



T.C
NECMETTİN ERBAKAN
ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



SUDAN KADMİYUM VE KROMUN
CERATOPHYLLUM DEMERSUM L. KULLANILARAK
GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI

Cansu YÜKSEL

YÜKSEK LİSANS TEZİ
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Ağustos-2022

KONYA

Her Hakkı Saklıdır

TEZ KABUL VE ONAYI

Cansu YÜKSEL tarafından hazırlanan “Sudan Kadmiyum ve Kromun *Ceratophyllum Demersum L.* Kullanılarak Gideriminin Araştırılması” adlı tez çalışması 02/08/2022 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Necmettin Erbakan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri**İmza****Başkan**

Doç. Dr. Meral BÜYÜKYILDIZ

.....

Danışman

Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN

.....

Üye

Prof. Dr. Senar AYDIN

.....

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 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.

Cansu YÜKSEL

Tarih: 02/08/2022

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

SUDAN KADMİYUM VE KROMUN *CERATOPHYLLUM DEMERSUM L.* KULLANILARAK GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI

Cansu YÜKSEL

Necmettin Erbakan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN

2022, 67 Sayfa

Jüri

Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN

Prof. Dr. Senar AYDIN

Doç. Dr. Meral BÜYÜKYILDIZ

Bu çalışmada *Ceratophyllum demersum L.* bitkisi kullanılarak sulardan kadmiyum ve krom metallerinin fitoremediasyon yöntemi ile giderimlerinin araştırılması amaçlanmıştır. Fitoremediasyon teknolojisi, kirletici unsurların bitkiler yardımı ile giderilmesidir. Fitoremediasyon yönteminde solar enerji kullanıldığı için ekstra enerjiye ihtiyaç yoktur, yerinde arıtım yapıldığı için sistemin kurulması gibi ekstra maliyet yükü de gerektirmez. *Ceratophyllum demersum L.* bitkisi ağır metal hiperakümülatör bitkisidir. Yapılan çalışmada deiyonize su ve gerçek atıksu olarak Koski Atıksu Arıtma Tesisinin (AAT) giriş ve çıkış suları kullanılmıştır. Farklı bitki miktarlarında (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) numuneler hazırlanarak farklı maruziyet sürelerinde (6, 12, 18, 24, 48 sa) kadmiyum ve krom metallerinin giderimleri araştırılmıştır. Farklı bitki konsantrasyonlarında ve maruziyet süreleri sonunda bitkilerin yaş ve kuru ağırlıkları, atıksudan kalan ve bitki bünyesine alınan ağır metal miktarları, atıksu pH değişimleri, biyokonsantrasyon faktörü (BKF) değerleri ve ağır metal giderim verimleri incelenmiştir. Bitki miktarları ve maruz kalma süreleri arttıkça kadmiyum ve krom giderimlerinin arttığı gözlenmiştir. Kadmiyum giderim veriminin en yüksek değeri yaklaşık %80.3 olarak 2.5 g/L bitkinin kullanıldığı 48 sa maruziyet süresi sonunda, kromun en yüksek giderim verimi %100 olarak 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 24 sa maruziyet süresi sonunda elde edilmiştir. BKF değerleri maruziyet süreleri arttıkça artış göstermiştir. Kadmiyum ve krom metallerinin birlikte gideriminin gerçekleştirildiği çalışma sonuçlarında ise kadmiyum için en yüksek giderim verimi %90, krom için %80.8 olarak 5 g/L bitkinin kullanıldığı ve 48 sa maruziyet süresi sonunda elde edilmiştir. Evsel atıksu arıtma tesisi giriş ve çıkış suları ile hazırlanan numuneler için kadmiyum ve kromun giderim verimleri değerlendirildiğinde her iki metal için de en iyi giderim verimleri AAT giriş suları çalışmasında elde edilmiştir. AAT giriş suyunda yaklaşık en yüksek %82.5 kadmiyum giderimi, AAT çıkış suyunda ise en yüksek %41.7 oranla yine kadmiyum giderimi tespit edilmiştir. Bitkinin kadmiyum giderim seçiciliğinin kroma göre daha yüksek olduğu gözlenmiştir. Tüm bu veriler incelendiğinde *Ceratophyllum demersum L.* bitkisi fitoremediasyon yöntemiyle sulardan kadmiyum ve krom giderimi için kullanılabilir olduğu görülmüştür.

Anahtar Kelimeler: Fitoremediasyon, ağır metal, *Ceratophyllum demersum L.*, kadmiyum, krom, atıksu.

ABSTRACT
MS THESIS

**INVESTIGATION ON REMOVAL OF CUPPER AND CHROMIUM FROM
WATER BY EMPLOYING *CERATOPHYLLUM DEMERSUM L.***

Cansu YÜKSEL

**THE GRADUATE SCHOOL OF NATURA AND APPLIED SCIENCE OF
NECMETTİN ERBAKAN UNIVERSITY**

**THE DEGREE OF MASTER OF SCIENCE OF
ENVIRONMENTAL ENGINEERING**

Advisor: Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN

2022, 67 Pages

Jury

Advisor Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN

Prof. Dr. Senar AYDIN

Assoc. Prof. Dr. Meral BÜYÜKYILDIZ

In this study, it was aimed to investigate the removal of cadmium and chromium metals from waters by phytoremediation method using *Ceratophyllum demersum L.* plant. Phytoremediation technology is the removal of pollutants with the help of plants. Since solar energy is used in the phytoremediation method, there is no need for extra energy, and it does not require extra cost, such as the installation of the system, since on-site treatment is carried out. *Ceratophyllum demersum L.* is a heavy metal hyperaccumulator plant. In the study, inlet and outlet water of Koski Wastewater Treatment Plant (WWTP) were used as deionized water and real wastewater. The removals of cadmium and chromium metals were investigated at different exposure times (6, 12, 18, 24, 48 h) by preparing samples at different plant amounts (2, 2.5, 5, 7.5 g/L). At different plant concentrations and at the end of exposure times, the fresh and dry weights of the plants, the amount of heavy metals remaining in the wastewater and taken into the plant, wastewater pH changes, bioconcentration factor (BKF) values and heavy metal removal efficiencies were investigated. It was observed that cadmium and chromium removals increased as plant amounts and exposure times increased. The highest value of cadmium removal efficiency was obtained at the end of 48 h exposure period, when 2.5 g/L plant was used as approximately 80.3%, and the highest removal efficiency of chromium was obtained 100% at the end of 24 h exposure period when 7.5 g/L plant was used. BKF values increased as the exposure time increased. In the results of the study in which cadmium and chromium metals were removed together, the highest removal efficiency was obtained as 90% for cadmium and 80.8% for chromium, at the end of 48 h exposure time when 5 g/L plant was used. When the removal efficiencies of cadmium and chromium were evaluated for the samples prepared with domestic wastewater treatment plant inlet and outlet water, the best removal efficiencies for both metals were obtained in the WWTP inlet water study. Approximately 82.5% cadmium removal was found in WWTP inlet water, and the highest cadmium removal rate in WWTP effluent was 41.7%. It was observed that the cadmium removal selectivity of the plant was higher than that of chromium. When all these data were examined, it was seen that *Ceratophyllum demersum L.* plant can be used for cadmium and chrome removal from waters by phytoremediation method.

Keywords: Phytoremediation, heavy metal, *Ceratophyllum demersum L.*, cadmium, chromium, wastewater.

ÖNSÖZ

Yüksek lisans eğitimim süresince bana yol gösteren, bu çalışmanın tasarlanıp yürütülmesinde ve çalışmalarımın her aşamasında değerli bilgi ve desteğini esirgemeyen danışman hocam Sayın Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN'a yakın ilgi ve yardımlarından dolayı Sayın Prof. Dr. Muhammad ASİM ve Sayın Prof. Dr. Senar AYDIN'a teşekkürlerimi ve saygılarımı sunarım.

Hayatımın her aşamasında olduğu gibi tez çalışmam süresince de maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen yol arkadaşım Kerim YÜKSEL ve canım ailem ÇINAR ailesine sonsuz minnetlerimi sunarım.

Cansu YÜKSEL
KONYA-2022

İÇİNDEKİLER TABLOSU

ÖZET	iii
ABSTRACT	iv
ÖNSÖZ	v
ÇİZELGE LİSTESİ	ix
ŞEKİLLER 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
2.1.1. Krom Metali	3
2.1.1.1. Kromun Özellikleri ve Türevleri.....	3
2.1.1.2. Bitkiler Tarafından Krom Alınımı	4
2.1.2. Kadmiyum Metali	5
2.1.2.1. Kadmiyum Özellikleri ve Türevleri	5
2.1.2.2. Bitkiler Tarafından Kadmiyum Alımı.....	6
2.1.3. Ağır Metallerin Bitkiler Tarafından Alınması	6
2.1.3.1. Köklerle Alınım	6
2.1.3.2. Sürgünlere Taşınması.....	7
2.1.3.3. Metallerin Bitkilerde Detoksifikasyonu	7
2.2. Atıksularda Ağır Metal Kaynakları.....	7
2.3. Atıksuların Arıtılması.....	8
2.3.1. Fiziksel Arıtım	8
2.3.2. Kimyasal Arıtma	9
2.3.3. Biyolojik Arıtma	10
2.3.4. İleri Arıtma Metodları	11
2.4. Hiperakümülatör Bitkiler	12
2.5. Akuatik Makrofitler	14
2.6. Fitoremediasyon.....	16
2.6.1. Fitoekstraksiyon (bitkisel özümleme).....	17
2.6.2. Rizofiltrasyon (köklerde süzme).....	18
2.6.3. Rizodegradasyon (köklerde bozulma).....	19
2.6.4. Fitostabilizasyon (köklerde sabitleme)	19
2.6.5. Fitodegradasyon (bitkisel bozulma).....	20

2.6.6.	Fitovolatilizasyon (bitkisel buharlaştırma)	20
2.7.	Fitoremediasyon Yönteminin Avantaj ve Dezavantajları	21
2.8.	Konu ile İlgili Yapılan Çalışmalar	22
3.	MATERYAL VE YÖNTEM.....	26
3.1.	Materyal	26
3.1.1.	Cihazlar ve Kimyasallar	26
3.1.2.	Bitki Materyali	26
3.1.3.	Atıksu Örnekleri.....	28
3.2.	Yöntem.....	29
3.2.1.	Stok Çözeltilerin Hazırlanması	29
3.2.2.	Bitki ve Atıksu Analizleri	29
3.2.3.	Ağır Metallerin Giderim Verimlerinin Hesaplanması	32
3.2.4.	Biyokonsantrasyon Faktörünün (BKF) Hesaplanması.....	32
3.2.5.	İstatistiksel Analiz Metodu	32
4.	ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA	33
4.1.	Sudan Kadmiyum Gideriminin Araştırılması	33
4.1.1.	Kadmiyum Fitoremediasyonu Sonucu Suda-Bitkide Görülen Değişiklikler... ..	33
4.1.2.	Kadmiyuma Maruz Kalma Süresinin Fitoremediasyon Üzerindeki Etkisi.....	33
4.1.3.	Bitki Miktarının Kadmiyum Fitoremediasyonu Üzerindeki Etkisi.....	34
4.1.4.	Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Süresinin pH Üzerine Etkisi.....	35
4.1.5.	Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Sürelerinin Bitki Yaş Ağırlığı Üzerine Etkisi.....	36
4.1.6.	Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Sürelerinin Bitki Kuru Ağırlığı Üzerine Etkisi	37
4.1.7.	Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Sürelerinin Suda Kalan Kadmiyum Konsantrasyonuna Etkisi	38
4.1.8.	Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Sürelerinin Bitki Bünyesine Alınan Kadmiyum Konsantrasyonuna Etkisi	39
4.1.9.	Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Sürelerinin Kadmiyum Giderimi Üzerine Etkisi	41
4.1.10.	Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Sürelerinin Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi.....	42
4.2.	Sudan Krom Gideriminin Araştırılması	43
4.2.1.	Kromun Fitoremediasyonu Sonucu Suda-Bitkide Görülen Değişiklikler	43
4.2.3.	Bitki Miktarının Krom Fitoremediasyonu Üzerindeki Etkisi	44
4.2.4.	Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Süresinin pH Üzerine Etkisi	45
4.2.5.	Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Süresinin Bitki Yaş Ağırlığı Üzerine Etkisi.....	46

4.2.6.	Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Sürelerinin Bitki Kuru Ağırlığı Üzerine Etkisi.....	47
4.2.7.	Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Sürelerinin Suda Kalan Krom Konsantrasyonuna Etkisi	48
4.2.8.	Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Sürelerinin Bitki Bünyesine Alınan Krom Konsantrasyonuna Etkisi	50
4.2.9.	Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Sürelerinin Krom Giderimi Üzerine Etkisi.....	51
4.2.10.	Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Sürelerinin Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi.....	52
4.3.	Sudan Kadmiyum ve Kromun Birlikte Giderimi	53
4.3.1.	Kadmiyum ve Kromun Birlikte Kullanımının Giderim Üzerine Etkisi.....	53
4.3.2.	Kadmiyum ve Kromun Birlikte Gideriminin Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi.....	54
4.4.	Atıksudan Kadmiyum ve Kromun Birlikte Giderimi.....	55
4.4.1.	Atıksuda Kadmiyum ve Kromun Birlikte Kullanımının Giderim Üzerine Etkisi.....	56
4.4.2.	Atıksudan Kadmiyum ve Kromun Birlikte Gideriminin Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi	57
4.5.	Araştırma Sonuçlarının Literatür Çalışması ile Değerlendirilmesi.....	58
5.	SONUÇLAR VE ÖNERİLER	61
5.1.	Sonuçlar.....	61
5.2.	Öneriler	62
6.	KAYNAKÇA	63

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 1. Türkiye’de rastlanan bazı hiperakümülatör bitkiler	13
Çizelge 2. Ceratophyllum demersum L. bitkisinin sistematigi	27
Çizelge 3. Kadmiyuma maruz kalma süresinin fitoremediasyon üzerindeki etkisi	33
Çizelge 4. Bitki miktarının kadmiyum fitoremediasyonu üzerindeki etkisi	34
Çizelge 5. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin pH’a etkisi	36
Çizelge 6. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin bitki yaş ağırlığına etkisi.....	36
Çizelge 7. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin bitki kuru ağırlığına etkisi.....	38
Çizelge 8. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin suda kalan kadmiyum konsantrasyonuna etkisi	39
Çizelge 9. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin bitki bünyesine alınan kadmiyum konsantrasyonuna etkisi	40
Çizelge 10. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin kadmiyum giderimi üzerine etkisi	41
Çizelge 11. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin BKF değerine etkisi	42
Çizelge 12. Kroma maruz kalma süresinin fitoremediasyon üzerindeki etkisi.....	43
Çizelge 13. Bitki miktarının krom fitoremediasyon üzerindeki etkisi	45
Çizelge 14. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin pH’a etkisi	46
Çizelge 15. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin bitki yaş ağırlığına etkisi	47
Çizelge 16. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin bitki kuru ağırlığına etkisi	48
Çizelge 17. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin suda kalan krom konsantrasyonuna etkisi	49
Çizelge 18. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin bitki bünyesine alınan krom konsantrasyonuna etkisi	50
Çizelge 19. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin krom giderimi üzerine etkisi	51
Çizelge 20. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin BKF değerine etkisi.....	52

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.5.1. Su bitkilerinin bölgelere göre dağılımı	14
Şekil 2.6.1.1. Fitoekstraksiyon	17
Şekil 2.6.2.1. Rizofiltrasyon	18
Şekil 2.6.4.1. Fitostabilizasyon	19
Şekil 2.6.5.1. Fitodegradasyon	20
Şekil 2.6.6.1. Fitovolatilizasyon	21
Şekil 3.1.2.1. Ceratophyllum demersium L. bitkisi	27
Şekil 3.1.2.2. Numunelerin bekletildiği ortam düzeneği	28
Şekil 3.2.2.1. Ortam düzeneğine yerleştirilen numuneler	29
Şekil 3.2.2.2. Bitkinin filtreden süzülme aşaması	30
Şekil 3.2.2.3. Hassas terazi ile bitkilerin yaş ağırlıklarının tartılması işlemi	30
Şekil 3.2.2.4. Bitkilerin kurutulması için etüve yerleştirilmesi	30
Şekil 3.2.2.5 Atomik Absorpsiyon Spektroskopi Cihazı (AAS-800)	31
Şekil 4.1.4.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin pH'a etkisi	35
Şekil 4.1.5.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin bitki yaş ağırlığına etkisi	36
Şekil 4.1.6.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin bitki kuru ağırlığına etkisi	37
Şekil 4.1.7.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin suda kalan kadmiyum konsantrasyonuna etkisi	39
Şekil 4.1.8.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin bitki bünyesine alınan kadmiyum miktarına etkisi	40
Şekil 4.1.9.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin kadmiyum giderimi üzerine etkisi	41
Şekil 4.1.10.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin BKF değerine etkisi	42
Şekil 4.2.4.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin pH'a etkisi	45
Şekil 4.2.5.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin bitki yaş ağırlığına etkisi	47
Şekil 4.2.6.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin bitki kuru ağırlığına etkisi	48
Şekil 4.2.7.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin suda kalan krom konsantrasyonuna etkisi	49
Şekil 4.2.8.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin bitki bünyesine alınan krom miktarına etkisi	50
Şekil 4.2.9.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin krom giderimi üzerine etkisi	51
Şekil 4.2.10.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin BKF değerine etkisi	52
Şekil 4.3.1.1. Sudan kadmiyum ve kromun birlikte giderimi	54
Şekil 4.3.2.1. Sudan kadmiyum ve kromun birlikte gideriminin biyokonsantrasyon faktörüne etkisi	55
Şekil 4.4.1. AAT giriş ve çıkış atıksuyu	56
Şekil 4.4.1.1. Atıksudan kadmiyum ve kromun birlikte giderimi	57
Şekil 4.4.2.1. Atıksudan kadmiyum ve kromun birlikte gideriminin biyokonsantrasyon faktörüne etkisi	58

SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

Al: Alüminyum
As: Arsenik
Ba: Baryum
°C: Celsius
CaCO₃: Kireçtaşı
Ca(OH)₂: Kireç (Sönmüş)
Ca (OH)₂: Kalsiyum Hidroksit
Cd: Kadmiyum
Cl: Klorür
ClO₂: Serbest Klor
Co: Kobalt
Cr: Krom
CrO₄⁻²: Kromat
Cu: Bakır
Fe: Demir
Hg: Civa
HNO₃: Nitrik Asit
Mn: Manganez
Na₂CO₃: Sodyum Karbonat
NaOH: Kostik Soda (Sodyum Hidroksit)
NO₃⁻: Nitrat
Pb: Kurşun
PO₄⁻³: Fosfat
Se: Selenyum
Sn: Kalay
U: Uranyum
Zn: Çinko
V: Vanadyum

Kısaltmalar

AAS: Atomik Absorpsiyon Spektroskopisi

AAT: Atıksu arıtma tesisi

BKF: Biyokonsantrasyon Faktörü

C. demersum L.: *Ceratophyllum demersum L.*

1. GİRİŞ

Hızlı ve dengesiz bir şekilde artış gösteren dünya nüfusunun, ihtiyaçlarını karşılamak için endüstri ve sanayi faaliyetleri her geçen gün artmaktadır. Gelişen endüstri ile ortaya çıkan kirlilik doğa ve insan yaşamını olumsuz yönde etkilemektedir. Aynı zamanda üretim ile birlikte artan tüketim sonucunda birbirinden farklı atıkların doğaya bilinçsiz ve kontrolsüz bir şekilde bırakılması da çevre kirliliği sorununu ortaya çıkarmaktadır. Endüstri ve sanayileşme faaliyetleri sonucu ortaya çıkan kirleticilerin alıcı ortamlara kontrolsüz bir şekilde bırakılması mevcut su kaynaklarımızı hızlı bir şekilde kirletmektedir. Su kirliliğine neden olan unsurlar evsel, endüstriyel ve tarımsal uygulamalardır. Endüstri atıklarının neden olduğu su kirlenmelerin başında ağır metaller gelmektedir.

Ağır metaller yüzeysel ve yeraltı sularına karışarak canlılar üzerinde risk teşkil ettiklerinden dolayı son dönemlerde önem kazanan bir konu olmuştur. Ağır metaller biyolojik olarak bozunmazlar ve dokularda belirli bir konsantrasyon seviyesine ulaştıktan sonra etkisini gösteren ve çoğu zaman tedavisi olmayan sağlık sorunlarına yol açarlar. Zehirleyici özelliği olan bu metaller insan vücuduna besin maddeleri, su ve hava yoluyla girer. Suyun kullanım alanlarının genişliği ve sürekliliğinden dolayı ağır metallerin sulardan giderimi çevre ve insan sağlığı için büyük önem arz etmektedir. Ağır metallerin giderim yöntemleri fiziksel, kimyasal ve biyolojik uygulamalardır. Filtrasyon, çökeltme gibi fiziksel uygulamalar tek başlarına uygulandığı gibi bazı durumlarda ters osmoz, iyon değişimi, adsorbsiyon gibi kimyasal uygulamalar ile kombine olarak kullanılmaktadır. Ancak kullanılan geleneksel yöntemlerin işletme ve bakım maliyetleri oldukça pahalı olmakta ve belirli konsantrasyonun altındaki metal giderimlerinde bu uygulamalar yetersiz kalmaktadır.

Ağır metal gideriminde kullanılan başka bir uygulama ise fitoremediasyon uygulamasıdır. Geleneksel fiziko-kimyasal arıtma yöntemlerinin yanı sıra fitoremediasyon uygulamaları alternatif bir uygulama olarak son zamanlarda öne çıkmaktadır. Geleneksel arıtma teknolojileri ile karşılaştırıldığında, fitoremediasyon yöntemi uygun maliyetli, çevre üzerinde olumsuz etkileri olmayan, çevre dostu güneş enerjisi kullanıldığı için diğer uygulamalara nazaran daha verimli ve kullanılabilir bir giderim yöntemidir. Fitoremediasyon yöntemi toksik metaller tarafından kirlenmiş su kaynaklarının ıslahı için son dönemlerde daha çok tercih edilen bir teknoloji olarak gündeme gelmektedir.

1.1. Çalışmanın Amacı ve Önemi

Bu çalışmanın amacı; tamamen doğadan esinlenerek, arıtma bitkilerinin kullanılması kuralına dayanan “yeşil ıslah” olarak da bilinen fitoremediasyon tekniği kullanılarak atıksulardan ağır metallerin giderimi amaçlanmıştır. Yapılan çalışmalar sonucu ortaya çıkan giderim kabiliyetine göre içeriğinde ağır metal bulunan atıksuların tasfiyesinde sucul bitkilerinin kullanılabilirliği tespit edilerek maliyeti düşük ve uygulanabilirliği daha kolay, çevreci bir uygulama olan bitki materyalli arıtma yönteminin diğer klasik arıtma yöntemlerine alternatif uygulama olarak literatüre katkı sağlanması amaçlanmıştır. Çalışmamızda, yoğun kullanımlara bağlı olarak su kirliliğinin önemli bir kısmını oluşturan ağır metallerden kadmiyum ve krom metalleri kullanılmış, bitki materyalli olarak in-vitro koşullarda çoğaltılan *Ceratophyllum demersum L.* (tilki kuyruğu) bitkisi kullanılmıştır.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Ağır Metal Tanımı ve Özellikleri

Terim anlamı, yoğunlukları 5 g/cm^3 'den daha yüksek olan ve düşük konsantrasyonlarda dahi toksik etkiler gösteren metaller ve metaloidler için kullanılan tanım ağır metaller için genel bir tanımdır (Jarup, 2003). Ağır metaller biyolojik süreçlerdeki etki seviyelerine göre esansiyel ve non-esansiyel olarak sınıflandırılırlar. Esansiyel (canlı bünyesinde belirli bir fonksiyonu olan) metaller canlı bünyesinde eser miktarda bulunan, hormon ve vitaminlerin yapısına katılan, enzimatik reaksiyonlarda yer alan bakır, demir, çinko gibi metallerdir. Kadmiyum, civa, kurşun gibi non-esansiyel metaller ise canlı vücudunda bilinen herhangi bir işlevi olmayan, çok düşük derişimler de bile toksik etki gösteren, canlı bünyesinde birikerek çeşitli sağlık sorunlarına neden olan metallerdir. Ağır metaller, organizmalar için ihtiyaç olsun ya da olmasın yüksek konsantrasyonlarda çoğunlukla zehirlidirler (Bryan, 1976).

2.1.1. Krom Metali

Krom yaklaşık yüz yılı aşkın bir süre önce paslanmaz çelik olarak kullanılmaya başlanmış, daha sonra yaygınlaşarak elektroplat, boya ve pigment sanayi, tekstil sanayi, baskı sektörü, yağ endüstrisi, kibrit ve havai fişek yapımı, ahşap işletme, tabakhane gibi birçok endüstri dallarında kullanılmaya başlanmıştır (Chandra ve Kulhrestha, 2004). Deri işlenmesinde kullanılan kromun tamamı işlem sırasında deri tarafından alınamamakta ve metalin büyük bir kısmı atık içine karışmaktadır. Bu nedenle deri tabaklama işlemlerinde krom bileşikleri katı, sıvı, ve gaz atıklar olarak çevreye boşaltılmakta, böylelikle krom atıkları çevreye karışarak, biyolojik ve ekolojik çevreye olumsuz etki yapmaktadır. Krom metali tabakhane atıklarında çok miktarda bulunmaktadır. Tabakhane atıklarından oluşan çamur çevreye bırakıldığında çamurda bulunan Cr(III) bileşikleri Cr(VI)'ya oksitlenerek toprakta süzöldükten sonra yeraltı sularına karışmaktadır (Chandra ve Kulhrestha, 2004). Bazı raporlarda tabakhane atıklarının krom değerlerinin yerli ve uluslararası standartlarca belirlenen güvenli limitin çok üzerinde olduğu gözlenmiştir (Prasad, 2011).

2.1.1.1. Kromun Özellikleri ve Türevleri

Krom periyodik cetvelin VI B grubunda yer alır. Krom doğada asla tek bir element halinde bulunmayıp, oksijen ve demirle bileşik oluşturarak kromit (FeCr_2O_4) olarak bulunmaktadır (Chandra ve Kulhrestha, 2004). Genellikle kağıt sanayi, organik

kimyasallar, petrokimya sanayi, petrol rafineri, demir dökümhaneleri, cam, çimento, motorlu taşıt ve uçak kaplamasında, metal sanayi, asbest üretiminde, tekstil sanayinde ve tabakhane gibi birçok endüstri dallarında yaygın olarak kullanılmaktadır (Egemen ve ark., 2006). Yılda yaklaşık 107 ton üretilen krom çeşitli endüstri dallarında kullanımı sonucunda farklı bileşikleri halinde çevreye bırakılmaktadır (Prasad, 2011).

