



**BAZI SUCUL BİTKİLERİN ATIKSU ARITMA
TESİSİ ÇIKIŞ SUYUNDAKİ BAZI AĞIR METALLERİ
ALIM KAPASİTESİNİN ARAŞTIRILMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Çevre Müh. Büşra GÜNHAN

Anabilim Dalı: Çevre Mühendisliği

Bilim Dalı: Çevre Teknolojisi

Danışman: Doç. Dr. E. Işıl ARSLAN TOPAL

TEMMUZ-2019

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

**BAZI SUCUL BİTKİLERİN ATIKSU ARITMA TESİSİ ÇIKIŞ SUYUNDAKİ BAZI
AĞIR METALLERİ ALIM KAPASİTESİNİN ARAŞTIRILMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Çevre Müh. Büşra GÜNHAN

(152112103)

Anabilim Dalı: Çevre Mühendisliği

Bilim Dalı: Çevre Teknolojisi

Danışman: Doç. Dr. E. Işıl ARSLAN TOPAL

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih: 31 Mayıs 2019

TEMMUZ-2019

T.C.
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BAZI SUCUL BİTKİLERİN ATIKSU ARITMA TESİSİ ÇIKIŞ SUYUNDAKİ BAZI
AĞIR METALLERİ ALIM KAPASİTESİNİN ARAŞTIRILMASI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Çevre Müh. Büşra GÜNHAN

(152112103)

Anabilim Dalı: Çevre Mühendisliği

Bilim Dalı: Çevre Teknolojisi

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih: 31 Mayıs 2019

Tezin Savunulduğu Tarih: 02 Temmuz 2019

Tez Danışmanı : Doç. Dr. E.İşıl ARSLAN TOPAL (F.Ü) 
Diğer Jüri Üyeleri : Doç. Dr. Murat TOPAL (M.Ü) 
Dr. Öğr. Üyesi Sibel ASLAN (F.Ü) 

TEMMUZ-2019

ÖNSÖZ

Bir idealimin gerçekleşmesine katkıda bulunması ve gerekse 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 Doç. Dr. Murat TOPAL'a teşekkür ederim. Reaktörlerin yerleştirilmesinde ve numune alınıp saklanmasında yardımcı olan Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çalışanlarına göstermiş oldukları yakından dolayı teşekkür ederim. Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nde çıkış atık suyuna reaktörlerimi yerleştirmeme izin verdiği için İSKİ'ye teşekkür ederim. MF.17.51 nolu proje ile maddi destek sağlayan FÜBAP'a teşekkür ederim. Herşeyden önce, her konuda ve her koşulda yanımda olup benim için hiçbir fedakârlıktan kaçınmayan aileme teşekkür ederim.

Büşra GÜNHAN
ELAZIĞ-2019

İÇİNDEKİLER

	<u>SayfaNo</u>
ÖNSÖZ	II
İÇİNDEKİLER	III
ÖZET	V
SUMMARY	VI
ŞEKİLLER LİSTESİ	VII
TABLOLAR LİSTESİ	IX
KISALTMALAR	X
1. GİRİŞ	1
1.1. Fitoremediasyon.....	2
1.1.1. Fitoremediasyon mekanizmaları	2
1.1.2. Fitoremediasyon tipleri.....	3
1.1.2.1. Fitoekstraksiyon (Fitoakümülyasyon)	4
1.1.2.2. Rizofiltrasyon.....	4
1.1.2.3. Fitostabilizasyon	4
1.1.2.4. Fitodegradasyon	5
1.1.2.5. Rizodegradasyon.....	5
1.1.2.6. Fitovolatilizasyon.....	5
1.1.3. Fitoremediasyonun kullanım alanları	6
1.1.4. Fitoremediasyon yeteneği olan sucul makrofitler	6
1.1.4.1. Su sümbülü.....	7
1.1.4.2. Su marulu	11
1.1.5. Fitoremediasyonun Avantajları ve Dezavantajları.....	12
1.2. Ağır Metaller.....	13
1.2.1. Krom (Cr).....	14
1.2.2. Nikel (Ni)	14
1.2.3. Kobalt (Co)	15
1.2.4. Bakır (Cu)	16
1.3. Çevrede Ağır Metal Toksiditesi.....	16
1.4. Ağır Metallerin İnsan Sağlığına Etkileri.....	17

2.	MATERYAL VE METOT.....	18
2.1.	Su Sümbülü ve Su Marulu	18
2.2.	İstanbul Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi	19
2.3.	Reaktörlerin Yerleştirilmesi ve Numune Alımı	22
3.	BULGULAR VE TARTIşMA.....	28
4.	SONUÇLAR.....	43
	KAYNAKLAR	45
	ZGEÇMİş.....	51



ÖZET

Bu tez çalışmasının amacı, İleri biyolojik atıksu arıtma tesisi çıkış sularına maruz bırakılan su sümbülü ve su marulu bitkilerinin bazı ağır metalleri alım kapasitesinin belirlenmesidir. Bu amaçla İstanbul Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çıkış noktasına reaktörler yerleştirildi. Reaktörlerin içerisine su sümbülü ve su marulu eklendi. Bitkilerden ve atıksudan günlük olarak numuneler alındı. Elde edilen sonuçlara göre su sümbülü numunelerinde ağır metal konsantrasyonları Ni>Cu>Cr>Co, su marulu numunelerinde ise ağır metal konsantrasyonları Cu>Ni>Cr>Co sıralamasını izlemiştir. Su marulunun Cu, Ni ve Cr ağır metallerini alım miktarları, su sümbülünün alım miktarlarından daha yüksek olarak tespit edildi. Su marulu ile su sümbülünün Co ağır metalini benzer miktarlarda bünyelerine aldıkları tespit edildi. Atıksu numunelerinde ağır metal konsantrasyonlarının sıralaması Ni>Cu>Cr>Co şeklinde olmuştur.

Sonuç olarak, Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularına maruz bırakılan su sümbülü ve su marulunun bazı ağır metalleri akümüle ettiği tespit edildiğinden bu bitkilerin fitoremediasyonda kullanılabileceği belirlendi.

Anahtar Kelimeler: Su sümbülü, Su marulu, Fitoremediasyon, Ağır Metaller, Atıksu, Arıtma Tesisi

SUMMARY

Investigation of Uptake Capacity of Some Heavy Metals in Wastewater Treatment Plant Effluent by Some Aquatic Plants

The aim of this thesis is to determine the uptake capacity of some heavy metals by water hyacinth and water lettuce plants exposed to the effluents of advanced biological wastewater treatment plant. For this purpose, reactors were placed at the exit point of İstanbul Paşaköy Advanced Biological Wastewater Treatment Plant. Water hyacinth and water lettuce were added into the reactors. Samples were taken daily from plants and wastewater. According to the results obtained heavy metal concentrations in water hyacinth samples were followed by Ni>Cu>Cr>Co, and water lettuce samples were followed by Cu> Ni> Cr> Co. The uptake amounts of Cu, Ni and Cr heavy metals of water lettuce was higher than the uptake amounts of water hyacinth. It was determined that water lettuce and water hyacinth uptake Co heavy metal at similar amounts. The order of heavy metal concentrations in wastewater samples was Ni> Cu> Cr> Co.

As a result, it was determined that water hyacinth and water lettuce exposed to the effluents of Paşaköy Advanced Biological Wastewater Treatment Plant accumulate some heavy metals and these plants could be used in phytoremediation.

Key Words: Water hyacinth, Water lettuce, Phytoremediation, Heavy Metals, Wastewater, Treatment Plant

ŞEKİLLER LİSTESİ

SayfaNo

Şekil 1.1.	Bitkilerin besin maddesi ve çözünmüş metal alım mekanizmaları	3
Şekil 1.2.	Fitoremediasyon tiplerinin şematik gösterimi	4
Şekil 2.1.	Su sümbülü	18
Şekil 2.2.	Su sümbülü bitkilerinin toplu halde görünümü	18
Şekil 2.3.	Su marulu	19
Şekil 2.4.	Su marulu bitkilerinin toplu halde görünümü	19
Şekil 2.5.	Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin üstten görünüşü	20
Şekil 2.6.	Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin akım şeması	21
Şekil 2.7.	Son Çökeltim Havuzu sonrası atıksu toplama alanı	22
Şekil 2.8.	Son Çökeltim Havuzu sonrası atıksu toplama alanı çalkantılı kısmı	22
Şekil 2.9.	Son Çökeltim Havuzu sonrası atıksu toplama alanı sakin kısmı	23
Şekil 2.10.	Kullanılan reaktör	23
Şekil 2.11.	Reaktöre bitki konuluşu	24
Şekil 2.12.	Reaktörlerin suda sabitlenmesi	24
Şekil 2.13.	Kontrol numuneleri	24
Şekil 2.14.	Su sümbülü numuneleri alım aşamaları	25
Şekil 2.15.	Su marulu numuneleri alım aşamaları	25
Şekil 2.16.	Atıksu numunesi alımı	26
Şekil 2.17.	Alınan atıksu numunelerinin toplanması	26
Şekil 2.18.	Bitki numunelerinin kurutulması	27
Şekil 2.19.	Atıksu numuneleri	27
Şekil 3.1.	Su sümbülünde zamana göre bakır konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri	28
Şekil 3.2.	Su sümbülünde Cu konsantrasyonları	29
Şekil 3.3.	Su sümbülünde zamana göre Ni konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri	30
Şekil 3.4.	Su sümbülünde Ni konsantrasyonları	31
Şekil 3.5.	Su sümbülünde zamana göre Cr konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri	32
Şekil 3.6.	Su sümbülünde Cr konsantrasyonları	32

Şekil 3.7.	Su sümbülünde zamana göre Co konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri	33
Şekil 3.8.	Su sümbülünde Co konsantrasyonları	34
Şekil 3.9.	Su marulunda zamana göre Cu konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri	34
Şekil 3.10.	Su marulunda Cu konsantrasyonları	35
Şekil 3.11.	Su marulunda zamana göre Ni konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri	36
Şekil 3.12.	Su marulunda Ni konsantrasyonları	37
Şekil 3.13.	Su marulunda zamana göre Cr konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri	37
Şekil 3.14.	Su marulunda Cr konsantrasyonları	38
Şekil 3.15.	Su marulunda zamana göre Co konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri	39
Şekil 3.16.	Su marulunda Co konsantrasyonları	39
Şekil 3.17.	Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Cu konsantrasyonları.....	40
Şekil 3.18.	Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Ni konsantrasyonları	41
Şekil 3.19.	Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Cr konsantrasyonları	41
Şekil 3.20.	Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Co konsantrasyonları.....	42

TABLÖLAR LİSTESİ

	<u>SayfaNo</u>
Tablo 1.1. Fitoremediasyon teknolojilerinin kirletici çeşitlerine göre sınıflandırılması.....	3
Tablo 1.2. Fitoremediasyon tekniklerinin farklı kirletici ve ortamlarda kullanım alanları..	6
Tablo 1.3. Su sümbülünün özellikleri	8
Tablo 1.4. Su marulunun özellikleri	11
Tablo 2.1. Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin proje kriterleri	21



KISALTMALAR

AKM	: Askıda Katı Madde
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
EPA	: Çevre Koruma Teşkilatı
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
WHO	: Dünya Sağlık Örgütü
ICP	: Inductively Coupled Plasma



1. GİRİŞ

Dünya genelinde, hızlı nüfus artışına ve endüstrileşmeye bağlı olarak ortaya çıkan çeşitli kirleticilerin çevreye yayılımı, var olan su kaynaklarının hızlı şekilde kirlenmesine yol açmaktadır.

Günümüzde sulardaki kirlilik çevresel bir problem oluşturmaktadır. Sular, toprak erozyonu, kentsel akış ve volkanik faaliyetler gibi doğal kaynakların yanı sıra çeşitli endüstri faaliyetleri, enerji santralleri ve rafineler gibi insan kaynaklı faktörler yüzünden kirlenmektedir (Akpor vd., 2014; Bibi vd., 2016).

Kirletilmiş suların arıtımında farklı metotlar kullanılmaktadır. Kullanılan kimyasal ve fiziksel metotlar son derece yüksek maliyetlidir. Bu yöntemlere alternatif olarak remediasyon teknikleri bulunmaktadır. Bu teknikler arasında fitoremediasyon özel öneme sahiptir (Wang vd., 2002; Bibi vd., 2016). Fitoremediasyon, su bitkilerinin kirletici maddeleri biriktirip onları kendi biyokütlelerine transfer ettiği bir su kalitesini artırma süreci olarak kullanılabilir (Bibi vd., 2016). Maliyet etkinliği, ekosistem dostu doğası ve basit bakımları sebebiyle tüm remediasyon teknolojileri arasında fitoremediasyon tekniği tercih edilmektedir (Kamran vd., 2014; Ugab vd., 2016). Fitoremediasyon, entegre bir multi disiplinler uygulamadır (Pratas vd., 2012).

Su ve topraktaki ağır metal kirliliği dünya çapında sorun olup, dünyadaki tüm ülkeler bu problemde ağır bir şekilde etkilenmektedirler (Gade, 2000; Wani vd., 2017). Ağır metaller; yüksek yoğunluklu metalik kimyasal elementler sebebi ile en önde gelen kirletici sınıfına girmektedir. Doğadaki ağır metallerin konsantrasyonu; fosil yakıt yakımı, belediye atıklarının deşarjı, gübre ve tarım ilacı gibi çeşitli antropojenik aktivitelerin sonucu olarak artmaktadır. Ağır metal konsantrasyonundaki bu artış, biyobozunur olmayan doğalarından dolayı hem insanlığın hem de ekosistemin ana meselesini oluşturmaktadır (Kabata-Pendias, 2011).

Bitkiler, hem sudan hem topraktan ağır metal kirliliğini yok etme becerisine sahiptir. Ağır metallerin gideriminde, sucul bitkiler, toksik metalleri kara bitkilerinden daha büyük miktarlarda biyolojik olarak biriktirmeye kabiliyetleri nedeniyle özel öneme sahiptir (Pratas vd., 2012).

Serbest yüzen, batık yada kökü su dibinde olup yaprakları yüzeye çıkan tüm su bitkileri ağır metalleri uzaklaştırmalarıyla bilinirler. Bu makrofitler; biyokimyasal bileşimlerine, yaşam ortamı türlerine ve çevreye bağlı olarak bu kirleticileri farklı oranlarda ve verimlerde absorplarlar.

1.1.Fitoremediasyon

Fitoremediasyon, bitki anlamı veren ``phyto`` ile ıslah anlamı veren ``remediation`` kelimelerinden türetilen ve ilk kez 1991 yılında kullanılan bir terim olup çevreyi bitkileri kullanarak ıslah etme teknolojisidir. Çeşitli kaynaklarda ``phytoremediation``, ``botanical remediation`` veya ``green remediation`` gibi farklı isimlerle adlandırılmaktadır (EPA, 2000).

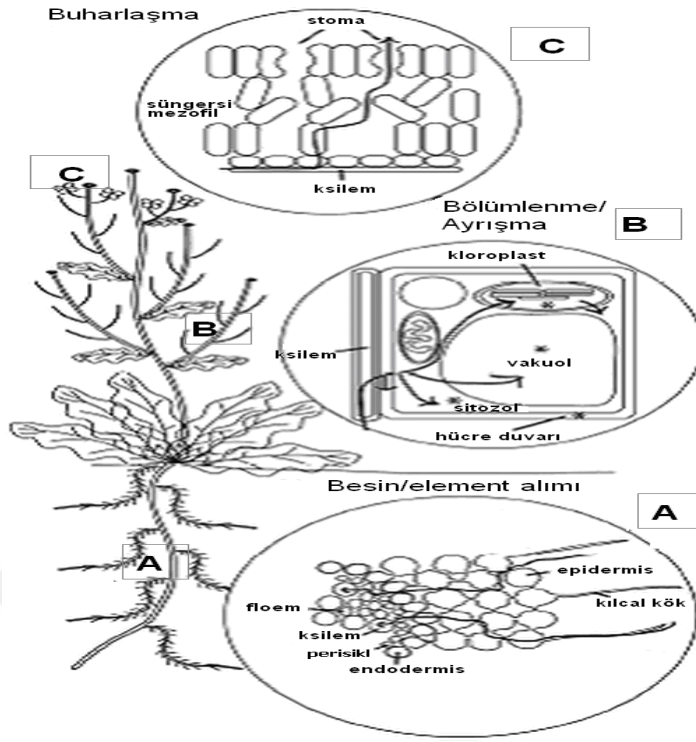
Fitoremediasyon teknolojisinde; farklı tipteki mikroorganizma ve bitkiler doğadaki zararlı ürünleri azaltmak, gidermek ve toksiditesini gidermek için kullanılırlar (Parmer ve Singh, 2015).

Fitoremediasyon yöntemi kimyasal ve fiziksel giderim teknikleri ile kıyaslandığında mali açıdan düşük masraflı, çevre üzerinde yıkıcı ve olumsuz etkileri olmayan, çevre dostu ve bir giderim yöntemi olarak daha çok tercih sebebi olmaktadır (Etim, 2012; Razzaq, 2017; Nassouhi vd., 2018).

1.1.1.Fitoremediasyon mekanizmaları

Bitkiler, kirleticilerin olumsuz etkisini birtakım yollarla giderirler. Bu mekanizmalarda bitki türü, kirleticinin türü, ortam koşulları gibi çeşitli faktörler rol oynamaktadır. Bütün bu etkilere bağlı olarak bitkinin kirleticiyi etkisiz hale getirme veya giderme yolları değişebilmektedir. Örneğin, kirletici kök membranına bağlanabilir, kök hücresine alınıp kofulda (vakuol) tutulabilir, akümüle olabilir, stabilize edebilir yada mineralize edilerek CO₂ ve suya kadar parçalanarak yapraklardan havaya verilebilir (Arthur vd., 2005; Peer vd., 2005).

Bitkilerin besin maddesi ve çözünmüş metal alım mekanizmaları Şekil 1.1'de verilmiştir (Peer vd., 2005).



