



T.C.
NECMETTİN ERBAKAN
ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



**SUDAN NİKEL VE ÇİNKONUN
CERATOPHLLYUM DEMERSİUM L. İLE
GİDERİMİNİN OPTİMİZE EDİLMESİ**

Mihriban YÜKSEL

YÜKSEK LİSANS TEZİ
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Şubat- 2022
KONYA
Her Hakkı Saklıdır

TEZ KABUL VE ONAYI

Mihriban YÜKSEL tarafından hazırlanan “Sudan Nikel ve Çinkonun *Ceratophyllum demersium* L. ile Gideriminin Optimize Edilmesi” adlı tez çalışması .../.../... tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği / oy çokluğu ile Necmettin Erbakan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda YÜKSEK LİSANS olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri

Başkan

Prof. Dr. Erol PEHLİVAN

Danışman

Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN

Üye

Prof. Dr. Senar AYDIN

İmza

.....

.....

.....

Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu’nun .../.../20.. gün ve sayılı kararıyla onaylanmıştır.

Prof. Dr. İbrahim KALAYCI
FBE Müdürü

TEZ BİLDİRİMİ

Bu tezdeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edildiğini ve tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

DECLARATION PAGE

I hereby declare that all information in this document has been obtained and presented in accordance with academic rules and ethical conduct. I also declare that, as required by these rules and conduct, I have fully cited and referenced all material and results that are not original to this work.

İmza

Mihriban YÜKSEL

Tarih: 07.02.2022

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

SUDAN NİKEL VE ÇİNKONUN CERATOPHYLLUM DEMERSIUM L. İLE GİDERİMİNİN OPTİMİZE EDİLMESİ

Mihriban YÜKSEL

Necmettin Erbakan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN

2022, 79 Sayfa

Jüri

Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN (Danışman)

Prof. Dr. Erol PEHLİVAN

Prof. Dr. Senar AYDIN

Bu çalışmanın amacı, atıksulardaki nikel (Ni^{+2}) ve çinko (Zn^{+2}) in vitro koşullarda çoğaltılan *Ceratophyllum demersum* L. su bitkisi kullanılarak fitoremediasyon yöntemiyle giderim yönteminin optimize edilmesidir. Fitoremediasyon, kirleticilerin bitkiler kullanılarak arıtılması teknolojisidir. Bu teknoloji kirlilik oluşturduğu alandan organik ve inorganik maddeler, bitki kullanılarak bertaraf edilebilmektedir. Fitoremediasyon yerinde arıtım sağlar, ekstra enerjiye gereksinimi yoktur, doğal kaynaklara zarar vermez ve yüksek kabul görür. *Ceratophyllum demersum* L. ağır metal toleransının etkisiyle hedeflenen giderimi gerçekleştirebilen bir makrofittir. Çalışmada deiyonize su ve Koski Atıksu Arıtma Tesisinin (AAT) girişi ve çıkışından alınan gerçek atıksu kullanılarak farklı bitki konsantrasyonlarında iki tekrar ve kontrol amaçlı numuneler hazırlanmış Ni^{+2} ve Zn^{+2} giderim şartları optimize edilmiştir. Farklı bitki konsantrasyonlarında (0-7.5 g/L) ve maruz bırakılma süresi (6-48 sa) sonunda bitkilerin taze ve kuru ağırlıkları, atıksuda kalan ve bitki bünyesine alınan ağır metal miktarları, atıksu pH değişimleri, biyokonsantrasyon faktörü (BKF) ve ağır metal giderim verimleri incelenmiştir. Bitki konsantrasyonu ve maruz kalma süresi arttıkça Ni^{+2} ve Zn^{+2} gideriminin arttığı gözlenmiştir. 7.5 g/L bitki kullanımı ile 48 sa maruz kalma süresi sonunda Zn^{+2} 'de %85, Ni^{+2} 'de ise %100 giderim verimi elde edilmiştir. Aynı şartlarda BKF değeri Zn^{+2} için 1260 mg/kg, Ni^{+2} içinse 1902 mg/kg olarak tespit edilmiştir. Ni^{+2} ve Zn^{+2} birlikte gideriminin gerçekleştirildiği çalışma sonuçlarında ise 0.5 mg/L Ni^{+2} ve Zn^{+2} içeren durumda giderim veriminin değişmediği ancak konsantrasyonun artması durumunda Ni^{+2} gideriminin %70, Zn^{+2} giderimin ise %80 değerlerine azaldığı görülmüştür. AAT giriş ve çıkış atıksuyunda Ni^{+2} ve Zn^{+2} giderim sonuçları değerlendirildiğinde ise her iki atıksuda da Ni^{+2} ve Zn^{+2} için yaklaşık olarak %70 giderim verimi elde edilmiştir. Farklı koşullarda optimize edilen, iyi bir biyobelirteç ve metal biriktirebilme yeteneği olan *Ceratophyllum demersum* L. su bitkisinin fitoremediasyon yöntemiyle Ni^{+2} ve Zn^{+2} ile kirlenmiş su ortamlarının arıtımı için etkin bir şekilde kullanılabileceğini görülmüştür.

Anahtar Kelimeler: Ağır metal, *Ceratophyllum demersum* L., fitoremediasyon, nikel, çinko, atıksu.

ABSTRACT

MS

OPTIMIZING ON REMOVAL OF NICKEL AND ZINC FROM WATER BY EMPLOYING CERATOPHYLLUM DEMERSUM L.

Mihriban YÜKSEL

THE GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCE OF
NECMETTİN ERBAKAN UNIVERSITY
THE DEGREE OF MASTER OF SCIENCE IN ENVIROMENTAL
ENGINEERING

Advisor: Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN

2022, 79 Pages

Jury

Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN
Diğer Üyenin Unvanı Adı SOYADI
Diğer Üyenin Unvanı Adı SOYADI

The aim of this study is to optimize the removal of nickel (Ni^{+2}) and zinc (Zn^{+2}) in wastewater by phytoremediation method using aquatic plant *Ceratophyllum demersum L.* grown in vitro. Phytoremediation is the technology of treating pollutants using plants. Organic and inorganic substances can be disposed of using plants from the area where this technology creates pollution. Phytoremediation provides on-site treatment, does not need extra energy, does not harm natural resources, and is accepted. *Ceratophyllum demersum L.* is a macrophyte that can perform targeted removal due to heavy metal tolerance. In the study, two repetition and control samples of different plant concentrations were prepared using deionized water and real wastewater taken from the entrance and exit of the Koski Wastewater Treatment Plant (WWTP) and the removal conditions of Ni^{+2} and Zn^{+2} were optimized. Fresh and dry weights of plants, amounts of heavy metals left in wastewater and taken into the plant body, wastewater pH changes, bio-concentration factor (BCF) and heavy metal removal yields were examined at different plant concentrations (0-7.5 g/L) and exposure time (6-48 hr). It was observed that Ni^{+2} and Zn^{+2} removal increased as plant concentration and exposure time increased. With 7.5 g/L plant use, 85% removal efficiency was achieved in Zn^{+2} and 100% in Ni^{+2} at the end of the 48 hr exposure period. In the same conditions, BCF value was determined as 1260 mg/kg for Zn^{+2} and 1902 mg/kg for Ni^{+2} . In the results of the study, where Ni^{+2} and Zn^{+2} were carried out together, it was observed that the removal efficiency did not change in the case containing 0.5 mg/L Ni^{+2} and Zn^{+2} , but if the concentration increased, Ni^{+2} removal decreased by 70% and Zn^{+2} removal decreased by 80%. When the removal results of Ni^{+2} and Zn^{+2} were evaluated in AAT inlet and outlet wastewater, approximately 70% removal efficiency was achieved for Ni^{+2} and Zn^{+2} in both wastewaters. *Ceratophyllum demersum L.* water plant, which is optimized under different conditions and has a good biomarker and metal accumulation ability, can be used effectively for the treatment of Ni^{+2} and Zn^{+2} contaminated water environments by phytomediation method.

Keywords: Heavy metal, *Ceratophyllum demersum L.*, phytoremediation, nickel, zinc, wastewater.

ÖNSÖZ

Tez çalışmam süresince bilgi, tecrübe ve desteklerini esirgemeyerek bana yol gösteren, başta danışman hocam Sayın Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN olmak üzere, Sayın Prof. Dr. Muhammad ASIM hocama ve Sayın Prof. Dr. Senar AYDIN hocama tüm emekleri için çok teşekkür ediyorum.

Yaşamım boyunca maddi, manevi destek ve emeklerini eksik etmeyen canım annem Zehra Betül YÜKSEL'e ve canım babam Nurettin YÜKSEL'e, her koşulda beni destekleyen canım kardeşim Hüseyin YÜKSEL'e sonsuz teşekkürler.

Mihriban YÜKSEL
KONYA-2022

İÇİNDEKİLER

ÖZET	iv
ABSTRACT.....	v
ÖNSÖZ	vi
İÇİNDEKİLER	vii
ÇİZELGE LİSTESİ.....	ix
ŞEKİL LİSTESİ.....	x
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	xi
1. GİRİŞ	1
1.1.Çalışmanın Amacı ve Önemi	2
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI	3
2.1.Ağır Metal Tanımı ve Özellikleri	3
2.2. Ağır Metallerin Kaynakları.....	5
2.3. Ağır Metallerin İnsan Sağlığına Etkileri.....	6
2.4.Ağır Metallerin Ölçüm Yöntemleri	8
2.5. Atıksu Tanımı ve Özellikleri	8
2.6. Atıksu Arıtma Prosesleri.....	11
2.7. Fitoremediasyon ile Atıksudan Ağır Metal Giderme Yöntemleri	15
2.8. Konu İle İlgili Yapılan Çalışmalar.....	18
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	22
3.1. Materyal	22
3.1.1. Cihazlar ve Kimyasal.....	22
3.1.2. Bitki Materyali	22
3.1.3. Atıksu Örnekleri	23
3.2. Yöntem.....	26
3.2.1. Stok Çözeltilerin Hazırlanması	26
3.2.2. Bitki ve Atıksu Analizleri	26
3.2.3. Ağır Metal Giderim Verimlerinin Hesaplanması	29
3.2.4. Biyokonsantrasyon Faktörünün (BKF) Hesaplanması	30
3.2.5. İstatistiksel Analiz Metodu	30
4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA.....	31
4.1. Bitki Miktarı ve Maruz Kalma Süresinin Ni^{+2} Fitoremediasyonu Üzerine Etkisi31	
4.1.1. Ni^{+2} Fitoremediasyonu Sonucu Suda – Bitkide Görülen Değişiklikler	31
4.1.2. Bitki Miktarı ve Ni^{+2} 'e Maruziyet Süresinin Bitki Yaş Ağırlığı – pH - Bitki Kuru Ağırlığına Etkisi	31
4.1.3. Ni^{+2} 'e Maruz Kalma Süresinin Fitoremediasyon Üzerindeki Etkisi	34
4.1.4. Bitki Konsantrasyonun Ni^{+2} Fitoremediasyonu Üzerindeki Etkisi	35

4.1.5. Süre × Bitki Konsantrasyonun Ni^{+2} Fitoremediasyon Üzerindeki Etkisi	36
4.1.6. Süre × Bitki Konsantrasyonun Ni^{+2} Giderim Verimi Üzerine Etkisi.....	39
4.1.7. Süre × Bitki Konsantrasyonun Ni^{+2} 'in Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi ..	40
4.2. Bitki Miktarı ve Maruz Kalma Süresinin Zn^{+2} Fitoremediasyonu Üzerine Etkisi	41
4.2.1. Zn^{+2} Fitoremediasyonu Sonucu Suda – Bitkide Görülen Değişiklikler.....	41
4.2.2. Bitki Miktarı ve Zn^{+2} 'ya Maruziyet Süresinin Bitki Yaş Ağırlığı – pH - Bitki Kuru Ağırlığına Etkisi	41
4.2.3. Zn^{+2} 'ya Maruz Kalma Süresinin Fitoremediasyon Üzerindeki Etkisi.....	44
4.2.4. Bitki Konsantrasyonunun Zn^{+2} Fitoremediasyonu Üzerindeki Etkisi	45
4.2.5. Süre x Bitki Konsantrasyonun Zn^{+2} Fitoremediasyonu Üzerindeki Etkisi.....	46
4.2.6. Süre × Bitki Konsantrasyonun Zn^{+2} Giderim Verimi Üzerine Etkisi	49
4.2.7. Süre × Bitki Konsantrasyonun Zn^{+2} 'nın Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi	50
4.3. Sudan Ni^{+2} ve Zn^{+2} 'nin Birlikte Fitoremediasyonu	51
4.3.2. Suda Ni^{+2} ve Zn^{+2} Fitoremediasyonun Giderim Verimi Üzerine Etkisi	51
4.3.3. Suda Ni^{+2} ve Zn^{+2} Fitoremediasyonun Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi...	52
4.4. Atıksudan Ni^{+2} ve Zn^{+2} 'nin Birlikte Fitoremediasyonu	53
4.4.2. Atıksuda Ni^{+2} ve Zn^{+2} Fitoremediasyonun Giderim Verimi Üzerine Etkisi.....	54
4.4.3. Atıksuda Ni^{+2} ve Zn^{+2} Fitoremediasyonun Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi	55
4.5. Araştırma Sonuçlarının Literatür Çalışması ile Değerlendirilmesi	56
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	59
5.1 Sonuçlar	59
5.2 Öneriler	60
6. KAYNAKLAR	61
ÖZGEÇMİŞ	67

ÇİZELGE LİSTESİ

- Çizelge 2.1.** Temel endüstrilerden atılan metal türleri (Kahvecioğlu ve ark., 2002)
- Çizelge 2.2** Ağır metaller insan sağlığına etkileri (Güneş, 2020)
- Çizelge 2.3.** Ağır metallerin vücuttaki sistem ve organlar üzerindeki etkileri (Siegel, 2002)
- Çizelge 2.4.** TSE, WHO ve ABD Çevre Koruma Ajansına göre toksik maddelerin sınır değerleri, (mg/L) (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği, 2004;EPA, 2003; TSE, 266; WHO, 2004).
- Çizelge 2.5.** Evsel atıksudaki tipik metal içerikleri (Atıksu Arıtma Tesisleri Tasarım Rehberi, 2013)
- Çizelge 2.6.** Atıksu çamurlarının metal içerikleri (Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği, 2010)
- Çizelge 2.7.** Metal giderme yöntemleri ile bu yöntemlerin avantaj ve dezavantajları (İleri, 2000).
- Çizelge 2.8.** Fitoremediasyon teknolojileri (Hamutoğlu ve ark., 2012)
- Çizelge 3.1.** Parametre ve kirlilik konsantrasyon değeri
- Çizelge 3.2.** KOSKİ AAT verileri
- Çizelge 4.1.** Ni^{+2} 'e maruz kalma süresinin fitoremediasyon üzerindeki etkisinin istatistiksel değeri
- Çizelge 4.2.** Bitki konsantrasyonunun Ni^{+2} fitoremediasyon üzerindeki etkisinin istatistiksel değeri
- Çizelge 4.3.** Süre x bitki konsantrasyonunun Ni^{+2} fitoremediasyon üzerindeki etkisinin istatistiksel değeri
- Çizelge 4.4.** Zn^{+2} 'ya maruz kalma süresinin fitoremediasyon üzerindeki etkisinin istatistiksel değeri
- Çizelge 4.5.** Bitki konsantrasyonunun Zn^{+2} fitoremediasyon üzerindeki etkisinin istatistiksel değeri
- Çizelge 4.6.** Süre x bitki konsantrasyonunun Zn^{+2} fitoremediasyon üzerindeki etkisinin istatistiksel değeri

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 3.1. *Ceratophyllum Demersum L.* bitkisi

Şekil 3.2. Konya Atıksu Arıtma Tesisi akım şeması (Koyuncu, 2014)

Şekil 3.3. Ortam düzeneğine yerleştirilen numuneler

Şekil 3.4. Filtre kağıdı ile bitki süzme işlemi

Şekil 3.5. Süzme işlemi sonrası bitkinin hassas terazi ile yaş ağırlığının tartılması işlemi

Şekil 3.6. Bitkilerin etüve yerleştirilmesi

Şekil 3.7 (a) Mikrodalga fırın tüpleri (b) Mikrodalga fırın tüpleri düzeneği (c) Çözünme işlemi için fırının kullanılması

Şekil 3.8. Atomik Absorpsiyon Spektrofotometrik Cihazı (AAS)

Şekil 4.1. Bitki miktarı ve Ni^{+2} 'e maruziyet süresinin bitkinin yaş ağırlığına etkisi

Şekil 4.2. Bitki miktarı ve Ni^{+2} 'e maruziyet süresinin pH'a etkisi

Şekil 4.3. Bitki miktarı ve Ni^{+2} 'e maruziyet süresinin bitkinin kuru ağırlığına etkisi

Şekil 4.4. Süre $\times$ bitki konsantrasyonunun sudaki Ni^{+2} konsantrasyonuna sürenin etkisi

Şekil 4.5. Süre $\times$ bitki konsantrasyonunun bitki bünyesine alınan Ni^{+2} miktarına etkisi

Şekil 4.6. Süre $\times$ bitki konsantrasyonunun Ni^{+2} giderim verimi (%) üzerine etkisi

Şekil 4.7. Süre $\times$ bitki konsantrasyonunun Ni^{+2} 'in BKF değerine üzerine etkisi

Şekil 4.8. Bitki miktarı ve Zn^{+2} 'ya maruziyet süresinin bitkinin yaş ağırlığına etkisi

Şekil 4.9. Bitki miktarı ve Zn^{+2} 'ya maruziyet süresinin pH'a etkisi

Şekil 4.10. Bitki miktarı ve Zn^{+2} 'ya maruziyet süresinin bitki kuru ağırlığına etkisi

Şekil 4.11. Süre $\times$ bitki konsantrasyonunun sudaki Zn^{+2} miktarına etkisi

Şekil 4.12. Süre $\times$ bitki konsantrasyonunun bitki bünyesine alınan Zn^{+2} miktarına etkisi

Şekil 4.13. Süre $\times$ bitki konsantrasyonunun Zn^{+2} giderim verimine (%) etkisi

Şekil 4.14. Süre $\times$ bitki konsantrasyonunun Zn^{+2} 'nin BKF değerine etkisi

Şekil 4.15. Suda Ni^{+2} ve Zn^{+2} fitoremediasyonunun giderim verimine (%) etkisi

Şekil 4.16. Suda Ni^{+2} ve Zn^{+2} fitoremediasyonunun BKF'ne etkisi

Şekil 4.17. Ni^{+2} ve Zn^{+2} fitoremediasyonu; (a) atıksuyun, bitkinin; (b) çıkış suyundaki, (c) giriş suyundaki görünümü

Şekil 4.18. Atıksuda Ni^{+2} ve Zn^{+2} fitoremediasyonunun giderim verimine (%) etkisi

Şekil 4.19. Atıksuda Ni^{+2} ve Zn^{+2} fitoremediasyonunun BKF'ne etkisi

SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

Ag: Gümüş
Al: Alüminyum
As: Arsenik
Au: Altın
Ba: Baryum
⁰C: Calsius
CaCO₃: Kireçtaşı
Ca(OH)₂: Kireç (Sönmüş)
Ca (OH)₂: Kalsiyum Hidroksit
Cd: Kadmiyum
Cl: Klorür
ClO⁻: Serbest Klor
Co: Kobalt
Cr: Krom
CrO₄⁻²: Kromat
Cs: Sezyum
Cu: Bakır
Fe: Demir
Hg: Civa
HNO₃: Nitrik Asit
Mn: Manganez
Mo: Molibden
Na₂CO₃: Sodyum Karbonat
Na₂CO₃: Soda
NaOH: Kostik Soda (Sodyum Hidroksit)
N₂H₄: Hidrazin
Ni: Nikel
NiCl₂.6H₂O: Nikel (II) Klorür Hekza Hidrat
Ni (CO)₄: Nikel Karbonil
NO₃⁻: Nitrat
Pb: Kurşun
PO₄⁻³: Fosfat
Pu: Plutonyum
Se: Selenyum
Sn: Kalay
SO₄⁻²: Sülfat
Sr: Stronsiyum
U: Uranyum
Zn: Çinko
ZnCl₂: Çinko Klorür
ZnCrO₄: Çinko Kromat

Kısaltmalar

AAS: Atomik Absorpsiyon Spektroskopisi
AAT: Atıksu arıtma tesisi
ATP: Adenozin Tri Fosfat
BAP: Bilimsel Araştırma Projeleri
BOİ: Biyolojik oksijen ihtiyacı
C. demersum L.: *Ceratophyllum demersum L.*
CEBAS: Kapalı Dengeli Biyolojik Su Sisteminde
ÇKM: Çökebilir katı madde tayini
ÇO: Çözünmüş oksijen
EPA: ABD Çevre Koruma Ajansı (U.S. Environmental Protection Agency)
HM: Ağır metal (Heavy metal)
ICP-MS: İndüktif Eşleşmiş Plazma Kütle Spektrometresi
KOİ: Kimyasal oksijen ihtiyacı
MBAS: Yüzey aktif madde
NF: Nanofiltrasyon
PAHs: Poli Aromatik Hidrokarbonlar
PCBs: Poliklorlu Bifeniller
RO: Ters Osmoz
SAR: Sodyum adsorpsiyon oranı
TÇM: Toplam çözünmüş madde
TKN: Toplam Kjeldahl Azotu
TPH: Toplam Petrol Hidrokarbonları (Total Petroleum Hydrocarbons)
TSKM: Toplam sabit katı madde
UF: Ultrafiltrasyon
UKM: Uçucu katı madde
UV-Vis: UV- Görünür Bölge Spektrofotometre
WHO: Dünya Sağlık Örgü

1. GİRİŞ

Endüstriyel atıksularda bulunan ağır metallerin gideriminde çoğunlukla fiziksel ve kimyasal arıtma prosesleri uygulanmaktadır. Klasik yöntemlerle istenilen verimde giderim yapılamaması, enerji ihtiyacı ve arıtma işlemi tamamlandıktan sonra toksik çamur oluşumu gibi dezavantajlar bulunmaktadır (Eccles, 1999). Daha az atıksu oluşmasını sağlamak, atıksuyun arıtma verimini arttırmak ve daha az maliyet ile iyi sonuç elde edebilmek için alternatif teknolojiler geliştirebilmek adına birçok çalışma yapılmaktadır. Uygulanan fiziko-kimyasal arıtma prosesleri aşırı derecede kirlenmiş suların yerinde/farklı bir yerde gerçekleştirilen arıtmalarında kullanılan yöntemlerdir, daha az kirli ve içindeki kirleticilerin yapay ve dağınık halde olduğu geniş alana yayılmış kirli ortamların arıtımı için istenilen şartların sağlanmadığı arıtma prosesleridir (Rulkens ve ark., 1998).

Fitoremediasyon yöntemi bitki temel alınarak yapılan arıtma teknolojisidir. Bitki kullanılarak kirli ortamdan organik ve inorganik maddeler giderilebilmektedir. Toksik elementlerin giderimi için kullanılan tekniklerden biridir. Fitoremediasyon çalışmalarında kirlenmiş alanların genişliği veya dağınıklığı dezavantaj oluşturmamaktadır. Fitoremediasyon yönteminin arıtım süresi daha uzun olmasına rağmen klasik arıtma yöntemlerine göre daha az maliyetli, tekniktir. Çevresel şartlar bakımından avantajı fazladır. Fitoremediasyonun en önemli avantajları bulunduğu yerde arıtma işlemini gerçekleştirebilmesi ve enerji ihtiyacı olmamasıdır. Fitoremediasyon yöntemi doğal kaynakları korur ve kabul edilebilir sonuçlara ulaşma imkanı sağlar. Literatür araştırmaları sonucu çeşitli makrofitler kullanılarak oldukça iyi giderim verimlerinin elde edilebildiği görülmüştür. Arıtılacak ortam, giderimi beklenen parametre, maruz kalma süresi gibi faktörler dikkate alınarak uygun makrofit seçilerek araştırma yapılır.

1.1.Çalışmanın Amacı ve Önemi

Doğal kaynaklarımızın azalması, artan çevre kirliliği, maliyet, ekipman eksikliği gibi pek çok neden arıtımda yenilikçi bir yaklaşıma gidilmesi gerekliliğini ortaya çıkarmıştır. Çevreyi koruyup temizlerken daha çevreci, doğal ve daha az maliyetli bir yöntem olduğundan fitoremediasyon yönteminin uygulanabilirliği ile ilgili araştırmalar yapılmaya başlanmış çeşitli şartlar ve materyallerle en uygun olacak fitoremediasyon yöntemi seçilerek arıtım yapılmaya çalışılmış, olumlu sonuçlar alınmıştır. Fitoremediasyon yönteminin hem toprak hem de suda uygulanabilir bir yöntem olduğu literatür çalışmalarıyla ortaya koyulmuştur. Kullanılan bitkinin özelliğine ortam şartlarına bakılarak ağır metal gideriminde uygulanabilecek etkili bir yöntem olduğu görülmüştür. Çeşitli sucul bitkiler üretilerek çeşitli ortamlarda kirlilik giderimi sağlanmıştır. Bitki giderim verimine ağır metale maruz kalma süresinin ve ağır metal konsantrasyonunun etki ettiği görülmüştür.

Fitoremediasyon yöntemiyle arıtım işleminin gerçekleşmesi konusunda iyi bir biyolojik gösterge olan ve metal biriktirme yeteneği bulunan *Ceratophyllum demersum* L. su bitkisi kullanılarak Ni^{+2} ve Zn^{+2} giderim şartları optimize edilerek, deiyonize su ve kentsel atıksu arıtma tesisi giriş ve çıkış suları ile metaller ayrı ayrı ve birlikte kullanılarak giderim verimleri belirlenmiştir. Bu çalışma ile ağır metal içerikli atıksuların arıtımında su bitkilerinin kullanılabilirliği tespit edilerek, daha az kimyasal kullanımı ve daha az maliyet ile Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği deşarj standartlarında çıkış suyunun elde edilebilirliği konusunda, optimize edilen şartlarda daha az maliyetli ve daha çevreci arıtma yöntemleri için alternatif olarak kullanılabilirliği konusunda literatüre katkı sağlanacaktır.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1.Ağır Metal Tanımı ve Özellikleri

Periyodik cetvelin geçiş elementleri grubunda yer alan ağır metallerin atom numarası 20'den büyük, özgül ağırlıkları $>5 \text{ gr/cm}^3$ olan elementlerdir. Çevre kirliliğine neden olması, olumsuz etkileri vs. tespit edilmesiyle literatürde yer almıştır. Ağır metal olarak periyodik cetvelde 70 kadar element bulunur, çevreye önemli etkisi bulunan 20 element (Ni, Zn, Cd, Cu, Co, Cr, Pb, Fe, Al, Ag, Hg, Mn, As, Be, Sn, Sb, Se, V, Tl) öne çıkmaktadır. Yer kabuğunda doğal olarak bulunan bu metallerin, yapısı gereği bozulma ve yok olma ihtimali yoktur. Vücudumuza gıda (yeme-içme) ve hava ile temas sonucu girmektedirler. Ağır metaller biyolojik faaliyetlerde kullanımlarına göre yaşamsal faaliyet için kullanılan ve yaşamsal faaliyet için kullanılmayan olarak ikiye ayrılırlar. Metalin yaşamsal faaliyet için gerekli olup olmadığını organizmanın türü belirler. Yaşamsal faaliyet için gerekli olan ağır metaller organizma yapısında belirli bir konsantrasyonda bulunmalıdır. İz elementler olarak adlandırılan bazı ağır metaller (Cu, Se, Zn) insan vücudu aktiviteleri için gereklidir. Organik madde ile bağlı metaller biyolojik faaliyetlerde kullanılır, oksit koşullarda organik maddenin bozulması ile çözünerek serbest hale geçer (Kayhan ve ark., 2009). Yüksek konsantrasyonlar da toksik olabilirler ve zehirlenmelere yol açabilirler.