Kromun Cr^{+2} ve Cr^{+6} değerlikleri arasında birkaç farklı oksidasyonu vardır. Krom doğada en yaygın olarak kimyasal yapıları tamamen birbirinden farklı olan Cr(III) ve Cr(VI) olarak bulunmaktadır. Cr(III) çeşitli bağlarla kompleks halinde olan asittir. Cr^{3-} , $Cr(OH)^{-2}$, $Cr(OH)O_3$ ve $Cr(OH)^{-4}$ Cr(III)'ün temel türevleridir. Çözünmüş halde bulunan Cr(III) oksijen, nitrojen ve sülfür içeren bağlara yüksek çekim kuvveti gösterir ve yüzeyden emilimi kolaydır. Cr(IV) tuzları suda çözünebilir ve oldukça hareketli formdadır. Genellikle oksijence zengin topraklarda ve su sistemlerinde bol miktarda bulunan Cr(VI) bulunduğu ortamda uzun süre kalabilmektedir. Cr(VI) yüksek oksitleyici, yüksek çözünürlük ve zardan kolay geçebileceğinden dolayı Cr(III)'ten daha toksiktir. Cr(VI)'nın Cr(III)'e indirgenmesi Fe(II), felvik asit gibi molekül ağırlığı düşük organik bileşiklerle tarafından gerçekleştirilmekte, oksijenin bol bulunması durumunda ise Cr(III), ve Cr(VI)'ya oksitlenebilmektedir (Chandra ve Kulhrestha, 2004).

2.1.1.2. Bitkiler Tarafından Krom Alınımı

Bitkiler toksik bir metal olan kromu bünyelerine almak için özelleşmiş bir mekanizmaya sahip değildirler. Bitkiler, kendi metabolizmaları için alınması zorunlu olan metal taşıyıcılara sahiptir ve krom bu taşıyıcılar vasıtasıyla bitki bünyelerine girmektedir (Yıldız ve ark., 2011). Kromun bitkiye alınımında etkili olan faktörlerden bir diğeri de kromun oksidasyon durumudur. Cr(VI) esansiyel anyon taşıyıcıları vasıtasıyla, demir, fosfor ve kükürt ile rekabet ederek aktif bir mekanizmayla taşınmaktadır (Yıldız ve ark., 2011). Cr(VI) genellikle fosfat-sülfat taşıyıcılarını kullanarak hücre zarından aktif bir mekanizma ile kolay ve hızlı bir şekilde geçmektedir (Chandra ve Kulhrestha, 2004). Cr(III) hücre içine herhangi bir spesifik taşıyıcı ile alınmamaktadır. Cr(III) uygun lipofilik ligandlarla kompleks halinde bulunduğu difüzyonla pasif bir şekilde hücre içine girebilmektedir (Yıldız ve ark., 2011; Chandra ve Kulhrestha, 2004). Cr(VI) membranlara geçerek hücre içi materyallerle etkileşime girmekte, fakat Cr(III) hücre membranında kalmakta ve burada birikmektedir (Yıldız ve ark., 2011).

2.1.2. Kadmiyum Metali

Kadmiyum, periyodik sistemde II B grubunda yer alan, metalik gri rengindeki bir elementtir. Doğada daha çok kadmiyum sülfat ve sülfid, kadmiyum oksit, kadmiyum klorür şeklinde bulunur ve genelde çinko cevheri içerisinde bulunan bir maddedir ve çinko üretimi sırasında ayrışarak ortaya çıkar. Kadmiyum bileşikleri, PVC ürünlerinde, renk pigmentleri, tekrar şarj edilebilir nikel-kadmiyum bataryalar ve piller gibi birçok çeşitli endüstriyel faaliyetlerde sıklıkla kullanılmaktadır (Jarup, 2003).

Kadmiyum, madencilik faaliyetleri, fosil yakıtların kullanımı, kadmiyum içeren piller ve plastiklerin kontrolsüz yakımı, fosfat gübrelerin üretimi ve elektrik-elektronik atıklar gibi beşeri faaliyetler sonucu atmosfere bırakılmaktadır. Fizyolojik olarak non-esansiyel bir metal olan kadmiyum insan, hayvan ve bitkilerin biyolojik süreçleri üzerinde olumsuz etki göstermektedir. Kadmiyuma maruz kalma yolları; havadan solunumu, tütün ürünü kullanımı, bulaş yiyecek tüketimi ve kadmiyum ile kirletilmiş ortamlarda maruziyet gibi birçok kaynak sıralanabilir. Kadmiyum yapraklı sebzeler, tahıllar, mantarlar, kabuklu deniz hayvanları, kakao tozu gibi yiyeceklerde eser miktarda bulunurlar. Bu yiyeceklerin tüketilmesi sonucu insan bünyesindeki kadmiyum konsantrasyonu artış gösterir. Kadmiyum ve bileşikleri insan vücudunda böbreklerde ve karaciğerde birikerek hiper tansiyon, akciğer kanseri, kansızlık ve kemik erimesi gibi ciddi rahatsızlıklara neden olabilmektedir. Bitkiler tarafından alınan ve bitki bünyesinde biriken kadmiyum, bitkide protein sentezi, enzim aktivasyonu, fotosentez ve klorofil sentezi gibi birçok metabolik aktivitenin bozulmasına da yol açmaktadır. Aynı zamanda bitki bünyesinde birikmesi sonucu ürün verim ve kalitesi azalmakta, dolayısıyla önemli seviyede ürün kaybı meydana gelmektedir (Kabata-Pendias, 2011).

2.1.2.1. Kadmiyum Özellikleri ve Türevleri

Kadmiyum metali, atom numarası 48, atom ağırlığı 112,40 erime noktası 321°C, kaynama noktası 765 °C ve gümüş beyaz renge sahip ağır metal kategorisinde yer alır. Kadmiyum metali doğada tek element olarak bulunmaz. Çinko minerallerinin yanında bulunur. Çinko metali filizlerinden yaklaşık %0.5-1 oranlarında kadmiyum karbonat ve kadmiyum sülfür şeklinde bulunur (Sağlam, 2002). Kadmiyumun en önemli bileşikleri oksijenli, halojenli ve kükürtlü bileşiklerdir. Kadmiyum bileşiklerinde +1 ve +2 değerlik alır. Kadmiyum +1 değerlikli bileşikleri (Cd_2O , $CdCl_2$, $Cd(OH)_2$ gibi) çok kararsızdır. Bu sebeple en önemli değerliği +2 değerliğidir (Sağlam, 2002).

2.1.2.2. Bitkiler Tarafından Kadmiyum Alımı

Kültür bitkileri, toprak içerisinde bulunan kadmiyumu kolay bir şekilde bünyelerine alabilme özelliğine sahiptir. Ancak bu birikim düşük miktarlarda olmaktadır. Toprak içerisindeki artış gösteren kadmiyum miktarı ile bitkilerde negatif etkinin başladığı ve bununla beraber negatif etkilerin şiddetinin kadmiyum değerinin 3 mg/kg'ı aşması ile arttığı belirtilmektedir (Kabata ve Pendias, 1984). Diğer ağır metaller gibi kadmiyumda bitkinin hücre zarının geçirgenliğini etkileyerek bitkinin su alımının azalmasına neden olur. Kadmiyum stresi koşullarında, azot metabolizmasının enzimleri olan redüktaz ve nitrit redüktazın azaltmakta, bu durum bitkilerin nitrat asimilasyonunu azaltmaktadır (Gouria ve ark., 2000).

Kaçar ve İnal (2008), yeşil olarak tüketilen sebzelerde, kadmiyum metalinin yaprak kısmında birikmesine karşılık tahıllarda kök kısımlarında daha fazla kadmiyum biriktiğini ve bitkinin kök kısmından tepe kısmına doğru azaldığı belirtilmiş, Pillay ve ark. (2007) da kadmiyum metalinin özellikle marul bitkisinde en fazla biriktiği bölgenin yaprakları olduğunu ifade etmiştir.

2.1.3. Ağır Metallerin Bitkiler Tarafından Alınması

Ağır metallerin bitkiler tarafından alınmasında, bitki kökleri tarafından ağır metallerin absorpsiyonu, ksilem yoluyla süngülere taşınımı, ağır metallerin detoksifikasyonu olmak üzere üç temel basamak izlenir (Yang ve ark., 2005).

2.1.3.1. Köklerle Alınım

Hiperakümülatör bitkilerin topraktan metalleri alarak, bünyelerinde biriktirme kabiliyetleri oldukça fazladır. Metallerin bitki tarafından alınımına, toprakta bulunan metallerin çözünürlüğü, toprağın metal içeriği, su içeriği, toprakta bulunan organik maddeler, pH, bitki köklerinde bulunan mikroorganizmalar ve rizosfer tabakada bulunan diğer elementler etki etmektedir (Yang ve ark., 2005). Bitkiler toprakta çözülmüş halde olan serbest metalleri kolaylıkla alabilmektedir. Genellikle ağır metaller toprakta çözünmemiş halde bulduklarından dolayı bitki kökleri ile alınımı zordur (Yang ve ark., 2005). Bitkiler toprağa metal şartlandırıcı moleküller ve proton salgılayarak metallerin serbest hale gelmesini sağlar. Kök tarafından salgılanan proton ortamı asitleştirerek metal iyonlarının daha kolay çözülmesini ve bitki bünyesine alınmasını kolaylaştırır. Kök hücrelerine iyon taşıyıcıları ile girmektedir (Keser, 2005).

2.1.3.2. Sürgünlere Taşınması

Bitkiler bünyelerine aldıkları ağır metalleri köklerinde ve toprak üstü kısımlarında biriktirebilirler. Metalleri köklerinde biriktiremeyen bitkiler, ksilem veya floem gibi yapıları vasıtasıyla sürgünlere taşınırlar. Ksilem kanalıyla taşınan metaller kaspari şeridinde intrasellüler yolla taşınırlar. Floem kanalıyla taşınan metaller ise, organik asitler yardımıyla metallotiyoninler ya da şelatlı olarak taşınırlar.

2.1.3.3. Metallerin Bitkilerde Detoksifikasyonu

Bitki hücreleri tarafından alınan ağır metallerin detoksifikasyonu temel olarak; metallerin hücre duvarı gibi apoplastik dokulara dağılması, bir ligand ile metallerin şelasyon oluşturması ve daha sonra metal-ligand vakuolde ayrışması mekanizmasına dayanmaktadır (Yang ve ark., 2005).

2.2. Atıksularda Ağır Metal Kaynakları

Endüstriyel, tarımsal, evsel ve diğer beşeri faaliyetler neticesinde kirletilmiş, özelliği ve kullanılabilirliği kısmen veya tamamen değişmiş, içilmesi, kullanılması ve çevreye bırakılması tehlikeli olan çeşitli kirleticilerle kirlenmiş sular atıksu olarak adlandırılırlar. Su kirliliğine neden olan ağır metal kaynakları; jeolojik değişimlerde metallerin su rezervlerine bulaşması, metal ve bileşiklerinin üretim sahaları ve üretilen metallerin, katı atık deponi sahalarından metallerin ayrışarak sızması ve ağır metal içeren canlı atıkları olarak sıralanabilir. Bu tür suların çeşitli yollarla içme ve kullanma sularına karışması ve tarımda kullanılması, insanlar üzerinde bulaşıcı hastalıklara, zehirlenmelere yol açarken bitki ve hayvanlar üzerinde toksik etki yaratarak ölüm oranlarının artmasına yol açmaktadır.

Ağır metaller doğada yüksek oranda sülfür, silikat mineralleri, karbonat ve oksit olarak bulunurlar. Doğal mineraller genel olarak su içerisinde çözünmezler, ancak doğal yağışlar ve havanın etkisiyle yavaş yavaş çözünerek metallerin alıcı ortamdaki konsantrasyonlarının artmasına sebebiyet verirler (Şengül ve ark., 1993). Atıksuyun içerisindeki ağır metaller ve benzeri toksik maddeler, toprağın karakterine ve iklime bağlı olarak, su bünyesinde kalabilir, bitkiler tarafından kullanılabilir veya toprak içerisinde kalabilirler. Kirlenmiş sularda metaller, katyon, tuz ve çok nadir de olsa anyon şeklinde bulunurlar. Bu metaller düşük miktarlarda bile kuvvetli toksik etkiye sahiptirler. Bu bileşikler, kirleticilerle kontamine olmuş suların kendi kendini temizlemesini

kısıtlayabilir, ya da suların arıtım sonrası tekrar değerlendirilmesini sınırlandırabilirler (Anonim, 2007).

Endüstrinin her alanında farklı üretim işlemleri yapılmakta, her bir kuruluşta farklı farklı ağır metaller kullanılmakta ve kullanılan metallerin bir kısmı ya da büyük bir çoğunluğu atıklarla doğaya salınmaktadır. Her endüstri ve sanayi kuruluşları, yapılan işlemler sonucu farklı karakterlerde atık oluşturmakta ve her biri doğaya karıştığında çevreyi ve canlıları farklı düzeylerde etkilemektedir. Sanayi ve madencilik faaliyetleri hem insan sağlığına hem de diğer canlılara zararlı olan kurşun, cıva, kadmiyum, arsenik ve krom gibi ağır metallerin çevre salınmasından sorumludur. Kadmiyum demir ürünleri, kaplama sanayi, boya, pil ve plastik sanayinde kullanılır. Kadmiyum atık miktarı belirtilen limit sınırlarını aşarsa insanlarda hiper tansiyon ve böbrek rahatsızlıklarına yol açar. İçme sularında belirtilen sınır değerlerini aştığında ise deri rahatsızlıkları ve karaciğer bozuklukları gibi sağlık sorunlarına yol açar.

2.3. Atıksuların Arıtılması

Atıksu içerisinde kirlilik kaynağı olan kirletici unsurların, farklı uygulamalar ile atıksulardan uzaklaştırılmaları mümkündür. Tanecik boyutlarına bağlı olarak çöktürülebilir, kolloidal özellikleri dolayısıyla askıda kalabilir veya çözündürülerek ortamdan uzaklaştırılabilirler. Atıksu arıtımı işlemlerini, fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma olarak 3 ana grupta toplamak mümkündür. Atıksuların tasfiyesinde, ekonomik bir arıtım sağlamak ve maksimum verim kazanmak için atıksulara kimyasal ve biyolojik arıtım öncesi fiziksel arıtma işlemleri uygulanır. Burada iri parçalar tutulur, yüzebilen tanecikler flotasyon işlemi ile çökebilir tanecikler çöktürme işlemi ile ayrılır. Atıksu, mekanik olarak da bilinen fiziksel işlemlerden sonra atıksu için gerekli olan biyolojik veya kimyasal işlemlere de tabi tutulur. Arıtılan atıksuların kalitesini arttırmak amacıyla kimyasal ve biyolojik işlemlerden sonra su içerisinde kalan kirletici unsurları gidermek amacıyla ileri arıtma tekniklerine başvurulabilir.

2.3.1. Fiziksel Arıtım

Atıksu içerisindeki kirletici maddelerin, ızgaralar, elekler, kum tutucular, yüzdürme, çöktürme ve dengeleme havuzları uygulamalarıyla gideriminin sağlandığı arıtım yöntemidir. Birincil arıtma olarak da adlandırılırlar. Fiziksel arıtımda amaç kaba atıkların ve iri malzemelerin uzaklaştırarak sonraki arıtma ünitelerinin zarar görmeden sağlıklı bir şekilde çalışmasını sağlamaktır. Izzaralar, kum tutucular, elekler, yüzdürme

sistemleri, çöktürme ve dengeleme havuzları, fiziksel arıtım yöntemleri içerisinde uygulanan mekanik proseslerdir (Filiz, 2007).

Izgaralar, iri ve büyük hacimli maddelerin tutulup uzaklaştırılmasını sağlayarak sonraki ünitelere gelecek yükü hafifletmek ve iri maddelerin mekanik aksanlara vereceği zararı engellemek amacıyla kullanılan ilk arıtım prosesidir. Izgaralar çubuk aralıkları ve yapılarına göre ince ve kaba ızgaralar, temizlenme şekillerine göre mekanik veya manuel temizlenen ızgaralar olarak sınıflandırılır. Izgaralarda tutulan maddeler evsel katı atıklar ile birlikte yakma, depolama, kompostlaştırma gibi yöntemlerle bertaraf edilir. Elekler, ızgaralardan geçebilecek boyuttaki katı maddeleri tutarak sistemin giriş kirlilik yükünü azaltmak amacıyla kullanılır. Eleklerde tutulan maddeler ızgarada tutulan maddeler ile birlikte bertaraf edilirler. Elek aralık boyutları tutulacak maddelerin tanecik boyutlarına göre kaba ve ince elekler olarak dizayn edilir (Eroğlu, 2015).

Kum tutucular, atıksuyun içerisinde gelen daha küçük tanecik boyutlarındaki kum, çakıl gibi inert maddeleri tutarak diğer ünitelerin zarar görmesini, mekanik aksamaların aşınmasını engellemek, çöktürme prosesinde çakıl ve kum birikim sorununun önceden önüne geçilmesi için kullanılırlar. Kum tutucular tarafından tutulan maddeler mekanik veya manuel olarak belirli aralıklar ile temizlenirler. Yüzdürme sistemleri, sudan daha düşük özgül ağırlığa sahip ahşap, yağ, gres ve sabun gibi su yüzeyine çıkan maddeleri sistemden uzaklaştırmak amacıyla kullanılır. Çökeltme sisteminin tam tersi olan bu sistemde maddeler su üzerine çıkar buradan da mekanik sıyrıcılar vasıtasıyla uzaklaştırılırlar. Çöktürme havuzları, atıksuda bulunan, yoğunluğu sudan daha fazla olan inert maddelerin bekletilerek kendiliğinden çöktürülmesi prensibine dayanır. Kendiliğinden çökemeyen maddelerin ise kimyasal müdahalesi ile floklar oluşturularak çökelmeleri sağlanır. Biyolojik ve kimyasal arıtım işlemlerinin öncesi ve sonrasında uygulanırlar. Dengeleme havuzları, giriş atıksuyunun, pH, debi ve kirlilik yüklerinin dengelenmesi amacıyla uygulanan ilk proseslerdendir (Eroğlu, 2015).

2.3.2. Kimyasal Arıtma

Kimyasal arıtmada amaç, fiziksel arıtımla giderilemeyen çözünmüş, askıda veya kolloidal kirletici maddelerin kimyasal yapılarına müdahale ederek sudan uzaklaştırılmalarını sağlamaktır. Kimyasal arıtma metotları birincil kademe arıtmalarda yer aldığı gibi biyolojik arıtım olan ikinci kademe arıtma yöntemlerinde de kullanılır. Kimyasal arıtma metotları ile belirli oranda askıda katı madde çöktürülür. İleri arıtım yöntemlerinde azot ve fosfor giderimlerinde de kimyasal arıtmadan faydalanılır.

Kimyasal arıtım yöntemleri, inorganik yükü fazla olan endüstriyel atıksuların arıtımında da sıklıkla kullanılan bir arıtım metodudur. Ayrıca yasal mevzuatlar ve Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği içerisinde yer alan deşarj kriterlerinin sağlanmasında kimyasal yöntemlerden faydalanılmaktadır. Nötralizasyon, flokülasyon ve koagülasyon işlemleri kimyasal arıtma uygulama üniteleridir (Eroğlu, 2015).

Nötralizasyon sistem içerisine, gerekli asit veya baz eklenerek atıksuların uygun pH değerlerine ayarlanması işlemidir. Koagülasyon, atıksuda bulunan kolloidal ve askıda katı maddelerin çökelmelerini sağlamak amacıyla sisteme uygun pH'larda koagülant madde eklenerek flok oluşturmaya uygun hale getirilmesi işlemidir. Bu işlemler genellikle hızlı karıştırma ünitelerinde yapılırlar. Flokülasyon (yumuşaklaştırma), atıksuyun uygun hızda karıştırılmasıyla oluşan küçük taneciklerin, birbirleri ile birleşerek kolay çökebilecek flokların oluşturulmasıdır. İstenilen arıtma verimini elde etmek amacıyla flok oluşumuna yardımcı çeşitli (kil, kalsit, aktif silika, çeşitli alkali ve asitler gibi) koagülant maddeler ilave edilir. Oluşan yumakların çökeltilmesi için çökeltme havuzları kullanılır (Eroğlu,2008).

2.3.3. Biyolojik Arıtma

Biyolojik arıtım, ön arıtma metotları ile giderilemeyen kolloidal ve çözünmüş organik maddelerin giderildiği ikincil arıtım aşamasıdır. Atıksular içerisinde bulunan mikroorganizmaların askıda ve çözünmüş organik maddeleri alarak, bakteriyolojik faaliyetleri sonucu karbondioksit, su ve yeni mikroorganizma hücrelerine dönüştürmesi işlemidir. Mikroorganizmaların bu özelliklerinden faydalanılarak endüstriyel atıksularda yer alan zararlı metal iyonlarının giderilmesi için de mikroorganizmalardan yararlanılmaktadır. Atıksu içerisinde bulunan metal iyonlarının adsorplanarak atıksudan uzaklaştırılması için çeşitli absorbanlar kullanılmaktadır. Bu yöntem, düşük maliyet sağlaması, işlemin kısa sürede gerçekleşmesi, işletilebilirliğinin kolay olması yönleriyle avantaj sağlarken, bu yöntemle ağır metal giderim oranlarının düşük olması büyük dezavantajdır. Biyolojik arıtma sistemleri, ortamda oksijen olup olamama durumuna göre aerobik ve anaerobik olarak gruplandırılırlar. Aerobik sistem uygulamaları, damlatmalı filtreler, aerobik stabilizasyon havuzları ve aktif çamur sistemleri gibi uygulamalarla gerçekleşir. Anaerobik proseslerde, sürekli karışımlı reaktörler, akışkan yataklı sistemler ve anaerobik filtrelerle arıtım sağlanır (Filiz, 2007).

2.3.4. İleri Arıtma Metodları

Biyolojik veya kimyasal arıtmadan çıkan atıksuyun kalitesini iyileştirmek için kullanılan arıtma yöntemidir. Azot ve fosfor giderme, flotasyon, iyon değiştirme, ultrafiltrasyon, dezenfeksiyon, ters osmoz ve adsorbsiyon biyolojik arıtımın uygulama yöntemleridir. Azot ve fosfor su kaynaklarında istenmeyen alg patlamalarına ve ötrofikasyona neden olurlar. Bu nedenle bu bileşiklerin alıcı ortama verilmeden önce sudan giderilmesi gerekmektedir. Organik azot, nitrit, nitrat ve amonyak toplam azotu oluşturur. Amonyum azotu ortamın pH'ına bağlı olarak çözültide, amonyum iyonu ya da amonyak olarak bulunur. Azot gideriminde atıksu içeriğindeki amonyum iyonlarını azot bakterileri nitrifikasyonla önce nitrite, sonra nitrata çevirir. Daha sonra denitrifikasyon ile azot gazı halinde sudan uzaklaştırır. Fosfor gideriminde kimyasal ve biyolojik arıtım yöntemleri ayrı ayrı ya da beraber kullanılabilir. Fosfor bileşiklerinin kimyasal arıtımında alüminyum tuzları, demir tuzları ve kireç kullanılabilir. Biyolojik arıtma ile fosfat giderimi, fosfatın mikroorganizmalar tarafından alınması ile sağlanır (Eroğlu, 2015).

Filtrasyon, askıda katı maddelerin gideriminde kullanılan bir yöntemdir. Filtrasyon uygulaması sadece askıda katılar ve organik bileşikler için değil ağır metaller gibi inorganik kirleticilerin gideriminde de kullanılan etkili bir yöntemdir. Suyun içerisinde bulunan kil ve silt taneleri, yumuşatma işleminde kullanılan kalsiyum karbonat ve magnezyum hidroksit çökeltileri gibi askıda katı maddelerin gideriminde kullanılan temel işlemlerden bir tanesidir. Ters osmoz, sudan ayrışması zor olan makro moleküllerin ve çözünebilir iyonların sudan ayrışmasını amaçlayan bir prosestir. Bu sistem çapraz akışlı olarak çalışır. Su içerisinde istenmeyen tüm maddeleri sudan ayırır, daha çok içme suyu teminine yönelik bir prosestir. Sistemdeki gözenek boyutları çok küçüktür, buna bağlı olarak gözeneklerden sadece su molekülleri ve bazı çok küçük inorganik moleküller geçebilir. Ters osmoz yöntemi ile atıksu içerisinde bulunan değerli metal bileşikleri geri devir ettirilerek tekrar kazanılabilir. Ultrafiltrasyon, yarı geçirgen membranların sistemlerin kullanıldığı ters osmoz prensibine benzeyen basınçlı mebran filtrasyon metodudur. İçerisinde büyük molekül ve kolloidal özellikte maddelerin bulunduğu atıksular, basıncın uygulandığı ultrafiltrasyon yöntemi ile arıtılabilir (Filiz, 2007).

Adsorpsiyon, akışkan fazda çözülmüş haldeki belirli bileşenlerin bir katı adsorbent yüzeyine tutunmasına dayanan bir prosestir. Atıksuların arıtımında kullanılan diğer yöntemlerde giderimi güç olan kimyasal maddelerin, gözenekli katı madde yüzeylerine kimyasal ve fiziksel bağlarla tutunması adsorbsiyon olarak açıklanır. Çözülmüş maddelerin yüzeyde tutunması adsorbant ve çözücünün relatif çekim

kuvvetine bağlıdır. Adsorpsiyon işlemi ara kademelerde uygulandığı gibi biyolojik ve kimyasal arıtmadan sonra da uygulanabilir (Eroğlu, 2015).

2.4. Hiperakümülatör Bitkiler

Bitkilerin metal biriktirme kapasiteleri ve metal toksisitesine karşı göstermiş olduğu ultra direnç fitoremediasyon tekniği için büyük önem taşımaktadır. Hiperakümülatör bitkiler ortamda bulunan yüksek konsantrasyonlardaki ağır metallere karşı tolerans gösteren ve canlılığını sürdüren bitkilerdir. Bu bitkiler ağır metalleri ortamdaki doku veya organlarında biriktirme özelliğine sahip bitkilerdir. Yüksek metal içeren ortama adapte olamayan ve canlılığını sürdürmeyen bitkiler hiperakümülatör bitkilerdir. Hiperakümülatör bitkiler ortamdaki ağır metalleri kökleri aracılığıyla alarak gövde ve yapraklarında biriktirirler (Rascio ve Navari-Izzo, 2011). Doğal olarak yetişen bazı tür bitkilerin, ağır metaller tarafından kirletilmiş alanların ıslah çalışmalarında kullanımları her geçen gün artmaktadır. Hiperakümülatör bitkilere en çok sıcaklık değerlerinin çok düşmediği ve yağışın bol olduğu bölgelerde rastlanır. Ülkemizde bu bitkiler genellikle mineral açısından zengin ve farklı çeşitli kayaların üzerinde gelişim gösteren endemik bitki türleri ile sınırlıdır (Nazir ve ark., 2011). Çizelge 2.1’de Türkiye’de görülen bazı hiperakümülatör bitkiler verilmiştir (Güner ve ark., 2000).

