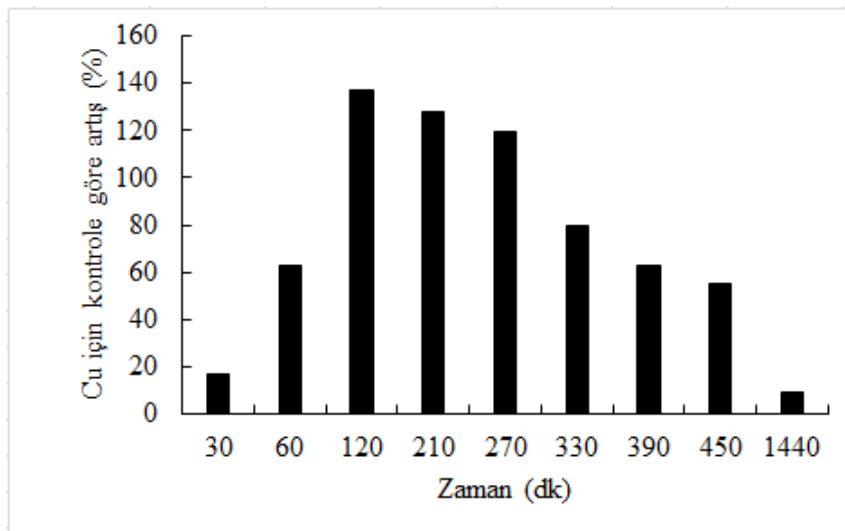
Su marulunda (*Pistia stratiotes*) zamana göre Cr konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.7'de verilmiştir.



Şekil 3.7. Su marulunda zamana göre krom konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.7 incelendiğinde; su marulunda Cr konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin 60. dakikada %12,77 olduğu tespit edildi. Cr konsantrasyonundaki artış yüzdelerinin 60 dakikadan sonra azaldığı tespit edildi. En düşük artış yüzdesi ise 390. dakikada % 1.06 olarak hesaplandı. Bu tez çalışmasında su marulunda tespit edilen en yüksek krom konsantrasyonu 10,6 mg/kg oldu. Nabi (2021) göl suyunda bulunan *C. demersum*, *P. crispus* ve *P. australis* bitkilerinde krom birikimini sırasıyla 0,27; 0,7 ve 0,23 µg/g olarak bildirmiştir. Bu değerler, bu tez çalışmasında elde edilen değerlerden oldukça düşüktür.

Su marulunda (*Pistia stratiotes*) zamana göre Cu konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.8’de verilmiştir.

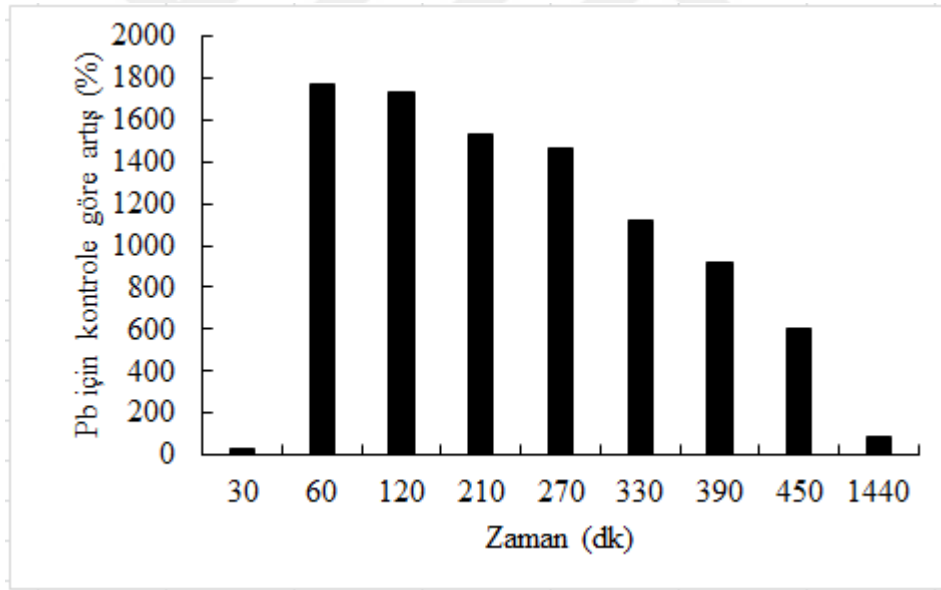


Şekil 3.8. Su marulunda zamana göre bakır konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.8 incelendiğinde; su marulunda Cu konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin 120. dakikada %136,98 olduğu tespit edildi. Cu konsantrasyonundaki artış yüzdelерinin 120. dakikadan sonra azaldığı tespit edildi. En düşük artış yüzdesi ise 1440. dakikada %9,38 olarak hesaplandı. Bu tez çalışmasında su marulunda tespit edilen en yüksek bakır konsantrasyonunu 4,55 mg/kg oldu.

Maddisan vd. (2009) ve Galetti vd. (2010) sırasıyla Estonya ve İtalya’da *T. latifolia* ve *P.australis* bitkisinde bakır akümüleyasyonlarını 59,1 mg/kg ve 28,2 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Anning vd. (2013) Gana’ da atıksuya maruz kalan *T. latifolia* bitkisinde bakır akümüleyasyonunu 95 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Bu değerler, bu tez çalışmasında tespit edilen değerden oldukça yüksektir. Literatürde daha düşük değerler de bildirilmiştir. Nabi (2021) *C.demersum*, *P.crispus* ve *P. australis* bitkilerinde bakır konsantrasyonlarını sırasıyla 0,29; 0,29 ve 0,77 µg/g olarak bildirmiştir. Bu değerler, bu tez çalışmasında elde edilen değerden düşüktür.

Su marulunda (*Pistia stratiotes*) zamana göre Pb konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.9’da verilmiştir.

