

**T.C.
ARTVİN ÇORUH ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
ORMAN MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**AĞIR METAL İYONLARIYLA KİRLENMİŞ MADEN YATAĞI VE YAKIN
ÇEVRESİNDEKİ TOPRAKLARIN FİTOREMEDİASYON YÖNTEMİYLE
GİDERİLMESİNİN ARAŞTIRILMASI**

DOKTORA TEZİ

Mustafa AYBAR

**Danışman
Prof. Dr. Bülent SAĞLAM**

ARTVİN-2022

**T.C.
ARTVİN ÇORUH ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
ORMAN MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**AĞIR METAL İYONLARIYLA KİRLENMİŞ MADEN YATAĞI VE YAKIN
ÇEVRESİNDEKİ TOPRAKLARIN FİTOREMEDİASYON YÖNTEMİYLE
GİDERİLMESİNİN ARAŞTIRILMASI**

DOKTORA TEZİ

Mustafa AYBAR

**Danışman
Prof. Dr. Bülent SAĞLAM**

ARTVİN-2022

TEZ BEYANNAMESİ

Artvin oruh Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-ğretim ve Sınav Yönetmeliğine göre hazırlamış olduğum “Ağır Metal İyonlarıyla Kirlenmiş Maden Yatağı ve Yakın evresindeki Toprakların Fitoremediasyon Yöntemiyle Giderilmesinin Araştırılması” adlı tezin tamamen kendi çalışmam olduğunu ve her alıntıya kaynak gösterdiğimi taahhüt eder, tezimin kâğıt ve elektronik kopyalarının Artvin oruh Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü arşivlerinde aşağıda belirttiğim koşullarda saklanması izin verdiğimi onaylarım.

Lisansüstü Eğitim-ğretim yönetmeliğinin ilgili maddeleri uyarınca gereğinin yapılmasını arz ederim.

- ☐ Tezimin tamamı her yerden erişime açılabilir.
- ☐ Tezim sadece Artvin oruh niversitesi yerleşkelerinden erişime açılabilir.
- ☒ Tezimin 6 ay süreyle erişime açılmasını istemiyorum. Bu srenin sonunda uzatma için başvuruda bulunmadığım takdirde, tezimin tamamı her yerden erişime açılabilir.

.../.../2022

İmza

Mustafa AYBAR

JÜRİ TEZ KABUL TUTANAĞI
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
ORMAN MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**Ağır Metal İyonlarıyla Kirlenmiş Maden Yatağı ve Yakın Çevresindeki
Toprakların Fitoremediasyon Yöntemiyle Giderilmesinin Araştırılması**

Prof. Dr. Bülent SAĞLAM danışmanlığında, Mustafa AYBAR tarafından hazırlanan "Ağır Metal İyonlarıyla Kirlenmiş Maden Yatağı ve Yakın Çevresindeki Toprakların Fitoremediasyon Yöntemiyle Giderilmesinin Araştırılması" çalışmam .../.../2022 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Orman Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Doktora tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı :

Jüri Üyesi :

Jüri Üyesi :

Jüri Üyesi :

Jüri Üyesi :

Yukarıdaki imzalar adı geçen öğretim üyelerine aittir.

.../.../2022
Prof. Dr. Hüseyin PEKER
Enstitü Müdürü

ÖNSÖZ

"Ağır Metal İyonlarıyla Kirlenmiş Maden Yatağı ve Yakın Çevresindeki Toprakların Fitoremediasyon Yöntemiyle Giderilmesinin Araştırılması" konusunda yapılan bu çalışma; Artvin Çoruh Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Orman Mühendisliği Anabilim Dalında doktora tezi olarak hazırlanmıştır.

Araştırmanın yürütülmesi sırasında beni yönlendiren, bilgilendiren, çalışmanın her aşamasında bilgi ve tecrübeleriyle yanımda olan ve yol gösteren danışman hocam sayın Prof. Dr. Bülent SAĞLAM'a ve tez izleme komitemdeki değerli jüri üyelerim Prof. Dr. Aydın TÜFEKÇİOĞLU ve Prof. Dr. Nurcan KÖLELİ hocalarıma destekleri ve anlayışları için teşekkür ederim.

Bu tez çalışmasını, danışman hocamın yürütücülüğünde TUBİTAK-1505 Üniversite-Sanayi İş Birliği Destek Programı yardımı ile gerçekleştirdim. Bu fırsatı bana sağlayan jüri üyelerime ve desteklerini esirgemeyen Prof Dr. Hatice DAĞHAN hocamıza teşekkürü borç bilirim. Maddi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen projenin müşteri kuruluşu olan Eti Bakır A.Ş. Murgul İşletmesi Müdürlüğüne, tez konusunda yardımcı olan Doç. Dr. Ayla BİLGİN'e, arazi çalışmalarında yardımlarını esirgemeyen Dr. Öğr. Üyesi Ahmet ÖZTÜRK, Öğr. Gör. Kemal TORPUŞ ve Öğr. Gör. Sezer YALÇIN'a, laboratuvar çalışmalarında iş yükümü hafifleten Arş. Gör. Fatma Nur YILMAZ'a, sera çalışmalarını yürütmemde yardımcı olan Artvin Çoruh Üniversitesi Ormancılık Uygulama ve Araştırma Merkezi Müdürü Dr. Öğr. Üyesi Aşkın GÖKTÜRK'e ve sera çalışanlarına, fidan temininde yardımcı olan değerli arkadaşım Armutlu Orman İşletme Şefi Sinan AKÇAY ve Erzurum Fidanlık Müdürlüğüne çok teşekkür ediyorum.

Ve tabi ki eğitim-öğretim hayatım boyunca sürekli desteklerini esirgemeyen aileme, doktora süreci boyunca ihmal ettiğim eşime ve biricik kızlarıma çok ama çok teşekkür ediyorum.

Araştırmanın bilimsel ve teknik açıdan uygulayıcılara faydalı olmasını dilerim.

Mustafa AYBAR
Artvin - 2022

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

TEZ BEYANNAMESİ	III
ÖNSÖZ.....	V
İÇİNDEKİLER	VI
ÖZET	XI
SUMMARY	XII
TABLolar DİZİNİ	XIII
ŞEKİLLER DİZİNİ	XVII
1 GİRİŞ	1
1.1. Genel Bilgiler.....	1
1.2. Çevre Kirliliği	5
1.2.1. Toprak Kirliliği	7
1.2.2. Toprak Kirlilik Kaynakları	8
1.2.3. Madencilik Faaliyetleri	9
1.2.4. Ağır Metaller.....	11
1.2.4.1. Kurşun (Pb)	13
1.2.4.2. Bakır (Cu).....	15
1.2.4.3. Çinko (Zn).....	16
1.2.5. Açık Ocak Madenciliği Nedeniyle Bozulan Sahalarda Onarım Çalışmaları.....	17
1.2.6. Ağır Metal Giderim Teknolojileri.....	19
1.2.6.1. Fiziksel Arıtma Yöntemleri.....	20
1.2.6.2. Kimyasal Arıtma Yöntemleri.....	21
1.2.6.3. Biyolojik Arıtma Yöntemleri	23
1.3. Hiperakümülatörler	30
1.3.1. Yabani Hint Yağı (<i>Ricinus communis</i> L.).....	31
1.3.2. Ayçiçeği (<i>Helianthus annuus</i> L.).....	32
1.3.3. Kavak (<i>Populus</i> L.).....	32
1.3.4. Huş (<i>Betula</i> L.).....	33
1.4. Fitoremediasyonda Şelat Uygulaması.....	34
2 LİTERATÜR ÇALIŞMALARI.....	36

3	MATERYAL VE YÖNTEM.....	47
3.1.	Materyal	47
3.1.1.	Bitki Materyali	47
3.1.2.	Toprak Materyali	48
3.2.	Yöntem.....	49
3.2.1.	Saksı Denemesi.....	49
3.2.1.1.	Toprak Hazırlığı ve Saksı Denemesinin Kurulması.....	50
3.2.1.2.	Deneme Toprağının Bazı Fiziksel ve Kimyasal Analizleri.....	52
3.2.1.2.1.	Toprak Tekstürü	52
3.2.1.2.2.	Toprak Reaksiyonu (pH) Analizi	53
3.2.1.2.3.	Elektriksel İletkenlik (EC) ve Toplam Tuz Analizi (%).....	54
3.2.1.2.4.	Organik Madde ve Toplam Karbon Analizi	54
3.2.1.2.5.	Kireç Analizi.....	55
3.2.1.2.6.	Toplam Metal Analizi.....	56
3.2.1.3.	Bitkilerin Ekim-Dikim İşlemleri ve Yetiştirilmesi	56
3.2.1.4.	Klorofil Ölçümü	59
3.2.1.5.	Bitkilerin Hasadı	60
3.2.1.6.	Bitki Örneklerinin Hazırlanması ve Analizi	61
3.2.1.7.	Bitki Örneklerinde Ağır Metal Analizi	63
3.2.1.8.	Çimlenme Yüzdesinin Ölçülmesi	63
3.2.1.9.	Kök ve Gövde Uzunluğunun Ölçülmesi	63
3.2.1.10.	Yaş ve Kuru Ağırlıkların Ölçülmesi	64
3.2.1.11.	Bitkilerin Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi.....	65
3.2.1.12.	İstatistiksel Analizler.....	65
3.2.2.	Arazi Çalışması.....	65
3.2.2.1.	Çalışma Alanının Konumu.....	65
3.2.2.2.	Çalışma Sahasının Hakkında Genel Bilgiler.....	66
3.2.2.3.	Çalışma Alanın Toprağının Bazı Fiziksel ve Kimyasal Analizleri.....	69
3.2.2.4.	Çalışma Alanlarının Ekim-Dikim İçin Hazır Hale Getirilmesi.....	69
3.2.2.5.	Bitki Ekim Dikim İşlemleri.....	70
3.2.2.6.	Bitkilerin Hasat Edilmesi	72
3.2.2.7.	Bitkilerin Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi.....	74
3.2.2.8.	İstatistiksel Analizler.....	74

4	BULGULAR VE TARTIŞMA.....	75
4.1.	Saksı Denemesi.....	75
4.1.1.	Saksı Denemesi Topraklarının Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri.....	75
4.1.2.	Saksı Ayçiçeği Denemesi	75
4.1.2.1.	Ayçiçeği Tohumunun Çimlenme Yüzdesi	75
4.1.2.2.	Ayçiçeği Bitkisi Yapraklarının Klorofil İçerikleri.....	76
4.1.2.3.	Ayçiçeği Bitkisinin Kuru Ağırlıkları	77
4.1.2.4.	Ayçiçeği Bitkisinin Ekim Öncesi ve Hasat Sonrasında Deneme Toprağındaki Ağır Metal Konsantrasyonları	78
4.1.2.5.	Ayçiçeği Bitkisinin Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri	78
4.1.2.6.	Ayçiçeği Bitkisinin Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi	80
4.1.3.	Saksı Yabani Hint Yağı Denemesi	81
4.1.3.1.	Yabani Hint Yağı Tohumunun Çimlenme Yüzdesi	81
4.1.3.2.	Yabani Hint Yağı Bitkisi Yapraklarının Klorofil İçerikleri.....	82
4.1.3.3.	Yabani Hint Yağı Bitkisinin Kuru Ağırlıkları	83
4.1.3.4.	Yabani Hint Yağı Bitkisinin Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları	84
4.1.3.5.	Yabani Hint Yağı Bitkisinin Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri	85
4.1.3.6.	Yabani Hint Yağı Bitkisinin Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi	87
4.1.4.	Saksı Kavak Denemesi	88
4.1.4.1.	Kavak Yapraklarının Klorofil İçerikleri.....	88
4.1.4.2.	Kavak Fidanlarının Kuru Ağırlıkları.....	89
4.1.4.3.	Kavak Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları	90
4.1.4.4.	Kavak Fidanlarının Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri.....	91
4.1.4.5.	Kavak Fidanlarının Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi	93
4.1.5.	Saksı Huş Denemesi	94
4.1.5.1.	Huş Yapraklarının Klorofil İçerikleri.....	94
4.1.5.2.	Huş Fidanlarının Kuru Ağırlıkları.....	95
4.1.5.3.	Huş Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları	96
4.1.5.4.	Huş Fidanlarının Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri.....	96

4.1.5.5.	Huş Fidanlarının Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi	98
4.1.6.	Saksı Denemesinde Kullanılan Bitkilerin Fitoremediasyona Uygunluk Potansiyelleri.....	99
4.2.	Arazi Denemesi.....	100
4.2.1.	Arazi Denemesi Topraklarının Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri.....	101
4.2.2.	Arazi Ayçiçeği Denemesi	101
4.2.2.1.	Ayçiçeği Bitkisinin Kuru Ağırlıkları	101
4.2.2.2.	Ayçiçeği Bitkisinin Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları	102
4.2.2.3.	Ayçiçeği Bitkisinin Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri	103
4.2.2.4.	Ayçiçeği Bitkisinin Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi	104
4.2.3.	Arazi Yabani Hint Yağı Denemesi	104
4.2.3.1.	Yabani Hint Yağı Bitkisinin Kuru Ağırlıkları	104
4.2.3.2.	Yabani Hint Yağı Bitkisinin Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları	105
4.2.3.3.	Yabani Hint Yağı Bitkisinin Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri	105
4.2.3.4.	Yabani Hint Yağı Bitkisinin Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi	106
4.2.4.	Arazi Kavak Denemesi	107
4.2.4.1.	Kavak Fidanlarının Kuru Ağırlıkları.....	107
4.2.4.2.	Kavak Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları	107
4.2.4.3.	Kavak Fidanlarının Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri.....	108
4.2.4.4.	Kavak Fidanlarının Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi	109
4.2.5.	Arazi Huş Denemesi	110
4.2.5.1.	Huş Fidanlarının Kuru Ağırlıkları.....	110
4.2.5.2.	Huş Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları	111
4.2.5.3.	Huş Fidanlarının Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri.....	111
4.2.5.4.	Huş Fidanlarının Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi	113
4.2.6.	Arazi Denemesinde Kullanılan Bitkilerin Fitoremediasyona Uygunluk Potansiyelleri.....	114
5	SONUÇ VE ÖNERİLER.....	115

6	KAYNAKLAR	118
---	-----------------	-----



ÖZET

Madencilik faaliyetleri sonucu çoklu metal ile kirlenmiş alanların geri kazanım sürecinde biyolojik ıslah ve bitkilendirme önemli bir yer tutmaktadır. Çalışma alanının çevre ve iklim koşullarına bağlı olarak doğru seçilecek bitki türleri ve doğru bitkilendirme teknikleri ile alanın bitkilendirilmesi ve buna bağlı olarak alanın ekolojik, ekonomik ve estetik değerlerinin yeniden oluşturulması ve geri kazanılması mümkündür. Çalışma kapsamında bazı akümülatör bitkiler (*Helianthus annuus* L., *Ricinus communis*, *Betula pendula* ve *Populus tremula*) kullanılarak çoklu metal ile kirlenmiş topraklar iyileştirilmeye çalışılmıştır.

Çalışma iki aşamalı olarak gerçekleştirilmiştir. Birinci aşama; Murgul Bakır İşletmesi civarında bulunan pasa döküm sahası ve ormanlık alandan getirilen toprak örnekleri belirli oranlarda (%0, 50, 75 ve 100) karıştırılarak sera ortamında fitoremediasyon çalışması yapılmıştır. İkinci aşamada ise kirlilik düzeyinin yüksek olduğu pasa döküm sahasında 4 farklı deneme parseli oluşturularak yine aynı bitki türleri kullanılıp yerinde fitoremediasyon çalışması yapılmıştır.

Çalışma sonunda tek ve çok yıllık bitkiler içinde yapılan hesaplama sonucunda serada kontrollü koşullar da yetiştirilen bitkilerden yabancı hint yağı bitkisi ile Zn kirliliği yaklaşık 3,58 yıl üst üste yetiştirildiğinde topraklardan temizlenebilmektedir. Diğer yandan Pb kirliliği kavak yetiştirildiğinde en kısa sürede (2,34 yıl) temizlenerek normal değerlere ulaşabilmektedir. Serada Cu kirliliğinin giderilmesinde en etkin bitki sırasıyla Hint yağı>Ayçiçeği>Kavak>Huş olarak sıralanabilir. Arazi çalışması sonuçları incelendiğinde, yabancı hint yağı bitkisi ile Cu kirliliği yaklaşık 6,18 yılda, Pb kirliliği 3,10 yıl ve Zn kirliliği ise 4,33 yıl gibi kısa sürede topraktaki normal düzeylerine kadar temizlenebilmektedir. Huş ise Zn kirliliğini hint yağı bitkisinden daha kısa sürede (2,78 yıl) temizleyebilme potansiyeline sahiptir.

Elde edilen veriler, huş, kavak, ayçiçeği ve hint yağı bitkilerinin madencilikle bozulan alanların restorasyonunda, ağaçlandırma öncesi ve fidan dikim aşamalarında kullanılabilir olduklarını göstermiştir.

Anahtar Kelimeler: Ağır metal, fitoremediasyon, madencilik, akümülatör bitki

SUMMARY

Bioremediation and planting have an important place in the recovery process of multi-metal contaminated areas as a result of mining activities. Depending on the environmental and climatic conditions of the study area, it is possible to plant the area with the right plant species and correct planting techniques, and accordingly, it is possible to regenerate and regain the ecological, economic and aesthetic values of the area. Within the scope of the study, some accumulator plants (*Helianthus annuus* L., *Ricinus communis*, *Betula pendula* and *Populus tremula*) were used to improve multi-metal contaminated soils.

The study was carried out in two stages. First stage; Phytoremediation study was carried out in the greenhouse environment by mixing the soil samples brought from the waste dumping area and forest area around Murgul Copper Enterprise at certain rates (0, 50, 75 and 100%). In the second stage, 4 different trial plots were created in the waste dumping area, where the pollution level is high, and the same plant species were used and phytoremediation study was carried out on-site.

At the end of the study, as a result of the calculation made for single and perennial plants, the wild castor oil plant, which is one of the plants grown under controlled conditions in the greenhouse, can be cleaned from the soil when it is grown for approximately 3.58 years in a row. On the other hand, Pb pollution can reach normal values by being cleaned as soon as possible (2.34 years) when poplar is grown. The most effective plant in removing Cu pollution in the greenhouse can be listed as Castor oil> Sunflower> Poplar> Birch. When the results of the field study are examined, Cu pollution by wild castor oil plant can be cleaned up to normal levels in the soil in a short time such as 6.18 years, Pb pollution in 3.10 years and Zn pollution in 4.33 years. Birch, on the other hand, has the potential to remove Zn pollution in a shorter time (2.78 years) than the castor oil plant.

The data obtained showed that birch, poplar, sunflower and castor oil plants can be used in the restoration of mining degraded areas, before afforestation and at the planting stages.

Keywords: Heavy metal, phytoremediation, mining, accumulator plant

TABLÖLAR DİZİNİ

Sayfa No

Tablo 1. Ağır metallerin fitoekstraksiyonu için kullanılan çeşitli bitki türleri (Khan ve ark, 2020).....	27
Tablo 2. Ağır metallerin fitostabilizasyonu için kullanılan çeşitli bitki türleri (Burges ve ark., 2017; Khan ve ark., 2020).....	29
Tablo 3. Etilendiamin disüksinik asitin genel özellikleri.....	35
Tablo 4. Saksı denemesi, şansa bağlı tam bloklar deneme deseni dağılımı.....	51
Tablo 5. Örnek alanlarının koordinatları ve rakımları	66
Tablo 6. Murgul ilçesinin son 7 yıllık iklim verileri.....	69
Tablo 7. Sera ortamında bulunan farklı kirlilik oranlarına göre toprakların bazı fiziksel ve kimyasal analiz sonuçları.	75
Tablo 8. Ayçiçeği bitkisinin tohumlarının çimlenme oranı.	76
Tablo 9. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ve EDDS uygulamasının ayçiçeği bitkisi yapraklarının klorofil konsantrasyonlarına etkisi (n=4)	77
Tablo 10. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ayçiçeği bitkisi yeşil aksam ve kök kuru ağırlıklarına etkileri (n=4)	77
Tablo 11. Ayçiçeği saksı denemesi çalışmasında ekim öncesi ve hasat sonrası topraklardaki ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=4).....	78
Tablo 12. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ayçiçeği bitkisi yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonlarına etkisi (n=4)	79
Tablo 13. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ayçiçeği bitkisi yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerine (µg/bitki) etkileri (n=4).....	80
Tablo 14. Ayçiçeği bitkisinin biyoakümülyasyon faktörü değerleri.....	80
Tablo 15. Ayçiçeği bitkisinin translokasyon faktörü değerleri.....	81
Tablo 16. Yabani hint yağı bitkisinin tohumlarının çimlenme oranı.	82
Tablo 17. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ve EDDS uygulamasının yabani hint yağı bitkisi yapraklarının klorofil konsantrasyonlarına etkisi (n=4)	83
Tablo 18. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin yabani hint yağı bitkisi yeşil aksam ve kök kuru ağırlıklarına etkisi (n=4)	84
Tablo 19. Yabani hint yağı saksı denemesi ekim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=4)	85

Tablo 20. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin yabani hint yağı bitkisi yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonlarına etkisi (n=4).....	86
Tablo 21. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin yabani hint yağı bitkisi yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerine ($\mu\text{g/bitki}$) etkisi (n=4)	87
Tablo 22. Yabani hint yağı bitkisinin biyoakümülyasyon faktörü değerleri	87
Tablo 23. Yabani hint yağı bitkisinin translokasyon faktörü değerleri.....	88
Tablo 24. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ve EDDS uygulamasının kavak yapraklarının klorofil konsantrasyonlarına etkisi (n=4)	89
Tablo 25. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin kavakda yeşil aksam ve kök kuru ağırlıklarına etkisi (n=4)	90
Tablo 26. Saksı kavak denemesi dikim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=4)	91
Tablo 27. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin kavak fidanlarında yeşil aksam, gövde ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonlarına etkisi (n=4)	92
Tablo 28. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin kavakda aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerine ($\mu\text{g/bitki}$) etkisi (n=4)	92
Tablo 29. Kavağın biyoakümülyasyon faktörü değerleri.....	93
Tablo 30. Kavak fidanlarının translokasyon faktörü değerleri	93
Tablo 31. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ve EDDS uygulamasının huş yapraklarının klorofil konsantrasyonlarına etkisi (n=4)	95
Tablo 32. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin huş fidanları yeşil aksam ve kök kuru ağırlıklarına etkisi (n=4)	95
Tablo 33. Saksı denemesi ekim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=4).....	96
Tablo 34. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin huş fidanı yeşil aksam, gövde ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonlarına etkisi (n=4).....	97
Tablo 35. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin huş fidanlarında yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerine ($\mu\text{g/bitki}$) etkisi (n=4)	98
Tablo 36. Huş fidanlarının biyoakümülyasyon faktörü değerleri	98
Tablo 37. Huş fidanlarının translokasyon faktörü değerleri	99
Tablo 38. Fitoremediasyon yöntemiyle serada yetiştirilen bitkilerin 1 da alanda yetiştirme dönemi sonunda topraktan uzaklaştırabildikleri total ağır metal miktarları.....	100