- A: Besin maddeleri ve çözülmüş metallerin bitki köküyle alınması
 B: Besin maddeleri ve çözülmüş metallerin hücre içine alınması
 C: Bitki yüzeyinden buharlaşma

Şekil 1.1. Bitkilerin besin maddesi ve çözülmüş metal alım mekanizmaları

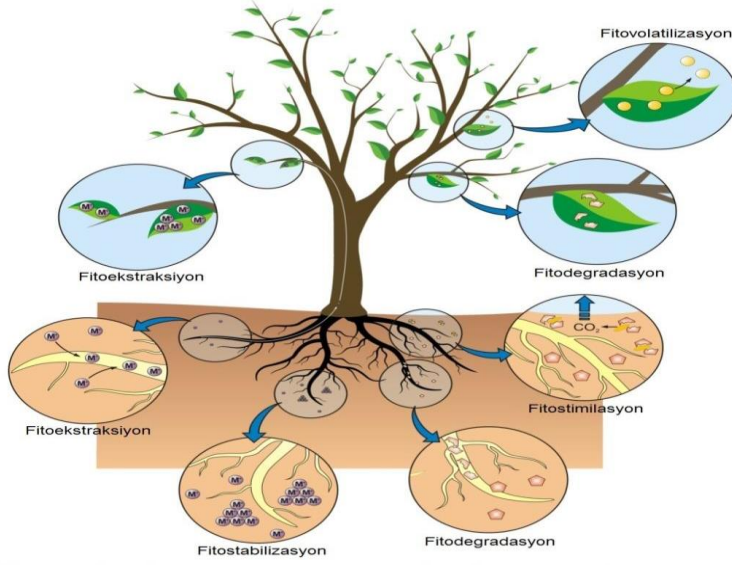
1.1.2. Fitoremediasyon tipleri

Arıtımda kullanılan fitoremediasyon teknolojilerinin kirlenici çeşitlerine göre sınıflandırılması Tablo 1.1’de verilmiştir (Aybar vd., 2015).

Tablo 1.1. Fitoremediasyon teknolojilerinin kirlenici çeşitlerine göre sınıflandırılması

Metal Kirlenicilerde Kullanılan Yöntemler	Organik Kirlenicilerde Kullanılan Yöntemler
Fitoekstraksiyon	Fitodegradasyon
Rizofiltrasyon	Rizodegradasyon
Fitostabilizasyon	Fitovolatilizasyon

Fitoremediasyon tipleri Şekil 1.2’de verilmiştir (Favas vd., 2014; Aybar vd., 2015).



Şekil 1.2. Fitoremediasyon tiplerinin şematik gösterimi

1.1.2.1. Fitoekstraksiyon (Fitoakümülyasyon)

Bu mekanizmada bitki, kirleniciyi kökleri ile alıp dokulara gönderir. Bu ayrıca fitoakümülyasyon olarak da bilinir. Köklerde sürgünlerden daha fazla oranda kirlenici bulunur. Bu yöntemde bitki kirleniciyi absorplar, kök ve sürgünlerin hasat edilen kısımlarında depolar (Oh vd., 2014).

1.1.2.2. Rizofiltrasyon

Bu teknik, Cu, Zn, Pb, Ni ve Cr gibi ağır metaller için kullanılabilir. Bu ağır metaller öncelikle bitki köklerinin içinde muhafaza edilir (Jadia ve Fulekar, 2009). Bu teknikte kirleniciler kökler tarafından filtrelenir ve hidroponik sistemin içinde kalır. Bu teknikte hem kara hem su bitkileri, kirleniciyi atıksudan yoğunlaştırılıp, sorplayıp çökteltmede kullanılır (Akpor vd., 2014)

1.1.2.3. Fitostabilizasyon

Yerinde inaktivasyon olarak da bilinir. Sedimentlerin, toprağın ve çamurun iyileştirilmesinde kullanılır. Bu süreç, ağır metallerin su yüzüne hareketliliğini azaltarak besin zincirindeki biyolojik varlıklarını da azaltmış olur. Fitostabilizasyon; çökteltme, sorpsiyon ve kompleksleştirme sayesinde oluşur. Pb, Cd, As, Cu, Cr ve Zn 'nin arıtma işlemi için kullanılır. Fitostabilizasyon sürecinde kökler ve kök sıvıları; kirleniciyi köklerin içinde biriktirme, absorplama ve çökteltme yöntemleri ile sabitleyerek yayılmalarını ve işlenmelerini engellemektedir. Bu sayede kirlenicilerin hareket etmesini

azaltıp engellemekte ve yayılmalarını sınırlamaktadır (Bibi vd., 2016). Bu yöntem için, ağır metallere kirlenmiş topraklarda büyüyen ve toksik metalleri daha az toksik formlarına dönüştürebilmek için toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini değiştirebilen bitkilere ihtiyaç duyulur. Ek olarak fitostabilizasyon yönteminde kullanılacak bitkilerin geniş kök sistemleri olmalı ve yüksek konsantrasyonlardaki metallere orantılı bir şekilde biyokütle üretebilmelidirler (Rizzi vd., 2004).

1.1.2.4. Fitodegradasyon

Fitodegradasyon metodunda hiperakümülatör bitkiler kullanılarak ortamdaki organik kirleticilerin yapısı bozunmaktadır. Bu metotta kullanılan hiperakümülatör bitkiler organik kirleticileri ayrıştırma yeteneğine sahiptir. Bu oluşumun gerçekleşmesi için enzimatik reaksiyonlar meydana gelmesi gerekir. Bazı kirleticiler ilk önce bitkiler aracılığıyla absorbe edilirken daha sonra enzimler yardımı ile bozunuma uğratılırlar. Tutulan kirleticiler, metabolik mekanizmalar ile daha küçük parçalara ayrılır ve bitkiler tarafından metabolik olarak kullanılabilir duruma gelip bitki dokuları ile birleşik hale gelir. Bu yöntemle yeraltı sularındaki çözücüler, topraktaki petrol ve aromatik bileşikler ve havadaki uçucu bileşikler gibi bir çok farklı kirletici ıslah edilebilir (Newman ve Reynolds, 2004; Aybar vd., 2015).

1.1.2.5. Rizodegradasyon

Organik kirleticilerin nötrleştirilmesi amacı ile bitkiler topraktaki mikroorganizmalar ile iş birliği yapar. Diğer organizmaların enerji ihtiyaçlarını karşılamak için gerekli besinleri üreten mikroorganizmalar, kök sistemi yardımıyla kirletici maddelerin kimyasal yapısında çeşitli değişikliklere neden olur. Bu işbirliği, hayati faaliyetlere devam etmek ve toksik kirleticilerin sürekli bozulması için mikroorganizmaları optimal düzeyde tutar. Bu şekilde, topraktaki mikroorganizmalar gibi çeşitli organik kirleticileri ve çözücülerini bozundurur ve bunları biriktirir. Bitki kökü; toprak mikro florası için karbonhidrat olarak şekerleri, alkollerini ve organik asitleri aktive eder ve mikrobiyal oluşumu ve aktiviteyi artırır (Elkıran, 2016).

1.1.2.6. Fitovolatilizasyon

Fitovolatilizasyon, bir kirleticinin veya kirletici maddenin modifiye edilmiş bir formunun bitkiden atmosfere salınmasıyla, bir bitki tarafından alınması ve

transpirasyonudur. Fitovolatilizasyon, ağaçlar ve diğer bitkiler su ile birlikte kirleticileri alırken meydana gelir. Bu kirletici maddelerden bazıları, bitkilerden yapraklara geçebilir ve nispeten düşük konsantrasyonlarda atmosfere uçabilir (Tangahu vd., 2011).

1.1.3. Fitoremediasyonun kullanım alanları

Birçok farklı ülkede uygulanmış fitoremediasyon sınıflarına göre kirleticilerin bulunduğu ortamlar ve kullanılan bitki türleri Tablo 1.2’de verilmiştir (Türkoğlu, 2006; Hamutoğlu, 2012; Aybar vd., 2015).

Tablo 1.2. Fitoremediasyon tekniklerinin farklı kirletici ve ortamlarda kullanım alanları

Mekanizma	Ortam	Süreç Hedefi	Kirleticiler	Bitkiler
Fitoekstraksiyon	Toprak, sediment ve çamur	Kirletici alma ve Uzaklaştırma	Metaller, metalloidler ve radyo nüklidler	Hindistan hardalı, kuduz (deli) otu, ayçiçeği, hibrit kavaklar
Rizofiltrasyon	Yüzey ve yeraltı suyu	Kirletici alma ve Uzaklaştırma	Metaller, radyonüklidler	Ayçiçeği, hindistan hardalı, su sümbülü
Fitostabilizasyon	Toprak, sediment ve çamur	Kirletici Etkisizleştirme	As, Cd, Cr, Cu, Hs, Pb, Zn	Hindistan hardalı, hibrit kavaklar, çimler
Rizodegradasyon	Toprak, yer altı suyu	Kirletici giderme	Organik bileşikler	Kırmızı dut, çimler
Fitodegradasyon	Toprak, sediment ve çamur, yeraltı suyu, yüzey suyu	Kirletici giderme	Organik bileşikler, klorinat çözücüler, herbisitler, fenoller	Alg, hibrit kavaklar, siyah söğüt, servi
Fitovolatilizasyon	Toprak, sediment ve çamur, yeraltı suyu	Kirleticiyi Buharlaştırma	Klorinat çözücüler, bazı inorganikler (Se, Hg, As)	Kavaklar, yonca, hindistan hardalı

1.1.4. Fitoremediasyon yeteneği olan sucul makrofitler

Makrofitler ile ilgili bir çok farklı şekilde tanımlama yapılmış olmasına rağmen en fazla kabul gören tanıma göre; gözle görülebilecek büyüklükte, sucul ortamlarda yaşayan fotosentetik organizmalar ``makrofit`` olarak adlandırılmaktadır. Bu tanıma tohumlu bitkiler, algler, eğrelti otları ve sucul kara yosunları dahil bir çok farklı taksonomik grup girmektedir. Kolaylık olması bakımından sucul makrofitler su yüzeyine göre pozisyonları dikkate alınarak 3 farklı grup altında incelenmektedir (Wetzel, 2001; Nassouhi vd., 2018).

1. Yarı- batık makrofitler: Bunların büyük bir kısmında kökler su altında, gövde ve yapraklar su yüzeyinin üzerindedir. En karakteristik birkaç örneği *Phragmites spp.*, *Typha spp.* ve bazı *Potamogeton spp.* türleridir.
2. Su içi makrofitler: Bu tip makrofitler gelişimlerini tamamen su altında tamamlarlar. En bilinen örnekleri *Ceratophyllum demersum* ve *Myriophyllum spicatum* türleridir.
3. Yüzücü makrofitler: Bunların kökleri genellikle indirgenmiş olup su kolonu içerisinde askıda bir pozisyonda yer alır ve sedimentle temas etmezler. Bitki su yüzeyinde serbest bir şekilde yüzmektedir. Bu tip makrofitlere ise *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* ve *Lemna spp.* örnek verilebilir.

Sucul makrofitler karasal bitkilere oranla daha yüksek bir büyüme hızı, biyokütle üretimi ve yüksek emilim kapasitesine sahip oldukları için fitoremediasyonda daha avantajlı olarak kabul edilmektedir (Dhir, 2013; Nassouhi vd., 2018). Bu tez çalışmasında materyal olarak kullanılan su bitkileri (*Eichhornia crassipes* ve *Pistia stratiotes*) izleyen bölümlerde ele alınmıştır.

1.1.4.1. Su sümbülü

Su sümbülü (*Eichhornia crassipes*), Pontederiaceae ailesinin üyesi olup serbest yüzen ve istilacı bir türdür (Moyo vd., 2013). *Eichhornia crassipes* Avrupa, Afrika, Asya ve Kuzey Amerika'yı istila etmiştir. Afrika'daki Viktorya Gölü kalın bir tabaka su sümbülü içeren dünyanın en büyük göllerinden biridir (Tham, 2012). Bu bitki dünya çapındaki en üretken bitkidir. Hızlı gelişirler. Genellikle hektar başına 2 milyon su sümbülü varolur ki bu da neredeyse 270 ile 400 tona denk gelmektedir. Su sümbülleri kontrol edilemeyen gelişimleri sebebiyle literatürdeki en problemlili bitki olarak belirtilirler. Bu bitki, su üzerinde m² başına 60 kg kadar hızlı bir gelişimle bulunabilir buda ekonomik anlamda kritik etkilere sebep olmaktadır (Ganguly vd., 2012). Su sümbülü birçok botanikçi tarafından istilacı ve serbest yüzen makrofitler olarak tanımlanmıştır.

Su sümbülünün özellikleri Tablo 1.3'de verilmiştir.

Tablo 1.3. Su sümbülünün özellikleri (URL, 1).

Habitatı	Kozmopolit
Uzunluk	5cm - 30cm
Genişlik	6cm - 25cm
Sıcaklık	15°C – 30°C
Işık İhtiyacı	Yüksek – Çokyüksek
Su Sertliği Toleransı	Çok yumuşak – Sert
Uygun pH Değeri	5.5 - 9.0
Gelişim Hızı	Hızlı

Bitkinin su yüzeyinde gelişmesi, güneş ışınlarının iç kısma işlenmesini engellemektedir. Güneş ışığı fotosentetik organizmalar için gerekli olduğundan, su sümbülleri hem bu organizmaların gelişimine hem de ekolojik dengeye zarar vermektedirler. Bitkinin kontrolsüz gelişimi, Hindistan’da Kaziranga Ulusal Parkı ve Deepor Beel Gölü’nde ileri boyutta balçık oluşumuna sebep olmuştur. Meksika’da neredeyse 40.000 ha’lık su kaynağı bu zararlı otun tehditi altında kalmıştır.

Khanna vd. (2011), Su sümbülünün Kaliforniya’daki Sacramento San Joaquin Nehri Deltası’nda oldukça etkili olduğunu belirtmiştir. Su sümbülünün kökünü kurutmadaki en büyük problem tohumlarının 20 yıl kadar yaşayabiliyor olmasındandır (Patel, 2012). Bütün araştırma ve çalışmalara rağmen bu kötü şöhretli tohumlar, dünya çapında yayılma konusunda başarılıdır. Zengin sular besin yönünden su sümbüllerinin gelişimi açısından en uygun ortam olmalarının yanı sıra aynı zamanda da düşük besin oranını tolere edebilirler. Su sümbüllerinin tuzluluk oranından dolayı deniz suyunda gelişimi sınırlıdır ve bu yüzden de kıyı bölgelerinde fazla rastlanmazlar (Priya ve Selvan, 2014).

Su sümbülü; dik, yuvarlak ve parlak renklere sahip uzun ömürlü bir tatlı su bitkisidir. Yetişkin bir su sümbülü; filiz, yaprak ve meyve öbeği, uzun asılı kökler ve saptan oluşmaktadır. Su sümbüllerinin boyları ortalama 40 cm’dir. Bazen 1 metreye kadar uzayabilmektedir. Çevresi 4-7 cm olan 6 ila 10 tane yaprağı bulunur. Su sümbülünün sap ve yaprak gibi bazı farklı bölümlerinde, bitkinin su yüzeyinde yüzmesini sağlayan hava dolu dokular bulunmaktadır. Su sümbüllerinin, kurak durumları tolere etme ve nemli tortularda aylarca yaşayabilme kabiliyetleri vardır. Şimdiye kadar dört tür keşfedilmiştir: *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes*, *Eichhornia diversifolia* ve *Eichhornia paniculata* (Tham, 2012).

Eichhornia crassipes bitkilerinin bariz-sosyo ekonomik ve ekolojik etkileri vardır. Biyogaz, su arıtımı, gübre, hayvan yemi ve ateş tahtası üretiminde kullanılır (Tham, 2012).

Su sümbülü, kozmopolit bir tür olması ve hızlı bir şekilde büyümesi nedeniyle kirleticilerin sucul ortamdan uzaklaştırılması konusunda ilgi odağı olmuştur (Jayaweera vd., 2008; Moyo vd., 2013). Bir çok çalışmada toleransı yüksek bir tür olduğu gösterilmiş ve hiperakümülator kapasitesi vurgulanmıştır. Kök sistemlerinin çok geniş olması nedeniyle mikroorganizmalar için geniş temas yüzeyi sağlamaktadır (Tham, 2012). Su sümbüllerinin suda asılı halde uzun köklerinin yapıları, atıksu sistemlerindeki aerobik mikroorganizmaların işleyişine uygun bir çevre sunmaktadır. Bu mikroorganizmalar atıksulardaki organikleri ve besinleri, bitkilerce kullanabilen inorganik bileşenlere dönüştürürler. Su sümbülü sistemleri BOİ, AKM ve azot gideriminde yüksek bir kapasiteye sahip olup ağır metalleri, toksik maddeleri, organik maddeleri, herbisitleri ve iz organikleri önemli ölçüde giderebilirler. Fosfor giderimi ise bitkinin ihtiyacı ile sınırlıdır. Genel olarak % 50-70'i geçmemektedir (Schwitzguebel, 2001). Su sümbülü ile oluşturulan sistemlerde askıda katıların büyük bir kısmı çökme ve sonrasında havuz içinde parçalanma ile giderilir (Schnoor, 1997).

Skinner vd. (2007) su sümbülü (*Eichhornia crassipes*)'nün atıksulardan Hg uzaklaştırılmasındaki etkinliğini değerlendirmişlerdir. Kökün, atıksudan Hg alımında önemli bir rol oynadığını belirtmişlerdir.

Klumpp vd. (2002) su sümbülü gibi yüksek büyüme oranlarına sahip makrofitlerin, ağır metalleri atıksudan uzaklaştırmak için potansiyel olarak uygulanabileceğini göstermiştir.

Liao ve Chang (2004), su sümbülünün ağır metal uzaklaştırma oranını şu şekilde sıralamıştır: Cu>Zn>Ni>Pb>Cd.

Xiaomei vd. (2004), Zn ve Cd'nin atıksudan uzaklaştırılması için su sümbülü kullanmışlardır. Su sümbülünün köklerinde 2040 mg/kg Cd ve 9650 mg/kg Zn birikimi bildirmişlerdir.