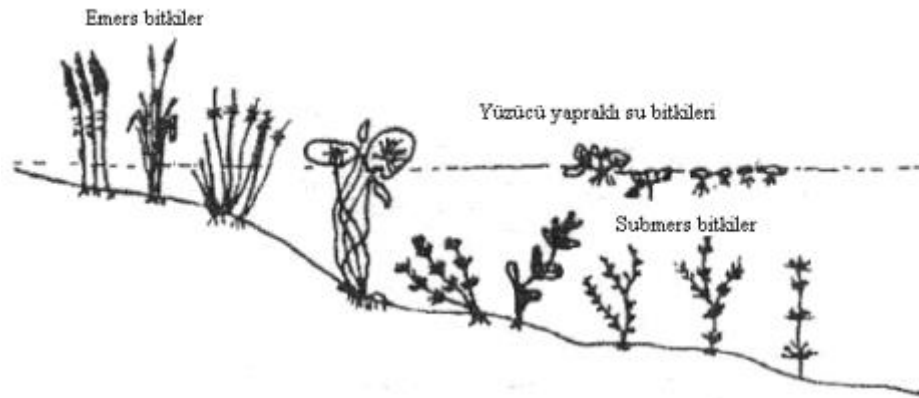
Hiperakümülatör bitkiler diğer bitkilere kıyasla ağır metalleri, toprak üstü organlarında çok fazla konsantrasyonlarda biriktirebilir. Sahip oldukları bu özelliklerinden dolayı indikatör bitki olarak madencilik sektöründe sıkça kullanılabilir. Hiperakümülatör bitkilerin çoğu yavaş bir şekilde büyürler ve küçük biyokütleyle sahiptirler. Bu özelliklerinden dolayı geniş saha çalışmalarında hiperakümülatör bitkilerin gösterdiği performans oldukça yavaştır (Glick, 2010).

Çizelge 1. Türkiye’de rastlanan bazı hiperakümülatör bitkiler (Güner ve ark., 2000)

Familiya	Tür	Lokasyon
Amaranthaceae	<i>Amaranthus retroflexus L.</i>	Batı Karadeniz, Orta Anadolu
Betulaceae	<i>Betula pendula Roth.</i>	Doğu Anadolu, Trabzon, Erzurum, Çoruh ve Kars
Brassicaceae	<i>Arabidopsis thaliana Heynh</i>	Kuzey Türkiye’de 1800 metreye kadar, Güneydoğu
Brassicaceae	<i>Brassica napus L.</i>	Anadolu
Brassicaceae	<i>Isatis pinnatifolia P.H.Davis.</i>	Çayırılık alanlar
Caryophyllaceae	<i>Minuartia hirsuta L.</i>	Batı Karadeniz
Caryophyllaceae	<i>Minuartia verna L.</i>	Orta ve Kuzey Anadolu
Caryophyllaceae	<i>Silene compacta L.</i>	Kırklareli, Gümüşhane, Kars
Convolvulaceae	<i>Calystegia sepium L.</i>	Ege, Marmara, Orta Anadolu ve Antalya civarı
Cyperaceae	<i>Carex echinata L.</i>	Kuzeydoğu Anadolu, Marmara bölgesi ve Denizli civarı
Cyperaceae	<i>Eriophorum angustifolium L.</i>	Bursa, Ordu, Rize, Kütahya
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis L.</i>	Doğu Anadolu, Kars
Fabaceae	<i>Melilotus officinalis L.</i>	Çanakkale, Antalya, İstanbul
Fabaceae	<i>Trifolium pratense L.</i>	Ege, Orta ve Doğu Anadolu
Fabaceae	<i>Trifolium repens L.</i>	Çayırılık alanlar
Geraniaceae	<i>Pelargonium L.</i>	Çayırılık alanlar
Malvaceae	<i>Gossypium hirsutum L.</i>	Orta ve Güney Anadolu
Oleaceae	<i>Fraxinus angustifolia L.</i>	Ege ve Akdeniz Bölgesi
Onagraceae	<i>Epilobium hirsutum L.</i>	Batı, Orta ve Güney Anadolu
Plumbaginaceae	<i>Armeria maritima Wild.</i>	Kuzey, Orta Anadolu, Erzurum, Antalya ve Siirt
Poaceae	<i>Agrostis stolonifera L.</i>	Genelde Anadolu’nun kuzey kısımları çoğunlukla Kastamonu, Iğaz, Amasya ve Ordu’da 1950 metreye kadar, Kayseri
Poaceae	<i>Agrostis capillaris L.</i>	İstanbul
Poaceae	<i>Anthoxanthum odoratum L.</i>	Marmara, Doğu Karadeniz, Ege, Orta ve Güney Anadolu
Poaceae	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Batı ve Güney Anadolu
Poaceae	<i>Bromus ramosus Hudson.</i>	Marmara, Karadeniz Bölgesi, Hatay, Mardin ve Maraş
Poaceae	<i>Cynodon dactylon L.C.M.</i>	Batı ve Kuzey Doğu Anadolu, Akdeniz ve Orta Anadolu
Poaceae	<i>Danthonia decumbens L.</i>	Türkiye’nin kuzey kısımları
Poaceae	<i>Deschampsia caespitosa</i>	Kuzey Anadolu, Karadeniz, Van, Adana, Hakkari
Poaceae	<i>Festuca rubra L.</i>	Batı Anadolu
Poaceae	<i>Holcus lanatus L.</i>	Kuzey ve Batı Anadolu
Poaceae	<i>Hordelymus europaeus L.</i>	Kuzey Anadolu
Poaceae	<i>Lolium multiflorum L.</i>	Kuzey Anadolu, Marmara, Maraş ve Erzurum
Poaceae	<i>Nardus stricta L.</i>	Kuzey Batı, Kuzey Doğu ve Orta Anadolu
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea L.</i>	Çayırılık Alanlar
Salicaceae	<i>Populus tremula L.</i>	Ege, Orta ve Doğu Anadolu
Salicaceae	<i>Salix viminalis L.</i>	İstanbul
Solanaceae	<i>Solanum nigrum L.</i>	Anadolu
Violaceae	<i>Viola arvensis L.</i>	İstanbul, İzmir ve Trabzon

2.5. Akuatik Makrofitler

Yaşamlarını sucul ortamlarda geçiren, fotosentez yapabilme özelliğine sahip organizmalar sucul makrofitler olarak bilinirler. Sucul makrofitler sahip oldukları farklı özellikleriyle sınıflandırılabilirler. Bu sınıflandırma içerisinde algler, sucul yosunlar, tohumlu bitkiler ve eğrelti otları gibi farklı gruplar yer alırlar (Wetzel, 2001). Yüzebilen sucul bitkiler iki farklı formda gelişim gösterirler. Bir çeşidi kökleri yardımıyla su altındaki sedimente tutunarak gelişir ve yaprakları su yüzeyinde yüzer, diğer çeşidi ise yüzey suyunda serbest yüzerek gelişim gösterir (Kırım ve ark., 2014). Sucul makrofitler su yüzeyinde buldukları pozisyonlara göre üç gruba ayrılırlar bunlar; yaprakları tamamen su yüzeyinde (emers) yüzen sucul bitkiler, tamamen su altında yaşayan (submers) bitkiler ve kökleri su altındaki veya sedimente tutunmuş, yaprakları ve çiçekleri su yüzeyinde bulunan bitkilerdir (Güner ve ark., 2000). Submers'in bazı türleri (*Ceratophyllum demersum* ve *Myriophyllum spicatum*) kökleri yardımıyla tabana tutunurlar ya da sedimente tutunmadan su içinde özgür olarak yüzerler. Submers türler tamamıyla su altında yaşarken emers tür bitkiler kıyılarda yayılış gösterir ve kökleri tabana bağlı organları ise su üzerinde bulunurlar (Şekil 2.5.1).



Şekil 2.5.1. Su bitkilerinin bölgelere göre dağılımı (Cirik, 2004)

Çiçekli su bitkilerinin çoğaltımı, vejetatif üreme ve eşeyli üreme olarak görülür ancak vejetatif üreme, eşeyli üremeden daha sık görülmektedir. Eşeyli üremede çiçeklerin açması, tozlaşması, tohum oluşturmaya için uzun zamana ihtiyaç vardır. Bu nedenle vejetatif üremenin sık görülmesi sisteme avantaj sağlamaktadır. Akuatik bitkilerde vejetatif çoğalmayı üç temel tipte toplayabiliriz. Ana yapıdan koparak, kopan her parçanın yeni bir bitki oluşturması; bu tip çoğalmada ana eksenin belli başlı bölgeleri parçalanır ve ayrılan kısımların her birinden yeni bir bitki meydana gelir. Elodea ve

Ceratophyllum gibi akvaryum bitkileri bu tür çoğalmaya örnektir. Rizomlar ile çoğalma; su altında bulunan bitkilerin rizomlar yan sürgünler vererek yeni bitkiler oluştururlar, Potamogeton ve Nymphaea bitkileri bu tür çoğalmaya örnektir. Kış tomurcukları ile çoğalma; Su bitkilerinin bu tür çoğalma ile çoğalması oldukça yaygındır. Bitkiler kışın gelmesiyle oluşan soğuk havadan etkilenmemek için kendilerini korumaya alarak kış tomurcukları oluştururlar. Myipohyllum bitkisi kış tomurcuğu üreten bitkilere bir örnektir (Cirik ve Cirik, 2004).

Sucul makrofitler, sucul ortamları olan ilişkileri vasıtasıyla metalleri sudan alırlar ve çevrelerine göre daha fazla ağır metal biriktirme özelliklerine bağlı olarak ağır metallerin biyokimyasal dönüşümlerinde önemli rol oynar. Sucul makrofitler karasal bitkilerin aksine, büyük miktarlarda ve farklı özelliklerdeki birçok farklı metalin biyokonsantrasyonunu sağlar. Bu nedenle batık veya serbest yüzen sucul bitkiler, ağır metaller tarafından kirletilmiş su kütlelerinde büyüüp gelişerek, ortamdaki metallerin gideriminde görev alırlar.

Sucul vasküler bitkiler, metallerin alınması, depolanması ve geri dönüşümlerinde önemli bir rol almaktadır. Metallerin alımı, sistemin emers, submers ve yüzücüler gibi kimyasal formuna ve makrofitlerin yaşam formuna bağlıdır (Chanda ve Kulhrestha, 2004).

Submers, emers, serbest yüzen her bir grubun farklı biriktirme özellikleri vardır. Submers sulak alan bitkileri emers sulak alan bitkilerine göre daha yüksek konsantrasyonlarda ağır metal biriktirirler (Ucer ve ark., 2013).

Sucul makrofitler tarafından alınan metallerin taşınımı ve birikimi bitkinin farklı kısımlarında gerçekleşir. Örneğin; Bidwell ve Foreman (1957) *Myriophyllum spicatum*'un stronsiyum elementini yapraklardan çok gövdesinde biriktirdiğini bulmuşlardır (Guilizzoni, 1991). *P.natans*'ın yaprakları ise gövdelerine kıyasla daha fazla konsantrasyonlarda metal akümüle etmiştir (Doğan, 2011).

Makrofitler, sudan ve sedimentten yüksek miktarlardaki ağır metallerin yarattığı stres koşullarına uyum sağlama özellikleriyle son yıllarda ağır metal kirliliği bulunan su kütlelerinin ıslahında kullanılmaktadır. Ekonomik ve çevre dostu bir teknoloji olan fitoremediasyon uygulamalarında da rol alırlar. Akuatik makrofitlerin çevreye sağladıkları avantajlarının yanı sıra; bitkilerin ölüm veya çürümeleri neticesinde ortamda organik madde artışı görülmesi, parçalandıklarında ise fazla bitki sayısından dolayı fazla oksijen tüketimine yol açmaları, fazla çoğalmaya bağlı olarak su yüzeyini kaplayarak ışığın geçişinin engellenmesi buna bağlı olarak da sucul ortamda çözünmüş oksijenin

azalmasına ve anaerobik şartların oluşmasına neden olmaları dezavantajları olarak sıralanabilir.

2.6. Fitoremediasyon

Fitoremediasyon son yıllarda ağır metal kirliliğini oluşturduğu sucul ortamların ıslahında kullanılmaya başlanan alternatif bir yöntemdir. İlk kez 1991 yılında kullanılan, bitki anlamı “phyto” ıslah anlamı “remediation” kelimelerinden üretilen fitoremediasyon terimi; bitki materyallerinin, yeraltı ve yüzeysel sularda sedimentlerde ve toprakta bulunan kirleticileri gidermek veya sınırlandırmak amacıyla kullanılan arıtım yöntemidir. Bu yöntem, görünüm olarak estetik, bitkilerin yavaş gelişimleri ile pasif bir yöntem olup solar enerjiyi kullanarak da ekonomik bir arıtım teknolojisidir. Klasik arıtma metotlarının, pratik ve yüksek maliyet yönünden eksik kaldığı durumlarda fitoremediasyon tekniği uygulanır. Bu teknik tek başına uygulandığı gibi bazı durumlarda da klasik arıtım uygulamaları ile kombine olarak uygulanabilirler (Anonymous, 1998). Fitoremediasyonda temel esas, su ve toprak ortamında bulunan, insan ve çevre üzerinde olumsuz sonuçlara sebep olabilecek seviyedeki kirleticilerin zararları etkilerine mümkün oldukça ortamda tamamen gideriminin sağlanamadığı durumlarda en minimum seviyeye düşürülmesidir.

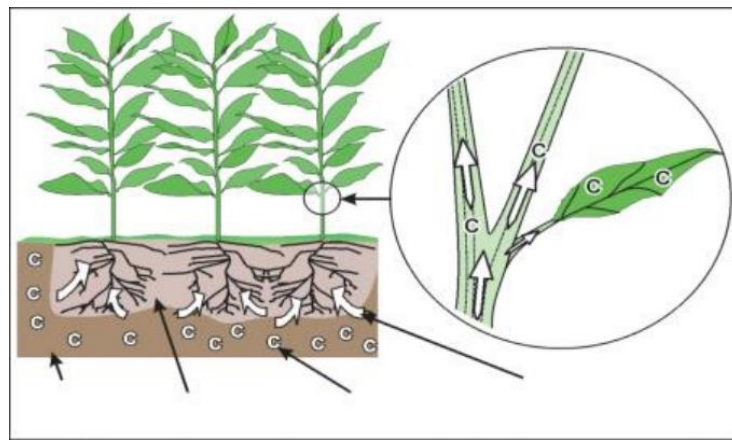
Çeşitli sebeplerle kirlenen toprak ve su ortamındaki kirletici konsantrasyonları zamanla çevrede bulunan canlı varlıklar üzerinde tehlike yaratacak konsantrasyonlara ulaşabilmektedir. Bu durumda kirletilmiş ortamın ıslahı için fiziko – kimyasal arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Ancak kullanılan bu geleneksel arıtım yöntemleri düşük kirletici konsantrasyonlarında ve geniş alanlarda dağınık vaziyetteki kirleticilerin gideriminde yeterince etkili olmayan yöntemlerdir. Bu durum kullanılan kimyasal yöntemlerin kullanılabilirliği açısından dezavantaj oluşturmaktadır. Bu durumda fitoremediasyon teknolojisi diğer klasik yöntemlerin yetersiz kaldığı ve yüksek maliyetler gerektiren alanlarda uygulanabilir ekonomik ve çevre dostu bir uygulama olarak ön plana çıkmaktadır. Bu teknoloji çoğu kez tek başına uygulandığı gibi bazı durumlarda da diğer geleneksel arıtım yöntemleri ile birlikte kullanılabilir. Bu durumda

Bazı bitkiler, metal hiperakümülatörü olarak yüksek konsantrasyonlardaki kirleticileri bünyelerinde tutarak biriktirme özelliğine sahiptirler. Bu bitkiler bazı kirleticileri alarak daha az toksik metabolitlere çevirebilmekte ya da kendi bünyelerinde biriktirebilmektedir. Bitkiler bazı durumlarda ise kirleticileri toprakta sabitleyerek onları rüzgâr ve su erozyonlarıyla geniş alanlara taşınmasını engellerler. Bitkilerin bu

özelliklerine bakılarak kirleticilerin türü ve ortamdaki konsantrasyonlarına bağlı olarak bitkilerin bu özelliklerinden yararlanılarak fitoremediasyon yöntemine karar verilir. Fitoremediasyon yöntemi, kirliliğin bitkiler tarafından giderilmesi işlemine verilen genel adlandırmadır. Fitoremediasyon başlığı altında uygulanan birden fazla uygulama yer almaktadır. Bu teknolojiler; fitoekstraksiyon, rizodegradasyon, fitodegradasyon, rizofiltrasyon, fitostabilizasyon ve fitovolatrasyon olmak üzere altı yöntem uygulanmaktadır (Tangahu ve ark., 2011).

2.6.1. Fitoekstraksiyon (bitkisel özümleme)

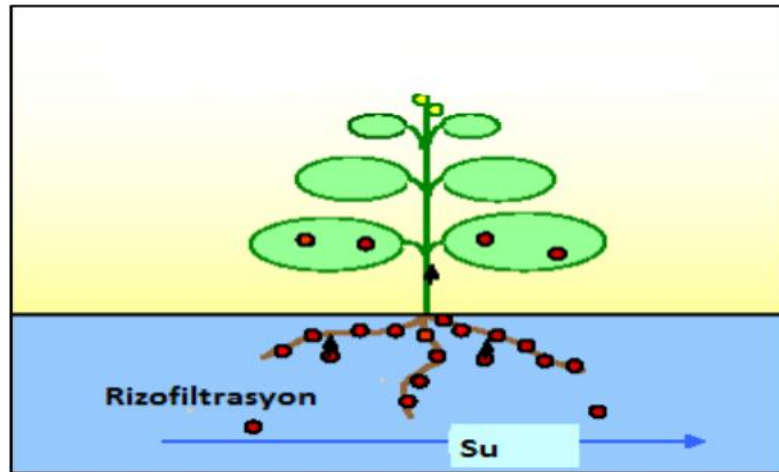
Su veya toprak ortamındaki kirleticilerin bitki kökleri veya sürgünleri tarafından alınması yöntemidir (Yıldız ve ark., 2011). Özellikle dağınık vaziyetteki kirli alanların ıslahında kullanılan etkili bir yöntemdir. Bu teknoloji özellikle ağır metaller tarafından kirletilmiş ortamların iyileştirilmesi için kullanılmaktadır. Ağır metal kirliliğinin bulunduğu alana dikilen biriktirici bitkilerin hasatı ile bölgedeki kirlilik etmenleri uzaklaştırılır. Kirliliği istenilen seviyeye indirmek için bitkisel özümleme sıklıkla tekrarlanabilir. Bitkisel madencilik (phytomining) denilen yöntem ile hasatı yapılan ve bünyesinde ağır metallerin bulunduğu kısımlarda, ağır metallerin geri kazanımı sağlanabilir. Avrupa ülkelerinde bu yöntem ile bazı elementlerin (altın ve nikel) geri kazanımları sağlanmaktadır (EPA 2000; Pivetz 2001; Sutherson 1999). Bu yöntem için uygun ve çoğu, turpgiller (brassicacea), sütleğengiller (euphorbiacea), asteraceae, ballıbabagiller (lamiaceae) ve sıracautugiller (scrophularraceae) familyalarından bünyelerinde ağır metal biriktiren 400 kadar bitki saptanmıştır.



Şekil 2.6.1.1. Fitoekstraksiyon (Baghirova, 2020)

2.6.2. Rizofiltrasyon (köklerde süzme)

Rizofiltrasyon kirletici unsurları bitki köklerine alınması veya bitki kökleri üzerine adsorpsiyonu olarak tanımlanan bir yöntemdir. Bitki kökleri kullanılarak ortamındaki kirleticilerin uzaklaştırılması esasına dayanan rizofiltrasyon yöntemi tabii alanlarda uygulandığı gibi insanlar tarafından yapılmış yapay sahalarda (havuz, tank, gölet) da kullanılarak etkili sonuçlar vermektedir. Bu özellik köklerde süzme yöntemine kaynakta veya uzakta bertaraf etme özelliği kazandırır. Rizofiltrasyon da sucul bitkilerin gelişmiş kök sistemi, sistemde bir filtre görevi üstlenmektedir. Gelişmiş kök sistemine dayanan bu yöntem için kullanılacak bitkinin filtre özelliği gelişmiş iyi bir kök mekanizmasına ihtiyaç duymaktadır. Bu yöntem daha çok kirlenmiş su içerisindeki ağır metallerin giderimi için kullanılmaktadır. Rizofiltrasyon için kullanılacak hiperakümülatör bitki köklerinin istenilen seviyede gelişim göstermesi için temiz sularda bekletilmesi tercih edilir. Böylelikle köklerde istenilen seviyede gelişim sağlanır. Daha sonra bitkinin kirleticiye adaptasyonu sağlanır. Köklerde istenilen gelişmişliği sağlanan ve kirleticiye adapte olan bitkinin uygulama yapılacak kirlenmiş ortama dikimi yapılır. Kökler doymun hale geldikten sonra hasat edilerek, kirleticiler ortamdaki dikkatli bir şekilde uzaklaştırılır.



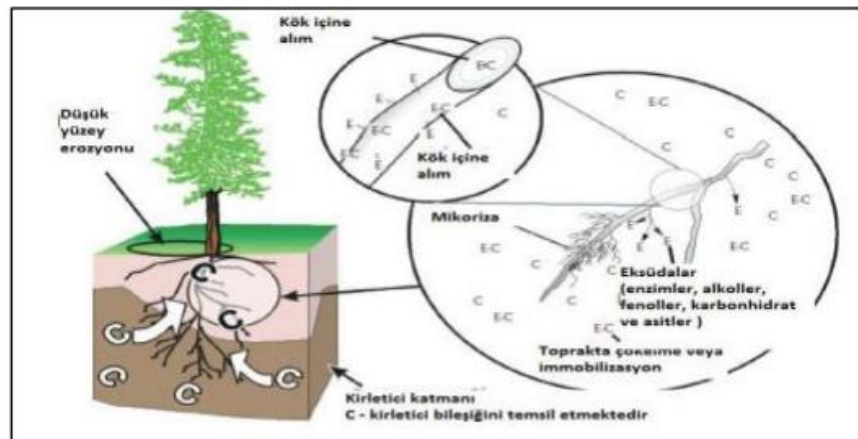
Şekil 2.6.2.1. Rizofiltrasyon (Baghirova, 2020)

2.6.3. Rizodegradasyon (köklerde bozulma)

Ortamdaki kirleticilerin degradasyonu bitki köklerinin etkisi veya mikroorganizmalar tarafından gerçekleştiriliyorsa bu olay rizodegradasyon olarak adlandırılır. Bitkilerin kök çevresinde bulunan mikroorganizmaların zenginleştirilerek organik kirleticilerin toprakta bozulması işlemidir. Fitosimülasyon olarak da adlandırılan rizodegradasyon yöntemi özellikle petrol atıkları, böcek öldürücüler, aromatik hidrokarbonlar, benzene, tolüene, klorlu çözücüler, surfactanlar vb. gibi tehlikeli organik bileşiklerinin remediasyonunda kullanılır. Köklerde bozunumun en önemli yararı kirleticilerin buldukları doğal ortamlarında bertaraf edilmeleridir. Ancak çok az miktarlarda da olsa bitkinin farklı kısımlarına ve atmosfere taşınır (Aybar ve ark., 2015).

2.6.4. Fitostabilizasyon (köklerde sabitleme)

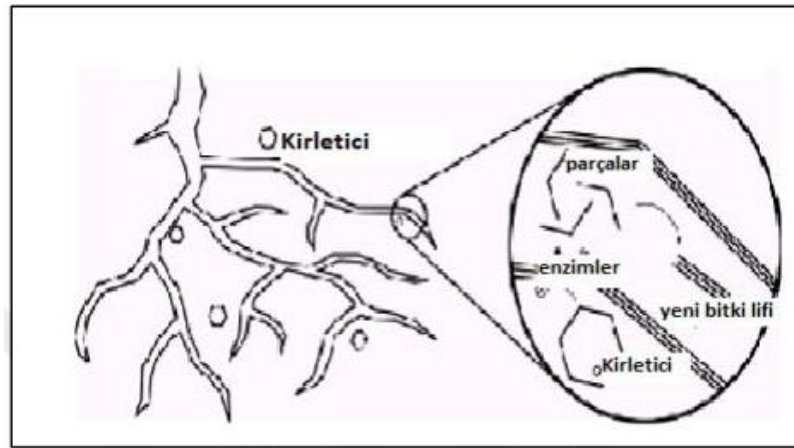
Bu yöntem doğal ortamda toprağın stabil hale getirilmesi için uygulanan bir iyileştirme yöntemidir. Fitostabilizasyon hiperakümülatör bitkilerin kökleri kullanarak, kirlenmiş ortamda kirleticilerin fiziksel ve kimyasal immobilize ederek toprak remediasyonunda kullanılan bir mekanizmadır. Bu yöntem toprak ve su erozyonunun yaygın olduğu bölgelerde, kirleticilerin yeraltı sularına karışmasını ve toprakla etkileşimini engellemeyi hedefler. Bitki kökünün etkili olarak kullanıldığı bu yöntemde bitki kökleri kirletici maddenin formunu değiştirerek, su içerisinde çözünemez ve taşınamaz bir forma dönüştürür. Kirleticilerin yerinde ıslahı, toprak taşınımı gerektirmemesi sistemin en önemli avantajıdır. Ancak kirlilik etmenlerinin ortamda kalması uzun zaman içerisinde farklı nedenlerle taşınabilmesi veya yıkanarak tavan sularına karışma ihtimalleri de büyük dezavantaj oluşturmaktadır (EPA, 2000).



Şekil 2.6.4.1. Fitostabilizasyon (Baghirova, 2020)

2.6.5. Fitodegradasyon (bitkisel bozulma)

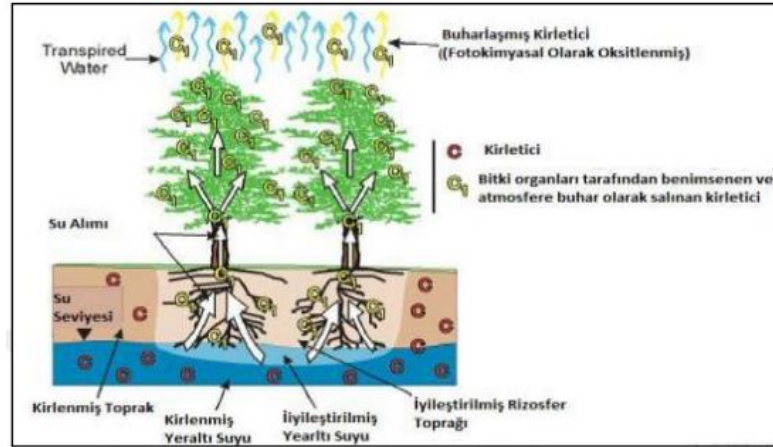
Fitotransformasyon olarak da bilinen fitodegradasyon yöntemi bitkinin kirletici etmenleri bünyesine alarak bozunuma uğratarak kirleticiyi basit moleküller halinde doku ve organlarını taşıması olarak tanımlanabilir. Bitkisel bozulma yönteminde esas bitkinin kirleticiyi metabolik işlemler sırasında değişime uğratarak kirletici etmeni bünyesine almasıdır. Bu biriktirme işlemi bitkinin sadece kök ve yaprak bölümlerinde gerçekleşmektedir. Organik kirleticilerin bitki bünyesine alınabilmesi kirliliğin çözünebilirliği, bitki yapısı kirlilik etmenin fiziksel ve kimyasal yapısına bağlıdır. Çabuk erime özelliği gösteren kirleticilerin bitki tarafından alınması zordur. Yöntemin fizyolojik olaylar doğrultusunda bitki içerisinde olması ve mikroorganizmalara bağlı olmaması en önemli avantajıdır. Ancak bozunma sırasında toksik son ve ara ürünler oluşma ihtimali ve bunların tespitinin zor olması yöntemin büyük dezavantajıdır (Eke, 2010).