Çevreyi kirlüten unsurlar inorganik yapıdaki maddeler, birleşimli organik kimyasal maddeler, tarımsal gübreler, pestisitler, deterjanlar ve endüstriyel atıklar şeklinde gruplandırılabilir. Ağır metaller bu kirliliğe neden olan unsurlar arasında bazı pestisit ve endüstriyel atık grubunda yer almaktadır (Şanlı, 1984; Detlefsen, 1988; Hammand ve Beliles, 1980). Ağır metallerin oluşturduğu kirlilik ekolojik sistemleri etkilemektedir.

Ağır metaller su kaynaklarına; asit yağmurlarıyla toprağa, toprağın bileşimindeki ağır metallerin çözmesi ve çözünen ağır metallerin ırmak, göl ve yer altı sularına ulaşmasıyla ya da endüstriyel atıklarla geçerler. Su kaynaklarına karışan ağır metaller seyrelererek katı bileşik (CO_3^{-2} , SO_4^{-2} , S^{-2}) oluştururlar, sonrasında su tabanına çöker, burada (sediment tabakası) zenginleşirler. Çöktükleri bu sediment tabakasında absorpsiyon kapasitesi sınırlı olduğundan sularda bulunan ağır metal konsantrasyonu sürekli olarak yükselir (Kahvecioğlu ve ark., 2002). Su ortamında bu metallerin

organizmalardaki doğal düzeyleri ve birikimleri farklıdır. Ağır metallerin ortamda birikim düzeyini çevre şartları ve alım potansiyeli etkiler.

Ağır metallerin yayılması ve ekosistemi kirletmesi doğal olaylardan ziyade antropojenik faaliyetlerden kaynaklanmaktadır. Sürekli ve kullanıma bağlı oluşan kirlilik sonucu çevrede ağır metal içeriği artmaktadır (Okcu ve ark., 2009). Ağır metaller suya, havaya ve toprağa yayılmaktadır. Havada bulunan ağır metaller besin zinciri canlılara ulaşır. Havadan aerosol olarak veya toz halinde solunarak akciğerlere ulaşırlar.

Antropojenik faaliyetler ile kirlenmenin yanı sıra kazalar sonucu da ağır metallerin ekolojik sisteme yayılımı önemli miktarlara ulaşabilmektedir. Ağır metallerin çevreyi kirletmesi ve çevrede birikmesinde etkili olan en önemli endüstriyel faaliyetler çimento üretimi, demir çelik sanayi, termik santraller, cam üretimi, çöp ve atık çamur yakma tesisleridir. Temel endüstrilerden atılan metal türleri Çizelge 2.1’de verilmiştir (Kahvecioğlu ve ark., 2002).

Çizelge 2.1. Temel endüstrilerden atılan metal türleri (Kahvecioğlu ve ark., 2002)

Endüstri	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Sn	Zn
Kağıt endüstrisi	-	+	+	+	+	-	-
Petro-kimya	+	+	-	+	-	+	+
Klor-alkali üretimi	+	+	+	+	+	-	+
Gübre sanayi	+	+	+	+	+	+	+
Demir-çelik sanayi	+	+	+	+	+	+	+
Enerji üretimi (termik)	+	+	+	+	+	+	+

Endüstrinin gelişmesi ile ağır metal salınımı artmış, canlılar üzerinde olumsuz etkilere neden olmuştur. Ağır metaller çevrede kalıcıdır ve canlı sistemlerde birikebilirler (Muchie ve Akpor, 2010; Lesmana ve ark., 2009). Ağır metaller biyobirikim özellikleri olduğu için tehlikeli maddelerdir. Biyobirikim, organizmalardaki kimyasal konsantrasyonun, doğadaki konsantrasyonuyla karşılaştırıldığında artması demektir. Biyobirikim maddelerinin bazıları canlılar (bitki-hayvan) için mikro besin maddesi (Fe, Cu, Zn, Mn, Mo, Ni) olabilir, bu maddeler kabul edilebilir sınırı aşmadığı sürece toksik etkiye neden olmazlar (Yıldız, 2004). Bazı ağır metaller (Zn, Fe, Cu, Mn gibi) bitki ve insan için iz miktarlarda mutlak gerekli olan metallerdir. Yüksek dozda bulunduklarında vücut için toksik hale gelebilir, bunun yanı sıra diğer iz elementlerin eksikliğine neden olabilirler (Farr, 2009).

Atıksu arıtma tesislerinde çeşitli biyolojik materyalleri kullanarak ağır metallerin giderilmesi ve kontrolünün sağlanması beklenmektedir. Belli konsantrasyonlarda ağır

metallerin canlılarda toksik etkiye neden olduğu belirlenmiştir. Atıksuda bulunan ağır metallerin yalnızca çevresel bir tehdit olmamakla beraber, mikrobiyal aktiviteyi de düşürebilen son derece tehlikeli bir durumdur. Mikrobiyolojik aktivitenin etkilenmesi biyolojik materyal kullanılarak uygulanan atıksu arıtma proseslerini de olumsuz etkilemektedir. Bunun yanında nitrifikasyon ve denitrifikasyon mekanizmalarını da etkileyerek organik bileşenlerin mikrobiyal oksidasyonunu azaltır. Atıksulardaki ağır metal kirliliği; arıtım sonrası oluşan çamur konsantrasyonu, pH, içeriğindeki metal türleri ve konsantrasyonları ile metal iyonlarının çözünürlüğü gibi faktörlere bağlıdır.

Atıksulardaki ağır metaller endüstriden ve evsel kanalizasyon sisteminden gelmektedir. Ağır metallerle kontamine olan atık suların BOİ değeri düşüktür. Genellikle asidik suda yaşayan canlılar için toksik, kendi kendine temizlenmede ve arıtımda etkili mikroorganizmaları için ise öldürücü nitelikte olan inorganik karakterli sulardır. Sularda kirliliğe neden olan ağır metal iyonları As, Hg, Pb, Cd, Ni, Fe, Cu, Zn ve radyoaktif elementlerdir.

Ağır metallerin etki etme durumu konsantrasyonuna bağlı olarak değişir. Ağır metaller belli konsantrasyonlarda toksik etki gösterirler. Ağır metallerin etkisi sadece konsantrasyonuna bağlı olmamakla beraber, canlı çeşidine ve metal içeriğine, çözünürlük değerine, kimyasal yapısına, indirgenme-yükseltgenme ve bağ oluşturma yeteneğine, vücuda absorbe edilme şekline, çevre şartlarına, pH değeri gibi yapısal özelliklerine bağlıdır. Bu nedenle gıda maddelerinin içerebileceği ağır metal değerleri sınırlandırılmış ve resmi kuruluşlar tarafından düzenli olarak kontrol edilmesi zorunlu kılınmıştır.

2.2. Ağır Metallerin Kaynakları

Ağır metallerin başlıca kaynakları; tarımda kullanılan gübreler, doğadaki bazı anataşlar, biyositler, kanalizasyon atıkları, atıksular, kentsel atıklar, motorlu araçların egzoz gazları ve madencilik faaliyetleridir. Ağır metal ile kontamine olmuş atıksu kaynakları başlıca üç grupta toplanmaktadır. Maden endüstrisi Ca, Mg, Fe ve düşük derişimlerde Al, Mn ve diğer ağır metal iyonlarını içerir. Metal endüstrisi, metal kaplama-işleme gibi endüstrilerin çeşitli fiziksel ve kimyasal işlemleri ağır metal içermektedir. Sanayi tesisleri, en fazla ağır metal kirliliği içeren atıksulardır. Otomobil, elektrik, mutfak ve ev eşyaları üreten sanayi tesisleri, boya endüstrilerinin atıksuları bu gruba girmektedir.

Ni metalinin atom numarası 28'dir. Parlak, gümüşümsü, sert bir ferromanyetiktir. Doğada çok düşük seviyede bulunan bir elementtir. Çalışma ortamında toz olarak havada

kabul edilebilir değerler; Ni bazında 0.015 mg/m³ iken, Ni(CO)₄ için 0.007 mg/m³'tür. Günlük Ni alınınının yarısı ekmek, içecek ve tahılların tüketilmesinden kaynaklanmaktadır. Ni organik formu inorganik formundan daha zehirleyicidir. Ni kullanım alanı paslanmaz elik, Cu-Ni alaşımları, diğer korozyona dayanıklı alaşım retimleridir. Havadaki Ni metaline uzun süre maruziyette insan sağlığını olumsuz etkiler. Ni madencilik, yakıtların ve kentsel atıkların yakılması ile atmosfere yayılmaktadır. Bunun yanısıra sigarada da (0–0.51 µg/sigara) bulunmaktadır. Ni elementi toprakta eser miktarda bulunur. Yer kabuğında bulunması bakımından 24. sırada olan Ni elementini ortalama yoğunluğu %0,008'dir. Toprakta bulunan Ni miktarı 100 mg/kg değerini aştığında toksik etkiye neden olmaktadır (Yıldız, 2001). Bitkiler absorbe ederek Ni elementini bünyelerine alır, bunun yanı sıra ekolojik döngüyle de canlının vücutlarına Ni alımı yüksektir.

Zn metalinin atom numarası 30'dur. Mavimsi açık gri renkli, kırılgan yapılı bir metaldir. Kaynama sıcaklığı düşüktür. Zn metali, diğer ağır metallerle karşılaştırıldığında toksik etkisi daha düşüktür. Toprakta Zn konsantrasyonunu toprağın pH'ı, içeriği ve tipi gibi faktörler etkilemektedir (Karaağıl, 2013). Zn yaygın olarak alaşımlarda ve metal kaplama sanayisinde kullanılır. Zn tüketilen metaller arasında 4. sırada yer almaktadır (Fe, Al ve Cu'dan sonra). Zn otomobil, kozmetik, vernik, kauçuk, mürekkep, karbon kağıtları, boya maddeleri, silgi ve muşamba, cam, televizyon ekranları, kuru pil ve elektrik ekipmanlarının üretimi için gereklidir. Tarımda mikro besin gübresi olarak kullanılır, bunun yanı sıra ahşap koruyucu ve insektisit olarak da kullanılmaktadır. Toprakta toplam Zn genellikle 10-300 mg/kg arası değer almaktadır. Zn metali yüksek konsantrasyonlara ulaştığı zaman toksik bir hal almaktadır. Zn, genellikle bitki köklerinde bulunur, suda çözünen formu bitki için uygundur (Okcu ve ark., 2009).

2.3. Ağır Metallerin İnsan Sağlığına Etkileri

Ni bileşiklerinin solunması sonucunda solunum sisteminde anormal fonksiyonlar oluşur. Ni fazla sürede maruziyette oluşan başılcı sağlık riski solunum sistemi kanserleridir. Astım ve gırtlak kanseri de Ni metaline maruziyet sınır değerleri aşıldığında görülebilmektedir. Ni elementi ile kirlenmiş ortama deriyle temas edildiğinde de Ni maruz kalınabilir. Maruziyet sonucu deriyle absorbe edilmesi sonucu alerjik deri hastalıkları ortaya çıkar. Ni içeren takı kullanımında deride olumsuz etkiler meydana gelebilmektedir (zkan, 2009).

Zn kronik yorgunluk ve vertigoya neden olmaktadır. Ağır metaller belirli bir sınır değeri aştığında toksik etki göstermektedir. Çizelge 2.2’de ağır metaller, sınır değerleri ve insan sağlığına olumsuz - toksik etkileri gösterilmektedir (Güneş, 2020).

Çizelge 2.2. Ağır metaller insan sağlığına etkileri (Güneş, 2020).

Ağır metal	EPA (ppm)	Toksik Etkisi
Ag	0,10	Cilt ve diğer dokularının gri rengini almasına, solunum problemlerine, akciğer ve boğaz tahrişine ve mide ağrısına sebep olabilir.
As	0,01	Oksidatif fosforilasyon ve ATP sentezi gibi temel hücresel süreçleri etkiler.
Cd	5,0	Kansere ve mutasyona sebep olur, akciğer ve kalsiyum regülasyonunu etkiler.
Cr	0,1	Saç dökülmesine sebep olur.
Cu	1,3	Beyin ve böbrek hasarına, karaciğer sirozuna, kronik anemi ve mide ve bağırsak tahrişine sebep olur.
Hg	2,0	Otoimmün hastalıkları, saç dökülmesi, depresyon, hafıza kaybı, uykusuzluk, beyin hasarı, akciğer ve böbrek yetmezliği şikayetlerine sebep olur.
Ni	0,2	Alerji temelli cilt hastalıklarına, akciğer kanserine, saç kaybına neden olur.
Pb	15	Çocuklarda gelişimin baskılanmasına, zeka geriliğine kısa süreli hafıza kaybına, öğrenme ve koordinasyonda yetersizliğe ve kalp damar rahatsızlıklarına sebep olur.
Zn	0,5	Kronik yorgunluk ve vertigoya neden olur.
Ba	2,0	Kalp rahatsızlıklarına, solunum yetmezliğine, kas seğirmesi ve yüksek tansiyona sebep olur.
Se	0,6	Sindirim sistemi rahatsızlıklarına ve karaciğer hastalıklarına sebep olur.

Ağır metaller maruziyet süresi ve toksisite sınır değerlerine göre neden olduğu olumsuz etki düzeyi değişmektedir. İnsan vücuduna ciddi hasarlar verebilmektedir. Çizelge 2.3’de ağır metallerin insan vücuduna etkileri görülmektedir (Siegel, 2002).

Çizelge 2.3. Ağır metallerin vücuttaki sistem ve organlar üzerindeki etkileri (Siegel, 2002)

Ağır Metaller	Sistem/organ	Ağır metal etkisi
Hg, Pb	Merkezi Sinir Sistemi	Beyinde tahribat, nörolojik fonksiyonların azalması
Cd	Böbrek	Glomerular tahribat
Hg, As	Üreme Sistemi	Çocuk düşürme
Pb, Cd, As	Kan Dolaşımı	Kan hücresi üretimi azalması, hafif anemi (kan eksikliği), anemi
Cd, As, Hg, Zn	Solunum Sistemi	Afnizem, hücre aralarındaki lifli bağ dokunun artması, bronşit etkileri, solunum yolları iltihabı
Cu		Akut zehirlenmeler
Hg, Cu	Beyin	Deformasyon
As	Karaciğer	Siroz
Cd	Akciğer	Kanser
As	Cilt	Kanser
Cd, Se, Zn	İskelet Sistemi	Osteomoloz, dişlerde çürüme, adele, eklem ağrıları
Cd, As	Kromozom	Kromozomal bozukluk

2.4. Ağır Metallerin Ölçüm Yöntemleri

Ağır metal varlığı ve miktarlarının analizinde pek çok yöntem kullanılmaktadır. Doğru yöntemin seçiminde kesinlik, duyarlılık, seçicilik gibi sayısal etmenler göz önüne alınmalıdır. Ağır metaller UV spektrofotometre, atomik absorpsiyon spektrofotometresi, indüktif eşleşmiş plazma kütle spektrometresi gibi cihazlar ile ölçülmektedir.

Ultraviyole ve görünür ışık (UV-Vis) absorpsiyon spektroskopisi çalışma prensibi, bir ışın demetinin örnek yüzeyden yansıtılıp ışık şiddetinin azalması esasına dayanır. Su ve çevre, jeokimyasal, biyokimyasal ve gıda analizlerinde kullanılır. İndüktif eşleşmiş plazma-kütle spektrometresi (ICP-MS) çalışma prensibi, örneğin yüksek sıcaklıktaki plazmaya çoğunlukla Ar elementi gönderilip moleküler bağların kırılması ve içindeki atomların iyonlaştırılması esasına dayanır. Su ve çevre, hidrojeoloji, jeokimya, jeoloji, petrokimya, gıda analizlerinde kullanılır.

Atomik absorpsiyon spektroskopisi (AAS) çalışma prensibi, yüksek sıcaklık ve gaz halde bulunan element atomlarının elektromanyetik ışınları absorbe etmesi esasına dayanır. Absorbe edilen elektromanyetik ışınlar çoğunlukla mor ötesi ve görünür ışınlardır. Analiz yapılabilmesi için element önce nötr olmalı, sonra buhar haline gelmeli ve kaynaktan gelen elektromanyetik ışın demetinin yoluna dağılmalıdır. Analiz edilen elementi içeren bir bileşik çözeltinin sis halinde yüksek sıcaklıkta alev içine püskürtülmesi ya da elementi bileşik olarak içeren örneğin C numune kabına koyularak kabın elektrik arkıyla akkor haline getirilmesi işlemi gerçekleştirilir. Eser miktarda bulunan elementlerin kantitatif analiz ile tayininde kullanılan bir cihazdır. Analiz tekniklerinden (alevli, grafit) miktar tayini yapılacak elementin cinsine ve miktarına bakılarak uygun olan teknik seçilir, analiz yapılır. Su ve çevre, jeokimyasal, gıda ve metalurjik analizlerde kullanılır.

2.5. Atıksu Tanımı ve Özellikleri

Atıksuyun oluşumunu sanayileşmenin hızlanması, nüfus yoğunluğunun ve yaşam kalitesinin artması, evsel, endüstriyel ve tarımsal faaliyetler etkilemektedir (Ağca, 1998). Atıksuyun birçok tanımı bulunmaktadır. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde (2004) atıksular “Evsel, endüstriyel, tarımsal ve diğer kullanımlar sonucunda kirlenmiş veya özellikleri kısmen ya da tamamen değişmiş sular ile maden ocakları ve cevher hazırlama tesislerinden kaynaklanan sular, yapılaşmış kaplamalı ve kaplamasız bölgelerinden

cadde, otopark ve benzeri alanlardan yağışların yüzey veya yüzey altı akışa dönüşmesi sonucunda oluşan sulardır” şeklinde tanımlanmaktadır. Atıksular, konutlar, kurumlar, ticari ve endüstriyel kuruluşlardan çıkan su ve suyla taşınan atıklarla birlikte yağmur sularının bileşimi olarak tanımlanabilmektedir (George ve ark., 2003). Tüm yapılan bu tanımlamalardan yola çıkarak genel olarak atıksuları, evsel, endüstriyel, tarımsal vb. faaliyetler sonucunda fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri değişime uğramış olan sular şeklinde tanımlamak mümkündür. Bunlarla birlikte atıksular, evsel ve endüstriyel nitelikli ve yağmur suları olarak sınıflandırılmaktadır.

Atıksularda yer alan başlıca organik bileşikler yağlar, proteinler, karbonhidratlar, üre ve petrol artıklarıdır. Deterjanlar (süfaktanlar), zirai ilaçlar (pestisitler) ve fenoller gibi yapay organik maddeler de atıksuların bünyesinde bulunmaktadır. Atıksuların çeşitlerinin ve kaynağının tespiti, alıcı ortama verilen suyun arıtma yönteminin de belirleyicisi olmasından dolayı büyük önem arz etmektedir.

Evsel nitelikli atıksular, koloidal ve çözünmüş halde bulunan organik ve inorganik maddeler içermektedir. Atıksuların özellikleri çevre şartlarına ve çevresel koşullara göre değişebilmektedir. Atıksular çok büyük oranda N-P gibi besin elementlerinden ve mikroorganizmalardan meydana gelmektedir. Çabuk bozulabilen maddelerdir ve kanalizasyon kanallarından akarken dahi biyolojik bozulmaya uğrayabilirler. Bozulmalar sonucunda zamanla atık suyun bazı özellikleri de değişebilir (Öztürk ve ark., 2005).

Endüstriyel nitelikli atıksular, endüstri türüne göre farklı özellikler gösterebilmektedir. Endüstriyel atıksular küçük sanayi sitelerinden, imalathanelerden, atölyelerden, tamirhanelerden ve organize sanayi bölgelerinden kaynaklanan proses ve yıkama sulardır. Endüstriyel nitelikli atıksuyun yapısını, endüstride kullanılan hammadde, üretim sırasında ortaya çıkan yan ürünler ile üretilen son üründe bulunan bileşenler belirler. Endüstriyel nitelikli atıksuyun karakteri miktarı, üretim tipine, takvimine göre oldukça değişkenlik gösterir. Endüstriyel nitelikli atık suyun özellikleri, evsel nitelikli atık suyun özelliklerine kıyasla oldukça fazla değişkendir. Endüstri dalları, kendi içerisinde elde edilen atık suların özelliklerine göre sınıflandırılabilir. Endüstriyel atıksular ayrışmaz, güç ayrışabilir türden maddeleri, zehirli bileşenleri içerir. Bu yüzden alıcı ortama boşaltılmalarının etkisi çok daha olumsuz ve kalıcı olabilmektedir. Toksik maddeler canlıların metabolik faaliyetlerini etkileyerek insan sağlığını tehdit edebilmektedir. En çok kirlilik oluşturan endüstriler genellikle tekstil, deri sanayi, kimya sanayi, petrokimya, gübre sanayi, kâğıt sanayi, eczacılık ve madencilik sektörü şeklinde gösterilebilir.

Atıksularda bulunan kimyasal ve organik maddeler çözünmüş oksijenin azalmasına neden olur. Çözünmüş oksijen azalmasıyla sudaki canlıların ölüm oranı artar, bununla birlikte ekolojik denge bozulur. Çözünmüş oksijeni azalan sular koyu renkli ve pis kokuludur. Tarımda kullanılan gübreler, yağmur gibi doğal etkenlerle sulara karışmaktadır. Kullanılan gübrelerden yüksek miktarda NO_3^- ve PO_4^{3-} içerenler suya karıştığında suda yosunların daha fazla üremesine neden olur, bunun sonucunda yosunlar diğer canlılardan daha fazla O_2 kullanmaya başlar ve bu durum diğer canlılar için tehdit oluşturur. Hayvanların su kirliliğinden etkilenmesine yeme-içme sonucu aldıkları kirletici maddeler, buna ek olarak su canlılarının yaşadıkları su ortamındaki kirlenme neden olmaktadır. Kirli suları kullanması sonucu olumsuz etki görmüş hayvanlardan elde edilen ürünlerin insanlar tarafından tüketilmesiyle dolaylı olarak insanlarda su kirliliğinden etkilenmektedir. Su kirliliği, çevre şartlarında ve doğal yaşamda değişikliğe yol açar.

Kirlenmiş topraktan yağışla aracılığıyla toprak altına sızan sular, topraktan bitkilerin kökleri ile alınarak bitkilere zarar vermektedir. Bitkilerin fiziksel ve kimyasal olarak kirlenmesiyle verim düşer, hatta bitkide kuruma meydana gelir. Arıtılmadan deşarj edilen suların tarımsal faaliyetlerde kullanımı toprağın kirlenmesine neden olmaktadır, sudaki maddeler toprağın kimyasal ve biyolojik koşullarını olumsuz yönde etkiler, ürünlerde kalite ve veriminin azalmasına neden olur, zamanla bu topraklarda çoraklaşma meydana gelir. Ortam şartlarına, arıtılacak kirliliğe uygun arıtma tesisi projelendirilmesi, işletilmesi çevresel şartları ve doğal yaşamı korumada son derece önemlidir. Hedeflenen arıtım gerçekleştiğinde kirlilik azalacak, canlılar olumsuz etkilerden korunacak ve yaşam kalitesi artacaktır. İhtiyaç ve beklentilere uygun arıtma tesisi planlama arıtım işleminin veriminde son derece büyük önem arz etmektedir. Gerekli düzenlenmeler yapılmadığı takdirde arıtma tesisleri faydasının yanı sıra çeşitli sorunlar da doğurabilmektedir.

Atıksu arıtma tesislerinde arıtma işleminin uygunluğu sağlanamadığı takdirde çevrede; atıksuyun sızma riski, koku, arıtılan suyun kalitesi, arıtım sonucu oluşan çamurlar ve arıtılan suyun deşarj edileceği ortam gibi etmenlerde çeşitli tehlikeler barındırabilir. Atıksuların içindeki kirletici maddeler (metal, katı madde, kimyasal, organik, inorganik madde vs.) gerekli şekilde giderilmeli, belli standartları sağlamalıdır. Örneğin metaller belirli limitin üzerinde toksik özellik kazanmaktadır. Toksik özellikteki metallerin pek çok olumsuz etkiye neden olmaktadır. Bu nedenle toksisitelerinin sınır değerleri belirlenmiş, aşılması durumunda olası problemlere neden olabilecek standartların değerleri belirlenmiştir. Çizelge 2.4’de ağır metaller ve toksik sınır değerleri verilmiştir (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği, 2004; EPA, 2003; TSE, 266; WHO, 2004).

Çizelge 2.4. TSE, WHO ve ABD Çevre Koruma Ajansına göre toksik maddelerin sınır değerleri (mg/L) (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği, 2004; EPA, 2003; TSE, 266; WHO, 2004).

Parametre	Türk Standartları TSE 266	Dünya Sağlık Örgütü (WHO)	ABD Çevre Koruma Ajansı (US EPA)
Cd	0,01	0,01	0,01
Cr (toplam)	0,05	0,05	0,05
Ba	1,00	1,00	1,00
Co	0,01	0,01	0,01
Zn	5,00	-	5,00
Ni	0,02	0,02	0,02
Se	-	0,01	0,01
B	0,3	0,30	0,30
Pb	0,05	0,05	0,05
Cu	3,00	-	-
As	0,01	0,01	0,01
Fe	0,3	0,10	0,30
pH	6,5-9,2	6,5-8,5	6,5-8,5

Atıksu tipine ve konsantrasyonuna göre içerisinde bulunan parametrelerin miktarı değişmektedir. Evsel atıksu için miktarlar aşağıda (Çizelge 2.5) verilmiştir (Atıksu Arıtma Tesisleri Tasarım Rehberi, 2013).

Çizelge 2.5. Evsel atıksudaki tipik metal içerikleri (Atıksu Arıtma Tesisleri Tasarım Rehberi, 2013)

Parametreler	Farklı atıksu tiplerindeki konsantrasyon (mg/m ³)			
	Konsantre	Ortalama	Seyreltik	Çok seyreltik
Al	1000	650	400	250
As	5	3	2	1
Cd	4	2	2	1
Cr	40	25	15	10
Co	2	1	1	0,5
Cu	100	70	40	30
Fe	1500	1000	600	400
Pb	80	65	30	25
Mn	150	100	60	40
Hg	3	2	1	1
Ni	40	25	15	10
Ag	10	7	4	3
Zn	300	200	130	80

2.6. Atıksu Arıtma Prosesleri

Analiz edilen parametreler için uygun atıksu arıtma proseslerinin seçiminin bağlı olduğu kriterler; atıksu karakteri, çıkış suyu kalitesi, maliyetidir. Atıksu karakteri kirleticinin formunu, toksisitesini içermelidir. Çıkış suyu kalitesi toksisite tayini gibi istenebilecek deşarj kısıtlamalarını içermelidir. Atıksu arıtma problemi için mevcut yer ve maliyet kullanılarak istenen arıtma verimine ulaşmada bir veya daha fazla arıtım

kombinasyonu gerekebilmektedir. En ekonomik proses tasarımı belirlemek için tasarımdan önce fizibilite analizi yapılmalıdır.