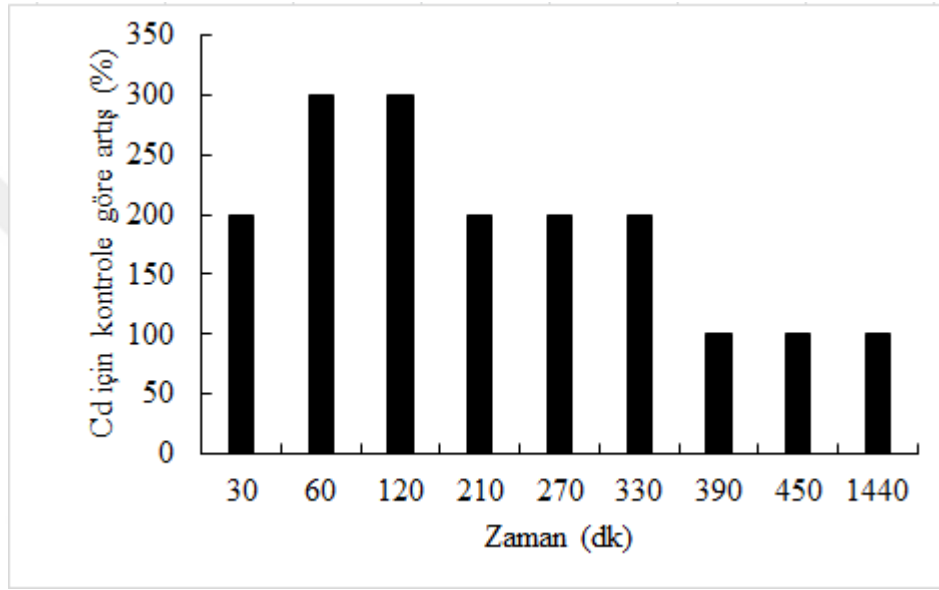


Şekil 3.9. Su marulunda zamana göre kurşun konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.9 incelendiğinde; su marulunda Pb konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin 60. dakikada %1766,67 olduğu tespit edildi. Pb konsantrasyonundaki artış yüzdelерinin 60 dakikadan sonra azaldığı tespit edildi. En düşük artış yüzdesi ise 30. dakikada % 33,33 olarak hesaplandı. Bu tez çalışmasında su marulunda tespit edilen en yüksek kurşun konsantrasyonu 1,12 mg/kg oldu. Anning vd. (2013) *T. latifolia* bitkisinde kurşun akümüleyasyonunu 9,8 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Leblebici vd. (2018) sentetik atıksuda 7 gün boyunca *S.natans* bitkisinde kurşun akümüleyasyonunu 9800 µg/g olarak bildirmişlerdir. Bu değerler, bu tez

çalışmasında tespit edilen değerden yüksektir. Nabi (2021) *P. crispus* ve *P. australis* bitkilerinde kurşun konsantrasyonlarını sırasıyla 0,58 µg/g ve 1,07 µg/g olarak bildirmiştir. Bu değerler, bu tez çalışmasında tespit edilen değerden düşüktür. Aynı araştırmacı *C. demersum* bitkisindeki kurşun konsantrasyonunu ise 3,53 µg/g olarak bildirmiştir. Bu değer ise bu tez çalışmasında elde edilen değerden yüksektir.

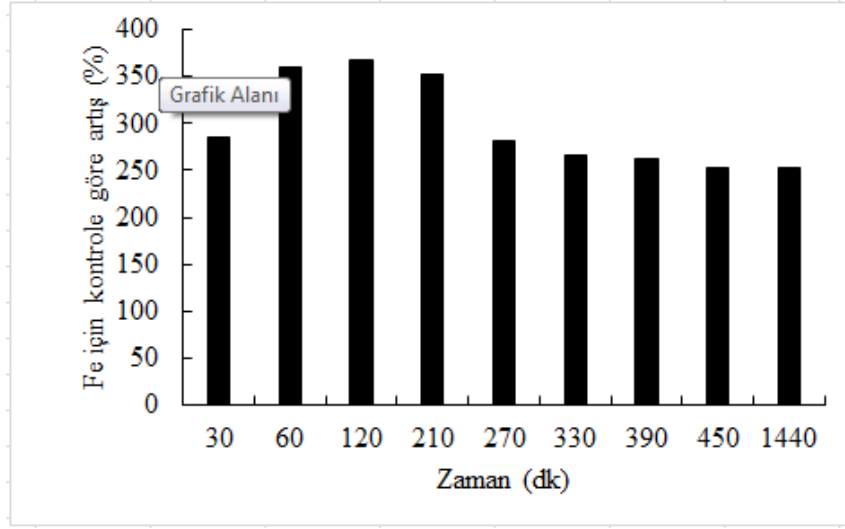
Su marulunda (*Pistia stratiotes*) zamana göre Cd konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.10'da verilmiştir.



Şekil 3.10. Su marulunda zamana göre kadmiyum konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.10 incelendiğinde; su marulunda Cd konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin 60. dakikada %300 olduğu tespit edildi. Cd konsantrasyonundaki artış yüzdelerinin 60 dakikadan sonra azaldığı tespit edildi. En düşük artış yüzdesi ise 390. dakikada % 100 olarak hesaplandı. Bu tez çalışmasında su marulunda tespit edilen yüksek kadmiyum konsantrasyonu 0,04 mg/kg oldu. Leblebici vd. (2018) *S. natans* bitkisinde kadmiyum akümülyasyonunu yaklaşık 6000 µg/g olarak bildirmişlerdir. Nabi (2021) *C. demersum*, *P. crispus* ve *P. australis* bitkilerinde kadmiyum konsantrasyonlarını sırasıyla 0,5; 0,29 ve 1,85 µg/g olarak bildirmiştir. Bu değerler, bu tez çalışmasında tespit edilen değerden yüksektir.