Jadia ve Fulekar (2009), ağır metallerin bitkinin kökleri tarafından alındığını, sürgünlere ve diğer bitki dokularına doğru translokasyona uğradıklarını, konsantrasyon olduklarını ve bitkinin topladıkları bu kirletici maddeleri giderdiklerini bildirmişlerdir.

Liao ve Chang (2004) bu bitkinin Cu, Zn, Cd, Pb ve Ni elementlerine karşı fitoremediasyon potansiyelini incelemişler ve bitkinin bu elementlere karşı yüksek toleransından dolayı, özellikle Pb, Cu ve Zn içeren alanlarda fitoremediasyon için kullanılabileceğini vurgulamışlardır.

Hasan vd. (2007) su sümbülü ile yürüttükleri çalışmada bitkinin yüksek oranda Zn ve Cd emilimi gösterdiğini belirtmişlerdir.

Mishra ve Tripathi (2008) yaptıkları bir çalışmada su sümbülünün 1, 2 ve 5 ppm Cu'a maruz bırakıldığında 15 gün sonunda sırasıyla % 96, 87 ve 88 oranında giderim sağladığını vurgulamışlardır. Aynı çalışmada 1, 2 ve 5 ppm Cd deneme gruplarında giderim oranları % 78, 82 ve 70 olarak saptanmıştır.

Jayaweera vd. (2008)'nin çalışmasında su sümbüllerinin atıksulardan Fe metali uzaklaştırma oranının besleyici element içeriği düşük olan sulara en yüksek değere ulaştığını ve % 47 oranında giderim sağladığını göstermişlerdir.

Alvarado vd. (2008) *Eichhornia crassipes* türünün As biyoremediasyonunda *Lemna minor*' e alternatif bir canlı olup olamayacağını araştırmışlar ve çalışmalarında her iki türün As remediasyonu arasında anlamlı bir fark bulamamışlardır. Dolayısıyla ağır metal gideriminde bu türün bir alternatif olarak kullanılabileceğini ortaya koymuşlardır.

Mishra ve Tripathi (2009) yaptıkları çalışmada 10 ppm Zn'ya maruz bırakılan bitkinin 11 gün sonunda % 95 oranında giderim sağladığını, 1 ppm Cr'a maruz bırakılan bitkilerin ise % 84 oranında giderim sağladığını bildirmişlerdir.

Lissy ve Madhu (2011) yaptıkları 20 günlük deneyde, *Eichhornia crassipes* bitkisini 1 ppm Cr ve 5 ppm Cu içeren sulara maruz bırakarak bitkinin remediasyon potansiyelini araştırmışlardır. Araştırmanın sonucunda bitki, Cr ve Cu içeriğinde % 65 oranında giderim sağlamıştır.

Mokhtar vd. (2011) *Eichhornia crassipes* türünün Cu metalini temizlemede % 97,3 oranında başarılı olduğunu tespit etmişler ve türü hiperakümülatör olarak tanımlamışlardır.

Ajayi ve Ogunbayo (2012) tekstil, ilaç ve metalurjik atıksulardan Cd, Cu ve Fe metallerinin *Eichhornia crassipes* ile temizlenmesi üzerine araştırma yapmışlardır. En yüksek giderim oranının Cd için % 95,6 ile metalurjik atıksulardan, % 94,8 oranında tekstil atıksuyundan ve % 93,5 ile ilaçlı atıksulardan olduğunu gözlemlemişlerdir. Aynı başarı oranı Fe ve Cu metali için tespit edilememiştir.

Moyo vd. (2013) tarafından *Eichhornia crassipes* türünün, remediasyon amacıyla kullanımı araştırılmış ve elektriksel iletkenlikte % 25, toplam çözünmüş katı maddelerde % 26, sülfatlarda % 45, fosfatlarda % 33 ve toplam sertlikte % 37 oranında düşüş tespit etmişlerdir.

Aurangzeb (2019), *Eichhornia crassipes* bitkisinin Cd, Cu, As, Al ve Pb içeren atıksular için giderim kapasitelerini araştırmış ve sonuç olarak en yüksek giderim oranını Cd (% 82,8) ve Cu (% 78.6) için tespit etmişlerdir.

Klumpp vd. (2002) su sümbülü gibi daha yüksek büyüme oranlarına sahip sudaki makrofitlerin, ağır metalleri atıksudan uzaklaştırmak için potansiyel olarak uygulanabileceğini göstermiştir. Sudaki makrofitlerin bitki gövdelerinde bulunan ağır metalleri biriktirme potansiyelleri daha fazladır. Su sümbülünün atıksudan çok çeşitli kirleticilerin giderilmesi için büyük bir potansiyel olduğu belirtilmiştir (Priya ve Selvan, 2014).

1.1.4.2. Su marulu

Su marulu olarak adlandırılan *Pistia stratiotes* Aracea familyasına bağlı çok yıllık ve serbest yüzen, gövdesiz, stolonlu ve saçak köklere sahip bir bitkidir (Täckholm, 1974).

Su marulu, tropik ve sub-tropik sularda yayılım gösterir (Sánchez-Galván vd., 2013). Su marulu esasen asidik ortamlarda daha iyi gelişim göstermekle birlikte geniş bir sıcaklık ve pH aralığında gelişebilir.

Su marulu yüzücü olduğu, hızlı büyüme gösterdiği, kolay hasat edilebildiği ve bünyesinde yüksek oranda kirletici biriktirebildiği için atıksulardan kirletici maddelerin gideriminde sıklıkla kullanılmaktadır (Das vd., 2014; Galal ve Farahat, 2015). Ayrıca, su marulunun tıbbi değeri de bulunmakta ve bu bitkiler birçok hastalık ve enfeksiyonun tedavisinde kullanılmaktadır. Bu serbest yüzen bitki, gübre olarak da kullanılmaktadır (Khan vd., 2014).

Su marulunun özellikleri Tablo 1.4'de verilmiştir.

Tablo 1.4. Su marulunun özellikleri (URL, 1).

Habitatı	Kozmopolit
Uzunluk	4cm - 5cm/ Kökleri 30 – 40 cm civarını görebilir.
Genişlik	15 cm-20 cm
Sıcaklık	12 °C – 30 °C
Işık İhtiyacı	Yüksek - Çok yüksek
Su Sertliği Toleransı	Orta – Sert
Uygun pH Değeri	5.5 - 8.0
Gelişim Hızı	Hızlı

Odjegba ve Fasidi (2004) 21 gün boyunca potansiyel 8 eser element (Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb ve Zn) kullanarak *Pistia stratiotes* bitkisinde emilimi ve toleransını

ölçmüşlerdir. Sonuç olarak bitkinin Zn'ya karşı yüksek toleranslı olduğu, Hg'ya ise çok düşük toleransı olduğu tespit edilmiştir.

Mishra vd. (2009), su marulunun Hg içeren atıksuyu arıtım potansiyelini incelemiş ve 21 günlük deney sonunda *Pistia stratiotes*'in % 80 oranında giderim sağladığını bulmuştur.

Vesely vd. (2011), su marulu ile yaptığı çalışmada ilk 7 gün içerisinde giderim veriminin en yüksek oranda olduğunu ve 5 mg/L'lik Pb'a maruz bırakılan bitkilerin % 97 oranında giderim sağladığını göstermiştir.

Lu vd. (2011), su marulunun % 20 oranında Al, Fe ve Mn giderimi sağladığını göstermişlerdir.

Gupta vd. (2012), yaptıkları çalışmada su marulunun köklerinin yüksek oranda Fe, K, Mg, Mn, Ca, Cd ve Co giderimi sağladığını göstermişlerdir.

Das vd. (2014) 21 gün süreyle Cd'un 4 farklı konsantrasyonuna (5, 10, 15 ve 20 ppm) maruz bırakılan *Pistia stratiotes* bitkisinin remediasyon potansiyelini araştırmışlar ve bu bitkinin Cd'a karşı toleransının yüksek olduğunu göstermişlerdir.

Aurangzeb (2019), *Pistia stratiotes* bitkisinin Cd, Cu, As, Al ve Pb içeren atıksular için giderim kapasitelerini araştırmış ve sonuç olarak en yüksek giderim oranını Pb (%70,7) ve Cu (%66,6) için tespit etmişlerdir.

1.1.5. Fitoremediasyonun Avantajları ve Dezavantajları

Fitoremediasyon yöntemi ile kirleticilerin ıslahı yeni bir teknoloji olmakla birlikte birçok avantaj ve dezavantaja sahiptir.

Fitoremediasyonun avantajları şunlardır:

- Diğer ıslah teknolojilerine göre daha ekonomik olması,
- Sahayı tekrar istila etmede yeni bir bitki topluluğuna gerek duyulmaması,
- Atık dökümü için ekstra bir sahaya ihtiyaç duyulmaması,
- Diğer metotlarla karşılaştırıldığında halk tarafından da kabul edilen estetik bir görünüm meydana gelmesi ve memnun edici olması,
- Yerinde ıslah özelliği ile kirlenmiş alanın başka bir yere taşınmasına gerek kalmadan kirleticilerin yayılmasının engellenmiş olması,
- Tek tip kirleticinin dışında birçok kirleticiyle aynı anda mücadele edilerek alanın ıslahının sağlanması.

Fitoremediasyonun dezavantajları şunlardır:

- Başarıya ulaşma hızı alanda kullanılacak bitkilerin, alanın edafik ve biyotik faktörlerine uyum sağlamasıyla birlikte bitkinin kirleticiye olan direncine bağlıdır,
- Yapraklarda biriken kirleticiler sonbaharda yaprak dökümüyle birlikte tekrar toprağa karışabilir,
- Yakacak odun olarak kullanılan bitkilerin dokularında kirletici birikmiş olabilir,
- Diğer ıslah metotlarıyla karşılaştırıldığında ıslah zamanı daha uzun sürebilir,
- Kirleticilerin çözünerek yıkanma sonucu toprağa karışma ihtimali artabilmesidir (EPA, 1995).

1.2. Ağır Metaller

Ağır metal terimi, yoğunluğu 5 g/cm^3 'ten daha yüksek olan ve düşük konsantrasyonlarda dahi toksik etkiler gösterebilen metaller ve metaloidler için kullanılan genel bir terimdir (Jarup, 2003). Biyolojik olarak bozundurulamayan ve çevreye zarar veren her metal ağır metal olarak adlandırılmaktadır (Nassouhi vd., 2018). Cu, Zn, Fe gibi bu tanıma uyan ağır metallerin bir kısmı canlı bünyesindeki faaliyetlerin devamlılığı için gerekli olup çeşitli fonksiyonlara sahiptirler ve ana metaller olarak adlandırılırlar. Cd, Pb, Hg gibi ağır metaller ise canlı bünyesinde bilinen bir fonksiyona sahip olmayıp çok düşük dozlarda bile toksik etkiler göstermektedir ve gerekli olmayan metaller olarak adlandırılırlar. Ana metallerin de belirli konsantrasyonların üzerinde toksik etki gösterebileceği iyi bilinen bir konudur (Jarup, 2003; Özbolat ve Tuli, 2016; Ergönül ve Atasağun, 2017; Nassouhi vd., 2018).

Ağır metaller, toprakta, sedimentte, suda veya canlı dokularında biriktiği için (Fisher, 1995) besin zincirine karışmaları durumunda insan sağlığı açısından önemli tehdit oluştururlar (Taylan ve Böke Özkoç, 2007; Jaishankar vd., 2014; Nassouhi vd., 2018). Göl, nehir ve deniz ekosistemleri, ağır metal içerikli atıksular için nihai bir havuz olarak işlev görmektedir (Yavuz ve Sarıgül, 2016). Ağır metaller sucul canlılar üzerindeki olumsuz etkileri göz ardı edilse bile su kaynaklarının kullanımını sınırlandırmaları bakımından risk oluşturmaktadır. Bu nedenle son yıllarda çalışmalar ağır metallerin sucul ortamlardan uzaklaştırılması üstüne yoğunlaşmıştır (Tangahu vd., 2011; Raghav ve Shrivastava, 2016; Nassouhi vd., 2018). Ağır metallerin toksik oranını azaltmak ve bunları kirlenmiş alanlardan gidermek çevreyi korumak adına oldukça önemlidir (Tangahu vd. 2011)

İzleyen bölümlerde bu tez çalışmasında araştırılan ağır metaller hakkında bilgiler verilmiştir.

1.2.1. Krom (Cr)

Krom (Cr) endüstriyel anlamda hayvan derisi işleme, kaplamacılık, su korozyonu engelleme, tekstil boyaları, seramik kaplama, su ya da yanıklı tuğla ve basınç uygulanmış kereste gibi bir çok alanda yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Çevre kirliliği son 10 yılda Cr'nin geniş antropojenik kullanımına bağlı olarak artmış olup dikkat çekmektedir. Cr birkaç farklı oksidasyon hallerinde ortaya çıkar. Cr'nin en kararlı veya yaygın halleri Cr(0), 3 değerlikli Cr(III) ve 6 değerlikli Cr(VI) türleridir. Cr(VI) ve Cr(III) farklı kimyasal, toksikolojik ve edidemolojik karakterler sergilediklerinden, EPA tarafından farklı bir şekilde düzenlenirler ve bu da Cr'ye diğer toksik metallerden farklı eşsiz bir karakter kazandırır (Kimbrough vd., 1999). Cr(VI) insanlar için kanserojen ve ayrıca diğer bir çok bitki, su canlısı ve mikroorganizma için ise toksik olarak bilinir. Bütün bunların yanı sıra Cr(III) ise insanlarda şeker ve lipid metabolizması bakımından gerekli mikronütrient olarak görünür ve genellikle zararsızdır (Wani vd., 2017).

Krom vücutta insulin hareketini sağladığından karbonhidrat, su ve protein metabolizmasını etkilemektedir. Kromun başta insan bünyesinde olmak üzere canlı organizmalardaki davranışı oksidasyon kademesine ve oksidasyon kademesindeki kimyasal özelliklerine ve bulunduğu ortamdaki fiziksel yapısına bağlıdır. Günde Cr alımı ortalama 30-200 µg'dır. Cr⁺⁶'nın hava yoluyla vücuda alınması ile burun akmaları, burun kanamaları, kaşınma ve üst solunum yollarında delinmelerin yanı sıra Cr'a karşı alerji gösteren insanlarda da astım krizleri görülebilir (Kahvecioğlu vd., 2006).

1.2.2. Nikel (Ni)

Nikel, çoğunlukla Ni-Cd bataryalardaki gibi elektro kaplama ve alaşım gibi metalurjik süreçlerde kullanılan gümüş beyazı renkte hem sert hem yumuşak olabilen geçiş serisine ait bir metaldir. Ni, O ile oksitler olarak veya S ile sülfidler olarak kombinasyon halinde bulunur. Ni toksidite açısından diğer metallerle aynı trendi takip eder. Ni'nin toksiditesi maruz kalma yoluna bağlıdır ve Ni bileşiğinin çözünürlüğü önemli bir rol oynar. Nikel en önemli karakteristik özelliği vücutta yok edilememesi ancak kimyasal yapısının değiştirilebilmesidir. Nikelin metabolik aktivitesi, bileşik oluşmak için bağlanma yeteneği olması ve vücut içerisinde transfer olmasıyla yansıtılır (Wani vd., 2017).

1.2.3. Kobalt (Co)

Kobalt, element olarak 1742 yılında İsveçli araştırmacı G. Brant tarafından yeni bir metal olarak, 1780 yılında ise Torbern Bergman tarafından element olarak tanımlanmıştır (Habashi, 1997; Küchler ve Verlang, 1986). Yeryüzünde pek sık rastlanmayan element grubu arasındadır. Endüstriyel uygulamalarda ve askeri alanda kullanımı yaygındır.

Çelik endüstrisinde, elmas parlatmada ve kurutma maddelerinin, pigmentlerin ve katalizörlerin üretiminde kullanım nedeniyle, yüksek miktarda Co endüstriyel atıksularda bulunur. Küçük miktarlarda yararlı etkilerine rağmen Co, yüksek bitkiler için önemli bir unsur olarak tanınmamıştır. Buna rağmen ekotoksikolojik veriler, fazla Co'nun kloroza neden olabileceğini, büyümeyi ve fotosentezi inhibe edebileceğini, su potansiyelini ve terleme oranını azaltabileceğini göstermiştir. Aşırı Co çoğu bitki için toksik olmasına rağmen, Co hiperak m lat rleri, herhangi bir toksisite belirtisi olmadan kuru sürgünlerde % 0.1'den fazla Co biriktirebilir. Bu bitkiler, bir dizi savunma sistemini harekete geçirebilecek birkaç strateji geliştirmiştir (Hu vd., 2019).  rnek olarak, Sree vd., (2015), su mercimeğinin Co'nun hiperak m lasyonuna rağmen toksiklik belirtileri göstermediğini, morfolojik açıdan etkilenmediğini ve hücrenin içindeki Co miktarını detoksifiye eden etkili i mekanizmaların bu serbest yüzer makrofitte bulunabileceğini bildirmişlerdir.

Suda  z n rl ğ  olmayan Co, solunum yolu ile vücut içerisinde  z nebilir. Toz halde bulunan Co'nun solunması, Co içerisinde bulunan tuzların, deri ile teması neticesinde zehirlenme gerçekleşmekte ve aynı zaman da toz Co, akciğerde çözünerek kana ve idrara karışmaktadır (Habashi, 1997)

Co tozuna uzun süre maruz kalınması halinde kronik bronşite ve alerjik rahatsızlıklara rastlanmaktadır. Co'nun etkileri iki grupta incelenmektedir. Birinci grup; vücudun bazı bölgelerinde meydana gelen kızarıklıklar, ikinci grup ise uzun yıllar Co bileşiklerine maruz kalınması sonucu ortaya çıkan egzamadır (URL-2; Habashi, 1997). Kobalt ve kobalt bileşikleri insanlar üzerinde kanserojen bir etkiye sahip olmadığı halde, büyük bir risk teşkil ettiği algısı sebebiyle kanserojenmiş gibi muamele görmektedirler. Hayvanlar üzerinde yapılan deneylerde, suda çözünür kobalt bileşiklerinin kansere neden olduğu kanıtlanmıştır.