Tablo 39. Sera ortamında bulunan farklı kirlilik oranlarına göre toprakların bazı fiziksel ve kimyasal analiz sonuçları.	101
Tablo 40. Farklı Örnek alanlarında yetiştirilen ayçiçeği bitkisinin yeşil aksam ve kök kuru ağırlıkları (n=7)	102
Tablo 41. Arazi denemesi ekim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7).....	102
Tablo 42. Farklı Örnek alanlarında yetiştirilen ayçiçeği bitkisinin yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)	103
Tablo 43. Farklı örnek alanlarında yetiştirilen ayçiçeği bitkisinin yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içerikleri (n=7)	103
Tablo 44. Ayçiçeği bitkisinin biyoakümülyasyon ve translokasyon faktörü değerleri	104
Tablo 45. Farklı örnek alanlarında yetiştirilen hint yağı bitkisinin yeşil aksam ve kök kuru ağırlıkları (n=7)	104
Tablo 46. Arazi denemesi ekim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7).....	105
Tablo 47. Farklı Örnek alanlarında yetiştirilen yabancı hint yağı bitkisinin yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)	106
Tablo 48. Farklı Örnek alanlarında yetiştirilen yabancı hint yağı bitkisinin yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içerikleri (n=7)	106
Tablo 49. Yabancı hint yağı bitkisinin biyoakümülyasyon ve translokasyon faktörü değerleri	106
Tablo 50. Farklı örnek alanlarında yetiştirilen kavak fidanlarının yeşil aksam ve kök kuru ağırlıkları (n=7)	107
Tablo 51. Arazi denemesi dikim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7).....	108
Tablo 52. Farklı Örnek alanlarında yetiştirilen kavak fidanlarının yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)	109
Tablo 53. Farklı örnek alanlarında yetiştirilen kavak fidanlarının yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içerikleri (n=7)	109
Tablo 54. Kavak fidanlarının biyoakümülyasyon ve translokasyon faktörü değerleri	110

Tablo 55. Farklı örnek alanlarında yetiştirilen huşun toplam yeşil aksam ve kök kuru ağırlıkları ortalamaları (n=7)	110
Tablo 56. Arazi denemesi huş fidanlarının dikim öncesi ve hasat sonrası topraklarının ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)	111
Tablo 57. Farklı Örnek alanlarında yetiştirilen huşun yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)	112
Tablo 58. Farklı örnek alanlarında yetiştirilen huşun yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içerikleri (n=7)	112
Tablo 59. Huş fidanlarının biyoakümülyasyon ve translokasyon faktörü değerleri ..	113
Tablo 60. Fitoremediasyon yöntemiyle arazide yetiştirilen bitkilerin 1 da alanda yetiştirme dönemi sonunda topraktan uzaklaştırabildikleri total ağır metal miktarları.....	114

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa No

Şekil 1. Farklı endüstriyel sektörlerin çevreye yaptıkları zararlı etkiler.....	6
Şekil 2. Toprakta kimyasal kirleticilerin sınıflandırılması (Mirsal, 2008).....	8
Şekil 3. Fitoremediasyon türlerinin şematik gösterimi	24
Şekil 4. Etilendiamin disüksinik asitin (EDDS) moleküler yapısı (URL-2021).....	35
Şekil 5. Yabani hint yağı ve ayçiçeği tohumları	47
Şekil 6. Saksı çalışmasında kullanılan huş ve kavak fidanları.....	48
Şekil 7. Çalışmada kullanılan kirli ve temiz toprak örneklerinin alındığı yerlerin haritaları.	49
Şekil 8. Artvin Çoruh Üniversitesi, Fidanlık ve Araştırma Serası.	50
Şekil 9. Pasa döküm sahasından toprak örneklerinin alınması	50
Şekil 10. Elenen toprak örnekleri farklı karışımlar hazırlanarak saksılara doldurulmuştur.....	51
Şekil 11. Toprak örneklerinin kurutulup, analizlere hazır hale getirilmesi.....	52
Şekil 12. Toprak örneklerinde tekstür analizinin yapılması.....	53
Şekil 13. Toprak örneklerinin pH analizi.....	53
Şekil 14. Toprak örneklerinin elektriksel iletkenliklerinin ölçülmesi.....	54
Şekil 15. Organik madde analizi	55
Şekil 16. Toprak örneklerinin kireç analizi.....	56
Şekil 17. Ayçiçeği ve yabani hint yağı bitki tohumlarının ekimi	57
Şekil 18. Kavak ve huş fidanlarının çıplak kök haline getirilmesi	57
Şekil 19. Kavak ve huş fidanların dikimi.....	57
Şekil 20. Ayçiçeği ve yabani hint yağı bitkilerin haftalık boy ölçümleri	58
Şekil 21. Yabani hint yağı ve ayçiçeği bitkilerinin seyreltilmesi.....	58
Şekil 22. %100 kirli yabani hint yağı bitkilerine NPK verilmesi ve kısa sürede etkisi.	59
Şekil 23. Sulama işlemleri devam eden kavak ve huş fidanları.....	59
Şekil 24. Bitki örneklerinde klorofil ölçümü	60
Şekil 25. Bitkilere EDDS şeladı verilmesi.....	61
Şekil 26. Bitki örneklerinin etüvde kurutulması.	62
Şekil 27. Bitki örneklerinin analize hazır hale getirilmesi.....	62

Şekil 28. Kavak ve fidanlarının kök ve gövde boylarının ölçümü.....	63
Şekil 29. Farklı kirlilik oranlarına göre ayçiçeği ve yabani hint yağı bitki boyları ...	64
Şekil 30. Bitki örneklerinin kök ve gövdelerinin yaş ve kuru ağırlıklarının belirlenmesi	64
Şekil 31. Örnek alanlarının haritası.....	66
Şekil 32. Çalışma bölgesinin jeolojik haritası.....	68
Şekil 33. pH değeri asidik olan 2 ve 4 numaralı çalışma alanlarına sönmemiş tarım kireci taktiyesi.....	70
Şekil 34. Çalışma alanlarında ekim dikim işlemleri	71
Şekil 35. Bitkilere kompoze NPK (15-15-15) gübresinin verilmesi.....	71
Şekil 36. Örnek alanlara damla sulama sisteminin kurulması.	72
Şekil 37. Hasat edilmeden önce bitkilere EDDS şelatı verilmesi	72
Şekil 38. Ayçiçeği ve yabani hint yağı bitkilerinin hasadı.....	73
Şekil 39. Kavak ve Huş fidanlarının hasadı	73

1. GİRİŞ

1.1. Genel Bilgiler

Son yıllarda meydana gelen hızlı kentleşme, nüfus artışı, sanayi ve teknolojinin gelişmesi ile artan üretim faaliyetleri gibi nedenler doğal alanların tahribatı ve ormansızlaşma gibi çevresel problemlere neden olmaktadır (Demirarslan ve Demirarslan, 2018; Kaya, 2021) . Çevresel problemlerin etkilediği insanlar ve diğer canlılar içinde bulundukları yaşam ortamları ile sürekli etkileşim halindedirler. Canlıları etkileyen ve onlardan etkilenen, karşılıklı etkileşimin söz konusu olduğu faktörler bütünü çevreyi oluşturur (Erdoğan, 2006). Çevresel bozulmaların ana unsurlarından olan ve sürekli birbiriyle etkileşim halinde olan hava, su ve toprak arasında sürekli bir ekolojik denge söz konusudur. Bu dengede ciddi bir bozulma olmadıkça, çevrenin canlılığı ve sürekliliği devam eder. Fakat bu unsurlardan birinde ortaya çıkan bir aksaklık, birbirini takip eden sorunlar bütününe ve bu da doğal dengede geri dönülemez bozulmalara sebep olabilir (Çay, 2014). Çevrede doğal olarak bulunmayan yabancı kimyasal maddeler ve ortamda doğal olarak bulunup konsantrasyonları olması gereken sınır değerlerin üstünde olan maddeler kirletici olarak nitelendirilirler (Korkmaz ve Kızılkaya, 1998).

Endüstriyel kaynaklı çevre kirliliği; toprak, su ve hava kaynaklarına ciddi bir şekilde zarar vermekte ve dünya genelinde insanlığa ve canlı hayatına yönelik tüm tehlikelerden doğrudan veya dolaylı olarak sorumlu tutulmaktadır. Uygar ve gelişmiş bir ülke standartlarına ulaşabilmek için endüstrinin kaçınılmaz olması, özellikle de son yüzyılın ikinci yarısından sonra, çevre kirliliğini önleyen yeni teknoloji ihtiyaçlarını da beraberinde getirmiştir (Çay, 2014).

Çevre kirliliğine neden olan unsurların başında ağır metal iyonları gelmektedir. Hızlı nüfus artışı ile birlikte artan evsel atıklar, sanayinin gelişmesi ile ortaya çıkan çeşitli endüstriyel ve kimyasal atıklar, tarımda kullanılan doğal olmayan gübreler, pestisitler (herbisitler, insektisitler, fungusitler vd.) ve verim artırıcı diğer kimyasallar uzun yıllar içerisinde toprakta, yeraltı ve yerüstü sularında ağır metal birikimine neden olmaktadır.

Topraklardaki inorganik kirlenmenin en önemli kaynağını farklı kimyasal formlarda bulunan ağır metaller oluşturur. Ağır metal kirlilik kaynaklarının başında ise madencilik endüstrisi gelmektedir. Maden cevherlerinden metallerin kazanımı sırasında oluşan atıklar, çoğu kez tabii tutuldukları işlemler ile aktif hale gelip birer kirlilik kaynağı haline gelirler. Önemli kirleticilerden biri olan ağır metaller, organizmalarda birikerek yüksek konsantrasyonlara ulaşmakta ve canlı hayatını tehdit etmektedir (Kahvecioğlu ve ark., 2003; Kır ve ark., 2007).

Ağır metallerin ekolojik sistem içerisindeki dağılımlarına bakıldığında doğal etkenlerden daha çok insanların sebep olduğu etkiler nedeniyle çevreye yayılmaları söz konusudur. Kullanıma bağlı kirlenmenin yanı sıra kazalar sonucunda da ağır metallerin çevreye yayılması önemli miktarlara ulaşabilmektedir. Ağır metallerin doğaya yayılmaları dikkate alındığında çok çeşitli sektörlerden farklı işlem kademelerine kadar birçok alanda biyosfere ağır metal atığı bırakıldığı bilinmektedir (Topbaş, 1998).

Doğal kaynakların sürdürülebilirliğini sağlamak ve yaşanabilir temiz bir çevreye sahip olmak için madencilik faaliyetleri nedeniyle zarar görmüş alanların yeniden doğal haline dönüştürülmesi gerekmektedir. Ancak, tahrip edilmiş bir alanın kendi kendini onarması ve ekolojik dengeye ulaşması için uzun bir süreye ihtiyaç vardır. Günümüzde farklı nedenlerden dolayı doğal yapısı bozulmuş alanlar, uzun yıllar beklemeden yeniden ekolojik, ekonomik ve estetik değer kazanması ya da onarılması için birçok farklı yöntem kullanılmaktadır.

Ağır metallere maruz kalmış alanların rehabilitasyon sürecinde biyolojik arıtım teknolojileri ve bitkilendirme uygulamaları önemli bir yer tutmaktadır. Çalışma alanının çevre ve iklim şartlarına bağlı olarak alana uyumlu ve bünyesinde ağır metal biriktirebilen bitki türleri (hiperakümülatör) ve bitkilendirme teknikleri ile alanın yeşillendirilmesi ve buna bağlı olarak ekolojik, ekonomik ve estetik değerlerinin yeniden oluşturulması sayesinde alanın geri kazanılması mümkün olacaktır (Akpınar, 2005).

Ekosistem içindeki onarım çalışmalarının yapılacağı uygulama alanı ve bitki örtüsü gibi iki ana öge birbiri ile sürekli etkileşim halindedir. Alanlardaki biyotik ve abiyotik faktörler, alanın yeşil örtü ile kaplanmasını doğrudan etkilemektedir. Maden sahaları

ve pasa döküm sahaları gibi direk ağır metallere maruz kalan alanlarda işletme faaliyeti sırasında ve işletme kapatıldıktan sonra alan kullanım planlaması doğrultusunda tahrip edilmiş alanların tekrardan yeşil örtü ile kaplanması, toprağın değerlendirilmesi ve geliştirilmesi amacıyla onarım çalışmaları yapılmaktadır. Bu yüzden tahrip olmuş alanlarda onarım sürecinde yapılacak çalışmalarda; alanın sosyo-ekonomik ve kültürel yapısına, doğal ve kültürel peyzaj özelliklerine, doğal yaşam alanlarına uygun, yeni alanlar kazandırabilecek materyal ve tekniğin dikkatli seçilmesi gerekmektedir.

Ağır metallerle kirlenmiş toprakların iyileştirilmesi için çeşitli teknolojiler mevcuttur. Genel olarak iyileştirme teknolojileri fiziksel, kimyasal ve biyolojik olmak üzere üç ana gruba ayrılabilir (Douay ve ark., 2008; Ucaroglu ve Talinli, 2012; Abdelhafez ve ark., 2014; Dellisanti, 2016; Park ve Son, 2017; Fauziah ve ark., 2017). Bu teknolojilerden fiziksel ve kimyasal olanlar pahalı, daha fazla uğraş gerektiren, ikincil kirlenmeye yol açabilmenin yanı sıra (Marques ve ark., 2008; Haque ve ark., 2008) toprağın biyolojik faaliyetleri, yapısı ve verimi üzerinde de olumsuz etkilere yol açabilmektedir (Pulford ve Watson, 2003). Bu nedenle, daha az maliyetli ve çevre dostu bir temizleme tekniğine ihtiyaç duyulmuştur. Bu amaca hizmet eden bitkisel ıslah (fitoremediasyon), ağır metallerle kirlenmiş su veya toprağın temizlenmesi için bitki yetiştirilerek ağır metalin uzaklaştırıldığı, çevre dostu, estetik bir görünüm sağlayan, umut verici ve en önemlisi ucuz bir tekniktir (Abou-Shanab ve ark., 2011; Sharma ve ark., 2014; Aybar ve ark., 2015). Çoklu ağır metal iyonları ile kirlenmiş topraklarda yetişen bitkiler metal iyonlarını değişen derecelerde alırlar. Bitki metal alımını gerçekleştirirken büyük ölçüde metallerin topraktaki bulunuş oranlarından etkilenir, bu da hem toprak özelliklerine hem de bitki ile ilişkili faktörlere bağlı olarak değişmektedir (Alaboudi ve ark., 2018). Ayrıca bitkisel ıslah, toprak minerali ve organik maddesini olumsuz yönde değiştirmedığından, minimum çevresel rahatsızlığa neden olduğundan büyük avantaj sağlar (Evangelou ve ark., 2004).

Genellikle madencilik yapıldığı orman sahalarında, vejetasyon zarar görmekte ve bu sahalarda erozyon ve drenaj bozulması meydana gelirken, yaban hayatında habitat parçalanmaları görülmektedir. Ayrıca iklim, röliyef, jeolojik yapı, su rejimi, topografya ile doğal ve kültürel peyzaj özellikleri olumsuz etkilenmektedir. Ülke ekonomisi açısından büyük önem arz eden maden işletmelerinin tamamen kapatılması yerine, bu faaliyetlerin orman ve çevre üzerindeki etkilerini minimum düzeyde

tutacak yöntem ve teknikleri geliştirmek ve uygulamak gerekmektedir (Uzun ve Bollukcu, 2009).

Maden işletmeciliği yapılan alanlarda yürütülen işletme faaliyetleri sonrası, doğal ekolojik yapının mevcut haline en yakın şekilde yeniden kazanılması genel olarak ekolojik iyileştirme kapsamında değerlendirilmektedir. Bu tür alanlarda doğal vejetasyonun yeniden oluşmasını sağlayacak çalışmalar, ekolojik iyileştirmenin en önemli adımlarındandır birini oluşturmaktadır. Üretimi devam eden ve ülke ekonomisine önemli katkı sağlayan Murgul Bakır İşletmesi maden yatağı ve yakın çevresinde bulunan pasa döküm sahaları ağır metal kirliliğine maruz kalmaktadır. Aynı zamanda açık ocak madenciliği yapılması sebebi ile görsel olarak da oldukça fazla bozulmalar meydana gelmektedir. Temizlenmediği takdirde Murgul bakır madeni işletme sahası, cevherin tüketilmesi ile birlikte, diğer maden işletme sahalarında olduğu gibi işletmenin yapmakla yükümlü olduğu rehabilitasyon çalışmaları kapsamında alanda kolay yetişebilen bitki türleri kullanılarak alan yeşilleştirilmeye çalışılacaktır. Fakat bu çalışmalar alandaki ağır metal kirliliğinin azalması ve ağır metallerin yer altı sularına karışmamasına yönelik olmayıp daha çok geçici bir düzenleme hüviyeti taşımaktadır. Bu tür alanların kirlilik kaynağı olmaktan çıkartılıp, doğal ekosistem yapısının yeniden tesis edildiği bir cazibe merkezi ve rekreasyon alanı olarak yeniden düzenlenmesi gerekmektedir.

Bu çalışma kapsamında Murgul Maden işletmesi faaliyetleri nedeniyle toprakta oluşan, bakır (Cu), kurşun (Pb) ve çinko (Zn) gibi ağır metal kirlilikleri fitoremediasyon yöntemi ile yüksek oranda ağır metal biriktirebilen bazı bitki türleri (Ayçiçeği (*Helianthus annuus* L.), Yabani hint yağı (*Ricinus communis*), Huş (*Betula pendula*), Titrek Kavak (*Populus tremula*)) kullanılarak temizlenmesi düşünülmüştür. Bu sayede fitoremediasyon açısından akümülatör özellik göstermeyen bitki türlerinin tercih edilmesinin önüne geçilerek, hem ekolojik hemde ekonomik anlamda daha hızlı sonuca ulaşılabilecektir. Ayrıca pasa döküm sahalarının uygun bitki türleri ile yeşil örtü ile kaplanmış olması, toprak ve yeraltı sularının madencilik faaliyetleri ile kirlenmesinin önüne geçilmiş olacaktır.

Literatüre bakıldığında yapılan çalışma birçok alanda özgün değere sahiptir. Bunlar; ormancılık alanında fitoremediasyon üzerine ülkemizde yapılan ender çalışmalardan

olması, çok yıllık akümülatör bitki türleri ile yapılan fitoremediasyon ile alakalı yapılan ilk çalışmalardan olması, ülkemizde maden sahalarında, deneme parseli üzerine yapılan ilk çalışmalardan olması, aynı anda hem tek yıllık hem de çok yıllık bitkiler kullanılarak yapılan ilk fitoremediasyon çalışması olması ve sera ortamında, 4 farklı bitki türü ve 4 farklı kirlilik oranında yapılmış ilk fitoremediasyon çalışması olması çalışmayı özgün kılmaktadır.

Bu çalışmanın bundan sonraki maden sahalarının rehabilitasyon çalışmalarına örnek olması ve bitkisel ıslah yönteminin kullanımının yaygınlaşmasına katkı yapması hedeflenmektedir.

1.2. Çevre Kirliliği

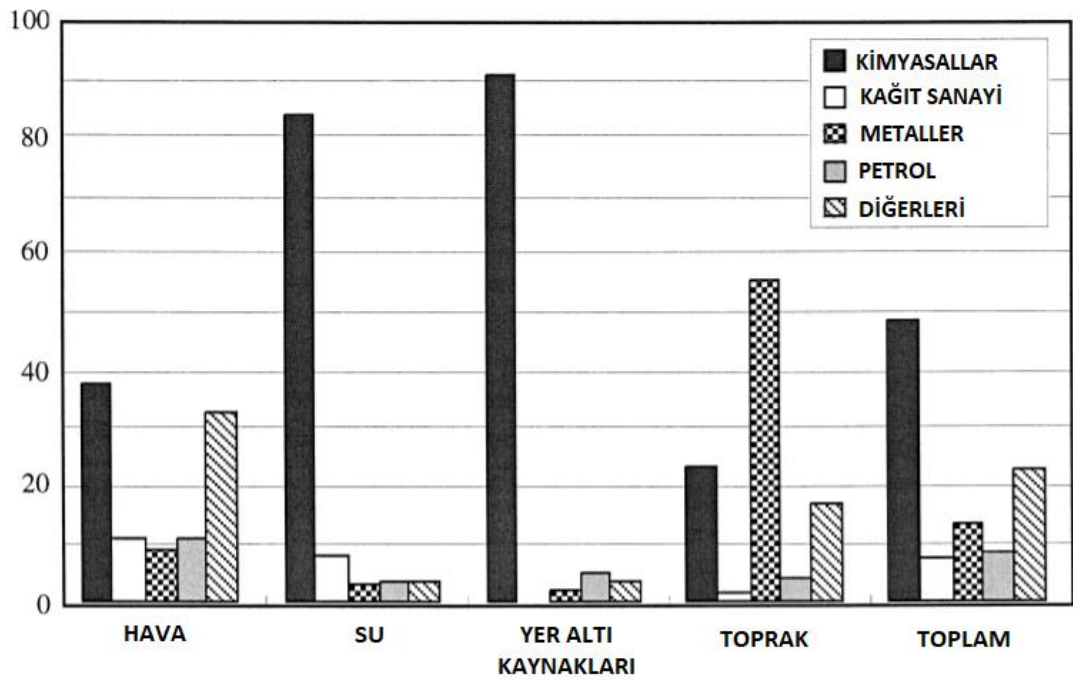
Çevre; canlı ve cansız varlıkların bir arada bulundukları ve birbirini ile etkileşim halinde oldukları bir ortamdır (Bozyiğit ve Karaslan, 1998). Çevre kanununda ise çevre; “canlıların yaşamları boyunca ilişkilerini sürdürdükleri ve karşılıklı olarak etkileşim içinde bulundukları biyolojik, fiziksel, sosyal, ekonomik ve kültürel ortam” olarak tanımlanmıştır. Yine aynı kanunda çevre kirliliği, “çevrede meydana gelen ve canlıların sağlığını, çevresel değerleri ve ekolojik dengeyi bozabilecek her türlü olumsuz etkiyi ifade eder” olarak tarif edilmiştir (Çevre Kanunu, 1983).

Çevre, tüm canlıların yaşamlarını sürdürebilmeleri için gerekli olan bir ortamken; çevre sorunları, çevrenin sürdürülebilirliğini olumsuz yönde etkileyen bir etmendir. Çevre sorunları, ulusal problem olmaktan çıkmış, uluslararası bir sorun haline gelmiştir. Sadece insanoğlunu değil, tün canlıları ve dünya yaşamını yok edecek seviyelere ulaşmıştır. Günümüzde çevre sorunları bilindiği üzere insanoğlu tarafından çevrenin bilinçsiz kullanımı ve tüketilmesi sonucunda meydana gelmektedir. Bu sorunlardan bazıları; hava, su ve toprak kirlenmesi, erozyon, orman kaybı, endüstriyel atıklar ve nüfus artışının getirdiği aşırı üretim ve tüketim sonucu çevresel tahribat ile çarpık kentleşme olarak belirtilebilir (ÇEKÜD, 2009; Kaypak, 2014).

Çevre kirliliği, dünya genelinde önemli bir sorundur ve canlı sağlığını etkileme potansiyeli yüksektir (Progressive Insurance, 2005; Fereidoun ve ark., 2007). Sanayi devrimiyle birlikte ivme kazanan teknolojik faaliyetler çevresel tahribatların hızla

artmasına sebep olmuştur. Son yıllarda küresel ısınma ve iklim değışikliklerinin ön plana çıkması çevre kirliliğı ile ekonomik büyüme arasındaki ilişkisinin sorgulanmasına yol açmıştır. Çevre kirliliğı problemleri ülkelerin teknolojik faaliyetlerde daha temiz teknolojilere yönelmesini bir zorunluluk haline getirmiştir. Gelişmekte olan ülkelerin ekonomik kaygıları, bu çevreci politikaların uygulanmasını sınırlasa da gelişmiş ülkeler bu yönde adımlar atmıştır (Artan ve ark., 2015). Bu bağlamda atılan ilk ciddi adım 1972 tarihinde Stockholm’de 113 ülkenin katılımıyla düzenlenen “Birleşmiş Milletler Çevre Konferansıdır”. Bu konferans çevre konusunun dünya çapında ele alınmasını ve ülkelerin gündemlerine girmesini sağlamıştır. Çevre kanuna göre doğal kaynaklar; hava, su, toprak ve cansız varlıklar olarak belirtilmiştir. Çevre kirliliğı denildiğinde genel olarak bu kaynaklarda meydana gelen olumsuz değışimler ve bozulmalar akla gelmektedir.