Atıksu arıtım yöntemlerini 3 ana grupta toplamak mümkündür. Fiziksel arıtma prosesleriyle, yüzebilen/çöktürülebilen tanecikler ayrılır; kimyasal arıtma prosesleri ile çözünmüş/koloidal tanecikler pıhtılaştırılıp yumaklaştırılarak çökebilir forma getirilir; biyolojik arıtma prosesleri ile ise çözünmüş maddeler çökelebilen yumaklara, mikroorganizmaların enerji elde etmek için yaptığı solunum sırasında oluşan gazlara ve diğer stabilize olmuş ürünlere dönüşebilmektedir. Bunlara ek olarak atıksuların kalitesini arttırmak ve kimyasal-biyolojik yöntemlerle giderilemeyen kirleticileri gidermek için ileri arıtma teknikleri uygulanır.

Mekanik arıtmada ızgara, kum tutucu ve ön çökelme proseslerinde yapılan ön işlemler sonrasında, biyolojik ve kimyasal arıtma prosesleri uygulanabilir. Fiziksel arıtma proseslerinde, atıksudaki kirletici maddeler fiziksel işlemlerle atıksudan alınır. Uygulanan prosesler ızgara, elek, kum tutucu, yüzdürme sistem, çöktürme ve dengeleme havuzlarıdır.

Kimyasal arıtma prosesleri, kirliliğe neden olan maddenin fiziksel durumunu kimyasal ilavesiyle değiştirerek çökelmelerini sağlamak üzere uygulanan arıtma prosesleridir. Kimyasal arıtmada, pH'ı ayarlanan atıksuya kimyasal maddeler (koagülant ve polielektrolit vb.) ilavesiyle çökebilen maddeler çökeltirilir, çamur haline gelir ve sudan ayrılır. Uygulamaları; nötralizasyon, koagülasyon, flokülasyon (yumaklaştırma), hızlı karıştırma, yavaş karıştırma ve çöktürme havuzları bu prosesler birbirinden ayrı/beraber (birleşik) dizayn edilerek kullanılır.

Biyolojik arıtma proseslerinde, suda yaşayan organizmalar ağır metalleri ve radyoaktif elementleri bünyelerine alabilmektedir. Mikroorganizmalar bu sayede kirlenmiş sularda yer alan zararlı metal iyonlarının giderilmesinde kullanılabilmektedir. Ağır metallerin adsorplanmasında ve temizlenmesinde alg, bakteri ve mayalar kullanılabilmektedir. İleri arıtma prosesleri, biyolojik arıtma prosesinden çıkan atıksuyun kalitesini iyileştirmek için kullanılmaktadır. Uygulamaları; N ve P giderimi, filtrasyon, dezenfeksiyon, iyon değiştirme, UF, RO, kimyasal çöktürme ve adsorpsiyon uygulanır.

Ağır metal arıtımında alternatif olarak adsorbanlar kullanılmaktadır (Leung ve ark., 2000). Ağır metal arıtımında membranla ayırma işlemleri de sıklıkla kullanılmaktadır, UF, NF ve RO gibi filtrasyonun değişik tipleri vardır (Kurniawan ve ark., 2006). Bunların yanı sıra elektrodializ gibi elektroarıtmalar da ağır metal gideriminde kullanımı bulunmaktadır (Pedersen, 2003).

Çoğunlukla atıksulardan ağır metal gideriminde kullanılan teknik kimyasal çöktürmedir. Kimyasal çöktürmede atıksuda çözünen metal iyonları, pH (9-11) ayarlanarak çökelmeye yardımcı kimyasal ilavesiyle çözünemeyen katı hale dönüştürülürler (Doyle ve Zhendong, 2003; Pansını ve ark., 1991). Ağır metaller atıksuda düşük pH değerlerinde çözünür forma geçer. Kimyasal reaksiyonun gerçekleşebilmesi için gereken hidrolik bekleme süresi sağlanmalıdır. Kimyasal çöktürme ile ağır metallerin giderimi yönteminin işletmesi basittir, dezavantajı ise çökelme işleminin gerçekleşmesi sonucunda aşırı miktarda çamur oluşmasıdır (Yang ve ark., 2001; Wingelfender ve ark., 2005). Oluşan arıtma çamurlarındaki ağır metal konsantrasyonu yüksek olabilir, tehlikeli atık olma ihtimalleri yüksektir; özel olarak bertaraf edilmesi gereklidir, ekstra maliyetlidir.

Ağır metal giderim metotlarından biri de iyon değiştirme metodudur. İyon değiştirici kullanılarak ağır metallerin gideriminde, arıtma işlemi sonucunda çamur oluşmaması önemli bir avantajdır. İyon değiştirme işlemi ile inorganik madde içerikli atıksulardan önemli ağır metalleri geri kazanmak mümkündür, uygun çözeltiler kullanılarak daha yoğun formdaki ortamda geri kazanılabilirler (Vigneswaran ve ark., 2004; Rengaraj ve ark., 2003; Barakat, 2010).

Endüstriyel atıksudan ağır metalleri gidermede kullanılan bir diğer teknik de pıhtılaştırma-yumaklaştırma tekniğidir. Pıhtılaştırma- yumaklaştırma ile atıksudaki AKM ilk olarak kararsız forma getirilir, partikül boyutunu arttırmak için yumaklaştırma işlemi gerçekleştirilir ve elde edilen yumaklar çöktürülerek ortamdan uzaklaştırılır (Shammas ve ark., 2004), az miktarda çamur elde edilir. Çamuru susuzlaştırmak çöktürme işlemi ile daha kolaydır. Pıhtılaştırma-yumaklaştırma işlemi sonucu oluşan çamur tehlikeli atık olabilmektedir, özel olarak bertarafı edilmesi gerekir, çamur içindeki ağır metaller gideriminden sonrasında standart bertarafı gerçekleştirilebilir. Gerekli ve yeterli arıtımı sağlanmayan atıksular alıcı ortama deşarj edilmemelidir. Atıksu arıtımı sonucu oluşan çamurda metal içerikleri çizelgede verilmiştir (Çizelge 2.6) (Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği, 2010).

Çizelge 2.6. Atıksu çamurlarının metal içerikleri (Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği, 2010)

Kuru katılar (mg/kg)		
Metal	Aralık	Medyan
As	1.1-230	10
Cd	1-3410	10
Cr	10-99000	500
Co	11.3-2490	30
Cu	84-17000	800
Fe	1000-154000	17000
Pb	13-26000	500
Mn	32-9870	260
Hg	0.6-56	6
Mo	0.1-214	4
Ni	2-5300	80
Se	1.7-17.2	5
Sn	2.6-329	14
Zn	101-49000	1700

Ağır metal gideriminde uygulanan elektrokimyasal teknikler; elektrokimyasal çöktürme, elektrodiyaliz, membran elektrolizdir. Elektrodiyaliz, çözeltideki iyonların elektrik yardımı ile iyon değiştiricilerden geçirilmesi esaslı membranla ayırma tekniğidir (Bruggen ve Vandecasteele, 2002). Membran elektroliz tekniği metal kaplama sanayide oluşan atıksudan metal kirleticileri uzaklaştırmada kullanılmaktadır (Janssen ve Koene, 2002). Elektrokimyasal çöktürme, atıksulardan ağır metallerin gideriminde elektriksel potansiyelin kullanıldığı konvansiyonel kimyasal çöktürme işlemidir (Subbaiah ve ark., 2002).

Ağır metallerle kirlenmiş atıksuların arıtımında kullanılan bir diğer teknik olan adsorpsiyon işlemi kütle transferi esaslıdır, fiziksel/kimyasal etkileşimle sıvıdan/katı fazın yüzeyine bağlanır (Kurniawan ve Babel, 2003). Ağır metallerin inorganik kirleticilerden gideriminde aktif C kullanımı da mümkündür. Geniş yüzeye uygulanabilirliği, sahip olduğu yüksek adsorplama kapasitesi ve yüzey reaktiviteleri nedeniyle kullanılabilen bir tekniktir (Monser ve Adhoum, 2002; Ramos ve ark., 2002). Su ortamından ağır metal gideriminde hidrojeller de kullanılmaktadır. Biyosorpsiyon su ortamdan metal iyonlarının biyokütle ile kullanılarak uzaklaştırılmasıdır.

Arıtılacak ortam, giderilecek kirletici türü, miktarı, maliyeti ve hedeflenen deşarj standartları gibi faktörlere bakılarak uygun arıtma türü ve prosesleri seçilmelidir. Çizelge 2.7’de metal giderme yöntemlerinin avantaj-dezavantajları verilmiştir (İleri, 2000). En sık kullanılan metal giderim yöntemlerinin yanı sıra daha çevreci, daha az maliyetli alternatif arıtma metotları geliştirilmektedir.

Çizelge 2.7. Metal giderme yöntemleri ile bu yöntemlerin avantaj ve dezavantajları (İleri, 2000)

Metot	Avantaj	Dezavantaj
Kimyasal çöktürme ve filtrasyon	Basit, ucuz	Yüksek konsantrasyonlarda zor ayrılma, etkin değil, atık çamur oluşumu.
Elektrokimyasal yöntemler	Metali geri elde etme	Pahalı olması, sadece yüksek konsantrasyonlarda etkin olması.
Kimyasal oksidasyon ve indirgenme	İnaktivasyon	Ortam hassasiyeti
İyon değişimi	Etkin arıtım ve saf atık metalin geri kazanımı	Partiküllere hassas ve reçinelerin pahalı olması
Buharlaştırma	Saf atık elde etme	Tüm metaller için uygulanması
Ters osmoz	Geri dönüşüm için saf atık eldesi	Fazla enerji gereksinimi, pahalı olması, atık çamur oluşumu
Adsorpsiyon	Sorbentlerde aktif C kullanımı	Yüksek basınç, membran boyutu, pahalı olması

2.7. Fitoremediasyon ile Atıksudan Ağır Metal Giderme Yöntemleri

Toksik metal ile kontamine alanların iyileştirmede (remediasyon) kullanılan arıtım yöntemleri maliyeti yüksek olmaktadır. Toksik metalin arıtımı için fiziksel ve kimyasal uygulamaların yerine biyolojik materyallerin kullanımının etkili olduğu görülmüştür. Fitoremediasyon bitkilerin toprak, su veya diğer kontamine olmuş ortamlardaki toksik maddelerin uzaklaştırılmasında kullanılan uygun maliyetli bir yöntemdir (Gomes, 2012). Su altındaki bitkiler, ağır metal biriktirebilme yeteneği daha fazla olduğundan su ortamındaki ağır metal kirliliğinin gideriminde daha faydalı olduğu gözlemlenmiştir. Fitoremediasyon yönteminde sucul bitkiler (biyoindikatör) çevresel koşulların ve çevresel oluşum derecesinin nitel ve nicel olarak değerlendirilmesinde kullanılır (Zhou ve ark., 2008; Radziemska ve ark., 2019).

Fitoremediasyonun avantajları yerinde arıtım sağlaması ve ekstra enerjiye gerektirmemesidir. Bunların yanı sıra fitoremediasyon yöntemi doğal kaynakları korur ve kabul edilebilirdir. Fitoremediasyonun dezavantajı ise sedimentte, toprak ve suda yalnızca sığ bölgelerde arıtım sağlayabilmesi, çok ağır düzeylerde kirlenmiş alanlarda bitkilerin etkinliğini göstermesinin uzun zaman almasıdır, bu yüzden az kirli alanlarda kullanılır. Metodun uygulanabilirliği kullanılan makrofitin kök derinlikleri ve uygulandığı ortamın iklim değişikliğiyle sınırlıdır, doğal dengeyi bozma ihtimali olan bitkilerin bu amaçla kullanılması biyolojik çeşitliliği olumsuz yönde etkileyebilir. Fitoremediasyon metodunun gerçekleştirilmesi sırasında bitki bünyesindeki toksik maddelerin değişimini izlemek oldukça zordur.

Fitoremediasyon bitki temel alınarak uygulanan arıtma teknolojisidir. Bitki kullanılarak kirlilik oluşturan organik ve inorganik maddeler bertaraf edilebilir. Klasik fizikokimyasal arıtma teknikleri aşırı kirli suların arıtımlarında kullanılan yöntemlerdir, az kirli, kirleticilerin yapay ve dağınık olduğu kirliliğin geniş alana yayıldığı ortamlarda arıtım gerçekleştirebilmek için yeterince uygun olmayan tekniklerdir (Rulkens ve ark., 1998). Fitoremediasyon çalışmalarında ise kirli alanların genişliği veya dağınıklığı dezavantaj oluşturmamaktadır. Yeşil ıslahın (fitoremediasyon) klasik arıtma yöntemlerine kıyasla az maliyetli, çevresel ve teknik şartları bakımından avantajlı düşünülmektedir (Mcintyre, 2003). Fitoremediasyon, kirleticilerin bitkilerin akümüle edebilme yeteneği ile kirliliği gidermesi işlemine genel olarak verilen addır.

Fitoremediasyon adı altında farklı tipte bitki ile iyileştirme yöntemleri yer almaktadır. Fitoekstraksiyon, rizofiltrasyon fitostabilizasyon, fitovolatilizasyon, fitotransformasyon, fitodegradasyon, rizodegradasyon, hidrolik kontrol, vejetatif örtü sistemleri ve kıyı tampon şeritleri olarak sınıflandırmaktadır. Her biri farklı ortamlarda ve amaçlar için kullanılabilir. Fitoekstraksiyon (bitkisel özümleme); bitki kökleri ile kirleticilerin alınması, toprak üstünde biriktirilmesi ve bitkilerin hasat edilerek yok edilmesidir (Padmavathiamma ve Li, 2007; Baker ve Reeves, 1994). Rizofiltrasyon (köklerle süzme); bitki kökleriyle sıvı ortamdan fazla miktardaki besin elementlerinin/metal kirleticilerin alınmasıdır (Dushenkov ve Kapulnik, 2000). Fitostabilizasyon (köklerle sabitleme); erozyonu önlenmek, kirleticilerin yeraltı sularına sızmasını engellemek ve toprakla direkt teması önlenmek için toprak yüzeyinin bitki ile örtülmesidir (Bert ve ark., 2005; Rock ve ark., 2000).

Fitovolatilizasyon (bitkisel buharlaştırma); toprakta bazı metalleri gidermede kullanılır, bitkiler tarafından metalleri absorbe eder ve daha az uçucu formlara dönüştürür. Fitotransformasyon–fitodegradasyon (bitkilerde bozunum); fitotransformasyon olarak da bilinen fitodegradasyon, bitki dokularında kirleticilerin metabolize edilmesi işlemiyle organik kirleticilerin parçalanmasıdır. Rizodegradasyon (köklerle bozunum); organik kirleticilerin mikroorganizma faaliyetleri sonucu kök bölgesinde ayrışmasıdır. Hidrolik kontrol; yer altı/yüzey sularında kirletici maddelerin bitki kullanılarak birikmesini ve taşınmasını engellemek/kontrol altında tutmaktır.

Vejetatif örtü sistemleri (suyun toprak altındaki kirleticiye ulaşımının bitki tarafından engellenmesi); kendiliğinden yetişen bitki ile kirliliğin kontrol altına alınmasıdır (Rock ve ark., 2000; Söğüt ve ark., 2002). Kıyı tampon şeritleri (kirleticilerin su ile dere vb. akarsulara taşınmasının engellenmesi); yeraltı/yüzeysel sularda bulunan

kirleticilerin gideriminde akıntı boyunca, akarsuların kıyılarına, şeritler halinde uygun bitkilerin ekilmesi işlemidir.

Uygulanacak fitoremediasyon teknolojisi seçilirken; ortam seçiminde su veya toprak ortam içeriğine, kirliliğine ve kirletici miktarına bakılmalı, kullanılacak bitki seçiminde ise, kirli alandaki kirleticilerden zarar görmeden sağlıklı bir şekilde yetişebilecek şekilde olmalıdır (Hussein ve ark., 2004). Fitoremediasyon teknolojileri uygulaması; süreç hedefi, ortam, giderilen kirleticiler ve giderimde kullanılan bitkiler hakkında bilgi verilmiştir (Çizelge 2.8) (Hamutoğlu ve ark., 2012) .

Çizelge 2.8. Fitoremediasyon teknolojileri (Hamutoğlu ve ark., 2012)

Mekanizma	Süreç hedefi	Ortam	Kirleticiler	Bitkiler
Fitoekstraksiyon	Kirletici alma ve uzaklaştırma	Toprak, sediment ve çamur	Metaller, metalloidler ve radyonükleidler	<i>Hindistan hardalı, ayçiçeği, hibrit kavaklar</i>
Rizofiltrasyon	Kirletici alma ve uzaklaştırma	Yüzey ve yer altı suyu	Metaller, radyonükleidler	<i>Ayçiçeği, hindistan hardalı, su sümbülü</i>
Fitostabilizasyon	Kirletici etkisizleştirme	Toprak, sediment ve çamur	As, Cd, Cr, Cu, Hs, Pb, Zn	<i>Hindistan hardalı, hibrit kavaklar, çimler</i>
Rizodegradasyon	Kirletici giderme	Toprak, yer altı suyu	Organik bileşikler	<i>Kırmızı dut, çimler</i>
Fitodegradasyon	Kirletici giderme	Toprak, sediment ve çamur, yer altı suyu, yüzey suyu	Organik bileşikler, ClO_3^- çözücüler, herbisitler, fenoller	<i>Alg, hibrit kavaklar, siyah söğüt, servi</i>
Fitovolatilizasyon	Kirleticiyi buharlaştırma	Toprak, sediment ve çamur, yer altı suyu	ClO_3^- çözücüler, bazı inorganikler (Se, Hg, As)	<i>Kavaklar, yonca, hindistan hardalı</i>
Hidrolik kontrol	Kirletici bozunma	Yüzey ve yer altı suyu	Suda çözünen organik, inorganikler	<i>Hibrit kavaklar, söğüt</i>
Vejetatif örtü sistemleri	Erozyon kontrolü	Toprak, sediment ve çamur	Organik, inorganik bileşikler	<i>Kavaklar, çimler</i>
Kıyı tampon Şeritleri	Kirletici giderme	Yüzey ve yer altı suyu	Suda çözünen organik, inorganikler	<i>Kavaklar</i>

Araştırmalar sonucunda fitoremediasyon yönteminin ağır metal gideriminde kullanılabilir bir yöntem olduğu görülmüştür. Bitkilerin etkili, hızlı ve sürdürülebilir arıtma sistemlerinin kurulmasına önemli katkı sağlayabileceği görülmüştür.

2.8. Konu İle İlgili Yapılan Çalışmalar

Soğukpınar (2020) tarafından yapılan çalışmada *Ceratophyllum demersum* L. bitkisi kullanılarak fitoremediasyon yöntemiyle Cd, Cr, Ni ve Zn ağır metalleri ile kontamine sulardan ağır metalleri giderme verimi incelenmiştir. Bu kapsamda deiyonize su ve Konya Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suyu kullanılarak farklı konsantrasyonlarda iki tekrar ve kontrol amaçlı numuneler hazırlanmıştır. Her numune için 7.5 g/L *Ceratophyllum demersum* L. bitkisi kullanılmıştır. *Ceratophyllum demersum* L. bitkisi deiyonize su ile hazırlanan numunelerde 1, 3 ve 5 gün süresince, gerçek atıksu ile hazırlanan numunelerde ise 1 ve 3 gün süresince Cd, Cr, Ni ve Zn ağır metallerine maruz bırakılmıştır. Deiyonize su ile yapılan çalışmalarda ise gün arttıkça BKF artmış ağır metal konsantrasyonlarının artışı ise Cr ve Zn çalışmalarında BKF' ü azaltmış, Ni çalışmasında ise BKF'nde artışa neden olmuştur. Deiyonize su ile yapılan çalışmalarda Cd, Cr, Ni ve Zn ağır metallerinin en az bir konsantrasyon için bile olsa % 100 giderim veriminin elde edilmiş, en yüksek giderimin % 7 ile Cd çalışmasında, en düşük giderim verimleri ise % 60'a yakın giderim ile Cr ve Zn çalışmalarında tespit edilmiştir. Gerçek atıksu ile yapılan Cd, Cr, Ni, Zn çalışmasında ise en iyi giderim % 0 ile Ni çalışmasında elde edilmiştir. Bünyesinde metal biriktirme yeteneğinden dolayı *Ceratophyllum demersum* L. ile fitoremediasyon yöntemi kullanılarak Cd, Cr, Ni ve Zn ile kontamine su ortamında etkin bir şekilde kullanılabileceğini göstermiştir.

Baghirova (2020) çalışmasında iki farklı makrofitte (*Pistia stratiotes* ve *Salvinia natans*) sucul ortamlardan Ni, Cu ve Pb ağır metallerini alma kapasitelerini incelemiştir. Kullanılan bitkiler ve giderimi sağlanacak metaller için minimum metal alımının 24 sa sonunda 17,5 mg/L konsantrasyonda gerçekleştiği, maksimum metal alımının ise *Pistia stratiotes* bitkisi kullanılarak yapılan çalışmada tüm metallerde ve *Salvinia natans* bitkisi kullanılarak yapılan çalışmada Pb alımında 126,43 sa sonunda 26,34 mg/L konsantrasyonda, *Salvinia natans* bitkisi kullanıldığında Cu ve Ni alımlarında ise 144 sa sonunda 30 mg/L konsantrasyonlarda olduğu tespit edilmiştir. Kullanılan bitkiler ortam şartlarına uyum sağlamış deneysel çalışmasının değişkenlerinin (konsantrasyon-maruziyet süresi) maksimum değerlerinde bile ağır metal alımına devam etmiştir. *Salvinia natans* bitkisi kullanıldığında *Pistia stratiotes* bitkisine kıyasla ağır metal kirliliğinden daha az etkilenmiş ve ağır metal alımında çok daha iyi sonuçlar verdiği görülmüştür. *Salvinia natans* bitkisi Pb ve Cu alımında *Pistia stratiotes* bitkisine göre yaklaşık iki kat daha etkili iken, Ni alımındaki verimliliğinin *Pistia stratiotes* bitkisine

göre 5-6 kat daha fazla olduğu tespit edilmiştir. *Pistia stratiotes* bitkisinin Cu maruziyetinde tüm çözeltilerinde morfolojik bozulma gözlenmiştir. Ancak değişkenlerin maksimum değerlerinde bile bitkinin metal akümüle edebilme yeteneğini olumsuz yönde etkilememiştir.

Fabrizio ve ark. (2017) çalışmada çevresel koşullara dayanıklı, kirletici toleransına sahip bitkiler seçilmiştir (*Populus × generosa A. Henry × P. nigra L.*). Bitkiler fazla Cu konsantrasyonlarına maruz bırakılmıştır (T₁, 75 µM Cu; T₂, 150 µM Cu). Bitkilerin dikkate değer bir Cu toleransı olduğu gözlenmiş, Cu en çok etkilenen, T₂'ye maruz kalan bitkiler olmuştur. Cu metalinin çoğunlukla köklerde biyoakümülatlı olduğu ve sürgünlere sınırlı miktarda ulaştığı görülmüştür. Cu analizi, bitkilerinin eklenen toplam Cu miktarının neredeyse % 50' sini gidermeyi başardığını ortaya koyulmuştur.

Petoussi ve Kalogerakis (2022) bu çalışmada iki bitki türü *Punica granatum*, *Kara Myrtus communis L.* test etmiştir. Atık su, iki ardışık yılın yaz aylarında düşük ila yüksek organik dayanıklı gruplar halinde (KOİ: 2 700 – 45 700 mg/L) arıtılmıştır. En önemli atık su parametreleri araştırılmış ve karşılık gelen giderim oranları tahmin edilmiştir. Düşük organik yüklü zeytin değirmeni atıksularının (OMW) işlenmesi sırasında, organiklerin fenoliklerin ortalama uzaklaştırma oranı; toplam N ve toplam P sırasıyla 0.68 g KOİ, 0.073 g TP, 0.033 g TN ve 0.0074 g TP olduğu gözlenmiştir. Yüksek organik yükün arıtım sırasında, fitotoksik semptomlar gözlenmesine rağmen, OMW uzaklaştırma oranları kabaca 10 kat daha yükseldiği görülmüştür. Pilot ünitelerdeki organik giderim oranlarının bitki örtüsü olmayan topraktaki atık su arıtımından en az 10 kat daha yüksek olduğu tespit edildiğinden, bitkilerin OMW arıtma sürecine büyük ölçüde katkıda bulunduğu gözlemlenmiştir.

Shahabaldin ve ark. (2015) çalışma da farklı atıksu türlerinde bulunan kirleticilerin giderilmesi için *su sümbülü* kullanmıştır. *Su sümbülü*, su kütlelerinde kontrolsüz büyümesi nedeniyle dünya çapında en sorunlu bitkilerden biri olarak bilinse de, besin emilimi arayışı, herbisit kontrolü, entegre biyolojik kontrol ve entegre biyolojik kontrol kombinasyonu ile fitoremediasyonda kullanılmasına yol açmıştır. *Su sümbülü*, sanayiden gelen kentsel ve farklı atık su türlerini kontrol etmek için uygun bulunmuştur. Ayrıca, su bitkileri arasında, *su sümbülleri* besin alımı ve iyileştirilmesi için iyi ve uygulanabilir bir olasılık olduğu gösterilmiştir. Atıksuyun %25'i, %50'si, %75'i ve %100'ü kullanılarak gerçekleştirilmiş, tüm parametrelerde önemli bir azalma fark edilmiştir. *Su sümbülü* atıksuyun % 25 – 50'si ile daha iyi verim göstermiştir.

Bakar (2020) tarafından gerçekleştirilen çalışmada Cd ve Pb bulaştırılmış topraklarda nane bitkisinin gelişiminin ve topraktan bitkiye ağır metal taşınımının belirlenmesi amaçlanmıştır. *Mentha multimentha L.* deneme bitkisi olarak kullanılmıştır. Cd (0, 2.5, 5, 10, 20 mg/kg) ve Pb (0, 30, 60, 90, 120 mg/kg) yetiştirme ortamlarına Cd(NO₃)₂ ve Pb(NO₃)₂ formlarında uygulanmıştır. Artan Cd ve Pb dozlarının bitki ve kök gelişim kriterleri üzerine genellikle olumsuz bir etkisi olmamıştır. Sonuç olarak nanenin (*Mentha multimentha L.*) hiperakümülatör bitki olduğu ve Cd ve Pb ile kirlenmiş topraklarda hiperakümülatör bitki olarak kullanılabileceği belirlenmiştir.

Nassouhi (2018) tarafından yapılan çalışmada, Pb, Cd ve bu ağır metallerin karışımlarına maruz bırakılan *Pistia stratiotes* bitkisinin arıtma potansiyeli araştırılmıştır. Ağır metal konsantrasyonları Pb için 1, 5 ve 25 ppm, Cd için ise 1, 2,5 ve 5 ppm olarak belirlenmiştir. Karışım denemelerinde ise metallerin düşük, orta ve yüksek konsantrasyonlarının yarısı alınarak birlikte uygulanmıştır. Deney süresi toplam 7 gün olarak belirlenmiş, 1, 4 ve 7. günlerde bitki örnekleri alınmıştır ve bitki dokularındaki ağır metal konsantrasyonu ICP-MS cihazı kullanılarak tespit edilmiştir. Pb 1 ve 25 ppm, Cd ise 1 ve 5 ppm' lik konsantrasyonlarına maruz bırakılan bitkilerin dokularındaki ağır metal miktarı süre bakımından önemli bir farklılık göstermemiştir. Karışım denemelerinde bitkilerde biriken Pb miktarının 4 ve 7 gün sonunda önemli bir artış gösterdiği belirlenmiştir. Cd miktarında ise genel olarak tüm deneme gruplarında doz artışına bağlı olacak bir artış gözlenmiştir. Elde edilen sonuçlar doğrultusunda *P. stratiotes* bitkisinin Pb, Cd ve bu ağır metallerin karışımları için kullanılabileceği gösterilmiştir.