Şekil 2.6.5.1. Fitodegradasyon (Baghirova, 2020)

2.6.6. Fitovolatilizasyon (bitkisel buharlaştırma)

Bitkisel buharlaştırma olarak adlandırılan bu yöntem kirlenmiş ortamlarda organik kirletici ve ağır metallerin bitki kökleri vasıtasıyla bitkinin bünyesine alınması ve bitki tarafından uçucu forma getirilerek buharlaştırılması ve doğaya salınması yöntemidir. Bitkilerde kökler yardımıyla alınan kirleticiler (organik kirleticiler ve ağır metaller) bitkinin gövde ve yapraklarında birikerek burada transpirasyon yoluyla gaz formuna dönüşerek bitkinin bulunduğu ortamda havaya karışır. Yöntemin en önemli avantajı çok zehirli bileşiklerin civa gibi daha az zehirli formlarına dönüştürülmesidir. Ancak az zehirli dahi olsa gazların atmosfere bırakılması çevre ve insan sağlığı üzerine risk teşkil etmesi yöntemin en büyük dezavantajıdır (Pilon ve Freman, 2006).



Şekil 2.6.6.1. Fitovolatilizasyon (Baghirova, 2020)

2.7. Fitoremediasyon Yönteminin Avantaj ve Dezavantajları

Fitoremediasyon uygulamalarının sağladığı avantaj ve dezavantajları aşağıda sıralanmıştır (Schnoor ve Dee, 1997; Anonymous, 1998).

Avantajları;

- Pasif bir teknolojidir.
- Solar enerji kullanıldığı için ekonomiktir.
- Diğer klasik yöntemlere kıyasla maliyetinin çok düşük olması.
- Yüksek seviyede kabul görür.
- Atık üretimi azdır.
- Toprak yerinde kalır ve kullanıma elverişlidir.
- Doğal organizmaları kullandığı için çevreye daha az zarar verir.
- Uygun bitki büyümesi sağlamak için kolayca izlenebilir.

Dezavantajları;

- Kirlilik konsantrasyonu az veya orta seviyede olan yerlerde uygulanabilir.
- Yavaş büyüme hızı ve daha az yeşil kütle meydana getirmesi nedeniyle mekanik yöntemlere göre daha yavaş olması ve etkisinin iklime bağımlı olması.
- Bozulma ürünlerinin toksikliğinin tam olarak bilinmemesi.
- Karışık kirlenmelerle kirlenmiş alanların birden fazla fitoremediasyon teknolojisine ihtiyaç duyması.
- Kirlenmelerin yeraltı suyuna bulaşma riskinin olması.
- Hayvanların tüketimleri sonucu kirlenmelerin gıda zinciri içerisine girme tehlikesi.
- Bitki köklerinin ulaşabildiği alanlar ile sınırlı olması.

2.8. Konu ile İlgili Yapılan Çalışmalar

Soğukpınar (2020) tarafından yapılan çalışmada *Ceratophyllum demersum L.* bitkisi kullanılarak fitoremediasyon yöntemiyle kadmiyum, krom, nikel ve çinko ağır metalleri ile kontamine sulardan ağır metallerin giderimin verimleri incelenmiştir. Çalışmada deiyonize su ve gerçek atıksu tesisi çıkış suyundan yararlanılarak farklı konsantrasyonlarda metaller kullanılarak numuneler hazırlanmıştır. *Ceratophyllum demersum L.* bitkisi her numune için 7.5 g/L kullanılmıştır. Bitki miktarının sabit (7.5 g/L) tutularak, farklı konsantrasyonlarda metaller deiyonize su içerisine karıştırılarak numuneler hazırlanmış, hazırlanan numuneler 1, 3 ve 5 gün bekletilmiştir. Gerçek atıksu ile hazırlanan numunelerde ise kadmiyum, krom, nikel ve çinko ağır metallerine 1-3 gün süresince maruz bırakılmıştır. Deiyonize su kullanılarak yapılan fitoremediasyon çalışmalarında *C. demersum* bitkisinin yaş ağırlıkları kıyaslandığında; krom, çinko ve nikel etkisinde olan bitkilerin yaş ağırlıklarında artış gözlemlenirken, Kadmiyuma maruz bırakılan bitkinin yaş ağırlığında azalma görülmüştür. Gerçek atıksu kullanılarak yapılan kadmiyum, krom, nikel ve çinko fitoremediasyon çalışmalarında ise; maruziyet süreleri ilerledikçe bitki yaş ağırlık değerlerinde azalma olduğu tespit edilmiştir. Atıksu çalışmaları ile deiyonize su çalışmalarının sonuçları kıyaslandığında bitkinin gerçek atıksuya maruz kaldığında daha çok ağırlık kaybettiği gözlemlenmiştir.

Erkek (2004), yapmış olduğu çalışmasında, krom kirliliğinin görüldüğü topraklarda, bitkiler aracılığı krom giderimini araştırmıştır. Dört farklı dozda krom ekleyerek suni olarak hazırladığı toprak ve kontrol toprağına; ıspanak, yonca, darı, korunga, festuca, dereotu, colinprene, ve poa çim tohumlarını ekmiştir. En iyi giderimi sağlayan bitkinin tespiti için, bitki boyları, çimlenme süreleri ve oranları kıyaslanarak kontrol bitkisine en yakın sonucu veren bitki tespit edilmiştir. Yapılan kıyaslamalar sonucu kontrol bitkisine en yakın sonucu fecusta çim bitkisi vermiştir. Fecusta bitkisinin giderim yüzdelerini tespit etmek için festuca çim tohumunda krom tayinleri gerçekleştirilerek arıtım oranı belirlenmiştir.

Durak (2005), yaptığı çalışmasında, arıtma sonrası oluşan arıtma çamuru ve çöp deponi sahalarından oluşan sızıntı suyu içerisindeki ağır metallerin *Juncus acutus* bitkisi kullanarak, metal giderim performanslarını araştırmıştır. Çalışmada bitki yetiştirmek için, arıtma çamuru bitki yetiştirme ortamı, çöp sızıntı suyu bitkilere sulama suyu olarak kullanılmıştır. Yapılan çalışmanın neticesinde, bitkinin yoğun metal kirlilik koşullarında dahi yetiştiği ölmeyen kalabildiği görülmüştür. *Juncus acutus* bitkisinin yapraklarında, toprakta, gövde, kök kısımlarında bakır, kobalt, nikel ve demir analizleri yapılmıştır.

Sonuç olarak bitkinin bakır, kobalt, nikel, demir ağır metallerini genellikle kök kısımlarında biriktirdiği görülmüştür.

Vanlı (2007), yaptığı çalışmada, fitoremediasyon yöntemi ile toprakta bulunan kurşun, kadmiyum ve B metallerini bitkiler yardımı ile gidermeyi amaçlamış. Bu amaçla toprağa kurşun, kadmiyum ve B metalleri ekleyerek üzerine mısır, ayçiçeği ve kanola bitkileri ekilmiştir. Ayrıca toprağa farklı dozlarda kompleks yapıcı şelat ilave edilerek fitoremediasyon kapasitesini artırmak istenmiştir. Yapılan çalışmalar kapsamında, toprağa kadmiyum klorür, kurşun(II) nitrat ve borik asit eklendikten sonra ayçiçeği, mısır ve kanola bitki tohumlarının ekimleri yapılmış, gerekli aralıklarla sulamaları yapılarak bitkilerin gelişimleri gözlenmiştir. Bitki hasat edilmeden 7 gün önce toprağa EDTA eklenmiş ve daha sonra bitkiler hasat edilmiştir. Hasat edilen bitkilerin kök ve toprak üstü organlarının aldıkları metallerin belirlenmesi için çözünürleştirilmeleri yapılmış olup AAS ve ICP cihazları ile element içerikleri belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar ışığında bitkilerin kg kuru ağırlıkları başına aldıkları element miktarları tespit edilmiştir.

Calado ve ark. (2019) tarafından Brezilya'da bir rezervuarda mikrosistin, diklofenak ve parasetamol olarak tespit edilen 3 kirleticinin ortamdaki uzaklaştırılması için 3 bitki ile (*Egeriadsa*, *Ceratophyllum demersum* ve *Myriophyllum aquaticum*) çalışma yapılmıştır. Bu 3 kirleticinin bulunduğu ortamda bitkiler 14 gün boyunca kirleticilere maruz bırakılmış, 14 gün sonra diklofenak %93 ve mikrosistin %100 ortamdaki uzaklaştırılmış, parasetamol ise tespit edilememiştir. Kullanılan makrofitlerin karışık kirleticilerin giderilmesi için kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

Lin ve ark. (2019) Sepiyolit, keramsiz, yeşil seloid ve emeci kağıt gibi ekolojik yüzey yataklarında suda bulunan ağır metal kirliliğini gidermedeki potansiyelini araştırmıştır. Çalışmada bitki olarak eğir otu, kirletici maddeler olarak vanadyum, krom ve kadmiyum metallerini kullanarak bu metallerin ortamdaki uzaklaştırılmalarında substratların etkisine bakılmıştır. 34 günün sonunda yeşil zeoliti grupta Vanadyum % 79.91, Krom % 95.24 ve kadmiyum % 91.80 giderim verimine ulaşılmıştır. En iyi verimin yeşil zeolit grubunda olduğu sonucuna varılmıştır.

Mishra ve Tripathi (2009) sulu çözeltilerden krom ve çinko giderimi için su sümbülü kullanarak fitoremediasyon verimini araştırmıştır. Çalışmasında bitkiyi her iki kirletici metal için 1, 5, 10 ve 20 mg/L konsantrasyonlarda maruz bırakmışlardır. 11 gün sonunda deney sonuçlarına bakıldığında çinkonun %95'e kadar ve kromun %84'e kadar ortamdaki uzaklaştırıldığı bulunmuştur. Bitki çinko metalini herhangi bir değişime uğramadan uzaklaştırırken, krom metalini 1 ve 5 mg/L konsantrasyonlarda sorunsuz

uzaklaştırırken, 10 ve 20 mg/L konsantrasyonlarda giderim sağlarken bitkide fiziksel değişimler görülmüştür.

Maleva ve ark. (2018) *Egeria densa* ve *Ceratophyllum demersum* L. sucul bitkileri 48 saatlik nikel ve bakır ağır metallerine maruz bırakılarak bir çalışma yapmışlardır. Aynı zamanda metallerin haricinde, üre karıştırılarak da çalışma yapmış. Ürenin, bitki metabolizmasını etkileyerek bazı enzimlerini çalıştırdığı gözlenmiştir. Bununla birlikte üre verilerek yapılan çalışmada verilmeyenlere göre daha fazla birikim olduğu gözlemlenmiştir. Bakır ve nikel toksitesini kıyaslandığında her iki bitki için de bakır metalinin nikel metaline göre daha toksik olduğu görülmüştür.

Klink (2016), demir, manganez, bakır, nikel, çinko, kadmiyum ve kurşun metalleri kullanarak *Typha latifolia* ve *Phragmites australis* bitkilerinin, biriktirme potansiyellerini incelemiştir. Her iki bitki için de kök, rizom, gövde ve yapraklarındaki birikim araştırılmıştır. Manganez, demir ve kadmiyum en fazla *P. australis*'in yapraklarında bulunurken, kurşun, çinko ve bakır *T. latifolia*'nın yapraklarında bulunmuştur. Manganez, demir ve bakır en çok *P. australis*'in kök kısmında bulunurken kurşun, çinko ve kadmiyum en fazla *T. latifolia*'nın kök kısmında bulunmuştur. İki bitkininde farklı biriktirme kapasiteleri olmasına rağmen demir, bakır, çinko, kurşun ve nikel için; kökler > rizomlar> yapraklar> gövdeler şeklinde şema izlemiştir. Mn için ise; kök>yaprak>rizom>gövde şeklinde birikim olmuştur.

Remigio ve ark. (2021) *Crassula helmsii* sucul bitkisinin bakır hiperakümülatörü olup olmadığı durumunu incelenmiştir. Çalışmada 0, 1, 2, 3, 4 ve 5 mg/bakır grupları oluşturularak, elektron mikroskobu ile bitkinin dokularını incelenmiştir. En yüksek birikimin 5 mg/bakır olduğu bulunmuştur. Bitkinin kök kısımlarında birikimin sürgün kısımlarından daha fazla olduğu gözlemlenmiştir. *C. helmsii* bitkisinin bakır metali için hiperakümülatörü olduğunu göstermiştir.

Humaria ve ark. (2022) tarafından yapılan çalışmada, Hindistan, Keşmir'de doğal bir tatlı su sistemi olan Dal gölünde bir ağır metal giderim aracı olarak *Ceratophyllum demersum* metali birikim verimliliğinin $Co^{+2} > Cd^{+2} > Mn^{+2}$ düzeyinde olduğu görülmüştür. Mevcut çalışmanın sonucunda, artan ağır metal konsantrasyonları ile kalan düşük dozlarda protein seviyelerinin zayıfladığı ortaya çıkmıştır. Dahası kültürlenmiş genel lipid ve karbonhidrat içeriği *Ceratophyllum demersum* L. genel çalışma verimliliğini göstermiştir. Ağır metallerin konsantrasyonunun yükselmesi ile düşüş göstermesi *Ceratophyllum demersum* L. ağır metalleri uzaklaştırmak için kirli şartlarda uyum ve

potansiyeli bozulmuş su sistemlerine sürdürülebilir bir iyileştirme metodu olarak kullanılabilir olduğunu göstermiştir.

Wu ve ark. (2021), 0, 0,1, 0,5, 2,0 ve 4,0 mg/L vanadyum içeren ortamda *Nicotiana tabacum L.* fidelerini kullanarak fitoremediasyon potansiyelini araştırmıştır. Yapılan çalışmada bitkinin 2 ve 4 mg/L'lik gruplarda etkilendiği görülmüştür. Vanadyumun bitkinin yaprak, gövde ve kök kısımlarında biriktiği gözlemlenmiştir. Vanadyum metalinin bitkinin büyümesini inhibe etmesine rağmen bitkinin vanadyum toleransının iyi olduğu görülmüştür.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Cihazlar ve Kimyasallar

Çalışmada analitik saflıkta kimyasallar kullanılmıştır. HNO₃ Merk Firmasından temin edilmiş olup, deiyonize su Millipore Milli-Q Plus cihazından elde edilmiştir. Analiz sonuçları; alevli grafit fırın ve hidrür sistemden oluşan Pelkin Elmer marka Atomic Absorpsiyon Spectrometer Analyst 800 cihazı ile okunmuştur. Bitkilerin kurutulmasında Memmert marka etüv cihazı, CEM MarsXpresshassas mikrodalga yakma fırını, tartımlar için AND marka hassas terazi, süzme işlemleri için Whatman marka 185 mm filtre kâğıtları, pH ölçümleri için HACH marka pH metre cihazı kullanılmıştır. Bitkilerin deney süresince bulunduğu ortamın ışık şiddeti Sper Scientific marka lüks metre ile ölçülmüştür.

3.1.2. Bitki Materyali

Tilki kuyruğu olarak adlandırılan *Ceratophyllum demersum L.* yapay ve doğal göllerde ve akış hızı yavaş dere ve ırmaklarda, tamamen suya batık (submers) bir şekilde yayılış gösterirler. Kalsiyum miktarı yüksek sulara ve düşük ışık yoğunluklarına sahip ortamlara toleranslıdır. Koyu yeşil ve açık yeşil renk tonları arası değişen farklı renklerde ve çatallı bir yapıya sahip yapraklar gövde üzerinde halkasal dizilerek sarmal bir gövde yapısı oluştururlar. Bu sık sarmal yapı tilki kuyruğu görünümüne benzetildiği için yaygın olarak bu isim ile adlandırılır. Kök kısımları yoktur ancak bazı modifiye yapıları sayesinde sedimentlere tutunabilirler (Cook,1996; Arber,2010). Kolay kırılan gövdeleri sayesinde bitki parçalarıyla ve tohum aracılığı ile çoğalmaları gerçekleşmektedir. Bitkinin erkek ve dişi çiçekleri aynı bitki üzerinde, farklı taraflarda bulunurlar. Erkek çiçekler, gövdenin farklı taraflarında çift halinde konumlanırken, dişi çiçekler yalnız bulunurlar. Çiçekler yaprak tabanlarında suyun altında yer alırlar. Bitkinin çiçeklenme zamanları haziran ve eylül ayları arasında gerçekleşmektedir. Çiçekler, besin maddelerinin çok bulunduğu sulara yoğun koloniler halinde görülürler (Anonim, 2010).



Şekil 3.1.2.1. *Ceratophyllum demersum* L. bitkisi

Çizelge 2. *Ceratophyllum demersum* L. bitkisinin sistematığı (Anonim, 2012)

Alem	<i>Plantae</i>
Alt Bölüm	<i>Tracheobionta</i>
Üst Bölüm	<i>Spermatophyta</i>
Bölüm	<i>Magnoliophyta</i>
Sınıf	<i>Magnoliopsida</i>
Alt sınıf	<i>Magnoliidae</i>
Takım	<i>Nymphaeales</i>
Aile	<i>Ceratophyllaceae</i>
Cins	<i>Ceratophyllum</i> L.
Tür	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.

Morfolojik tanımı: Gövde uzunlukları 15 cm'yi geçmektedir. Yaprak uzunlukları 6-16 mm uzunlukta ve koyu yeşil renge sahiptir. 1-2 kez çatallanmış, segmenler linear dentikulattır. Meyve 4-5 x 2-2.5 mm, uçtaki diken 4-6 mm, tabana yakın yanal dikenler hafifçe geriye doğru kıvrık ve 2-3 mm uzunlukta (Seçmen ve Leblebici, 1996).

Bu çalışmada kullanılan *Ceratophyllum demersum* L. bitkisi, Karataş ve Asım (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 miktarlarda, ağır metal içerikli deiyonize sulara; 6, 12, 18, 24, 48 saatlik deney süreleri boyunca; Beyaz LED ışıklar (1900 LUX) 16 saat ışık, 8 sa karanlık olacak ve $23 \pm 1^\circ\text{C}$ sıcaklığa sahip ortam düzeneği içerisinde bekletilerek çalışmalar gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.1.2.2.).



Şekil 3.1.2.2. Numunelerin bekletildiği ortam düzeneği

3.1.3. Atıksu Örnekleri

Çalışmada kullanılan Atıksu numunesi, Koski Atıksu Arıtma Tesisi giriş ve çıkış sularından alınmıştır. Tesis debisi $200000 \text{ m}^3/\text{gün}$, nüfus 1000000 kişi, tesis giriş suyu; AKM, KOI, BOI, TN, TP değerleri sırasıyla; 295 mg/L, 640 mg/L, 320 mg/L, 50 mg/L, 15 mg/L ve çıkış parametre değerleri ise sırasıyla; $\leq 20 \text{ mg/L}$, $\leq 90 \text{ mg/L}$, $\leq 20 \text{ mg/L}$, $\leq 10 \text{ mg/L}$, $\leq 1 \text{ mg/L}$ değerleri esas alınarak projelendirilmiştir. Tesis dizaynı; kaba ızgaralar, terfi merkezi, ince ızgara, havalandırmalı kum ve yağ tutucu, ön çökeltim tankları, havalandırma tankı, son çökeltim tankları, blower binası, geri devir pompası, UV dezenfeksiyon, çamur yoğunlaştırıcı tankı, anaerobik çamur çürütücü, biyogaz desülfürzasyon, biyogaz depolama balonu, gaz motoru, çamur susuzlaştırma tankı ve mor şebeke üniteleri olarak düzenlenmiştir.

Koski Atıksu Arıtma Tesisi giriş ve çıkışından alınan numunelerin arıtma tesisi giriş değerleri; AKM 360 mg/L, iletkenlik $1365 \mu\text{S/cm}$, KOI 815 mg/L, pH 7,75; arıtma tesisi çıkış değerleri ise; AKM 5 mg/L, bulanıklık 3,04 NTU, iletkenlik $1244 \mu\text{S/cm}$, KOI 44 mg/L, pH 7,47'dir.

3.2. Yöntem

3.2.1. Stok Çözeltilerin Hazırlanması

İlk olarak ağır metaller için stok çözeltiler $\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $3\text{CdSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ tuzlarıyla oluşturulmuştur. Daha sonra bu stok çözeltilerden belirlenen konsantrasyonlarda alınarak etiketlemesi yapılan sterilize cam kavanozlara koyulmuştur.

3.2.2. Bitki ve Atıksu Analizleri

pH değeri yaklaşık 6,55 olan 200 ml saf su steril cam kavanozlar içerisine konulduktan sonra konsantrasyonu 1 mg/L olacak şekilde stok kadmiyum ve krom metallerinden eklenmiştir. Daha sonra kavanozların içerisine 2 g/L, 2,5 g/L, 5 g/L, 7,5 g/L olacak şekilde bitki eklenmiştir. Hazırlanan numuneler 6, 12, 18, 24, 48 sa sürelerde bekletilecekleri ortam düzeneği içerisine yerleştirilmiştir (Şekil 3.2.2.1.).



Şekil 3.2.2.1. Ortam düzeneğine yerleştirilen numuneler

Belirlenen bekleme süreleri sonunda ağır metal içeren her bir numune filtre kağıdı ile süzülmüştür (Şekil 3.2.2.2.). Süzülen numunelerin belirlenen süreler sonunda ağırlıklarında beklenen değişimi belirlemek için hassas terazi yardımı ile tartılarak yaş ağırlıkları belirlenmiş, sonuçlar kaydedilmiştir (Şekil 3.2.2.3.). Süzme işleminin ardından tartımı yapılan bitkiler 70 °C'ye ayarlı etüvde 4 gün boyunca bekletilmiştir (Şekil 3.2.2.4.).



Şekil 3.2.2.2. Bitkinin filtreden süzülme aşaması



Şekil 3.2.2.3. Hassas terazi ile bitkilerin yaş ağırlıklarının tartılması işlemi



Şekil 3.2.2.4. Bitkilerin kurutulması için etüve yerleştirilmesi

Bitkiler etüve yerleştirildikten sonra, farklı bitki konsantrasyonlarına sahip metal içeren suların mevcut pH'ları ölçülmüştür. 50 mL'lik sterilize plastik falcon tüplere aktararak üzerlerine yaklaşık 3 damla %65'lik HNO₃ damlatılıp çalkalanmış böylece pH değerleri 2'ye ayarlanarak buzdolabına yerleştirilmiştir. 4 gün boyunca etüvde tutulan bitkiler süre sonunda etüvden çıkarılmış, bitkiler üzerinde kalan nemin giderilmesi için desikatöre alınmıştır. Desikatörden alınan kurumuş bitkilerin kuru ağırlıkları hassas terazi ile tartılarak belirlenmiştir. Tartımı yapılan bitkilerin çözünme işlemleri için mikrodalga fırın tüplerine aktararak, üzerlerine 10 mL % 65 HNO₃ eklenmiştir. Kontrol amaçlı bir tüp içerisine de sadece 10 mL HNO₃ eklenmiş ve diğer numuneler ile mikrodalga fırın içerisine yerleştirilmiştir. Çözünme işlemi sonrası mikrodalga fırından çıkarılan numuneler filtre kağıdı yardımıyla süzölmüş ve deiyonize su ile 25 mL'ye tamamlanarak sterilize falcon tüplerine konulmuştur.

6, 12, 18, 24, 48 sa sürelerde bekletilen numunelerin içerisindeki ağır metal miktarının tayini için alevli, grafit ve hidrür sistem ile donatılmış atomik absorpsiyon spektroskopisi (AAS) cihazı kullanılmıştır (Şekil 3.2.2.5.). Kalibrasyon işlemi krom ve kadmiyum 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 3.2.2.5 Atomik Absorpsiyon Spektroskopisi Cihazı (AAS-800)

200 mL deiyonize suya kadmiyum ve krom metallere 1 mg/L spike edilmesiyle farklı bitki konsantrasyonları (2 g/L, 2,5 g/L, 5 g/L, 7,5 g/L) ve farklı maruziyet süreleri ile uygulama yapıldıktan sonra parametreler değiştirilerek aynı işlemler uygulanmış, bitkinin yaş ağırlığı, kuru ağırlığı, pH'ı, giderim verimi, BKF'si gibi

değerlerde kıyaslama yapılmıştır. 200 mL deiyonize su 5 g/L bitki kullanılarak, kadmiyum ve krom 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 Tesisinden alınan giriş ve çıkış suları ile hazırlanan numuneler ise 100 mL atıksu (giriş-çıkış) ve 5 g/L bitki ile kadmiyum ve krom farklı konsantrasyonlarda (0.5-0.5 ve 1.0-1.0 mg/L) birlikte spike edilerek hazırlanarak 48 sa bekletilmiştir.

3.2.3. Ağır Metallerin Giderim Verimlerinin Hesaplanması

Ağır metal giderim verimi aşağıdaki eşitlikte verildiği gibi, başlangıç ağır metal konsantrasyonundan giderim sonucu elde edilen çıkış ağır metal konsantrasyonunun çıkarılması ve başlangıç konsantrasyonuna bölünmesi ile hesaplanmıştır.

$$\% \text{ Giderim verimi} = \frac{C_o - C_e}{C_o} \times 100$$

Burada;

C_o: Başlangıç ağır metal konsantrasyonu (mg/L)

C_e: Çıkış ağır metal konsantrasyonu(mg/L)

3.2.4. Biyokonsantrasyon Faktörünün (BKF) Hesaplanması

BKF eşitliği aşağıdaki formülde verildiği gibi fitoremediasyon çalışmalarında kullanılan bitkilerdeki ağır metal derişiminin, uygulanan ağır metal derişimlerine bölünmesiyle hesaplanmıştır (Chorom ve ark., 2012).

$$\text{BKF} = \frac{\text{Fitoremediasyon sonrası bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonu} \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right)}{\text{Başlangıçta su ortamına eklenen metal konsantrasyonu} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right)}$$

3.2.5. İstatistiksel Analiz Metodu

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

4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA

4.1. Sudan Kadmiyum Gideriminin Araştırılması

4.1.1. Kadmiyum Fitoremediasyonu Sonucu Suda-Bitkide Görülen Değişiklikler

Bitki materyali kullanılarak sudan kadmiyum gideriminin araştırılması amacıyla 200 mL deiyonize su içerisine 1 mg/L konsantrasyon değerini sağlayacak şekilde stok kadmiyum çözeltisinden spike yapıldıktan sonra farklı bitki miktarları (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) ve maruziyet süreleri (6, 12, 18, 24, 48 sa) için çalışmalar gerçekleştirilmiştir. 6, 12, 18, 24 ve 48 sa maruz kalma süreleri sonunda bitkide ve suda meydana gelen görsel değişimler takip edilmiştir. 6, 12, 18 sa maruz bırakılan bitkilerin renkleri arasında gözle görülebilir bir fark gözlemlenmezken, 24 ve 48 sa sonunda bitki renklerinin solmaya başladığı gözlemlenmiş, suyun renginde herhangi bir renk değişimi gözlemlenmemiştir.