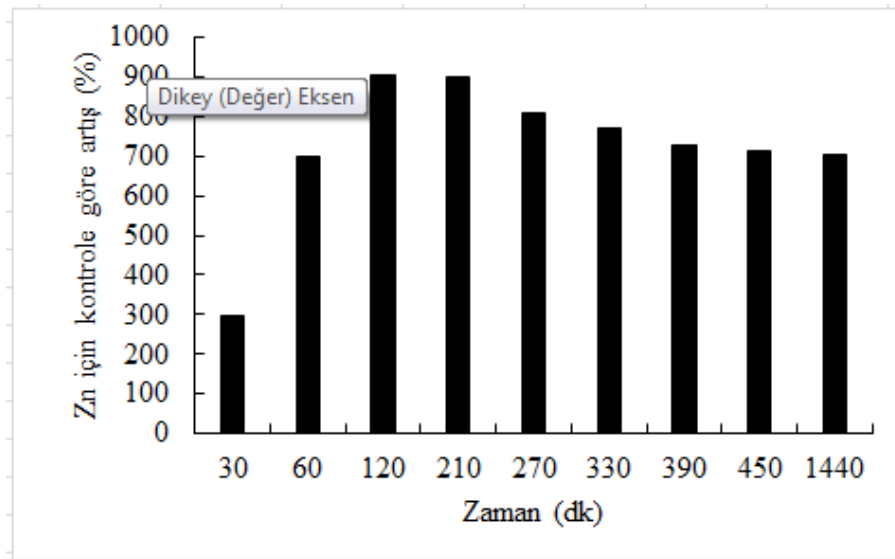
Su marulunda (*Pistia stratiotes*) zamana göre Fe konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.11'de verilmiştir.



Şekil 3.11. Su marulunda zamana göre demir konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.11 incelendiğinde; su marulunda Fe konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin 120. dakikada %367,62 olduğu tespit edildi. Fe konsantrasyonundaki artış yüzdelerinin 120 dakikadan sonra azaldığı tespit edildi. En düşük artış yüzdesi ise 1440. dakikada %252,38 olarak hesaplandı. Bu tez çalışmasında su marulunda tespit edilen en yüksek demir konsantrasyonu 491 mg/kg oldu. Nabi (2021) *C. demersum*, *P. crispus* ve *P. australia* bitkilerinde demir konsantrasyonlarını sırasıyla 306,2; 24,31 ve 26,68 µg/g olarak bildirmiştir. Bu değerler, bu tez çalışmasında tespit edilen değerden düşüktür.

Su marulunda (*Pistia stratiotes*) zamana göre Zn konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.12’de verilmiştir.



Şekil 3.12. Su marulunda zamana göre çinko konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.12 incelendiğinde; su marulunda Zn konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin 120. dakikada %904,92 olduğu tespit edildi. Zn konsantrasyonundaki artış yüzdelерinin 120. dakikadan sonra azaldığı tespit edildi. En düşük artış yüzdesi ise 1440. dakikada %703,28 olarak hesaplandı. Bu tez çalışmasında su marulunda tespit edilen en yüksek çinko konsantrasyonu 61,3 mg/kg oldu. Maddison vd. (2009) ve Galetti vd. (2010) sırasıyla *T. latifolia* ve *P. australis* bitkilerinde çinko akümülayonlarını 478,4 mg/kg ve 177,3 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Anning vd. (2013) *T. Latifolia* bitkisinde çinko akümülayonunu 68 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Bu değerler, bu tez çalışmasında tespit edilen değerden yüksektir. Literatürde daha düşük değerler de bildirilmiştir.

Nabi (2021) *C. demersum*, *P. crispus* ve *P. australis* bitkilerinde çinko konsantrasyonlarını sırasıyla 4,61; 4,61 ve 3,58 µg/g olarak bildirmiştir. Bu değerler, bu tez çalışmasında tespit edilen değerden düşüktür.

Su sümbülü ve su marulu bitkilerinde ağır metal konsantrasyonlarının Fe>Zn>Cr>Cu>Pb>Cd sıralanmasını izlediği tespit edildi. Literatürde farklı bitkiler için farklı sıralamalar bildirmiştir. Nabi (2021) göl suyunda bulunan *Potamogeton crispus*, *P.australis* ve *C. demersum* bitkilerinde biriken ağır metallerin konsantrasyonlarının sırasıyla Fe>Zn>Pb>Cr>Cd=Cu, Fe>Zn>Cd>Pb>Cu>Cr ve Fe>Zn>Pb>Cr> Cd>Cu sıralamasını izlediğini bildirilmiştir.

## 4. SONUÇLAR

1. Su sümbülünde en yüksek Cr konsantrasyonu 48,8 mg/kg olarak 210. dakikada tespit edildi.
2. Su sümbülünde en yüksek Cu konsantrasyonu 7,58 mg/kg olarak 210. dakikada tespit edildi.
2. Su sümbülünde en yüksek Pb konsantrasyonu 1,99 mg/kg olarak 210. dakikada tespit edildi.
3. Su sümbülünde en yüksek Cd konsantrasyonu 0,09 mg/kg olarak 210. dakikada tespit edildi.
4. Su sümbülünde en yüksek Fe konsantrasyonu 5480 mg/kg olarak 270.dakikada tespit edildi.
5. Su sümbülünde en yüksek Zn konsantrasyonu 531,7 mg/kg olarak 270. dakikada tespit edildi.
6. Su marulundaki en yüksek Cr konsantrasyonu 1.12 mg/kg olarak 60. dakikada tespit edildi.
7. Su marulundaki en yüksek Cu konsantrasyonu 4,55 mg/kg olarak 120. dakikada tespit edildi.
8. Su marulundaki en yüksek Pb konsantrasyonu 1,12 mg/kg olarak 60. dakikada tespit edildi.
9. Su marulundaki en yüksek Cd konsantrasyonu 0,04 mg/kg olarak 60. ve 120. dakikalarda tespit edildi.
10. Su marulundaki en yüksek Fe konsantrasyonu 491 mg/kg olarak 120. dakikada tespit edildi.
11. Su marulundaki en yüksek Zn konsantrasyonu 61,3 mg/kg olarak 120. dakikada tespit edildi.
12. Su sümbülü numunelerindeki ağır metal konsantrasyonları Fe>Zn>Cr>Cu>Pb>Cd sıralamasını izledi.
13. Su marulu numunelerindeki ağır metal konsantrasyonu Fe>Zn>Cr>Cu>Pb>Cd sıralamasını izledi.
14. Su sümbülünün Fe, Zn, Cr, Cu, Pb ve Cd alımı su marulunun Fe, Zn, Cr, Cu, Pb ve Cd alımından daha yüksek olarak tespit edildi.