1.2.4. Bakır (Cu)

Bakır; endüstride önemli rol oynamaktadır ve çok farklı özelliklere sahip olması nedeniyle çeşitli alanlarda kullanılmaktadır. Bakır; madencilik, metal eritme, fungusitler, kâğıt endüstrisi, tabakhaneler gibi bazı faaliyetlerin su ve toprak kirliliğine neden olduğu en yaygın olarak bulunan ağır metallerden biridir (Safari vd., 2019). Cu insanlar için gerekli bir elementtir. Kırmızı trombositlerde hemoglobinin oluşumunda gereklidir. Tendonları ve kıkırdakları güçlendirmeye yardımcı olabilir. Ayrıca, bazı enzimlerin doğru çalışması için kullanılır. İnsanlar için bir mikronutrient olarak görev yapar. Bakır sağlıklı gelişim için temeldir. İnsanlarda Cu eksikliği; dopamin ve norephedrin seviyelerinde düşüşe, zihinsel ve duyuşal sistemlerde zayıflamaya, saçlarda hatalı keratinizasyona neden olabilir (Vardhan vd., 2019).

Bakırın canlılar ve bitkiler üzerindeki etkisi, kimyasal formuna ve canlının büyüklüğüne göre değişmektedir. Küçük canlılar için zehir etkisi gösterirken, büyük canlılar için de temel yapı bileşenidir. Her ne kadar bakır canlı hücre işlevleri için gerekli olsada, konsantrasyonu yüksek olduğunda anti-oksidatif savunma sisteminin imhasıyla birçok organizmaya zarar verebilir (Zhou vd., 2019). Bakır insan vücuduna yiyecekler ve su yoluyla girebilir (Vardhan vd., 2019). İnsanlar için Cu(II) ile zehirlenme; baş ağrısı, anemi ve hatta Alzheimer hastalığı, Wilson hastalığı ve amyotrofik lateral skleroz gibi ciddi hastalıklar ile sonuçlanır (Li vd., 2019).

Genelde yiyecek ve içeceklerle kazayla bakır ihtiva eden maddelerin karışması ya da kasten yutulması sonucu zehirlenme gerçekleşmektedir (Mertz, 1987). Mide ağrısı, ishal, bulantı ve tükürük salgılanmasının artması gibi Cu zehirlenmesinde görülen belirtiler sindirim sistemi yapısının tahriş olmasından kaynaklanır. Maruz kalınan dozun miktarına olarak bağlı olarak koma ve ölüme sebebiyet vermektedir.

Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından açıklanan Cu'nun sınır değeri 2 mg/L'dir. Gün içerisinde bakır alım değeri bayanlarda 12 mg/gün, erkeklerde 10 mg/gün, 6 ve 10 yaş grubu çocuklarda bu değer 3 mg/gün'dür (TEHNNH, 1996; Habashi, 1997; URL-3).

1.3. Çevrede Ağır Metal Toksikitesi

Ağır metallerin sucul sistemlere bırakılması; çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlem ile sonuçlanabilir. Bunlar, ağır metallerin çevre üzerindeki etkilerini ve çevrenin ağır metaller üzerindeki etkilerini içeren 2 genel sınıflandırmaya ayrılabilir. Birinci sınıflandırma doğal koşullara bağlı olup çeşitlilik, yoğunluk, nüfusun tür kompozisyonu ve

toplumun yapısında bir değişiklik olabilir. Değişim niteliği ve derecesi, sulardaki ağır metallerin konsantrasyonuna bağlıdır. Bu nedenle atıksu çıkışlarındaki ve sucul sistemlerdeki fizikokimyasal prosesler biyolojik tepkiler üzerinde dolaylı olsada kayda değer bir etkiye sahiptir. İkinci sınıflandırma alıcı sulardaki şartların ağır metallerin zararlılığında bir ayarlama gerektirebileceğini vurgulamaktadır. Bu şartlar; antropojenik kaynakların, endüstriyel atıksuların farklı katkılarını içerir (Vardhan vd., 2019).

Ağır metallerin sucul bitkiler üzerinde etkileri oldukça değişkendir. Populasyonun toksik ağır metallere verdiği tepkiler de farklılık göstermektedir. Ağır metallerin salınması, alıcı sucul çevrede fiziksel şartlarda (suyun pH değeri, sudaki partikül boyutu gibi) değişikliklere yol açabilir (Vardhan vd., 2019). Su kalitesinin değişmesi, sucul ortamlarda pek çok canlıyı olumsuz yönde etkileyebilmekte hatta insan sağlığını da tehlikeye sokmaktadır (Topal ve Arslan Topal, 2013).

1.4. Ağır Metallerin İnsan Sağlığına Etkileri

Kritik değerlerden daha yüksek konsantrasyonlardaki ağır metaller ciddi sağlık sorunlarına yol açabilir. Ağır metallerden kaynaklanan toksitite; zihinsel ve merkezi sinir aktivitelerine zarar verebilir veya bunları azaltabilir, karaciğer, böbrekler, akciğerler, diğer temel organlar ve kompozisyonuna zarar verebilir. Toksik ağır metallere uzun süre maruz kalınması; Alzheimer hastalığı, farklı kanser türleri, multipik skleroz gibi hastalıklara neden olabilir (Vardhan vd., 2019)

İnsanların ağır metallere maruz kalması; oral alım, solunum ile alım ve dermal alım temel yolları olmaktadır. Ağır metallerin gıdalar ile alımı; solunum ve dermal yol ile alımlarla mukayese edildiğinde en önemli yol olarak gözlenmektedir. Besin zincirinde ağır metallerin varlığı, insanlar ve hayvanlardaki tehlikeleri nedeni ile endişe kaynağıdır. Farklı gıda maddelerinde (meyve suları, içecekler vb.) farklı ağır metal konsantrasyonları tanımlanmıştır (Vardhan vd., 2019). Örneğin kuru erikte, ay çekirdeğinde ve elmada bakır konsantrasyonları sırasıyla 3,7-5,0 mg/kg; 14,3-19 mg/kg ve 0,1-2,3 mg/kg aralığındadır (URL-2; TEHNN, 1996; URL-3). Solunum yolu ile ağır metallerin alımı, mesleki maruziyet ile ilişkilidir. Dermal yol ile ağır metallere maruz kalmak, birkaç metal için endişe vericidir. Bu metaller, diğer bileşiklerle birleştğinde insan derisine nüfuz etme kabiliyetine sahiptir (Vardhan vd., 2019).

2. MATERYAL VE METOT

2.1. Su Sümbülü ve Su Marulu

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



Şekil 2.2. Su sümbülü bitkilerinin toplu halde görünümü

Çalışmada kullanılan su marulu bitkileri Şekil 2.3 ve 2.4’de verilmiştir.



Şekil 2.3. Su marulu



Şekil 2.4. Su marulu bitkilerinin toplu halde görünümü

2.2. İstanbul Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi

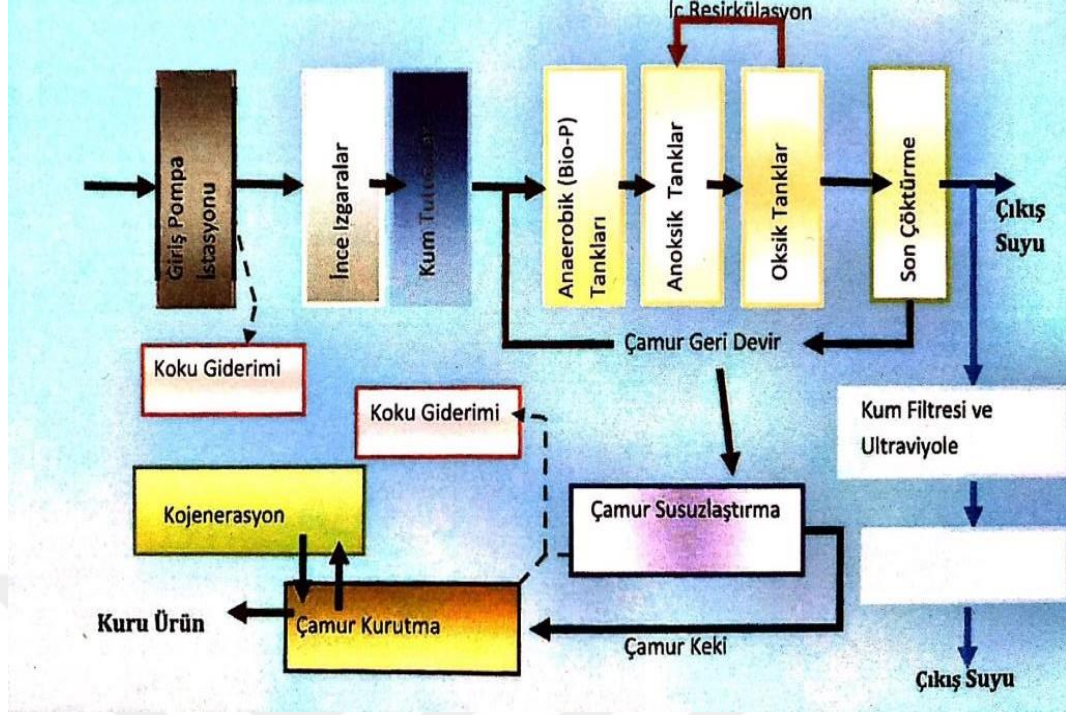
Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi İstanbul’un en önemli su kaynaklarından olan Ömerli Barajı’nı su kirliliğinden korumak amacıyla 2000 yılında 100.000 m³/gün’lük arıtma kapasitesi ile işletmeye alınmıştır (İSKİ, 2018) (Şekil 2.5). Tesise ait akım şeması Şekil 2.6’da verilmiştir (İSKİ, 2018). Atıksu giriş parametrelerindeki değişimden dolayı 2014 yılında, Atıksu Arıtım Daire Başkanlığı

tarafından yapılan hesaplamalar neticesinde toplam debi $54.000 \text{ m}^3/\text{gün}$ olarak revize edilmiştir (İSKİ, 2018).



Şekil 2.5. Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin üstten görünüşü

Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi, Ömerli su havzasında Sancaktepe (Sarıgazi, Samandıra, Yenidoğan) Sultanbeyli, Alemdağ ve Sultan çiftliği yerleşim bölgelerinde oluşan ve eskiden Ömerli Barajı'na dökülen atıksuları arıtmaktadır. İleri biyolojik arıtma sistemiyle arıtılan atıksu 6 km uzunluğunda bir tünel vasıtası ile Riva Deresi'ne ulaştırılmakta ve bu yolla Karadeniz'e de şarj edilmektedir. Arıtma tesisi, nihai kapasitede 2.500.000 kişilik bir nüfustan kaynaklanan ve $500.000 \text{ m}^3/\text{gün}$ debiye sahip atıksuları arıtacaktır (İSKİ, 2018).



Şekil 2.6. Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin akım şeması

2004-2005 yıllarında yapılan planlama çalışmaları neticesinde tesisin atıksu topladığı bölgede gerçekleşen yapılaşma ve nüfus artışına paralel olarak tesisin 2.kademe inşaatının yapılması gerekliliği ortaya çıkmış, gerçekleşen ihale süreci neticesinde 8 Şubat 2017 tarihinde inşaat başlamıştır. Eşdeğer nüfus 500.000 kişilik atıksu yüküne ve 100.000 m³/gün'lük debiye göre hizmet verecek 2.kademe tesisin inşaatı 2009 yılı başında tamamlanmıştır. Böylece tesisin toplam atıksu arıtma kapasitesi artırılmıştır. Ayrıca 2. kademe tesis kapsamında; çamur kurutma, kojenerasyon, biofiltre, kum filtresi, UV dezenfeksiyon, çıkış terfi üniteleri tesis edilmiştir (Tablo 2.1) (İSKİ, 2018).

Tablo 2.1. Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin proje kriterleri

1. KADEME		2. KADEME
Arıtma Kapasitesi	54.000 m ³ /gün	100.000 m ³ /gün
Eşdeğer Nüfus	270.000 kişi	500.000 kişi
Nihai Debi	500.000 m ³ /gün	
Nihai Eşdeğer Nüfus	2.500.000 kişi	
Tesis Alanı	507.000 m ²	

2.3. Reaktörlerin Yerleştirilmesi ve Numune Alımı

Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nde yürütülen bu çalışmada, reaktörlerin yer seçimi son çökeltim havuzlarından sonraki atıksu toplama alanı olarak belirlendi (Şekil 2.7).



Şekil 2.7. Son Çökeltim Havuzu sonrası atıksu toplama alanı

Atıksu toplama alanı üç bölmeden meydana gelmekte olup bu bölmelerin ikisinde atıksu çalkantı halinde bulunmaktadır (Şekil 2.8).



Şekil 2.8. Son Çökeltim Havuzu sonrası atıksu toplama alanı çalkantılı kısmı

Üç bölmeli atıksu toplama alanından en sakin olanı, reaktörlerin atıksu çalkantısından olumsuz yönde etkilenmemesi için, reaktörlerin yerleştirileceği alan olarak seçildi (Şekil 2.9.)



Şekil 2.9. Son Çökeltim Havuzu sonrası atıksu toplama alanı sakin kısmı

Hammaddesi polipropilen olan, uzun kenarı 51 cm, kısa kenarı 37 cm, derinliği 27 cm olan iki reaktör kullanıldı (Şekil 2.10). Bu tez çalışmasında Öbek (2009)'in yaptığı çalışmada kullanılan reaktöre benzer reaktörler kullanıldı (Şekil 2.11). Reaktörlerin birisine su sümbülü, birisine su marulu bitkileri konuldu.



Şekil 2.10. Kullanılan reaktör

Değişken debi nedeniyle oluşabilecek her türlü ihmali önlemek adına, içerisine bitki konulan tülün ağız kısmı büzülerek reaktöre bırakıldı (Şekil 2.11). Bitkilerin yerleştirildiği reaktörler, bitkiler atıksu ile temas edecek şekilde atıksu içerisine sabitlendi (Şekil 2.12).



Şekil 2.11. Reaktöre bitki konuluşu



Şekil 2.12. Reaktörlerin suda sabitlenmesi

Su sümbülü ve su marulu bitkilerinden bir kısmı reaktörlere yerleştirilmeden kontrol numunesi olarak ayrıldı (Şekil 2.13). Ayrıca atıksudan da ilk numune örneği aynı anda alındı.



Şekil 2.13. Kontrol numuneleri

Su sümbülü ve su marulu bitkilerinin yerleştirildiği reaktörlerden ve atıksu arıtma tesisi çıkış suyundan hergün aynı saatte numuneler alındı (şekil 2.14, şekil 2.15, şekil 2.16, şekil 2.17).



şekil 2.14. Su sümbülü numuneleri alım aşamaları



şekil 2.15. Su marulu numuneleri alım aşamaları



Şekil 2.16. Atıksu numunesi alımı



Şekil 2.17. Alınan atıksu numunelerinin toplanması

Günlük olarak alınan su sümbülü ve su marulu numuneleri laboratuvar ortamında gerekli şartlar sağlanarak oda sıcaklığında kurutuldu (Şekil 2.18).



Şekil 2.18. Bitki numunelerinin kurutulması

Günlük olarak alınan atıksu numuneleri ise nitrik asit damlatılarak asitlendirildi ve buzdolabında +4 °C muhafaza edildi (Şekil 2.19).

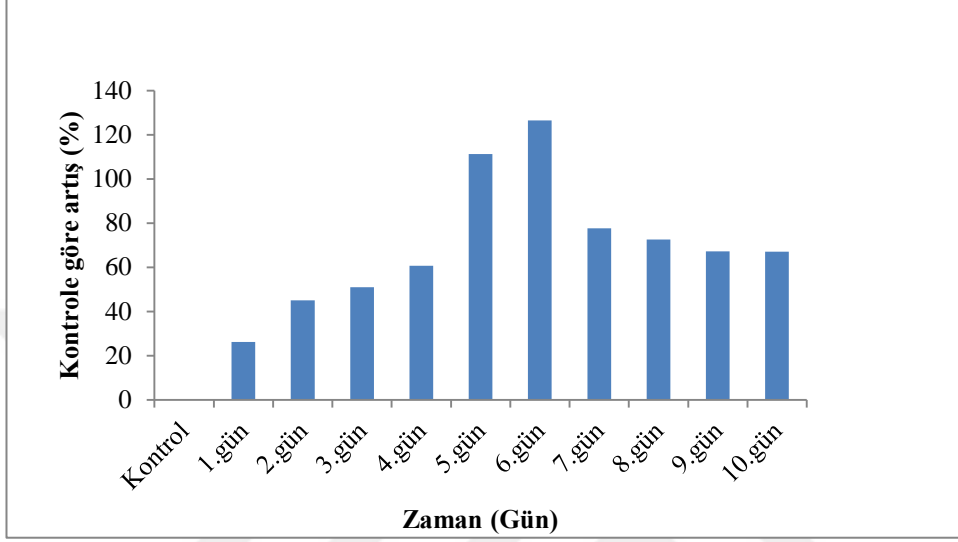


Şekil 2.19. Atıksu numuneleri

Kurutulan bitkiler bir öğütücü yardımı ile öğütüldü. Öğütülen su sümbülü ve su marulu bitki numunelerinin ve atıksu numunelerinin ağır metal (Cu, Ni, Cr, Co) analizleri akredite bir laboratuvarında ICP-MS cihazı ile yapıldı.