A.B.D.’de farklı endüstriyel sektörlerin çevreye yaptıkları zararlı etkiler araştırılmış ve bu sektörlerin ilk dört tanesi Şekil 1’de verilmiştir. Her bir sektörün hava, su, yeraltı ve yerüstü kaynaklarını hangi oranlarda kirllettikleri ifade edilmiştir. Özellikle kimyasal, kağıt, belirli metaller ve petrol üretimi yapan dört ana sektörün, toplam kirliliğın %85’inden fazlasından sorumlu olduğu açıkça görölmektedir (Gaballah ve ark., 1998).



Şekil 1. Farklı endüstriyel sektörlerin çevreye yaptıkları zararlı etkiler.

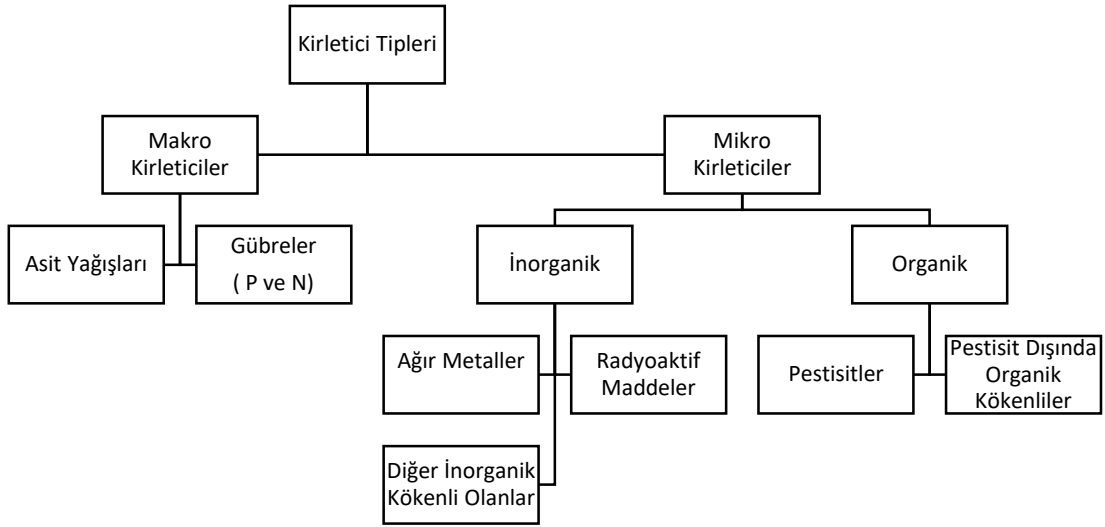
1.2.1. Toprak Kirliliği

Ekosistem bütünlüğünde önemli bir görevi bulunan toprak, tarımsal üretimin de temelini oluşturmaktadır. En önemli bitki besin deposu, hidrolojik döngüde ana unsur, bazı gazların biyokimyasal dönüşümünlerinde ortam, kirlilik oluşturan maddeler için bir filtre ve geçmişi aydınlatan bir arşiv olan toprak; aynı zamanda, sanayi ve konut yerleşimi için bir mekan, orman ve meraların tutunduğu yer ve bazı sanayilerin hammaddesi konumundadır (Tomar, 2009).

Toprak, genel olarak kaya ve organik maddelerin uzun bir süre içerisinde birçok biyolojik, fiziksel ve kimyasal olaylardan sonra parçalanarak ayrışması sonucu oluşan ve içerisinde hava, su, mikroorganizma, makroorganizma ve birçok canlıyı barındıran bir maddedir (Ergene, 1993). Toprak kirliliği ise toprağın, antropojenik faaliyetler sonucu oluşan çeşitli bileşikler ile buluşması ve bunu takiben, toprakta yaşayan canlıların ve toprakta yetişen ve yetiştirilen bitkilerle beslenen canlılara zehirli madde etkisinde bulunacak ve zarar verecek düzeyde olması veya toprağa karışan kimyasalların toprağın özümleme kapasitesinin üzerine çıkması ve toprağın verim kapasitesini düşürmesi şeklinde tanımlanmaktadır (Tomar, 2009).

Katı ve sıvı atıkların yanlış yönetimi, çevre kirliliğinin ana nedenlerinden biri olup, toprak ekosisteminin biyolojik, fiziksel ve kimyasal dengesini bozmaktadır (Kimani, 2007). Toprak kirliliği, bugün dünyamızın karşı karşıya olduğu çevre felaketinin en önemli nedenlerindendir (Khan, 2004). Toprak kirliliği, toksik bileşiklerin, kimyasal tuzların, radyoaktif maddelerin endüstriyel alanların (termik ve nükleer santraller), madencilik alanlarının (madenler, zenginleştirme ve arıtma birimleri), tarımda kullanılan metal içerikli sunî gübrelerin, pestisitler (herbisitler, insektisitler, fungusitler vd.) ve buna benzer kirleticilerin toprakta birikerek bitki gelişmesini, hayvan ve insan sağlığını tehdit etmesi durumudur (Pepper, 1996; Çay, 2014).

Toprak kirleticileri inorganik, inorganik-organik kombine bileşenler ve organik yapıda olabilir (Yaron ve ark., 1996). Bu kaynaklardan yayılarak toprak kirliliğine yol açan kirleticiler toprakta birikim miktarlarına göre makro (asit yağışları ve gübreler) ve mikro (inorganik ve organik) kirleticiler olarak sınıflandırılır (Şekil 2).



Şekil 2. Toprakta kimyasal kirlenicilerin sınıflandırılması (Mırsal, 2008)

Toprak kaynaklarında sürdürülebilirlik anlayışı, tarım veya orman toprakları ile sınırlı değildir. Yoğun sanayi ve endüstrinin etkisi altında kalan topraklara da “sürdürülebilir yönetim” düşüncesi uygulanabilir. Çünkü yapılan pek çok bilimsel çalışma antropojenik faaliyetler sonucu farklı kirlenici türleri ile kirlenerek önceki vasfını kaybetmiş veya kaybetme eğiliminde olan toprakların birtakım uygulama ve önlemler sonrasında geri kazanılabileceğini göstermiştir. Ağır metaller ile kirlenilmiş toprakların rehabilitasyonunda kullanılan fiziksel ve kimyasal yöntemler yüksek maliyetli olup estetik bir temizleme yöntemi değildir. Son yıllarda bu maliyetli yöntemlerin yerine hem daha ekonomik, hem de daha ekolojik bir yöntem olan fitoremediasyonun kullanılmasına yönelik çalışmalar ağırlık kazanmıştır.

1.2.2. Toprak Kirlilik Kaynakları

Küresel endüstriyel gelişme, önemli ölçüde artan çevresel kirlenme riskiyle sonuçlanmıştır. Hızlı sanayileşme ve düzensiz kentleşme, uzun süreli yüksek miktarda gübre ve böcek ilacı kullanımıyla birlikte toprak, su ve havada toksik maddelerin birikmesine neden olmaktadır (Kishan ve ark., 2014; Kumar ve ark., 2015; Rodriguesa ve ark., 2017). Diğer taraftan toprak, karasal ekosistemin taşıyıcı unsurudur ve toprağın fiziksel ve kimyasal yapısındaki değişim gerek doğal toprak yapısını gerekse tarımsal verimliliği olumsuz yönde etkilemektedir.

Son yıllarda meydana gelen kuraklıklardan dolayı çölleşme tehdidi altındaki topraklarımız; doğal veya yapay birçok oluşumdan etkilenmekte olup, kirlenme, çoraklaşma, sıkışma vb. şekillerde bozulabildiği gibi; erozyon, amaç dışı kullanım, hammadde olarak kullanılma ve benzeri şekillerde kütleli olarak da yok olmaktadır. Toprakların kirlilik kaynakları aşağıdaki gibi sıralanabilir;

- Yerleşim alanlarından çıkan atıklar, egzoz gazları, endüstri atıkları, tarımsal mücadele ilaçları ve kimyasal gübreler,
- Kanalizasyon şebekeleri ile yerleşim alanlarından çıkan çöplerin boşaltıldığı alanlar,
- Nükleer materyalin üretilmesi, taşınması, test edilmesi; nükleer enerji santrallerinde, savaşlarda ve endüstride kullanılması veya büyük nükleer kazalar sonucunda nükleer materyalin yayılması,
- Sodyum, fosfor, potasyum, kalsiyum, magnezyum, demir, çinko, bakır, mangan, bor gibi besin maddelerini içeren suni gübreler,
- Endüstri tesislerinden çıkan ve arıtılmaksızın havaya, suya ve toprağa verilen atıklar,
- Maden sahaları ve pası döküm alanları da toprağı kirleten en önemli kirlilik kaynakları olarak karşımıza çıkmaktadır.

1.2.3. Madencilik Faaliyetleri

Madenler ülke ekonomileri için önemli doğal kaynaklardır. Küreselleşme ile birlikte bu kaynaklara duyulan ihtiyaç da giderek artmakta olup, yanlış madencilik uygulamaları çevre kirlenmelerine sebep olmaktadır. Maden işletmeciliği belirli karakteristik özelliklere sahip olmasından dolayı diğer birçok sektörden ayrılmaktadır. Madenler ekonomik değeri yüksek, yenilenemeyen kaynaklar olmalarından dolayı ülke ekonomisi için oluştukları yerlerden çıkarılmak zorundadır. Bu amaçla kurulacak tesisler, atık havuzları ve pası döküm sahaları gibi yerler teknik ve ekonomik unsurların yanı sıra mutlaka ekolojik özelliklerde dikkate alınarak inşa edilmeli ve tüm

bu faaliyetler gerçekleştirilirken doğaya zararın minimum düzeyde tutulması gerekmektedir (Eraslan, 2014).

Günümüzde modern ve gelişmiş ülke standartlarına ulaşabilmek için maden endüstrisinin önemi gittikçe önem kazanmaktadır. Geçmiş çok eski yıllara dayanan madencilik faaliyetleri günümüzde de en büyük endüstri kollarından biri halindedir. Ancak madenin işletilmesi sırasında izlenen yöntem ne olursa olsun uzun süreli ve geri dönüşmez çevre kirliliklerine yol açabilir (Cheng ve ark., 2018). Açık ocak madenciliğinin, yer altı madenciliğine göre çevre tahribatı daha fazla olup ve oluşturduğu olumsuz görsel etkinin daha fazla olduğu bilinmektedir. Maden işletmeciliğinin ekolojik anlamda çevreye verdiği zararlar yerel ve lokal olabileceği gibi uluslararası düzeyde de olabilmektedir. Bu etkiler, alanın ekolojik özelliklerine, maden ocağının yapısına, çıkarılacak madenin türüne, uygulanan madencilik tekniğine ve işletmenin yapısına bağlı olarak farklılık gösterebilir. Madencilik faaliyetlerinin çevreye vereceği zararın önüne geçilebilmesi veya minimum düzeyde tutulabilmesi için işletmenin yapılacağı alanın çevresel etki ve değerlendirmelerinin doğru planlaması ile mümkündür (Akpınar, 2005).

Yanlış yöntem uygulanan madencilik faaliyetleri, çevre kirliliğine neden olabilmekte ve toprak su ve hava kalitesini önemli derecede etkileyebilmektedir. Bunların yanı sıra gürültü kirliliği, görsel kirlilik, verimli üst toprağın yok olması, yaban hayvanlarında habitat bölünme ve parçalanmaları gibi ekosisteme zarar verecek birçok olumsuz etkiden bahsedilebilir (Oladipo vd., 2014). Madencilik faaliyetleri sonucunda ortaya çıkan paslı toprakları da belirli alanlara biriktirilerek orada toprak ve yeraltı sularının kirlenmesine sebebiyet verebilecek ağır metal yüklü atık alanlarının oluşmasına neden olmaktadır (Fashola ve ark., 2016).

Madencilik faaliyetleri, toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerini değiştirerek toprağın kalitesini düşürebilmektedir. Buda maden işletmesi etrafında yapılan tarımsal faaliyetlerin verim ve kalitesini olumsuz yönde etkileyebilir (Angelovičová ve Fazekášová, 2014).

1.2.4. Ağır Metaller

Ağır metaller, özgül ağırlıkları 5 gr/cm^3 den büyük, atom numarası 20 den büyük olan ve periyodik cetvelin en geniş geçiş elementleri grubunda yer alırlar. Bu grubun içine 70 kadar element girmekte ve bunlardan 20 element ekolojik bakımdan önem arz etmektedir (Demir (Fe), Mangan (Mn), Çinko (Zn), Bakır (Cu), Vanadyum (V), Molibden (Mo), Kobalt (Co), Nikel (Ni), Krom (Cr), Kurşun (Pb), Berilyum (Be), Kadmiyum (Cd), Talyum (Tl), Antimon (Sb), Selenyum (Se), Kalay (Sn), Gümüş (Ag), Arsenik (As), Civa (Hg), Alüminyum (Al)). Bunların bir kısmı, bitki ve hayvanlar için mikrobesein (Fe, Cu, Zn, Mn, Mo, Ni) maddesi olabilmekte, izin verilen sınır değerlerini aşmadığı müddetçe toksik olmamaktadırlar (Yıldız, 2004).

Endüstriyel sanayi ve madenciliğin yakın zamandaki hızlı gelişimi, topraktaki ağır metallerin hem içerik hem de tür olarak artmasına neden olmuştur (Cantemur, 2021). Yoğun endüstryelleşme ve madencilik faaliyetleri nedeniyle nehirlerin birçoğunda sediment ve yüksek konsantrasyonlarda ağır metal birikmesi, suda yaşayan canlılar insan sağlığı ve çevre kalitesi açısından risk taşımaktadır (Chen ve Lin, 2001; Kışlıoğlu, 2021). Özellikle insanoğlunun hızlı kentleşme faaliyetleri ve mahsul verimini artırmaya yönelik bazı tarımsal faaliyetler nedeniyle tarım topraklarının kirlenmesi hızlanmıştır (Zhang vd. 2015). Bu sorun, özellikle yüksek, düşük ve orta gelirli ülkelerde dikkat çekici boyutlara ulaşmıştır (Qingjie vd. 2008).

Ağır metaller, doğaları gereği yeryüzünde genelde kararlı bileşikler halinde olan karbonatları, oksitleri, silikatları ve sülfürleri halinde veya silikatlar içerisinde yer alırlar. Bu metallerin büyük olan yoğunluk değerleri (g/cm^3) kullanılarak ekolojik sistem üzerindeki etkileri tahmin edilmeye çalışılsa bile, gerçekte metallerin yoğunluk değerleri ile biyolojik etkileri arasında tam bir korelasyon bulunmamaktadır (Yücel, 2010; Appenroth, 2010).

Ağır metaller antropojenik kirlilik kaynaklarına bağlı olarak beş farklı gruba ayrılır: i) Tarım (Zn, As, Pb, Cd, Cu, Se ve U), ii) sanayi (Cd, Hg, As, Cr, Cu, Co, Ni ve Zn), iii) metalik madencilik ve eritme (Cd, Pb, As ve Hg), iv) atık bertarafı (As, Pb, Cu, Cd, Cr, Zn ve Hg) ve v) atmosferik biriktirme (As, Pb, Cr, Hg, Cu, Cd ve U). Tarımsal kaynaklardan gelen ağır metallerin çoğu tehlike arz etmektedir, bu nedenle ekosistem güvenliği için kirlenmiş alandan uzaklaştırılmaları çok önemlidir (Arienzo ve ark.,

2004). Ağır metaller ile çevrenin kirlenmesi, 20. yüzyılın başlarında, nüfus artışı ve sanayi devrimi ile birlikte artarak dünya genelinde önemli çevresel ve sağlık problemlerine yol açmıştır (Abdelhafez ve Li, 2014). Endüstrileşme ile birlikte ağır metal kirliliği de arttığı için, doğal biyolojik döngülerin dengesi de olumsuz yönde etkilenmektedir. Ağır metaller, organik maddelerde olduğu gibi doğada kendiliğinden yıkıma uğrayamazlar ve bu nedenle de doğal ortamda birikirler. Toprak su ve sedimentte ağır metallerin birikmesi canlı sağlığı açısından büyük risk oluşturmaktadır. Canlı organizmaların dokularında ağır metal konsantrasyonunun artması, çok çeşitli sağlık problemlerine neden olabilmektedir. Topraktaki ağır metal konsantrasyonunun yükselmesi ise zamanla toprakta yaşayan mikroorganizmalara zarar vererek sayılarını ve biyolojik aktivitelerini azaltmaktadır. Bu da toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerini değiştirmekte ve toprak üstünde yaşayan bitkileri olumsuz etkilemektedir (Khan ve ark., 2010).

Ağır metal kirliliği sadece atmosferin, toprak ve su kaynakları ile gıda mahsullerinin kalitesini düşürmekle kalmaz, aynı zamanda besin zinciri yoluyla hayvanların ve insanların sağlığını ve refahını da tehdit eder (Wang ve ark., 2001; Nabulo ve ark., 2010; Dong ve ark., 2011).

Ağır metallerin bitkilerdeki toksisitesi bitki türlerine, ağır metal türüne, konsantrasyonuna, kimyasal formuna, toprak kompozisyonuna ve pH'ya göre değişir. Çünkü birçok ağır metal bitki büyümesi için gerekli kabul edilir. Bakır ve çinko gibi ağır metaller enzim reaksiyonlarının kofaktörü ve aktivatörü olarak görev yaparlar (Mildvan, 1970). Kobalt, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni ve Zn gibi ağır metaller bitkiler tarafından belirli ölçüde gereklidir. Bu elementlerin aşırı miktarları organizmalar için zararlı hale gelebilir. Kurşun, Cd, Hg ve As gibi ağır metaller ise bitkiler üzerinde herhangi bir yararlı etkiye sahip değildir ve bu nedenle zararlı oldukları için "ana tehdit" olarak kabul edilirler. Bu ağır metaller sadece bitkiler için değil, aynı zamanda diğer canlılar, ortamdaki hava, su ve toprak için de bir tehdit unsurudur (Raskin, 1994).

Ağır metaller parçalanamadığı için, bitki içindeki konsantrasyonları optimal seviyeyi aştığında bitkiyi hem doğrudan hem de dolaylı olarak olumsuz etkiler. Yüksek metal konsantrasyonunun neden olduğu doğrudan toksik etkilerden bazıları, enzimlerin yavaşlaması ve elektronların stres faktörlerinin etkisiyle asıl hedef molekül yerine

oksijene verilmesi ve bunun sonucunda oldukça reaktif olan aktif oksijen türlerinin hücresel bileşenlere zarar vermeye başlaması olarak tarif edilen oksidatif stres nedeniyle hücre yapılarına verdikleri zararlardır (Assche ve Clijsters, 1990; Jadia ve Fulekar, 2009). Bitkilerin katyon değişim bölgelerinde gerekli besin maddelerinin değiştirilmesi ise dolaylı toksik etkilerindendir (Taiz ve Zeiger, 2002). Ağır metallerin toprak mikroorganizmalarının büyümesi ve faaliyetleri üzerindeki olumsuz etkisi, dolaylı olarak bitkilerin büyümesini de etkiler. Yüksek metal konsantrasyonu nedeniyle faydalı toprak mikroorganizmalarının sayısındaki azalma, organik madde ayrışmasının azalmasına ve daha az toprak verimliliğine yol açabilir. Bu toksik etkiler (hem doğrudan hem de dolaylı) bitki büyümesinde bir azalmaya yol açar ve bu da bitkinin ölümüyle sonuçlanabilir (Schaller ve Diez, 1991).

1.2.4.1. Kurşun (Pb)

Kurşun periyodik cetvelin 4. grubunda yer alır ve atom numarası 82'dir. Yer kabuğunda genellikle sülfür mineralleri şeklinde bulunurken birçok kayaç oluşturan mineralin yapısında da yer alır. Sedimenter kayaçlarda ve topraklarda bozunma ürünleri olarak sülfat, karbonat, fosfat, kromat ve vanadat bileşikleri halinde bulunmaktadır (Goldschmidt, 1970). Toprak yapısındaki kurşun konsantrasyonu ana kaya ile yakından ilişkili olup kurşun bileşik türleri de bir topraktan diğerine değişiklik gösterebilir. Topraktaki kurşun konsantrasyonu üst sınır değeri 100mg/kg olarak bildirilmiştir (Yıldız, 2001). Ağır metaller içerisinde kurşun hareket kabiliyeti en düşük olan metaldir. Toprak çözeltisindeki düşük kurşun konsantrasyonları bunun göstergesidir. Kurşun toprağa birçok farklı bileşik formunda girdiği için gösterdiği reaksiyonda geniş alanlarda farklılık gösterebilir (Kabata-Pendias, 2001).

Kurşun, antropojenik faaliyetler sonucu ekosisteme en fazla zarar veren metallerden biri olup zehirli madde özelliği taşımasından dolayı çevresel kirlilik kaynaklarının başında gelmektedir. Kurşunlu benzin ve boya maddelerinin yanı sıra yiyecekler ve su da kurşun kaynağı olabilmektedir. Özellikle şehir merkezi ve endüstriyel bölgelere yakın yerlerde yetiştirilen yiyeceklerde yüksek düzeyde kurşun bulunmaktadır. Su kaynaklarına kurşunun karışma nedenleri ise su borularında kullanılan kurşun kaynaklar ve eski evlerde bulunan kurşun tesisatlar olabilmektedir. Kozmetik sanayide ise birçok renklendirici ve diğer ana malzemede kurşun kullanılmaktadır. Diğer

tarafından sigara ve birçok pestisit içerisinde kurşun bulunmaktadır. Altın üretimi ve geri kazanımında da önemli oranda kurşun kullanılmakta ve doğru üretim ve depolama teknikleri kullanılmadığı takdirde çevre kirliliğine neden olabilmektedir (Kahvecioğlu ve ark., 2003).

Metallerin neden olduğu toprak kirliliği, özellikle kalıcı olmaları nedeniyle güncel bir sorun ve dünya çapında bir endişe kaynağıdır (Andrade ve ark., 2009; Wuana ve Okieimen 2011; Gottesfeld ve ark., 2018). Ağır metal konsantrasyonları yüksek topraklar, birçok olumsuz çevresel etkiye (Nriagu ve ark., 1979) yol açmaktadır (Pacyna, 1988; Mendes ve ark., 2006; Wiseman ve ark., 2013). Bu tür unsurlar arasında Pb, “Zehirli Maddeler ve Hastalık Sicili Ajansı (ATSDR)” tarafından arsenikten sonra en tehlikeli ikinci kirletici olarak derecelendirilmiştir (ATSRD, 2017).