Sonuç olarak, Elazığ katı atık depolama sahası sızıntı sularına maruz bırakılan su sümbülü ve su marulu bitkilerinin Fe, Zn, Cr, Cu, Pb, ve Cd ağır metallerini akümüle ettiği tespit edildiğinden su sümbülü ve su marulu bitkilerinin katı atık depolama sahaları sızıntı sularının fitoremediasyonu amacı ile kullanılabilceği belirlendi. İleride yapılacak çalışmalar için farklı

sucul bitkilerin kullanımı ile katı atık deponi sızıntı suyunun kentsel atıksu arıtma tesisi atıksuyu ile beraber arıtımının araştırılması önerilebilir.



## KAYNAKLAR

- Abbas, A.A., Jingsong, G., Ping, L.Z., Ya, P.Y., Al-Rekabi, W.S., 2009. Review on landfill leachate treatment. *Am. J. Appl. Sci.* 6, 672–684.
- Adriano, D.C., 2001 *Trace Elements in Terrestrial Environments Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*, Verlag Berlin Heidelberg, New York.
- Afsar, S.S., Kumar, S., Alam, P., 2015. Characterization of leachate at various landfill site of Delhi, India. *Magnesium* 250, 50–51.
- Ahmed, M.J.K., Ahmaruzzaman, M., 2016. A review on potential usage of industrial waste materials for binding heavy metal ions from aqueous solutions. *J. Water Process Eng.* 10, 39–47. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2016.01.014>.
- Alloway, B.J., 2013. *Introduction-Heavy Metals in Soils*. Third edition Springer, Netherlands. Badri, D.V., Vivanco, J.M., 2009. Regulation and function of root exudates. *Plant Cell Environ.* 32, 666–681. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3040.2008.01926.x>.
- Anning, A.K., Korsah, P.E., Addo-Fordjour, P., 2013. Phytoremediation of wastewater with *Limnocharis flava*, *Thalia geniculata* and *T. latifolia* in constructed wetlands. *Int. J. Phytoremediation* 15 (5), 452–464
- Anonim, 2010. The World's Healthiest Foods, Essential Nutrients in the World's Healthiest Foods. Erişim: [http://www.whfoods.com/nutrientstoc.php]. Erişim tarihi: 28.07.2021.
- Anonim, 2021. MTA Demir ve Geliştirilmiş Demir Özellikleri. <http://www.mta.gov.tr> Erişim Tarihi (20.06.2021)
- Anonim, 2021. MTA Kadmiyum ve Geliştirilmiş Kadmiyum Özellikleri. <http://www.mta.gov.tr> Erişim Tarihi (20.06.2021). Ziraat Mühendisliği Ocak-Temmuz 2010 1 Sayı: 354
- Anonim, 2021. MTA Krom ve Geliştirilmiş Krom Özellikleri. <http://www.mta.gov.tr> Erişim Tarihi (12.07.2021).
- Arslanbaş, E., 2010, Türkiye'de Organik ve Geleneksel Olarak Üretilen Bazı Hayvansal ve Bitkisel Ürünlerdeki Metal (Kurşun, Kadmiyum, Bakır, Çinko, Demir) Düzeylerinin Karşılaştırılması, Ankara Üniversitesi, Sağlık Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Ankara.
- Baker, P., Pannuci, D., Weis, R., 2015. Seneca Meadows Landfill. Leachate Pre-treatment Using Reverse Osmosis. [http://nysaswm.org/wp-content/uploads/2016/05/2015Spring\\_06\\_RochemSMI.pdf](http://nysaswm.org/wp-content/uploads/2016/05/2015Spring_06_RochemSMI.pdf), Accessed date: 5 October 2017.
- Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Soltani Mohammadi, A., Ghanavati, H., 2016. Removing heavy metals from Isfahan composting leachate by horizontal subsurface flow constructed wetland. *Environ. Sci. Pollut. Control Ser.* 23 (12), 12384–12391.
- Baun, D.L., Christensen, T.H., 2004. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. *Waste Manag. Res.* 22, 3–23.
- Bhatt, A.H., Karanjekar, R.V., Altouqi, S., Sattler, M.L., Hossain, M.D.S., Chen, V.P., 2017. Estimating landfill leachate BOD and COD based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: exploration of MARS statistical approach. *Environ. Technol. Inov.* 8, 1–16.
- Bilal, M., Rasheed, T., Sosa-Hernandez, J.E., Raza, A., Nabeel, F., Iqbal, H.M.N., 2018. Biosorption: an interplay between marine algae and potentially toxic elements-a review. *Mar. Drugs* 16 (2), 65. <http://dx.doi.org/10.3390/md16020065>.
- Bou, A.S.F., Nascentes, A.L., Pereira, B.C., Da Silva, L.D.B., Ferreira, J.A.F., Campos, J.C., 2015. Mathematical modeling of COD removal via the combined treatment of domestic wastewater and landfill leachate based on the PACT process. *J. Environ. Sci. Health A.* 50, 378–384.
- Braden, J.B., Shortle, J.S., 2013. Agricultural sources of water pollution. *Encyclopedia Energy, Nat. Resour. Environ. Econ.* 3, 81–85.