4.1.2. Kadmiyuma Maruz Kalma Süresinin Fitoremediasyon Üzerindeki Etkisi

Kadmiyuma maruz kalma süresinin fitoremediasyon üzerine etkisi sudaki pH değişimi, bitki yaş ve kuru ağırlığı, suda kalan kadmiyum konsantrasyonu, bitki bünyesine alınan kadmiyum miktarı, sudan kadmiyum giderimi ve BKF açısından değerlendirilmiştir. İstatistiksel olarak gerçekleştirilen değerlendirme sonuçları Çizelge 3'de sunulmuştur.

Çizelge 3. Kadmiyuma maruz kalma süresinin fitoremediasyon üzerindeki etkisi

Süre (sa)	pH	Bitki yaş ağırlığı (g/L)	Bitki kuru ağırlığı (g/L)	Suda kalan Cd (mg/L)	Bitki bünyesine alınan Cd (mg/kg)	Cd giderimi (%)	BKF
6	6.914ab	6.233a	0.186a	0.386a	782.300e	61.437d	850.326e
12	6.743c	4.724b	0.151c	0.390a	1150.978d	61.000d	1251.063d
18	6.698c	5.635ab	0.158bc	0.358b	1459.507c	64.163c	1586.420c
24	6.934a	5.362ab	0.178a	0.305c	1864.003b	69.450b	2026.090b
48	6.865b	4.939b	0.174ab	0.272d	2859.048a	72.775a	3107.661a

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

Çizelge 3'deki veriler incelendiğinde pH değerlerinin 6.698 ile 6.934 aralığında ve birbirine yakın değerlerde oldukları saptanmış, istatistiksel olarak aralarında önemli bir fark gözlenmemiştir. Bitki yaş ağırlık değerlerinin 12 ve 48 sa (4.724 g/L ile 4.939 g/L), 18 ve 24 sa (5.635 g/L ile 5.362 g/L) maruz kalma süreleri için yaklaşık aynı değerlerde olduğu gözlenmiştir. Bitki kuru ağırlık değerlerinde ise 6 ve 24 sa maruziyet

sürelerinin sonucunda (0.186 g/L ve 0.178 g/L) yakın değerler olduğu görülmektedir. Suda kalan kadmiyum değerlerinin 6 sa (0.386 mg/L) ve 12 sa (0.390 mg/L) maruziyet sürelerinde çok fazla değişkenlik göstermediği ancak maruziyet sürelerinin artmasıyla suda kalan kadmiyum miktarının azaldığı, 48 sa maruziyet süresi sonunda ise 0.272 mg/L'ye düştüğü görülmektedir. Maruziyet süreleri atıkça bitki tarafından alınan kadmiyum miktarı da artış göstermiştir. 6 sa maruziyet süresi sonunda bitki tarafından alınan kadmiyum miktarı 782.3 mg/kg iken 48 sa süre sonunda 2859 mg/kg değerine ulaşılmıştır. Suda kalan kadmiyum miktarları zamanla azalırken, bitki tarafından alınan kadmiyum miktarları ise artış göstermiştir. 6 sa (%61.4) ve 12 sa (%61) maruziyet süreleri sonunda sudan kadmiyum giderim değerleri farklılık göstermez iken 18 saatten sonra maruziyet süreleri arttıkça kadmiyum giderim değerinin arttığı gözlenmektedir. 48 sa maruziyet süresi sonunda kadmiyum giderimi %72.7 olarak belirlenmiştir. BKF değerleri incelendiğinde ise maruziyet süreleri arttıkça BKF değerlerinin arttığı ve 48 sa maruziyet sonucunda BKF değeri 3107 L/kg değerine ulaşmıştır.

4.1.3. Bitki Miktarının Kadmiyum Fitoremediasyonu Üzerindeki Etkisi

Bitki miktarının sudan kadmiyum giderimi üzerindeki etkisi incelendiğinde, kullanılan bitki miktarlarına göre değişen pH, bitki yaş ve kuru ağırlıkları, kadmiyum giderimleri, suda kalan miktarları, bitki tarafından alınan kadmiyum miktarları ve BKF açısından değerlendirilmiştir. İstatistiksel olarak gerçekleştirilen değerlendirme sonuçları Çizelge 4'de sunulmuştur.

Çizelge 4. Bitki miktarının kadmiyum fitoremediasyonu üzerindeki etkisi

Bitki miktarı (g/L)	pH	Bitki yaş ağırlığı (g/L)	Bitki kuru ağırlığı (g/L)	Suda kalan Cd (mg/L)	Bitki bünyesine alınan Cd(mg/kg)	Cd giderimi (%)	BKF
2.0	6.918a	1.373d	0.066d	0.421a	1761.478b	57.880b	1914.650b
2.5	6.870b	3.684c	0.119c	0.322b	2113.714a	67.760a	2297.515a
5.0	6.825c	6.545b	0.202b	0.313b	1421.146c	68.690a	1544.724c
7.5	6.709d	9.913a	0.290a	0.313b	1196.331d	68.730a	1300.360d

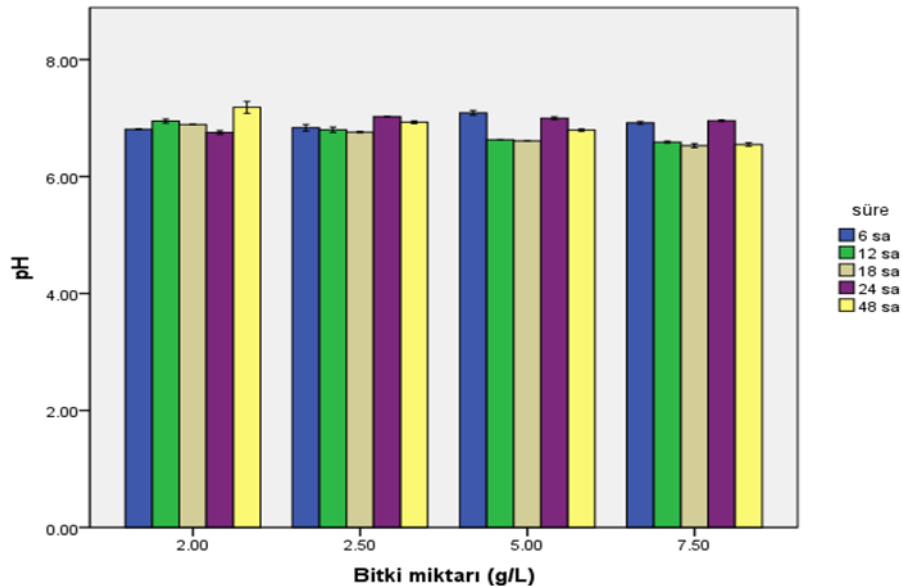
(*Aynı sütunda farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasında fark $p < 0.01$ düzeyinde önemlidir.)

Bitki miktarının kadmiyum fitoremediasyonu üzerindeki etkisi incelendiğinde; pH değerlerinin 6.709 ile 6.918 aralığında ve birbirine yakın değerlerde oldukları saptanmış, istatistiksel olarak aralarında önemli bir fark gözlenmemiştir. Bitki yaş ağırlıkları ve bitki kuru ağırlıkları bitki miktarı arttıkça artış göstermiş olup, bitki yaş

ağırlığı 2 g/L bitki miktarının kullanıldığı durumda 1.373g/L iken 7.5 g/L bitki miktarında 9.913 g/L değerine ulaşmıştır. Bitki kuru ağırlığı ise 2 g/L bitki miktarının kullanıldığı durumda 0.066 g/L iken 7.5 g/L bitki miktarında 0.290 g/L değerine ulaşmıştır. Su içerisinde kalan kadmiyum miktarı, bitki miktarının 2 g/L kullanıldığı durumda 0.421 mg/L olarak ölçülürken 2.5, 5 ve 7.5 g/L bitki miktarlarında yaklaşık aynı değerlerde (0.322 mg/L, 0.313 mg/L, 0.313 mg/L) olduğu görülmüştür. Bitki bünyesine alınan kadmiyum miktarı ise en fazla 2.5 g/L bitki miktarının kullanıldığı durumda 2113 mg/kg olarak ölçülürken en az 7.5 g/L bitki miktarının kullanıldığı durumda 1196 mg/kg olarak ölçülmüştür. Kadmiyum giderimlerinde ise 2.5 g/L (%67.7), 5 g/L (%68.6), ve 7.5 g/L (%68.7) bitki miktarlarında giderim verimleri sabit kalmıştır. BKF değerleri 2 g/L (1914 L/kg) ve 2,5 (2297 L/kg) g/L bitki miktarlarında artış gösterirken 5 g/L (1544 L/kg) ve 7.5 g/L (1300 L/kg) arası değerlerde düşüş gözlenmiştir.

4.1.4. Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Süresinin pH Üzerine Etkisi

Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyetin pH üzerine etkisi Şekil 4.1.4.1'de verilirken, istatistiksel değerleri ise Çizelge 5'te sunulmuştur. İstatistiksel veriler incelendiğinde, pH değerlerinin 6.53 ile 7.185 aralığında ve birbirine yakın değerlerde oldukları saptanmış, istatistiksel olarak aralarında önemli bir fark gözlenmemiştir.



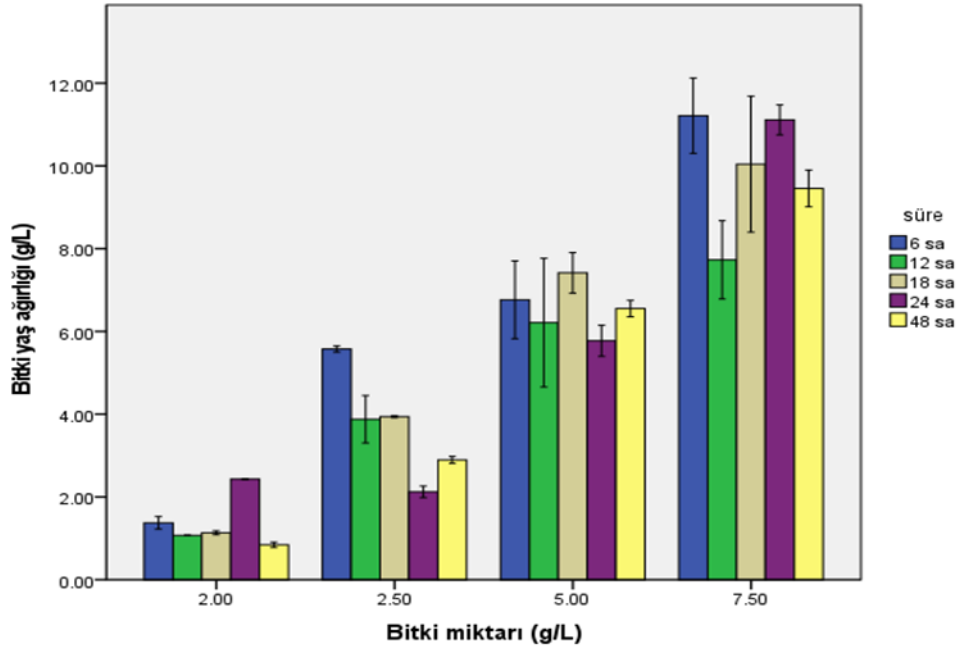
Şekil 4.1.4.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin pH'a etkisi

Çizelge 5. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin pH'a etkisi

Bitki miktarı (g/L)	pH				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	6.810fg	6.950cd	6.890def	6.755g	7.185a
2.5	6.835efg	6.800fg	6.760g	7.025bc	6.930cde
5.0	7.090ab	6.630h	6.610h	7.000bcd	6.795fg
7.5	6.920cde	6.590h	6.530h	6.955cd	6.550h

4.1.5. Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Sürelerinin Bitki Yaş Ağırlığı Üzerine Etkisi

Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet sürelerinde bitkinin yaş ağırlığına olan etkisinin grafiksel gösterimi Şekil 4.1.5.1'de verilirken, istatistiksel değerleri Çizelge 6'da verilmiştir.



Şekil 4.1.5.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin bitki yaş ağırlığına etkisi

Çizelge 6. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin bitki yaş ağırlığına etkisi

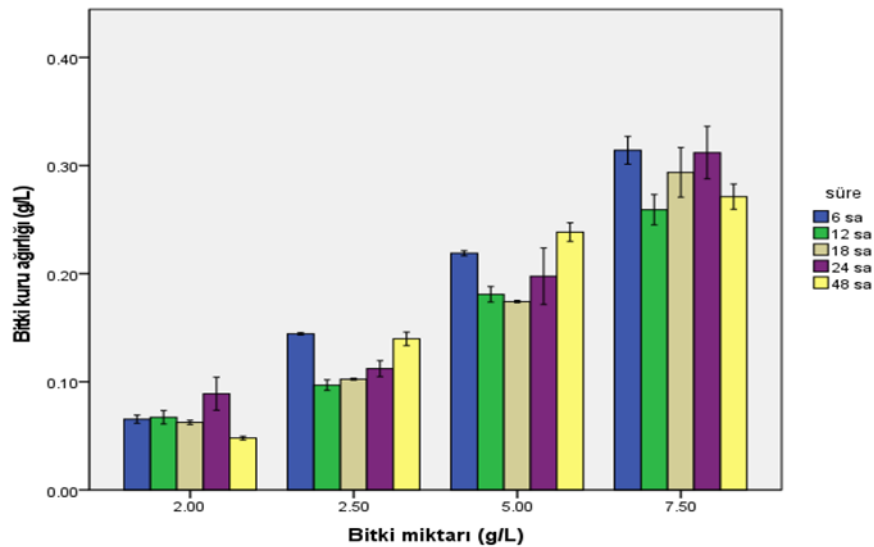
Bitki miktarı (g/L)	Bitki yaş ağırlığı (g/L)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	1.377f	1.074f	1.137f	2.433ef	0.846f
2.5	5.576cd	3.879de	3.942de	2.126ef	2.897ef
5.0	6.765c	6.213c	7.418c	5.774cd	6.555c
7.5	11.215a	7.732bc	10.044a	11.114a	9.458de

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

Şekil 4.1.5.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde; bitki miktarının 2 g/L olarak kullanıldığı durumda; 6, 12, 18 ve 48 sa (1.377 g/L, 1.074 g/L, 1.137 g/L, 0.846 g/L) maruziyet sürelerinde bitki yaş ağırlıkları aynı değerler alırken en yüksek değere 24 sa maruziyet sonunda 2.433 g/L olarak ulaşmıştır. 2.5 g/L bitki miktarının kullanılması durumunda 12 ve 18 sa maruziyet süreleri sonunda (3.879 g/L -3.942 g/L) ve 24, 48 sa sonunda (2.126 g/L -2.897 g/L) yaklaşık aynı değer aldıkları görülürken en yüksek değer 6 sa sonunda 5.576 g/L olarak saptanmıştır. 5 g/L bitki miktarının kullanıldığı durumda ise 6, 12, 18 ve 48 sa maruziyet sonunda (6.765 g/L, 6.213 g/L, 7.418 g/L, 6.555 g/L) aynı değerde oldukları görülmüştür. 7.5 g/L bitki miktarında 6, 18 ve 24 sa maruziyet sonunda (11.215 g/L, 10.044 g/L, 11.114 g/L) aynı değerde yer alırken, bitki miktarı arttıkça yaş ağırlık değerlerinde de artış olduğu gözlemlenmiştir. Ortalama en düşük bitki yaş ağırlığı, 2 g/L bitki miktarının kullanıldığı ve 48 sa sonunda ölçülen 0.846 g/L olurken, ortalama en yüksek bitki yaş ağırlığının ise 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 6 sa sonunda 11.215 g/L olduğu saptanmıştır.

4.1.6. Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Sürelerinin Bitki Kuru Ağırlığı Üzerine Etkisi

Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet sürelerinde bitkinin kuru ağırlığına olan etkisinin grafiksel gösterimi Şekil 4.1.6.1’de verilirken, istatistiksel değerleri Çizelge 7’de verilmiştir.



Şekil 4.1.6.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin bitki kuru ağırlığına etkisi

Çizelge 7. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin bitki kuru ağırlığına etkisi

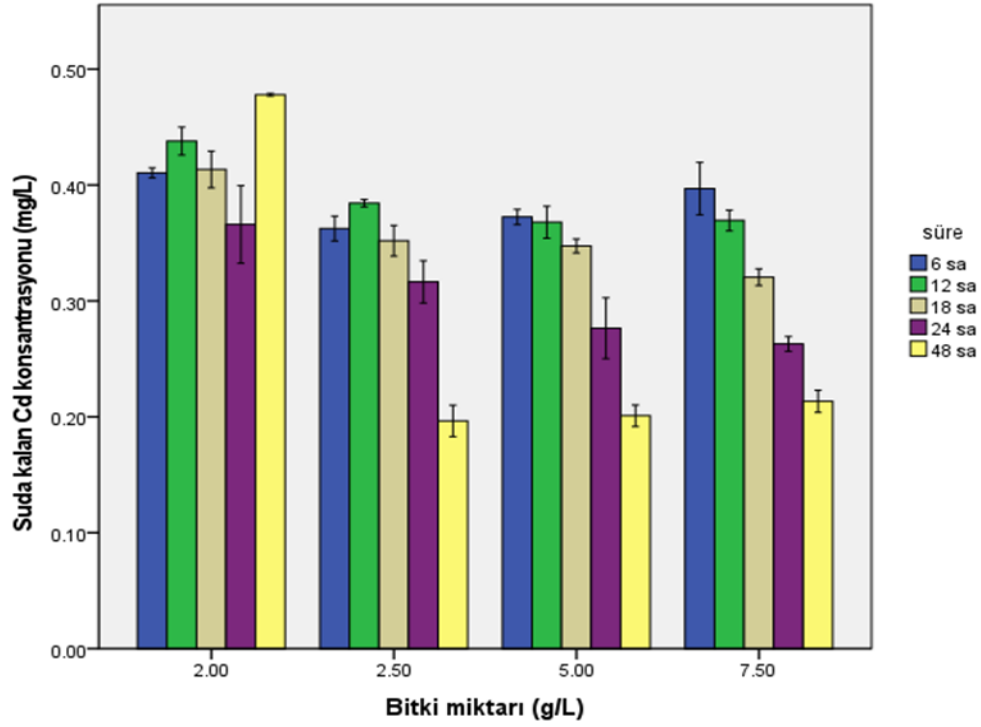
Bitki miktarı (g/L)	Bitki kuru ağırlığı (g/L)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	0.066jkl	0.067jkl	0.063kl	0.089ijk	0.048l
2.5	0.145gh	0.09ijk	0.103ij	0.112hi	0.140gh
5.0	0.219de	0.181f	0.174fg	0.198ef	0.239cd
7.5	0.314a	0.259bc	0.294ab	0.312a	0.271bc

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

Şekil 4.1.6.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde; bitki miktarları arttırıldıkça, bitki kuru ağırlıklarında da artış olduğu görülmektedir. Maruziyet süresinin 6 sa olduğu durumda, bitki miktarının 2 g/L kullanılması sonucu bitki kuru ağırlığı 0.066 g/L iken 7.5 g/L bitki miktarında 0.314 g/L değerine ulaşmıştır. Ortalama en düşük bitki kuru ağırlığı 2 g/L bitki miktarının kullanıldığı ve 48 sa kadmiyuma maruziyetinin sonunda 0.048 g/L olarak ölçülürken, ortalama en yüksek bitki kuru ağırlığının 7.5 g/L bitki miktarında ve 6 sa sonunda ölçülen 0.314 g/L değerinde olduğu tespit edilmiştir.

4.1.7. Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Sürelerinin Suda Kalan Kadmiyum Konsantrasyonuna Etkisi

Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet sürelerinde suda kalan kadmiyum konsantrasyonuna olan etkisinin grafiksel gösterimi Şekil 4.1.7.1.'de verilirken, istatistiksel değerleri Çizelge 8'de verilmiştir. Şekil 4.1.7.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde; 12 sa maruziyet süresinde 2.5, 5, 7.5 g/L bitki miktarlarında (0.385 mg/L, 0.368 mg/L, 0.370 mg/L) suda kalan kadmiyum miktarı yaklaşık aynı değerlerde ölçülmüştür. 48 sa maruziyet süresinde 2.5, 5, 7.5 g/L bitki miktarlarında suda kalan kadmiyum değerleri (0.196 mg/L, 0.201 mg/L, 0.213 mg/L) aynı değerlerde olduğu saptanmıştır. Suda kalan ortalama en düşük kadmiyum miktarı, 2.5 g/L bitki miktarının kullanıldığı 48 sa maruziyet sonrası 0.197 mg/L iken suda kalan ortalama en yüksek kadmiyum miktarı ise 2 g/L bitki miktarının kullanıldığı 48 sa sonunda ölçülen 0.478 mg/L olarak elde edilmiştir.



Şekil 4.1.7.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin suda kalan kadmiyum konsantrasyonuna etkisi

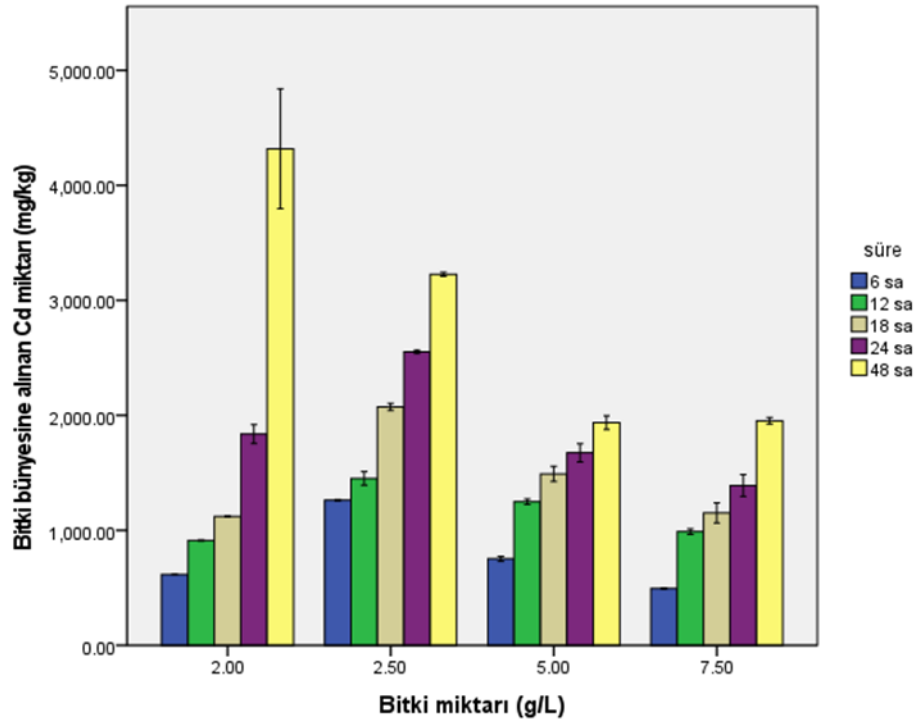
Çizelge 8. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin suda kalan kadmiyum konsantrasyonuna etkisi

Bitki miktarı (g/L)	Suda kalan Cd (mg/L)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	0.411bcd	0.438ab	0.414bc	0.366def	0.478a
2.5	0.363efg	0.385cdef	0.352efgh	0.317hi	0.196k
5.0	0.373cdef	0.368cdef	0.348fgh	0.277ij	0.201k
7.5	0.397bcde	0.370cdef	0.320gh	0.263j	0.213k

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

4.1.8. Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Sürelerinin Bitki Bünyesine Alınan Kadmiyum Konsantrasyonuna Etkisi

Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet sürelerinde bitki bünyesine alınan kadmiyum konsantrasyonuna olan etkisinin grafiksel gösterimi Şekil 4.1.8.1’de verilirken, istatistiksel değerleri Çizelge 9’da verilmiştir.



Şekil 4.1.8.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin bitki bünyesine alınan kadmiyum miktarına etkisi

Çizelge 9. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin bitki bünyesine alınan kadmiyum konsantrasyonuna etkisi

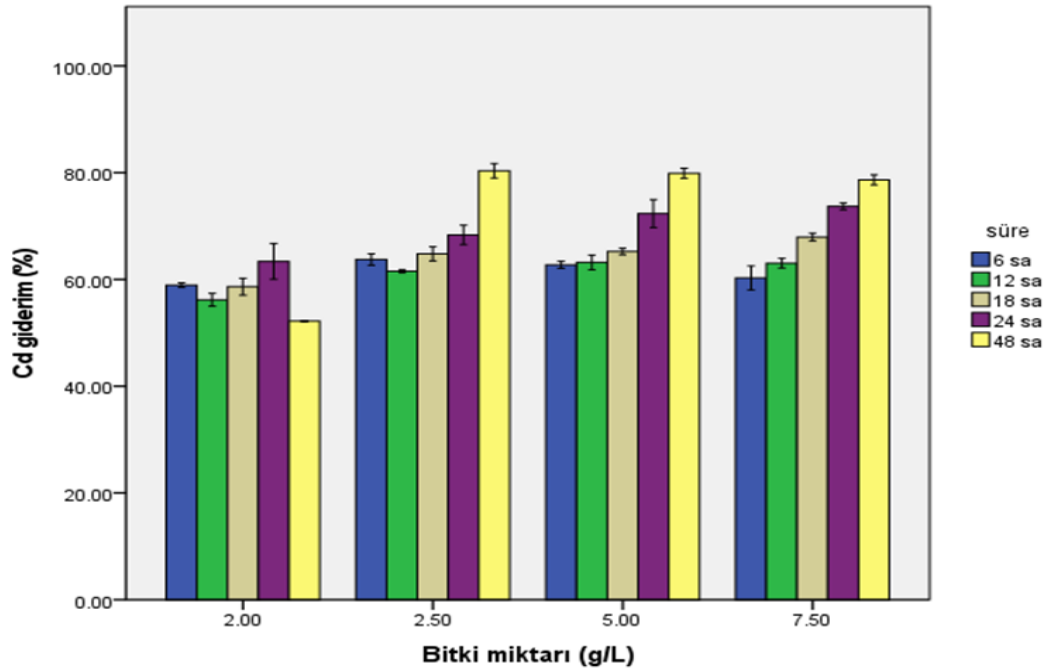
Bitki miktarı (g/L)	Bitki bünyesine alınan Cd (mg/kg)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	617.48 ^{klm}	912.37 ^{jkl}	1120.65 ^{hijk}	1838.26 ^{def}	4318.62 ^a
2.5	1263.09 ^{hij}	1452.19 ^{fgh}	2073.97 ^d	2552.56 ^c	3226.74 ^{ab}
5.0	752.73 ^{klm}	1249.40 ^{hij}	1490.96 ^{efg}	1674.77 ^{efg}	1937.85 ^{de}
7.5	495.88 ^m	989.94 ^{ijkl}	1152.44 ^{hij}	1390.41 ^{ghi}	1952.96 ^{de}

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

Şekil 4.1.8.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde; maruziyet süreleri arttıkça bitki bünyesine alınan kadmiyum miktarında artış gösterdiği saptanmıştır. Bitki bünyesine alınan kadmiyum miktarı, 2 g/L bitki miktarının kullanıldığı 6 sa maruziyet sonunda 617.4 mg/kg olarak ölçülürken 48 sa sonunda 4318 mg/kg değerine ulaşmıştır. Bitki tarafından alınan ortalama en düşük kadmiyum değeri, 7.5 g/L bitki miktarında 6 sa bekletilen işlem sonrası 495.8 mg/kg olarak elde edilirken, bitkinin bünyesine en fazla kadmiyum aldığı durum ise 2 g/L bitki miktarının kullanıldığı ve 48 sa sonunda ölçülen değer 4318 mg/kg olarak elde edilmiştir.