Tripathia ve ark. (2021) tarafından yapılan çalışmada, damıtım atık sularının detoksifikasyonu ve yönetimi için rizosferik bakteriyel aktiviteler yoluyla ağır metallerin iyileştirilmesi için *Ricinus communis L.*'nin fitoremediasyon potansiyelini değerlendirmeyi amaçlamıştır. Sonuçlar, damıtım atık suyunun çevre kirliliğine ve su toksisitesine neden olabilecek yüksek düzeyde metal ve diğer fiziko-kimyasal kirlilik parametreleri içerdiğini ortaya koymuştur. İncelenen tüm metallerin BKF > 1 olduğu; bu, bu metallerin bitkinin kök, sürgün ve yapraklarında biriktiğini göstermiştir. *Ricinus communis L.* metallerin çoğu köklerde sabitlenmiş ancak Pb, Cd ve Zn daha çok diptere taşındığı görülmüştür. *Ricinus communis L.*'nin metal içeren damıtma atık sularında büyüme ve ağır metalleri ve organik kirleticileri azaltma yeteneği, damıtma atık sularının etkili bir şekilde arıtılması için kullanılabileceğini göstermiştir. *Ricinus communis L.*'nin

kullanımı, organometalik kontaminasyonun azaltılması ve tarım arazilerinin korunması için çevre dostu bir araç olduğu görülmüştür.

Humaira ve ark. (2022) yaptığı çalışmada, Hindistan, Keşmir’de doğal bir tatlı su sistemi olan Dal gölünde bir ağır metal giderim aracı olarak *Ceratophyllum demersum* incelenmiştir. Tüm konsantrasyonlarda (2 ppm, 4 ppm, 6 ppm) *Ceratophyllum demersum* metali birikim verimliliği $Co^{+2} > Cd^{+2} > Mn^{+2}$ düzeyinde olduğu görülmüştür. Mevcut çalışmanın sonuçları, artan ağır metal konsantrasyonları ile azalan düşük dozlarda protein seviyelerinin zayıfladığı ortaya çıkmıştır. Dahası kültürlenmiş genel lipit ve karbonhidrat içeriği *Ceratophyllum demersum* genel çalışma verimliliğini göstermiştir. Ağır metallerin konsantrasyonunun yükselmesi ile düşüş göstermesi *Ceratophyllum demersum* ağır metalleri uzaklaştırmak için kirli şartlarda uyum ve potansiyelini bozulmuş su sistemlerinde sürdürülebilir bir iyileştirme metodunda kullanılabilir olduğunu göstermiştir.

Ludmila ve Klink (2021) tarafından yapılan çalışmada içeriği ve 11 eser elementlerin biyoakümülyasyon yeteneği karşılaştırılmıştır. *Ceratophyllum demersum* ve *Hydrocharis morsus-ranae* ve doğrulamak için kullanılmış, *H. morsus-ranae* kullanılarak suda rezervuarlarda kirlilik biyoindikatör olarak *Ceratophyllum demersum*, bir referans tür olarak yerleşik bir biyoindikatör olduğu bilinmektedir. Birkaç istatistiksel tekniğin uygulanmasıyla, iki tür arasındaki birikim modellerindeki benzerlikleri ve konsantrasyon gradyanlarını belirlenmiştir. Sonuçlar Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Rb, Zn, içinde V olduğu konsantrasyonları göstermiş, *Ceratophyllum demersum* ve köklerinin *H. morsus-ranae* benzer olduğunu ve çoğunlukla daha yüksek yapraklarda *H. morsus-ranae* Cd, Co, Cr, Li, Mn, Ni, Rb, V, Zn içeriklerinde pozitif korelasyon gösterdiği görülmüştür. *H. morsus-ranae*’deki metallerin iç taşınması sınırlı olduğu görülmüştür ($TF < 1$). Her iki tür de Ni ve Zn ve *H. morsus-ranae* akümülatörler olduğu görülmüştür ($BF > 103$). Ana eksen regresyon analizi, iki türde Cd, Cr, Co, Li ve Pb alımının benzer olduğunu göstermiştir. *Ceratophyllum demersum* ve *H. morsus-ranae*’nin köklerinin antropojenik aktivite tipine ve arazi kullanımına ve Cd, Cr, Co, Li ve Pb’nin benzer mekansal dağılımlarına verdiği tepkilerde önemli bir tekdüzellik göstermiştir. Nemerow Kirlilik İndeksi uygulandığında, her iki tür de uyumlu kontaminasyon gradyanları göstermiştir. Böylece, *H. morsus-ranae*’nin tatlı sudaki eser metal kirliliğinin güvenilir bir biyoindikatörü olduğu doğrulanmıştır.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Cihazlar ve Kimyasal

Çalışmada kullanılan kimyasallar analitik saflıktadır. HNO₃ Merk firmasından temin edilmiştir. Deiyonize su saflaştırma cihazından (Millipore Milli-Q Plus) sağlanmıştır. Analiz sonuçları; alevli, grafit fırın ve hidrür sisteminden oluşan Perkin Elmer marka Atomic Absorption Spectrometer Analyst 800 cihazı ile tespit edilmiştir. Bitkilerin kurutulmasında Memmert 100-800 model Etüv cihazı, CEM MarsXpresshassas mikrodalga yakma fırını, tartımlar için AND GH-202 (Min 1 mg- Max 220 g) marka hassas terazi kullanılmıştır. Süzme işlemleri için GE Healthcare Life Sciences Whatman marka 185 mm filtre kağıdı, pH ölçümleri için HACH HQ40d marka pH metre cihazı kullanılmıştır. Bitkilerin deney süresince bulunduğu ortamın ışık şiddeti Sper Scientific 840020 marka lüks metre ile ölçülmüştür.

3.1.2. Bitki Materyali

Ceratophyllum demersum L. Ceratophyllaceae familyasına ait tamamen su altında yaşayan bir su bitkisidir. *Ceratophyllum demersum* L. durgun suları tercih eder, çok çeşitli iklim koşullarını ve kirliliğini tolere eder. *Ceratophyllum demersum* L. en sık kullanılan biyomonitörlerden biridir (Şekil3.1.).



Şekil 3.1. *Ceratophyllum demersum* L. bitkisi

Kentsel alanlarda çok faktörlü kirliliğin etkili bir biyoindikatörü olarak kullanılabilir. Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Ni, Pb ve Zn için ve iz elementler için bir

akümülatördür. *Ceratophyllum demersum* L., eser metallerle uyumlu kirlilik gradyanları gösterir (Ludmila ve Klink, 2021). *Ceratophyllum demersum* L., bitki yüzeyinde çatallı yapraklara ve ince kütiküllere sahip köksüz bir su bitkisidir (Mishra ve ark., 2006). *Ceratophyllum demersum* L. yüksek metal biriktirme kabiliyetinden dolayı kullanılabilir bir biyobelirteç bir bitki olduğu görülmüştür. *Ceratophyllum demersum* L. bitkileri, sürekli bitki materyali elde etmeyi gerektirmeden biyolojik çeşitliliğin korunmasını sağlayacak şekilde doku kültürü teknikleriyle üretilmiştir. Geniş yüzey alanı sayesinde su kütlelerinde metal alımını kolaylaştırır. Yeterli ağır metal birikiminin gözlemlenmesine katkıda bulunur. Gövdeleri 15 cm' den uzun; yaprakları koyu yeşil renkte, 6-16 mm uzunlukta, 1-2 kez çatallanmış, sert yapılı, segmenler linear, dentikulattır. Yaprakları koyu yeşilden açık yeşile kadar değişen renklerde, çatallı yapıdadır, gövde üzerinde halkasal şekilde dizilmişlerdir. Bu halkalar, gövde ucuna doğru sıklaşarak tilki kuyruğu görünümünü aldıklarından sucul ortamda "tilki kuyruğu" olarak da bilinirler (Soğukpınar, 2020). Köksüzdür ancak bazı modifiye yapıları sayesinde (rizoid) suyun dip kısımlarına tutunabilir (Doğan, 2017) ve kök dokusu ile ağır metalleri emebilirler (Suryani ve ark., 2017). Kapalı Dengeli Biyolojik Su Sisteminde (CEBAS) kullanım için bir oksijenatör olarak faydalıdır (Chorom ve ark., 2012). Su ortamları için ağır metallerin ve diğer kirlleticilerin gideriminde fitoremediasyon yöntemiyle kullanılan ve iyi bilinen bir yüzer makrofittir (Asim ve ark., 2019). Cd, Cr, Zn ve Ni gibi birçok ağır metal için biyofiltre olabilir (Chorom ve ark., 2012).

Çalışmada kullanılan *Ceratophyllum demersum* L. bitkisi, Karataş ve Aasim (2016) tarafından geliştirilmiş protokol kullanılarak; rejenerasyon için 1 mg/L BAP içeren sıvı besi ortamı ve eksplant olarak 3-4 mm'lik nodal segment eksplantlar izole edilerek kullanılmıştır. Bitkiler farklı konsantrasyonlara sahip ağır metal içerikli atıksularda içerisinde 6, 12, 18, 24, 48 saat deney süreleri boyunca; beyaz LED' lerle (1920 LUX) ışıklandırılarak, 23 ± 1 °C sıcaklığa sahip ortam düzeneği içerisinde bekletilerek deney gerçekleştirilmiştir.

3.1.3. Atıksu Örnekleri

Gerçek atıksu numunesi Koski Atıksu Arıtma Tesisinden tesis giriş ve çıkıştan olmak üzere 2 farklı atıksu örneği ile hazırlanmıştır. Koski Atıksu Arıtma Tesis 1.kademe dizayn yılı olan 2015 yılında C ve kısmi N giderme prensibine göre dizayn

edilmiştir. Çizelge 3.1. de yer alan kirlilik konsantrasyon değerleri esas alınarak projelendirilmiştir.

Çizelge 3.1. Parametre ve kirlilik konsantrasyon değeri

Parametre	Değer
Q	200 m ³ /gün
N	1000000 kişi
	Giriş Çıkış
AKM, mg/L	295 mg/L ≤ 20 mg/L
KOI, mg/L	640 mg/L ≤ 90 mg/L
BOİ, mg/L	320 mg/L ≤ 20 mg/L
TN, mg/L	50 mg/L ≤ 10 mg/L
TP, mg/L	15 mg/L ≤ 1 mg/L
pH	7 mg/L ≤ 6-9 mg/L

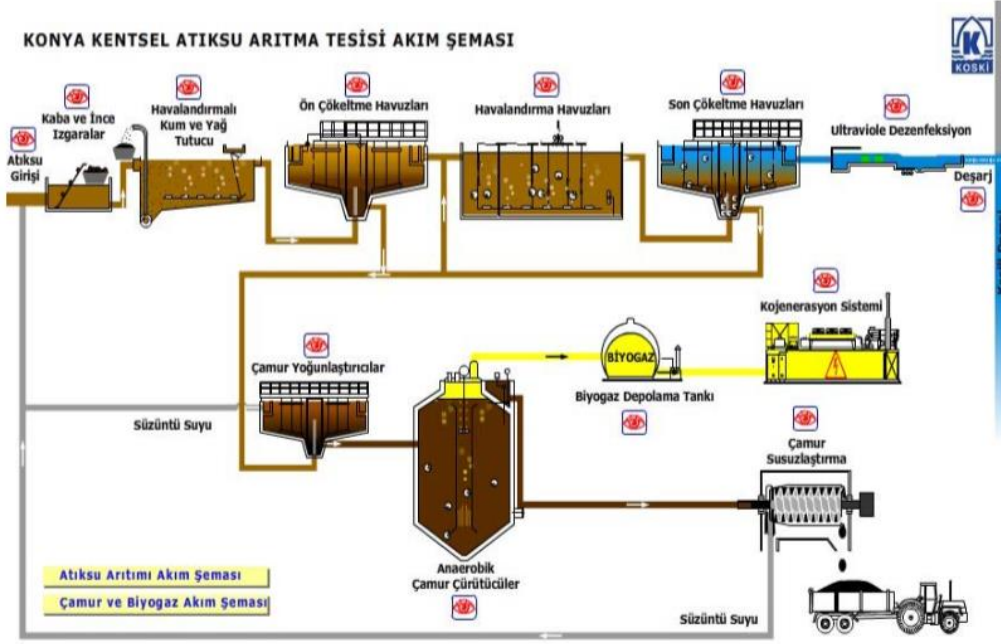
Tesiste bulunan üniteler; kaba ızgara, terfi merkezi, kaba ve ince ızgara, havalandırmalı kum ve yağ tutucu, ön çökeltim tankı, havalandırma tankı, son çökeltim tankı, blower binası, geri devir pompası, UV dezenfeksiyon, çamur yoğunlaştırma tankı, anaerobik çamur çürütücü, biyogaz desülfürasyonu, biyogaz depolama balonu, gaz motoru, çamur susuzlaştırma tankı, mor şebeke bulunur.

Kaba ızgara; tesise gelen tahta, kağıt, plastik gibi katı malzemelerin, büyük parçaların diğer ünitelere gelmeden ayrıştırılmasını sağlar. Çubuk aralığı 50 mm 1 adet otomatik temizleme ızgara bulunur. Terfi merkezi; atıksuyun düşük bir seviyeden tesis giriş seviyesine taşınmasını sağlamak için inşa edilmiştir. Kaba ve ince ızgaralar; atıksu ile gelen katı malzemenin biyolojik arıtmaya gelmeden ayrılması amacıyla inşa edilmiştir. Kaba ızgaranın çubuk aralığı 30 mm, ince ızgaranın çubuk aralığı 6 mm' dir. İkisi de otomatik temizlemeli inşa edilmiştir. Havalandırmalı kum - yağ tutucu; tesise gelen suda bulunan kum, çakıl, yağ gibi probleme neden olabilecek maddelerin sudan ayrılması ve diğer ünitelerine zarar vermeden giderilmesi için inşa edilmiştir. Ön çökeltim tankı; çökebilien katıların ayrılması, ham atıksudaki katıların giderimi, belli oranda AKM ve organik madde giderilmesini sağlar. Havalandırma tankı; biyolojik arıtma atıksularının istenilen kalite getirmek için askıda veya mikroorganizmaların kullanıldığı biyolojik olarak C, N giderilen prostestir. Son çökeltim tankı; havalandırma havuzu ile gelen aktif çamur gravite ile ayrılmış sudan ayrılması için kullanılır. Blower binası; biyolojik arıtmanın ihtiyaç duyduğu havayı sağlamak için kurulmuştur. Geri devir pompası; çöken

aktif çamuru sisteme dahil etmek, istenilen biyokütleyi tutmak için kullanılır. UV dezenfeksiyon; arıtılan suyun dezenfeksiyonu için kullanılır.

Çamur yoğunlaştırma tankı; atık çamurdaki katı madde miktarını arttırmada kullanılır. Anaerobik çamur çürütücü; çamur stabilizasyonu sağlamak, CH_4 gazı elde etmek için kullanılır. Biyogaz desülfürizasyonu; korozyon etkisi yapan H_2S giderimi için, 1 adet inşa edilmiştir. Biyogaz depolama balonu; rüzgar, kar, basınç farklılıkları gibi dış etkilere koruma, depolama, dengeleme için kullanılır. Gaz motoru; oluşturulan biyogazı yakarak elektrik enerjisi üretmek üzere kullanılır. Çamur susuzlaştırma; sistemin devamlılık, verimi için ihtiyaç fazlası biyokütlenin uygun polielektrot ilavesi ile yoğun hale getirilip sistemden uzaklaştırılmasını sağlamak için kullanılır.

Mor şebeke; arıtılmış atıksuların, yeşil alanlarda kullanımı için saatte $150 m^3$ /sa geri kazanılmış atıksu elde edebilmektedir. Elde edilen geri kazanılmış atıksu içme ve kullanma suyundan bağımsız şebeke hattına verilir. Şekil 3.2.' de Koski AAT' nin akım şeması verilmiştir (Koyuncu, 2014).



Şekil 3.2. Konya Atıksu Arıtma Tesisi akım şeması (Koyuncu, 2014)

Koski Atıksu Arıtma Tesisinden tesis giriş ve çıkıştan olmak üzere 1'er L numune alınmıştır. Numune alınan tarihteki Koski Atıksu Arıtma Tesisi parametrelerin değerleri çizelge 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.2. Koski AAT verileri

Parametre	Sonuç		Metod
	Giriş	Çıkış	
AKM, mg/L	360	5	SM 2540 D
Bulanıklık, NTU		3,04	SM 2130 B
İletkenlik, $\mu\text{S}/\text{cm}$	1365	1244	SM 2510 B
KOİ, mg/L	815	44	SM 5520 C
pH	7,75	7,47	SM 4500 H+ B
Sıcaklık, °C	15,8	18	SM 4500 H+B

3.2. Yöntem

3.2.1. Stok Çözeltilerin Hazırlanması

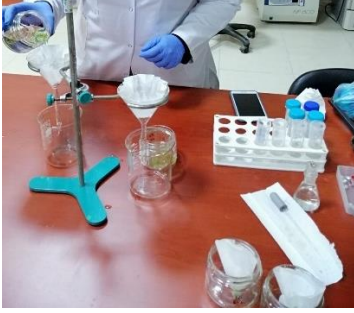
Çözeltiler hazırlanmadan önce ağır metaller (Ni^{+2} ve Zn^{+2}) için stok çözeltiler $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve ZnCl_2 tuzlarıyla oluşturulmuştur. Daha sonra bu stok çözeltilerden belirlenen konsantrasyonlarda alınarak strelize cam kavanozlara spike edilmiştir. Çözeltilerin hazırlanmasında yeterli büyüklükte kimyaca inert cam materyaller kullanılmıştır.

3.2.2. Bitki ve Atıksu Analizleri

Ni^{+2} ve Zn^{+2} her biri için farklı konsantrasyonlarda iki tekrar ve kontrol amaçlı içerisinde ağır metal içermeyen sadece deiyonize su ve bitki bulunan numuneler hazırlanmıştır. İçerisinde belirli miktarda yaklaşık 7.0 pH'a sahip deiyonize su bulunan sterilize cam kavanozların her birine belirlenen konsantrasyonlarda (0 (kontrol), 2 g/L, 2.5 g/L, 5 g/L, 7.5 g/L) bitki konulmuş ve 1 mg/L tekli ağır metal konsantrasyonu spike edilmiştir. Hazırlanan numuneler 6, 12, 18, 24, 48 sa süre ile bekletilecekleri ortam düzeneğine konulmuştur (Şekil 3.3).

**Şekil 3.3.** Ortam düzeneğine yerleştirilen numuneler

Belirlenen maruziyet süreleri sonunda ağır metal içeren atıksular kaba filtre kağıdı yardımı ile süzölmüştür (Şekil 3.4.).



Şekil 3.4. Filtre kağıdı ile bitki süzme işlemi

Süzölen numunelerin belirlenen süreler sonunda ağırlıklarındaki değışimi belirlemek için hassas terazi ile tartılmış, yaş ağırlıkları belirlenmiştir (Şekil 3.5).



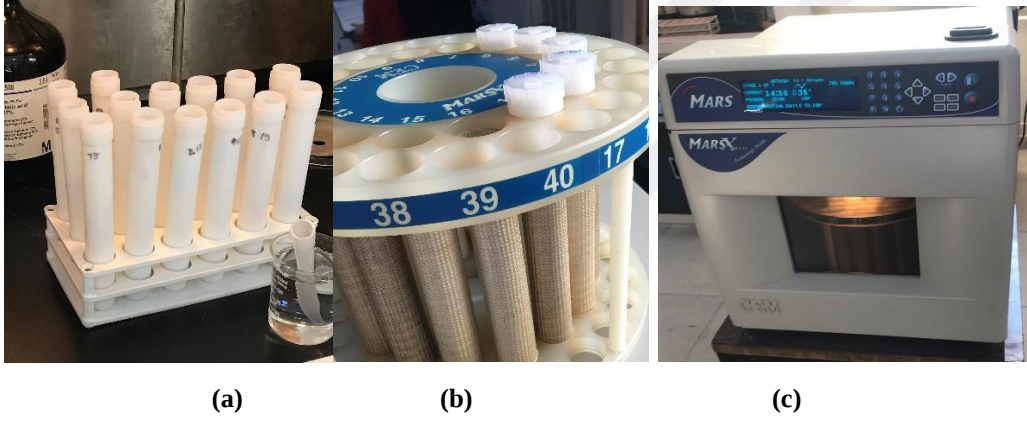
Şekil 3.5. Süzme işlemi sonrası bitkinin hassas terazi ile yaş ağırlığının tartılması işlemi

Süzme işlemi sonrası tartımı yapılan bitkiler kaba filtre kağıtlarına konularak 70 °C de ki etüvde 4 gün boyunca bekletilmiştir (Şekil 3.6).



Şekil 3.6. Bitkilerin etüve yerleştirilmesi

Bitkiler etüve yerleştirildikten sonra, farklı bitki konsantrasyonuna sahip atıksuların mevcut pH' ları ölçülmüştür. %65'lik 50 mL'lik sterilize plastik falcon tüplere aktarılmıştır. Falcon tüplere 3 damla HNO_3 damlatılmıştır. Kapağı kapatılarak çalkalanmış, buzdolabına yerleştirilmiştir. 4 gün boyunca etüvde tutulan bitkiler bu süre sonunda etüvden çıkartılmıştır. Etüvde kurutulan bitkiler desikatöre alınarak kalan neminin giderilmesi sağlanmıştır. Desikatörden alınan kurutulmuş bitkilerin hassas terazi ile kuru ağırlıkları belirlenmiştir. Kuru ağırlığı tartılan bitkiler çözünme işlemi için mikrodalga fırının tüplerine aktarılmıştır. Üzerlerine 10 mL % 65 HNO_3 eklenmiş, kontrol amaçlı bir tüp içerisine de sadece 10 mL HNO_3 eklenmiş ve diğer numuneler ile mikrodalga fırın (CEM, MarsXpress) içerisine yerleştirilmiştir. Mikrodalga fırını 1600 W (ramp 15 dk) 180°C ve bekleme süresi 15 dk olarak ayarlanmıştır (Şekil 3.7).



Şekil 3.7. (a) Mikrodalga fırın tüpleri (b) Mikrodalga fırın tüpleri düzeneği (c) Çözünme işlemi için fırının kullanılması

Çözünme işlemi sonrası mikrodalga fırından çıkartılan numuneler filtre kağıdı kullanılarak süzölmüş, metallerin daha verimli giderimi için asidik ortam sağlamak üzere pH'ı HNO_3 kullanılarak 2'ye ayarlanmış, deiyonize su ile 25 mL'ye tamamlanarak sterilize falcon tüplerine konulmuştur.

Bitki ve içerisinde 6, 12, 18, 24, 48 sa sürelerde bulunduğu su numuneleri içerisindeki ağır metal miktarının tayini için alevli, grafit ve hidrür sistem ile donatılmış AAS cihazı kullanılmıştır (Şekil 3.8). Kalibrasyon Ni^{+2} ve Zn^{+2} standart hazır çözeltileri kullanılarak yapılmıştır. AAS cihazında numuneler düşük konsantrasyondan yüksek konsantrasyona doğru okunmuş ve cihaz her numuneyi 3 tekrarlı okuyarak ortalama değer verecek şekilde ayarlanmıştır. Her 10 numunede bir cihazın stabilitesini değerlendirilmesi amacıyla standart okuması yapılmıştır.



Şekil 3.8. Atomik Absorpsiyon Spektrofotometrik Cihazı (AAS)

200 mL deiyonize suya Ni^{+2} ve Zn^{+2} 1 mg/L spike edilmesiyle farklı bitki konsantrasyonları (0 (kontrol), 2 g/L, 2.5 g/L, 5 g/L, 7.5g/L) ve farklı maruziyet süreleriyle (6, 12, 18, 24, 48 sa) uygulama yapıldıktan sonra parametreler değiştirilerek aynı işlemler uygulanmış, bitkinin yaş ağırlığı, bitkinin kuru ağırlığı, pH'ı, giderim verimi, BKF'si gibi değerlerde kıyaslama yapılmıştır. 200 mL deiyonize su 7.5 g/L bitki kullanılarak, Ni^{+2} ve Zn^{+2} farklı konsantrasyonlarda (0.5, 0.5 mg/L, 0.5, 1.0 mg/L, 1.0, 0.5 mg/L, 1.0, 1.0 mg/L) birlikte spike edilmiş, 48 sa bekletilmiştir. Koski Atıksu Arıtma Tesisinde alınan giriş, çıkış atıksuları ile hazırlanan numuneler ise 100 mL tesis atıksu giriş ve çıkış sularından alınarak 7.5 g/L bitki ile Ni^{+2} ve Zn^{+2} farklı konsantrasyonlarda (0.5, 0.5 ve 1.0, 1.0 mg/L) birlikte spike edilerek hazırlanmış, 48 sa süre ile bekletilmiştir.

3.2.3. Ağır Metal Giderim Verimlerinin Hesaplanması

Ağır metal giderim verimi eşitlik (3.1) de verildiği gibi başlangıç ağır metal konsantrasyonundan giderim sonucu elde edilen çıkış ağır metal konsantrasyonunun çıkartılması ve başlangıç konsantrasyonuna bölünmesi ile hesaplanmıştır.

$$\% \text{ Giderim verimi} = \left(\frac{C_0 - C_e}{C_0} \right) \times 100 \quad \text{Eşitlik (3.1)}$$

Burada;

C_0 : Başlangıç ağır metal konsantrasyonu (mg/L)

C_e : Çıkış ağır metal konsantrasyonu (mg/L)

3.2.4. Biyokonsantrasyon Faktörünün (BKF) Hesaplanması

BKF eşitlik (3.2) de verildiği gibi fitoremediasyon çalışmalarında kullanılan bitkilerdeki ağır metal derişiminin, uygulanan ağır metal derişimlerine bölünmesiyle hesaplanmıştır (Chorom ve ark., 2012).

$$BKF = \frac{\text{Fitoremediasyon sonrası bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonu (mg/kg)}}{\text{Başlangıçta su ortamına eklenen metal konsantrasyonu (mg/L)}} \quad \text{Eşitlik (3.2)}$$

3.2.5. İstatistiksel Analiz Metodu

IBM SPSS İstatistik programını kullanılarak, elde edilen verilerin anlamlılık seviyesi Duncan testi ile tespit edilmiştir. Duncan' ın Çoklu Aralık Testi (DMRT) $p = 0.01$ anlamlılık düzeyinde uygulanmıştır.

4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA

4.1. Bitki Miktarı ve Maruz Kalma Süresinin Ni^{+2} Fitoremediasyonu Üzerine Etkisi

Fitoremediasyon potansiyelini araştırmak amacıyla 200 mL deiyonize su ortamında farklı konsantrasyon aralığında (0 (kontrol) , 2, 2.5, 5, 7.5 g/L) bitki, 1 mg/L konsantrasyonda Ni^{+2} spike edilerek çalışılmıştır.