- Broeckling, C.D., Broz, A.K., Bergelson, J., Manter, D.K., Vivanco, J.M., 2008. Root exudates regulate soil fungal community composition and diversity. *Appl. Environ. Microbiol.* 74, 738–744. <http://dx.doi.org/10.1128/AEM.02188-07>.
- Bulc, T.G., Justin, Z., 2007. Sustainable solution for landfill leachate with a use of A.M. Costa et al. *Journal of Environmental Management* 232 (2019) 110–116 115 phytoremediation. In: Velini, A.A. (Ed.), *Landfill Research Trends*. Nova Science Publishers, New York, pp. 103–139.
- Calheiros, C.S.C., Rangel, A.O.S.S., Castro, P.M.L. 2008, The effects of tannery wastewater on the development of different plant species and chromium accumulation in *P. australis australis*, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 55 (3), 404-414.
- Carolin, C.F., Kumar, P.S., Saravanan, A., Joshiba, J., Naushad, Mu, 2017. Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: a review. *J. Environ. Chem. Eng.* 5 (3), 2782–2799. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.029>.
- Castilhos Junior, A.B., Fernandes, F., Lange, L.C., Lopes, D.D., Costa, R.H.R., Silva, S.M., Martins, C.L., Ferreira, C.F.A., Moravia, W.G., 2009. Treatment of landfill leachate in lagoon systems. In: Gomes, L.P. (Ed.), *Characterization and Treatability of Landfill Leachates for Brazilian Conditions*. ABES, Rio de Janeiro.
- Chaney, R.L., 1983. Plant uptake of inorganic waste constituents. In: Parr, JFEA (Ed.), *Land 676 Treatment of Hazardous Wastes*. Noyes Data Corp, Park Ridge NJ, pp. 50–76.
- Chaukura, N., Gwenzi, W., Tavengwa, N., Manyuchi, M.M., 2016. Biosorbents for the removal of synthetic or organics and emerging pollutants: opportunities and challenges for developing countries. *Environ. Dev.* 19, 84–89. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envdev.2016.05.002>.
- Chen, P.H., 1986. Assessment of leachates from sanitary landfills: impact of age, rainfall, and treatment. *Environ. Int.* 22 (2), 225–237.
- Chowdhury, S., Balasubramanian, R., 2014. Recent advances in the use of graphene-family nanoadsorbents for removal of toxic pollutants from wastewater. *Adv. Colloid Interface Sci.* 204, 35–56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cis.2013.12.005>.
- Da Silva, A.A., Galvão, R.B., Assunção Júnior, V.G., 2014. Post-treatment of landfill leachate from Cianorte-PR by upward filtration in gravel followed by adsorption on granular activated carbon. *Environ. Forum High. Paul.* 10, 220–233.
- Dacanal, M., Beal, L.L., 2010. Anaerobic filter associated to the microfiltration membrane treating landfill leachate. *Eng. Sanit. Ambient.* 15, 11–18.
- Dajic, A., Mihajlovic, M., Jovanovic, M., Karanac, M., Stevanović, D., Jovanović, J., 2016. Landfill design: need for improvement of water and soil protection requirements in EU Landfill Directive. *Clean Technol. Environ.* 1, 753–764.
- Dakora, F.D., Phillips, D.A., 2002. Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. *Plant Soil* 245, 35–47. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1020809400075>.
- David, D.M., Emili, G.B., Araguas, R.M., Alcaraz, C., Vidal, O., Sanz, N., Jose, L.G.M., 2018. Effects of water pollution and river fragmentation on population genetic structure of invasive mosquitofish. *Sci. Total Environ.* 637 (638), 1372–1382. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.003>.
- Diagboy, P.N.E., Dikio, E.D., 2018. Silica-based mesoporous materials; emerging designer adsorbents for aqueous pollutants removal and water treatment. *Micropor. Mesopor. Mat.* 266, 252–267. <http://dx.doi.org/10.1016/j.micromeso.2018.03.008>.
- Dotaniya, M.L., Meena, H.M., Lata, M., Kumar, K., 2013. Role of phytosiderophores in Iron Uptake by Plants. *Agric. Sci. Diges* 33 (1), 73–76.
- El-Fadel, M., Bou-Zed, E., Chahine, W., Alayli, B., 2002. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Manag.* 22, 269–282.
- Englehardt, J.D., Deng, Y., Meeroff, D., Legrenzi, Y., Mognol, J., Polar, J., 2006. Options for Managing Municipal Landfill Leachate: Year 1 Development of Iron-mediated Treatment Processes. Technical Report, Florida.

- Erakhrumen, A.A., Agbontalor, 2007. Review Phytoremediation: An environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation in developing countries. *Educ. Res. Rev.* 2 (7), 151–156.
- Farquhar, G.J., 1989. Leachate: production and characterization. *Can. J. Civ. Eng.* 16, 317–325. Fingas, M., 2016. Water analysis oil pollution. Reference Module in Chemistry, Molecular Sciences and Chemical Engineering.
- Foo, K.Y., Hameed, B.H., 2010. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chem. Eng. J.* 156, 2–10.
- Gautam, R.K., Mahiya, S., Sharma, S.K., Chattopadhyaya, M.C., 2014. Contamination of heavy metals in aquatic media: transport, toxicity and technologies for remediation. *Heavy Metals Water: Presence Removal Saf. Roy. Soc. Chem.* 1, 1–24.
- Ghost, P., Thakur, I.S., Kaushik, A., 2017. Bioassays for toxicology risk assessment of landfill leachate: a review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 141, 259–270.
- Girkin, N.T., Turner, B.L., Ostle, N., Craigh, J., Sjögersten, S., 2018. Root exudate analogues accelerate CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> production in tropical peat. *Soil Biol. Biochem.* 117, 48–55.
- Gorga, M., Martínez, E., Ginebreda, A., Eljarrat, E., Barcelo, D., 2013. Determination of PBDEs, HBB, PBEB, DBDPE, HBCD, TBBPA and related compounds in sewage sludge from Catalonia (Spain). *Sci. Total Environ.* 444, 51–59.
- Guieysse, B., Norvill, Z.N., 2014. Sequential chemical-biological processes for the treatment of industrial wastewaters: Review of recent progresses and critical assessment. *J. Hazard. Mater.* 267, 142–152.
- Gupta, L., Rani, S., 2014. Leachate characterization and evaluating its impact on groundwater quality in vicinity of landfill site area. *IOSR J. Environ. Sci. Toxicol. Food Technol.* 8(10), 1-7.
- Gupta, S.K., Chabukdhara, M., Kumar, P., Singh, J., Bux, F., 2014. Evaluation of ecological risk of metal contamination in river Gomti, India: a biomonitoring approach. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 110, 49–55.
- Güler, Ç., Çobanoğlu, Z., 1997. Kimyasallar ve Çevre, Sağlık Bakanlığı Sağlık Projesi Genel Koordinatörlüğü, Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi No: 50, Ankara.
- Gülgün, B., K, N., Aktaş, E., Köse, H., 2010 a. Su Sümbülü Bitkisi (*Eichornia crassipes*) ve Atıksu Arıtımında Kullanımı *Ziraat Mühendisliği*, 354, 48-53.
- Gülgün, B., K, N., Aktaş, E., Köse, H., 2010b. Doğal ve Yapay Sulak Alanlar ve Kullanılan Bazı Bitki Türleri, *Ziraat Mühendisliği*, 355, 8-13.
- Hall, J., Williams, L.E., 2003, Transition metal transporters in plants, *J. Exp. Bot.*, 54 (393), 2601-2613
- Haseena, M., Malik, M.F., Javed, A., Arshad, S., Asif, N., Zulfıqar, S., Hanif, J., 2017. Water pollution and human health. *Environ. Risk Assess. Remediation* 1 (3),
- Hejna, M., Moscatelli, A., Stroppa, N., Onelli, E., Pılu, S., Baldi, A., Rossi, L., 2020, Bioaccumulation of heavy metals from wastewater through a *Typha latifolia* and *Thelypteris palustris* phytoremediation system, *Chemosphere*, 241, 125018.
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P., 2012. What a Waste: Waste Management Around the World. World Bank, Washington.
- Jun, L.Y., Mubarak, N.M., Yee, M.J., Yon, L.S., Bing, C.H., Khalid, M., Abdullah, E.C., 2018. An Overview of Functionalised carbon nanomaterial for organic pollutant removal. *J. Ind. Eng. Chem.*
- Jutsz, A.M., Gnida, A., 2015. Mechanisms of stress avoidance and tolerance by plants used in phytoremediation of heavy metals. *Arch. Environ. Prot.* 41 (4), 104–114. <http://dx.doi.org/10.1515/aep-2015-0045>.
- Karnchanawong, S., Limpiteprakan, P., 2009. Evaluation of heavy metal leaching from spent household batteries disposed in municipal solid waste. *Waste Manag.* 29 (2), 550–558.
- Kartal, G., Güven, A., Kahvecioğlu, Ö., Timur, S., 2010. Metallerin Çevresel Etkileri -II. Erişim: [[http://www.metalurji.org.tr/dergi/dergi137/d137\\_4651.pdf](http://www.metalurji.org.tr/dergi/dergi137/d137_4651.pdf)]. Erişim Tarihi:28.07.2021.