4.1.9. Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Sürelerinin Kadmiyum Giderimi Üzerine Etkisi

Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet sürelerinde kadmiyum giderimi üzerine giderim etkisinin grafiksel gösterimi Şekil 4.1.9.1’de verilirken, istatistiksel değerleri Çizelge 10’da verilmiştir.



Şekil 4.1.9.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin kadmiyum giderimi üzerine etkisi

Çizelge 10. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin kadmiyum giderimi üzerine etkisi

Bitki miktarı (g/L)	Cd giderimi (%)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	58.950hij	56.200jk	58.650ij	63.400fgh	52.200k
2.5	63.750efg	61.550fghi	64.800defg	68.350cd	80.350a
5.0	62.750fghi	63.200fghi	65.250def	72.350bc	79.900a
7.5	60.300ghij	63.050fghi	67.950de	73.700b	78.650a

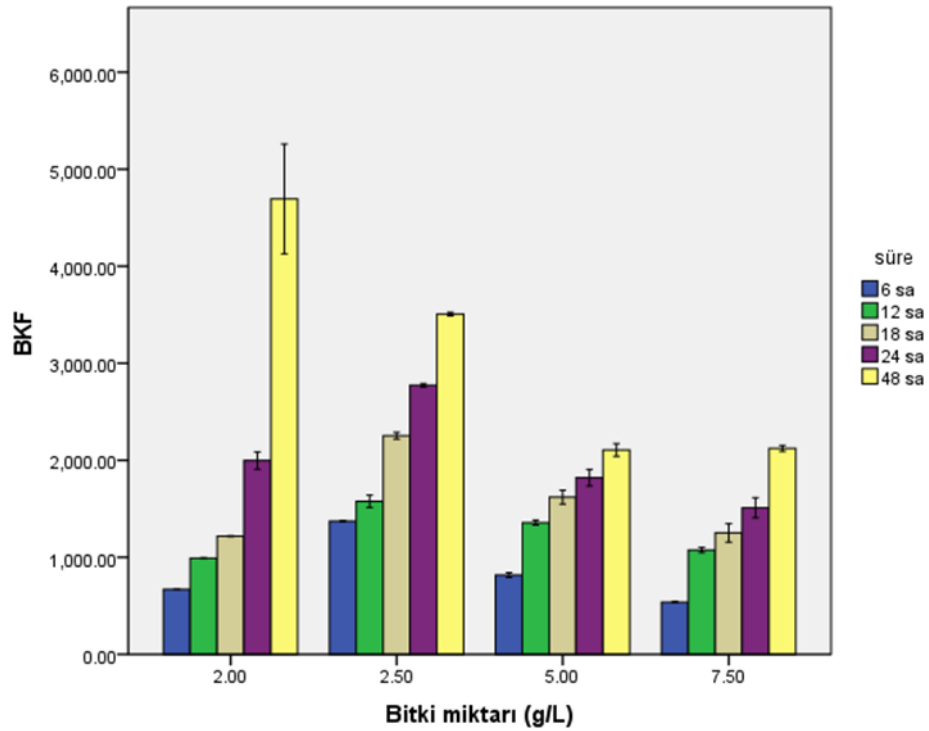
(*Aynı sütunda farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasında fark $p < 0.01$ düzeyinde önemlidir.)

Şekil 4.1.9.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde; 5 g/L bitki miktarının kullanıldığı durumda 6 ve 12 sa maruziyet sürelerinde (%62.7 ile %63.2) yaklaşık aynı değerlerde giderim sağlandığı, 48 sa maruziyet durumunda 2.5, 5, 7.5 g/L bitki miktarlarında (%80.3-%79.9-%78.6) aynı değerlerde giderim sağlandığı görülmüştür. Ortalama en düşük giderimin 2 g/L bitki miktarında 48 sa maruziyet sonucu %52.2 olarak

sağlanırken, ortalama en yüksek giderimin 2.5 g/L bitki miktarında 48 sa sonunda %80.3 olarak elde edilmiştir.

4.1.10. Bitki Miktarı ve Kadmiyuma Maruziyet Sürelerinin Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi

Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet sürelerinde kadmiyum biyokonsantrasyon faktörüne etkisi grafiksel olarak Şekil 4.1.10.1’de verilirken, istatistiksel değerleri Çizelge 11’de verilmiştir.



Şekil 4.1.10.1. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruziyet süresinin BKF değerine etkisi

Çizelge 11. Bitki miktarı ve kadmiyuma maruz kalma süresinin BKF değerine etkisi

Bitki miktarı (g/L)	BKF				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	671.176lm	991.706jkl	1218.098hijk	1998.108def	4694.160a
2.5	1372.933hij	1578.469fgh	2254.317d	2774.525c	3507.331b
5.0	818.193klm	1358.050hij	1620.612fgh	1820.403efg	2106.362de
7.5	539.002m	1076.025ijkl	1252.654hij	1511.325ghi	2122.792de

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

Şekil 4.1.10.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde; BKF değerleri maruziyet süreleri arttıkça artış gösterdiği saptanmıştır. 6 sa maruziyet süresi

sonunda BKF değeri 671.1 L/kg iken 48 sa sonunda 4694 L/kg değerine ulaşmıştır. Biyokonsantrasyon faktörünün ortalama en düşük olduğu değer 7.5 g/L bitki miktarında 6 sa maruziyet sürelerinde 539 L/kg olarak elde edilirken, ortalama en yüksek değeri ise 2 g/L bitki miktarında 48 sa bekleme sonunda 4694 L/kg değerinde elde edilmiştir.

4.2. Sudan Krom Gideriminin Araştırılması

4.2.1. Kromun Fitoremediasyonu Sonucu Suda-Bitkide Görülen Değişiklikler

Bitki materyali kullanılarak sudan krom gideriminin araştırılması amacıyla 1 mg/L konsantrasyonda krom içeren 200 mL deiyonize su içerisine farklı miktarlarda (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) bitki konularak ve farklı maruziyet sürelerinde (6, 12, 18, 24, 48 sa) bekletilerek çalışılmıştır. Hazırlanan numuneler, sıcaklığın sabit tutulduğu, aydınlatmanın LED ışıkla sağlandığı, steril bir düzenek ortamına yerleştirilmiştir. 6, 12, 18 sa maruz bırakılan bitkilerin renkleri arasında gözle görülebilir bir fark gözlemlenmezken, 24 ve 48 sa sonunda bitki renklerinin solmaya başladığı gözlemlenmiş, suyun renginde herhangi bir renk değişimi gözlemlenmemiştir.

4.2.2. Kroma Maruz Kalma Süresinin Fitoremediasyon Üzerine Etkisi

Kroma maruz kalma süresinin fitoremediasyon üzerine etkisi sudaki pH değişimi, bitki yaş ve kuru ağırlığı, suda kalan krom konsantrasyonu, bitki bünyesine alınan krom miktarı, sudan krom giderimi ve BKF açısından değerlendirilmiştir. İstatistiksel olarak gerçekleştirilen değerlendirme sonuçları Çizelge 12’de sunulmuştur.

Çizelge 12. Kroma maruz kalma süresinin fitoremediasyon üzerindeki etkisi

Süre (sa)	pH	Bitki yaş ağırlığı (g/L)	Bitki kuru ağırlığı (g/L)	Suda kalan Cr (mg/L)	Bitki bünyesine alınan Cr (mg/kg)	Cr giderimi (%)	BKF
6	6.180d	5.672bc	0.189c	0.367a	690.379c	63.263c	750.412c
12	6.500a	5.293c	0.198bc	0.293b	866.935a	70.725b	942.321a
18	6.395b	5.410bc	0.222abc	0.283b	829.844ab	71.713b	902.004ab
24	6.121e	6.541a	0.206ab	0.198c	772.808b	80.250a	840.008b
48	6.261c	6.113ab	0.212a	0.291b	774.072b	70.887b	841.382b

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

Çizelge 12’deki veriler incelendiğinde pH değerlerinin 6.121 ile 6.500 aralığında ve birbirine yakın değerlerde oldukları saptanmış, istatistiksel olarak aralarında önemli bir fark gözlenmemiştir. Bitki yaş ağırlık değerlerinin 6 ve 18 sa (5.672 g/L ile 5.410 g/L) maruz kalma süreleri için yaklaşık aynı değerlerde olduğu gözlemlenmiştir. Bitki kuru

ağırlık değerlerinin maruziyet süreleri arttıkça artış gösterdiği gözlemlenmiştir. Suda kalan krom değerleri 12 sa (0.293mg/L), 18 sa (0.283mg/L), 48 sa (0.291mg/L) maruziyet sürelerinde yaklaşık aynı değerde oldukları saptanmıştır. Bitki tarafından krom alımı, 24 sa (772.8 mg/kg), 48 sa (774.07 mg/kg) maruziyet sürelerinde yaklaşık aynı değerlerde olduğu saptanmıştır. Yüzde krom giderimleri 12 sa (%70.7), 18 sa (%71.7), 48 sa (%70.8) maruziyet sürelerinde yaklaşık aynı oranda giderim sağlanırken en iyi giderim %80.2 oranında 24 sa sonunda elde edilmiştir. BKF değerleri ise 24 sa (840 L/kg), 48 sa (841.3 L/kg) maruziyet sürelerinde yaklaşık aynı değer alırken en yüksek BKF değerine 12 sa sonunda 942.3 L/kg değerinde ulaşmıştır.

4.2.3. Bitki Miktarının Krom Fitoremediasyonu Üzerindeki Etkisi

Bitki miktarının sudan krom giderimi üzerindeki etkisi incelendiğinde, kullanılan bitki miktarlarına göre değişen pH, bitki yaş ve kuru ağırlıkları, krom giderimleri, suda kalan krom miktarları, bitki tarafından alınan krom miktarları ve BKF açısından değerlendirilmiştir. İstatistiksel olarak gerçekleştirilen değerlendirme sonuçları Çizelge 13'de sunulmuştur. Bitki miktarının krom fitoremediasyonu üzerindeki etkisi incelendiğinde; pH değerlerinin 6.251 ile 6.309 aralığında ve birbirine yakın değerler oldukları saptanmış, istatistiksel olarak aralarında anlamlı bir fark gözlenmemiştir. Bitki yaş ağırlığı ve bitki kuru ağırlığı bitki miktarı arttıkça artış göstermiş olup, bitki yaş ağırlığı 2 g/L bitki miktarının kullanıldığı durumda 3.050 g/L iken 7.5 g/L bitki miktarında 9.742 g/L değerine ulaşmıştır. Bitki kuru ağırlığı ise 2 g/L bitki miktarının kullanıldığı durumda 0.097 g/L iken 7.5 g/L bitki miktarında 0.356 g/L değerine ulaşmıştır. Suda kalan krom miktarı 2 g/L ve 2.5 g/L bitki miktarlarında (0.353mg/L ile 0.347mg/L) yaklaşık aynı değerler aldığı saptanmıştır. Bitki bünyesine alınan krom miktarı ise 2 g/L ve 2.5 g/L bitki miktarlarında (885.5 mg/kg ile 890.2 mg/kg) yaklaşık aynı değerler alırken bitki bünyesine alınan en düşük krom miktarı 7.5 g/L bitki miktarının kullanıldığı durumda 613.8 mg/kg değeri olmuştur. Yüzde krom giderimlerinde ise 2 g/L ve 2.5 g/L bitki miktarında (%64.7 ile %65.2) yaklaşık aynı oranda giderim sağlanırken en yüksek giderim 7.5 g/L bitki miktarının kullanıldığı durumda %80.8 olarak saptanmıştır. BKF değerleri 2 g/L ve 2.5 g/L bitki miktarlarında (962.5 L/kg ile 967.6 L/kg) yaklaşık aynı değerler aldığı gözlemlenmiştir.

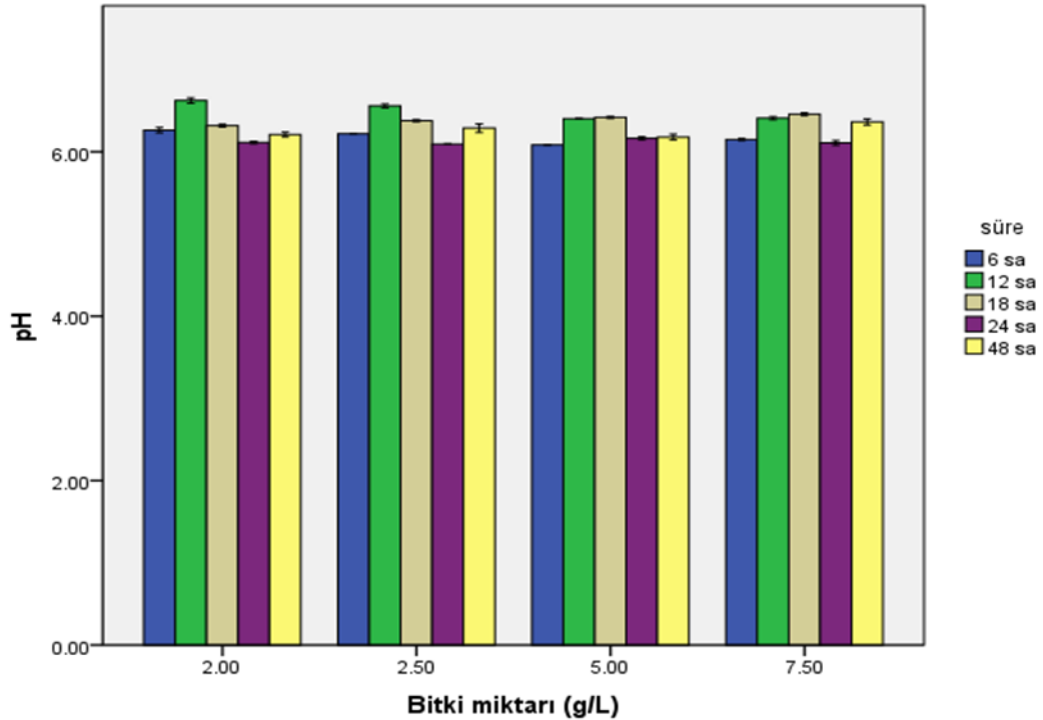
Çizelge 13. Bitki miktarının krom fitoremediasyon üzerindeki etkisi

Bitki miktarı (g/L)	pH	Bitki yaş ağırlığı (g/L)	Bitki kuru ağırlığı (g/L)	Suda kalan Cr (mg/L)	Bitki bünyesine alınan Cr (mg/kg)	Cr giderimi (%)	BKF
2.0	6.307a	3.050d	0.097d	0.353a	885.559a	64.700c	962.564a
2.5	6.309a	3.953c	0.124c	0.347a	890.224a	65.290c	967.634a
5.0	6.251b	6.477b	0.243b	0.254b	757.619b	74.590b	823.498b
7.5	6.299a	9.742a	0.356a	0.191c	613.829c	80.890a	667.205c

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

4.2.4. Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Süresinin pH Üzerine Etkisi

Bitki miktarı ve kroma maruziyetin pH'a etkisi Şekil 4.2.4.1.'de verilirken, istatistiksel değerleri ise Çizelge 14'te verilmiştir. Şekil 4.2.4.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde, pH değerlerinin 6.085 ile 6.625 aralığında ve birbirine yakın değerlerde oldukları saptanmış, istatistiksel olarak aralarında anlamlı bir fark gözlenmemiştir.



Şekil 4.2.4.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin pH'a etkisi

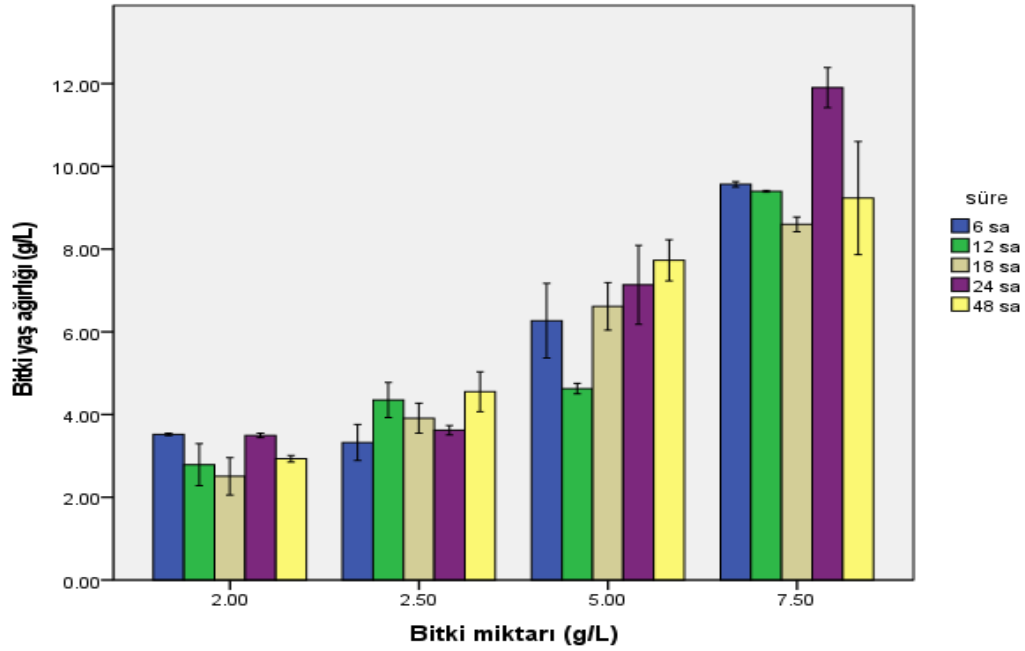
Çizelge 14. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin pH'a etkisi

Bitki miktarı (g/L)	pH				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	6.265efg	6.625a	6.320de	6.115ijk	6.210gh
2.5	6.220fgh	6.560a	6.380cd	6.095jk	6.290ef
5.0	6.085k	6.405bc	6.420bc	6.165hij	6.180hi
7.5	6.150hijk	6.410bc	6.460b	6.110ijk	6.365cd

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

4.2.5. Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Süresinin Bitki Yaş Ağırlığı Üzerine Etkisi

Bitki miktarı ve kroma maruziyet sürelerinde bitkinin yaş ağırlığına olan etkisinin grafiksel gösterimi Şekil 4.2.5.1'de verilirken, istatistiksel olarak bulunan değerleri Çizelge 15'de verilmiştir. Şekil 4.2.5.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde; bitki miktarının 2 g/L olarak kullanıldığı durumda 6 sa (3.522 g/L), 24 sa (3.497 g/L), 48 sa (2.933 g/L) maruziyet sürelerinde bitki yaş ağırlığının aynı değerler aldığı saptanmıştır. 2.5 g/L bitki miktarının kullanıldığı durumda 6 sa (3.326 g/L), 18 sa (3.913 g/L), 24 sa (3.622 g/L) maruziyet sürelerinde yaklaşık aynı değer alırken, en yüksek bitki yaş ağırlığı 48 sa sonunda 4.553 g/L olarak saptanmıştır. Kullanılan 5g/L bitki miktarında, 6 sa (6.271 g/L), 18 sa (6.617 g/L) maruziyet sürelerinde yaklaşık aynı değer alırken 7.5 g/L bitki miktarında 6 sa (9.568g/L) ve 12 sa(9.399 g/L) maruziyet sürelerinde yaklaşık aynı değerleri almışlardır. Ortalama en düşük bitki yaş ağırlığı, 2 g/L bitki miktarının kullanıldığı ve 18 sa maruziyet sonunda ölçülen 2.508 g/L değeri olurken, ortalama en yüksek bitki yaş ağırlığı 7.5 g/L bitki miktarında 48 sa maruziyet sonunda ölçülen 11.905 g/L değeri olmuştur. Bitki yaş ağırlığının, bitki miktarı arttıkça artış gösterdiği saptanmıştır.



Şekil 4.2.5.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin bitki yaş ağırlığına etkisi

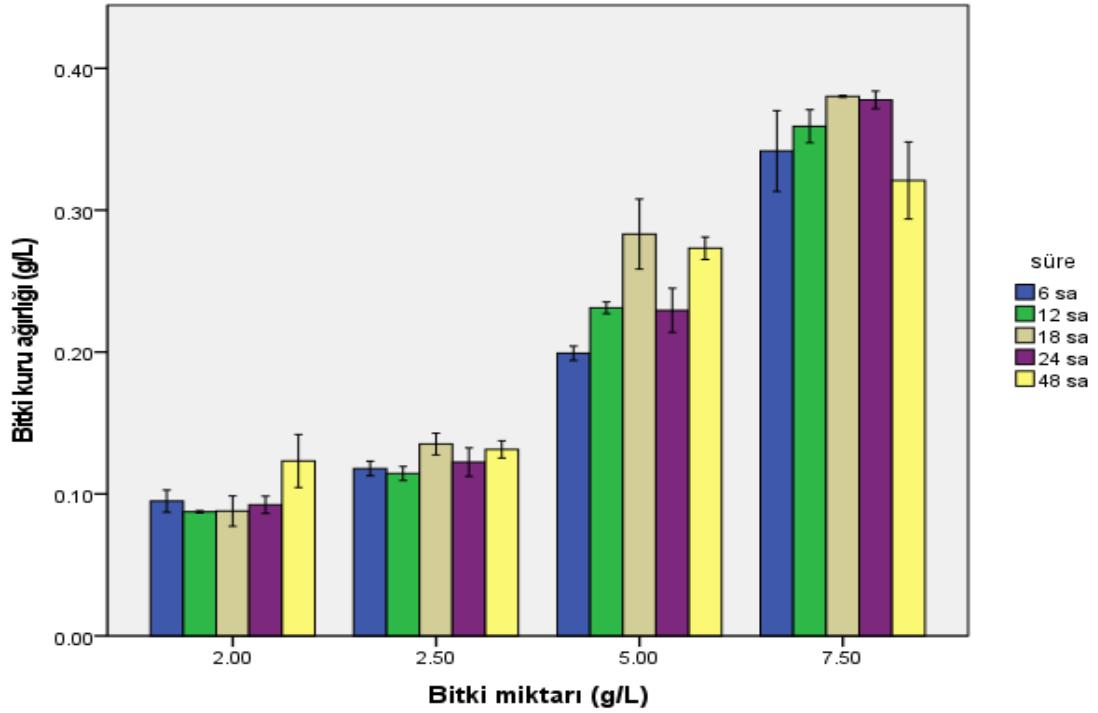
Çizelge 15. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin bitki yaş ağırlığına etkisi

Bitki miktarı (g/L)	Bitki yaş ağırlığı (g/L)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	3.522fgh	2.790gh	2.508h	3.497fgh	2.933fgh
2.5	3.326fgh	4.353fg	3.913fgh	3.622fgh	4.553f
5.0	6.271e	4.629f	6.617e	7.138de	7.731cde
7.5	9.568b	9.399b	8.600bcd	11.904a	9.236bc

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

4.2.6. Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Sürelerinin Bitki Kuru Ağırlığı Üzerine Etkisi

Bitki miktarı ve kroma maruziyet sürelerinde bitkinin kuru ağırlığına olan etkisinin grafiksel gösterimi Şekil 4.2.6.1.'de verilirken, istatistiksel olarak bulunan değerleri Çizelge 16'da verilmiştir. Şekil 4.2.6.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde; bitki miktarı arttıkça, bitki kuru ağırlığında da artış olduğu görülmektedir. Maruziyet süresinin 6 sa olduğu durumda, bitki miktarının 2 g/L kullanılması sonucu bitki kuru ağırlığı 0.095 g/L iken 7.5 g/L bitki miktarında 0.342 g/L değerine ulaşmıştır. Ortalama en düşük bitki kuru ağırlığı 2 g/L bitki miktarının kullanıldığı 12 sa ve 18 sa maruziyet sürelerinde 0.088 g/L olarak bulunurken, ortalama en yüksek bitki kuru ağırlığının 7.5 g/L bitki miktarında 18 sa sonunda ölçülen 0.380 g/L değerinde olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 4.2.6.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin bitki kuru ağırlığına etkisi

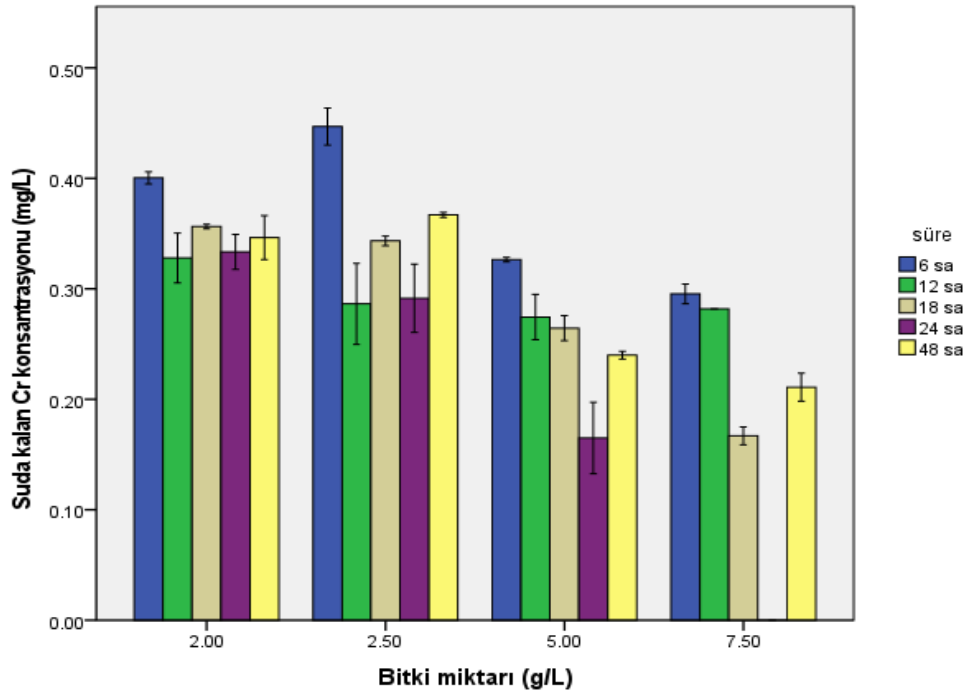
Çizelge 16. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin bitki kuru ağırlığına etkisi

Bitki miktarı (g/L)	Bitki kuru ağırlığı (g/L)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	0.095ef	0.088f	0.088f	0.093ef	0.123ef
2.5	0.118ef	0.115ef	0.135e	0.123ef	0.132e
5.0	0.199d	0.231d	0.283c	0.230d	0.273c
7.5	0.342ab	0.359ab	0.380a	0.378a	0.321b

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

4.2.7. Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Sürelerinin Suda Kalan Krom Konsantrasyonuna Etkisi

Bitki miktarı ve kroma maruziyet sürelerinde suda kalan krom konsantrasyonuna olan etkisinin grafiksel gösterimi Şekil 4.2.7.1.'de verilirken, istatistiksel olarak bulunan değerleri Çizelge 17'de verilmiştir.