Karada yetişen bitkiler topraktan kurşunu absorbe etme ve bunun çoğunu köklerinde tutma eğilimindedir. Bitki yapraklarının da kurşunu alabileceğine dair bazı sonuçlar vardır. Bu durumda kurşunun bitkinin diğer kısımlarına taşınması da mümkün olmaktadır (Asati ve ark., 2016). Kurşun, toprakta her yerde ve en bol bulunan toksik elementlerden biridir. Bitkilerin morfolojisi, büyümesi ve fotosentetik süreçleri üzerinde olumsuz etki yapar. Aynı zamanda reaktif oksijen türlerini aşırı üreterek çimlenme, tane verimi, besin emilimi, ATP üretimi ve DNA replikasyonu gibi bitkilerde birçok biyolojik işleme zarar verebilir (Sengar ve ark., 2009; Pourrut ve ark., 2011).

Kurşunun bazı bitki türlerinin (*Spartiana alterniflora*, *Pinus helipensis*) tohum çimlenmesini engellediği de bilinmektedir (Morzck ve Funicelli 1982). Mukherji ve Maitra, (1976) çimlenme engelini, kurşunun önemli enzimlerle etkileşiminden kaynaklanabileceğini söylemişlerdir. Topraktaki yüksek kurşun seviyesi, birçok bitki türünde anormal morfolojiye neden olur. Örneğin kurşun bezelye köklerinde, endodermisin hücre duvarlarında düzensiz radyal kalınlaşmasına ve kortikal parankimin odunlaşmasına neden olur (Paivoke, 1983). Kurşun ayrıca vasküler bitkilerin onarım sürecinde proliferasyon etkilerine neden olur (Kaji ve ark., 1995).

1.2.4.2. Bakır (Cu)

Dünyanın hemen hemen bütün bölgelerinde bulunabilen bakır (Cu), 1B geçiş grubunda yer alır ve atom numarası 29'dur. Birçok bölgede üretiminin yapılabilmesi, gümüşten sonra elektriği en iyi ileten metal olması ve endüstriyel önemi yüksek olan pirinç ve bronz gibi alaşımlar yapabiliyor olması nedeni ile birçok alanda kullanılabilmektedir (İsen, 2012).

Bakır, havada, suda ve birçok gıda maddesinde bulunabildiği için her gün yiyerek, içerek veya solunarak önemli ölçüde vücuda alınır. Vücutta bakır Cu^{+1} ve Cu^{+2} formlarında değişkenlik gösterir. Oksidasyon ve redüksiyon tepkimelerinde kolaylıkla elektron alışverişi yapabiliyor olması bakırın son derece önemli bir element kılmasını sağlar. Yüksek elektrik ve ısı iletkenliği, aşınma ve korozyona karşı direnç göstermesi, kolay işlenebiliyor olması bakırın önemli özelliklerindendir (Özkan, 2009). Bakırın birçok metalle alaşım yapabiliyor olması kullanım alanını genişletmektedir. Bu alanlar çok çeşitli olup bunlardan bazıları; otomotiv sanayi, basınçlı sistemler, elektrik santralleri, borular, vanalar diğer elektrik ve elektronik işler olarak sıralanabilir. Bakır; taşıtlardan, boya ve metal endüstrilerinden havaya karışmaktadır.

Bakır, potansiyel olarak toksik olmasına rağmen, normal bitki büyümesi ve gelişimi için gerekli bir metal olup, doğal olarak bakır oksit ve bakır sülfür bileşiği şeklinde bulunan temel bir bitki besin maddesidir (Khan ve ark., 2020). Bakır, bitkiler için bir mikro besin elementi olarak kabul edilir (Pichhode ve Nikhil, 2015) ve CO_2 asimilasyonunda ve ATP sentezinde önemli rol oynar (Kabir ve ark., 2009). Bakır, ayrıca fotosentetik sistemin ve çeşitli proteinlerin temel bir bileşenidir (Kepova ve ark., 2004). Bununla birlikte, bakır tozunun birçok ağaç türünün yapraklarında çeşitli fotosentez pigmentasyon salgıları üzerinde olumsuz etkisi olduğu tespit edilmiştir (Moral ve ark., 1995; Pichhode ve Nikhil, 2015). Son yıllarda endüstriyel ve madencilik faaliyetlerinin gelişmesi, bakır içeren cevherlerin, madenciliği ve eritilmesi gibi faaliyetler ekosistemlerde Cu artışına neden olmaktadır. Topraklardaki yüksek konsantrasyondaki Cu, bitki büyümesinin gecikmesine ve yaprak klorozuna yol açar (Lewis ve ark., 2001; Katare ve ark., 2015) ve bitkilerde strese neden olur (Stadtman ve Oliver, 1991). Bakır, bazı bitkilerde kök büyümesini azaltırken, (Sheldon ve Menzies, 2005; Pichhode ve Nikhil, 2015) bazı bitkilerde ise biyokütle ve tohum üretimini azaltır (Kjær ve Elmegaard, 1996; Pichhode ve Nikhil, 2015).

Bakırın farklı dozlarda (kontrol, 1000 ve 2000 ppm $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), bitki besin maddesi alımı ve toprak pH'sı üzerine etkilerini araştırmak için yapılan bir çalışmada, artan bakır dozları, toprak pH'sı, değişebilir magnezyum ve bitkiye yarayışlı demir değerlerini azaltırken, toplam N, alınabilir P, değişebilir K, bitkiye yarayışlı Zn ve Cu içeriklerinin ise artırdığı belirtilmiştir (Sönmez ve ark., 2006b).

1.2.4.3. Çinko (Zn)

Çinko (Zn) periyodik tabloda geçiş elementleri grubunda yer alır ve atom numarası 30'dur. Kaynama sıcaklığının düşük olması en önemli özellikleri arasındadır. Bu değer özellikle pirometalurjik metal üretiminde çok belirleyici bir etmendir. Çinko metali ve birçok bileşiğinin zehirlilik etkisi birçok ağır metale oranla daha düşüktür. Fakat çinko tuzlarının yapısında bulunan bileşiklere göre zehir etkisi değişmektedir. Örnek verilecek olursa; çinko kromatin (ZnCrO_4) yüksek zehirleyici ve kanserojen özellik göstermesi Zn^{+2} yüzünden değil, anyonik CrO_4^{-2} bileşeni sebebiyledir (Habashi, 1997).

Çinko daha çok metal kaplama ve alaşımlarda yoğun olarak kullanılmaktadır. Çinko yıllık tüketimde dünyada tüketilen metaller içerisinde demir, alüminyum ve bakırdan sonra dördüncü sırada yer almaktadır. Birçok alanda kullanılabilen çinko, özellikle ipek ipliği, fiber üretimi, çelik sanayi ve katot arıtımı uygulayan soğutma sistemleri ile metal proses atık sularında bulunur. Ayrıca Zn otomobil sektörünün birçok aşamasında, kozmetik, merhem, vernik, kauçuk, mürekkep, karbon kâğıtları, boya maddeleri, silgi ve muşamba üretiminde kullanılmaktadır. Zn, parşömen kâğıtları, cam, otomobil lastikleri, televizyon ekranları, kuru pil ve elektrik ekipmanlarının üretimi için de gereklidir. Tarımda ise önemli bir mikro besin gübresi olup, ahşap koruyucu ve insektisit olarak da kullanılmaktadır (Önder, 2012; Seven, 2018).

Çinko, bitkilerin çeşitli metabolik süreçlerini etkileyen ve uzun bir biyolojik yarı ömre sahip olan temel bir mikro besin elementidir (Cakmak ve Marshner, 1993). Çinkonun görevi, bitkide klorofil üretmeye yardımcı olmaktır. Toprakta Zn eksikliğinde bitki büyümesi durur ve kloroz olarak adlandırılan yapraklarda renk değişikliği görülür (Kumar, 1984). Çinko eksikliğinden kaynaklanan kloroz, genelde yaprağın gövdesine yakın taban kısmından başlayarak yukarıya doğru ilerler. Ciddi durumlarda, üst

yapraklar sararır ve alt yapraklar kahverengiye veya mora dönerek ölür. Topraktaki çinko konsantrasyonunun artması ise çoğunlukla, izabe ve yakma fırını atıkları, maden ve endüstriyel atıklar, Zn içeren gübre veya pestisitlerin aşırı uygulamaları, Zn ile kirlenmiş kanalizasyon kullanımı gibi endüstriyel ve tarımsal faaliyetler sonucu oluşmaktadır (Pedler ve ark., 2004; Giuffré ve ark., 2012). Topraktaki Zn kirliliğinin kaynakları genellikle Pb, Cu ve Cd ile ilişkilidir (Pedler ve ark., 2004), ancak bitkilerdeki alım ve yer değiştirme oranları Cd'den daha yüksektir (Chakravarty ve Srivastava, 1997; Ali ve ark., 2000). Aşırı Zn bitki sürgünlerinde manganez ve bakır eksikliklerine neden olabilir. Bu tür eksiklikler, mikro besinlerin kökten sürgünlere aktarılmasının engellenmesine yol açar. Çinko toksisitesinin bir başka tipik etkisi, P eksikliğine yol açar ve yapraklarda morumsu kırmızı bir rengin ortaya çıkmasına neden olur (Lee ve ark., 1996).

Kirlenmiş topraklarda bulunan Zn konsantrasyonları genellikle besin olarak gerekli olanları aşar ve fitotoksositeye neden olabilir. Kirli topraklarda 150-300 mg/kg aralığındaki Zn konsantrasyonları ölçülmüştür (Devries ve ark., 2002). Bitkilerdeki Zn konsantrasyonları normal bitkilerde 5-100 ppm arasındadır. Görülen toksisiteler genellikle 400 ppm'den sonra başlamaktadır (Özbek ve ark., 1995). Topraktaki yüksek Zn seviyeleri, birçok bitkinin metabolik fonksiyonunu engeller; büyümeyi geciktirir ve yaşlanmaya neden olur. Bitkilerdeki çinko toksisitesi hem kök hem de sürgünün büyümesini sınırlamaktadır (Choi ve ark., 1996). *Phaseolus vulgaris* ve *Brassica juncea* gibi çeşitli bitki türlerinde Zn ve Cd'nin fitotoksisitesi, büyüme ve gelişmede azalma, metabolizma ve oksidatif hasarın indüksiyonu ile gösterilir (Fernandes ve Henriques, 1991; Cakmak ve Marshner, 1993). Farklı bir çalışmada, *Pisum sativum* bitkisinde Cd ve Zn'nin fitotoksisitesi enzimlerin katalitik verimliliğinde değişime neden olduğu bildirilmiştir (Puertas ve ark., 2004).

1.2.5. Açık Ocak Madenciliği Nedeniyle Bozulan Sahalarda Onarım Çalışmaları

Açık ocak madenciliği yapılan sahalarda, cevhere ulaşabilmek için yüksek miktarda toprak ve anakaya malzemesinin kazılması gerekmektedir. Ayrıca cevher zenginleştirme sonrası büyük miktarda pasa açığa çıkmakta ve depolanmaktadır. Açık ocak madenciliği, topoğrafya tahribatı ve görsel kirlilik, gürültü kirliliği ve hava kirliliği gibi çevresel etkiler oluşturmaktadır. Dolayısı ile açık ocak madenciliği

yapılacak olan alanda çalışmaya başlamadan önce varsa yörede yaşayan halkın, topoğrafyanın ve çevrenin nasıl etkileneceği dikkate alınmalıdır (Bell ve Donnelly, 2006). Kavourides ve ark. (2002), madencilğin çevre üzerinde oluşturduğu olumsuz etkileri şöyle sıralamaktadır;

- Cevher üretimi sırasında oluşan pasanın geniş tarım arazilerine biriktirilmesi,
- Zamanla arazinin fiziksel ve kimyasal yapısının değişmesi,
- Alanda bulunan bitki ve hayvan çeşitliliğinin azalması veya yok olması,
- Alanda ve etrafında bulunan yeraltı ve yerüstü su kaynaklarının kirlenmesi,
- Madencilik faaliyetleri sırasında çevreyi kirleten katı, sıvı ve gazların doğaya salınımı ve gürültü kirliliği.

Maden işletmeciliğinin sürdürülebilir olabilmesi için, madencilik faaliyetleri sırasında meydana gelen doğa bozulmaları ve çevresel kirlenmelerin etkilerinin doğru planlama ve işletme türü ile en aza indirilmesi bunun yanında madencilik faaliyeti bittikten sonra doğaya uygun rehabilitasyon türünün seçilerek alanın doğaya tekrar kazandırılması gerekmektedir. Madencilik faaliyetleri ile zarar görmüş alanların, ekolojik özellikleri göz önüne alınarak yapılan doğru rehabilitasyon teknikleri, doğal kaynakların sürdürülebilirliği açısından büyük önem arz etmektedir. Ancak, ağır metallere mağruz kalmış alanların kendi kendini onarabilmesi ve ekolojik dengeye ulaşabilmesi çok uzun yıllar sürebilir. O yüzden bu alanların ekolojik ve estetik restorasyon ile doğaya uyumlu kalıcı alanlar oluşturulabilmesi için alanında uzman kişiler ile teknik müdahaleye ihtiyaç vardır (Sengupta, 1993; Akpınar, 2005).

Ağır metallerle kirlenmiş maden sahaları için hazırlanacak olan rehabilitasyon projelerinde sürdürülebilir toprak kullanımı gelişim planı ile ekosistem tabanlı çok amaçlı planın olması gerekmektedir. Kapatılmış açık ocak madenciliği yapılmış sahaların en önemli problemi oluşturduğu görsel kirliliktir. (Sklenicka ve Kasparova, 2008).

Açık ocak madenciliği sırasında açığa çıkan pasa genellikle maden sahası civarında bulunan pasa döküm sahalarında depolanmaktadır. Pasa toprağının ağır metal konsantrasyonu yüksek ve üzerinde vejetasyonun gelmesini engelleyen birçok olumsuz etki bulunmaktadır. Bitki büyümesini engelleyen bu toprak özellikleri; aşırı asidik veya aşırı bazik olması, bitki besin maddesi yetersizliği, toprağın geçirimsiz

olması ve bundan kaynaklı drenaj sorunu görülmektedir. Maden sahalarının genelde ormanlık alanlarda olması ve yapılan madencilğin açık ocak madencilik olması alanda mikroklima iklim özelliği göstermekte ve etrafındaki orman yapılarını olumsuz yönde etkilemektedir. Aynı zamanda pasa sahalarındaki yüksek ağır metal konsantrasyonu yeraltı ve yerüstünde bulunan su kaynaklarının kalitesini bozmakta, taban suyunun beslenme düzenini olumsuz etkilemektedir (Görcelioğlu, 2002). Bu tür alanların doğal yollarla rehabilitesi oldukça zor olduğundan bu alanlar için farklı ağır metal giderim teknolojilerine ihtiyaç vardır.

1.2.6. Ağır Metal Giderim Teknolojileri

Topraklardaki ağır metal kirliliği, sanayinin ve madencilik faaliyetlerinin gelişmesiyle ve ile atık su arıtma çamuru uygulamalarının yaygınlaşmasıyla küresel bir problem haline gelmiştir. Toprak-bitki sistemi, jeosfer ve biosferin en önemli kısmını oluşturmaktadır. Bu nedenle toprakta meydana gelen ağır metal kirliliği sadece toprak verimi ve ürün kalitesini değil aynı zamanda atmosferik ve sucul ekosistemlerin kalitesini de önemli derecede etkilemektedir. Son yıllarda ağır metallerin sebep olduğu toprak kirliliği ülkemizde olduğu gibi, tüm dünyada çevre çiriliğinin en önemli konularından biri olmuştur. Son yıllarda ağır metal kirliliğiyle ilgili yapılan çalışmalar daha çok ağır metal kirlilik kaynakları ve davranışları, halk sağlığı ve çevre üzerindeki etkileri, kirlenmiş bölgelerin araştırılması ve ağır metal giderim teknolojileri üzerinde yoğunlaşmıştır (Başkaya, 2003). Ağır metal giderim teknolojileri, aşağıda ifade edildiği gibi fiziksel, kimyasal ve biyolojik olabilir (İmamoğlu ve ark., 2017).

Bugün dünyada kirlenmiş toprak ve suların temizlenmesi için *in-situ* ve *ex-situ* olarak uygulanan yöntemler geliştirilmiştir. Bu yöntemler genel olarak pirometalurjik, elektrokinetik, mekanik ayırma, yıkama, izolasyon ve immobilizasyon, kimyasal ekstraksiyon ve fitoremediasyon olarak sıralanabilir. Uygun toprak giderim metodunun seçimi, bölge karakteristikleri, giderilecek kirleticinin tipi, konsantrasyonu ve kirlenmiş arazinin toprak özellikleri ve sonraki kullanımı gibi pek çok faktöre bağlıdır.

1.2.6.1. Fiziksel Arıtma Yöntemleri

Fiziksel arıtım yöntemleri, ağır metaller ile kirlenmiş alanların ve ağır metal türlerinin fiziksel özellikleri kullanılarak, fiziksel mekanizma yardımı ile ağır metallerin bir fazdan diğerine (örneğin sudan, gaza) dönüşmesi ile gerçekleşir. Fiziksel arıtım teknolojilerinde kirleticilerin kimyasal formlarında bir değişiklik olmaz. Kirlenmiş alanların fiziksel arıtma yöntemleri ile rehabilitasyonunda, aynı anda birden fazla yöntem kullanılabileceği gibi sadece kirleticinin belli bir alana sabitleme teknolojileri de tercih edilebilir. Sabitleme yöntemi, bileşenleri aktif ve pasif olarak ikiye ayrılır. Aktif sistemlerin işletilmesi için sürekli enerji ve iş gücüne ihtiyaç vardır (ör. kuyulardan yeraltı suyu pompalama). Pasif sistemler ise bakım işlemi hariç pek fazla ilgi gerektirmezler (ör. yüzey örtme/kapatma).

Fiziksel arıtma yöntemlerinden olan pirometalurjik teknolojilerde, kirlenmiş topraktaki metalleri buharlaştırabilmek için yüksek dereceli fırınlar kullanılmaktadır. Kirleticilerin gaz formuna dönüşebilmesi için 200 ile 700 °C arasında sıcaklık uygulanır ve buharlaşma ile birlikte metaller geri kazanılarak sabit hale gelir. Civa gibi yüksek sıcaklıklarda metalik formuna kolayca dönüşebilen metallerde bu metot kolayca uygulanabilir. Metallerin gaz formuna dönüşmesi ve geri kazanılması mantığına dayanan bu sistem genelde metal konsantrasyonu yüksek ve ekonomik kazanç elde edileceği düşünülen sahalarda uygulanmaktadır. Bazı durumlarda pirometalurjik süreçlerden önce toprak yıkama yöntemleriyle veya fiziksel yöntemlerle topraktaki kirleticiler konsantre edilir. Fakat civa diğer ağır metallere oranla düşük yoğunluklarda bile kolayca geri kazanılabildiğinden ekstra bir uygulamaya gerek kalmamaktadır (Mulligan ve ark., 2001; Türkoğlu, 2006).

Diğer arıtma yöntemi olan mekanik ayırma teknolojileri, metallerin tane boyutuyla alakalı olup daha büyük ve temiz olan parçaların daha küçük ve kirli olanlarından fiziksel yolla ayrılması sonucu uygulanan bir arıtma metodudur. Yöntemin kullanılabilirliğindeki en önemli etken metallerin tekstürü ve konsantrasyon yoğunluğudur. Ayırma santrifüj gücüne dayalı hidrosiklonlar, gravimetrik çöktürmeye dayalı akışkan yatak ayırıcılar, kirli materyallerin farklı yüzey özelliklerine dayanan manyetik ayırıcılar ile yapılmaktadır. Fiziksel ayırma teknikleri sadece belirli formdaki metal konsantrasyonlarını azalttığı ve uygulandığı alandaki toprak hacmini

azaltması sebebi ile genelde diğer arıtma teknolojileri ile birlikte kullanıldığında daha etkili sonuçlar verebileceği belirtilmiştir. (Mulligan ve ark., 2001, Türkoğlu, 2006).

1.2.6.2. Kimyasal Arıtma Yöntemleri

Kimyasal arıtma yönteminde, ağır metal kirliliği oluşturan, suda çözünmüş, askıda veya kolloidal halde bulunan maddelerin kimyasal formlarında meydana gelecek değişiklik ile çevreye verebileceği zararı minimuma indirebilme veya ortamdan daha kolay ayrılabilen bileşikler oluşturabilme amacı güdülmektedir. Diğer arıtma teknolojilerine kıyasla daha kısa sürede etkisini gösterebilmesine rağmen daha maliyetli bir yöntemdir. Mühendislik faktörü veya enerji ihtiyacı bakımından çok hassas olmayan bu sistem, kullanılan malzemelerin kolay temin edilebilir özelliği ile avantaj sağlamaktadır. Fiziksel ve kimyasal arıtım yöntemlerinden yerinde arıtım teknolojilerinde, ağır metaller ile kirlenmiş toprağın fiziksel ve kimyasal özellikleri ve ağır metal konsantrasyonlarına göre iyileştirme süreci değişkenlik gösterebilir (Hahn ve ark., 1996; Wang ve ark., 2005).

Kimyasal arıtma yöntemlerinden biri olan izolasyon ve immobilizasyon teknolojileri, topraktaki ağır metal hareketlerinin en aza indirilmesi, atığın toprak içerisindeki geçirgenliğinin azaltılması ve atığın dayanımının artırılması için uygulanmaktadır (Türkoğlu, 2006). Bu teknoloji ile kirlenmiş toprak kalsiyum silikat hidrat ve kalsiyum alüminat hidrat bileşikleriyle karıştırılarak katılaştırılır. Bu sayede kirleticilerin hareketsiz bir ortamda fiziksel veya kimyasal olarak birbirine bağlanması sağlanır ve hareket kabiliyeti azalmış olur. “İnert inaktivasyon” olarak da adlandırılan yerinde stabilizasyon, kimyasal kirleticinin olumsuz etkilerini azaltmak için kirleticinin hareketliliğini ve biyoyararışlılığını hedeflenir ve böylece zararlı bir kirleticinin hedef organizmalara ulaşımı engellenmiş olur (Berti ve Ryan, 2003; Adriano ve ark., 2004; Ergün, 2019). Bu arıtma teknolojisinde amaç, toplam metal konsantrasyonunun azaltılması değil, kirleticinin çözünürlüğünün ve hareketliliğinin azaltılmasıdır (Çiftçi, 2020).

Bir diğer kimyasal arıtım yöntemi olan elektrokinetik giderim teknolojilerinin mantığı, basit bir pil düzeneğine benzerdir. Buna göre ağır metallerle kirlenmiş sahalara elektrot serileri (kurşun, bakır, çinko, grafit, titanyum, vb.) bağlanmakta ve bu

elektrotlara belirli düzeylerde doğru akım verilmektedir. Bu akım ile zemin içerisindeki elektriksel yüke sahip kirleticiler, elektroozmoz, iyonik taşınım ve diffüzyon yoluyla ters yüklü elektrota doğru bir hareket oluşmaktadır. Ters yüklü elektrota gelen kirleticiler ağır metal türüne ve kullanılabilirliğine göre ya biriktirilir yada pompa düzeneği ile yüzeye taşınarak burada işleme tabi tutulur (Acar, Y.B., ve Alshawabkeh, A.N.,1993; EPA, 1997). Diğer arıtım teknolojileri ile karşılaştırıldığında elektrokinetik arıtım teknolojisi, hem in-situ hemde ex-situ arıtmada düşük maliyetli olması ekonomik anlamda büyük avantaj sağlamaktadır. Fakat, bu yöntemin kullanılabilmesi için toprak içerisinde iletken bir gözenek sıvısının bulunması gerekmektedir. Bu da çalışılacak alanları sınırlamaktadır. Ayrıca, ağır metallerle kirlenmiş sahalarda bulunan büyük metal parçaları iyileştirme çalışmalarını olumsuz etkilemektedir (Acar ve Gale, 1995).