3. BULGULAR VE TARTIŞMA

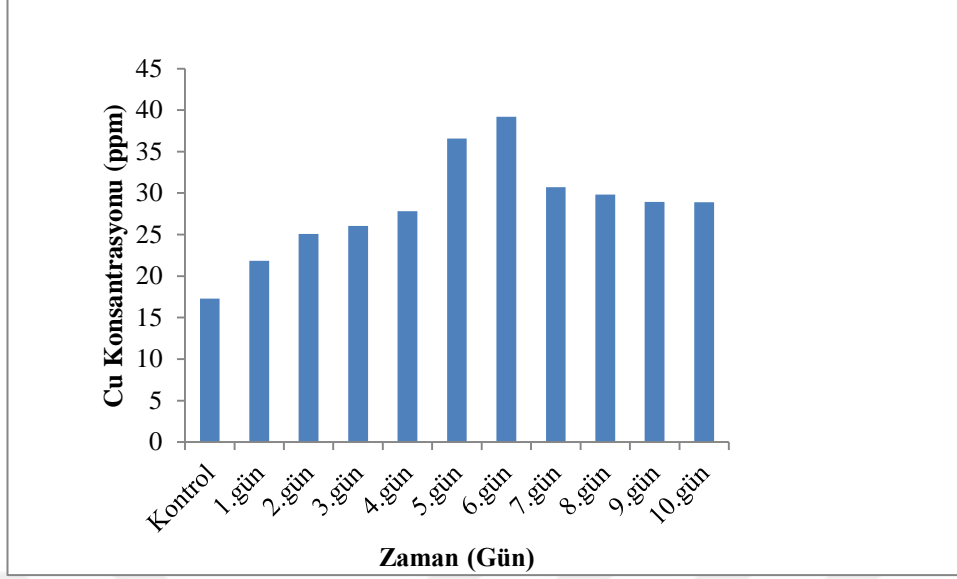
Su sümbülünde (*Eichhornia crassipes*) zamana göre Cu konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.1’de verilmiştir.



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

Şekil 3.1 incelendiğinde; su sümbülünde Cu konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin % 126.5 ile 6.günde olduğu belirlendi. Cu konsantrasyonlarındaki artış yüzdelerinin 6.günden sonra azaldığı tespit edildi.

Su sümbülünde Cu konsantrasyonları Şekil 3.2’de verilmiştir.



Şekil 3.2. Su sümbülünde Cu konsantrasyonları

Şekil 3.2 incelendiğinde; su sümbülü kontrolünde Cu konsantrasyonu 17,3 ppm olarak tespit edildi. Benzer konsantrasyon farklı bitkiler için Şaşmaz vd., (2015) tarafından bildirilmiştir.

Şaşmaz vd. (2015)'nin yaptıkları çalışmada *Lemna gibba* ve *Lemna minor* bitkilerinde kontrollerde sırasıyla 19,97 ppm ve 11,38 ppm Cu konsantrasyonları bulunduğunu bildirmişlerdir. Su sümbülünde en yüksek Cu konsantrasyonu 39,18 ppm olarak 6.günde tespit edildi. Şaşmaz vd. (2015) maden sızıntı suyuna yerleştirilen *Lemna gibba* ve *Lemna minor* bitkilerinde en yüksek Cu konsantrasyonlarını 27,2 ppm ve 21,25 ppm olarak bildirmişlerdir. Bu değerler, tespit edilen 39,18 ppm değerinden düşük olmakla beraber yakın değerlerdir.

Chandra ve Yadav (2011) *Phragmites cummunis*, *Typha angustifolia* ve *Cyperus esculentus* bitkilerinde Cu konsantrasyonlarını sırası ile 61,77; 52,24 ve 51,46 µg/g olarak bildirmişlerdir.

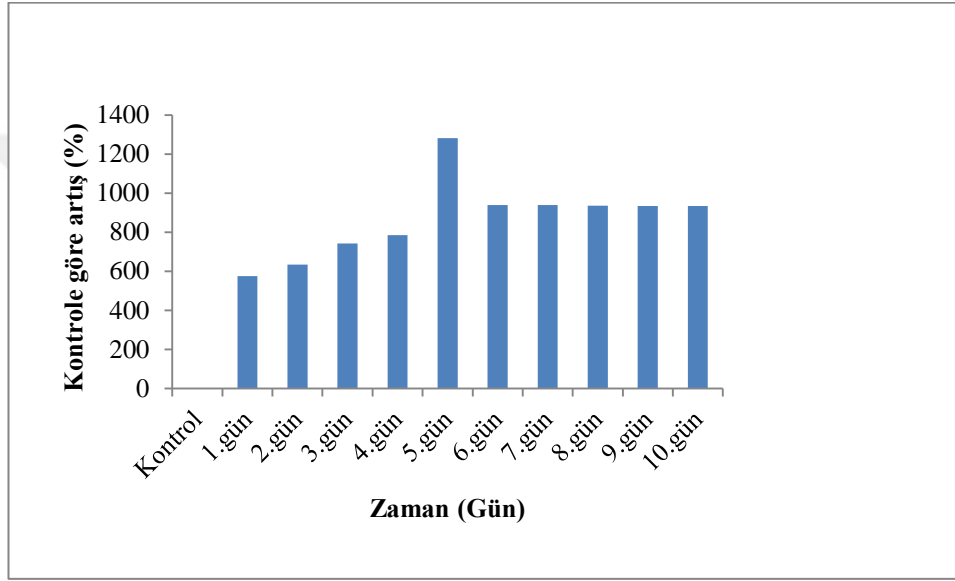
Kamal vd. (2004) kentsel atıksuyu arıtan bir sistemden temin edilen sucul bitkiler ile, kirlenmiş sudaki ağır metallerin fitoakümülyasyonunu çalışmışlardır. Kirlenmemiş (kontrol) tanklarına konulan bitkilerde Cu konsantrasyonlarını papağan tüyü bitkisi, sürünen çuha çiçeği ve su nanesi bitkisi için sırası ile 18, 25 ve 11 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Kirlenmiş tanklara konulan bitkilerde ise Cu konsantrasyonlarını sırasıyla 304, 848 ve 314 mg/kg olarak bildirmişlerdir.

Dhir vd. (2011) *Salvinia natans* bitkisinde Cu akümülyasyonunu 7,26 mg/g olarak bildirmişlerdir.

Törük vd. (2015) *Salvinia* sp.'de Cu akümülyasyonunu 0,223 mg/g olarak bildirmişlerdir. Bu değerlerin bu tezde tespit edilenlerden farklı olmasının nedeni, kullanılan atıksuların ve bitkilerin farklı olmasıdır.

Su sümbülünde Cu konsantrasyonlarının 6.güne kadar arttığı, 6.günden sonra azaldığı tespit edildi. Öbek (2009) tarafından da bildirildiği gibi bitkiler Cu doygunluğuna ulaşıktan sonra bitkideki Cu konsantrasyonu azalmıştır.

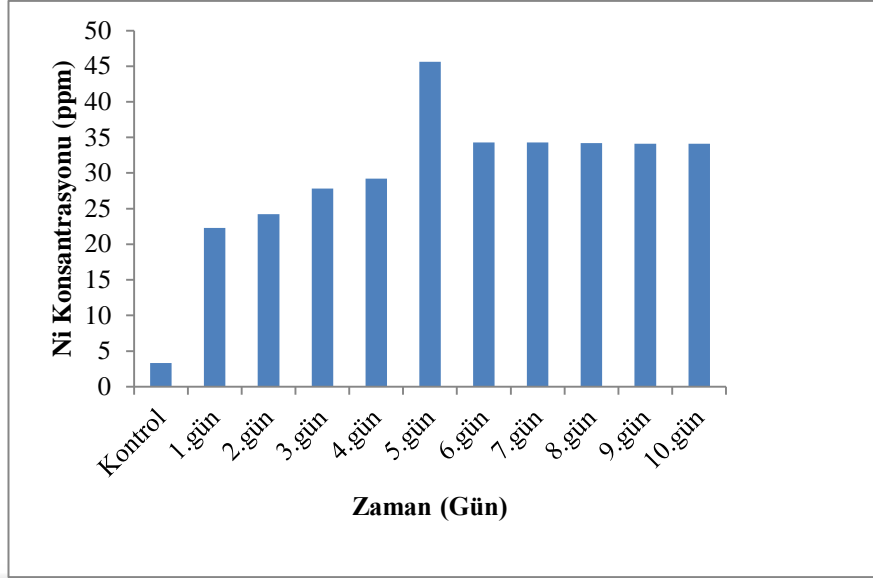
Su sümbülünde zamana göre Ni konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.3'de verilmiştir.



Şekil 3.3. Su sümbülünde zamana göre Ni konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.3 incelendiğinde; su sümbülünde Ni konsantrasyonunun kontrole göre 1.günde % 575,6 artış gösterdiği tespit edildi. Kontrole göre en yüksek artış yüzdesi 5.günde % 1282 olarak belirlendi. Elde edilen sonuçlardan su sümbülünün Ni alımında oldukça yüksek kapasite gösterdiği söylenebilir.

Su sümbülünde Ni konsantrasyonları Şekil 3.4'de verilmiştir.



Şekil 3.4. Su sümbülünde Ni konsantrasyonları

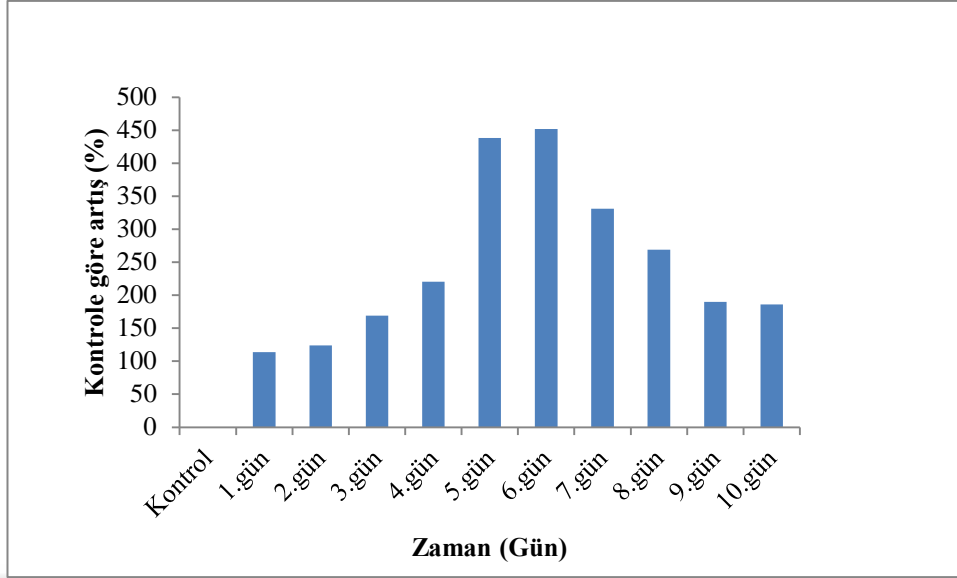
Şekil 3.4 incelendiğinde; su sümbülünde en yüksek Ni konsantrasyonu 45,6 ppm olarak 5.günde tespit edildi.

Chandra ve Yadav (2011) *Phragmites cummunis*, *Typha angustifolia* ve *Cyperus esculentus* bitkilerinde Ni konsantrasyonlarını sırası ile 45,69; 29,20 ve 71,61 $\mu\text{g/g}$ olarak bildirmişlerdir. *Phragmites cummunis* için bildirilen değer, bu tezde tespit edilen en yüksek Ni konsantrasyonu ile çok benzerdir.

Dhir vd. (2011) *Salvinia natans*'da Ni akümülyasyonunu 9,08 mg/g olarak bildirmişlerdir.

Fuentes vd. (2014) *Salvinia minima* Baker bitkisinde Ni konsantrasyonunu 16,3 mg/g olarak belirtmişlerdir. Bu değer bu tezde tespit edilenlerden oldukça yüksektir.

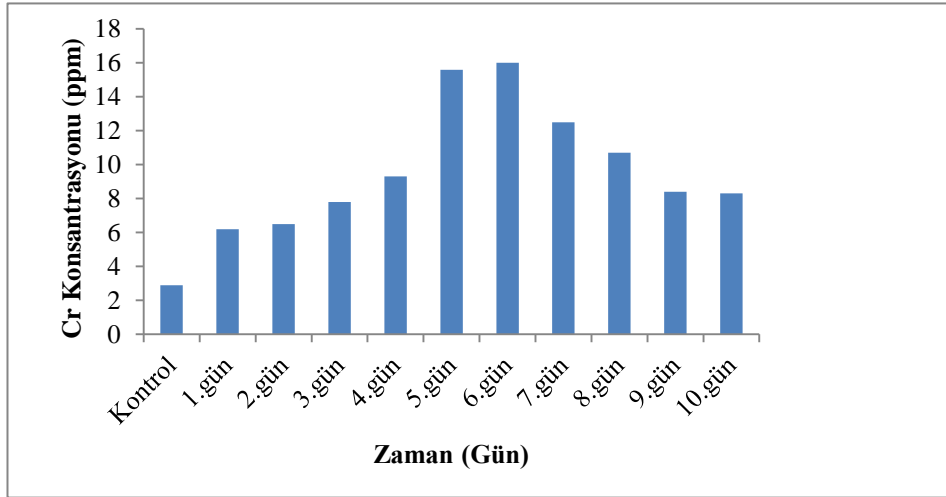
Su sümbülünde zamana göre Cr konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.5'de verilmiştir.



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

Şekil 3.5 incelendiğinde; su sümbülünde Cr konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin % 452 ile 6.günde olduğu belirlendi. Cr konsantrasyonlarındaki artış yüzdelerinin 6.günden sonra azaldığı tespit edildi.

Su sümbülünde Cr konsantrasyonları Şekil 3.6’da verilmiştir.



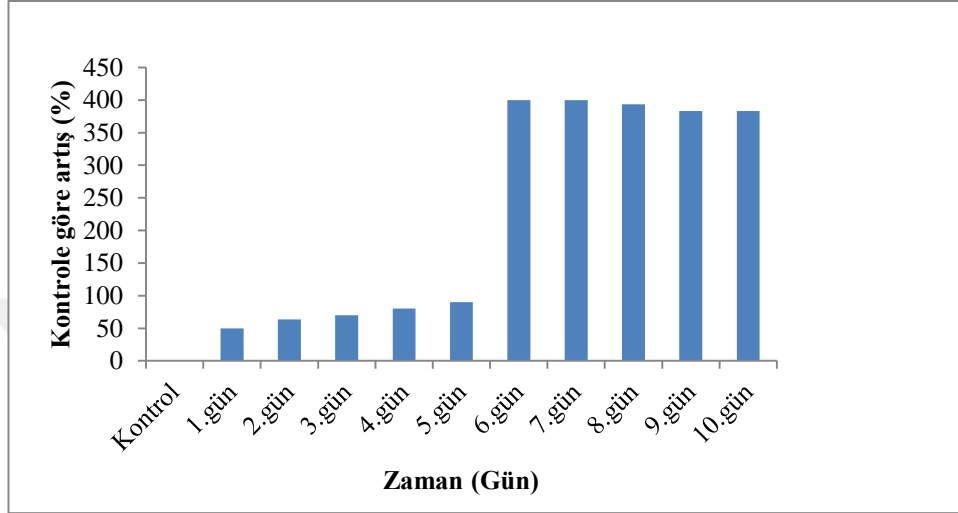
Şekil 3.6. Su sümbülünde Cr konsantrasyonları

Şekil 3.6 incelendiğinde; su sümbülünde en yüksek Cr konsantrasyonu 16 ppm olarak 6.günde tespit edildi.

Chandra ve Yadav (2011) *Phragmites cummunis*, *Typha angustifolia* ve *Cyperus esculentus* bitkilerinde Cr konsantrasyonlarını sırası ile 75,75; 75,82 ve 47,84 $\mu\text{g/g}$ olarak bildirmişlerdir.

Dhir ve Srivastava (2011), farklı ağır metalleri birlikte içeren çözeltilerdeki *Salvinia natans* bitkisinde Cr konsantrasyonlarını 482 ve 932 $\mu\text{g/g}$ olarak bildirmişlerdir. Bu değerler, bu tezde elde edilen en yüksek Cr konsantrasyonundan oldukça yüksektir.

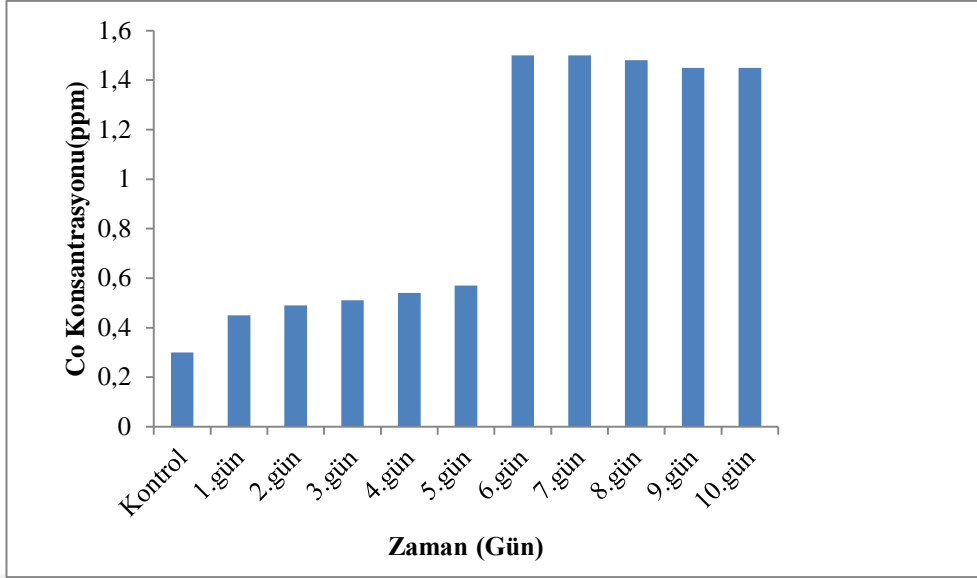
Su sümbülünde zamana göre Co konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.7’de verilmiştir.



Şekil 3.7. Su sümbülünde zamana göre Co konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.7 incelendiğinde; su sümbülünde Co konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdelerinin ilk 5 günde birbirine yakın olduğu, 5.günden sonra ise belirgin şekilde arttığı belirlendi. Su sümbülünde Co konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin % 400 ile 6.günde olduğu tespit edildi.

Su sümbülünde Co konsantrasyonları Şekil 3.8’de verilmiştir.