Şekil 4.2.7.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin suda kalan krom konsantrasyonuna etkisi

Çizelge 17. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin suda kalan krom konsantrasyonuna etkisi

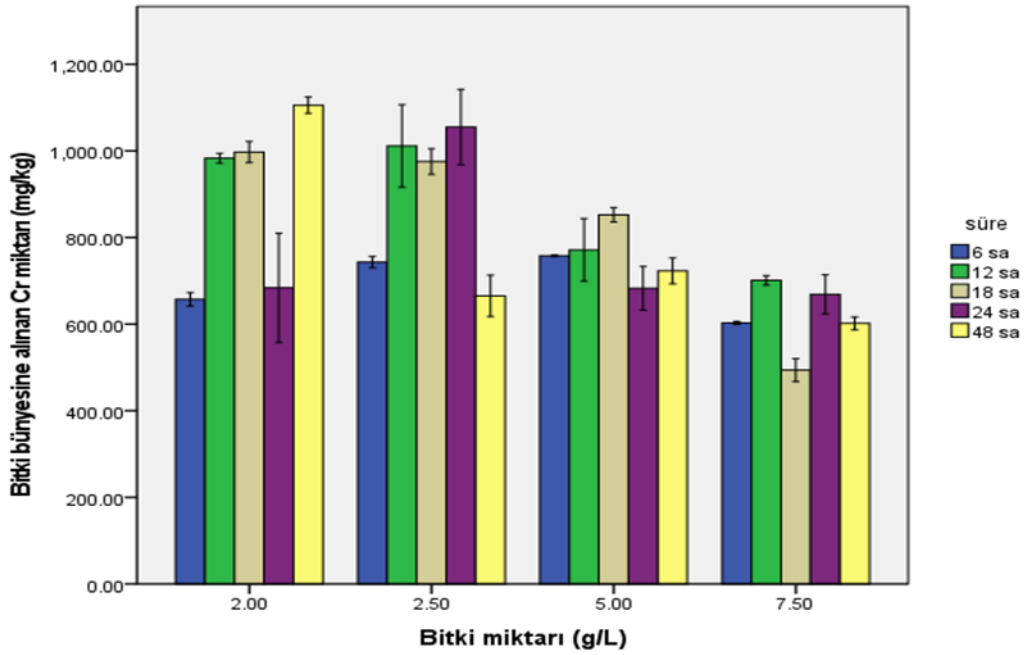
Bitki miktarı (g/L)	Suda kalan Cr (mg/L)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	0.400ab	0.328cdefg	0.356bc	0.334cdef	0.347cd
2.5	0.447a	0.287fghi	0.344cde	0.292efghi	0.367bc
5.0	0.327cdefg	0.275ghi	0.264hi	0.165k	0.240ij
7.5	0.296defgh	0.282fghi	0.167k	0.000l	0.211jk

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

Şekil 4.2.7.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde; Bitki miktarları arttıkça suda kalan krom konsantrasyonunun düştüğü gözlemlenmiştir. 6 sa maruziyet süresinde 2 g/L bitki kullanımında suda kalan krom 0.400 mg/L iken 7.5 g/L bitki kullanımında 0.296 mg/L değerine düşmüştür. Suda kalan en yüksek krom değeri 2.5 g/L bitki miktarında 6 sa maruziyet süresinde 0.447 mg/L değeri olurken en düşük krom konsantrasyonu 7.5 g/L bitki miktarının kullanıldığı 24 sa bekletme süresi sonunda ölçülen 0 mg/L değeri olmuştur.

4.2.8. Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Sürelerinin Bitki Bünyesine Alınan Krom Konsantrasyonuna Etkisi

Bitki miktarı ve kroma maruziyet sürelerinde bitki bünyesine alınan krom konsantrasyonuna olan etkisinin grafiksel gösterimi Şekil 4.2.8.1.'de verilirken, istatistiksel değerleri Çizelge 18'de verilmiştir.



Şekil 4.2.8.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin bitki bünyesine alınan krom miktarına etkisi

Çizelge 18. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin bitki bünyesine alınan krom konsantrasyonuna etkisi

Bitki miktarı (g/L)	Bitki bünyesine alınan Cr (mg/kg)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	657.350de	983.195ab	997.471ab	684.244de	1105.533a
2.5	743.264cde	1011.764a	975.441ab	1055.208a	665.442de
5.0	757.981cde	771.478cd	852.558bc	682.943de	723.132cde
7.5	602.921ef	701.305cde	493.905f	668.834de	602.180ef

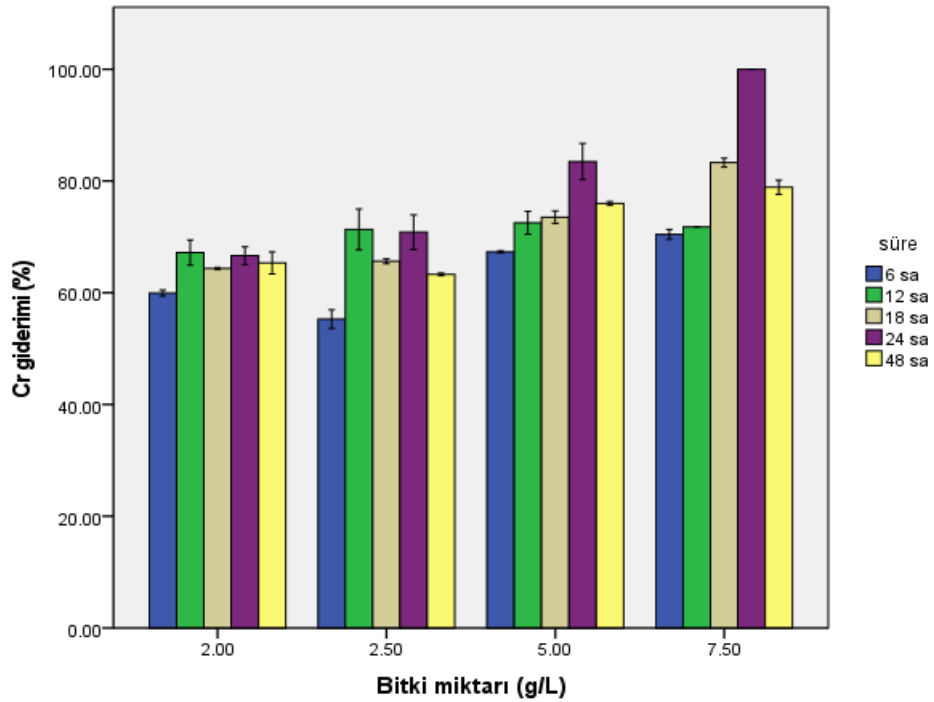
(*Aynı sütunda farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasında fark $p < 0.01$ düzeyinde önemlidir.)

Şekil 4.2.8.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde; bitki miktarının 2 g/L kullanıldığı maruziyet sürelerinin 6 sa (657.3 mg/kg) ve 24 sa (684.2 mg/kg) olduğu durumda bitki tarafından alınan krom değerlerinin yaklaşık aynı değerde olduğu saptanmıştır. 2.5 g/L ve 5 g/L bitki miktarlarının kullanıldığı ve 6 sa maruziyetin sağlandığı durumda (743.2 mg/kg, 757.9 mg/kg) bitki tarafından alınan krom konsantrasyonunun aynı değerler aldığı saptanmıştır. Bitki tarafından alınan en düşük krom değeri 7.5 g/L bitki miktarının kullanıldığı 18 sa maruziyet süresi sonunda ölçülen 493.9

mg/kg iken bitki tarafından alınan en yüksek krom değeri 2 g/L bitki miktarı ve 48 sa maruziyet süresi sonunda ölçülen 1105 mg/kg değeri olarak ölçülmüştür.

4.2.9. Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Sürelerinin Krom Giderimi Üzerine Etkisi

Bitki miktarı ve kroma maruziyet sürelerinde krom giderimi üzerine etkisinin grafiksel gösterimi Şekil 4.2.9.1.'de verilirken, istatistiksel değerleri Çizelge 19'da verilmiştir.



Şekil 4.2.9.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin krom giderimi üzerine etkisi

Çizelge 19. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin krom giderimi üzerine etkisi

Bitki miktarı (g/L)	Cr giderimi (%)				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	59.950kl	67.200fghij	64.350jk	66.650ghij	65.350ij
2.5	55.300l	71.350defg	65.650hij	70.850defgh	63.300jk
5.0	67.350fghij	72.550def	73.550de	83.500b	76.000cd
7.5	70.450efghi	71.800defg	83.300b	100.000a	78.900bc

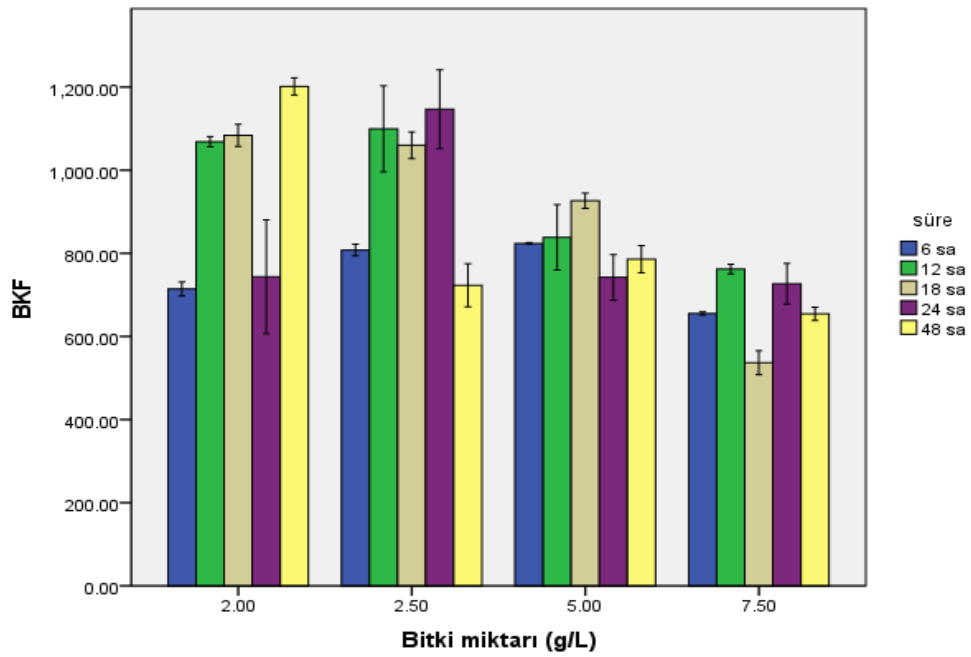
(* Aynı sütunda farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasında fark $p < 0.01$ düzeyinde önemlidir.)

Şekil 4.2.9.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde; Bitki miktarının 2 g/L kullanıldığı durumda 6 sa maruziyet sonunda %59.9 giderim sağlanırken, 48 sa maruziyet sonunda %65.3 oranında giderim sağlandığı saptanmıştır.

Krom giderim veriminin en düşük değeri 2.5 g/L bitki miktarında 6 sa sonunda %55.3 olarak elde edilirken en iyi giderim verimi 7.5 g/L bitkinin kullanıldığı 24 sa maruziyet sonunda %100 oranında elde edilmiştir.

4.2.10. Bitki Miktarı ve Kroma Maruziyet Sürelerinin Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi

Bitki miktarı ve kroma maruziyet sürelerinde biyokonsantrasyon faktörüne etkisinin grafiksel gösterimi Şekil 4.2.10.1’de verilirken, istatistiksel değerleri Çizelge 20’de verilmiştir.



Şekil 4.2.10.1. Bitki miktarı ve kroma maruziyet süresinin BKF değerine etkisi

Çizelge 20. Bitki miktarı ve kroma maruz kalma süresinin BKF değerine etkisi

Bitki miktarı (g/L)	BKF				
	6 sa	12 sa	18 sa	24 sa	48 sa
2.0	714.511de	1068.690ab	1084.208ab	743.744de	1201.666a
2.5	807.895cde	1099.743a	1060.262ab	1146.966a	423.307de
5.0	823.893cde	838.563cd	926.694bc	742.330de	786.013cde
7.5	655.349ef	762.288cde	536.854f	726.994de	654.543ef

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

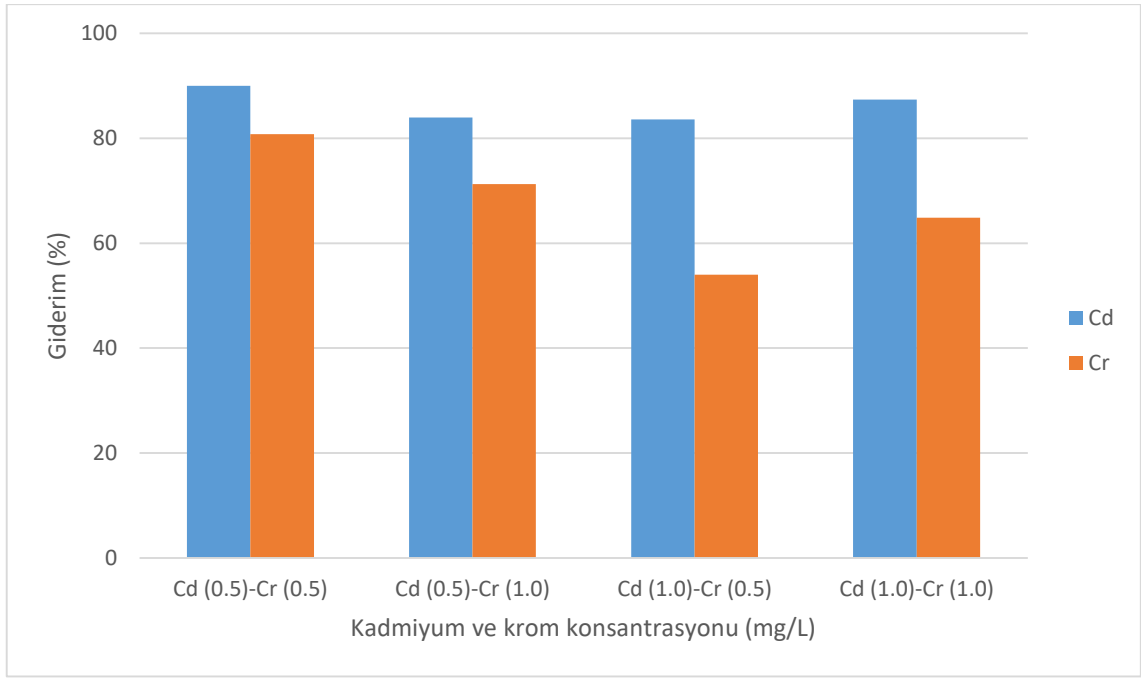
Şekil 4.2.10.1 ve istatistiksel olarak bulunan veriler incelendiğinde; 6 sa bekleme süresinin uygulandığı, 2.5 g/L ve 5 g/L (807.8 L/kg ile 823.8 L/kg) bitki miktarlarının kullanıldığı durumda BKF değerlerinin yaklaşık aynı değerler aldığı saptanmıştır. 24 sa bekleme süresinde ise 2, 5 ve 7.5 g/L bitki miktarlarının kullanıldığı durumda (743.7 L/kg- 742.3 L/kg- 726.9 L/kg) BKF değerlerinin aynı değerler aldığı gözlemlenmiştir. BKF değerinin en yüksek değeri 2 g/L bitki miktarında 48 sa sonunda 1201 L/kg olarak, en düşük BKF değeri ise 7.5 g/L bitki miktarında 18 sa sonunda 536.8 L/kg olarak saptanmıştır.

4.3.Sudan Kadmiyum ve Kromun Birlikte Giderimi

Sudan kadmiyum ve krom metallerinin birlikte gideriminin araştırılması amacıyla 5 g/L bitki miktarının 200 mL deiyonize su içerisine alınarak üzerine sırasıyla kadmiyum ve krom metallerinden 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) karıştırılması ile hazırlanan numuneler 48 sa bekleme süresine tabi tutulmuştur. 48 sa maruziyet sonrasında bitki renginin solduğu gözlemlenmiştir.

4.3.1. Kadmiyum ve Kromun Birlikte Kullanımının Giderim Üzerine Etkisi

Kadmiyum ve kromun birlikte kullanımının sudan metal giderimi üzerine etkisi Şekil 4.3.1.1.'de verilmiştir. Bitki miktarını 5 g/L sabit tutarak, kadmiyum ve krom konsantrasyonlarının eşit alındığı (0.5-0.5 mg/L) 48 sa sonunda hesaplanan giderim verimleri; kadmiyum için %90 giderim sağlanırken krom için %80.8 giderim sağlanmıştır. Kadmiyum konsantrasyonunun 0.5 mg/L, krom konsantrasyonunun 1.0 mg/L kullanıldığı çalışmada giderimler, kadmiyum için %84, krom için %71.3 olarak bulunmuştur. Kadmiyum konsantrasyonu 1.0 mg/L, krom ise 0.5 mg/L konsantrasyonda kullanıldığı durumda kadmiyum giderim verimi %83.6 iken krom giderim verimi %54 olmuştur. Her iki metalinde aynı konsantrasyonda (1.0-1.0 mg/L) kullanıldığı sonuçlar; kadmiyum için % 87.4, krom için %64.9 giderim verimi elde edilmiştir.



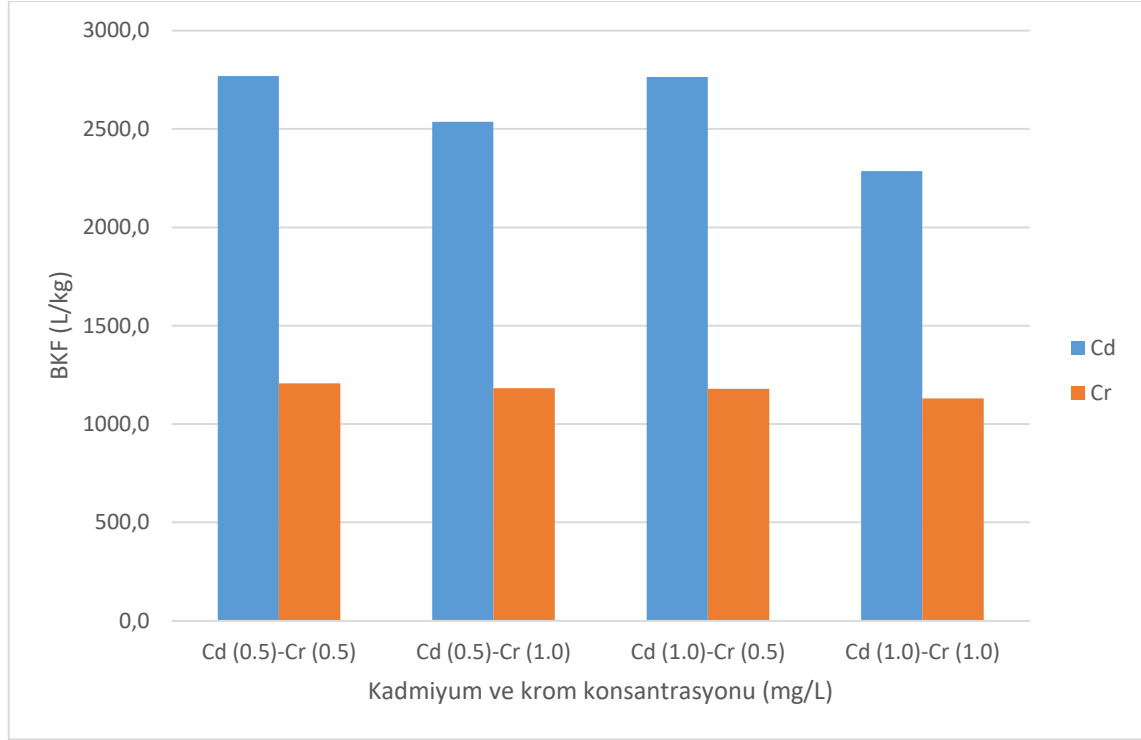
Şekil 4.3.1.1. Sudan kadmiyum ve kromun birlikte giderimi

Her iki metalinde (0.5-0.5 mg/L ve 1.0-1.0 mg/L) aynı konsantrasyonda kullanıldığı durumlarda kadmiyum giderimlerinin krom gideriminden daha fazla olduğu saptanmıştır. Kadmiyum konsantrasyonunun 0.5 mg/L, krom konsantrasyonunun 1 mg/L ve kadmiyum konsantrasyonunun 1 mg/L, kromun ise 0.5 mg/L kullanıldığı her iki durumda da kadmiyum giderim veriminin krom giderim veriminden daha fazla olduğu gözlemlenmiştir.

4.3.2. Kadmiyum ve Kromun Birlikte Gideriminin Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi

Farklı konsantrasyonlarda kullanılan kadmiyum ve krom, karıştırılarak hazırlanan su numunelerinde kadmiyum ve kromun birlikte gideriminin BKF değeri üzerine etkisi verilmiştir (Şekil 4.3.2.1). Her iki metalinde 0.5-0.5 mg/L konsantrasyonda kullanıldığı numune için BKF değerleri, kadmiyum için 2768 L/kg bulunurken krom için bu değer 1207 L/kg olarak bulunmuştur. Kadmiyum 0.5 mg/L, kromun 1.0 mg/L konsantrasyonlarda kullanıldığı durumda, kadmiyum için 2537 L/kg, krom için 1181 L/kg BKF değerleri bulunmuştur. Kadmiyum 1.0 mg/L ve krom 0.5 mg/L kullanıldığı durumda BKF değerleri kadmiyum için 2763 L/kg, krom için 1179 L/kg olarak bulunmuştur. Her iki metal içinde 1.0-1.0 mg/L konsantrasyonun kullanıldığı BKF değerleri kadmiyum için 2286 L/kg krom için 1129 L/kg olarak bulunmuştur. Her iki

metalinde aynı konsantrasyonlarda kullanıldığı (0.5 ve 1.0 mg/L) durumlarda ve kadmiyumun 0.5 mg/L, kromun 1.0 mg/L kullanıldığı durumlarda ve kadmiyumun 1.0 mg/L, kromun 0.5 mg/L farklı konsantrasyonlarda kullanıldığı durumlarda kadmiyum BKF değerinin krom BKF değerinden daha fazla olduğu saptanmıştır.



Şekil 4.3.2.1. Sudan kadmiyum ve kromun birlikte gideriminin biyokonsantrasyon faktörüne etkisi

4.4. Atıksudan Kadmiyum ve Kromun Birlikte Giderimi

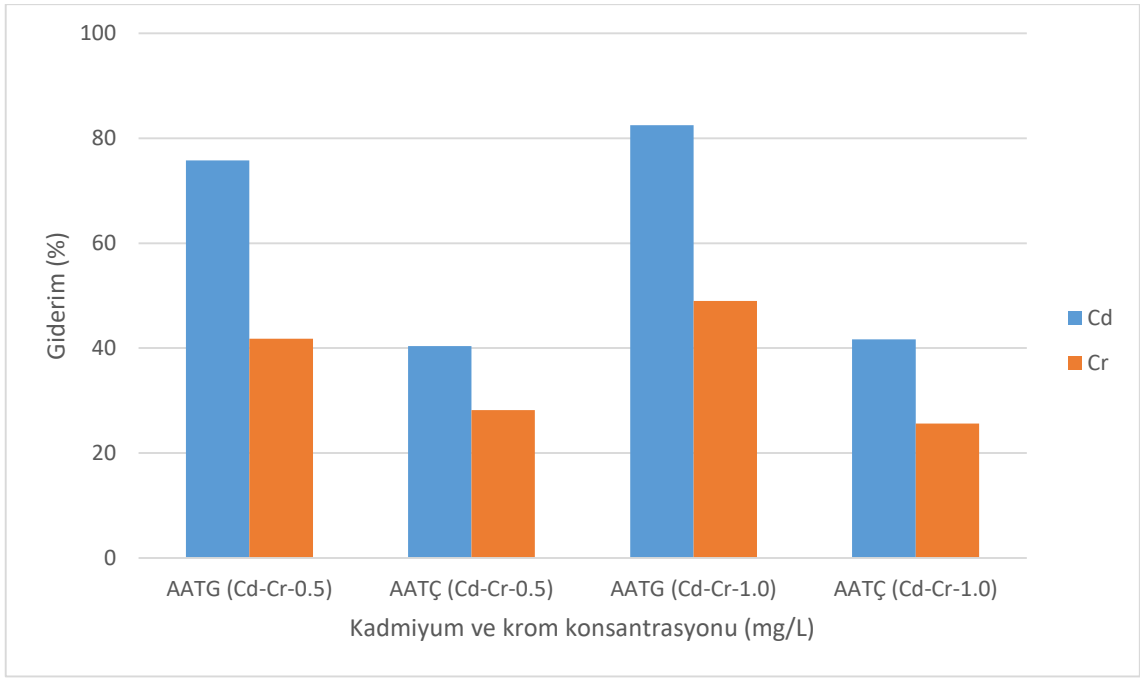
Koski Atıksu Arıtma Tesisinden alınan 100 mL giriş ve çıkış suları ile 5 g/L bitki miktarı kullanılarak hazırlanan numuneler üzerine, farklı konsantrasyonlarda (0.5-0.5 mg/L, 1.0-1.0 mg/L) kadmiyum ve krom metalleri eklenerek bekleme süresi 48 sa olan bu çalışmada metallerin giderim potansiyellerinin araştırılması amaçlanmıştır. Herhangi bir işleme tabi tutulmadan önce tesisten alınan giriş- çıkış suyu numuneleri analiz edildiğinde başlangıç değerleri; kadmiyum giriş suyu 0.042 mg/L, çıkış suyu 0.036 mg/L, krom giriş suyu 1.845 mg/L, çıkış suyu 1.836 mg/L olarak bulunmuştur. Çalışmada kullanılan gerçek atıksu giriş ve çıkış atıksuların görünümleri verilmiştir (Şekil 4.4.1.).



Şekil 4.4.1. AAT giriş ve çıkış atıksuyu

4.4.1. Atıksuda Kadmiyum ve Kromun Birlikte Kullanımının Giderim Üzerine Etkisi

Farklı konsantrasyonlarda kullanılan kadmiyum ve krom sırasıyla 0.5-0.5 mg/L, 1.0-1.0 mg/L karıştırılarak hazırlanan atıksu numunelerinde kadmiyum ve krom konsantrasyonunun giderim üzerine etkisi verilmiştir (Şekil 4.4.1.1). Kadmiyum ve krom konsantrasyonlarının 0.5-0.5 mg/L olarak hazırlanan atıksu giriş-çıkış suyu numuneleri için; giriş suyu kadmiyum giderimi %75.8, giriş suyu krom giderimi %41.8 ve çıkış suyu kadmiyum giderim sonucu %40.4, çıkış suyu krom giderim sonucu %28.2 olarak hesaplanmıştır. Tesis giriş suyuna spike edilen 1.0-1.0 mg/L kadmiyum ve krom metallerinin giriş suyundaki giderim verimleri sırasıyla; kadmiyum %82.5, krom %49 olarak bulunmuştur. Çıkış suyuna spike edilen 1.0-1.0 mg/L kadmiyum ve krom çıkış suyu sonuçları; kadmiyum %41.7 ve krom %25.6 oranında giderim verimi elde edilmiştir. Yapılan çalışmada, kullanılan her iki metal içinde en iyi giderimlerin atıksu giriş suları ile hazırlanan numunelerde sağlandığı gözlemlenmiştir.