Toprak giderim teknolojileri içinde izolasyon ve immobilizasyon ile kirleticinin yerinde temizlenmesi yöntemi, farklı özellikleri sebebi ile diğer arıtım teknolojilerinden ayrılmaktadır. İzolasyon ve immobilizasyon yönteminde genelde As, Cr, Cu, Pb ve Zn gibi ağır metallerle kirlenmiş sahaların rehabilitasyonunda kullanılmakta olup farklı bir çok kimyasal (demir bileşikler, alüminyum oksitler, mangan oksit, kil) kimyasal kullanılarak uygulanmaktadır (Kumpiene ve ark., 2008). Yapılan çalışmalarda kurşun ve arsenik ile kirlenmiş sahada hareketliliğin azalması için sıfır değerlikli demir ve demir sülfat kullanıldığı belirtilmiştir (Ascher ve ark., 2009; Xenidis ve ark., 2010). Ancak sıfır değerlikli demirin %5'ten daha fazla kullanılması, toprak strüktürünü (gözenekliliğini) olumsuz etkilemektedir (Mench, 1999).

İmmobilizasyon teknolojisinin verimliliği, toprağın tekstür ve strüktürü, nem içeriği, toprak asitliği (pH), toprağın organik madde içeriği, ağır metalin türü ve konsantrasyonu gibi birçok fiziksel ve kimyasal özelliğe göre değişiklik gösterebilir (Altın, 2004). İzolasyon ve immobilizasyon arıtım teknolojisinin diğer arıtım teknolojilerinden avantajlı yanları; birçok ağır metal türünde kullanılabilir olması, daha az maliyetli ve kolay uygulanabilir olmasıdır. Dezavantajları ise yöntem uygulaması bittikten sonra toprakta oluşan fiziksel ve kimyasal değişiklikler kirleticilerin tekrar aktif hale gelebilmesi ve kirleticinin alandan uzaklaştırılmaması sebebiyle riskin devam etmesidir (Altın, 2004).

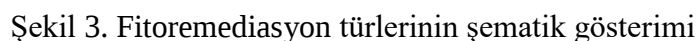
Bir diğerkimyasal arıtma yöntemi olan ekstraksiyon teknolojisinin amacı, bir çözelti ya da süspansiyon içindeki organik maddeyi, onunla temas halindeki birbirine karışmayan farklı bir çözücü yardımıyla ayırmaktır. Ekstraksiyonun teknolojisinde hedeflenen iki amaç vardır. Bunlardan biri çözünenin miktarını belirlemek diğeri ise birbiri ile reaksiyona iki çözünenin birbirinden ayrılmasıdır. Çözeltinin hallerine göre farklı ekstraksiyon yöntemleri vardır: katı-katı ekstraksiyonu, katı-sıvı ekstraksiyonu, sıvı-sıvı ekstraksiyonu, sıvı-gaz ekstraksiyonu, katı-gaz ekstraksiyonu (Özüdoğru, 2006).

Kimyasal arıtma yöntemlerinden sonuncusu olan yıkama teknolojisi, ağır metal ile kirlenmiş toprakların yoğun su ile yıkanması yerinde temizleme için kullanılan bir rehabilitasyon türüdür. Bu teknik doymamış (vadose zon) veya saturasyon zonuna, su, alkol ya da gerilimi azaltıcı bir çözücü verilmesine bağlıdır. Yoğun su ile toprak yıkanması tekniği genelde inorganik ve radyoaktif kirleticilerle kirlenmiş toprakların rehabilitasyonunda kullanılan bir yöntemdir. Diğemetotlarla karşılaştırıldığında daha maliyetli olan bu yöntem geçirgenliği düşük olan topraklarda etkili sonuç vermemektedir. Yıkama yönteminin mantığı, çözeltinin toprak zeminine spreyleme veya enjekte tekniği ile yayılmasının sağlanmasıdır. Zemine enjekte edilmiş veya yayılmış çözelti zemin içerisinde hareket ederken kirleticiyle karşılaştığında kimyasal reaksiyona girerek kirleticiyi çözelti içerisine almaktadır. Daha sonra bu çözelti pompayla yüzeye çıkarılmakta ve değişik yöntemlerle arıtılmaktadır. Yıkama çözeltileri su, asidik sıvılar (HCl, H₂SO₄, HNO₃, H₃PO₄), bazik sıvılar (sodyum hidroksit gibi), şelatlaştırıcı veya kompleksleştirici maddeler, indirgeyici maddeler veya yüzeydeki aktif maddelerden oluşabilir (EPA, 1995).

1.2.6.3. Biyolojik Arıtma Yöntemleri

Biyolojik arıtma yönteminde, toprak veya yeraltı suyundaki ağır metaller, alg türleri, bakteri, maya ve mikrobiyal metabolizma aktiviteleri sonucunda karbondioksit, su, yağ asitleri ve biyokütle gibi zararsız bileşenlere dönüştürülür. Biyolojik arıtma yöntemleri aerobik ve anaerobik olmak üzere ikiye ayrılır. Oksijenli veya oksijensiz ortamlarda kirleticiler su veya karbonhidrat gibi ürünlere dönüşebilir veya kısmî bozunmaya (kirleticiden daha farklı, daha küçük bileşiklere dönüşme) uğrayabilir. Biyolojik süreçler genellikle düşük maliyetli, ekolojik ve doğa dostu bir yöntem olup

Biyolojik arıtma yöntemi olan fitoremediasyon (bitkisel ıslah), toprakta, sedimentte, yeraltı sularında, endüstriyel ve tarımsal atık sularda ağır metaller, eser elementler, organik veya radyoaktif bileşikler gibi çevresel kirleticileri arıtmak için tek yıllık veya çok yıllık bitkiler kullanılarak yapılan temizleme teknolojisidir (Baker ve ark., 1991; Raskin ve ark., 1997; Wenzel ve ark, 1999), (Şekil 1). Fitoremediasyon, Uluslararası Fitoteknoloji Derneği'ne (IPS) göre fitoteknolojinin bir alt kümesi olarak kabul edilir. Bitkisel ıslahın resmi tanımı, "bitkilerin, topraktan veya sudan kirleticileri absorbe etmek için kullanılması" olarak tanımlanır. Fitoteknolojinin tanımı ise, "kirlilik, yeniden ağaçlandırma, biyoyakıt ve depolama gibi çevresel sorunları çözmek için bitkileri kullanma bilimi" olarak tanımlanmaktadır (International Phytotechnology Society, 2019).



24

arıtma teknolojilerinden daha çok tercih edilen bitkisel ıslah, ağır metallerle kirlenmiş toprakların temizlenmesinde kullanılan etkili bir yöntemdir. Ayrıca, ağır metale maruz kalmış alanların iyileştirilmesi için organik madde ekleyerek yeniden bitkilendirme, alanların fizikokimyasal ve biyolojik özelliklerini iyileştirir, mikrobiyal aktiviteleri ve besin seviyelerini artırır (Arienzo ve ark., 2004). Bununla birlikte, bitkisel ıslah için bitkilerin seçimi, kirlilik türü, alanın toprak özellikleri ve bitkisel ıslah yaklaşımına göre değişiklik gösterir.

Diğer fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemleri ile karşılaştırıldığında oldukça düşük maliyetli, görsel etkisi yüksek ve minimum mühendislik teknolojisi gerektirmesi gibi özelliklerinden dolayı birçok avantaja sahiptir (Glass, 1999; Prabakaran ve ark., 2019). Bitkisel ıslah, daha çok düşük ve orta risk grubundaki kirlenmiş alanların rehabilitasyonunda tercih edilen bir yöntem olup, ağır metallere karşı dayanıklı olan ve bu metalleri sınır değerlerin üzerinde bünyesinde biriktirebilen bitkiler kullanılarak etkili ve memnun edici bir ıslah yöntemidir. Kirlenmiş sahalarda bitkiler tarafından absorbe edilen ağır metaller ya bitkinin toprak altı veya toprak üstü kısımlarda birikirler yada buharlaşarak gaz formuna geçerler *Helianthus*, *Thlapsi*, *Ricinus communis*, *Urtica*, *Taraxacum officinale*, *Chenopodium*, *Polygonum sachalase* ve *Allyssim* gibi bazı hiperakümülatör bitkiler kadmiyum, bakır, kurşun, nikel ve çinko gibi ağır metalleri bünyelerinde biriktirme yeteneğine sahiptirler. Bu yüzden, söz konusu bitkilerin yetiştirilmesi kirlenmiş toprakların arıtılmasında dolaylı bir metot olarak kabul edilmektedir (EPA, 1995). Örneğin, doğada bulunan bitkilerin çoğu yaklaşık 100 ppm'lik bir çinko (Zn) birikimi yaptıkları halde, en yaygın hiperakümülatör bitki olarak bilinen *Thlapsi caeruledcens*'in (çoban dağarcığı) 26000 ppm'in üzerinde bir birikim sağladığı farklı kaynaklarda ifade edilmektedir (Lasat, 2000; Nikseresht ve ark., 2015; Lasat ve Kochian, 2020).

Çevredeki toksik bileşiklerin durumu, doğa için büyük bir sorun teşkil etmektedir. Birçok mikroorganizma sentetik organik kimyasal bileşikleri tamamen inorganik materyallere dönüştürecek yeteneğe sahiptir. Pseudomonaslar gibi mikroorganizmalar özellikle organik bileşiklerin parçalanmasında aktiftirler. Pseudomonasların bazı türleri, yapı bakımından çoğu ender olarak görülen 100'den fazla organik bileşiği parçaladığı bilinmektedir (Demain, 1984). Bununla birlikte tabiatta bazı sentetik bileşikler mikroorganizmalarca karbon (C) kaynağı olarak tamamen parçalanamaz,

ancak diğer organik maddelere dönüştürülerek başka organizmaların istedikleri forma dönüştürülür ve bu işleme kometabolizma denir. Bazı inatçı pestisitler, poliklorlanmış bifeniller, sentetik polimerler, petrol ve petrol ürünlerinin doğada oluşturdıkları sülfür bileşikler ve toprağın azotca zenginleştirilmesi gibi sorunlar için mikroorganizma faaliyetleri ile çözümler geliştirilmektedir (Alexander, 1973; Mallik, 1978; Öbek ve ark., 1999). Pek çok fitoremediasyon bitkisinin, iyileştirme gerçekleştirmek için mikroorganizmalarla bir kometabolizma ilişkisine ihtiyaçları vardır (Hooda, 2007).

Kök büyümesi, rizosferik toprağın özelliklerini etkiler ve mikrobiyal birlikteliği teşvik eder. Yapılan araştırmalar rizosferdeki mikroorganizma popülasyonunun, toprağın diğer kısımlarına oranla birkaç kat daha fazla olduğunu göstermiştir (Anderson, 1997). Buna karşılık rizosferik mikroorganizmalar, metal alım potansiyelini artırmak için köklerle simbiyotik olarak etkileşime girerler. Buna ek olarak, bazı mikroorganizmalar, biyoyararlanımı artıran ve Fe (Crowley ve ark., 1991) ve Mn (Barber ve Lee, 1974) gibi temel metallerin ve ayrıca Cd gibi temel olmayan metallerin kök emilimini kolaylaştıran organik bileşikler salgılamaktadır (Salt ve ark., 1995). Toprak mikroorganizmaları, kimyasal özelliklerini değiştirerek metal çözünürlüğünü de doğrudan etkileyebilir. Örneğin, bir *Pseudomonas maltophilia* mikroorganizmasının, hareketli ve toksik halde olan Cr^{6+} 'yı toksik olmayan ve hareketsiz Cr^{3+} e düşürdüğü ve ayrıca Hg^{2+} , Pb^{2+} ve Cd^{2+} gibi diğer toksik iyonların çevresel hareketliliğini en aza indirdiği gösterilmiştir (Blake ve ark., 1993; Park ve ark., 1999). Ayrıca Hg^{2+} 'nın indirgenmesinin mikrobiyal kaynaklı olduğu ve küresel atmosferik Hg^0 emisyonlarının önemli bir kısmını oluşturduğu tahmin edilmektedir (Keating ve ark., 1997).

Fitoremediasyon mekanizmaları arasında fitoekstraksiyon, fitostabilizasyon, fitodegradasyon, fitovolatilizasyon ve rizodegradasyon yer alır. Bu fizyolojik süreçler, geleneksel kimyasal iyileştirme yöntemlerine ve mikrobiyal biyoremediasyon mekanizmalarına benzer. Ayrıca bitkisel ıslah, kirleticiler, kirleticiler, kirleticiler maddelerin optimum konsantrasyonu, çevresel pH ve toprak özellikleri gibi diğer iyileştirme yöntemlerinde de olduğu gibi bazı değişkenlere tabidir. Fitoremediasyon teknolojisinin en yaygın kullanılan yöntemleri fitoekstraksiyon ve fitostabilizasyon yöntemleridir.

- Fitoekstraksiyona; fitoabsorpsiyon veya fitoakümülyasyon da denir. Bu yöntemde su ve toprak ortamındaki ağır metaller, bitki kökleri ile alınıp sürgün kısmında biriktirilerek uzaklaştırılır (Rafati ve ark., 2011; Seema ve ark., 2015; Amanullah ve ark., 2016; Amin ve ark., 2018). Topraktaki metallerin ilk konsantrasyonu, toprak pH'ı, toprak tekstürü, sıcaklık, toprak mikrobiyal topluluğu ve yardımcı kirleticilerin kimyasal yapısı gibi birkaç çevresel faktör bitkilerde metal alımını etkileyebilir (Magdziak ve ark., 2015). Ağır metallerin, toprak ortamından uzaklaştırılması için iki tür fitoekstraksiyon yaklaşımı kullanılmaktadır. İlk yaklaşım hiper doğal akümülatör olarak adlandırılırken, ikinci yaklaşım uyarılmış veya yardımcı hiperakümülyasyon olarak adlandırılır. Bitkiler, potansiyel olarak kirleticileri topraktan ve sudan uzaklaştırmak için ilk tekniği kullanılırken, ikinci teknikte, bitkilerin ağır metali kolayca absorbe edebilmesi ve ağır metallerin çözünürlüğünü artırabilmesi için şelat maddesi eklenmesi gerekir. Çoğu zaman, doğal hiperakümülatörler yüksek seviyelerde toksik metalleri tolere edebilir (Zhuang ve ark., 2007). hint hardalı, kavak ağacı, yonca, lahana, ayçiçeği, eğreltiotu gibi birçok bitki türü hasat edilebilir biyokütlelerinde önemli miktarlarda metal depolayabilmektedir (Alkorta ve ark., 2004; Krämer, 2010; Rascio ve Navari-Izzo, 2011).

Fitoekstraksiyonun etkinliği iki temel faktör tarafından belirlenir. Bunlardan ilki biyokütle üretimi diğeri ise metal biyokonsantrasyon faktörüdür. Bitki yeşil aksamdaki metal konsantrasyonunun topraktaki metal konsantrasyonuna oranı olarak tanımlanan biyokonsantrasyon faktörü, bir bitkinin kolayca hasat edilebilen parçalar olan sürgünlere metalleri alıp taşıma yeteneğinin bir ölçüsüdür (McGrath ve Zhao, 2003).

Tablo 1. Ağır metallerin fitoekstraksiyonu için kullanılan çeşitli bitki türleri (Khan ve ark, 2020)

Sıra No	Bitki Türü	Ağır Metal Türü	Kaynak	Sıra No	Bitki Türü	Ağır Metal Türü	Kaynak
1	<i>Noccaea caerulescens</i>	Zn	Baker ve ark. (1994)	22	<i>Noccaea caerulescens</i>	Zn, Cd	Epelde ve ark. (2010)
2	<i>Noccaea caerulescens</i>	Zn, Cd	Brown ve ark. (1994)	23	<i>Brassica juncea</i>	Hg	Chen ve ark. (2011)
3	<i>Noccaea caerulescens</i>	Zn, Cd	Brown ve ark. (1995)	24	<i>Populus spp.</i>	Cd, Zn	Marmioli ve ark. (2011)
4	<i>Brassica juncea</i>	Zn, Cd, Pb, Ni, Cu, Cr	Kumar ve ark. (1995)	25	<i>Pteris vittata</i>	As	Kalve ve ark. (2011)
5	<i>Alyssum spp.</i>	Ni	Robinson ve ark. (1997)	26	<i>Isatis pinnatiloba</i>	Ni	Altinozlu ve ark. (2012)
6	<i>Brassica napus</i>	Zn, Cd	Ebbs ve Kochian (1997)	27	<i>Arabidopsis thaliana</i>	Cd	Khoudi ve ark. (2013)

7	<i>Noccaea caerulescens</i>	Zn, Cd	Robinson ve ark. (1998)	28	<i>Populus</i> spp.	Cd, Zn	Hu ve ark. (2014)
8	<i>Arabidopsis halleri</i>	Zn, Cd	Bert ve ark. (2000), Kupper ve ark. (2000)	29	<i>Alyssum</i> spp.	Ni	Bani ve ark. (2015)
9	<i>Pteris vittata</i>	As	Ma ve ark. (2001)	30	<i>Salix</i> spp.	Cd, Zn	Greger ve Landberg (2015)
10	<i>Noccaea caerulescens</i>	Zn, Cd	Schwartz ve ark. (2003), Hammer ve Keller (2003)	31	<i>Sedum plumbizincicola</i>	Cd, Zn	Deng ve ark. (2016)
11	<i>Alyssum</i> spp.	Ni	Li ve ark. (2003)	32	<i>C. monensis</i> , <i>P. aquilinum</i> (L) Kuhn, <i>M. verna</i> , <i>Silene ciliata</i> , <i>A. Cantabrica</i>	Zn	Fernández ve ark. (2017)
12	Plant species <i>Salix</i> spp.	Contaminant Cd, Zn	References Hammer ve ark. (2003)	33	Plant species <i>F. rubra</i> , <i>Leontodon Taraxacoides</i> , <i>E. telmateia</i>	Contaminant Hg	References Fernández ve ark. (2017)
13	<i>Arabidopsis thaliana</i>	Cd, Pb	Song ve ark. (2003)	34	<i>Erica cinerea</i> , <i>L. periclymenum</i> , <i>D. glomerata</i> , <i>L. taraxacoides</i>	As	Fernández ve ark. (2017)
14	<i>Berkheya coddii</i>	Ni	Mesjasz-Przybyłowicz ve ark. (2004)	35	<i>Noccaea caerulescens</i>	Zn, Cd	Rosenfeld ve ark. (2018)
15	<i>Populus</i> spp.	Cd, Zn	French ve ark. (2006)	36	<i>Typha latifolia</i> , <i>Chrysopogon zizanioides</i>	Hg, As, Pb, Cu, Zn	Anning ve Akoto (2018)
16	<i>Salix</i> spp.	Cd, Zn	French ve ark. (2006)	37	<i>Brassica napus</i> L	Zn, Cu, Cd	Lacalle ve ark. (2018)
17	<i>Noccaea caerulescens</i>	Zn, Cd, Pb	Hernández-Allica ve ark. (2006)	38	<i>Sedum plumbizincicola</i>	Cd, Zn	Li ve ark. (2018)
18	<i>Brassica juncea</i>	Cd, As	Gasic ve Korban (2007)	39	<i>Pteris vittata</i> L	As	Huang ve ark. (2018)
19	<i>Salix</i> spp.	Cd, Zn	Maxted ve ark. (2007)	40	<i>Sesamum indicum</i> L., <i>Cyamopsis tetragonoloba</i> L.,	Cu	Amin ve ark. (2018)
20	<i>Helianthus annuus</i>	Zn, Cd, Pb	Nehnevajova ve ark. (2007)	41	<i>Helichrysum italicum</i>	Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	Brunetti ve ark. (2018)
21	<i>Schima superba</i>	Mn	Yang ve ark. (2008)				

- Fitostabilizasyonun diğer adı fitoimmobilizasyondur. Bu yöntemde, topraktaki bir kirletici maddeyi sabitlemek için farklı bitki türleri kullanılır (Ali ve ark., 2013; Rajkumara ve ark., 2013). Fitostabilizasyonun temel amacı, kökler yardımı ile toprak yüzeyinden başlayıp yeraltı suyu tablasına kadar uzanan bölgedeki ağır metalleri, rizosferde çökeltme veya birikme yoluyla hareketsiz hale getirmektir. Fitostabilizasyon, toprak profili boyunca ağır metallerin yağışlarla birlikte yıkanarak yeraltı suyuna karışmasını belli ölçüde önler, toprak erozyonunu ve ağır metallerin diğer alanlara hareketini sınırlar. Aynı zamanda ağır metallerin ile toprak arasındaki doğrudan teması da azaltır (Bolan ve ark., 2011). Bu teknoloji, pestisitler ve

hidrokarbonlar gibi organik kirleticilerin, mikrobiyal aktivite ile ilişkili olarak bitki kökleriyle toksik olmayan formlara dönüşümünü hızlandırmaktadır (Berti ve Cunningham, 2000). Bazı organik kirleticiler mikrobiyal veya kimyasal bozunmaya uğrarken, metaller gibi inorganik kirleticilerin çoğu değişime uğramazlar. Bu nedenle, fitostabilizasyon yoluyla metallerin tutulması, ağır metallerle kirlenmiş alanların yönetiminde kritik öneme sahiptir (Bolan ve arkadaşları, 2011).

Genel olarak, maden alanlarındaki çevre koşulları, daha az mikrobiyal aktivite, düşük toprak organik madde içeriği, daha az toprak nemi ve düşük besin bulunabilirliği nedeniyle bitki büyümesi için çok elverişsiz kalır, bu nedenle fitostabilizasyon için kullanılan bitkilerin çevreye uyumlu ve doğal olması çok önemlidir. Yapılan çalışmalar ile maden alanlarında Cu, As, Fe, Pb ve Zn'yi stabilize etmek tatmin edici sonuçlara ulaşılmıştır (Santibáñez ve ark., 2008; Li ve ark., 2015). Fitostabilizasyon yöntemi sadece topraklarda değil aynı zamanda sediment ve arıtma çamurlarında da kullanılabilir. As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn gibi elementlerle kirlenmiş toprakların fitostabilizasyon ile iyileştirilmesi için hindistan hardalı ve kavağın başarılı bir şekilde kullanıldığı yapılan çalışmalarda bildirilmiştir (EPA, 2000). Fitostabilizasyonda kullanılan bazı bitki türleri ve etkili oldukları ağır metal türleri Tablo 2'de gösterilmiştir.