4.1.1. Ni^{+2} Fitoremediasyonu Sonucu Suda – Bitkide Görülen Değişiklikler

Led ışık ile aydınlatılan, sıcaklığının değişmediği, steril bir ortama hazırlanan numuneler yerleştirilmiştir. 6, 12, 18, 24, 48 sa maruziyet süreleri içerisinde bitkilerde meydana gelen görsel değişimlerde; 6, 12, 18 sa sonunda bitkilerin renkleri arasında pek fark gözlemlenmezken, 24 sa ve 48 sa sonunda Ni^{+2} 'e maruz kalma süresi arttıkça bitki renklerinin solmaya başladığı gözlemlenmiştir. Suyun renginde herhangi bir değişim tespit edilmemiştir.

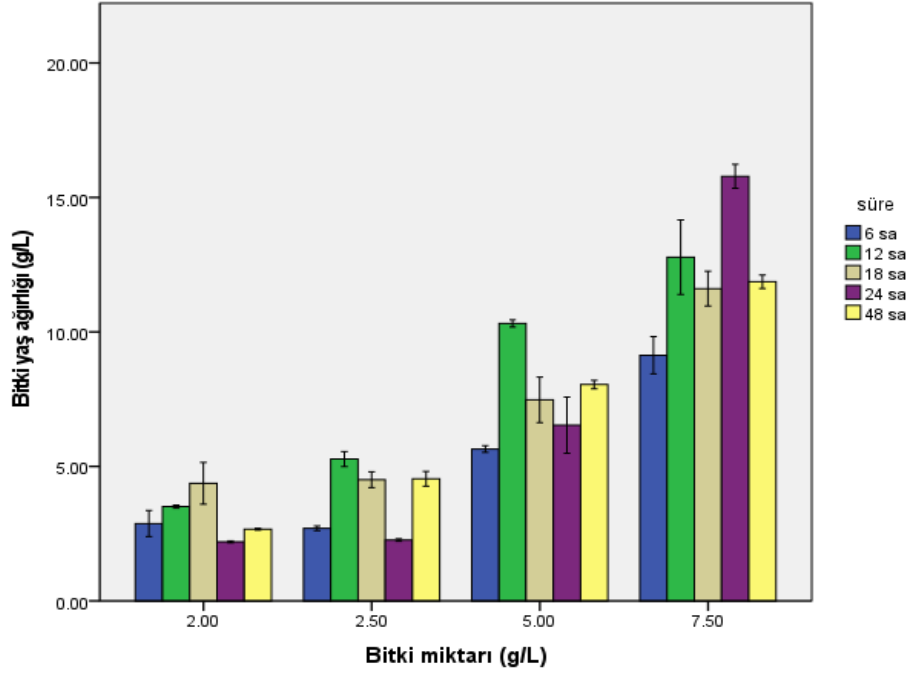
Ortam düzeneğinden alınan ve ilgili aşamalar uygulanan 6, 12, 18 sa maruziyet sürelerinde bekletilen numunelerdeki bitkide ve suda herhangi bir değişim olmadığı gözlemlenmiştir. 24 sa sonunda su bulanık bir hal almaya başlamış, bitki rengi solmuştur. 48 sa sonunda suyun bulanıklığının artmış, bitki rengi solmuştur.

4.1.2. Bitki Miktarı ve Ni^{+2} 'e Maruziyet Süresinin Bitki Yaş Ağırlığı – pH - Bitki Kuru Ağırlığına Etkisi

Şekil 4.1'de bitki miktarı (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) ve Ni^{+2} 'e maruziyet süresinin (6, 12, 18, 24, 48 sa) bitkinin yaş ağırlığına etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 2.04 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 2.61 g/L değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 2.54 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 5 g/L değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 5.4 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 8.32 g/L değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 10.3 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 11.7 g/L değerine ulaşmıştır.

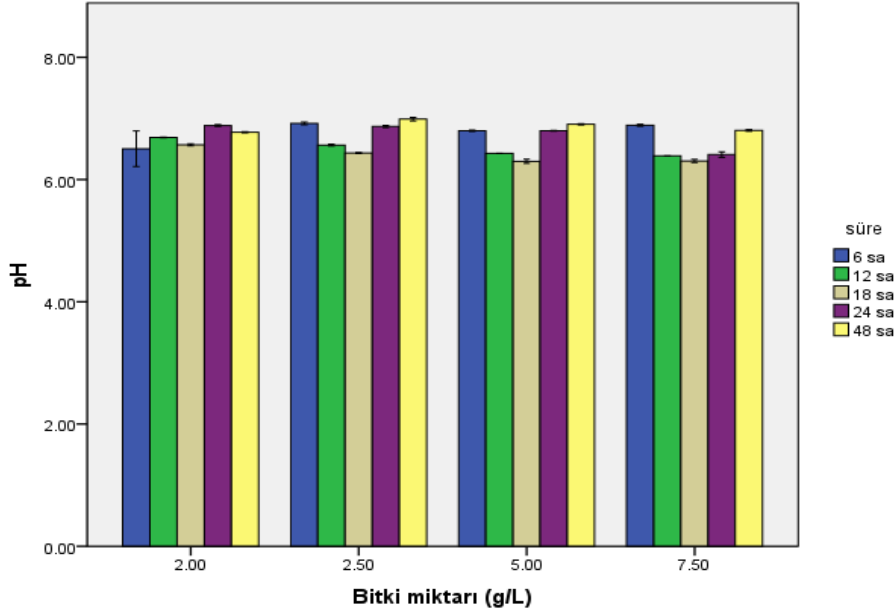
En düşük bitki yaş ağırlığı 2 g/L bitkinin kullanıldığı 24 sa sonunda 2.04 g/L olarak elde edilirken, en yüksek bitki yaş ağırlığı 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 24 sa

sonunda 16.6 g/L olarak tespit edilmiştir. Bitki yaş ağırlığının, maruz kalma süresi ve bitki miktarı ile doğru orantılı olarak artış gösterdiği görülmüştür.



Şekil 4.1. Bitki miktarı ve Ni^{+2} 'e maruziyet süresinin bitkinin yaş ağırlığına etkisi

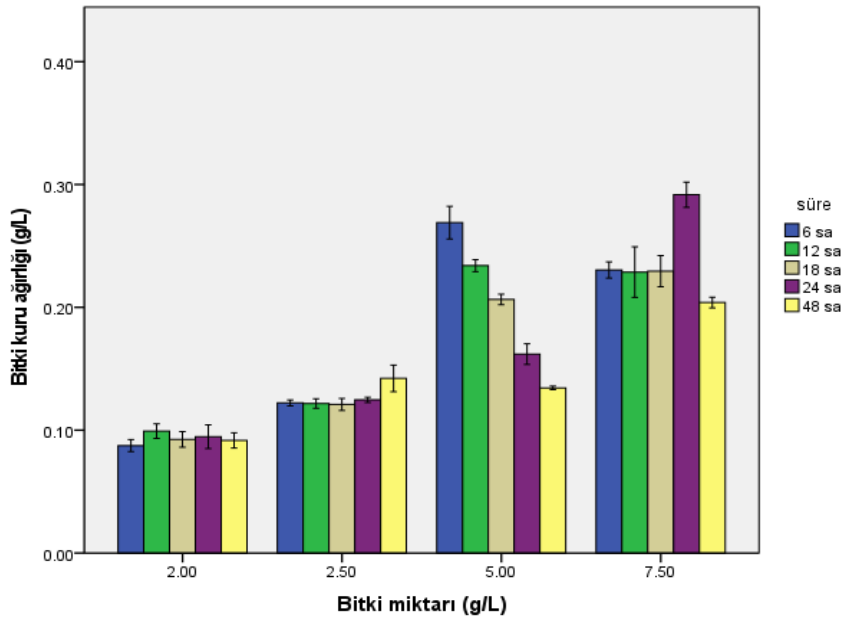
Şekil 4.2’de bitki miktarı (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) ve Ni^{+2} ’e maruziyet süresinin (6, 12, 18, 24, 48 sa) pH’ a etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda pH değeri 7 iken, 48 sa sonunda ise pH 6.8 değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda pH değeri 6.88 olurken, 48 sa sonunda ise 6.94 değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda pH 6.78 olurken, 48 sa sonunda ise 6.92 değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda pH 6.9 olurken, 48 sa sonunda ise 6.92 değerine ulaşmıştır. Genel olarak pH değerinde çok fazla bir değişiklik gözlenmemiş, tüm maruziyet süreleri ve bitki konsantrasyonlarında pH değerinin 6’nın üzerinde olduğu görülmüştür.



Şekil 4.2. Bitki miktarı ve Ni^{+2} 'e maruziyet süresinin pH' a etkisi

Şekil 4.3'de bitki miktarı (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) ve Ni^{+2} 'e maruziyet süresinin (6, 12, 18, 24, 48 sa) bitkinin kuru ağırlığına etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 0.1 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.08 g/L değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 0.13 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.16 g/L değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 0.24 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.14 g/L değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 0.21 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.20 g/L değerine ulaşmıştır.

En düşük bitki kuru ağırlığı 2 g/L bitkinin kullanıldığı 6 sa sonunda 0.08 g/L olarak elde edilirken, en yüksek bitki kuru ağırlığı 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 24 sa sonunda 0.3 g/L olarak tespit edilmiştir. Bitki kuru ağırlığının, maruz kalma süresi ve bitki miktarı ile doğru orantılı olarak artış gösterdiği görülmüştür.



Şekil 4.3. Bitki miktarı ve Ni²⁺'e maruziyet süresinin bitkinin kuru ağırlığına etkisi

4.1.3. Ni²⁺'e Maruz Kalma Süresinin Fitoremediasyon Üzerindeki Etkisi

Fitoremediasyon çalışması için kültürlenmiş bitkilerin muamele süresinin etkileri incelendiğinde bitkinin yaş ağırlığı ve kuru ağırlığı, su ve bitki içinde Ni²⁺ oranı ile BKF istatistiksel olarak önemli bulunmuştur (Çizelge 4.1).

Çizelge 4.1. Ni²⁺'e maruz kalma süresinin (sa) fitoremediasyon üzerindeki etkisinin istatistiksel değeri

Süre (sa)	pH	Bitki yaş ağırlığı (g/L)	Bitki kuru ağırlığı (g/L)	Suda kalan Ni ²⁺ (mg/L)	Bitki bünyesine alınan Ni ²⁺ (mg/kg)	Ni ²⁺ giderimi (%)	BKF
6	6.779ab	5.090c	0.177a	0.362a	540.175c	63.762e	587.147c
12	6.519c	7.972a	0.171ab	0.304b	519.629c	69.588d	564.814c
18	6.403d	6.993b	0.162b	0.223c	549.207c	77.725c	596.964c
24	6.741b	6.697b	0.168ab	0.161d	833.107b	83.938b	905.551b
48	6.869a	6.781b	0.143c	0.038e	1759.380a	96.226a	1912.370a

(*Aynı sütunda farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasında fark p < 0.01 düzeyinde önemlidir.)

Bitki yaş ağırlığının 18, 24, 48 sa zaman dilimlerinde aldığı değerler çizelgede aynı harfle gösterilmiştir, aynı aralıkta olduğu görülmüştür. Bitki kuru ağırlığının ise 12, 24 sa zaman dilimlerinde aynı aralıklarda olduğu görülmüştür. pH değeri ise birbirine yakın değerlerdedir, istatistiksel olarak anlamlı bir fark gözlenmemiştir. Maruz kalma

süresinin artması ile sudaki Ni^{+2} miktarı giderek azalırken, bitki bünyesindeki Ni^{+2} miktarı ise artmaktadır. Bitki bünyesine alınan Ni^{+2} miktarının 6, 12, 18 sa maruziyet sürelerinde aynı aralık da olduğu görülmüştür. Maruz kalma süresi ilerledikçe (18, 24, 48 sa) suda kalan Ni^{+2} miktarının azaldığı görülmüştür. Bitki içinde Ni^{+2} birikiminde 18 sa sonunda artış gözlemlenmeye başlamış, 6, 12 ve 18sa maruziyet sürelerinde aynı aralık da yer almıştır (Çizelge 4.1). Bitkinin biriktirdiği (bünyesine aldığı) Ni^{+2} miktarı maruz kalma süresiyle doğru oranda artış göstermiştir. Bitkinin Ni^{+2} giderim verimi ve BKF değeri maruziyet süresi ile doğru orantılı olarak artış göstermiştir. BKF değeri 6, 12 ve 18sa maruziyet sürelerinde aynı aralık da yer almıştır

4.1.4. Bitki Konsantrasyonun Ni^{+2} Fitoremediasyonu Üzerindeki Etkisi

Bitki konsantrasyonun Ni^{+2} fitoremediasyonu üzerindeki etkisi incelendiğinde pH değerinde istatistiksel olarak anlamlı bir değişiklik olmamış, yaş ağırlığı ve kuru ağırlığında ise bitki konsantrasyon artışı ile doğru orantılı artış gözlemlenmiştir. Buna karşı, suda kalan ve bitki bünyesine alınan Ni^{+2} oranı ise bitki konsantrasyonu artışı ile azalma göstermiştir (Çizelge 4.2). Suda kalan Ni^{+2} miktarı 2.5 ve 5 g/L bitki konsantrasyonlarında aynı aralık da yer almaktadır. Bitki bünyesine alınan Ni^{+2} miktarı bitki konsantrasyonu ile ters orantılı olarak değişim göstermiştir. Bitki konsantrasyonu arttıkça bitkinin biriktirdiği Ni^{+2} miktarı azalmıştır. Ni^{+2} giderim verimi bitki konsantrasyonu ile doğru orantılı olarak artmış, 2.5 ve 5 g/L bitki konsantrasyonlarında aynı aralık da değerler almıştır.

Çizelge 4.2. Bitki konsantrasyonun Ni^{+2} fitoremediasyon üzerindeki etkisinin istatistiksel değeri

Bitki miktarı (g/L)	pH	Bitki yaş ağırlığı (g/L)	Bitki kuru ağırlığı (g/L)	Suda kalan Ni^{+2} (mg/L)	Bitki bünyesine alınan Ni^{+2} (mg/kg)	Ni^{+2} giderimi (%)	BKF
2.0	6.685ab	3.125d	0.093d	0.319a	956.809a	68.090c	1040.010a
2.5	6.756a	3.858c	0.126c	0.224b	877.379ab	77.640b	953.673ab
5.0	6.647b	7.606b	0.201b	0.209b	850.270b	79.080b	924.206b
7.5	6.560d	12.238a	0.237a	0.118c	646.741c	88.181a	735.588c

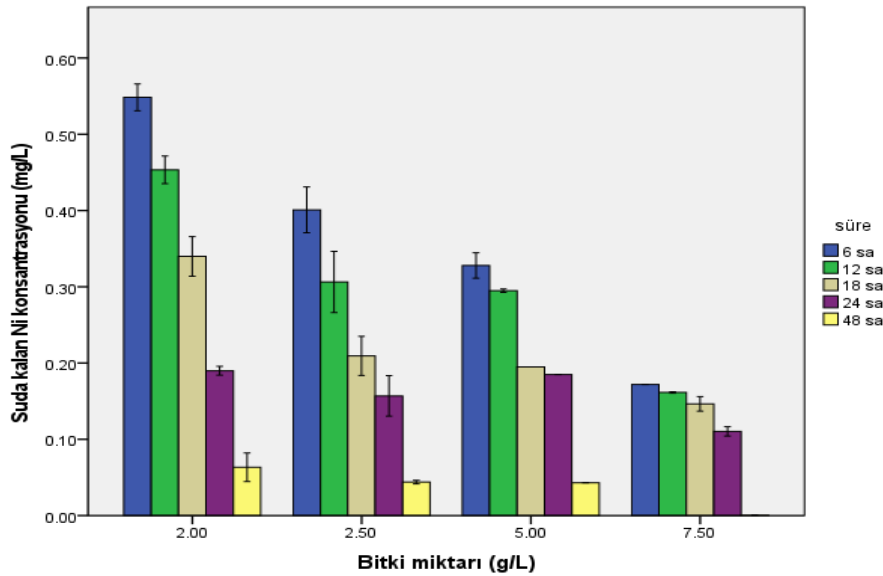
(*Aynı sütunda farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasında fark $p < 0.01$ düzeyinde önemlidir.)

BKF değerinin ise, bitki konsantrasyonu ile ters orantılı olduğu görülmüştür. Hazırlanan numunedeki bitki konsantrasyonu arttıkça BKF değerin azaldığı görülmüştür.

4.1.5. Süre × Bitki Konsantrasyonun Ni^{+2} Fitoremediasyon Üzerindeki Etkisi

Şekil 4.4' de süre (6, 12, 18, 24, 48 sa) × bitki konsantrasyonun (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) sudaki Ni^{+2} konsantrasyonuna etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sudaki Ni^{+2} konsantrasyonu 0.58 mg/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.1 mg/L değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda Ni^{+2} konsantrasyonu 0.45 mg/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.04 mg/L değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda Ni^{+2} konsantrasyonu 0.36 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.04 mg/L değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda Ni^{+2} konsantrasyonu 0.17 mg/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.001 mg/L değerine ulaşmıştır.

Suda kalan en düşük Ni^{+2} miktarı 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 48 sa sonunda 0.001 mg/L olarak elde edilirken, suda kalan en yüksek Ni^{+2} miktarı ise 2 g/L bitkinin kullanıldığı 6 sa sonunda 0,58 mg/L olarak tespit edilmiştir. Suda kalan Ni^{+2} miktarının maruz kalma süresi ve bitki konsantrasyonu ile ters orantılı olduğu görülmüş, maruz kalma süresi ve bitki konsantrasyonu arttıkça suda kalan Ni^{+2} miktarı azalmıştır.



Şekil 4.4. Süre × bitki konsantrasyonun sudaki Ni^{+2} konsantrasyonuna etkisi

Süre × bitki konsantrasyonu pH değerinde değişikliğe sebep olmadığı görülmüş, 5 ve 7.5 g/L bitki konsantrasyonlarında 6, 12, 18 ve 48 sa maruz kalma sürelerinde aynı aralık da değerler aldığı tespit edilmiştir. Bitki yaş ve kuru ağırlık üzerinde ise istatistiksel olarak belirsiz etkilere sebep olduğu görülmüştür. Aynı bitki konsantrasyonuna sahip numunelerde maruz kalma süresi ilerledikçe daha fazla Ni^{+2} biriktirdiği görülmüştür. Ni^{+2} giderim veriminin 12 sa için 2 ve 5 g/L bitki konsantrasyonlarında aynı aralık da olduğu görülmüştür. 48 sa için 2 ve 7.5 g/L bitki konsantrasyonlarında BKF değerinin aynı aralık da olduğu görülmüştür (Çizelge 4.3).

Çizelge 4.3. Süre x bitki konsantrasyonun Ni^{+2} fitoremediasyon üzerindeki etkisinin istatistiksel değeri

Bitki miktarı (g/L)	pH				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	6.505cde	6.690bc	6.570cd	6.885ab	6.775ab
2.5	6.920a	6.565cd	6.435de	6.870ab	6.990a
5.0	6.800ab	6.430de	6.300e	6.800ab	6.905ab
7.5	6.890ab	6.390de	6.305e	6.410de	6.805ab

Bitki miktarı (g/L)	Bitki yaş ağırlığı (g/L)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	2.877ijk	3.510ijk	4.376hij	2.196k	2.667jk
2.5	2.700jk	5.275gh	4.508hi	2.267k	4.541hi
5.0	5.648gh	10.319cd	7.477f	6.536fg	8.047ef
7.5	9.136de	12.783b	11.612bc	15.788a	11.869bc

Bitki miktarı (g/L)	Bitki kuru ağırlığı (g/L)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	0.087g	0.099fg	0.092g	0.095g	0.092g
2.5	0.122ef	0.122ef	0.121ef	0.125ef	0.142de
5.0	0.269a	0.234b	0.207c	0.162d	0.134e
7.5	0.230bc	0.229bc	0.230bc	0.292a	0.204c

Bitki miktarı (g/L)	Suda kalan Ni^{+2} (mg/L)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	0.549a	0.453b	0.340d	0.190ef	0.063hi
2.5	0.401c	0.307d	0.210e	0.157efg	0.044ij
5.0	0.328d	0.295d	0.195ef	0.185ef	0.043ij
7.5	0.172ef	0.162efg	0.146fg	0.111gh	0.000j

Bitki miktarı (g/L)	Bitki bünyesine alınan Ni^{+2} (mg/kg)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	825.051ef	623.781fghi	726.423efg	847.842de	1760.949b
2.5	594.837ghi	638.513efghi	620.794fghi	1026.912d	1505.839c
5.0	439.165ij	508.149hij	500.346hij	782.584efg	2021.103a
7.5	301.648j	308.071j	349.265j	675.089efgh	1749.630b

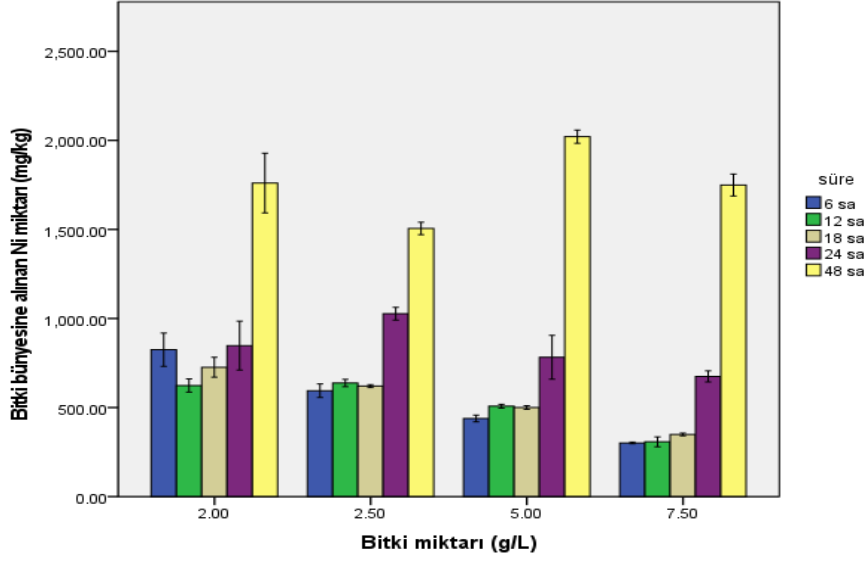
Bitki miktarı (g/L)	Ni ⁺² giderimi (%)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	45.150j	54.650i	66.000g	81.000ef	93.650bc
2.5	59.900h	69.350g	79.050f	84.300def	95.600ab
5.0	67.200g	70.500g	80.500ef	81.500ef	95.700ab
7.5	82.800ef	83.850def	85.350de	88.950cd	99.955a

Bitki miktarı (g/L)	BKF				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	896.795ef	678.023fghi	789.591efg	921.567de	1914.075b
2.5	646.561ghi	694.036efghi	674.776fghi	1116.208d	1636.781c
5.0	477.354ij	552.336hij	543.855hij	850.635efg	2196.851a
7.5	327.878j	334.86j	379.635j	733.792efgh	1901.772b

(*Aynı sütunda farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasında fark $p < 0.01$ düzeyinde önemlidir.)

Şekil 4.5’de süre (6, 12, 18, 24, 48 sa) $\times$ bitki konsantrasyonun (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) bitki bünyesine alınan Ni⁺² miktarına etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda bitki bünyesine alınan Ni⁺² konsantrasyonu 987.34 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 2051.22 mg/kg değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda bitki bünyesine alınan Ni⁺² konsantrasyonu 528.65 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 1444.87 mg/kg değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda bitki bünyesine alınan Ni⁺² konsantrasyonu 407.01 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 2085.76 mg/kg değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda bitki bünyesine alınan Ni⁺² konsantrasyonu 293.37 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 1856.23 mg/kg değerine ulaşmıştır.

Bitki bünyesine alınan en düşük Ni⁺² miktarı 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 6 sa sonunda 293.37 mg/kg olarak elde edilirken, bitki bünyesine alınan Ni⁺² miktarının ise en yüksek 5 g/L bitkinin kullanıldığı 48 sa sonunda 2085.76 mg/kg olarak tespit edilmiştir. Bitki bünyesine Ni⁺² miktarının bitki konsantrasyonu ile ters orantılı olduğu görülmüş, maruziyet süresi arttıkça bitki bünyesine alınan miktarı artmıştır.

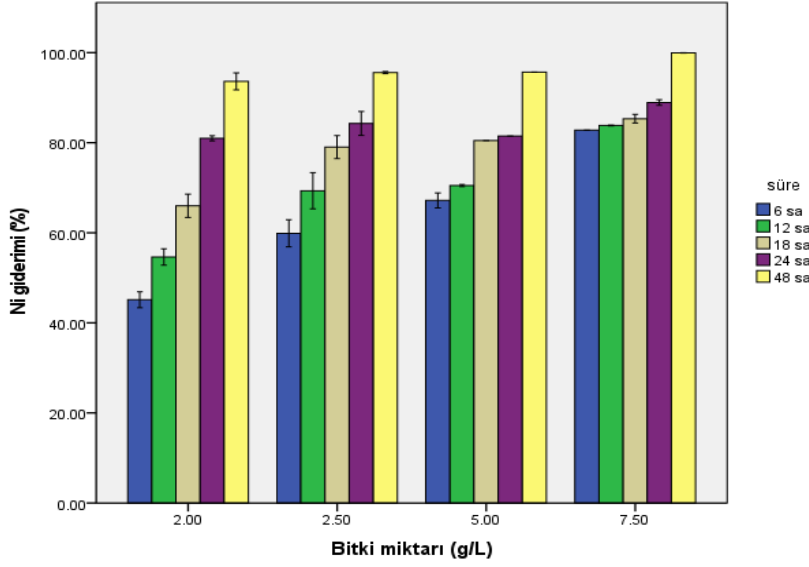


Şekil 4.5. Süre × bitki konsantrasyonunun bitki bünyesine alınan Ni^{+2} miktarına etkisi

4.1.6. Süre × Bitki Konsantrasyonunun Ni^{+2} Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Şekil 4.6’da süre (6, 12, 18, 24, 48 sa) × bitki konsantrasyonunun (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) Ni^{+2} giderim verimi (%) üzerine etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda Ni^{+2} giderimi % 48.2 olurken, 48 sa sonunda ise % 96.9 değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda Ni^{+2} giderimi % 65.1, 48 sa sonunda ise % 95.2 değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda Ni^{+2} giderimi % 70.1 olurken, 48 sa sonunda ise % 95.7 değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda Ni^{+2} giderim verimi % 82.8 olurken, 48 sa sonunda ise % 100 değerine ulaşmıştır.

Ni^{+2} giderim verimi en düşük 2 g/L bitkinin kullanıldığı 6 sa sonunda %48.2 olarak elde edilirken, en yüksek Ni^{+2} giderim verimine 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 48 sa sonunda % 100 olarak tespit edilmiştir. Genel olarak bakıldığında %80’e yakın giderim gerçekleştiği görülmüştür. Ni^{+2} giderim veriminin bitki konsantrasyonu ve maruziyet süresi ile doğru orantılı olarak artış göstermiştir.