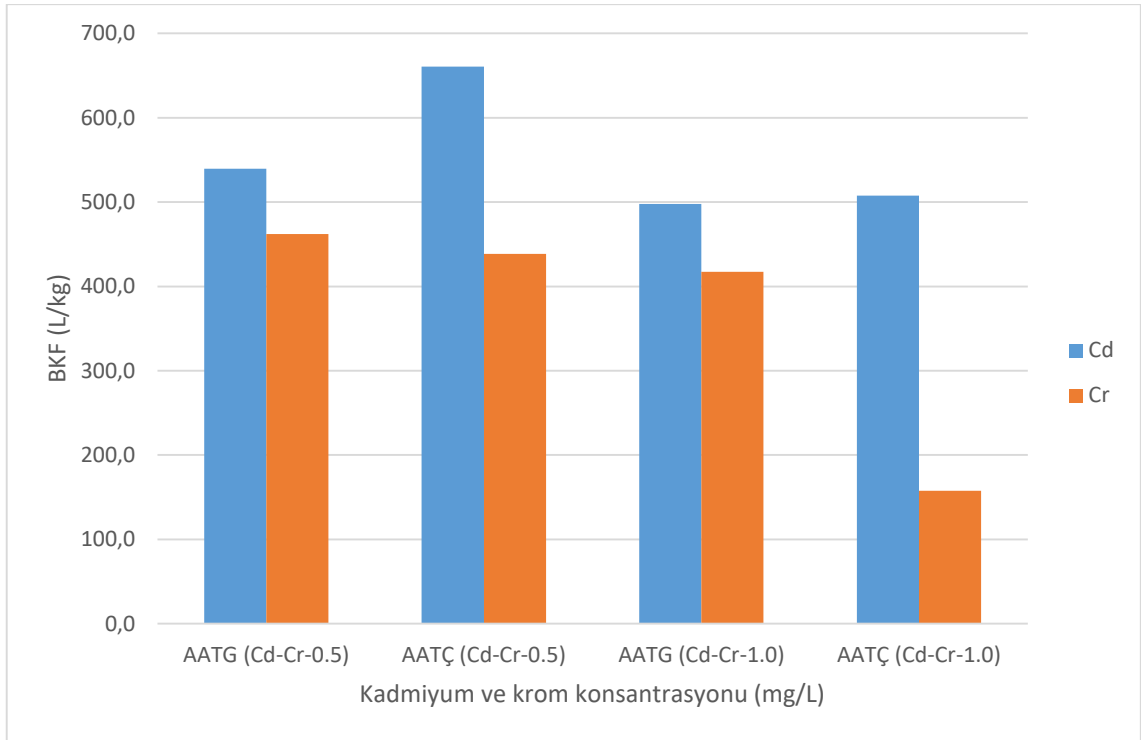


Şekil 4.4.1.1. Atıksudan kadmiyum ve kromun birlikte giderimi

4.4.2. Atıksudan Kadmiyum ve Kromun Birlikte Gideriminin Biyokonsantrasyon Faktörüne Etkisi

Farklı konsantrasyonlarda kullanılan kadmiyum ve krom sırasıyla 0.5-0.5 mg/L, ve 1.0-1.0 mg/L karıştırılarak hazırlanan atıksu numunelerinde kadmiyum ve kromun birlikte gideriminin BKF değeri üzerine etkisi verilmiştir (Şekil 4.4.2.1.). Tesis giriş suyuna birlikte spike edilen 0.5-0.5 mg/L kadmiyum ve krom numuneleri için BKF değerleri; kadmiyum için 539.6 L/kg, krom için 462.0 L/kg olarak bulunmuştur. Tesis çıkış suyuna spike edilen 0.5-0.5 mg/L kadmiyum ve krom için BKF sonuçları, kadmiyum 660.6 L/kg iken krom için bu değer 438.6 L/kg olarak hesaplanmıştır. Tesis giriş ve çıkış sularına spike edilen 1.0-1.0 mg/L kadmiyum ve krom konsantrasyonlarında BKF değerleri sırasıyla; Giriş suyu kadmiyum sonucu 497.7 L/kg, krom giriş suyu sonucu 417.2 L/kg, kadmiyum çıkış suyundaki sonucu 507.8 L/kg, krom çıkış sonucu 157.7 L/kg olarak hesaplanmıştır.

Her iki metal içinde 0.5-0.5 mg/L konsantrasyonun kullanıldığı çalışmada; kadmiyum için en yüksek BKF değeri tesis çıkış suyunda (660.6 L/kg) ölçülmüş. Krom için en yüksek BKF değeri ise atıksu giriş suyunda (462.0 L/kg) ölçülmüştür. 1.0-1.0 mg/L konsantrasyonda kullanılan metallerin en yüksek BKF değerleri; kadmiyum en yüksek değerine atıksu çıkış suyunda (507.8 L/kg) ulaşırken, krom için atıksu giriş suyunda (417.2 L/kg) ulaşılmıştır.



Şekil 4.4.2.1. Atıksudan kadmiyum ve kromun birlikte gideriminin biyokonsantrasyon faktörüne etkisi

4.5. Araştırma Sonuçlarının Literatür Çalışması ile Değerlendirilmesi

Bu çalışmada *Cerophyllum demersum L.* bitkisi kullanılarak sulardan ağır metallerinin (kadmiyum ve krom) fitoremediasyon yöntemi ile gideriminin araştırılarak en iyi giderim için optimum değerlerin bulunması amaçlanmıştır. Farklı miktarlarda (2, 2.5, 5, 7.5 g/L) bitki kullanılarak, farklı sürelerde (6, 12, 18, 24, 48 sa) kadmiyum ve kroma maruz bırakılarak, deiyonize su içerisinde gerçekleştirilen çalışmada bitkilerin kadmiyum ve krom giderim verimleri ve BKF değerleri hesaplanmıştır. Kadmiyum metali ile yapılan çalışmada en yüksek giderim verimi %80.3 olarak bulunmuştur. Bu giderim değerine bitki miktarının 2.5 g/L, maruziyet süresinin 48 sa olduğu çalışmada ulaşılmıştır. En yüksek BKF değerine ise 2 g/L bitki miktarında 48 sa sonunda 4694 L/kg olarak ölçülmüştür. Krom metali için ise en yüksek giderim verimi %100 olarak sağlanmıştır. Bu değere 7.5 g/L bitki miktarının kullanıldığı 24 sa maruziyet sonunda ulaşılmıştır. En yüksek BKF değeri ise 2 g/L bitki miktarında 48 sa maruziyet sonucunda 1201 L/kg olarak ölçülmüştür. *Ceratophyllum demersum L.* bitkisinin krom fitoremediasyonunda daha iyi giderim sağladığı saptanmıştır. Bitki miktarının 5 g/L olarak ve bekletme süresini 48 sa olarak sabit tutulduğu metal konsantrasyonlarının değiştirilerek deiyonize su içerisinde spike edilerek yapılan çalışmada; kadmiyum için en yüksek giderim verimi kadmiyum (0.5)- krom (0.5) mg/L kullanılarak yapılan çalışmada

%90 olarak sağlanmıştır. Krom için en yüksek giderim verimi Cd (0.5) - Cr (0.5) mg/L kullanılarak yapılan çalışmada %80 olarak bulunmuştur. Tüm veriler incelendiğinde farklı konsantrasyonlarda metallerin spike edilerek yapılan çalışmalarda, kadmiyum giderimlerinin krom gideriminden daha yüksek olduğu, BKF değerinin kadmiyum ile daha yüksek seviyelere ulaştığı saptanmıştır. Bitki miktarının 5 g/L olarak ve bekleme süresini 48 sa olarak sabit tutulduğu metal konsantrasyonlarının değiştirilerek gerçek atıksu içerisine spike edilerek yapılan çalışmada; Atıksu giriş suyunda daha iyi giderim sağlandığı görülmüştür. Kadmiyum için %82.5, krom için %49 giderim verimi elde edilmiştir. Giriş sularında daha iyi giderim veriminin sağlanması, giriş suyu içerisinde bulunan N ve P bes elementlerinin varlığı ile sucul makrofitlerin fitoremediasyonunun etkilendiği olarak değerlendirilmiştir. BKF değerleri incelendiğinde kadmiyumun atıksu çıkış suyunda BKF değerinin yüksek olduğu, krom BKF değerinin ise atıksu giriş suyunda elde edildiği saptanmıştır.

Literatürde yapılan benzer çalışma sonuçları; Yüksel (2022) yapmış olduğu çalışmada sudan nikel ve çinkonun *Ceratophyllum demersum L.* bitkisi ile giderimini araştırmış. Metal konsantrasyonlarını sabit tutarak, farklı miktarlarda bitkiyi değişen sürelerde maruziyet sağlayarak en uygun giderim aralığını bulmayı amaçlamıştır. Deiyonize su ile yaptığı çalışmada %80 nikel, %75 çinko giderimi sağlamıştır. Gerçek atıksuda metallerin birlikte kullanıldığı çalışmada, %70 nikel, %65 çinko gideriminin olduğunu tespit etmiştir. Sonuç olarak en iyi giderim verimlerinin 48 sa maruziyet 7.5 g/L bitki konsantrasyonlarında görülmüştür. Soğukpınar (2020), kadmiyum, krom, nikel, çinko metallerinin fitoremediasyonu için *Ceratophyllum demersum L.* bitkisini kullanarak bir çalışma yapmış. Çalışmasını deiyonize su ve gerçek atıksu üzerinde gerçekleştirmiştir. Deiyonize su üzerinde yaptığı çalışmada en yüksek giderimin %97 oranla kadmiyum metalinde sağlamış, en düşük giderimler ise %60 oranında krom ve çinko metallerinde elde edilmiştir. Gerçek atıksu kullandığı çalışmada %60 giderimle krom, çinko ve nikel metallerinin giderildiği tespit edilmiştir. Humaria ve ark. (2022) yaptığı çalışmada, *Ceratophyllum demersum L.* bitkisinin ağır metalleri uzaklaştırmak için kirli şartlarda uyum ve potansiyeli bozulmuş su sistemlerine sürdürülebilir bir iyileştirme metodunda kullanabilir olduğunu göstermiştir. Abdallah (2012), yaptığı çalışmada *Ceratophyllum demersum L.* bitkisini 2, 4, 10 ve 15 ppm konsantrasyonlarında krom ve kurşun içerikli çözelti içerisinde 12 gün maruz bırakıyor. 12 gün sonrası yüzde giderim oranlarını krom %84.3, kurşun %95 olarak saptıyor. Mishra ve Tripathi (2008), su sümbülü ile yürüttükleri çalışmada, bitkiyi 1, 2, 5 ppm 15 gün

maruz bırakarak sonuçları inceliyor. 1 ppm de % 78, 2 ppm de % 82, 5 ppm de %70 giderim oranı tespit ediyor. Bu çalışmalara bakılarak *Ceratophyllum demersum L.* bitkisi kadmiyum ve krom giderimi için uygun bir bitki olduğu kanıtlanmıştır.

Farklı literatür çalışmalarında da kullanılan kadmiyum ve krom metalleri *Ceratophyllum demersum L.* bitkisi ve diğer sucul makrofitler tarafından da gideriminin yapılabildikleri veriler elde edilmiştir. Giderim verimlerinin maruziyet süresi ve bitki konsatrasyonundan etkilendiği sonucuna varılmıştır. Hiperakümülatör potansiyeli yüksek olan, laboratuvar ortamında da üretilip, geliştirilebilen *Ceratophyllum demersum L.* bitkisinin ağır metallerin fitoremediasyonunda etkili bir şekilde kullanılabilceği sonucuna varılmıştır.

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

5.1. Sonuçlar

Fitoremediasyon son yıllarda ağır metal kirliliğini oluşturduğu sucul ortamların ıslahında kullanılmaya başlanan alternatif bir yöntemdir. Bitki materyallerinin, yeraltı ve yüzeysel sularda, sedimentlerde ve toprakta bulunan kirleticileri gidermek veya sınırlandırmak amacıyla kullanılan arıtım yöntemidir. Bu yöntem, görünüm olarak estetik, solar enerjiyi kullanarak da ekonomik bir arıtım teknolojisidir. Fitoremediasyonda temel esas, su ve toprak ortamında bulunan, insan ve çevre üzerinde olumsuz sonuçlara sebep olabilecek seviyedeki kirleticilerin zararları etkilerine mümkün oldukça giderilmesi, ortamda tamamen gideriminin sağlanamadığı durumlarda en minimum seviyeye düşürülmesidir. Sulardan ağır metallerin fitoremediasyonu işlemi sırasında yüzde giderim verimleri, BKF değerleri, farklı sürelerde metal maruziyetine bırakılan farklı bitki miktarlarının yaş ağırlıkları, bitki kuru ağırlıkları, pH gibi parametrelerinde değişiklikler meydana geldiği görülmüştür.

Araştırma sonucunda *Ceratophyllum demersum L.* bitkisinin yüksek miktarda metal akümüle etme özelliğinden dolayı ağır metal hiperakümülatör bitki olduğu görülmüştür. Bu bitkinin, özellikle ağır metallerin fitoremediasyon yöntemi ile gideriminde kullanılabilecek etkili bir bitki olduğu gözlemlenmiştir. Deiyonize su içerisinde farklı bitki miktarları ve farklı maruziyet süreleri kullanılarak yapılan çalışmada; en yüksek kadmiyum giderimi %80.3, en iyi krom gideriminin ise %100 oranda gerçekleştiği saptanmıştır. BKF değerlerinin ise en yüksek değerin kadmiyum metali için 4694 L/kg iken krom metali için 1201 L/kg olarak bulunmuştur. Kadmiyum ve krom metallerinin farklı konsantrasyonlarda deiyonize suya spike edildiği çalışmada giderim verimleri kıyaslandığında kadmiyum giderim veriminin %90 oranla krom giderim veriminden daha iyi olduğu görülmüştür. Gerçek atıksu içerisinde farklı miktarlarda kadmiyum ve krom birlikte karıştırılarak giderim sağlandığında en yüksek kadmiyum gideriminin %82.5 krom ise %49 oranında giderim sağlanmıştır. Giriş atıksuyunda daha iyi giderim sağlandığı gözlemlenmiştir. Kadmiyum ve kromun BKF değerleri kıyaslandığında en yüksek değerlerin kadmiyuma ait olduğu görülmüştür. Sonuç olarak kadmiyum ve krom metalleri üzerinde uygulanan fitoremediasyon yöntemi başarılı bir şekilde uygulanmıştır.

5.2. Öneriler

Bu tez çalışmasında farklı miktarlarda bitki (2, 2.5, 5, 7.5 g/L), 1 mg/L sabit metal konsantrasyonlarında farklı sürelerde (6, 12, 18, 24, 48 sa) maruz bırakılarak fitoremediasyon için uygun değerler araştırılmıştır. En iyi giderimlerin bitki miktarı ve maruziyet süresi arttıkça elde edildiği görülmüştür. Kadmiyum ve krom metallerinin yanına farklı bir metal ekleyerek ya da kadmiyum ve kromun her ikisinde farklı bir metal ile kombinlenerek farklı çalışmalar yapılabilir. Bununla birlikte yine aynı metaller üzerinde *Ceratophyllum demersum L.* bitkisi yerine farklı bir sucul makrofit kullanılarak ya da *Ceratophyllum demersum L.* ile birlikte başka bir sucul makrofit ile kombine edilerek birlikte kullanıldığı farklı çalışmalar yapılabilir.

6. KAYNAKÇA

- Abdallah, M.A.M. (2012). Phytoremediation of heavy metals from aqueous solutions by two aquatic macrophytes, *Ceratophyllum demersum* and *Lemna gibba* L. *Environ. Technol.*33,1609-1614
- Anonim, (2007). Manisa İl Çevre ve Orman Müdürlüğü. <http://www.manisacevreorman.gov.tr/su.htm>.
- Anonim (2010). Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği.
- Anonim (2012). *Ceratophyllum demersum* L. <http://plants.usda.gov/java/profile/symbol>
- Anonymous, (1998). A Citizen's Guide To Phytoremediation, United States Environmental Protection Agency (EPA), USA.
- Arber, A. (2010). Water Plants. A Study of Aquatic Angiosperms. Cambridge University Press, 88 s, New York, U.S.
- Aybar, M. Bilgin, A. Sağlam, B.(2015a) Fitoremediasyon Yöntemi İle Topraktaki Ağır Metallerin Giderimi. Artvin Çoruh Üniversitesi Doğal Afetler Uygulama ve Araştırma Merkezi Doğal Afetler ve Çevre Dergisi, 1 (1 – 2), 59 – 65.
- Aybar, M. Ve ark. (2015b), Fitoremediasyon Yöntemi ile Topraktaki Ağır Metallerin Giderimi, Artvin Çoruh Üniversitesi, Doğal Afetler Uygulama ve Araştırma Merkezi, Doğal Afetler ve Çevre Dergisi, Artvin, 60-62.
- Baghirova, Farıda.(2020). Sucul Ortamlardan Fitoremediasyon Yöntemi ile Ağır Metal Giderimi. Yüksek Lisans Tezi. Denizli.Türkiye:Pamukkale Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Bryan, G. (1976). Heavy Metal Contamination in the Sea in: R. Johnston (Ed.) *Mar. Poll. Academic Pres Inc*, 185 – 302. London.
- Calado, S.L.M. E, M. A, H.C.S Pflugmacher, S. 2019. Phytoremediation: green technology for the removal of mixed contaminants of a water supply reservoir. *International Journal of Phytoremediation*, 21, 372 – 379.
- Chandra, P., Kulhrestha, K. (2004). Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants, *The Botanical Review*, 70 (3). 313 – 327.
- Cirik, Ş. and Cirik, S.(2004). Su bitkileri (deniz bitkilerinin biyolojisi, ekolojisi yetiştirme teknikleri), Bornova – İzmir: Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları.
- 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.
- Cook, C.D.K, (1996). *Aquatic Plant Book*. SPB Academic Publishing, 60 p, Amsterdam / New York.
- Davis, P.H., Mill, R.R. and Tan, K.(1988). *Flora of Turkey and East Aegean Islands*, Edinburgh: Edinburgh Univ. Press, 10.

- Doğan, M. (2011). Akuatik Makrofitlerde Ağır Metal Akümülayonu. Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi 4 (2): 33 – 36.
- Durak, Z. (2005). Adana Sofulu Düzensiz Depolama Alanında Oluşan Çöp Sızıntı Sularının Bitki Yetiştirilmesinde Kullanılması, Yüksek Lisans Tezi, Ç.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Adana.
- Egemen, Ö. (2006). Çevre ve Su Kirliliği . Ege Üniversitesi Yayınları No.42 . Ege Üniversitesi Basımevi, İzmir, 120 s.
- Eke, M., (2010). Nikel Hiperakümülatörü *Thlaspi elegans* Boiss'den nikelin asitle ekstraksiyonu ve elektrokimyasal yolla metal olarak geri kazanımının araştırılması. Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Mersin, 79 s.
- Erkek, H.F. (2004). Krom ile Kirletilmiş Toprakların Bitkiler Aracılığıyla Arıtımı (Fitoremediasyon), Yüksek Lisans Tezi, S.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Konya.
- Eroğlu, Veysel. (2008). Su Tasfiyesi, Çevre ve Orman Bakanlığı, 5. Baskı, Ankara.
- Eroğlu, Veysel. (2015). Su Tasfiyesi, Orman ve Su İşleri Bakanlığı, 4.Baskı, Ankara.
- EPA (2000). (Environmental Protection Agency), Introduction to Phytoremediation, Ohio: National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, 45268.
- Filiz, E. (2007). Doğal Kaynaklardan Elde Edilen Adsorbanlarla Sulardan Ağır Metal Giderimi. Yüksek Lisans Tezi. İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Glick, B.R..(2010). “Using Soil Bacteria to Facilitate Phytoremediation”, *Biotechnology Advances*, 28, 367 – 374.
- Gouia, H., Gorbil, M.H. and Meyer, C. (2000). Effects of cadmium on activity of nitrate reductase and on other enzymes of the nitrate assimilation pathway in bean. *Plant Physiol. Biochem.* 38: 629 – 638.
- Guilizzoni, P. (1991). The role of heavy metals and toxic materials in the physiological ecology of submerged macrophytes. *Aquatic Botany*, In: Gross, E.M., Wernberg, T. and Terrados J. (ed.), Chapter 41(1), Elsevier, Netherlands.
- Güner, A., Özhatay, N., Ekim, T. And Başer, K.H.C.(2000). “Flora of Turkey and East aegean Islands”, Edinbrugh Univ. Press., Edinbrugh, 11 (2).
- 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.
- Jarup L., (2003). Hazards of Heavy Metal Contamination, *British Medical Bulletin*, 68(1), 167-182.
- Kabata – Pendias, A. (2011). Trace elements in soils and plants. 4th edn. CRC Press, Boca Raton.
- Kabata – Pendias, A. and Pendias, H. (1984). Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Inc., Florida.

- Kaçar, B., İnal, A. (2008). Kadmiyum Bölüm:20: Bitki Analizleri. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları, No:1241, Ankara. 982.
- Karataş M., Aasim M., Dazkirli M., 2016 Influence of light emitting diodes and benzylaminopurine on adventitious shoot regeneration of water hyssop (*Bacopa monnieri* L. Pennell) in vitro. Arch Biol Sci 68: 501-508.
- Keser, A. (2005). Nastirtium officinale R. Br.'de Kurşunun Strese Bağlı Enzimlerin Aktivitelerine, Gelişmeye, Mineral ve Klorofil İçeriğine Etkileri. Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Adana, 107 s.
- Kırım, B., Çoban, D. And Güler, M.(2014). “Floating aquatic plants and their impact on wetlands in Turkey”, Water Resources and Wetlands, 2285 (7923), 102 – 109.
- Klink, A. (2016). A comparison of trace metal bioaccumulation and distribution in *Typha latifolia* and *Phragmites australis*: implication for phytoremediation. Environmental science and pollution research, 24, 3843 – 3852
- Lin, H. Liu, J. Dong, Y. He, Y. (2019). The effect of substrates on the removal of low – level vanadium, chromium and cadmium from polluted river water by ecological floating beds. Ecotoxicology and Environmental Safety, 169, 856 – 862.
- Maleva, M. Borisiva, G. Chukina, N. Kumar, A. (2018) Urea increased nickel and copper accumulation in the leaves of *Egeria densa* (Planch.) Casp. And *Ceratophyllum demersum* L. During short – term exposure. Ecotoxicology and environmental Safety, 148, 152 -159.
- Mishra, V.K. Tripathi, B. D. (2009). Accumulation of chromium and zinc from aqueous solutions using water hyacinth (*Eichornia crassipes*). Journal of Hazardous Materials, 164, 1059 – 1063.
- Nazir, A., Malik R. N., Ajaib, M., Khan, N., and Siddiqui, M. F.(2011). “Hyperaccumulators of heavy metals of industrial areas of Islamabad and Rawalpindi”, Pakistan Journal of Botany, 43 (4), 1925 – 1933.
- Pillay, V.y Sreekanth, E., Jonnalagadda, B. (2007). Elemental uptake by edible herbs and lettuce (*Lactuca sativa*). Journal of Environmental Science and Health, 42:423 – 428.
- Pilon – Smiths, E. And Freeman J.L. (2006). “Environmental cleanup using plants: biotechnological advances and ecological considerations”, Frontiers in Ecology and the Environment, 4 (4), 203 -210.
- Pivetz, B. E. (2001). “Phytoremediation Of Contaminated Soil And Ground Water At Hazardous Waste Sites” United States Environmental Protection Agency EPA, 540/S – 011/500, 36 P.
- Prasad, M.N.V. (2011). A State Of the Art on Bioremediation, its Applications to Contaminated Sites in India. India 88 s.
- Rascio, N. And Navari – Izzo, F.(2011). “Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting?”, Plant Science, 180, 169 – 181.

- Remigio, A. C. Edraki, M. Baker, A. J. Van der Ent, A. (2021). Is the aquatic macrophyte *Crassula hemsii* a genuine copper hyperaccumulator? *Plant and Soil*, 464, 359 – 374.
- Sağlam, H.B. (2002). Çay Türlerinde İki Farklı Demleme Metodu Kullanılarak Kadmiyum ve Vanadyum Tayini, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi Enstitüsü Adapazarı, Kasım.
- Seçmen, Ö., Leblebici, E., 1996. Türkiye Sulak Alan Bitkileri ve Bitki Örtüsü. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Yayınları, No:158, Ege Üniversitesi Basımevi, İzmir.
- Schnoor, J.L., P.E., Dee. (1997). Phytoremediation, Technology Evaluation Report, Te -98 -01, Ground Water Remediation Technologies Analysis Center(Gwrtac), Pittsburg, Pa.
- Soğukpınar, C. (2020). Metal Kaplama Endüstrisi Atıksularının Su Bitkileri İle Arıtımı. Yüksek Lisans Tezi. Konya, Türkiye: Necmettin Erbakan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Sutherson, S. S. (1999). “Phytoremediation” “Remediation Engineering: Design Concepts” Kitabı. Sutherson, S. S. (Editör). Crc Press Llc. Boca Raton.
- Şengül, F., Müezzinoğlu, A. (1993). Çevre Kimyası, Dokuz Eylül Üniv. Mühendislik Fak. Yayınları No:228, s.232. İzmir.
- Tangahu, B.V., Abdullah, S.R.S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N. and Mukhlisin, M.(2011). A Review on Heavy Metals Up – Take by Plants through Phytoremediation, *International Journal of Chemical Engineering*.
- Ucer, A., Uyanik, A. ve Kutbay, H. G., 2013, Removal of heavy metals using *Myriophyllum verticillatum* (whorl-leaf watermilfoil) in a hydroponic system, *Ekoloji*, 22(87), 01-09.
- Usepa. (1995). Arsenic, Inorganic. U.S. Environmental Protection Agency National Center for Environmental Assessment, U.S.
- Vanlı, Ö. (2007). Pb, Cd, B Elementlerinin Topraklardan Şelat Destekli Fitoremediasyon Yöntemiyle Giderilmesi, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, İstanbul.
- Wetzel, R. G. (2001). Limnoloji: Göl ve Nehir Ekosistemleri. 3. Basımından Çeviri. Çeviri Editörü: M.B. Ergönül. 2017. 1006 p. Nobel Yayınevi. Ankara.
- Wu, Z. Yang, J. Zhang, Y. Wang, C. Guo, S. Yu, Y. (2021). Growth responses, accumulation, translocation and distribution of vanadium in tobacco and its potential in phytoremediation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207,1 -13.
- Yang, X., Feng, Y., He, Z., Stofella, P.J. (2005). Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation, *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 18: 339 – 353.
- Yıldız, M., Terzi, H., Uruşak, B., (2011). Bitkilerde krom toksisitesi ve hücrel cevaplar, *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 27 (2): 163 – 176.

Yüksel, Mihriban. (2022). Sudan Nikel ve Çinkonun *Ceratophlyllum demersium* L. ile Gideriminin Optimize Edilmesi Yüksek Lisans Tezi. Konya, Türkiye: Necmettin Erbakan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.