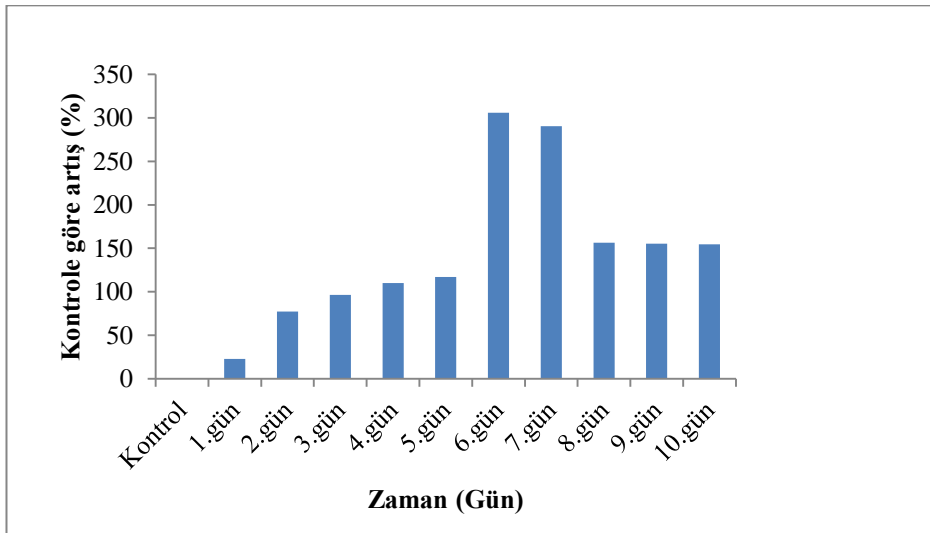


Şekil 3.8. Su sümbülünde Co konsantrasyonları

Şekil 3.8 incelendiğinde; su sümbülünde en yüksek Co konsantrasyonu 6. ve 7.günde 1,5 ppm olarak tespit edildi.

Dhir vd. (2009) farklı ağır metalleri birlikte içeren çözeltilerdeki *Salvinia natans* bitkisinde en yüksek Co konsantrasyonlarını 957 ve 1500 µg/g olarak bildirmişlerdir. Bu değerler bu tezde elde edilen en yüksek Co konsantrasyonundan oldukça yüksektir.

Su marulunda zamana göre Cu konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.9'da verilmiştir.

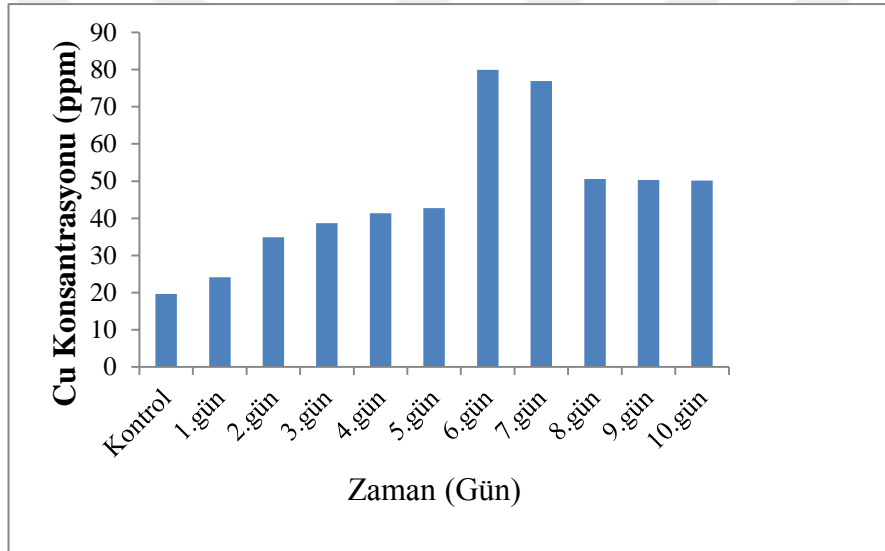


Şekil 3.9. Su marulunda zamana göre Cu konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.9 incelendiğinde; su marulunda Cu konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdesinin % 22,7 olduğu, 2.günde % 77,2 olduğu, 3.günde ise % 96,6 olduğu tespit edildi.

Şaşmaz vd. (2015) yaptıkları çalışmada *Lemna gibba* bitkisinde ilk günde % 12,4; 2.günde % 27,5; 3.günde ise % 36,2 Cu konsantrasyonu bildirilmiştir. Bu değerler, bu tez çalışmasında su marulunda tespit edilen Cu konsantrasyonundan düşüktür. Su marulunda Cu konsantrasyonunun kontrole göre en yüksek artış yüzdesi % 305,7 ile 6.günde tespit edildi. Cu konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdelерinin 6.günden sonra azaldığı belirlendi.

Su marulunda Cu konsantrasyonları Şekil 3.10'da verilmiştir.



Şekil 3.10. Su marulunda Cu konsantrasyonları

Şekil 3.10 incelendiğinde; su marulunda en yüksek Cu konsantrasyonu 79,92 ppm olarak 6.günde tespit edildi.

Törük vd. (2015) *Elodea canadensis* bitkisinde Cu konsantrasyonunu 0,172 mg/g olarak bildirmişlerdir.

Mishra ve Tripathi (2008) laboratuvarında yaptıkları çalışmada farklı konsantrasyonlarda Cu içeren çözeltilerdeki *Pistia stratiotes* bitkisinde en yüksek Cu konsantrasyonunu 0,875 mg/g olarak bildirmişlerdir. Aynı çalışmada *Spirodela polyrrhiza* bitkisinde ise 0,186 mg/g değerini bildirmişlerdir.

Dhir ve Srivastava (2011), *Salvinia natans* bitkisinde ağır metal Cu konsantrasyonlarını 1346, 2757 ve 5400 µg/g olarak bildirmişlerdir.

Ha vd. (2011) farklı konsantrasyonlarda Cu içeren çözeltilerdeki *E.acicularis*'de Cu miktarlarını 568, 775 ve 1038 mg/kg olarak tespit etmişlerdir.

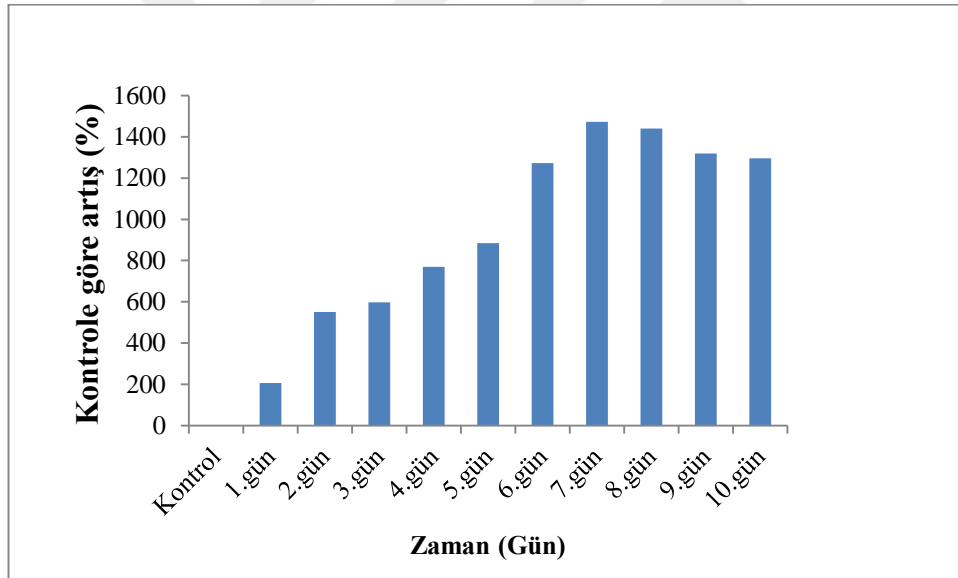
Cu konsantrasyonları, Bassi ve Sharma (1993) tarafından *Lemna minor*'de 16 g/kg olarak verilmiştir.

Zayed vd. (1998) tarafından Cu konsantrasyonu *Lemna minor*'de 3.36 g/kg olarak bildirilmiştir.

Peng vd. (2008) tarafından *P.pectinatus* ve *P.malaianus* bitkilerinde Cu konsantrasyonu sırası ile 1130 ve 945 mg/kg olarak bildirilmiştir.

Görüldüğü gibi literatürde farklı bitkiler için farklı Cu konsantrasyonları bildirilmiştir.

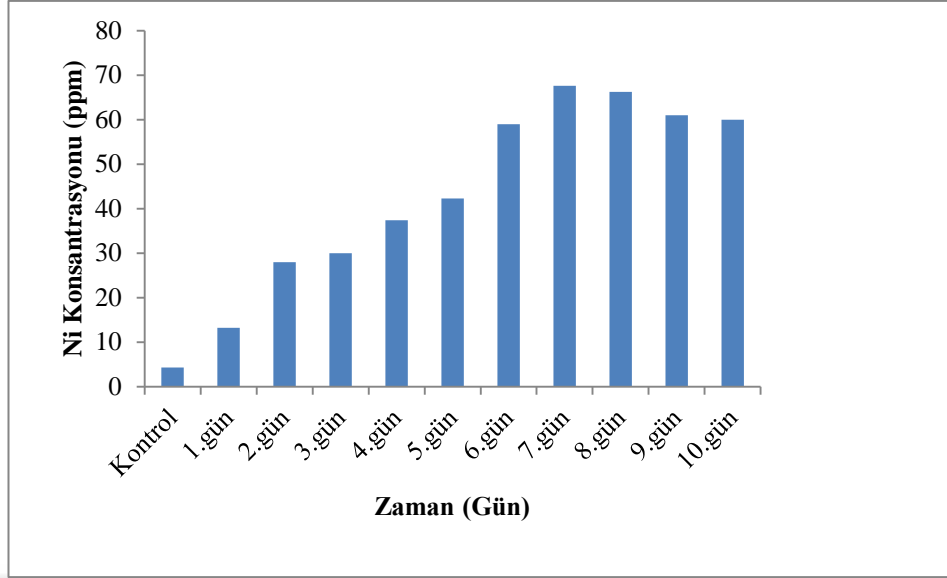
Su marulunda zamana göre Ni konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.11.'de verilmiştir.



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

Şekil 3.11 incelendiğinde; su marulunda Ni konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdesinin ilk günde % 207 olduğu belirlendi. Kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin ise 7.günde %1472 olduğu tespit edildi. 7.günden sonra Ni konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdelerinin düştüğü belirlendi.

Su marulunda Ni konsantrasyonları Şekil 3.12'de verilmiştir.



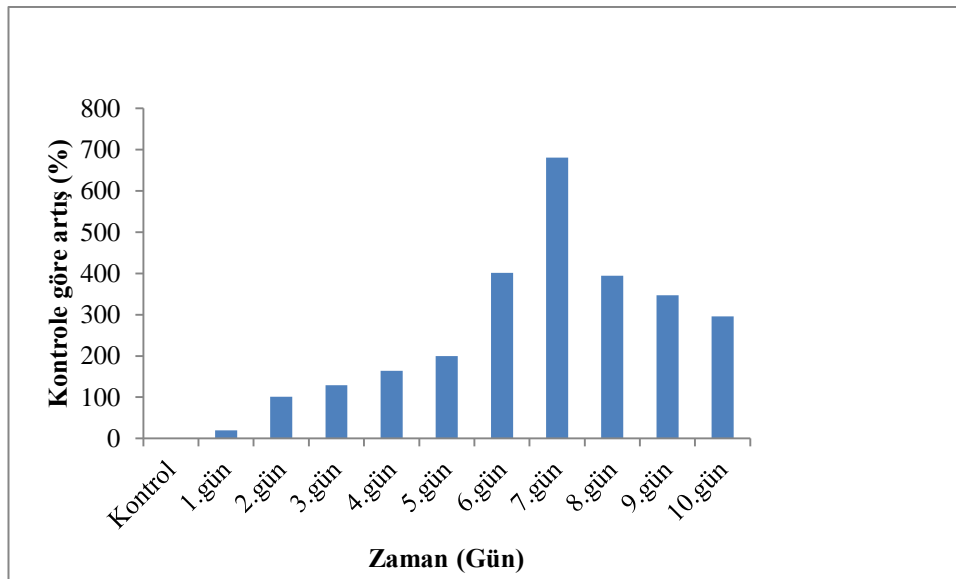
Şekil 3.12. Su marulunda Ni konsantrasyonları

Şekil 3.12 incelendiğinde; atıksuya maruz bırakılan su marulunda Ni konsantrasyonlarının 13,2–67,6 ppm arasında olduğu tespit edildi. Su marulunda en yüksek Ni konsantrasyonu 7.günde tespit edildi.

Bu tezde tespit edilen değerlerden oldukça yüksek olan Ni konsantrasyonu (146 mg/kg) kirletilmiş alanlarda doğal olarak büyüyen *Lemna minor* bitkisinde Singh vd., (2016) tarafından bildirilmiştir.

Salvinia natans bitkisinde Ni konsantrasyonlarını 249 ve 2700 µg/g olarak bildirmişlerdir.

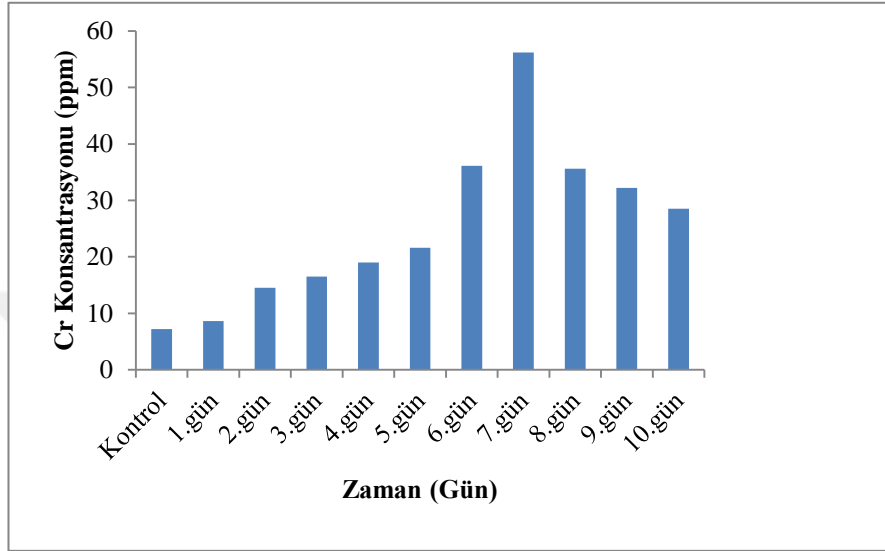
Su marulunda zamana göre Cr konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.13.'de verilmiştir.



Şekil 3.13. Su marulunda zamana göre Cr konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.13 incelendiğinde; su marulunda Cr konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdesinin ilk gün % 19,4 değerinden 2.günde % 101,4 değerine çıktığı belirlendi. Kontrole göre en yüksek artış yüzdesinin ise 7.günde % 681 olduğu tespit edildi.

Su marulunda Cr konsantrasyonları Şekil 3.14’de verilmiştir.



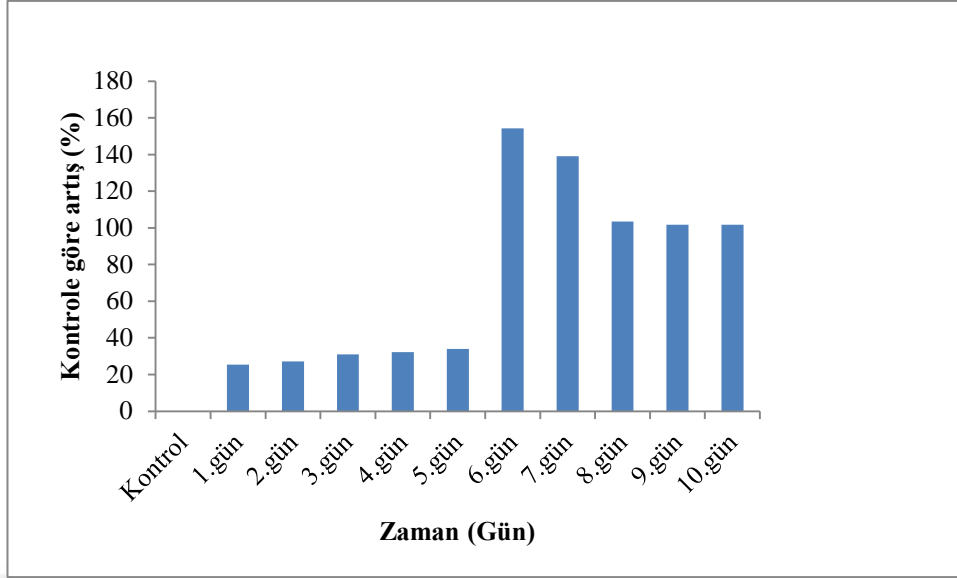
Şekil 3.14. Su marulunda Cr konsantrasyonları

Şekil 3.14 incelendiğinde; atıksuya maruz bırakılan su marulunda Cr konsantrasyonları 8,6-56,2 ppm aralığında tespit edildi. En yüksek Cr konsantrasyonu 7.günde tespit edildi.

Singh vd. (2016) kirletilmiş alanda kendiliğinden büyüyen *Lemna minor* bitkisinde Cr’un en yüksek miktarını 198 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Bu değer, bu tez çalışmasındaki Cr konsantrasyonlarından oldukça yüksektir.

Mishra ve Tripathi (2008) farklı konsantrasyonlarda Cr içeren çözeltilerdeki *Pistia stratoites*, *Spirodela polyrrhiza* ve *Eichhornia crassipes* bitkilerinde en yüksek Cr konsantrasyonlarını sırası ile 0,098; 0,08 ve 0,306 mg/g olarak bildirmişlerdir. *Pistia stratoites* ve *Spirodela polyrrhiza* bitkileri için elde edilen konsantrasyonlar bu tezde elde edilen en yüksek Cr konsantrasyonuna yakındır.