Tablo 2. Ağır metallerin fitostabilizasyonu için kullanılan çeşitli bitki türleri (Borges ve ark., 2017; Khan ve ark., 2020)

Sıra No	Bitki Türü	Ağır Metal Türü	Kaynak
1	<i>Agrostis capillaris</i>	Zn, Cd, Pb, Cu	Vangronsveld ve ark. (1996)
2	<i>Alnus</i> spp.	As, Pb, Cu, Ni	French ve ark. (2006)
3	<i>Agrostis stolonifera</i>	Cd, Pb, Zn, As, Cu	Pérez-de-Mora ve ark. (2006)
4	<i>Populus</i> spp.	As, Pb, Cu, Ni	French ve ark. (2006)
5	<i>Salix</i> spp.	As, Pb, Cu, Ni	French ve ark. (2006)
6	<i>Trifolium repens</i>	Cd, Pb, Zn	Bidar ve ark. (2007)
7	<i>Lolium perenne</i>	Cd, Pb, Zn	Bidar ve ark. (2007)
8	<i>Lolium perenne</i>	Cu, Pb, Zn	Arienzo ve ark. (2009)
9	<i>Lolium perenne</i>	Cd, Pb, Zn	Alvarenga ve ark. (2009a), Epelde ve ark. (2009)
10	<i>Pteridium aquilinum</i>	Pb, Zn	Lee ve ark. (2014)
11	<i>Agrostis capillaris</i>	Cu	Touceda-González ve ark. (2017)
12	<i>Populus</i> spp.	Cu	Touceda-González ve ark. (2017)

13	<i>Salix viminalis</i>	Cu	Touceda-González ve ark. (2017)
14	<i>Lotus corniculatus L</i>	Hg, As	Dragomir ve ark. (2009), Boldt-Burisch ve ark. (2013)
15	<i>Anthyllis vulneraria</i>	Hg	Dragomir ve ark. (2009), Boldt-Burisch ve ark. (2013)
16	<i>Cytisus striatus,</i> <i>Genista legionensis</i>	Pb	Fernández ve ark. (2017)
17	<i>Helianthus tuberosus L</i>	Hg	Lv ve ark. (2018)
18	<i>Festuca rubra L</i>	Pb, Cd, Zn	Radziemska (2018)
19	<i>Phragmites australis,</i> <i>Arundo donax</i>	As, trace metals	Castaldi ve ark. (2018)
20	<i>Lupinus albus L</i>	Cu, As	Fresno ve ark. (2018)

1.3. Hiperakümülatörler

Hiperakümülatör bitkiler, dokularında aşırı miktarda ağır metal içermesi nedeniyle ikincil kirletici olarak tanımlanmakta ve tehlikeli atık olarak sınıflandırılmaktadır (Delil ve ark., 2020). Fitoremediasyon çalışmaları amacına ulaşabilmesi için, bitlisel ıslah işlemi bittikten sonra hasat edilen bitkiler kül, kompostlama veya kurutma yoluyla kolayca ve güvenli bir şekilde işlenebilir veya geri dönüştürülerek ikincil kirletici sınıfından çıkarılabilir (Lasat, 2002). Fitoremediasyon çalışmaları sonrası bitkilerinin biyokütlesinde biriken metallerin geri kazanılmasının uygulanabilirliği 1996 yılında kabul edilmiştir (Cunningham ve Ow, 1996). Çeşitli bitkilerle yapılan fitodegradasyon çalışmaları sonrası hasat edilen bitkilerin, hayvan yemi olarak kullanılma potansiyeline sahip olduğunu görülmektedir (Ghaly ve ark., 2005).

Hiperakümülatörler, genellikle en az iki özellik sergileyen özel bitkilerdir. Birincisi, bu bitkilerin hava dokuları belirli metalleri veya metaloidleri normalden yüzlerce veya binlerce kat daha yüksek seviyelerde biriktirebilir. Her bir ağır metalin hiperakümülasyonu için yaprak konsantrasyonu eşikleri belirlenmiştir (Verbruggen ve ark., 2009; Krämer, 2010). Örneğin kuru ağırlıklı yaprak dokusundaki konsantrasyon kadmiyum (Cd) için > 100 µg/g olmalıdır; Kobalt (Co) ve bakır (Cu) için > 300 µg/g; Nikel (Ni), arsenik (As) ve kurşun (Pb) için > 1000 µg/g; Çinko (Zn) için > 3000 µg/g; ve manganez (Mn) için bitkiler doğal ortamlarında yetiştirildiğinde > 10.000 µg/g.

Hiperakümülatörlerin bir başka özelliği de, metalleri detoksifiye etmek için güçlü bir şekilde geliştirilmiş olmalarıdır.

Genel olarak, bitki ıslahında kullanım potansiyeline sahip olan kara bitkileri, çok yıllık ve geniş bir biyotik ve abiyotik stres yelpazesine toleranslı olurken, aynı zamanda yüksek bir biyokütle üretim potansiyeli sergiler (Barbosa ve ark., 2015; Calabrese ve Agathokleous, 2021). Bitki ıslahı aynı zamanda su bitkileriyle de yapılmaktadır (Ebrahimbabaie ve ark., 2020). Bu bağlamda, çok çeşitli toksik metaller için iyileştirme uygulamalarında etkili hiperakümülatör bitkileri için birçok araştırma yapılmıştır (Prabakaran ve ark., 2019; Al-Thani ve Yasseen, 2020; Bian ve ark., 2020). Küresel hiperakümülatör veritabanında (URL, 2021) 721 hiperakümülatör bitki vardır ve bu sayı zamanla artmaktadır (Reeves ve ark., 2018). Çoğu hiperakümülatör tür (532), Ni için hiperakümülatör olarak tanımlanırken, şu anda insan sağlığına en büyük tehdidi oluşturan Cd için 7 tür ve As için 5 tür hiperakümülatör özellik gösterir.

1.3.1. Yabani Hint Yağı (*Ricinus communis* L.)

Çoklu metallerle kirlenmiş alanların iyileştirme işlemi, biyoyakıt üreten bitkiler ile gerçekleşme durumunda hasat edilen bitkinin ikincil bir kirteci durumundan çıkması ile birlikte çok etkileyici bir arıtma seçeneği ortaya çıkmıştır. Son yıllarda yapılan araştırmalar, metalle kirlenmiş topraklarda biyoenerji üretimi için yabani hint yağı, ayçiçeği, mısır gibi bitkileri yetiştirmek ve aynı zamanda bir fitoremediasyon yolunu izlemek yeni ve doğa dostu bir çalışmaya yol açmıştır (Meers ve ark., 2006; Van Ginneken ve ark., 2007; Thewys ve ark., 2010; Liu ve ark., 2012).

Bunlardan biri olan yabani hint yağı (*Ricinus communis* L.) anavatanı Hindistan olan, *Euphorbiacea* (sütleğengiller) familyasında yer alan önemli bir yağ bitkisidir. Akdeniz iklimin görüldüğü yerlerde kumlu-killi, orta yapılı ve iyi drene olmuş topraklarda doğal olarak yetişir (Çiftçi, 2020). Sarımsı veya renksiz yağından, tohumu ve küspesine kadar birçok ürününden faydalanılmaktadır. Yabani hint yağı bitkisi; endüstride, plastik ve boya yapımı, sabun üretimi, dericilik sektörü ve kandil yapımı gibi çeşitli alanlarda kullanılmaktadır. Yabani hint yağı bitkisinin yağ oranının genellikle %40-60 arasında değiştiği bildirilmiştir (Kiran ve Prasad, 2017).

Yabani hint yağı bitkisi, hızlı büyüyebilen ve kirli topraklarda yetişebilen metal toleranslı bir bitki olup fitoremediasyonda kullanılabilen akümülatör bitkiler içerisinde değerli bir tür olarak kabul edilmektedir (Prasad ve Freitas, 2003; Rajkumar ve Freitas, 2008; Rajkumar ve Freitas, 2008; Shi ve Cai, 2009; Huang ve ark., 2011). Son yıllarda bu bitki, yüksek tohum yağı üretimi nedeniyle biyoyakıt/biyodizel üretimi için gıda dışı yağlı tohum bitkisi olarak giderek daha önemli bir hale gelmiştir (De Lima da Silva ve ark., 2006; Berman ve ark., 2011).

1.3.2. Ayçiçeği (*Helianthus annuus* L.)

Ayçiçeği (*H. Annuus* L.); geniş çiçekli, Asteraceae familyasına ait tek yıllık bir bitki olup çok çeşitli toprak türlerinde gelişim gösterebilir. Çiçeğin sapı, 3 metreye kadar büyüyebilir ve çiçek başının çapı 30 cm'ye kadar ulaşabilir. Ayçiçeği bitkisi ağır metallerle yüksek tolerans gösterir ve bu nedenle bitkisel ıslah çalışmalarında sıkça tercih edilen türler içerisinde (Pilon-Smits, 2005; Rizwan ve ark., 2016). Fitoremediasyon çalışmalarında Ayçiçeği (*H. Annuus* L.) bitkisinin sıkça tercih edilme sebepleri, çoklu metalle kirlenmiş topraklardan ağır metalleri çıkarma yeteneği, yüksek biyokütle, hızlı büyüme oranı, derin kökü, kolayca hasat edilebilir ve çalışma sonunda hasat edilen bitkinin biyoenerjide kullanılabilir olmasıdır (Dağhan, 2007; Dağhan ve ark., 2012; Forte ve Mutiti, 2017). Daha önce yapılan çalışmalarda ayçiçeği bitkisinin ağır metallerle karşı yüksek tolerans gösterdiği belirtilmiştir (Pilon-Smits, 2005; Rahman ve ark., 2013; Chirakkara ve Reddy, 2015; Rizwan ve ark., 2016; Forte ve Mutiti, 2017; Govarthanana ve ark., 2018; Alaboudi ve ark., 2018; Jobori ve Kadhim, 2019).

1.3.3. Kavak (*Populus* L.)

Hızlı büyüebilme özelliği ile bilinen kavak (*Polulus* L.), söğütgiller (*Salicaceae*) familyasına ait çoğu taksonları boylu ağaç, ender olarak boylu çalı halinde bulunan ve neredeyse tamamı kışın yapraklarını döken odunsu bitkidir (Eminağaoğlu ve ark., 2014). Boyları 10 ile 20 metre arasında değişen kavak ağaçları sürgün verme özelliğine sahiptirler. Akarsu kenarları gibi nemli ortamlara iyi uyum sağlamış öncü bir türdür. Zorlu koşullarda dahi hızlı büyüyebilen kavak, çok çeşitli toprak ve habitatlara

toleranslı olup, ülkemizin hemen her yerinde yayılış göstermektedir. Ancak bölgelere göre kavak türleri değişiklik gösterir (Kutluay, 2017). Ülkemizde doğal yayılış gösteren beş farklı kavak türü bulunmaktadır (Browicz ve Yaltırık, 1982; Eminağaoğlu ve ark., 2014).

Kavak; hızlı büyümesi, bol terleme aktivitesinin yanında yaygın ve yoğun kök sistemi nedeniyle fitoremediasyon faaliyetleri için birçok yönden avantajlı bir aday olarak kabul edilir. Ayrıca, kısa rotasyonlu baltalık kültürüne alınabiliyor olması fitoremediasyon stratejilerinde dikkate alınması gereken bir başka avantajlı özelliğidir (Rockwood ve ark., 2004). Kavak plantasyonları toprakta, suda ve atmosferdeki farklı kirlilik türlerini iyileştirmek için kullanılmaktadır. Uzaklaştırma etkinliği ve kirlletici toleransı büyük ölçüde kavak türüne ve genotipine göre farklılık göstermektedir. Yeni melezler oluşturulabiliyor olması farklı kirlilik durumu için daha uygun klonun seçilmesine izin vermektedir (Di Lonardo ve ark., 2011).

1.3.4. Huş (*Betula L.*)

Beyaz gövdesi ile süs bitkisi olarakta kullanılan huş (*Betula L.*) ağaçları, huş ağacıgiller (*Betulaceae*) familyasına ait olup, dünya genelinde kırk kadar, ülkemizde ise 5 adet türü bulunur (Yazıcı ve Gülgün, 2015).

Huşlar, ılıman ve serin yerlere uyumludurlar. Işık gereksinimleri yüksek olup, hızlı büyüyen türler içerisinde yer almaktadır. *Populus tremula* ile birlikte alana öncü olarak gelen ağaçlardandır. Ekolojik özellikleri dikkate alındığında kumlu ve fakir toprakların ağaçlandırılmalarında kullanımı oldukça uygundur. Ayrıca huşlar, park ve bahçelerde değerli tutulan ve yol kenarlarını süsleyen önemli süs bitkilerindendir (Eminağaoğlu ve ark., 2018).

Yapılan çalışmalarda, huş yapraklarında çinko (Zn) birikimi yüksek bulunmuş (Dmuchowski ve ark., 2014; Zakrewska ve Klimek, 2018; Kşibek ve ark., 2020) ve bu nedenle huş ağacının Zn ile kirlenmiş alanların fitoremediasyonu için kullanılması önerilmiştir (Hermle ve ark., 2006; Desai ve ark., 2019).

Açık habitatlarda öncü tür olan huş ağaçlarının, kurşun ve çinko ile kirlenmiş maden atıklarının bulunduğu pasa sahalarında doğal olarak bulunabiliyor olması, bu türün

fitoremediasyon çalışmalarında daha cazip hale gelmesine neden olmuştur (Denny ve Wilkins, 1987).

1.4. Fitoremediasyonda Şelat Uygulaması

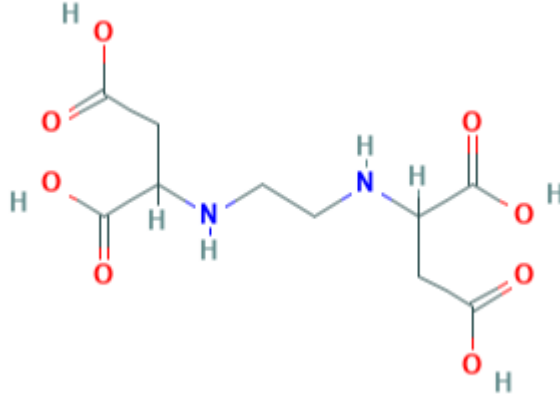
Bitki besin maddelerinin kolaylıkla alınmasını sağlayan çinko, demir, magnezyum, bakır, mangan ve kalsiyum gibi pozitif yüklü katyonların, negatif yüke sahip en az iki elektro dönor atomu olan ligantla yapacakları organik yapılara şelat adı verilmektedir. Şelatlar, genelde bitki bünyesine katılmazken, kapsadıkları metali bitki bünyesine absorbe etmesine yardımcı olurlar (Aslıhan, 2019). İdeal bir şelat oluşturuucu madde iz kirleticiler için yüksek seçiciliğe, çözünürlüğe ve stabiliteye sahip olmalıdır (Polettini ve ark., 2006). Günümüzde kullanılan şelatlar doğal veya sentetiktir. Literatürde en yaygın kullanılan şelatlaştırıcı maddeler arasında, EDDS (S,S-etilendiamindisüksinik asit), EDTA (etilendiamintetraasetik asit), EGTA (etilenglutarik asit), DTPA (dietiltriainpentaasetik asit), SDS (sodyumdodesilsülfat), NTA (nitriolotriasetat), (S,S)-, humik asit, borik asit vb. sayılabilir (Ladillas, 2012).

Fitoremediasyon yönteminde şelat takviyesinin amacı topraktaki ağır metallerin toprak içerisindeki hareketlerini artırmak ve bitki bünyesi tarafından absorbe edilmesini kolaylaştırmaktır (Adiloğlu ve ark., 2017). Şelat-destekli hiperakümülyasyonda bitkilerin hızla büyümesi için kirlenmiş topraklarda metallerin önceden immobilize edilmesi gerekmektedir (Wenzel, 2003).

Ağır metallerle kuvvetli şelat oluşturma yeteneğinden dolayı en çok tercih edilen şelatlayıcı maddeler EDDS ve EDTA'dır. Daha fazla tercih edilmelerinin sebepleri; yeraltı suyu sistemlerindeki biyolojik parçalanabilirliğinin nispeten düşük olması, toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini bozmaması ve ortamın asitleşmesine neden olmamalarıdır (Peters, 1999; Kim ve ark., 2003; Epelde ve ark., 2008; Demir ve Köleli, 2013; Çiftçi, 2020).

Etilendiamin-N,N' -disüksinik asit (EDDS) bir aminopoli karboksilik asit olup, biyolojik olarak kolay parçalanabilen bir şelatlayıcıdır (Çiftçi, 2020). Birçok uygulamada etilendiamin diasetik asite (EDTA) alternatif şelatlama ajanı olan EDDS

beyaz katı bir maddedir. Etilendiamin disüksinik asitin moleküler yapısı Şekil 3 'de, genel özellikleri ise Tablo 3'de verilmiştir



Şekil 4. Etilendiamin disüksinik asitin (EDDS) moleküler yapısı (URL-2021)

Tablo 3. Etilendiamin disüksinik asitin genel özellikleri

Molekül ismi	EDDS
IUPAC ismi	Etilen diamin -N,N'- di süksinik asit
Erime Noktası	220- 222 °C
Moleküler formülü	C ₁₀ H ₁₆ N ₂ O ₈
Molar kütle	292 gr/ mol

Etilendiamin disüksinik asitin yapısında iki kiral merkez ve (R, R ') – EDDS, (S, S') - EDDS ve (R, S) - EDDS olmak üzere 3 stereo izomer bulunur (Neal ve Rose, 1968; Schowanek ve ark., 1997). Etilendiamin disüksinik asit, toprakların iyileştirilmesinde, metal ekstraksiyonu ve toprak yıkama alanlarında kullanılmaktadır (Akkuş, 2019).

Etilen diamin disüksinik asitin kimyasal şelatlama maddesini harekete geçiren ümit verici ve diğer şelatlarla göre çevre dostu bir metal olduğundan bitki ağır metal alımını artırmak için toprağa uygulanabileceği bildirilmiştir (Evangelou ve ark., 2007).

2. LİTERATÜR ÇALIŞMALARI

Son yıllarda tek bir metalle veya çoklu metalle kirlenmiş topraklarda fitoremediasyon ile alakalı birçok araştırma yapılmıştır. Yapılan araştırmaların çoğu başarılı olmasına rağmen maden sahalarında ve yerinde fitoremediasyon çalışmaları ile ilgili yeni yeni çalışılmaya başlanmıştır. Fitoremediasyonla alakalı yapılmış çalışmalara ait literatür araştırmalarından bazıları aşağıda verilmiştir.

Boonyapookana (2005) tarafından yapılan çalışmada ayçiçeği (*Helianthus annuus* L.) bitkisinin, terkedilmiş maden alanlarının restorasyonu ile fabrika bölgelerindeki kirlenmiş alanların kurşun (Pb) gideriminde en iyi sonuç veren bitki olduğu görülmüştür.

Helianthus annuus L. bitkisinin metalleri (Pb, Cd, Zn, Ni, Cu) fitoekstraksiyon (Dietz ve Schnoor, 2001; Pilon-Smits, 2005) ve rizofiltrasyon (Dushenkov ve ark., 1995; Raskin, 1996; Schoonor ve Dee, 1997; Dushenkov ve Kapulnik, 2000; Pilon-Smits, 2005) yöntemleri ile uzaklaştırdığı ve hidrokarbonlar için toleranslı olduğu (Olson ve Fletcher, 2000) bildirilmektedir.

Al-Jobori ve Kadhim'in 2019 yılında yapmış olduğu bir çalışmada, kirlilik miktarı arttıkça *Helianthus annuus* L. bitkisinin biyokütlesindeki artışın yavaşladığı belirtilmiştir.

Erol'un 2010 yılında yapmış olduğu "Petrol Hidrokarbonları ile Kirlenen Toprakların Ayçiçeği (*Helianthus annuus* L.) Kullanılarak Fitoremediasyonu" adlı doktora çalışmasında elde ettiği bulgular ile *H. annuus* Vanko bitkisinin Siberian Light (SBL) ham petrolü ile kirlenmiş toprağın temizlenmesinde kullanılabileceği hipotezini desteklemiştir.

Salt ve ark. (1998), mısır ve ayçiçeğinin yüksek düzeyde biomass içeren bitkilerden olduğunu ve bunların önemli düzeyde Pb toplayabildiklerini bildirmişlerdir. Aynı çalışmayla mısır ve ayçiçeğinin kullanılmasıyla her yıl 180-539 kg/ha Pb'yi uzaklaştırarak, 2500 mg/kg'a kadar Pb ile kirlenmiş toprakların, 10 yılda iyileştirilebileceğini belirtmişlerdir.

Forte ve Mutiti (2017), laboratuvar ortamında Cu ve Pb ile kirletilmiş toprakların *Hydrangea paniculata* ve *Helianthus annuus* L. bitkileri kullanılarak fitoremediasyon potansiyeli değerlendirilmiştir. *H. annuus*, *H. paniculata* türüne göre bünyesinde daha fazla ağır metal biriktirmiştir. Yaprakların, (Cu maks =1368 ppm) saplara göre daha fazla ağır metal akümüle ettiği belirtilmiştir.

Cutright ve ark. (2010) farklı iki çeşit *Helianthus annuus* L. bitkisi kullanılarak Cd, Cr, Ni, As ve Fe ağır metalleri ile laboratuvar ortamında kirletilen topraklarda çoklu ağır metal hiperakümülasyonu araştırılmıştır. Yapılan analiz sonuçlarına göre *Helianthus annuus* L. bitkisi aynı anda Cr, Cd ve As ağır metallerini bünyesinde akümüle ettiğini belirtmişlerdir.

Lombi ve ark., (1998), Eckhardt ve Khanal, (1999), ve Angelova ve ark. (2016) yapmış oldukları çalışmalarda Pb, Zn ve Cd ağır metallerinin ağırlıklı olarak *Helianthus annuus* L. bitkisinin yapraklarında biriktiğini belirtmişlerdir. Yine farklı bir çalışmada Jadia ve Fulekar (2008), *Helianthus annuus* L. sürgünlerinin ağır metal birikiminin ana organı olduğunu tespit etmiştir.

Chauhan ve Mathur, 2020 yılında Hindistan'da yapmış oldukları çalışmada, plastik, kâğıt, boya ve tekstil gibi çoklu metallerle kirlenmiş çeşitli endüstri alanlarından alınan toprak örneklerinde *Helianthus annuus* L. bitkisi kullanılarak fitoremediasyon potansiyeli araştırılmış ve bu bitkinin akümülatör özellik gösterdiğini tespit etmişlerdir. Ağır metal birikimleri çoktan aza doğru sırasıyla Zn>Cu>Pb>Fe olarak bulunmuştur.

Alaboudi ve ark. 2018 yılında yapmış oldukları çalışmada, *H. annuus*'un kirlenmiş topraktan Pb ve Cd'yi uzaklaştırma yeteneğini belirlemeyi hedeflemişlerdir. Elde edilen sonuçlar, *H. annuus*'un dokularında (sürgünler ve kökler) Pb ve Cd biriktirme yeteneğine sahip olduğunu göstermiştir.

Liduino ve ark. 2017 yılında yapmış oldukları çalışmada, endüstriyel bir bölgeden alınan topraklar, ağır metaller ve petrol hidrokarbonları ile birlikte kirletilmiştir. Kirleticilerin uzaklaştırılmasında en iyi sonuçlar, *Helianthus annuus* L. bitkilerinin 4 mg/kg ile toprakta yetiştirildiği testlerden elde edilmiştir. Bu koşullar altında, toplam petrol hidrokarbon (TPH) ve polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH)

konsantrasyonlarında sırasıyla %58 ve %48 azalma elde edilmiştir. Ayrıca ağır metallerin konsantrasyonlarında da azalma sırası ile Ni (%41), Cr (%30), Pb (%29) ve Zn (%20) olarak bulunmuştur.

Meers ve ark. (2005), ayçiçeği (*Helianthus annuus* L.) bitkisinde ağır metal birikimini artırmak için şelatörlerden, EDTA ve EDDS'yi kullanmışlardır. *Helianthus annuus* L. bitkisinde EDDS şelatının, EDTA şelatına göre daha fazla metali bünyesinde biriktirdiği bildirilmiştir.

Melo ve ark. (2009), yabani hint yağının (*Ricinus communis* L.) besleyici solüsyon içerisinde büyütülerek, fitoekstraksiyon yöntemi ile arsenik (As) metalinin birikimi araştırılmıştır. Sonuçlar artan As derişimlerinde besin çözeltisi içinde sürgün ve köklerde biyokütle azalmasına neden olmasına rağmen, 0 dan 5000 g/l As derişimlerinde *Ricinus communis* L.'de şiddetli toksik semptomlara neden olmadığını göstermiştir (Melo ve ark., 2009).