- Kawahigashi, F., Mendes, M.B., Júnior, V.G.A., Gomes, V.H., Fernandes, F., Hirooka, E.Y., Kuroda, E.K., 2014. Post-treatment of landfill leachate with activated carbon. *Eng. Sanit. Ambient.* 19, 235–244
- Kaya, S., Akar, F., 2002. *Metaller, Diğer İnorganik ve Radyoetkin Maddeler*. Alınmıştır: Veteriner Hekimliğinde Toksikoloji. Ed: Kaya, S., Pirinççi, İ., Bilgili, A. 2. Baskı, S: 212- 233, Medisan Yayınevi, Ankara.
- Kaya, Y., 2019, Sincan Organize Sanayi Bölgesi Çevresinde Ağır Metaller ile Kontamine Olmuş Ekosistemlerin Fitoremediasyonunda Doğal Bitkilerin Kullanılma Potansiyelinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 67 s.
- Khan, M.A., Ghouri, A.M., 2011. Environmental pollution: its effects on life and its remedies. *Res. World – J Arts. Sci.* 2, 276–285. Kumar, R., Mishra, R.K., Mishra, V., Qidwai, A., Pandey, A., Shukla, S.K., Pandey, M., Pathak, A., Dikshit, A., 2016. Detoxification and tolerance of heavy metals in plants. *Plant Metal Interact. (Emerg. Remediation Tech.)* 33, 5–359.
- Kırım, B., Çoban, D. ve Güler, M., 2011, Floating Aquatic Plants and Their Impact on Wetlands in Turkey, Water resources and wetlands, 11-13 September, 2014 Tulcea (Romania), ISSN: 2285-7923; 102-109.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 3, 297–336.
- Kulikowska, D., Klimiuk, E., 2008. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresour. Technol.* 99, 5981–5985.
- Kumar, R., Mishra, R.K., Mishra, V., Qidwai, A., Pandey, A., Shukla, S.K., Pandey, M., Pathak, A., Dikshit, A., 2016. Detoxification and tolerance of heavy metals in plants. *Plant Metal Interact. (Emerg. Remediation Tech.)* 33, 5–359.
- Kurnaz, E., 2008. Türkiye'nin Farklı Bölgeleri'nde Üretilen Etçi Piliç Karkas ve Karaciğer Örneklerinde Bazı Metal Düzeylerinin Belirlenmesi, Ankara Üniversitesi, Sağlık Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Ankara.
- Kurniawan, T.A., Lo, W., Chan, G.Y.S., 2006. Physical-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *J. Hazard. Mater.* 129, 80–100.
- Leblebici Z, Kar M, Yalçın V., 2018. Comparative study of Cd, Pb, and Ni removal potential by *Salvinia natans* (L.) All. and *Lemna minor* L.: Interactions with Growth Parameters. *Romanian Biotechnological Letters*, 23(1).
- Leitenmaier, B., Kupper, H., 2013. Compartmentation and complexation of metals in hyperaccumulator plants. *Front Plant Sci.* 4, 374. <http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2013.00374>.
- Lesmana, S.O., Febriana, N., Soetaredjo, F.E., Sunarso, J., Ismadji, S., 2009. Studies on potential applications of biomass for the separation of heavy metals from water and wastewater. *Biochem. Eng. J.* 44, 19–41.
- Licona, K.P.M., Geaquinto, L.R.O., Nicolini, J.V., Figueiredo, N.G., Chiapetta, S.C., Habert, A.C., Yokoyama, L., 2018. Assessing potential of nanofiltration and reverse osmosis for removal of toxic pharmaceuticals from water. *J. Water Proc. Eng.* 25, 195–204. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.08.002>. 276 S. Jeevanantham, A. Saravanan, R.V. Hemavathy et al. / *Environmental Technology & Innovation* 13 (2019) 264–2
- Lima, L.S.M.S., De Almeida, R., Quintaes, B.R., Bila, D.M., Campos, J.C., 2017. Analysis of quantification methodologies for humic substances in leachates from solid waste landfills. *Rev. Ambient. Água.* 12, 87–98.
- Lins, E.A.M., Lins, C.M.M.S., Jucá, J.F.T., Alves, M.C.M., Palha, M.L.A.P.F., 2011. Study of the leachate characteristics of the Muribeca landfill before and after closure. In: 26th Brazilian Congress of Sanitary and Environmental Engineering, September 25th to 29th. Porto Alegre, Brazil
- Löblich, D.S., 2015. Filtration by membranes. In: Workshop on Processes for the Treatment of Landfill Leachate. November 30th. Faculty of Public Health, University of São Paulo
- Lu, F., Zhang, H., Chang, C., Lee, D., He, P., Shao, L., Su, A., 2009. Dissolved organic matter and estrogenic potential of landfill leachate. *Chemosphere* 72, 1381–1386.