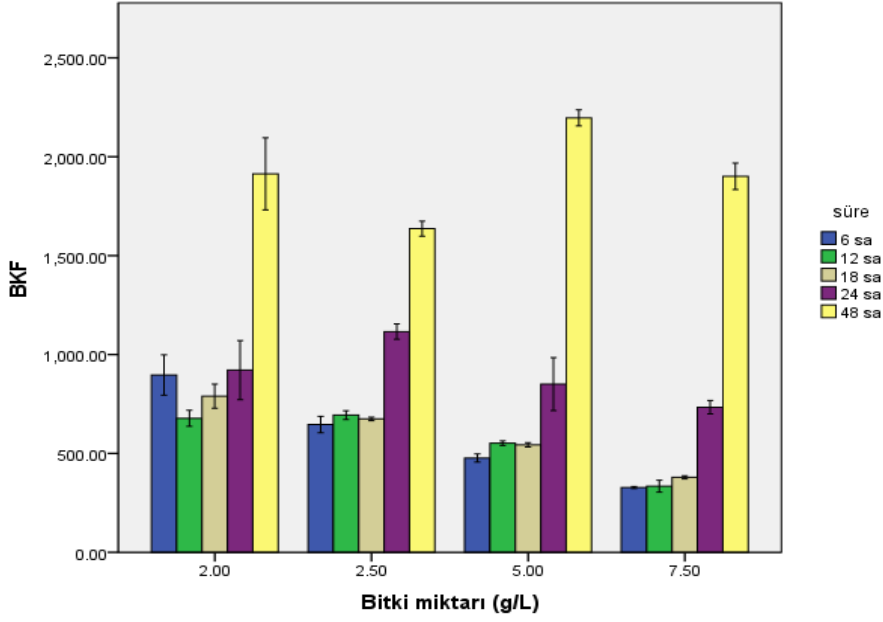


Şekil 4.6. Süre × bitki konsantrasyonunun Ni^{+2} giderim verimi (%) üzerine etkisi

4.1.7. Süre × Bitki Konsantrasyonunun Ni^{+2} 'in Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi

Şekil 4.7’de süre (6, 12, 18, 24, 48 sa) × bitki konsantrasyonun (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) Ni^{+2} 'in BKF değerine etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda BKF değeri 720.4 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 1598.6 mg/kg değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda BKF değeri 574.6 mg/kg , 48 sa sonunda ise 1570.5 mg/kg değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda BKF değeri 442.4 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 2267.1 mg/kg değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda BKF değeri 318.9 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 2017.6mg/kg değerine ulaşmıştır.

Ni^{+2} için BKF değeri en düşük 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 6 sa sonunda 318.9 mg/kg olarak elde edilirken, en yüksek BKF değeri 5 g/L bitkinin kullanıldığı 48 sa sonunda 2267.1mg/kg olarak tespit edilmiştir. BKF değeri maruziyet süresi ile ters orantılı, bitki konsantrasyonu ile doğru orantılı olarak değişim göstermiştir.



Şekil 4.7. Süre × bitki konsantrasyonunun Ni^{+2} 'in BKF değerine etkisi

4.2. Bitki Miktarı ve Maruz Kalma Süresinin Zn^{+2} Fitoremediasyonu Üzerine Etkisi

Fitoremediasyon potansiyelini araştırmak amacıyla 0 (kontrol), 2, 2.5, 5, 7.5 g/L konsantrasyon aralığında bitki ile 1mg/L konsantrasyonda Zn^{+2} spike edilerek, 200 mL deiyonize su ortamında çalışılmıştır.

4.2.1. Zn^{+2} Fitoremediasyonu Sonucu Suda – Bitkide Görülen Değişiklikler

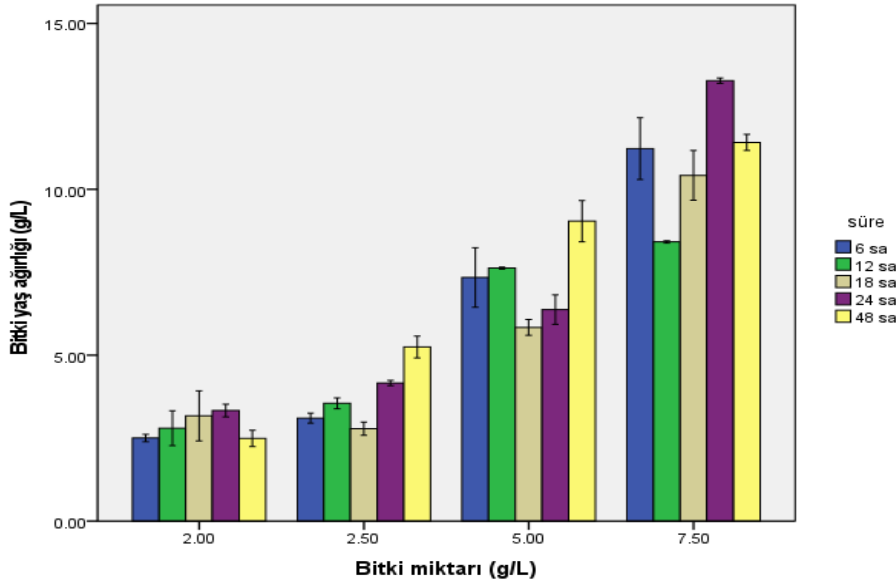
6, 12, 18, 24, 48 sa maruziyet süreleri içerisinde bitkilerde meydana gelen görsel değişimlerde; 6, 12, 18 sa sonunda bitkilerin renkleri arasında pek fark gözlemlenmezken, 24 sa ve 48 sa sonunda Zn^{+2} konsantrasyonuna maruz kalma süresi arttıkça bitki renkleri solmaya başlamıştır. Suyun renginde herhangi bir değişim tespit edilmemiştir.

4.2.2. Bitki Miktarı ve Zn^{+2} 'ya Maruziyet Süresinin Bitki Yaş Ağırlığı – pH - Bitki Kuru Ağırlığına Etkisi

Şekil 4.8'de bitki miktarı (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) ve Zn^{+2} 'ya maruziyet süresinin (6, 12, 18, 24, 48 sa) bitkinin yaş ağırlığına etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 2.70 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 2.92 g/L değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki

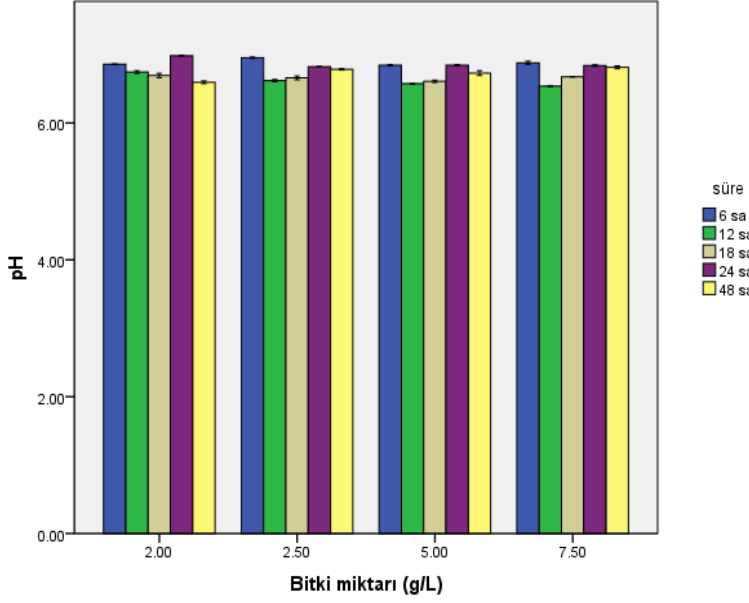
konsantrasyonu 3.36 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 5.82 g/L değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 5.79 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 10.11 g/L değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 12.84 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 11 g/L değerine ulaşmıştır.

En düşük bitki yaş ağırlığı 2 g/L bitkinin kullanıldığı 6 sa sonunda 2.70 g/L olarak elde edilirken, en yüksek bitki yaş ağırlığı 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 24 sa sonunda 13.41 g/L olarak tespit edilmiştir. Bitki yaş ağırlığının, maruz kalma süresi ve bitki miktarı ile değişimi incelendiğinde bazı iniş ve çıkışlar olsa da genellikle doğru orantılı olarak artış gösterdiği görülmüştür.



Şekil 4.8. Bitki miktarı ve Zn^{+2} 'ya maruziyet süresinin bitkinin yaş ağırlığına etkisi

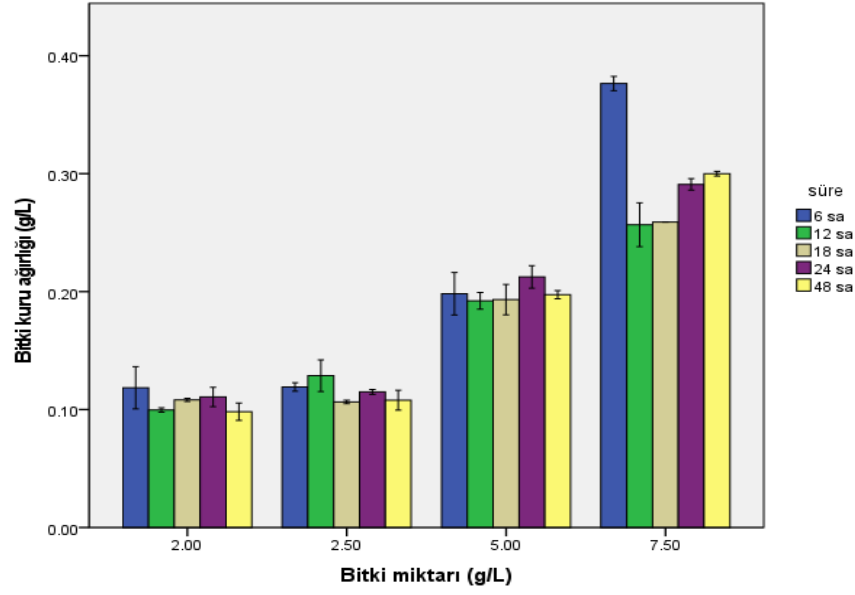
Şekil 4.9'de bitki miktarı (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) ve Zn^{+2} 'ya maruziyet süresinin (6, 12, 18, 24, 48 sa) pH' a etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda pH değeri 6.87 iken, 48 sa sonunda ise pH 6.56 değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda pH değeri 6.94 olurken, 48 sa sonunda ise 6.77 değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda pH 6.83 olurken, 48 sa sonunda ise 6.67 değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda pH 6.84 olurken, 48 sa sonunda ise 6.78 değerine ulaşmıştır. Genel olarak pH değerinde çok fazla bir değişiklik gözlenmemiş, tüm maruziyet süreleri ve bitki konsantrasyonlarında pH değerinin 6'nın üzerinde olduğu görülmüştür.



Şekil 4.9. Bitki miktarı ve Zn^{+2} 'ya maruziyet süresinin pH'a etkisi

Şekil 4.10'de bitki miktarı (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) ve Zn^{+2} 'ya maruziyet süresinin (6, 12, 18, 24, 48 sa) bitkinin kuru ağırlığına etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 0.09 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.085 g/L değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 0.11 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.12 g/L değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 0.22 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.20 g/L değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı bitki için 6 sa sonunda bitki konsantrasyonu 0.36 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.29 g/L değerine ulaşmıştır.

En düşük bitki kuru ağırlığı 2 g/L bitkinin kullanıldığı 48 sa sonunda 0.085 g/L olarak elde edilirken, en yüksek bitki kuru ağırlığı 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 6 sa sonunda 0.36 g/L olarak tespit edilmiştir. Bitki kuru ağırlığının, maruz kalma süresi ve bitki miktarı ile doğru orantılı olarak artış gösterdiği görülmüştür.



Şekil 4.10. Bitki miktarı ve Zn^{+2} 'ya maruziyet süresinin bitki kuru ağırlığına etkisi

4.2.3. Zn^{+2} 'ya Maruz Kalma Süresinin Fitoremediasyon Üzerindeki Etkisi

pH değerinde pek bir değişim gözlenmemiş, 6 ve 24 sa maruziyet sürelerinde pH değeri çizelgede aynı harfle gösterilmiştir, aynı aralık da yer almıştır. Bitki yaş ve kuru ağırlığı hem artış hem azalış göstermiş, meydana gelen değişim istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır. Bitki yaş ağırlığının 6, 12, 18 sa zaman dilimlerinde aynı aralıkta, 24 ve 48 sa zaman dilimlerinin de aynı aralıkta olduğu görülmüştür. Maruz kalma süresinin artması ile sudaki Zn^{+2} miktarı giderek azalırken bitki bünyesindeki Zn^{+2} miktarı ise artmaktadır. 6 ve 18 sa maruziyet sürelerinde sudaki Zn^{+2} miktarı aynı aralık da değer almıştır (Çizelge 4.4). 18 ve 24 sa maruziyet sürelerinde bitki bünyesindeki Zn^{+2} miktarı aynı aralık da değer almıştır. Zn^{+2} giderim verimi ve BKF değeri maruziyet süresi ile doğru orantılı olarak artış göstermiştir. 6 ve 18 sa maruziyet sürelerinde Zn^{+2} giderim verimi aynı aralık da değer almıştır. 18 ve 24 sa maruziyet sürelerinde Zn^{+2} BKF değeri aynı aralık da değer almıştır.

Çizelge 4.4. Zn^{+2} 'ya maruz kalma süresinin fitoremediasyon üzerindeki etkisinin istatistiksel değeri

Süre (sa)	pH	Bitki yaş ağırlığı (g/L)	Bitki kuru ağırlığı (g/L)	Suda kalan Zn^{+2} (mg/L)	Bitki bünyesine alınan Zn^{+2} (mg/kg)	Zn^{+2} giderimi (%)	BKF
6	6.885a	6.047b	0.203a	0.387b	795.415d	61.287c	864.582d
12	6.620d	5.600b	0.169bc	0.414a	1147.592b	58.625d	1247.383b
18	6.660c	5.555b	0.167c	0.399b	1015.073c	60.125c	1103.340c
24	6.874a	6.788a	0.182b	0.321c	1069.601c	67.937b	1162.610c
48	6.731b	7.051a	0.176cd	0.225d	1540.165a	77.583a	1674.092a

(*Aynı sütunda farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasında fark $p < 0.01$ düzeyinde önemlidir.)

4.2.4. Bitki Konsantrasyonunun Zn^{+2} Fitoremediasyonu Üzerindeki Etkisi

Bitki konsantrasyonun fitoremediasyon üzerindeki etkisi incelendiğinde pH 'da çok fazla bir değişiklik olmamış, yaş ağırlığı ve kuru ağırlığında ise bitki konsantrasyonu ile doğru orantılı olarak artış gözlemlenmiştir. Bitki konsantrasyonu arttıkça bitki yaş ve kuru ağırlığı artmıştır. Bitki kuru ağırlığında 2 ve 2.5 g/L bitki konsantrasyonlarında bitki kuru ağırlığı aynı aralık da değer almıştır. Suda kalan ve bitki bünyesine alınan Zn^{+2} miktarı istatistiksel olarak anlamlı bir değişim göstermemiş, suda kalan Zn^{+2} miktarı 2 ve 5 g/L bitki konsantrasyonlarında aynı aralık da değer almıştır. Zn^{+2} giderim verimine bitki konsantrasyonu etkisine bakıldığında istatistiksel olarak anlamlı bir değişim gözlenmemiş, Zn^{+2} giderim verimi 2 ve 5 g/L bitki konsantrasyonlarında aynı aralık da değer almıştır BKF değeri ise genel olarak bitki konsantrasyonu arttıkça BKF değeri azalmıştır (Çizelge 4.5).

Çizelge 4.5. Bitki konsantrasyonunun Zn^{+2} fitoremediasyon üzerindeki etkisinin istatistiksel değeri

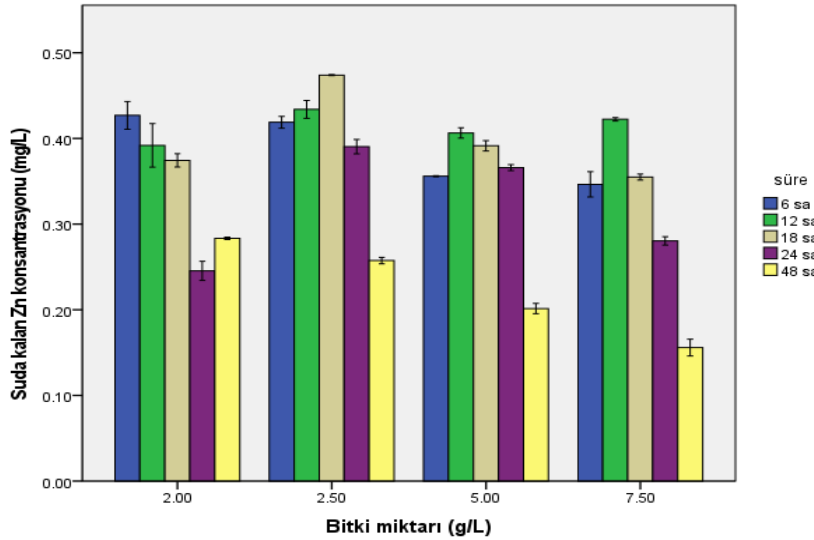
Bitki miktarı (g/L)	pH	Bitki yaş ağırlığı (g/L)	Bitki kuru ağırlığı (g/L)	Suda kalan Zn^{+2} (mg/L)	Bitki bünyesine alınan Zn^{+2} (mg/kg)	Zn^{+2} giderimi (%)	BKF
2.0	6.776a	2.862d	0.107c	0.344b	1168.325b	65.550b	1269.918b
2.5	6.769ab	3.771c	0.116c	0.395a	1253.238a	60.500c	1362.216a
5.0	6.721c	7.247b	0.199b	0.344b	1091.628c	65.570b	1186.552c
7.5	6.750d	10.953a	0.297a	0.312c	941.086d	68.790a	1022.919d

(*Aynı sütunda farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasında fark $p < 0.01$ düzeyinde önemlidir.)

4.2.5. Süre x Bitki Konsantrasyonun Zn^{+2} Fitoremediasyonu Üzerindeki Etkisi

Şekil 4.11’ de süre (6, 12, 18, 24, 48 sa) $\times$ bitki konsantrasyonun (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) sudaki Zn^{+2} konsantrasyonuna etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sudaki Zn^{+2} konsantrasyonu 0.45 mg/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.28 mg/L değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda sudaki Zn^{+2} konsantrasyonu 0.43 mg/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.26 mg/L değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda sudaki Zn^{+2} konsantrasyonu 0.35 g/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.19 mg/L değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda sudaki Zn^{+2} konsantrasyonu 0.37 mg/L olurken, 48 sa sonunda ise 0.17 mg/L değerine ulaşmıştır.

Suda kalan en düşük Zn^{+2} miktarı 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 48 sa sonunda 0.17 mg/L olarak elde edilirken, suda kalan en yüksek Zn^{+2} miktarı ise 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı 18 sa sonunda 0,45 mg/L olarak tespit edilmiştir. Suda kalan Zn^{+2} miktarı maruz kalma süresi ve bitki konsantrasyonun artması sonucunda genel olarak azalmıştır. Suda kalan Zn^{+2} miktarında 48 sa maruz kalma süresinde düzenli bir azalma olduğu gözlemlenmiştir.



Şekil 4.11. Süre x bitki konsantrasyonun sudaki Zn^{+2} miktarına etkisi

Süre $\times$ bitki konsantrasyonu pH değeri istatistiksel olarak anlamlı bir değişim göstermemiştir. Bitki yaş ağırlığı ise genel olarak bitki konsantrasyonu doğru orantılı olarak artmış, bitki yaş ağırlığına maruziyet süresinin etkisi incelendiğinde istatistiksel olarak belirsiz etki gösterdiği görülmüştür. Bitki yaş ağırlığı 12 sa ve 18 sa maruziyet

sürelerinde 2 ve 2.5 g/L bitki konsantrasyonlarında aynı aralık da değer almıştır. Bitki kuru ağırlığı maruziyet süresi ve bitki konsantrasyonu ile doğru orantılı olarak artmıştır. Tüm maruziyet süreleri ve 2 ve 2.5 g/L bitki konsantrasyonunda bitki kuru ağırlıkları aynı aralık da ve tüm maruziyet süreleri ve 5g/L bitki konsantrasyonunda aynı aralık da değer almıştır. Suda kalan Zn^{+2} miktarı maruziyet süresi ile doğru orantılı olarak azalmış, bitki konsantrasyonları sudaki Zn^{+2} miktarını istatistiksel olarak anlamlı değerlerde etkilememiştir. Bitki bünyesine alınan Zn^{+2} miktarı bitki konsantrasyonu ile doğru orantılı olarak artmıştır. 18 sa maruz kalma süresi ve 2.5 ve 5 g/L bitki konsantrasyonlarında bitki bünyesine alınan Zn^{+2} miktarı aynı aralık da değer almıştır. Zn^{+2} giderim verimi incelendiğinde ise aynı bitki konsantrasyonunda maruz kalma süresi arttıkça giderim verimi artmıştır. BKF değerine bakıldığında bitki konsantrasyonu ile ters orantılı olduğu görülmüştür, bitki konsantrasyonu arttıkça BKF değeri azalmıştır (Çizelge 4.6).

Çizelge 4.6. Süre x bitki konsantrasyonun Zn^{+2} fitoremediasyon üzerindeki etkisinin istatistiksel değeri

Bitki miktarı (g/L)	pH				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	6.860bc	6.745ef	6.695fg	6.985a	6.595i
2.5	6.955a	6.620hi	6.660gh	6.825bcd	6.785de
5.0	6.845bc	6.575ij	6.610hi	6.845bc	6.730f
7.5	6.880b	6.540j	6.675g	6.840bc	6.815cd

Bitki miktarı (g/L)	Bitki yaş ağırlığı (g/L)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	2.506i	2.800hi	3.174hi	3.333hi	2.495i
2.5	3.106hi	3.551hi	2.785hi	4.164gh	5.251g
5.0	7.345de	7.629de	5.839f	6.378ef	9.042c
7.5	11.230b	8.418cd	10.423b	13.278a	11.415b

Bitki miktarı (g/L)	Bitki kuru ağırlığı (g/L)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	0.119e	0.100e	0.108e	0.111e	0.098e
2.5	0.119e	0.129e	0.107e	0.115e	0.108e
5.0	0.198d	0.192d	0.193d	0.213d	0.198d
7.5	0.377a	0.257c	0.259c	0.291b	0.300b

Bitki miktarı (g/L)	Suda kalan Zn^{+2} (mg/L)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	0.427b	0.392cd	0.375de	0.246g	0.283f
2.5	0.419bc	0.434b	0.474a	0.390cd	0.258fg
5.0	0.356e	0.407bc	0.392cd	0.366de	0.201h
7.5	0.346e	0.422b	0.355e	0.281f	0.156i

Bitki miktarı (g/L)	Bitki bünyesine alınan Zn^{+2} (mg/kg)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	673.376g	1496.642b	1062.668cdef	1134.137cde	1474.800b
2.5	932.176f	1131.782cde	1020.300def	1211.992c	1969.942a
5.0	911.339f	1035.631def	1016.417def	938.173f	15556.581b
7.5	664.770g	926.314f	960.907ef	994.102def	1159.336cd

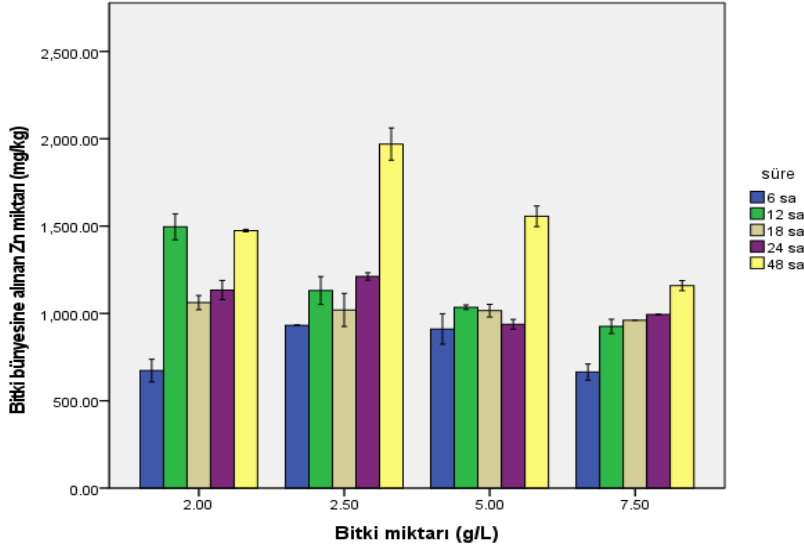
Bitki miktarı (g/L)	Zn^{+2} giderimi (%)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	57.300h	60.800fg	62.550ef	75.450c	71.650d
2.5	58.100gh	56.600h	52.600i	60.950fg	74.250cd
5.0	64.400e	59.350gh	60.850fg	63.400ef	79.850b
7.5	65.350e	57.750h	64.500e	71.950d	84.400a

Bitki miktarı (g/L)	BKF				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	731.930g	1626.785b	1155.074cdef	1232.758cde	1603.044b
2.5	1013.235f	1230.197cde	1109.022def	1317.383c	2141.241a
5.0	990.586f	1125.686def	1104.801def	1019.753f	1691.936b
7.5	722.576g	1006.863f	1044.464ef	1080.546def	1260.147cd

(*Aynı sütunda farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasında fark $p < 0.01$ düzeyinde önemlidir.)

Şekil 4.12' de süre (6, 12, 18, 24, 48 sa) $\times$ bitki konsantrasyonun (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) bitki bünyesine alınan Zn^{+2} miktarına etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda bitki bünyesine alınan Zn^{+2} konsantrasyonu 561 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 1487.6 mg/kg değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda bitki bünyesine alınan Zn^{+2} konsantrasyonu 936.3 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 2129.7 mg/kg değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda bitki bünyesine alınan Zn^{+2} konsantrasyonu 1062.9 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 1658.6 mg/kg değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda bitki bünyesine alınan Zn^{+2} konsantrasyonu 584 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 1109.1 mg/kg değerine ulaşmıştır.

Bitki bünyesine alınan en düşük Zn^{+2} miktarı 2 g/L bitkinin kullanıldığı 6 sa sonunda 561 mg/kg olarak elde edilirken, bitki bünyesine alınan Zn^{+2} miktarının ise en yüksek 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı 48 sa sonunda 2129.7 mg/kg olarak tespit edilmiştir. Bitki bünyesine Zn^{+2} miktarının bitki konsantrasyonu artması ile genel olarak azaldığı görülmüştür. Maruziyet süresi arttıkça aynı bitki konsantrasyonunda doğru orantılı olarak bitki bünyesine alınan Zn^{+2} miktarında artış görülmüştür.