Pandey (2013), *Ricinus communis* L. bitkisini Pb, Zn, Ni içeren uçucu küle sahip alanlarda yetiştirmiş ve bu bitkinin biyokonsantrasyon faktörünü (BKF) kökte tüm metaller için 1'den büyük bulmuştur. Tüm metaller için translokasyon faktörü (TF) değerleri 1'den küçük bulunmuştur. Bu da metallerin bitkinin toprak altı kısmında stabilize olduğunu göstermektedir. Araştırmacı *Ricinus communis* L.'nin ekonomik ve ekolojik değerleri ile birlikte fitoremediasyon için potansiyel bir hiperakümülatör bitki adayı olduğunu belirtmiştir (Pandey, 2013).

Hadi ve ark. (2015) yaptıkları çalışmada *Ricinus communis* L.'un toprak kullanmadan su içerisinde (hidroponik), kadmiyumun (Cd) fitoekstraksiyon potansiyelini değerlendirmişlerdir. Kadmiyum konsantrasyonları bitki dokularında artan dozlarda bulunmuştur. Maksimum Cd alımı T5 (Cd 25 mg/l bulunmuştur. Maksimum biyoakümülyasyon faktörü (BAF) T2 (Cd, 10 mg/l) ve tüm bitkilerdeki BAF değeri 0.286-0.455 arasında değışiklik göstermiştir. Translokasyon Faktörü (TF) kök, sürgün ve sürgün yapraklarında sırasıyla 0.645-0.857 ve 0.626-0.837 arasında ölçülmüştür. Kök, sürgün ve yapraklardaki tüm BAF ve TF değerleri 1'den küçük bulunmuştur. Bitki boyu, kök uzunluğu ve toplam bitki kuru ağırlığı kontrol ile karşılaştırıldığında önemli ölçüde azaldığı belirtilmiştir (Hadi, ve ark., 2015).

Yashim ve ark. (2016) yaptıkları çalışmada *Ricinus communis* L. bitkisinin fitoremediasyon potansiyelini belirlemek için Cd, Co, Ni ve Pb metalleri ile kirlenmiş bir çöp alanından (pH=6.78) alınan toprak örnekleri kullanılmıştır. EDTA ile muamele edilmiş topraktaki metal değerleri işlenmemiş topraktan daha yüksek çıkmıştır. Hasat edilen bitkilerdeki metal seviyeleri Cd-1.9, Co-1.8, Cu-1.5, Ni-8.8, Pb-2.1 ve Zn-1.4 mg/kg dır. Metaller için biyoakümülyasyon faktörü (BAF) ve translokasyon faktörü (TF) değerleri bulunmuş olup tüm metaller için TF'ü 1'den büyük bulunmuştur. BAF ve TF'ü sırasıyla metaller için: Ni>Cd>Co>Pb ve Ni>Cd>Co=Pb olarak tespit edilmiştir. *Ricinus communis* L. bitkisinin, çoklu metallerle kirlenmiş topraklarda fitoremediasyon potansiyelinin yüksek oluşu ve hiperakümülatör bitki olarak kullanılabileceği belirtilmiştir (Yashim, ve ark., 2016).

Shi ve ark. (2009) yaptıkları saksı çalışmasında, *Ricinus communis* L. bitkisinin yüksek akümülatör özellik gösterdiğini ve yapraklarında 50-200 mg/kg Cd biriktirdiğini belirtmişlerdir. Bu sonuç *Ricinus communis* L. bitkisinin yüksek konsantrasyonda Cd stresine toleranslı bir bitki olduğunu göstermiştir. *Ricinus communis* L. Cd için ortalama biyokonsantrasyon faktörü (BCF) en yüksek değerin kökte görüldüğü, BCF değerlerinin yaprak, yeşil aksam ve kökte sırasıyla 0.43, 0.80 ve 13.30 mg/kg olduğunu belirtilmiştir (Shi ve Cai, 2009).

Huang ve ark. (2011) yaptıkları çalışmada, kadmiyum (Cd) ve dikloro difenil trikloroethan (DDT) ile kirletilmiş topraklarda 23 farklı genotipe sahip *Ricinus communis* bitkisinin fitoremediasyon kapasiteleri karşılaştırmıştır. Yaprak, yeşil aksam ve kökte sırasıyla DDT derişimleri 0.37, 0.43 ve 70.51 mg/kg iken Cd derişimleri ise 1.22, 2.27 ve 37.63 mg/kg dır. Saksı başına toplam DDT alımı 83.1 ile 267.8 µg iken Cd alımı ise 66.0 ile 155.1 µg dır. Sonuçlar *R. communis*'un tüm genotipleri, kirlenmiş topraklardan DDT ve Cd'un gideriminde hızlı büyüme, yüksek biyokütle ve güçlü emilimi ile DDT ve Cd giderimine katkıda bulunduğunu göstermiştir (Huang, ve ark., 2011).

Souza ve ark. (2012) yaptıkları çalışmada *Ricinus communis*'un Cd varlığında tuzluluk ve kuraklılığa karşı toleranslı bulunmuş ve kuru ağırlığı açısından on iki kat daha fazla biyokütle üretme potansiyeline sahip olabileceğini belirtmişlerdir (De Souza Costa, ve ark., 2012).

Wuana ve ark. (2016) beledinin atık toprağında yapmış oldukları fitoremediasyon çalışmasında, yabani hint yağı bitkisi kullanılarak bazı toksik ağır metallerin şelatlayıcılar ile giderilmesi denenmiştir. Şelat uygulanan yabani hint yağı bitkilerinde herhangi bir yan etki görülmemiş olup, kök ve sürgündeki metal derişimleri artmıştır. Şelatın dozu arttıkça ($p \leq 0.05$), metal konsantrasyonları en yüksek seviyelere ulaşmıştır: Cd (55,6 ve 20,9), Cu (89,5 ve 58,4), Ni (49,8 ve 19,6), Pb (32,1 ve 12,1) ve Zn (99,5 ve 46,6) dir. Kök ve sürgündeki translokasyon faktörü ve biyoakümülyasyon faktörü değerleri sırası ile 0,21-3,49, 0,01-0,89 ve 0,01-0,51 olarak bulunmuştur (Wuana ve ark., 2016).

Wang ve ark. (2016) yaptıkları çalışmada *Ricinus communis* L.'un hızlı büyüme özelliğine ve yüksek biyokütleye sahip bir biyoenerji bitkisi olduğunu belirtmişlerdir. Dört aylık büyümenin ardından Cd (1,5, 10, 20 ve 40 mg/kg), Cu (50, 100, 200, 400 ve 600 mg/kg) ve Zn (100, 200, 400, 600 ve 800 mg/kg) oranlarında toprağa eklenmesiyle metaller tek başına ya da bir arada kuru kütle ile birlikte yapraklarda, kökte ve yeşil aksamında Cd, Cu ve Zn derişimleri, translokasyon ve biyoakümülyasyon faktörleri bulunmuştur. *Ricinus communis*'un farklı metaller için potansiyel fitoakümülatör olduğu yapılan çalışma ile kanıtlanmıştır.

Shen ve ark. (2002) Pb konsantrasyonu 15,2 mg/kg sahip topraklarda farklı şelatları 1,5 mmol/kg şeklinde uygulamışlardır. Şelat uygulamasından 3 gün sonra toprak çözeltisindeki kurşun konsantrasyonunda önemli derecede artış gözlemlenmiştir. EDTA uygulanan toprak çözeltisindeki Pb konsantrasyonu kontrol grubundan 42 kat daha yüksek bulunmuştur. En fazla artış EDTA uygulamasında en az artışın ise sitrik asit uygulamasında gözlemlendiği belirtilmiştir.

Esringü'nün 2015 yılında yapmış olduğu saksı denemesinde hardal ve kanola bitkileri ile dört şelat dozu (0, 3, 6, 12 mmol/kg EDTA) kullanmıştır. Saksılara önce 50 mg/kg kirletici (Pb, Cu, Pb, Cd) uygulamış ve 1 ay süreyle inkübasyona tabi tutulmuştur. EDTA takviyeleri tohum ekiminden bir hafta önce ve ekimden otuz gün sonra olmak üzere iki farklı zamanda uygulanmıştır. Araştırmadan elde edilen sonuçlara göre EDTA uygulamasına bağılı olarak ağır metallerin alınabilirliği 6 mmol/kg dozunda kontrole göre iki kat fazla olmuştur.

Zhang ve ark. (2016) *Ricinus communis* L. bitkisi kullanılarak Cd ve Pb ağır metalleri ile kirlenilen topraklarda EDDS ve EDTA şelatlarının ağır metal alımlarına etkisini karşılaştırmışlardır. EDDS şelatının Cd alımında daha etkili olduğu, EDTA şelatının ise Pb alımında EDDS'den daha iyi sonuç verdiği fakat çevresel kalıcılığı nedeni ile EDTA'nın yerine EDDS kullanmanın daha çevreci bir yaklaşım olduğunu vurgulamışlardır.

Xiaohai ve ark. (2008) kirlenmiş alanlarda yetişen 21 yerli bitkide Pb, Cu ve Zn birikim kapasitelerini araştırmışlardır. Elde edilen verilere göre, *Ricinus communis* L., *Tephrosia candida* ve *Debregeasia orientalis* bitkilerinin Pb ile kirlenmiş toprakların arıtımı için büyük bir potansiyele sahip olduğunu, 3 bitkinin Pb hiperakkümülyasyon kapasitesinin sırasıyla *R. communis*>*D. orientalis*>*T. Candida* olduğu tespit edilmiştir.

Palanivel ve ark. 2020 yılında yapmış oldukları çalışmada terk edilmiş bir bakır madeni alanından alınan topraklarla *Ricinus communis* bitkisinin fitoremediasyon potansiyeli değerlendirilmiştir. Bakır için yüksek tolerans indeksi bulunmuş ve hint yağı bitkisinin gövde kısmında daha fazla Cu biriktiği tespit edilmiştir.

Vwıoko ve ark. (2006), *Ricinus communis* ile yaptıkları çalışmada gövdede kurşun, manganez ve nikel derişimini fazla tespit etmişlerdir. Ağır metallerin (Mn, Ni ve Pb) yoğunlukla *Ricinus communis*'un yapraklarında birikmiş olduğunu göstermiştir.

Melo ve ark. (2009), *Ricinus communis*'un yeşil aksam ve köklerinde biyokütle azalması görülmesine rağmen 0-5000 g/l As derişimlerinde şiddetli toksik semptomlara neden olmadığını göstermiştir.

Junior ve ark. (2012), *Ricinus communis* L. ile yaptıkları çalışmada köklerin toplam %61 ve tohumların ise toplam %85 oranında bakır ve çinkoyu akümüle ettiğini bildirmişlerdir.

Olivares ve ark. (2013), yüksek ağır metal derişimine sahip topraklarda *Ricinus communis* L. bitkisinin yetiştğini ve tohumdaki yağ içeriğinin % 41 ile % 64 arasında olduğunu bildirmişlerdir. *Ricinus communis* L. bitkisinin yüksek Cu, Zn, Mn, Pb, Cd biriktirmesine rağmen düşük metal Translokasyon Faktörlerine sahip olduğunu (< 1)

ve ağır metallerin (Cu, Zn, Mn, Pb, Cd) kökte birikmesi nedeniyle *Ricinus communis* L.'nin stabilizatör olduğunu belirtmişlerdir.

Wuana ve ark. (2016), yabani hint yağı bitkisinin (*Ricinus communis*) bazı toksik ağır metallerin fitoekstraksiyonu EDTA şelat maddesi kullanarak araştırmışlardır. Etilen diamin tetraasetik asit uygulamasıyla birlikte kök ve gövdedeki metal derişimlerinin arttığını tespit etmişlerdir. Hint yağı bitkisinde Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn metalleri köklerde sırasıyla 55.6, 89.5, 49.8, 32.1 ve 99.5 mg/kg olarak gövdede ise sırasıyla 20.9, 58.4, 19.6, 12.1 ve 46.6 mg/kg olarak belirlenmiştir. Hint yağı bitkilerinin kök ve sürgündeki TF ve BKF sırasıyla 0.21-3.49, 0.01-0.89 ve 0.01-0.51 olarak bulunmuştur.

Wang ve ark. (2016), *Ricinus communis* L. bitkisini Cd, Cu ve Zn ağır metal eklenen topraklarda kontrollü şartlarda yetiştirerek, yüksek biyokütleyle sahip, hızla büyüyen ve Cd, Cu ve Zn için fitoakümülatör olduğunu tespit etmişlerdir.

Zhang ve ark. (2016), *Ricinus communis* L. bitkisi kullanılarak Cd (3,53 mg/kg) ve Pb (274 mg/kg) ağır metalleri ile kirli topraklarda EDDS ve EDTA şelat maddelerinin ağır metal alımlarına etkisini karşılaştırmışlardır. Etilendiamin disüksinik asitin Cd alımında daha etkili olduğu, EDTA'nın ise Pb alımında EDDS'den daha iyi sonuç verdiği fakat çevresel kalıcılığı nedeni ile EDTA'nın yerine EDDS kullanmanın daha çevreci bir yaklaşım olduğu sonucuna varmışlardır.

Çiftçi (2016), biyodizel hammaddesi elde edilebilecek iki potansiyel enerji ürününün, aspir (*Carthamus tinctorius*) ve yabani hint yağı (*Ricinus communis*) bitkileri kullanılarak çoklu metal (Cd, Pb ve Zn) ile kirlenmiş toprakların saksı denemesi çalışması ile fitoremediasyon kapasitesini araştırmıştır. Her iki bitki türü de çoklu metale karşı yüksek tolerans gösterdiğinden biyodizel üretimi için çoklu metalle (Cd, Pb ve Zn) kirlenmiş arazilerde kullanılabilirliği tespit edilmiştir. Yabani hint yağı aspiden daha fazla biyokütleyle sahip olduğundan topraktan daha fazla metali uzaklaştırdığını ve her iki bitki de köklerinde daha fazla metal akümüle ettiğinden fitostabilizatör olduklarını belirtmiştir.

Terreros ve ark. (2018), yüksek konsantrasyonlarda bulunan Al, As, Cd, Cr, Cu ve Pb ağır metallerinin kirli alanda *Ricinus communis* L.'nin artan ağır metal konsantrasyonlarına %0, 50, 70 ve 100'lük maden atığının %100, 50, 30 ve %0'da

topraklarıyla karıştırarak ağır metal alımı üzerine inceleme yapmışlardır. *Ricinus communis* L.'nin Tİ değerlerinin As, Cd, Cu ve Pb için gövdede $< 0,12$ olarak köklerde ise $< 0,25$ olarak bulmuşlardır. *Ricinus communis* L.'nin maden atıklarında yetişebildiği, metallerin köklerde ve gövdede birikmesinden *Ricinus communis* L.'nin metalle kirlenmiş atıklar için kullanılabileceğini belirtmişlerdir.

Zhou ve ark. (2020), *Ricinus communis* L. tarafından Cu'nun fitoeksraksiyonuna P'nin etkisi, *Ricinus communis* L. bitkisine P gübresi ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$) 'den farklı potansiyel mekanizmaların etkilerini araştırmışlardır. Fosfor gübresi uygulamasının bitki biyokütlesini ve bitki dokularındaki Cu konsantrasyonlarını artırdığını göstermiştir. Böylelikle Cu toksisitesinin *Ricinus communis* L. bitkilerindeki etkisi hafifletilmiştir. Fosfor gübreleri, *Ricinus communis* tarafından Cu ile kirli toprakların fitoremediasyon verimliliğini artırmanın yanında aynı zamanda fitoremediasyon teknolojilerinde P'nin rolünü geliştiren detoksifikasyonunu da kolaylaştırdığını tespit etmişlerdir.

He ve ark. (2020), *Ricinus communis* L. bitkisinin Cd ve Zn'ye toleransı ve birikme kabiliyetini ve farklı dokulardaki hücre altı dağılımını içeren birikim mekanizmasını araştırmışlardır. Biyokütle ve klorofil üzerindeki elde edilen sonuçlar, hint yağı tohumlarının Cd ağır metali için 0-5 mg/kg arasında, Zn ağır metali için ise 380 mg/kg kirliliğe karşı tolerans gösterdiğini ortaya koymuştur. Kadmiyumun maksimum birikim konsantrasyonu 175,3 mg/kg iken, Zn'nin maksimum birikim konsantrasyonu 175,3 mg/kg olarak tespit edilmiş ve bu sonuçlar hint yağı köklerinin Zn ve Cd birikiminde önemli bir rol oynadığını göstermiştir.

Bir petrol tankeri kamyon kazasından petrol hidrokarbonları ile kirlenmiş toprağın saha dışı fitoremediasyonunu çalışan Lopez-Echartea ve ark. (2020), *Populus* türü kullanmışlardır. Sonuç olarak, *Populus* ağaçlarının petrol hidrokarbonları ile kirlenmiş bir toprakta fitoremediasyon için kullanılabilecek uygun bir tür olduğunu kanıtlamışlardır.

Di Lonardo ve ark. 2011 yılında yapmış oldukları çalışmada *Populus* ağacının arsenik, kadmiyum, bakır ve çinko toleransı, birikimi ve translokasyonundaki değişimleri araştırılmıştır. Sonuç olarak, kirlenmiş alanlarda büyümeye adapte olabildikleri ve metal biriktirebildikleri için kavağın fitoremediasyonda yaygın olarak kullanımı önerilmektedir.

Sebastiani ve ark. 2004 yılında yaptıkları çalışmada, endüstriyel atıklarla kirlenmiş toprakların fitoremediasyon çalışmasında *Populus* ağacı kullanmışlar ve Zn, Cu, Cr ve Cd ağır metallerinden Cd seviyesinde herhangi bir değişme görülmezken Zn, Cu ve Cr seviyelerinde ciddi bir şekilde azalma görüldüğü tespit edilmiştir.

Di Baccio ve ark., 2003 yılında sera ortamında *Populus* bitkisi kullanılarak 1, 100 ve 1000 ppm Zn kullanılarak yapay olarak kirletilen topraklarda fitoremediasyon çalışması yapmışlardır. *Populus* bitkisinin yüksek düzeyde Zn akümüle ettiğine ve bu bitkinin Zn ile kirlenmiş topraklarda fitoremediasyon için kullanılma potansiyeline sahip olduğu sonucuna varmışlardır.

Laureysens ve ark. 2004 yılında yapmış oldukları çalışmada, ağır metallerle orta derecede kirlenmiş eski bir atık bertaraf sahasında kısa rotasyonlu bir *Populus* baltalık kültürü oluşturuldu. Yaprak, sürgün ve ağaç kabuğundaki toplam metal içeriği Ağustos ve Ekim/Kasım aylarında belirlenmiştir. Kadmiyum, çinko ve alüminyum en verimli şekilde alındığı, en düşük konsantrasyonun sürgünde bulunduğu; en yüksek konsantrasyonların ise genellikle yaşlanan yapraklarda bulunduğu tespit edilmiştir.

Kubátová ve ark. (2016) *Salix* ve *Populus* fidanları kullanılarak Cd, Pb ve Zn konsantrasyonları yüksek atık su çamurunda fitoremediasyon verimliliğinin artırılması çalışması yapılmış ve *Populus*'un *Salix*'e göre fitoremediasyon verimliliğinin yüksek olduğu tespit edilmiştir. Yaprakların, kök ve gövdeye göre daha fazla ağır metal biriktirdiği ve ağır metal içeriklerinin $Cd > Zn > Pb$ olduğu belirtilmiştir.

Bañuelos ve ark. (1999) tarafından, sera ortamında B ve Se ile kirlenmiş topraklarda, 8 farklı hibrit *Populus* türü kullanılarak fitoremediasyon çalışması yapılmıştır. Klonlar arasında en yüksek miktarda B ve Se biriktiren *Populus trichocarpa* x *P. deltoides* klonu olmuştur. Tüm hibrit kavakların yaprak ve sürgünlerinde B ve Se birikimi tespit edilirken artan elektriksel iletkenlik (EC) ile birlikte Se'nin doku birikiminde önemli bir düşüş ($P < 0.05$ seviyesi) gözlemlenmiştir.

Kşibek ve ark. 2020 yılında yapmış oldukları çalışmada kömür atık yığnında büyüyen *Betula pendula* ağaçlarından aldıkları yaprak örneklerinin ağır metal konsantrasyonlarını incelemişlerdir. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar, *Betula pendula* 'nın son derece yüksek konsantrasyonlarda iz element içerdiği ve bu nedenle

özellikle Zn ve Cu ile kontamine alanlarda ekstraksiyon ve fitoremediasyon çalışmaları için uygun bir tür olduğu belirtilmiştir.

Dmuchowski ve ark. (2014) *Betula pendula* 'nın Zn ile kontamine olmuş toprakların iyileştirilmesinde faydasını değerlendirmişlerdir. Çalışma, bu türün hem kontrollü hem de kirli ortamlarda, yapraklarında yüksek miktarda Zn biriktirme kabiliyetini göstermiştir. Yazarlar, *Betula pendula* 'nın Zn ile kirlenmiş toprakları temizlemek için uygulanabilir olduğu ve bu türün Zn'nin hiperakümülatörleri grubuna dâhil edilmesini önermektedirler.

Pajak ve ark. 2017 yılında yapılan araştırmada, Pb ve Zn cevher madenciliği alanında yetişen Sarıçam (*Pinus sylvestris* L.) ibreleri ile adi huş (*Betula pendula*) yapraklarındaki Pb, Zn, Cd, Cu ve Cr biriktirme kapasiteleri incelenmek istenmiştir. Ağaçların yapraklarında Zn ve Pb konsantrasyonları yüksek oranda bulunurken, Cu, Cd ve Cr ağır metalleri sınır değerlerin altında bulunmuştur.

Zakrewska ve Klimek (2018), Polonya'nın güneyindeki bir izabe tesisinin yakınında metal kirliliğini değerlendirmek için, *Betula pendula* ve *Quercus* yaprakları ile *Pinus* ibreleri toplayarak kadmiyum (Cd), bakır (Cu), kurşun (Pb) ve çinko (Zn) içeriğini incelemişlerdir. Yapılan ağır metal analiz sonuçlarına göre *Betula pendula* ağacı yapraklarında yüksek miktarda (1866 mg/kg) çinko biriktirdiği tespit edilmiştir (Zakrewska ve Klimek, 2018).

Hrdlička ve Kula (2011), Olkusz ve Niepołomice kasabalarını çevreleyen antropojenik kontamine koşullarda büyüyen *Betula pendula* ağacı yapraklarındaki elementlerin içeriğini 1995, 1998, 2001, 2004 ve 2007 yıllarında düzenli olarak analiz etmişlerdir. Analiz sonuçlarına göre kükürt içeriğinde azalma, fosfor, kalsiyum ve magnezyum içeriğinde dalgalanma gözlenirken manganez ve çinko içeriğinin arttığı gözlemlenmiştir.

Dmuchowski ve ark. (2012), *Betula pendula* yapraklarındaki çinko birikim düzeyini, belirlemek için farklı alanlardan huş yaprağı toplamışlardır. Farklı araştırma alanları için sonuçlar, Polonya'da nispeten düşük hava kirliliğine sahip bir alan olarak kabul edilen Diabla Góra (Polonya'nın Kuzeydoğu bölgesi) yakınlarında toplanan örneklerde çinko birikiminin 194 mg/kg, yol tarafında 401 mg/kg, Varşova'daki çelik fabrikası

sanayi bölgesinde 863 mg/kg'a ve Olkusz yakınlarındaki madencilik ve metalurji kompleksinin çevresindeki alanda 1.344 mg/kg olarak belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre *Betula pendula*'nın bir hiperakümülatör olarak kabul edilmesi gerektiği bildirilmiştir.