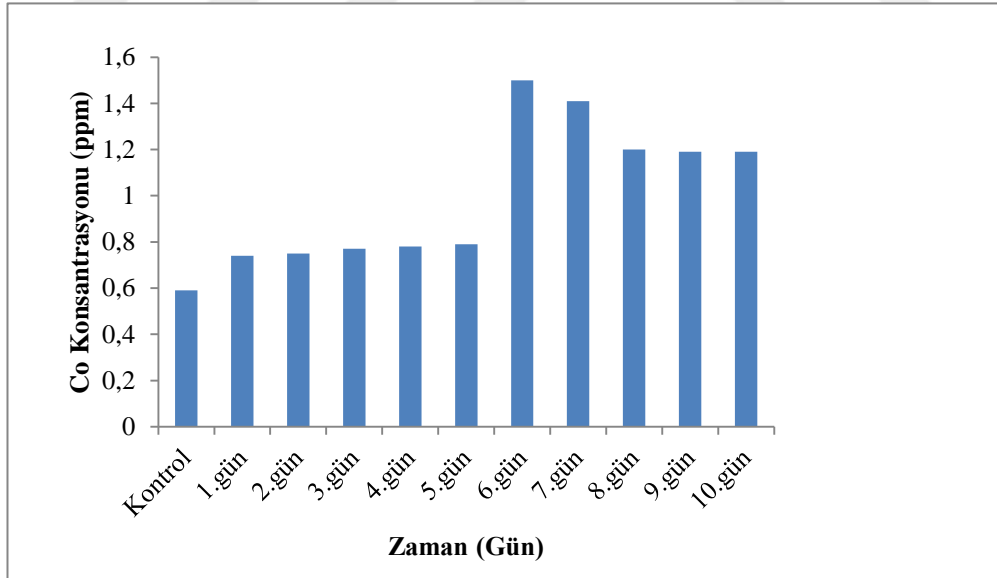
Su marulunda zamana göre Co konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri Şekil 3.15.’de verilmiştir.



Şekil 3.15. Su marulunda zamana göre Co konsantrasyonlarının kontrole göre artış yüzdeleri

Şekil 3.15 incelendiğinde; su marulunda Co konsantrasyonunun kontrole göre artış yüzdesinin ilk 5 günde % 25,4-33,9 aralığında olduğu, 6.günde % 154,2 değerine ulaştığı tespit edildi.

Su marulunda Co konsantrasyonları Şekil 3.16’da verilmiştir.



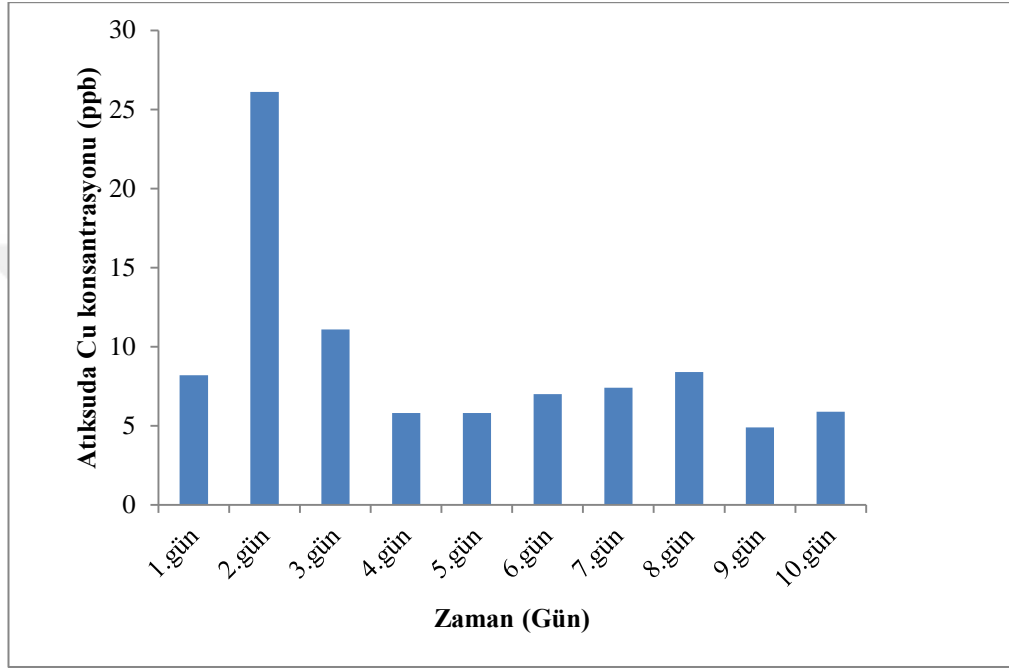
Şekil 3.16. Su marulunda Co konsantrasyonları

Şekil 3.16 incelendiğinde; atıksuya maruz bırakılan su marulunda Co konsantrasyonları 0,59-1,50 ppm aralığında tespit edildi. En yüksek Co konsantrasyonu 6.günde tespit edildi.

Begovic vd. (2016) kobalta maruz bırakılan *Lemna minor* bitkisinde Co birikimlerini 3,5 mg/g ve 21 mg/g olarak bildirmişlerdir.

Hu vd. (2019) Co içeren çözeltilerde *Lemna minor*'de en yüksek Co birikimini 5426 µg/g olarak bildirmişlerdir.

Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda tespit edilen ağır metal konsantrasyonları Şekil 3.17, Şekil 3.18, Şekil 3.19 ve Şekil 3.20'de verilmiştir.

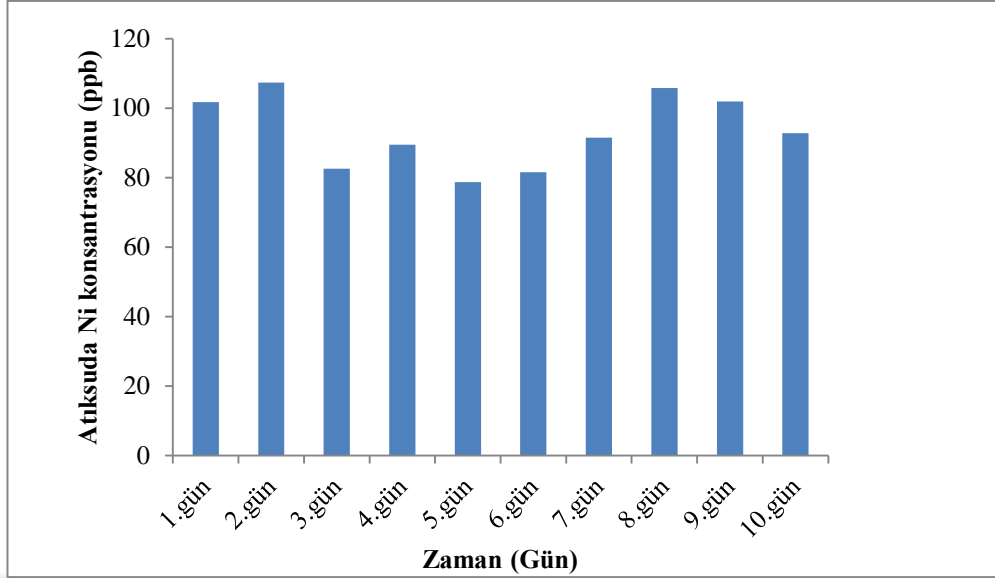


Şekil 3.17. Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Cu konsantrasyonları

Şekil 3.17 incelendiğinde; atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Cu konsantrasyonlarının 4,9-26,1 ppb aralığında olduğu tespit edildi.

Abdul Syukor vd., (2016) atıksu arıtma tesisi ham suyunda Cu konsantrasyonlarını 0,20-0,35 mg/L aralığında tespit etmişlerdir.

Rezapour vd. (2019) evsel, ticari ve endüstriyel atıksuları alan bir atıksu arıtma tesisinin çıkış sularında Cu konsantrasyonunu 0,52- 0,73 mg/L aralığında belirtmişlerdir. Bu değerler, bu tez çalışmasında tespit edilen en yüksek Cu konsantrasyonundan oldukça yüksektir.

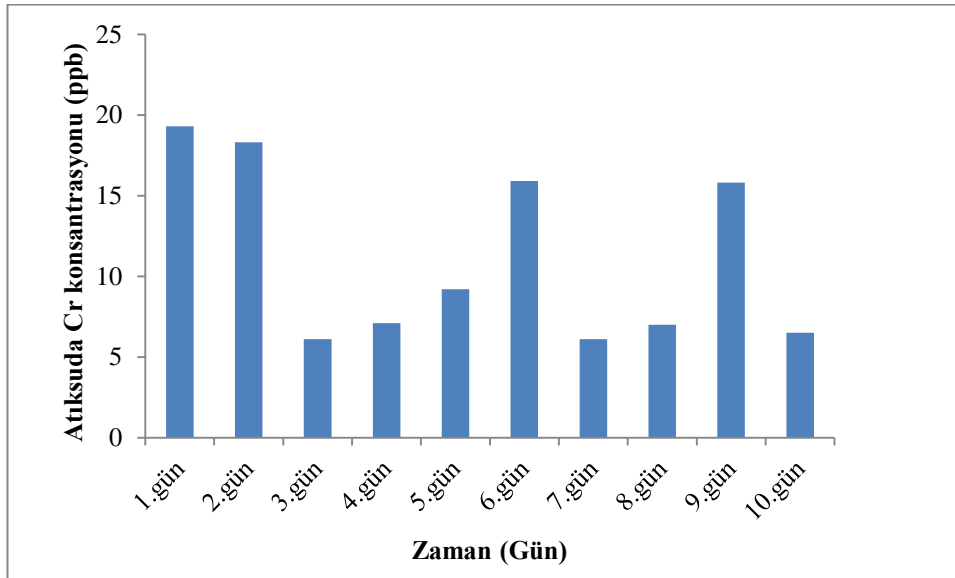


Şekil 3.18. Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Ni konsantrasyonları

Şekil 3.18 incelendiğinde; atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Ni konsantrasyonlarının 78,7-107,3 ppb aralığında olduğu tespit edildi.

Abdul Syukor vd. (2016) atıksu arıtma tesisi ham suyunda Ni konsantrasyonlarını 0,14-0,17 mg/L aralığında tespit etmişlerdir.

Rezapour vd. (2019) arıtma tesisi çıkış sularında Ni konsantrasyonunu 0,04-0,14 mg/L aralığında bildirmişlerdir. Bu değerler, bu tez çalışmasında tespit edilen Ni konsantrasyonlarına benzerdir.

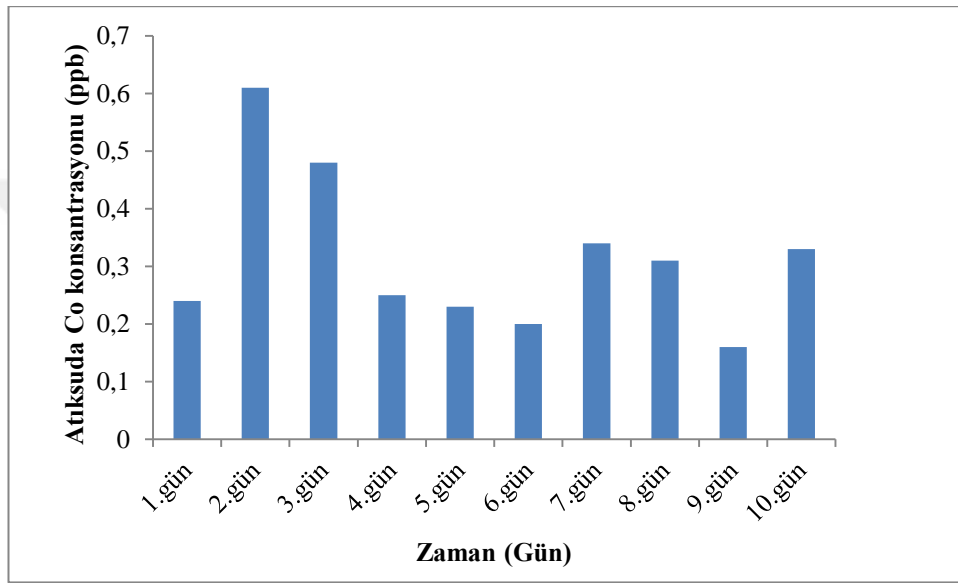


Şekil 3.19. Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Cr konsantrasyonları

Şekil 3.19 incelendiğinde; atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Cr konsantrasyonlarının 6,1-19,3 ppb aralığında olduğu tespit edildi.

Abdul Syukor vd. (2016) atıksu arıtma tesisi ham suyunda Cr konsantrasyonlarını 0,2-0,35 mg/L aralığında tespit etmişlerdir.

Qureshi vd. (2016) arıtılmış kentsel atık suda Cr konsantrasyonu 0,2 mg/L olarak bildirmişlerdir.



Şekil 3.20. Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Co konsantrasyonları

Şekil 3.20 incelendiğinde; atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Co konsantrasyonlarının 0,16-0,61 ppb aralarında olduğu tespit edildi.

Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularında Cu, Ni, Cr, Co ağır metal konsantrasyonlarının ppb seviyelerinde olduğu, buna karşın bu tez çalışmasında kullanılan su sümbülü ve su marulu bitkilerinin bünyelerine aldıkları Cu, Ni, Cr, Co ağır metal konsantrasyonlarının ise ppm seviyelerinde olduğu tespit edildi.

4. SONUÇLAR

1. Su sümbülünde en yüksek Cu konsantrasyonu 39,18 ppm olarak 6.günde tespit edildi.
2. Su sümbülünde en yüksek Ni konsantrasyonu 45,6 ppm olarak 5.günde tespit edildi.
3. Su sümbülünde en yüksek Cr konsantrasyonu 16 ppm olarak 6.günde tespit edildi.
4. Su sümbülünde en yüksek Co konsantrasyonu 6. ve 7.günde 1,5 ppm olarak tespit edildi.
5. Su marulunda en yüksek Cu konsantrasyonu 79,92 ppm olarak 6.günde tespit edildi.
6. Su marulunda en yüksek Ni konsantrasyonu 67,6 ppm olarak 7.günde tespit edildi.
7. Su marulunda en yüksek Cr konsantrasyonu 56,2 ppm olarak 7.günde tespit edildi.
8. Su maruluda en yüksek Co konsantrasyonu 1,5 ppm olarak 6.günde tespit edildi.
9. Su sümbülü numunelerinde ağır metal konsantrasyonları Ni>Cu>Cr>Co sıralamasını izlemiştir.
10. Su marulu numunelerinde ağır metal konsantrasyonları Cu>Ni>Cr>Co sıralamasını izlemiştir.
11. Su marulunun Cu, Ni ve Cr ağır metallerini alım miktarları, su sümbülünün Cu, Ni ve Cr ağır metallerini alım miktarlarından daha yüksek olarak tespit edildi.
12. Su marulu ile su sümbülünün Co ağır metalini benzer miktarlarda bünyelerine aldıkları tespit edildi.
13. Atık su numunelerinde ağır metal konsantrasyonları Ni>Cu>Cr>Co sıralamasını izlemiştir.
14. Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Cu konsantrasyonlarının 4,9-26,1 ppb aralığında olduğu tespit edildi.
15. Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Ni konsantrasyonlarının 78,7-107,3 ppb aralığında olduğu tespit edildi.
16. Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Cr konsantrasyonlarının 6,1-19,3 ppb aralığında olduğu tespit edildi.
17. Atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda Co konsantrasyonlarının 0,16-0,61 ppb aralarında olduğu tespit edildi.

Sonuç olarak, Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi ıkış sularına maruz bırakılan su sümbülü ve su marulunun bazı ağır metalleri akümüle ettiği tespit edildiğinden bu bitkilerin fitoremediasyonda kullanılabileceği belirlendi.



KAYNAKLAR

- Abdul Syukor, A. R., Sulaiman, S., Nurul Islam Siddique, Md., Zularisam, A. W. ve Said, M. I. M.** 2016. Integration of phyto green for heavy metal removal from wastewater. *Journal of Cleaner Production*, **112** (4), 3124-3131.
- Ajayi, T.O., Ogunbayo, A. O.,** 2012. Achieving environmental sustainability in wastewater treatment by phytoremediation with water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *J. Sust. Develop.* 5, 80-90.
- Akpor, O. B., Ohiozor, G. O. ve Olaolu, T. D.** 2014. Heavy metal pollutants in wastewater effluents: Sources, effects and remediation. *Advances in Bioscience ve Bioengineering*, **2** (4), 37-43.
- Alvarado, S., Guédez, M., Lué-Merú, M.P., Nelson, G., Alvaro, A., Jesús, A. C. ve Záray, G.** 2008. Arsenic removal from waters by bioremediation with the aquatic plants water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lesser duckweed (*Lemna minor*). *Bioresource Technol* 99: 8436–8440.
- Arthur, E. L., Rice, P. J., Rice, P. J., Anderson, T. A., Baladi, S. M., Henderson, K. L. D. ve Coats, J. R.** 2005. Phytoremediation-An Overview. *Critical Reviews in Plant Sciences*, **24**, 109-122.
- Aurangzeb, N., Nisa S., Bibi Y., Javed, F. ve Hussain , F.** 2014. Phytoremediation potential of aquatic herbs from steel foundry effluent. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, **31**, 881-886.
- Aybar, M., Bilgin, A. ve Sağlam, B.** 2015. Fitoremediasyon Yöntemi ile Topraktaki Ağır Metallerin Giderimi, 1,2, 59-65.
- Bassi, R. ve Sharma, S. S.** 1993. Changes in proline content accompanying the uptake of zinc and copper by *Lemna minor*. *Ann. Bot.*, **72**, 151-154.
- Begović, L., Mlinarić, S., Antunović, D. J., Katanić, Z., Lončarić, Z., Lepeduš, H., ve Cesar, V.** 2016, Response of *Lemna minor* L. to short-term cobalt exposure: the effect on photosynthetic electron transport chain ve induction of oxidative damage. *Aquat. Toxicol.*, **175**, 117-126.
- Bibi, S., Jabeon, R. ve Hayes, A. A.** 2016. Review phtyore mediation using aquate plants to clean up-polluted water. *International Jouarnal of Current Research* 8(8), 35561-35564
- Chandra, R. ve Yadav, S.** 2011. Phytoremediation of Cd, Cr Cu, Mn, Fe, Ni, Pb and Zn from aqueous solution using *Phragmites cummunis*, *Typha angustifolia* and *Cyperous esculentus*, *Int. J. Phytoremediat.*, **13**, 580-591.
- Das, S., Goswami, S. & Talukdar, A. D.** 2014. A study on cadmium phytoremediation potential of water lettuce, *Pistia stratiotes* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92(2), 169-174.
- Dhir, B.** 2013. *Phytoremediation: Role of Aquatic Plants in Environmental Clean-Up*. 111p. Springer-Nature.
- Dhir, B. ve Srivastava, S.** 2011. Heavy metal removal from a multi-metal adution and wastewater by *Salvinia natans*. *Ecological Engineering*, **37**, 893-896.
- Dhir, B., Sharmila, P., Saradhi, P. P., Sharma, S., Kumar, R. ve Mehta, D.** 2011. Heavy metal induced physiological alterations in *Salvinia natans*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **74**, 1678-1684.