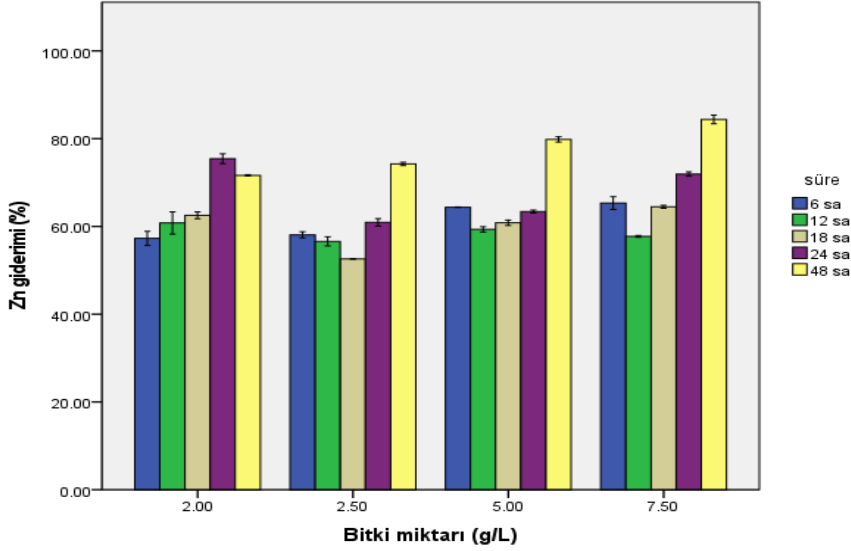


Şekil 4.12. Süre x bitki konsantrasyonunun bitki bünyesine alınan Zn^{+2} miktarına etkisi

4.2.6. Süre × Bitki Konsantrasyonunun Zn^{+2} Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Şekil 4.13' de süre (6, 12, 18, 24, 48 sa) × bitki konsantrasyonunun (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) Zn^{+2} giderim verimi (%) üzerine etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda Zn^{+2} giderimi % 54.5 olurken, 48 sa sonunda ise % 71.4 değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda Zn^{+2} giderimi % 59.3, 48 sa sonunda ise % 74.9 değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda Zn^{+2} giderimi % 64.5 olurken, 48 sa sonunda ise % 78.8 değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda Zn^{+2} giderim verimi % 67.9 olurken, 48 sa sonunda ise % 86.1 değerine ulaşmıştır.

Zn^{+2} giderim verimi en düşük 2 g/L bitkinin kullanıldığı 6 sa sonunda %54.5 olarak elde edilirken, en yüksek Zn^{+2} giderim verimine 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 48 sa sonunda % 86.1 olarak tespit edilmiştir. Genel olarak bakıldığında %75'e yakın giderim gerçekleştiği görülmüştür. Zn^{+2} giderim veriminin bitki konsantrasyonu ve maruziyet süresi ile doğru orantılı olarak artış göstermiştir.

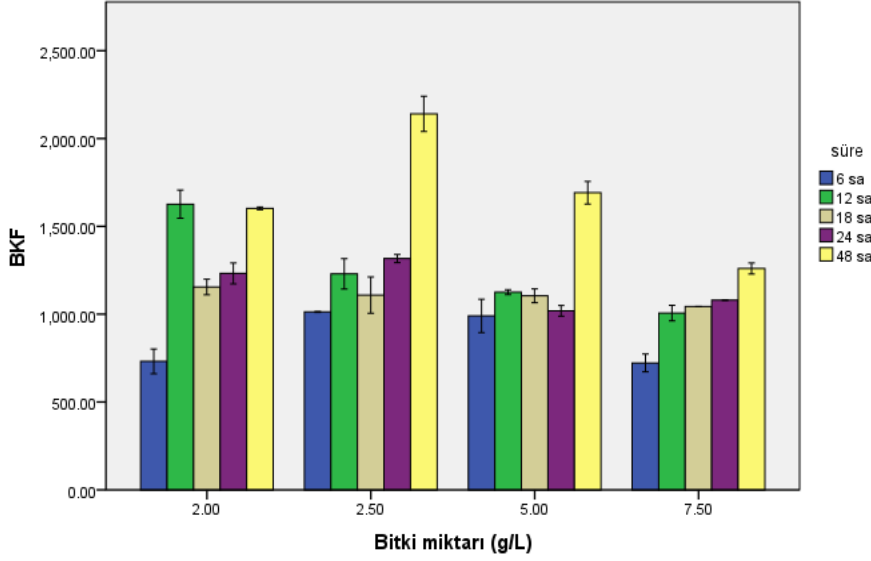


Şekil 4.13. Süre x bitki konsantrasyonunun Zn^{+2} giderim verimine (%) etkisi

4.2.7. Süre × Bitki Konsantrasyonunun Zn^{+2} 'nin Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi

Şekil 4.14' de süre (6, 12, 18, 24, 48 sa) × bitki konsantrasyonunun (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) Zn^{+2} 'nin BKF değeri üzerine etkisi verilmiştir. 2 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda BKF değeri 854 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 1589.1 mg/kg değerine ulaşmıştır. 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda BKF değeri 1008.8 mg/kg, 48 sa sonunda ise 1967.6 mg/kg değerine ulaşmıştır. 5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda BKF değeri 825.9 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 1581 mg/kg değerine ulaşmıştır. 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı numune için 6 sa sonunda BKF değeri 810.4 mg/kg olurken, 48 sa sonunda ise 1314.7 mg/kg değerine ulaşmıştır.

Zn^{+2} için BKF değeri en düşük 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 6 sa sonunda 810.4 mg/kg olarak elde edilirken, en yüksek BKF değeri 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı 48 sa sonunda 1967.6 mg/kg olarak tespit edilmiştir. BKF değeri aynı bitki konsantrasyonunda maruziyet süresi ile doğru orantılı olarak artmıştır.



Şekil 4.14. Süre x bitki konsantrasyonunun Zn^{+2} 'nin BKF değerine etkisi

4.3. Sudan Ni^{+2} ve Zn^{+2} 'nin Birlikte Fitoremediasyonu

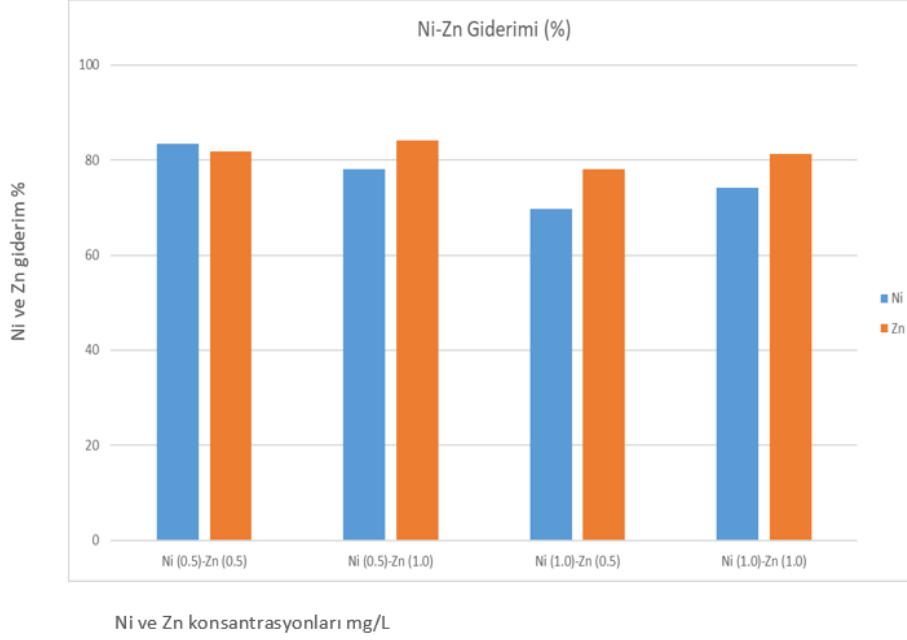
Fitoremediasyon potansiyelini araştırmak amacıyla 200 mL deiyonize su ortamında 7.5 g/L konsantrasyonda bitki kullanarak, sırasıyla Ni^{+2} ve Zn^{+2} farklı konsantrasyonlarda (0.5, 0.5 mg/L, 0.5, 1.0 mg/L, 1.0, 0.5 mg/L, 1.0, 1.0 mg/L) birlikte spike edilerek hazırlanmış, 48 sa maruz bırakılmıştır. 48 sa sonunda bitki renginin solduğu görülmüştür.

4.3.2. Suda Ni^{+2} ve Zn^{+2} Fitoremediasyonunun Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Şekil 4.15' de sırasıyla Ni^{+2} ve Zn^{+2} olmak üzere farklı konsantrasyonlarda (0.5 , 0.5 mg/L, 0.5, 1.0 mg/L, 1.0, 0.5 mg/L, 1.0, 1.0 mg/L) birlikte spike edilerek hazırlanan suda Ni^{+2} ve Zn^{+2} giderim verimi (%) üzerine etkisi verilmiştir. Birlikte spike edilen 0.5 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için Ni^{+2} giderimi % 83.4 olurken, 0.5 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için Zn^{+2} giderimi % 81.4 olmuştur. Birlikte spike edilen 0.5 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için Ni^{+2} giderimi % 78 olurken, 1 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için Zn^{+2} giderimi % 84.1 olmuştur. Birlikte spike edilen 1 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için Ni^{+2} giderimi % 69.7 olurken, 0.5 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için Zn^{+2} giderimi % 78 olmuştur. Birlikte spike edilen 1 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için Ni^{+2} giderimi % 74.1 olurken, 1 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için Zn^{+2} giderimi % 81.2 olmuştur.

0.5 mg/L konsantrasyonda Ni^{+2} giderim veriminin (% 83.4) daha yüksek olduğu, 1 mg/L konsantrasyonda ise Zn^{+2} giderim veriminin (% 81.2) daha yüksek olduğu

görülmüştür. Ni^{+2} konsantrasyon arttıkça giderim verimi azalmış, Zn^{+2} ise konsantrasyon arttıkça giderim verimi artmıştır. Genel olarak bakıldığında Ni^{+2} % 70' in üzerinde giderim, Zn^{+2} ise % 80'in üzerinde giderim görülmüştür.

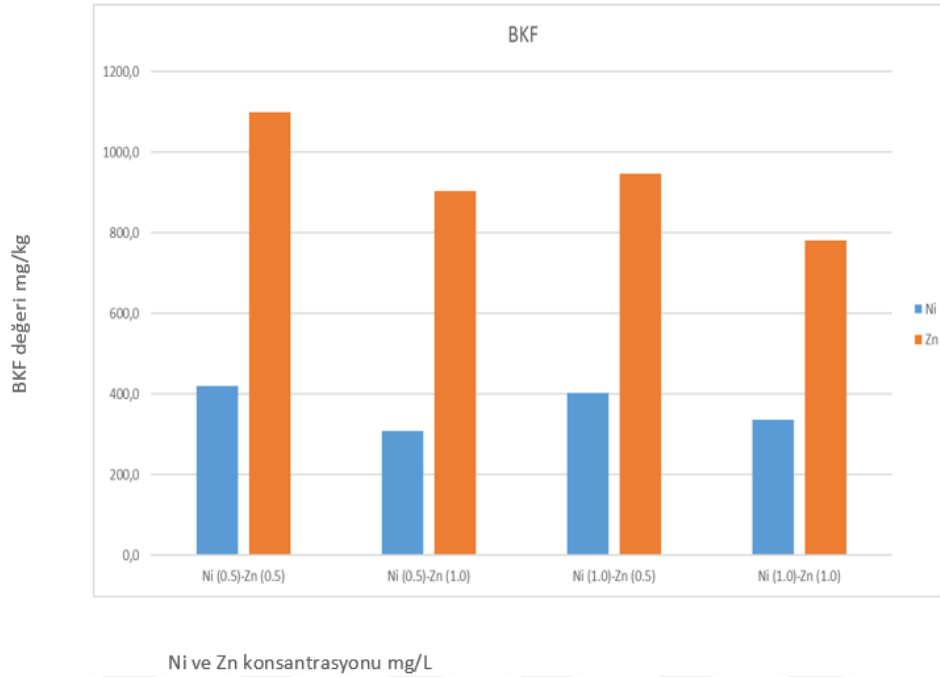


Şekil 4.15. Suda Ni^{+2} ve Zn^{+2} fitoremediasyonun giderim verimine (%) etkisi

4.3.3. Suda Ni^{+2} ve Zn^{+2} Fitoremediasyonun Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi

Şekil 4.16' de sırasıyla Ni^{+2} ve Zn^{+2} olmak üzere farklı konsantrasyonlarda (0.5 , 0.5 mg/L, 0.5, 1.0 mg/L, 1.0, 0.5 mg/L, 1.0, 1.0 mg/L) birlikte spike edilerek hazırlanan sudan Ni^{+2} ve Zn^{+2} fitoremediasyonun BKF değeri üzerine etkisi verilmiştir. Birlikte spike edilen 0.5 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 419.1 mg/kg olurken, 0.5 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 1099.2 mg/kg olmuştur. Birlikte spike edilen 0.5 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 307.3 mg/kg olurken, 1 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 902.7 mg/kg olmuştur. Birlikte spike edilen 1 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 402.6 mg/kg olurken, 0.5 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 947.4 mg/kg olmuştur. Birlikte spike edilen 1 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 335.4 mg/kg olurken, 1 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 780.6 mg/kg olmuştur.

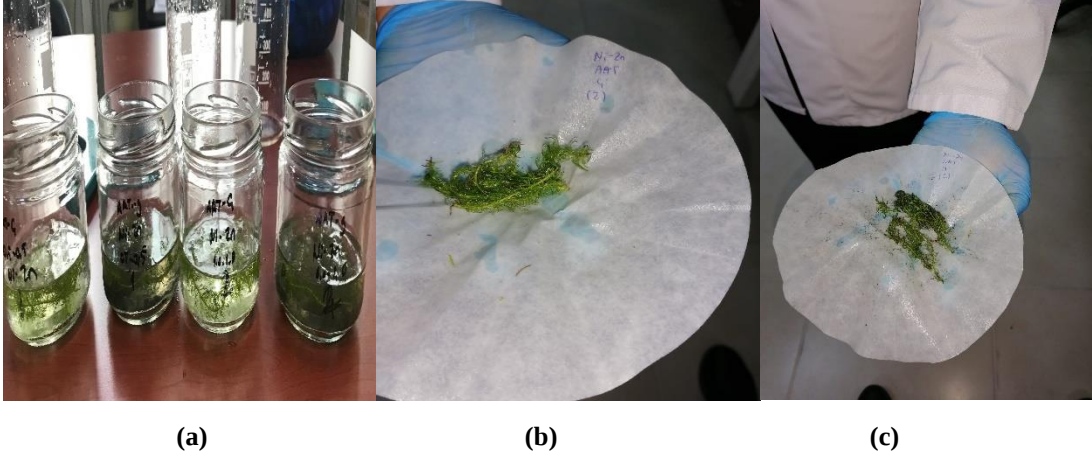
Zn^{+2} 0.5 mg/L konsantrasyonda (1099.2 mg/kg) ve 1 mg/L konsantrasyonda (902.7 mg/kg) BKF değerinin daha yüksek olduğu görülmüştür. Ni^{+2} ve Zn^{+2} konsantrasyon arttıkça BKF değeri azalmıştır. Zn^{+2} BKF değeri Ni^{+2} göre daha yüksektir.



Şekil 4.16. Suda Ni^{+2} ve Zn^{+2} Fitoremediasyonun BKF' ne etkisi

4.4. Atıksudan Ni^{+2} ve Zn^{+2} 'nin Birlikte Fitoremediasyonu

Fitoremediasyon potansiyelini araştırmak amacıyla 100 mL Koski Atıksu Arıtma Tesisinden alınan giriş ve çıkış suları ile hazırlanan numuneler 7.5 g/L konsantrasyonda bitki kullanarak, sırasıyla Ni^{+2} ve Zn^{+2} farklı konsantrasyonlarda (0.5, 0.5 mg/L, 1.0, 1.0 mg/L) birlikte spike edilerek hazırlanmış, 48 sa maruz bırakılmıştır. Tesisten alınan giriş ve çıkış suyu numuneleri analiz edildiğinde başlangıçta (metal spike edilmeden önceki halinde) tesis giriş suyunda 0.097 mg/L Ni^{+2} , 0.078mg/L Zn^{+2} ; tesis çıkış suyunda 0.003 mg/L Ni^{+2} , 0.057 mg/L Zn^{+2} bulunmuştur. Hazırlanan numunede 48 sa maruziyet sonunda bitki renginin solduğu görülmüştür. Şekil 4.17'de Ni^{+2} ve Zn^{+2} fitoremediasyonu sonunda tesis giriş ve çıkış sularından alınarak hazırlanan gerçek atıksu numunesindeki suyun ve bitkinin (giriş ve çıkış) görünümü verilmiştir.

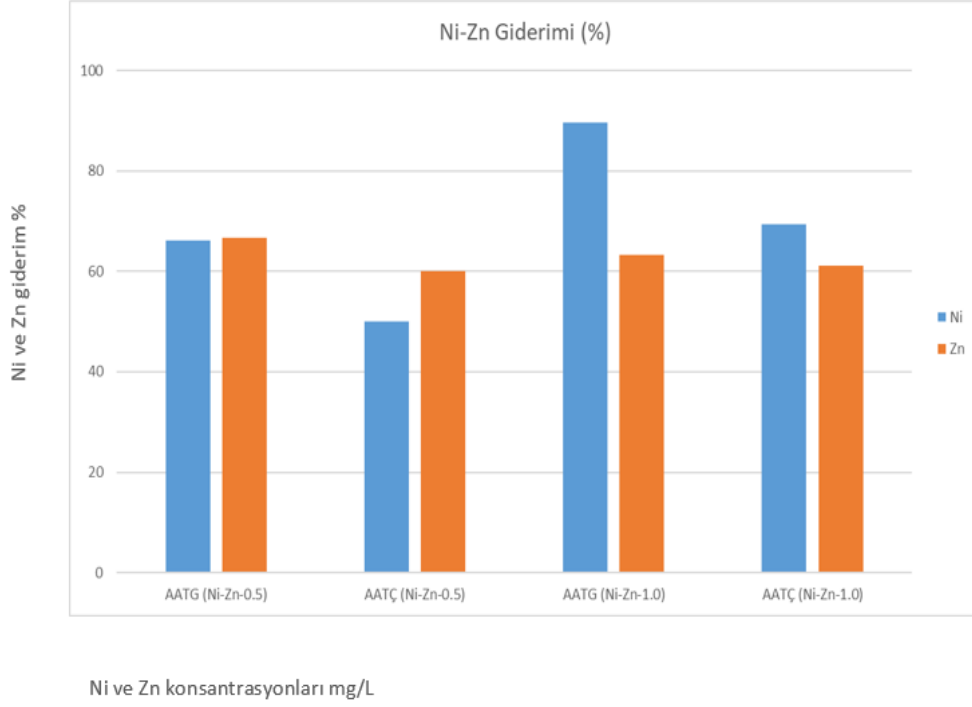


Şekil 4.17. Ni^{+2} ve Zn^{+2} fitoremediasyonu sonunda; (a) atıksuyun, bitkinin; (b) çıkış suyundaki , (c) giriş suyundaki görünümü

4.4.2. Atıksuda Ni^{+2} ve Zn^{+2} Fitoremediasyonun Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Şekil 4.18’ de sırasıyla Ni^{+2} ve Zn^{+2} olmak üzere farklı konsantrasyonlarda (0.5, 0.5 mg/L, 0.5,1.0 mg/L, 1.0, 0.5 mg/L, 1.0, 1.0 mg/L) birlikte spike edilerek hazırlanan atıksudan Ni^{+2} ve Zn^{+2} giderim verimi (%) üzerine etkisi verilmiştir. Tesis giriş suyuna birlikte spike edilen 0.5 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için Ni^{+2} giderimi %66.2 olurken, 0.5 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için Zn^{+2} giderimi %66.6 olmuştur. Tesis çıkış suyuna birlikte spike edilen 0.5 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için Ni^{+2} giderimi % 50 olurken, 0.5 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için Zn^{+2} giderimi %60 olmuştur. Tesis giriş suyuna birlikte spike edilen 1 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için Ni^{+2} giderimi %89.7 olurken, 1 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için Zn^{+2} giderimi % 63.3 olmuştur. Tesis çıkış suyuna birlikte spike edilen 1 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için Ni^{+2} giderimi %69.4 olurken, 1 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için Zn^{+2} giderimi %61.1 olmuştur.

Tesis giriş suyu ve 1 mg/L konsantrasyonunda Ni^{+2} ve Zn^{+2} daha iyi giderim olmuştur. Tesis giriş suyunda Ni^{+2} giderim veriminin (%89.7) Zn^{+2} giderim verimine (%63.3) göre daha yüksek olduğu görülmüştür. Tesis çıkış suyunda ise en yüksek giderim 1 mg/L konsantrasyonda Ni^{+2} (%69.4) görülmüştür. Genel olarak bakıldığında Ni^{+2} %70’e yakın giderim, Zn^{+2} ise %65’e yakın bir giderim olduğu görülmüştür. Tesis giriş suyunda Ni^{+2} ve Zn^{+2} daha iyi giderim olduğu görülmüştür. Tesis giriş suyunda bulunan N, P gibi besin elementleri giderim veriminin artmasına neden olmuştur.

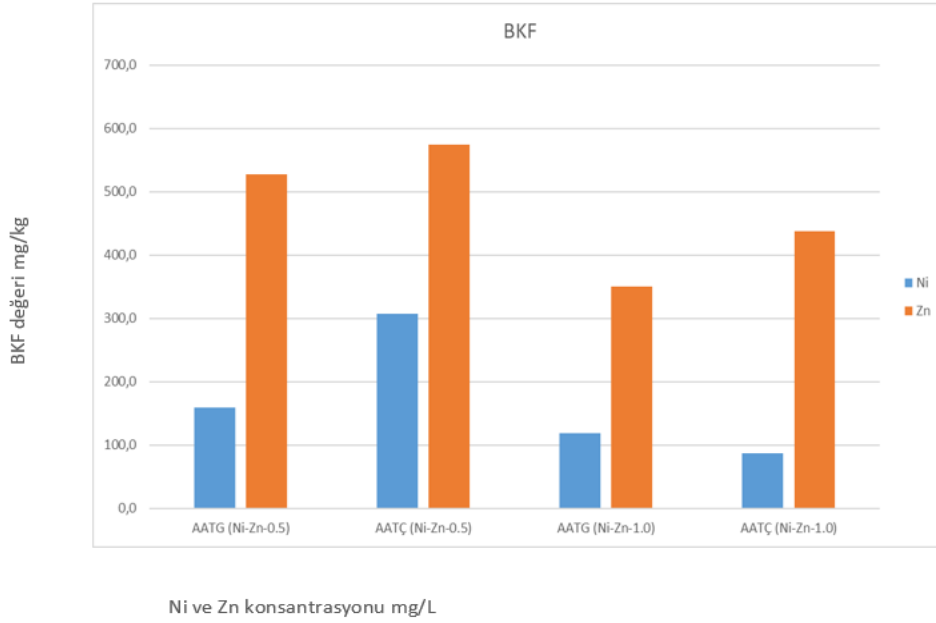


Şekil 4.18. Atıksuda Ni^{+2} ve Zn^{+2} Fitoremediasyonun giderim verimine (%) etkisi

4.4.3. Atıksuda Ni^{+2} ve Zn^{+2} Fitoremediasyonun Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi

Şekil 4.19’ da sırasıyla Ni^{+2} ve Zn^{+2} olmak üzere farklı konsantrasyonlarda (0.5, 0.5 mg/L, 0.5,1.0 mg/L, 1.0, 0.5 mg/L, 1.0, 1.0 mg/L) birlikte spike edilerek hazırlanan atıksudan Ni^{+2} ve Zn^{+2} fitoremediasyonun BKF değeri üzerine etkisi verilmiştir. Tesis giriş suyuna birlikte spike edilen 0.5 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 159.9 mg/kg olurken, 0.5 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 527 mg/kg olmuştur. Tesis çıkış suyuna birlikte spike edilen 0.5 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 307.3 mg/kg olurken, 0.5 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 574.2 mg/kg olmuştur. Tesis giriş suyuna birlikte spike edilen 1 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 118.9 mg/kg olurken, 1 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 351 mg/kg olmuştur. Tesis çıkış suyuna birlikte spike edilen 1 mg/L Ni^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 87.3mg/kg olurken, 1 mg/L Zn^{+2} kullanılan numune için BKF değeri 437.9 mg/kg olmuştur.

Tesis çıkış suyu ve 0.5 mg/L konsantrasyonda hazırlanan numunelerde Ni^{+2} ve Zn^{+2} (307.3 ve 574.2 mg/kg) yüksek BKF değeri görülmüştür. Tesis çıkış suyu ve Zn^{+2} kullanılan numunelerde BKF değerinin daha yüksek olduğu görülmüştür.



Şekil 4.19. Atıksuda Ni^{+2} ve Zn^{+2} Fitoremediasyonun BKF' ne etkisi

4.5. Araştırma Sonuçlarının Literatür Çalışması ile Değerlendirilmesi

Farklı konsantrasyonlarda deiyonize su ve atıksu ortamlarında *Ceratophyllum demersum* L. Ni^{+2} ve Zn^{+2} ile 6, 12, 18, 24, 48 sa sürede muamele edilmiştir. Bitkilerin Ni^{+2} ve Zn^{+2} biriktirme kapasitesi değerlendirilmiş, farklı sürelerde ve farklı konsantrasyonlarda *Ceratophyllum demersum* L. uygulanan Ni^{+2} ve Zn^{+2} fitoremediasyonun BKF değeri hesaplanmıştır. Ni^{+2} deiyonize suya spike edildiğinde genel olarak bakıldığında % 80 üzerinde giderim gözlenmiştir. BKF değerleri, maruziyet süresi ve uygulanan *Ceratophyllum demersum* L. konsantrasyonuna bağlı olarak değişim göstermiş olup, istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur. Zn^{+2} deiyonize suya spike edildiğinde ise % 70-80 üzerinde bir giderim gözlenmiştir. *Ceratophyllum demersum* L. Ni^{+2} fitoremediasyonunda daha verimli bir giderim sağladığı görülmüştür. Ni^{+2} ve Zn^{+2} deiyonize suda 48 sa maruziyet süresinde 7.5 g/L bitki konsantrasyonunda Ni^{+2} ve Zn^{+2} daha iyi biriktirdiği görülmüştür.

48 sa maruziyet süresi, 7.5 g/L bitki konsantrasyonu ile deiyonize suya farklı konsantrasyonlarda Ni^{+2} ve Zn^{+2} birlikte muamele edildiğinde Ni^{+2} % 70, Zn^{+2} % 80 giderim görülmüştür. Giderim verimi Zn^{+2} daha yüksek değerdeyken BKF değeri Ni^{+2} ile daha yüksek seviyelere ulaşmıştır.

48 sa maruziyet süresi, 7.5 g/L bitki konsantrasyonu ile gerçek atıksuya farklı konsantrasyonlarda Ni^{+2} ve Zn^{+2} birlikte muamele edildiğinde giriş atıksuyunda daha iyi giderim olduğu görülmüştür. Ni^{+2} % 70, Zn^{+2} ise % 65 giderim görülmüştür. Giriş atıksuyunun giderim veriminin daha iyi olduğu tespit edilmiş, Ni^{+2} de daha yüksek giderim elde edilmiştir. Giriş suyunda daha iyi giderim görülmesi suyun içerisindeki besi elementlerinden (N ve P) kaynaklanmaktadır. Biyolojik bir arıtım yöntemi olan fitoremediasyonda besi elementleri mikroorganizma faaliyetlerini etkilediğinden giriş atıksuyunda daha iyi giderim verimi elde edilmiştir. BKF değerinin ise çıkış atıksuyunda ve Zn^{+2} de daha yüksek olduğu görülmüştür.