- Maddison, M., Soosaar, K., Muring, T., Mander, Ü., 2009, The biomass and nutrient and heavy metal content of cattails and reeds in wastewater treatment wetlands for the production of construction material in Estonia, *Desalination*, 246 (1–3), 120–128,
- Madera, C., Valencia-Zuluaga, V., 2009. Landfill leachate treatment: one of the bigger and underestimated problems of the urban water management in developing countries. In: 9th World Wide Workshop for Young Environmental Scientists, October 26th to 30th. Belo Horizonte, Brazil
- Mahmood, T., Islam, K., Muhammad, S., 2007, Toxic effects of heavy metals on early growth and tolerance of cereal crops, *Pak. J. Bot.*, 39 (2), 451
- Maia, S.I., Restrepo, J.J.B., Castilhos Junior, A.B., Franco, D., 2015. Evaluation of the biological treatment of landfill leachate on a real scale in the Southern Region of Brazil. *Eng. Sanit. Ambient.* 20, 665–675
- Mannarino, C.F., Ferreira, J.A., Campos, J.C., Ritter, E., 2006. Wetlands for landfill leachate treatment - experiments at the Pirai landfill and at the Gramacho metropolitan landfill (RJ). *Eng. Sanit. Ambient.* 11, 108–112.
- Martins, C.L., Castilhos Junior, A.B., Da Costa, R.H.R., 2010. Leachate treatment system performance of landfill with effluent recirculation. *Eng. Sanit. Ambient.* 15, 401–410
- Matache, M.L., Marin, C., Rozyłowicz, L., Tudorache, A., 2013. Plants accumulating heavy metals in the Danube River wetlands. *J Environ Health Sci Engineer* 11: 39.
- Mendes, M.B., Kawahigashi, F., Kuroda, E.K.I., 2013. Adsorption of organic matter in granular activated carbon after the treatment of landfill leachate. *Environ. Forum High. Paul.* 9, 218–235.
- Monteiro, J.H.P., 2001. Integrated solid waste management manual. In: Zveibil, V.Z. (Ed.), IBAN, Rio de Janeiro
- Moody, C.M., Townsend, T.G., 2017. A comparison of landfill leachates based on waste composition. *Waste Manag.* 63, 267–274.
- Mor, S., Ravindra, K., Dahiya, R.P., Chandra, A., 2006. Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environ. Monit. Assess.* 118 (1), 435–456.
- Moraes Costa, raguel Grecede Souza Marotta Alfaia, Juacyara Carbonelli., 2019. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management* 232 (2019) 110–116.
- Morais, J.L., Sirtori, C., Peralta-Zamora, P.G., 2006. Treatment of slurry manure by heterogeneous photocatalysis integrated to conventional biological process. *Quim. Nova.* 29, 20–23.
- Mukhopadhyay, S., Maiti, S.K., 2010. Phytoremediation of metal mine waste. *Appl. Environ. Res* 8 (3), 207–222. Nazitra, R., Khan, M., Masab, M., Rehman, H.U.R., Rauf, N.U.R., Shahab, S., Ameer, N., Sajed, M., Ullah, M., Rafeeq, M., Shaheen, Z., 2015. Accumulation of Heavy Metals (Ni, Cu, Cd, Cr, Pb, Zn, Fe) in the soil, water and plants and analysis of physico-chemical parameters of soil and water Collected from Tanda Dam kohat. *J. Pharm. Sci. & Res.* 7 (3), 89–97.
- Nabi, M., 2021, Assessing the accumulation potential of heavy metals by *Potamogeton crispus*, *Phragmites australis* and *Ceratophyllum demersum* in an urban lake in Kashmir Himalaya, India, *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 100509.
- Naveen, B.P., Sivapullaiah, P.V., Sitharam, T.G., 2016 Effect of aging on the leachate characteristics from municipal solid waste landfill. In: The 15th Asian Regional Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering. vol. 56. Japanese Geotechnical Society Special Publication, 1940–1945.
- Ojuederie, O.B., Babalola, O.O., 2017. Microbial and plant-assisted bioremediation of heavy metal polluted environments: a review. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14 (12), 1504.
- Pande, G., Sinha, A., Agrawal, S., 2015. Impacts of leachate percolation on ground water quality: a case study of Dhanbad City. *Global Nest J* 17, 162–174.
- Patra, D.K., Pradhan, C., Patra, H.K., 2020, Toxic metal decontamination by phytoremediation approach: Concept, challenges, opportunities and future perspectives, *Environmental Technology & Innovation*, 18, 100672.