- Elkiran, Ö.** 2016. Removal of Heavy Metals from the Environment via Phytoremediation (Green Reclamation) Method, *Hacettepe J. Biol. & Chem.*, 44 (4), 525-533.
- EPA,** 1995. Contaminants and remedialoptions at select metals-Contaminated Sites, EPA/540/R-95/512.6
- EPA,** 2000. Environmental Protection Agency, Introduction of phytoremediation, epa/600/R-99/107, Cincinnati, Ohio, U.S.A2000: 72.
- Ergönül, M. B. ve Atasağun, S.** 2017. Chapter 16 –The effects of chronic low level zinc (Zn) exposure on the hematological profile of tench, *Tinca tinca* L.1758. In: Trends in fisheries and aquatic animal health, editor: Berilis, P. Bentham Science Publishing.
- Etim, E. E.** 2012. Phytoremediation and Its Mechanisms: A Review. *International Journal of Environment and Bioenergy*, 2 (3), 120-136.
- Favas, P. J. C., Pratas, J., Varun, M., D’Souza, R. ve Poul M. S.** 2014. *Phytoremediation of soils contaminated with metals and metalloids at mining areas: potential of native flore*, Environmental Risk Assessment of Soil 485-517.
- Fisher, S.W.** 1995. Mechanism of bioaccumulation in aquatic systems. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 142, 87-117.
- Fuentes, I. I., Espadas-Gil, F., Talavera-May, C., Fuentes, G. ve Santamaría, J. M.** 2014. Capacity of the aquatic fern (*Salvinia minima* Baker) to accumulate high concentrations of nickel in its tissues and its effect on plant physiological processes. *Aquat. Toxicol.*, 155, 142-150.
- Gade, L.H.** 2000. Highly polar metal–metal bonds in “early–late” Heterodimetallic complexes. *Angewandte Chemie International Edition*, 39, 2658-2678.
- Galal, T. M. ve Farahat, E. A.** 2015. The invasive macrophyte *Pistia stratiotes* L. as a bioindicator for water pollution in Lake Mariut, Egypt. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (11), 701.
- Ganguly, A., Chatterjee, P. K. ve Dey, A.,** 2012. Studies on ethanol production from water hyacinth a review. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 16, 966-972.
- Gupta, P., Roy, S. ve Mahindrakar, A. B.** 2012. Treatment of water using water hyacinth, water lettuce and vetivergrass-A review. *Resour. Environ.* 2, 202-215.
- Ha, N.T.H., Sakakibara, M. ve Sano, S.** 2011. Accumulation of Indium and other heavy metals by *Eleocharis acicularis*: An option for phytoremediation and phytomining, *Bioresource Technology*, 102 (3), 2228-2234
- Habashi, F.,** 1997. “Handbook of Extractive Metallurgy”, Vol. 2, WILEY-VCH, Germany.
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A. B., Duman, D. ve Aras, S.** 2012. Biyosorpsiyon, adsorpsiyon ve fitoremediasyon yöntemleri ve uygulamaları. *Türkiye Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi*, 69 (4) 235-253.
- Hasan, S. H., Talat, M. ve Rai, S.** 2007. Sorption of cadmium and zine from aqueous solutions by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Bioresource Technology*, 98 (4), 918-928.
- Hu, D., Cheng, M., Hu, K., Zhang, W., Yang, Y. ve Xu, Q.** 2019, Evaluation of cobalt hyper accumulation and tolerance potential of the duckweed (*Lemna minor* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 179, 79-87.
- İSKİ,** 2018. İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi, Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi, Tanıtım Broşürü.
- Jadia, C.D. ve Fulekar., M. H.** 2009. Phytoremediation of heavy metals: Recent techniques. *African Journal of Biotechnology*, Vol. 8 (6), pp. 921-928, 20.

- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B. ve Beeregowda, K. N.** 2014. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7, (2) 60-72.
- Järup, L.** 2003. Hazards of metal contamination. *British Medical Bulletin*, **68**, 167-182.
- Jayaweera, M. W., Kasturiarachchi, J. C., Kularatne, R. K. A., Wijeyekoon, S. L. J.** 2008. Contribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nutrient conditions to Fe-removal mechanisms in constructed wetlands. *J Environ Manage* 87: 450–460.
- Kabata-Pendias, A.** 2011. *Trace elements in soils and plant*. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G., Güven, A ve Timur, S.,** 2006. Metallerin Çevresel Etkileri I. www.metalurji.org.tr/dergi/dergi136/d136_4753.pdf.
- Kamal, M., Ghaly, A.E., Mahmoud, N. ve Côté, R.** 2004. Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants, *Environment International*, 29 (8), 1029-1039.
- Kamran, M. A., Mufti, R., Mubariz, N., Syed, J. H., Bano, A., vd.** 2014. The potential of the flora from different regions of Pakistan in phytoremediation: a review. *Environ Sci Pollut Res*, **21**, 801-812.
- Khan, M. A., Marwat, K. B., Gul, B., Wahid, F., Khan, H. ve Hashim, S.** 2014. *Pistia stratiotes* L. (Araceae): Phytochemistry, use in medicines, Phytoremediation, Biogas and Management options. *Pak. J. Bot.*, **46** (3), 851- 860,
- Khanna, S., Santos, M., Ustin, S. ve Haverkamp, P.** 2011. An integrated approach to a biophysiologicaly based classification of floating aquatic macrophytes. *Int. J. Remote. Sens.* **32**, 067-1094.
- Kimbrough, D.E., Cohen, Y., Winer, A.M., Creelman, L. ve Mabuni, C.** 1999. A critical assessment of chromium in the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **29**, 1-46.
- Klumpp, A., Bauer, K., Franz-Gerstein, C., ve de Menezes, M.** 2002. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil). *Environ. Int.* **28**, 165-171.
- Küchler, W. ve Verlang, C. H.** 1986 .“Chemische Technology”, Band 4,Wien, ISBN 3-446-13182-5
- Li, X., Deng, G., Zhang, Y. ve Wang, J.** 2019. Rapid removal of copper ions from aqueous media by hollow polymer nanoparticles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, **568**, 345-355
- Liao, S. ve Chang, W.** 2004. Heavy metal phytoremediation by water hyacinth at constructed wetlands in Taiwan. *Photogramm. Eng. Remote. Sens.* **54**, 177-185.
- Lissy, P. N. M. ve Madhu, G.,** 2011. Removal of heavy metals from waste water using water hyacinth. *ACEEE Int. J. Trans. Urban. Develop.* 1, 48-52.
- Lu, Q., He, Z. L. ve Graetz, D. A.** 2011. Uptake and distribution of metals by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 18, 978-86
- Mertz, W.** 1987. “Trace Elements In Human and Animal Nutrition-Fifth Edition”, Vol. 1, Academic Pres.
- Mishra, V. K. ve Tripathi, B. D.** 2008. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. *Bioresource Technology*, **99** (15), 7091-7097.

- Mishra, V. K. ve Tripathi, B. D.** 2009. Accumulation of chromium and zinc from aqueous solutions using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Hazardous Materials*, 164 (2-3), 1059-1063.
- Mishra, V. K. ve Tripathi, B. D. Ve Kim, K. H.** 2009. Removal and accumulation of mercury by aquatic macrophytes from an open cast coal mine effluent. *Journal of Hazardous Materials*, 172 (2-3), 749-54.
- Mokhtar, H., Morad, N. ve Fizri, F.F.A.** 2011. Phyto accumulation of Copper from Aqueous Solutions Using *Eichhornia crassipes* and *Centella asiatica*. *Int. J. Environ. Sci. Dev.* 2, 205-210.
- Moyo, P., Chapungu, L. ve Mudzengi, B.** 2013. Effectiveness of water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in remediating polluted water: the case of Shagasheriver in Masvingo, Zimbabwe. *Adv. Appl. Sci. Res.* 4, 55-62.
- Nassouhi, D., Ergönül, M. B., Fikirdeşici, Ş., Karacakaya, P. ve Atasağun S.,** 2018. Ağır Metal Kirliliğinin Biyoremediasyonunda Bazı Su İçi ve Yüzücü Sucul Makrofitlerin Kullanımı. Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi, 14 (2), 148-165.
- Newman L.A. ve Reynolds C.M.,** 2004. Phytodegradation of organic compounds. *Current Opinion in Biotechnology*, 15, 225-230.
- Odjegba, V. J. ve Fasidi, I. O.** 2004. Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: implications for phytoremediation. *Ecotoxicology*, 13(97), 637-646.
- Oh, K., Cao, T., Li, T. ve Cheng, H.** 2014. Study on Application of Phytoremediation Technology in Management and Remediation of Contaminated Soils, *Journal of Clean Energy Technologies*, 2 (3),216-220
- Öbek, E.** 2009. Bioaccumulation of heavy metals from the secondary treated municipal wastewater by *Lemna gibba*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18 (11A), 2159-2164.
- Özbolat, G. ve Tuli, A.** 2016. Ağır metal toksisitesinin insan sağlığına etkileri. *Arşiv Kaynak Tarama Dergisi*, 25 (4), 502-521.
- Parmer, S. ve Singh, V.** 2015. Phytoremediation Approaches for Heavy Metal Pollution, *Journal of Plant Science & Research*, 2 (2), 2349-2805.
- Patel, S.,** 2012. Threats, management and envisaged utilizations of aquatic weed *Eichhornia crassipes*: an overview. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 11, 249-259.
- Peer, W. A., Baxter, I. R., Richards, E. L., Freeman, J. L. ve Murphy, A. S.** 2005. "Phytoremediation and Hyperaccumulator Plants", In Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoksification Topics in Current Genetics, Vol 14, 299-340.
- Peng, K., Luo, C., Lou, L., Li, X. ve Shen, Z.,** 2008, Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Sci. Total Environ*, 392, 22-29.
- Pratas, J., Favas, P. J. C., Paulo, C., Rodrigues, N. ve Prasad, M. N. V.** 2012. Uranium accumulation by aquatic plants from uranium-contaminated water in Central Portugal. *International Journal of Phytoremediation*, 14, 221-234.
- Priya, E. S. ve Selvan, P. S.** 2014. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*)-An efficient and economic adsorbent for textile effluent treatment. *Arab. J. Chem.* 3548-3558.

- Qureshi, A. S., Hussain, M. I., Ismail, S. ve Khan, Q. M.** 2016, Evaluating heavy metal accumulation and potential health risks in vegetables irrigated with treated wastewater. *Chemosphere*, **163**, 54-61
- Raghav, N. ve Shrivastava, J. N.** 2016. Toxic pollution in river water and bacterial remediation: An overview. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, **5** (4), 244-266.
- Razzaq, R.** 2017. Phytoremediation: An environmental friendly technique - A review. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, **4** (2), 195.
- Rezapour, S., Atashpaz, B., Moghaddam, S. ve Damalas, C. A.** 2019. Heavy metal bioavailability and accumulation in winter wheat (*Triticum aestivum* L.) irrigated with treated wastewater in calcareous soils. *Science of The Total Environment*, **656**, 261-2.
- Rizzi L., Petruzzelli G., Poggio G. ve VignaGuidi G.** 2004. Soil physical changes and plant availability of Zn and Pb in a treatability test of phytostabilization, *Chemosphere*, **57**, 1039-46.
- Safari, E., Rahemi, N., Kahforoushan, D. ve Allahyari, S.** 2019. Copper adsorptive removal from aqueous solution by orange peel residue carbon nanoparticles synthesized by combustion method using response surface methodology. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **7** (1), 102847.
- Sanchez-Galvan, G., Monroy, O., Gomez, J. ve Olguin, E. J.** 2013. Assessment of the hyperaccumulating lead capacity of *Salvinia minima* using bioadsorption and intracellular accumulation factors. *Water, Air, and Soil Pollution*, **194**, 77-90.
- Schnoor, J. L.** 1997. *Phytoremediation*, The University of Iowa, Department of Civil & Environmental Engineering, Iowa City, Iowa.
- Schwitzgubel, J. P.** 2001. *Hype or Hope: The Potential of Phytoremediation as an Emerging Green Technology*, John Wiley&Sons, Inc.
- Singh, N.K., Raghubanshi, A.S., Upadhyay, A.K. ve Rai, U.N.,** 2016. Arsenic and other heavy metal accumulation in plants and algae growing naturally in contaminated area of West Bengal, India, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **130**, 224-233
- Skinner, K., Wright, N. ve Porter-Goff, E.,** 2007. Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. *Environ. Pollut.* **145**, 234-237.
- Sree, K. S., Keresztes, Á., Mueller, Roeber, Á., Brandt, R., Eberius, M., Fischer, W. ve Appenroth, K. J.** 2015. Phytotoxicity of cobaltions on the duckweed *Lemna minor* – Morphology, ion uptake, and starch accumulation. *Chemosphere*, **131**, 149-156.
- Şaşmaz, A., Şaşmaz, M., Arslan Topal, E. I. ve Öbek, E.** 2015. The Potential of *Lemna gibba* L. and *Lemna minor* L. to Remove Cu, Pb, Zn, and As in Gallery Water in a Mining Area in Keban, Turkey.
- Tackholm, V.** 1974. Student's flora of Egypt, 2nd edition, P: 888 Cairo University (publ.), co-operation printing company, Beirut.
- Tangahu, B. V., Abdullah, S. R. S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N. ve Mukhlisin, M.** 2011. A Review on Heavy Metals (As, Pb, ve Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, (ID 939161), 1-32.
- Taylan, Z. S. ve Böke Özkoç, H.** 2007. Potansiyel ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde akuatik organizmaların bio kullanılabilirliği. *BAÜ FBE Dergisi*, **9** (2), 17-33.
- TEHNN**, 1996. "Trace Elements In Human and Health", World Health Organization, Geneva.

- Tham, H.T.** 2012. *Water Hyacinth (Eichhornia crassipes)–Biomass Production, Ensilability and Feeding Value to Growing Cattle*, Acta Universitatis agriculturae Sueciae: 90
- Topal, M., Arslan Topal, E. I.,** 2013, Keban Barajı Mansap Tarafı (Fırat Nehri) Su Kalitesinin Belirlenmesi ve Değerlendirilmesi, 3. Uluslararası Bursa Su Kongresi, 321-333.
- Törük, Z., Gulyas, G., Szalai, Kocsy, G. ve Majdik C.** 2015. Phytoremediation capacity of aquatic plants is associated with the degree of phytochelatin polymerization. *J. Hazard. Mater.* 299, 371-378.
- Türkoğlu, B.,** 2006. Toprak kirlenmesi ve kirlenmiş toprakların ıslahı. *Yüksek Lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.
- Ugab, B., Mudasir, S., Sheikh, A. Q. Ve Nazir, R.** 2016. Bioremediation: A Management Tool. *J Bioremed Biodeg*, 7, 331.
- URL- 1,** www.akvaryum.com
- URL-2,** www.inchem.org
- URL-3,** www.metalurji.org.tr
- Vardhan, K. H., Kumar, P. S. ve Panda, R. C.,** 2019, A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives, *Journal of Molecular Lipids*, 111197.
- Vesely, T. Tlustos, P. ve Szakova, J.** 2011. The use of water lettuce (*Pistia Stratiotes L.*) for rhizofiltration of a highly polluted solution by cadmium and lead. *International Journal of Phytoremediation*, 13(9), 859-872.
- Wang, Q., Cui, Y. ve Dong, Y.** 2002. Phytoremediation of Polluted Waters Potentials and Prospects of Wetland Plants. *Acta Biotechnol.*, 1-2, 199-208.
- Wani, R. A., Ganai, B. A., Shah, M. A. ve Ugab, B.** 2017. *Heavy Metal Uptake Potential vof Aquatic Plants through Phytoremediation Technique.* A Review. *J. Bioremediat Biodegrad* 8:404, 2155-6199.
- Wetzel, R. G.** 2001. *Limnoloji: Göl ve Nehir Eko sistemleri.* 3. Basımdan Çeviri. Çeviri Editörü; M. B. Ergönül. 2017. 1006 p. Nobel Yayınevi. Ankara
- Xiaomei, L., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P. ve Homyok, K.** 2004. Removal of cadmium and zinc by water hyacinth. *Eichhornia crassipes*. *Sci. Asia* 30, 93-103.
- Yavuz, O. ve Sarıgül, N.** 2016. Toprak ve sucul ortamlardaki ağır metal kirliliği ve ağır metal dirençli mikroorganizmalar. *Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 7(1), 44-51.
- Zayed, A., Gowthaman, S. ve Terry, N.** 1998. Phytoremediation of trace elements by wetland plants: 1. *Duckweed*, *J. Environ. Qual.*, 27 (3), 715-721
- Zhou, Q., Li, X., Lin, Y., Yang, C., Tang, W., Wu, S., Li, D. ve Lou, W.** 2019. Effects of copper ions on removal of nutrients from swine wastewater and on release of dissolved organic matter in duckweed systems, *Water Ressearch*, 158, 171-181.

ÖZGEÇMİŞ

Büşra GÜNHAN 1989'da Elazığ'da doğdu. İlkokulu Tuncay Küçüközer İlköğretim Okulunda, liseyi Korgeneral Hulusi Sayın Lisesinde okudu. 2010 yılında Fırat Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümünde başladığı lisans öğrenimini 2015 yılında tamamladı. 2016 yılında Fırat Üniversitesinde Çevre Mühendisliğinde tezli yüksek lisans öğrenimine başlamıştır.