Literatürde bazı benzer çalışmaların sonuçları; Soğukpınar (2020) *Ceratophyllum demersum* L. bitkisini Cd, Cr, Ni ve Zn fitoremediasyonunda kullanmıştır. Deiyonize su ile en yüksek giderim %97 ile Cd, en düşük giderim verimleri ise %60' a yakın giderim ile Cr ve Zn, gerçek atıksu ile yapılan en iyi giderim %60 ile Ni, Cr ve Zn çalışmalarında BKF'nü azalttığı, Ni çalışmasında ise BKF'nin arttığı görülmüştür. Baghirova (2020) *Pistia stratiotes* ve *Salvinia natans* bitkisini Pb, Cu ve Ni fitoremediasyonunda kullanmıştır. Pb ve Cu alımında *Pistia stratiotes* bitkisine göre yaklaşık iki kat daha etkili olduğu, Ni alımındaki verimliliğinin *Pistia stratiotes* bitkisine göre 5-6 kat daha fazla giderim olmuştur. Shahabaldin ve ark. (2015) *Su sümbül* bitkisi kullanarak Farklı tipteki atık suların fitoremediasyon yöntemi ile arıtımında %25 – 50 giderim sağlamıştır. Bakar (2020) *Mentha multimentha* L. (nane) bitkisini, Cd ve Pb fitoremediasyonunda kullanmıştır. Cd ve Pb ile kirlenmiş topraklarda hiperakümülatör olduğu görülmüştür. Nassouhi (2018) *Pistia stratiotes* bitkisini, Pb, Cd fitoremediasyonunda kullanmıştır. Pb, Cd ve bu ağır metallerin karışımları için remediasyon açısından başarı ile kullanılabileceği gösterilmiştir. Tripathia ve ark. (2021) *Ricinus communis* L. bitkisini kullanmış, BKF > 1 değeri elde edilmiştir. Ludmiła ve Klink (2021) *Ceratophyllum demersum* ve *Hydrocharis morsus-ranae* bitkilerini kullanmış, BF > 10 değeri elde edilmiştir. Bu çalışmalar ve benzeri pek çok çalışmaya dayanılarak *Ceratophyllum demersum* için Ni^{+2} ve Zn^{+2} giderim şartları optimize edilmeye çalışılmıştır.

Literatür araştırmalarında da kullanılan metaller içerisinde Ni^{+2} daha iyi giderim verimi elde edilmiş, araştırma sonucunu destekleyici bulgulara rastlanmıştır. Optimize edilen şartlarda bitki konsantrasyonu ve maruziyet süresinin giderim verimini etkilediği gözlemlenmiştir. 48 sa ve 7.5 g/L konsantrasyonda bitki kullanılarak oldukça verimli sonuçlar elde edilmiştir. Ağır metal biriktirme kapasitesi oldukça yüksek olan, özel laboratuvar şartlarında üretilen ve çoğaltılabilen *Ceratophyllum demersum* L. işletme

maliyeti, az ekipman ihtiyacı gereksinimiyle ağır metal gideriminde verimli bir şekilde kullanılabilirliği görülmüştür. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği çıkış suyu deşarj standartlarında çıkış suyu elde edilebilmesine olanak sağlamaktadır.



5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

5.1 Sonuçlar

Fitoremediasyon, bitkilerin toprak, su veya diğer kontamine olmuş ortamlardaki toksik maddeleri uzaklaştırmak için kullanılan ucuz ve etkili bir yöntemdir. Su altındaki bitkiler, daha fazla ağır metal biriktirebildiği için su ortamındaki ağır metal kirliliğinin gideriminde daha faydalı olduğu gözlemlenmiştir. Sucul bitkiler, biyoindikatörler; çevresel koşullarının ve oluşum derecesinin hem nitel hem de nicel değerlendirmesi için kullanılır. Fitoremediasyon işlemi sırasında giderim verimi, BKF değeri gibi bulguların yanı sıra, belli sürede ağır metale maruz bırakılan belli konsantrasyondaki bitkide yaş, kuru ağırlık, pH, renk gibi parametrelerde değişiklik meydana geldiği görülmüştür.

Araştırmada *Ceratophyllum demersum* L. yüksek metal biriktirme kabiliyetinden dolayı kullanılabilecek biyobelirteç bir bitki olduğu görülmüştür. *Ceratophyllum demersum* L., sürekli bitki materyali elde etmeyi gerektirmeden biyolojik çeşitliliğin korunmasını sağlayacak şekilde üretilebilen geniş yüzey alanı sayesinde su kütlelerinde metal alımını kolaylaştıran bir yapıya sahiptir. Fitoremediasyon için oldukça elverişli bir bitkidir. Yapılan literatür çalışmaları ve maruziyet süresi, bitki konsantrasyonu gibi şartlar optimize edilerek gerçekleştirilen deneylerde ağır metal biriktirebilme kapasitesi olan, son derece başarılı bir makrofit olduğu görülmüştür.

Araştırmada en iyi giderim 48sa maruziyet süresinde 7.5g/L bitki konsantrasyonunda görülmüştür. Ni^{+2} muamelesinde giderim veriminin daha çok olduğu görülmüştür. Deiyonize suya Ni^{+2} spike edildiğinde %80, Zn^{+2} spike edildiğinde ise %75 giderim sağlanmıştır. Deiyonize suya yapılan farklı konsantrasyonlarda Ni^{+2} ve Zn^{+2} birlikte muamele edildiğinde ise iki metal kıyaslandığında Ni^{+2} %70, Zn^{+2} %80 giderim sağlanmıştır. Gerçek atıksuya farklı konsantrasyonlarda Ni^{+2} ve Zn^{+2} birlikte muamele edildiğinde Ni^{+2} %70, Zn^{+2} %65 giderim sağlanmıştır. Giriş atıksuyunda daha iyi giderim olduğu görülmüştür. BKF değerinin Zn^{+2} , Ni^{+2} 'ye kıyasla oldukça yüksek değerde olduğu görülmüştür. Sonuç olarak Ni^{+2} tekli spike edilen numunede fitoremediasyon yöntemi kullanılarak daha iyi giderim gerçekleşmiştir. Zn^{+2} de optimizasyon şartlarında istenen giderim verimine ulaşılmıştır. Ni^{+2} ve Zn^{+2} metallerinin giderim şartlarının optimize edilmesiyle beklenen düzeyde giderim gerçekleşmiş, literatür çalışmalarını destekler bulgular elde edilmiştir. Fitoremediasyon yöntemi başarılı bir şekilde uygulanmıştır.

5.2 Öneriler

Bu tez çalışmasında saatlik ağır metal giderim süreleri farklı konsantrasyonlarda bitki kullanılarak değerlendirilmiştir. 48 sa ve 7.5 g/L konsantrasyonda daha belirgin bir giderim olduğu görülmüştür. Konsantrasyon miktarı arttırılarak Ni^{+2} ve Zn^{+2} yanında farklı metallerin ilave edilmesiyle farklı bir çalışma yapılabilir. *Ceratophyllum demersium* L. yüksek konsantrasyon ve Ni^{+2} ve Zn^{+2} 'ye ilaveten çoklu metal beraber spike edilerek bitkinin bünyesine alma kapasitesi değerlendirilebilir. Buna ek olarak *Ceratophyllum demersium* L. yanı sıra fitoremediasyonda kullanılan köksüz bitki biriktirme toleransı olan başka bir makrofit ile *Ceratophyllum demersium* L. birlikte kullanıldığı bir çalışma yapılabilir.

6. KAYNAKLAR

- Ağca, N. (1998). *Atıksuların Toprak Ekosistemine Etkileri*. (A. Veysel, & B. İbrahim, Dü) Kayseri: I. Atık su Sempozyumu Bildiri Kitabı.
- Ahmed, S., Chughtai, S. and Keane, MA. (1998). The Removal of Cadmium and Lead from Aqueous Solution by Ion Exchange with Na-Y Zeolite,. *Sep. Purif. Technol.*, 13, 57–64.
- Asim, M., Aydın, S., Karataş, M., Aydın, ME. , Soğukpınar, C. ve Sevinç, C. (2019). Investigation of the bioaccumulation potential of in vitro regenerated plants of aquatic macrophyte – *Ceratophyllum demersum* to Cadmium (Cd) under laboratory conditions. *Asian Journal of Agriculture and Biology*.
- Atıksu Arıtma Tesisleri Tasarım Rehberi. (2013). [www.tarimorman.gov.tr/SYGM/Belgeler/arıtma%20norm%20rehberi/AAT%20Tasarım%20Rehberi%20\(1\).pdf](http://www.tarimorman.gov.tr/SYGM/Belgeler/arıtma%20norm%20rehberi/AAT%20Tasarım%20Rehberi%20(1).pdf) adresinden alındı
- Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği. (2010). *EK 6 Arıtma Çamurlarının İşlenmesi, Geri Kazanımı ve Bertarafı İle İlgili Genel Esaslar ve Uygulanan Metodlar*.
- Ayoub, G., Semerciyan, L. and Fadel, M. (2001). Heavy Metal Removal by Coagulation with Seawater Liquid Bittern. *J. Environ. Eng.*, 127(3) , 196–202.
- Baghirova, F. (2020). Sucul Ortamlardan Fitoremediasyon Yöntemi İle Ağır Metal Giderimi Yüksek Lisans Tezi. *Pamukkale Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı*. Denizli.
- Bakar, E. (2020). Nane (*Mentha multimentha* L.)’nin Kadmiyum, Kurşun Toleransının ve Fitoremediasyon Potansiyelinin Belirlenmesi Yüksek Lisans Tezi. *Van Yüzüncü Yıl Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Ana Bilim Dalı*. Van.
- Baker, A. and Reeves, RD. (1994). Heavy Metal Accumulation and Tolerance in British Populations of The Metallophyte *Thlaspi Caerulescens* J. & C. Presl. (Brassicaceae). *New Phytol*(127), 61-8.
- Barakat, MA. (2010). New Trends in Removing Heavy Metals from Industrial Wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*.
- Bert, V., Girondelot, B., Quatannenler, V. and Laboudigue, A. (2005). A Phytostabilisation of a Metal Polluted Dredged Sediment Deposit—Mesocosm Experiment and Field Trial. . A. G. Uhlmann O (Dü.), *Proceedings of the 9th International FZK/TNO Conference on*.
- Bruggen, B. and Vandecasteele, C. (2002). Distillation vs. Membrane Filtration: Overview of Process Evolutions in Seawater Desalination,. *Desalination*, 143, 207–218.
- Chorom, M., Parnian, A. and Caferzade, N. (2012). Nickel Removal by the Aquatic Plant (*Ceratophyllum Demersum* L.),. *International Journal of Environmental Science and Development*,, 3, 372, 373.
- Çiftçi, A. (2016). Çoklu Metal(Kadmiyum, Kurşun ve Çinko) ile Kirlenmiş Bir Toprağın Arıtımında Yabani Hint Yağı (*Ricinus Communis*) ve Aspir (*Carthamus Tinctorius*) Bitkilerinin Fitoremediasyon Kapasitesinin Araştırılması. *Mersin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı*. Mersin.
- Detlefsen, V. (1988). Status report an aquatic pollution problems in Europe. *Aquatic Toxicology*, 11, 259-289.
- Doğan, M. (2017) In Vitro Koşullarda Çoğaltılan Su Bitkilerinin Fitoremediasyon Potansiyellerinin Araştırılması, Karamanoğlu Mehmetbey Üniversitesi, Doktora

Tezi, 3-4-5-6-7-10-11-39

- Doğan, M., Karataş, M. and Aasım, M. (2018). In vitro Koşullarda *Ceratophyllum demersum* L.'un Krom (III) Akümülayonunun Araştırılması. *KSÜ Tarım ve Doğa Derg*, 21(3), 277-285.
- Dokuz Eylül Üniversitesi. (2021). <http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/bolum01.pdf> adresinden alındı
- Doyle, F. and Zhendong, L. (2003). The Effect of Triethylenetetraamine (trien) on The Ion Flotation of Cu^{2+} and Ni^{2+} . *J. Coll. Int. Sci.*, 258, 396–403.
- Dushenkov, V. and Kapulnik, Y. (2000). Phytofiltration of Metals. (E. B. Raskin I, Dü.) *Phytoremediation of Toxic Metals Using Plants to Clean-up The Environment*, 89-106.
- Dushenkov, V. and Kumar, PB., (1995). Rhizofiltration: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Aqueous Streams. *Environ Sci Technol*, 1239-45.
- Eccles, H. (1999). Treatment of Metal-Contaminated Wastes, Why Selecta Biological Process Trends. *Biotechnol*, 17, 462-465.
- EPA. (2003). *Environmental Protection Agency Office of Water National Primary Drinking Water Standards*. <http://www.epa.gov>, EPA. adresinden alındı
- Fabrizio, P., Valentina, I. and Daniela, DB. (2017). Investigation on metal tolerance and phytoremoval activity in the poplar hybrid clone “Monviso” under Cu-spiked water: Potential use for wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 412-418.
- Farr, G. (2009). The Hair Tissue Mineral Analysis/Why Heavy Metals are a hazard to your health. *Updated 31Dec*.
- Filiz, E. (2007). Doğal Kaynaklardan Elde Edilen Adsorbanlarla Sulardan Ağır Metal Giderimi. *Yüksek Lisans Tezi*. İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- George, T., Burton, F. and Stensel, HD. (2003). *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse* (Cilt 4). Metcalf & Eddy.
- Ghosh, M. and Singh, SP. (2005). A Review on Phytoremediation of Heavy Metals and Utilization of its by Products. *Appl. Ecol Environ Res*, 3, 1-18.
- Gomes, I. (2012). Phytoremediation for bioenergy: challenges and opportunities. *Environmental Technology Reviews*, 1(1).
- Güneş, E. (2020). Ağır Metallerin İnsan Sağlığına Etkileri ve Biyolojik Temelli Ortamdan Uzaklaştırılma Yöntemleri. *Bezelye Dergi*. www.bezelyedergi.net/post/agir-metallerin-i-nsan-sagligina-etkileri-ve-biyolojik-temelli-ortamdan-uzaklastirilma-yontemleri adresinden alındı
- Habashi, F. (1997). *Handbook of Extractive Metallurgy* (Cilt 4). Germany: Wileyvch.
- Hammand, P. and Beliles, RP. (1980). Toxicology. (M. A. J. Doull. C.D.Klaassen, Dü.) 409-462.
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, AB., Cansaran Duman, D. and Aras, S. (2012). Biyosorpsiyon, Adsorpsiyon ve Fitoremediasyon Yöntemleri ve Uygulamaları. *Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergis*, 69(4), 241-250.
- Humaira, Q., Ukab, B., Javeed, O., Dar, GH. and Ahmed, Bhat RA. (2022). *Ceratophyllum demersum*-An accretion biotool for heavy metal remediation. *Science of The Total Environment*, 806.
- Hussein, H., Ibrahim, SF., Kandeel, K. and Moawad, H. (2004). Biosorption of Heavy Metals from Wastewater Using *Pseudomonas*. *Electron J Biotechn*, 7, 38-46.
- İleri, R. (2000). Çevre Biyoteknolojisi (Cilt 1). içinde Adapazarı:Değişim Yayınları. 501-22.

- İskenderun Teknik Üniversitesi.* (2016). 3 14, 2021 tarihinde <https://iste.edu.tr/iste-btm/spektroskopi-lab> adresinden alındı
- Janssen, L. and Koene, L. (2002). The Role of Electrochemistry and Electrochemical Technology in Environmental Protection. *Chem. Eng. J.*, 85, 137–146.
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G., Güven, A. ve Timur, S. (2002). Metallerin Çevresel Etkileri-I. *Metalurji Dergisi*, 138, 64-71.
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G., Güven, A. ve Timur, S. (2009). *Metallerin Çevresel Etkileri -III.* Mart 9, 2021 tarihinde [/www.metalurji.org.tr: http://www.metalurji.org.tr/dergi/dergi136/d136_4753.pdf](http://www.metalurji.org.tr: http://www.metalurji.org.tr/dergi/dergi136/d136_4753.pdf) adresinden alındı
- Karaçağıl, D. (2013). İstanbul’da Belirlenmiş Sahil Şeritlerinde Toprak Kalitesi ve Ağır Metal Kirliliği. 4-8-11-12. İstanbul: Bahçeşehir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Kartal, G., Güven, A., Kahvecioğlu, Ö. ve Timur, S. (2004). Metallerin Çevresel Etkileri-II. *TMMOB Metalurji Mühendisleri Odası Dergisi*(137), 46-531.
- Kayhan, FE., Muslu, MN. ve Koç, ND. (2009). Bazı Ağır Metallerin Sucul Organizmalar Üzerinde Yaratdığı Stres ve Biyolojik Yanıtlar. *Journal of Fisheries Sciences*, 3(2), 153-162.
- Korngold, E., Belaye, N. and Arono, L. (2003). Removal of Chromates from Drinking Water by Anion Exchangers,. *Sep. Purif. Technol.*, 33 (2) , 179–187.
- Koyuncu, S. (2014). Konya Atıksu Arıtma Tesisi Anaerobik Çmur Çürütücüde Optimum Biyogaz Verimi İçin İşletme Şartlarının ve Tasarım Kriterlerinin Belirlenmesi Doktora Tezi.
- Kurniawan, TA. and Babel, S. (2003). A Research Study on Cr(VI) Removal from Contaminated Wastewater Using Low-Cost Adsorbents and Commercial Activated Carbon. *Proceedings of the 2nd International Conference on Energy Technology Towards a Clean Environment (RCETE)*, vol. 2, 1110–1117. Phuket, Thailand.
- Kurniawan, TA., Chan, G., Lo, WH. and Babel, S. (2006). Physicochemical Treatment Techniques for Wastewater Laden with Heavy Metals. *Chem. Eng. J.*(118), 83-98.
- Lesmana, SO., Febriana, N., Felycia, E., Soetaredjo, FE. and Sunarso, J. (2009). Studies on potential applications of biomass for the separation of heavy metals. *Biochemical Engineering Journal*, 44, 19-41.
- Leung, WC., Wong, MF., Chua, H., Lo, WH., Yu, PH. and Leung, CK. (2000). Removal and Recovery of Heavy Metals by Bacteria Isolated from Activated Sludge Treating Industrial Effluents and Municipal Wastewater. *Water Sci. Technol.*, 41(12), 233-240.
- Ludmiła, P. and Klink, A. (2021). Validation of *Hydrocharis morsus-ranae* as a possible bioindicator of trace element pollution in freshwaters using *Ceratophyllum demersum* as a reference species. *Environmental Pollution*, 269 116-145.
- Mcintyre, T. (2003). Phytoremediation of Heavy Metals from soils. . *Advan Biochem Eng/Biotech*(78), 97–123.
- Mishra, S., Srivastava, S., Tripathi, RD., Kumar, R., Seth, CS. and Gupta, DK. (2006). Lead Detoxification by Coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) Involves Induction of Phytochelatins and Antioxidant System Inresponse to Its Accumulation. *Chemosphere*, 65, 1027–1039.
- Monser, L. and Adhoum, N. (2002). Modified Activated Carbon for The Removal of Copper, Zinc, Chromium, and Cyanide from Wastewater. *Sep. Purif. Technol.*(26), 137–146.

- Muchie, M. and Akpor, OB. (2010). Remediation of heavy metals in drinking water and wastewater treatment systems: Processes and applications. *International Journal of the Physical Sciences*, 5(12), 1807-1817. October 4, 2010 tarihinde [Http://www.academicjournals.org/IJPS](http://www.academicjournals.org/IJPS) adresinden alındı
- Nassouhi, D. (2018). Kadiminyum, Kurşun ve Kadmiyum-Kurşun Karışımına Maruz Bırakılan *Pistia stratiotes* L. Sucul Bitkisinin Fitoremediasyon Potansiyelinin Araştırılması Yüksek Lisans Tezi. *Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı*.
- Okcu M., Tozlu, E., Kumlay, AM. ve Pehlivan, M. (2009). Ağır Metallerin Bitkiler Üzerine Etkileri. *Alınları Ziraat Bilimler Dergisi*, 17(2), 14-26.
- Özkan, G. (2009). Endüstriyel Bölge Komsuluğunda Kıyıda Kırsal Alandaki Hava Kalitesi Muallimköy’de Partikül Maddede ve Topraktaki Ağır Metal Kirliliği. Yüksek Lisans Tezi, *GYTE Fen Bilimleri Enstitüsü*, Kocaeli, Gebze.
- Öztürk, İ. (2017). Atık su Miktar ve Özellikleri. İ. Öztürk (Dü.) içinde, *Atık su Mühendisliği içinde, Atık su Miktar ve Özellikleri* (Cilt 8, s. 16). İstanbul: İSKİ Teknik Kitaplar Serisi.
- Öztürk, İ., Timur, H. ve Koşkan, U. (2005). *Atıksu Arıtımının Esasları Evsel, Endüstriyel Atıksu Arıtımı ve Arıtma Çamurlarının Kontrolü*. İstanbul: Çevre ve Orman Bakanlığı. http://www.hasanege.com/download/hasanege_atiksuaritimiesaslari.pdf adresinden alındı
- Özyer, A. (2014). Fitoremediasyonla Kontrollü Şartlarda Bazı Ağır Metallerin Giderimi ve Kinetiğinin Araştırılması Doktora Tezi. *Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı*. Samsun.
- Padmavathiamma, P. and Li, LY. (2007). Phytoremediation Technology: Hyper-Accumulation Metals in Plants. *Water Air Soil Pollut*(184), 105-26.
- Pansını, M., Colella, C. and Gennaro, M. (1991). Chromium Removal from Water by Ion Exchange Using Zeolite,. *Desalination*,, 83 , 145–157.
- Papadopoulos, A., Fatta, D., Parperis, K., Mentzis, A., Harambous, K. and Loizidou, M. (2004). Nickel Uptake from A Wastewater Stream Produced in A Metal Finishing Industry by Combination of Ion-Exchange and Precipitation Methods,. *Sep. Purif. Technol.*,, 39 (3), 181–188.
- Pedersen, A. (2003). Characterization and Electrolytic Treatment of Wood Combustion Fly Ash for The Removal of Cadmium,. *Biomass Bioenergy*(25 (4)), 447–458.
- Petoussi, A. and Kalogerakis, N. (2022). Olive mill wastewater(omw) phytoremediation employing economically important woody plants. *Journal of Environmental Management*, 302.
- Radziemska, M., Mazur, Z., Bes, A., Majewski, G., Gusiati, ZM. and Brtnicky, M. (2019). Using mosses as bioindicators of potentially toxic element contamination in ecologically valuable areas located in the vicinity of a road: a case study. *International Journal of Environmental Studies and Public Health*, 16(20).
- Ramos, RL., Jácome, LAB., Barrón, JM., Rubio, LF. and Coronado, RMG. (2002). Adsorption of Zinc(II) from An Aqueous Solution onto Activated Carbon. *J.Hazard. Mater.*, B90,, 27–38.
- Rengaraj, S., Joo, CK , Kim, Y. and Yi, J. (2003). Kinetics of Removal of Chromium from Water and Electronic Process Wastewater by Ion Exchange Resins:1200H, 1500H, and IRN97H,. *J. Hazard. Mater*, 102 (2/3) , 257–275.
- Rengaraj, S., Venkataraj, S., Yeon, J., Kim, Y., LI, X. and Pang, G. (2007). Preparation, Characterization and Application of Nd–TiO₂ Photocatalyst for The Reduction of Cr(VI) Under UV Light Illumination,. *Appl. Catal. B: Environ.*,, 77, 157–165.

- Rock, S., Pivetz, B., Madalinski, K., Adams, N. and Wilson, T. (2000). Introduction of Phytoremediation. *EPA Environmental Protection Agency, epa/600/R-99/107*, 72. Ohio, Cincinnati, U.S.A.
- Rulkens, W., Tichy, R. and Grotenhuis, JTC. (1998). Remediation of Polluted Soil and Sediment: Perspectives and Failures. *Water Sci. Technol*(37), 27–35.
- Shahabaldin, R., Ponraj, M., Talaiekhosani, A., Mohamad, SE., Din, M., Taib, S., Sabbah, F. and Sairan, F. (2015). Review Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. *Journal of Environmental Management*, 163, 125-133.
- Shammas, N., Wang, LK. and Hung, YT. (2004). Physicochemical Treatment Processes. (Shammas, D.) *Humana Press*, 3, 103–140.
- Siegel, FR. (2002). *Environmental Geochemistry of Potential Toxic Metals SpringerVerlag Berlin Heidelberg*, (V. B. GmbH, D.) Berlin, Almanya: Springer. 155-182
- Skubal, L. and Meshkov, NK.(2002). Reduction and removal of mercury from water using arginine-modified TiO₂. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 148, 393. 211-214
- Soğukpınar, C. (2020). Metal Kaplama Endüstrisi Atıksularının Su Bitkileri İle Arıtımı. *Yüksek Lisans Tezi*. Konya, Türkiye: Necmettin Erbakan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Söğüt, Z., Zaimoğlu, BZ., Erdoğan, R. ve Doğan, S. (2002). Su Kalitesinin Arttırılmasında Bitki Kullanımı (Yeşil Islah-Phytoremediation. *Türkiye'nin Kıyı ve Deniz Alanları IV. Ulusal Konferansı*, 2. İzmir.
- Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği*. (2004). 3 15, 2021 tarihinde <https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=7221&MevzuatTur=7&MevzuatTertip=5> adresinden alındı
- Subbaiah, T., Mallick, SC., Mishra, KG., Sanjay, K. and Das, RP. (2002). Electrochemical Precipitation of Nickel Hydroxide. *J. Power Sources*(112), 562–569.
- Suryani, Y., Cahyanto, T. and Sudjarwo, T. (2017). Chromium Phytoremediation of Tannery Wastewater using *Ceratophyllum demersum*,. 9(2).
- Şanlı, L. (1984). Çevre Sorunları ve Besin Kirlenmesi. *Veterinerlik Fakültesi Dergisi*, 2, 17-37.
- Tripathia, L., Sharma, P., Purchase, D. and Chandra, R. (2021). Distillery wastewater detoxification and management through phytoremediation employing *Ricinus communis*. *Bioresource Technology*, 333, 1-7.
- Vigneswaran, S., Ngo, HH., Chaudhary, DS. and Hung, YT. (2004). Physicochemical Treatment Processes for Water Reuse. (L. H. Wang, D.) *Physicochemical Treatment Processes*, 3, 635–676.
- Wingelfender, U., Hansen, C., Furrer, G. and Schulin, R. (2005). Removal of Heavy Metals from Mine Water by Natural Zeolites,. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 4606–4613.
- Yang, X., Fane, AG. and MacNaughton, S. (2001). Removal and Recovery of Heavy Metals from Wastewater by Supported Liquid Membranes,. *Water Sci. Technol.*, 43(2), 341–348.
- Yıldız, N. (2004). Toprak ve Bitki Ekosistemindeki Ağır Metaller. *ZT-531 Yüksek Lisans Ders Notları*. Erzurum.
- Yıldız, S. (2004). Konya Ana Tahliye Kanalında Ağır Metal Kirliliğinin ICP- AES Tekniği ile İncelenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*. Konya: Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.

- Yıldız., N. (2001). Toprak Kirleticisi Bazı Ağır Metallerin (Zn, Cu, Cd, Cr, Pb, Co ve Ni). *Ziraat Fakültesi Dergisi*, 32 (2)207-213.
- Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J. and Jiang, G. (2008). Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. 606(2):135-50