- Peverly, J.H., Surface, J.M., Wang, T., 1995, Growth and trace metal absorption by *P. australis australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment, *Ecol. Eng.*, 5 (1) (1995), pp. 21-35,
- Ramaiah, G.V., Krishnaiah, S., 2016. Leachate Characterization and Assessment of Ground Water Pollution near MSW Dumpsite of Mavallipura, Bangalore. *Int. J. Eng. Res. Appl.* 4(1), 267-271.
- Rehman, A.U., Nazir, S., Irshad, R., Tahir, K., Rehman, K., Ullislam, R., Wahab, Z., 2021, Toxicity of heavy metals in plants and animals and their uptake by magnetic iron oxide nanoparticles, *Journal of Molecular Liquids*, 321, 114455.
- Salem, B.Z., Laffray, X., Ashour, A., Ayadi, H., Aleya, L., 2014. Metal accumulation and distribution in the organs of Reeds and Cattails in a constructed treatment wetland (Etueffont, France). *Ecol. Eng.* 64, 1–17.
- Sarwar, N., Imran, M., Shaheen, M.R., Ishaq, W., Kamran, A., Matloob, A., Rehim, A., Hussain, S., 2017. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives. *Chemosphere*. 171, 710–721. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.116>.
- Scandelai, A.P.J., Tavares, C.R.G., Franco, J.M., Dias, P.R.Z., Corso, B.L., 2014. Treatment of leachate from the Maringá-PR landfill by ozonation and catalytic combination with metal oxides (O<sub>3</sub>/TiO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>/ZnO). In: XX Brazilian Congress of Chemical Engineering, October, 19th to 22nd. Florianópolis, Brazil, (In Portuguese). Schiopu, A.-M., Gavrilescu, M., 2010. Options for the treatment and management of municipal landfill leachate: common and Specific Issues. *Clean. - Soil, Air, Water* 38, 1101–1110.
- Schweitzer, L., Noblet, J., 2018. Water contamination and pollution. *Green Chem.* 26, 1–290. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-809270-5.00011-X>.
- Shelef, O., Gross, A., Rachmilevitch, S., 2012. The use of *bassia indica* for salt phytoremediation in constructed wetlands. *Water Res.* 46, 3967–3976.
- Siedlecka, E.M., Ofiarska, A., Borzyszkowska, A.F., Bielinska, A.B., Stepnowski, P., Pieczynska, A., 2018. Cytostatic drug removal using electrochemical oxidation with BDD electrode: degradation pathway and toxicity. *Water Res.* 144, 235–245.
- Siegel, 2002 *Environmental Geochemistry of Potential Toxic Metals*, Verlag Berlin Heidelberg, New York.
- Silva, I.R., Novais, R.F., Jham, G.N., Barros, N.F., Gebrim, F.O., Nunes, F.N., Neves, J.C.L., Leite, F.P., 2004. Responses of eucalypt species to aluminum: the possible involvement of low molecular weight organic acids in the Al tolerance mechanism. *Tree Physiol.* 24, 1267–1277. <http://dx.doi.org/10.4308/hjb.19.1>.
- Singh, V., Mittal, A., 2009. Toxicity analysis and public health aspects of municipal landfill leachate: a case study of Okhla Landfill, Delhi. In: 8th World Wide Workshop for Young Environmental Scientists WWW-YES 2009: Urban waters: resource or risks?
- SKKY, 2004. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği; 31.12.2004 tarih ve 25687 sayılı resmi gazetede yayımlanarak yürürlüğe girmiştir.
- Smolyakov, B.S., 2012, Uptake of Zn, Cu Pb, and Cd by water hyacinth in the initial stage of water system remediation, *Appl. Geochem.*, 27, 1214-1219
- Somani, M., Datta, M., Ramana, G.V., Sreekrishnan, T.R., 2019. Investigations on fine fraction of aged municipal solid waste recovered through landfill mining: case study of three dumpsites from India. *Waste Manag. Res.* 36 (8), 744–755.
- Soumya, S., Gregory, W.H., Xagorarakis, I., Goel, R., 2008. Factors affecting bulk to total bacteria ratio in drinking water distribution systems. *Water Res* 42 (13), 3393–3404.
- Stambulska, U.Y., Bayliak, M.M., Lushchak, V.I., 2018. Chromium (VI) toxicity in legume plants: modulation effects of rhizobial symbiosis. *BioMed Res. Int.* 2018, 8031213–8031226.
- Stiborova, H., Kolar, M., Vrkoslavova, J., Pulkrabov, J., Hajslova, J., Demnerova, K., Uhlik, O., 2017. Linking toxicity profiles to pollutants in sludge and sediments. *J. Hazard. Mater.* 321, 672–680.
- Strom, L., Owen, A.G., Godbold, D.L., Jones, D.L., 2002. Organic acid mediated p mobilization in the rhizosphere and uptake by maize roots. *Soil Biol. Biochem.* 34, 703–710.

- Sun (2010), Perspectives on technology for landfill leachate treatment. Arabian Journal of Chemistry, 2017 - Elsevier
- Syzdek ve Ahlert (1984), Perspectives on technology for landfill leachate treatment Yao Arabian Journal of Chemistry, 2017
- Tangahu, B.V., Abdullah, S.R.S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., Mukhlisin, M., 2011. A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. Int. J. Chem. Eng. 2011, 939161–939192. <http://dx.doi.org/10.1155/2011/939161>.
- Topal, M., 2011. Hazar Gölü su kalitesinin dünü ve bugünü Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi,1(3),120-134.
- Tyagi, S., Rawtani, D., Khatri, N., Tharmavaram, M., 2018. Strategies for Nitrate removal from aqueous environment using Nanotechnology: A Review. J. Water Proc. Eng. 21, 84–95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.12.005>.
- Vogel, 2007, Perspectives on technology for landfill leachate treatment Yao Arabian Journal of Chemistry, 2017
- Wijayawardena, M.A.A., Megharaj, M., Naidu, R., 2016. Exposure, toxicity, health impacts, and bioavailability of heavy metal mixtures. Adv. Agron. 138, 175–234. <http://dx.doi.org/10.1021/jf035501t>.
- Yadav, P., ve Samadder, S.R., 2018 Evaluation of the biological treatment of landfill leachate on a real scale in the Southern Region of Brazil. Eng. Sanit. Ambient. 20, 665–675
- Yan, F., Schubert, S., Mengel, K., 1996. Soil pH increase due to biological decarboxylation of organic anions. Soil Biol. & Biochem. 28, 617–624. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00180-8](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(95)00180-8).
- Yao, 2017. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. Arabian Journal of Chemistry, 2017
- Zeliger, H.I., 2011. Water pollution. In: Human Toxicology of Chemical Mixtures (Second Edition). pp. 65–95.
- Ziyang, L., Youcai, Z., Tao, Y., Yu, S., Huili, C., Nanwen, Z., Renhua, H., 2009. Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages. Sci. Total Environ. 407, 3385–3391.
- Zouboulis, A.I., Peleka, E.N., Samaras, P., 2015. Removal of toxic materials from aqueous streams. Mineral l Scales Deposits. 443–473. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-63228-9.00017-6>.

# ÖZGEÇMİŞ

Yeter GÜLEN ÖZTÜRK

[Redacted]

---

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

---

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

---

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

[Redacted]

---

[Redacted]

---

[Redacted]

---