Tandy ve ark. (2004), Cu ve Zn ile kirli topraklarda 6'nın üzerindeki pH değerlerinin bitkilerin Cu ve Zn ağır metallerinin alımında EDDS'nin EDTA'dan daha iyi bir metal şelatlayıcı olduğunu tespit etmişlerdir



3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

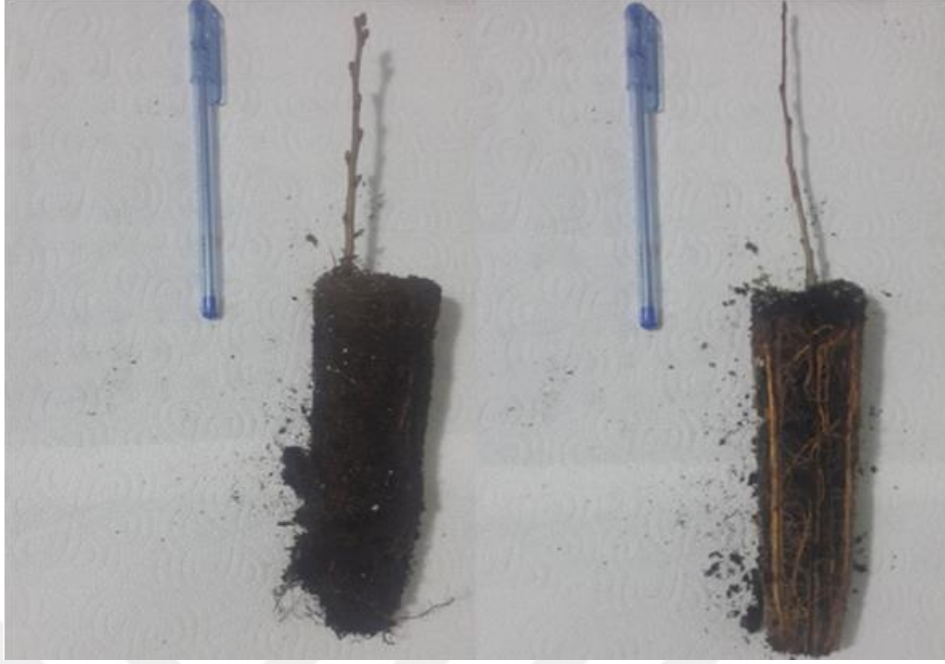
3.1.1. Bitki Materyali

Araştırma kapsamında arazi ve sera çalışmaları için, Orman Genel Müdürlüğü, Murgul Eti Bakır İşletmesi ve Artvin Çoruh Üniversitesi Fidanlık ve Araştırma Serası Müdürlüğünden sözlü ve yazılı gerekli izinler alınmıştır.

Çalışmada kullanılacak bitki türlerinden; *Oliva* CL türü ayçiçeği tohumları, Trakya Tarımsal Araştırma Enstitüsü Müdürlüğünden, yabani hint yağı bitkisi tohumları Mersin Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümünden (Şekil 5), 1+1 kavak fidanları Sivas Orman Fidanlık Müdürlüğünden ve 1+0 huş fidanları ise Erzurum Orman Fidanlık Müdürlüğünden temin edilmiştir (Şekil 6).



Şekil 5. Yabani hint yağı ve ayçiçeği tohumları



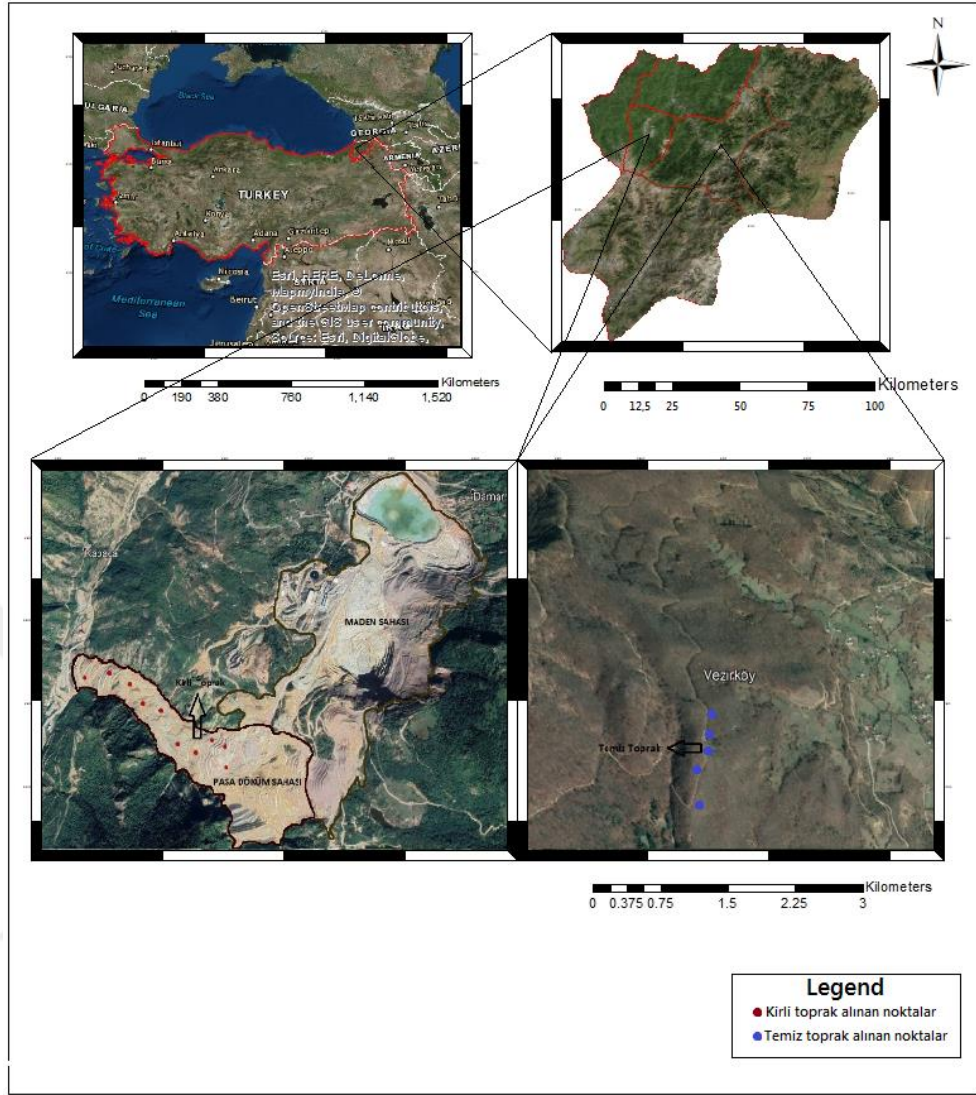
Şekil 6. Saksı çalışmasında kullanılan huş ve kavak fidanları

Tek yıllık bitkilerden, *Helianthus annuus* L. ve *Ricinus communis* L. türlerinin tercih edilme nedenleri; tek yıllık bitkilere göre yoğun biyokütleyle sahip olmaları, hızlı gelişen türler olmaları, ülkemizin birçok bölgesindeki maden sahalarında kullanılabilir olmaları ve hasat sonrası elde edilen biyokütlenin ikincil kirleticisi vasfından çıkarılıp biyoenerjide kullanılabiliyor olmasıdır.

Çok yıllık orman ağaçlarından *Betula pendula* ve *Populus tremula*, türlerinin tercih edilme nedenleri ise fitostabilizasyon ve fitodegradasyonla topraktaki ağır metalleri çekebiliyor olmaları, hızlı gelişen türler olmaları, akümülatör özellik gösteren nadir ağaçlardan olmaları ve farklı iklim türlerine karşı direç gösterebiliyor olmalarıdır.

3.1.2. Toprak Materyali

Çalışmada kullanılan ağır metal ile kirlenmiş ve kirlenmemiş toprak örneklerinin bulunduğu yerlerin koordinatları Küresel Konumlama Sistemi (GPS) ile belirlenmiştir. Kirlenmiş ve kirlenmemiş topraklar sırası ile Artvin-Murgul (41°13'17" K ve 41°50'39" D) maden fabrikasının pasa döküm sahası ve Artvin Orman İşletme Müdürlüğü, Saçinka Orman İşletme Şefliği sınırları içerisindeki (41°14'21" K ve 41°33'16" D) ormanlık alanların farklı noktalarından, 0-30 cm derinliklerden alınmıştır (Şekil 7).



Şekil 7. Çalışmada kullanılan kirlili ve temiz toprak örneklerinin alındığı yerlerin haritaları.

3.2. Yöntem

3.2.1. Saksı Denemesi

Saksı çalışmaları, tohumların ve fidanların büyüme ve gelişme süresi boyunca %50-60 nem, sabit 24 ± 2 °C sıcaklığa sahip Artvin Çoruh Üniversitesi, Fidanlık ve Araştırma Serasında yürütülmüştür (Şekil 8).



Şekil 8. Artvin Çoruh Üniversitesi, Fidanlık ve Araştırma Serası.

3.2.1.1. Toprak Hazırlığı ve Saksı Denemesinin Kurulması

Çalışmanın ilk aşaması olan saksı denemesi için ağır metal konsantrasyonu yüksek olan toprak örnekleri Murgul maden işletmesi civarında bulunan pasa döküm sahasından (Şekil 9), metal konsantrasyonu düşük toprak örneklerini ise Artvin Orman İşletme Müdürlüğü, Saçinka Orman İşletme Şefliği sınırları içerisindeki ormanlık alandan alınarak Artvin Çoruh Üniversitesi Fidanlık ve Araştırma Serasına getirilmiştir.



Şekil 9. Pasa döküm sahasından toprak örneklerinin alınması

Getirilen topraklar, altına branda serilerek 1 ay süre ile inkübasyona tabi tutulmuştur. Bu süre zarfında toprak örnekleri sürekli sulanarak homojen karışımın sağlanabilmesi için düzenli bir şekilde karıştırılmıştır. Karıştırma işleminin ardından kurutulan topraklar 4 mm'lik elekten geçirilmiştir. Elenmiş topraklar, 14 litrelik saksılara 10'ar kg olacak şekilde, %0, 50, 75 ve 100 kirli toprak karışım oranları ayarlanarak toplamda 128 saksı hazırlanmıştır (Şekil 10, Tablo 1). Saksı denemesi, şansa bağlı tam bloklar deneme deseninde tasarlanıp, 4 tekerrürlü olarak yürütülmüştür.



Şekil 10. Elenen toprak örnekleri farklı karışımlar hazırlanarak saksılara doldurulmuştur.

Tablo 4. Saksı denemesi, şansa bağlı tam bloklar deneme deseni dağılımı

Bitki Türü	Kirlilik Oranları				Saksı Sayısı
	%0 (Kontrol)	%50	%75	%100	
Ayçiçeği	4 Tekrar EDDS'li	4 Tekrar EDDS'li	4 Tekrar EDDS'li	4 Tekrar EDDS'li	32
	4 Tekrar EDDS'siz	4 Tekrar EDDS'siz	4 Tekrar EDDS'siz	4 Tekrar EDDS'siz	
Yabani hint yağı	4 Tekrar EDDS'li	4 Tekrar EDDS'li	4 Tekrar EDDS'li	4 Tekrar EDDS'li	32
	4 Tekrar EDDS'siz	4 Tekrar EDDS'siz	4 Tekrar EDDS'siz	4 Tekrar EDDS'siz	
Huş	4 Tekrar EDDS'li	4 Tekrar EDDS'li	4 Tekrar EDDS'li	4 Tekrar EDDS'li	32
	4 Tekrar EDDS'siz	4 Tekrar EDDS'siz	4 Tekrar EDDS'siz	4 Tekrar EDDS'siz	
Kavak	4 Tekrar EDDS'li	4 Tekrar EDDS'li	4 Tekrar EDDS'li	4 Tekrar EDDS'li	32
	4 Tekrar EDDS'siz	4 Tekrar EDDS'siz	4 Tekrar EDDS'siz	4 Tekrar EDDS'siz	
Toplam					128

Saksı çalışması kapsamında saksılardan alınan ekim-dikim öncesi ve hasat sonrası toprak örnekleri üzerinde toprak verimliliği ve toprağın diğer özelliklerini ortaya koymak amacıyla bazı fiziksel ve kimyasal analizler belirtilen standart yöntemlere göre yapılmıştır (Arkley, R. J, 1962). Araştırmada toprak materyali ile elde edilen verilerin tümü hava kurusu toprak kütlesi olarak ifade edilmiştir. Toprak örnekleri şeffaf brandalarda hava kurusu haline geldikten sonra öğütülerek 0.25 ve 2 mm'lik eleklerden geçirilerek analizlere hazır hale getirilmiştir (Şekil 11).



Şekil 11. Toprak örneklerinin kurutulup, analizlere hazır hale getirilmesi

Toprak örneklerinin alımı, hazırlanması ve analizleri aşamalarında insan sağlığı göz önünde bulundurularak iş sağlığı ve güvenliği bakımından gerekli önlemler alınmıştır.

3.2.1.2. Deneme Toprağının Bazı Fiziksel ve Kimyasal Analizleri

3.2.1.2.1. Toprak Tekstürü

Toprakların kum, silt ve kil fraksiyonları Bouyoucus (1951) tarafından bildirildiği şekilde hidrometre yöntemi kullanılarak yapılmış (Şekil 12). Elde edilen sonuçlar yüzde (%) olarak ifade edilmiştir. Toprağın tekstür sınıfı, tekstür üçgeninden yararlanarak tespit edilmiştir.



Şekil 12. Toprak örneklerinde tekstür analizinin yapılması

3.2.1.2.2. Toprak Reaksiyonu (pH) Analizi

Toprak örnekleri 1:2,5 toprak-su oranında ve suya doymun toprakta elektrotlarla sıvı arasında meydana gelen potansiyel farkın ölçülmesi prensibine göre cam elektrotlu pH metre ile tayin edilmiştir (Şekil 13), (Kacar, 1984).



Şekil 13. Toprak örneklerinin pH analizi

3.2.1.2.3. Elektriksel İletkenlik (EC) ve Toplam Tuz Analizi (%)

Toprağın doymun ekstraktındaki iletkenliği, iletkenlik ölçer (kondaktivimetre) aletiyle ölçülmesiyle bulunmuş (Şekil 14) ve elektriksel iletkenlikten hesaplanan % tuz olarak ifade edilmiştir (Arkley, R. J, 1962).



Şekil 14. Toprak örneklerinin elektriksel iletkenliklerinin ölçülmesi

3.2.1.2.4. Organik Madde ve Toplam Karbon Analizi

Organik madde ve toplam karbon analizi Nelson ve Sommers (1996) tarafından bildirildiği şekilde Modifiye Walkley-Black yöntemine göre tayin edilmiş (Şekil 15) ve sonuçlar % olarak ifade edilmiştir. Walkey-Black yönteminin esası; toprağı potasyum dikromat ve sülfürik asit ile tepkimeye sokarak toprak içerisindeki organik karbonun potasyum dikromat ile oksitlenmesini (yükseltgenmesini) sağlamak ve oksitlenme için kullanılan miktardan arta kalan potasyum dikromatı standart demir sülfat ile titre etmek suretiyle toprakta bulunan karbonu tespit ederek organik madde miktarının belirlenmesi prensibine dayanır. Toplam organik karbon ise toplam organik maddenin %58'inin organik karbondan oluştuğu varsayımıyla, organik maddenin 1,724'e oranından hesaplanmıştır (Nelson ve Sommers, 1996).



Şekil 15. Organik madde analizi

3.2.1.2.5. Kireç Analizi

Kireç analizi Kacar (1984) tarafından ifade edildiği şekilde Scheibler kalsimetresi ile belirlenir ve sonuçlar yüzde (%) olarak gösterilir (Şekil 16). Ölçüm tekniği toprağın seyreltik hidroklorik asitle reaksiyona tabi tutulması ile karbonatlardan çıkan CO_2 gazının kapalı bir boruda tutularak hacminin ölçülmesi ve bu hacimden yararlanılarak toprağın kireç içeriğinin hesaplanması prensibine dayanır.



Şekil 16. Toprak örneklerinin kireç analizi

3.2.1.2.6. Toplam Metal Analizi

Toprak örneklerinin ağır metal (Pb, Cu ve Zn) konsantrasyonları, hava-asetilen karışımli UNICAM 929 Alevli Atomik Absorpsiyon Spektrofotometresi (A-AAS) yardımıyla belirlenmiştir (Lindsay ve Norvell 1978). Cihaz her metal iyonu için önerilen en uygun dalga boyuna (Pb için 217 nm, Cu için 324,8 nm ve Zn için 213.9 nm) ayarlanmıştır. Kullanılan oyuk katot lambaları, Pb için CATHODEON (England) 8 mA, Cu için UNICAM (England) ve Zn için CATHODEON 5 mA değerlerine ayarlanmıştır.

3.2.1.3. Bitkilerin Ekim-Dikim İşlemleri ve Yetiştirilmesi

Ekim ve dikim öncesinde toprakların ağır metal konsantrasyonlarını belirlemek için saksılardan toprak örnekleri alınmıştır. Daha sonra tek yıllık bitkilerden ayçiçeği ve yabani hint yağı bitkilerinin tohumları belirli karışımdaki topraklara 10' ar adet olacak şekilde ekilmiştir (Şekil 17).



Şekil 17. Ayçiçeği ve yabancı hint yağı bitki tohumlarının ekimi

1+1 kavak fidanları ile 1+0 huş fidanları, topraktaki kirlilik düzeyine etki etmemesi için tüplerden çıkarılarak çıplak kök haline getirildikten sonra (Şekil 18) 10'ar litrelik farklı karışım düzeylerindeki saksılara dikilmiştir (Şekil 19).



Şekil 18. Kavak ve huş fidanlarının çıplak kök haline getirilmesi



Şekil 19. Kavak ve huş fidanların dikimi

Çimlenmeden sonra her hafta düzenli olarak yabani hint yağı ve ayçiçeği bitkilerinin boyları ölçülerek kayıt altına alınmıştır (Şekil 20)



Şekil 20. Ayçiçeği ve yabani hint yağı bitkilerin haftalık boy ölçümleri

Yabani hint yağı ve ayçiçeği bitkileri, çimlenmelerinden 4 hafta sonra, her saksıda 2 adet kalacak şekilde seyreltilmiştir (Şekil 21).



Şekil 21. Yabani hint yağı ve ayçiçeği bitkilerinin seyreltilmesi

Yabani hint yağı ve ayçiçeği bitkilerinde diğer karışım oranlarına göre daha yavaş büyüme gösteren %100 kirlilik oranındaki saksılara 10'ar gram kompoze N,P,K (15-15-15) gübresi verilmiş ve çok kısa sürede büyümede ilerleme gözlemlenmiştir (Şekil 22).



Şekil 22. %100 kirli yabani hint yağı bitkilerine NPK verilışı ve kısa sürede etkisi

Serada bulunan kavak ve huş fidanlarının bulunduğu saksıların tümü düzenli olarak toprağın su tutma kapasitesinin %70'i oranında (tarla kapasitesinde) sulamaları yapılmış ve saksılardan dökülen yapraklar etiketleri yazılarak kese kâğıdında muhafaza edilmiştir (Şekil 23).



Şekil 23. Sulama işlemleri devam eden kavak ve huş fidanları

3.2.1.4. Klorofil Ölçümü

Bitkilere ağır metal uygulamasının etkisiyle yapraklardaki değişen klorofil içerikleri ucuz, kolay ve hızlı ölçüm veren klorofil metre (Konica-Minolta SPAD502) kullanılarak belirlenmiştir (Şekil 24). Bitkilerin hasat edildiği gün bitkinin en genç

gelişmesini tamamlamış 2'nci, 3'üncü ve en alt yapraklardan 2'nci, 3'üncü yaprak üzerinden, yaprağın sağından ve solundan üç tekrarlı olarak doğrudan ölçülmüştür. Yapılan ölçümlerin ortalaması alınarak SPAD değeri olarak değerlendirilmiştir. SPAD (Soil Plant Analysis Development) 2×3 mm alanda, 2 dalga boyunda (650 nm ve 942 nm) optik yoğunluk farkını ölçmektedir. Sayısal SPAD değeri ölçüm yapılan yapraktaki klorofilin oransal içeriğini $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ olarak ifade eder (Markwell ve ark., 1995). Buna göre 1 SPAD birimi yaklaşık 0,001 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ 'dir.



Şekil 24. Bitki örneklerinde klorofil ölçümü

3.2.1.5. Bitkilerin Hasadı

Kavak, huş, ayçiçeği ve yabani hint yağı bitkilerinden, öncesinde belirlenen şelat verilecek olan saksılardan tek yıllık bitkilere hasattan iki hafta önce, çok yıllık bitkilere ise 2. yıl vejetasyon dönemi başlangıcında 3.1 μM (100 ml) EDDS (Etilendiamin disüksinik asit) verilmiştir (Şekil 25).



Şekil 25. Bitkilere EDDS şeladı verilmesi

Ayçiçeği ve yabani hint yağı bitkileri tohum ekiminden 16 hafta sonra, kavak ve huş fidanları dikimden 2 sene sonra yaprak dökümü ile birlikte hasat edilmiştir. Hasat edilen ayçiçeği ve yabani hint yağı bitkileri kök ve yeşil aksam, kavak ve huş fidanları ise kök, gövde ve yaprak olacak şekilde kısımlara ayrılarak analize hazır hale getirilmiştir.

3.2.1.6. Bitki Örneklerinin Hazırlanması ve Analizi

Saksı çalışması sonucu elde edilen bitki örnekleri, yaprak, gövde ve kök olarak hasat edilip olası toz ve toprak kalıntılarından arındırmak için saf su ile yıkanıp, kurulandıktan sonra yaş ağırlıkları ölçülerek etüvde 70 °C’de 48 saat kurutulmuştur (Şekil 26).



Şekil 26. Bitki örneklerinin etüvde kurutulması.

Daha sonra bitkilerin kök ve yeşil aksamalarının kuru kütleleri belirlenerek bitki analizleri için bitki öğütme değirmeninde öğütülmüştür. Öğütülen kök, gövde ve yaprak örnekleri 0.25 mm'lik elekten geçirilerek analize hazır hale getirilmiştir (Şekil 27).



Şekil 27. Bitki örneklerinin analize hazır hale getirilmesi

3.2.1.7. Bitki Örneklerinde Ağır Metal Analizi

Analize hazır hale gelen kök, yaprak ve gövde örneklerinin ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları toprak örneklerinde olduğu gibi hava-asetilen karışımli UNICAM 929 Alevli Atomik Absorpsiyon Spektrofotometresi (A-AAS) kullanılarak belirlenmiştir. Cihaz her metal iyonu için önerilen en uygun dalga boyuna (Pb için 217 nm, Cu için 324,8 nm ve Zn için 213.9 nm) ayarlanmıştır. Kullanılan oyuk katot lambaları, Pb için CATHODEON (England) 8 mA, Cu için UNICAM (England) ve Zn için CATHODEON (England) 5 mA değerlerine ayarlanmıştır.

3.2.1.8. Çimlenme Yüzdesinin Ölçülmesi

Kontrol (%0), %50, 75 ve 100 kirlilik oranlarındaki saksı örneklerine ekilen yabani hint yağı ve ayçiçeği tohumlarının çimlenmeleri sabit kalana kadar günlük olarak takip edilmiştir. Çimlenen tohum sayısı ekilen tohum sayısına bölünüp 100 ile çarpılarak çimlenme oranı yüzde olarak ifade edilmiştir.

3.2.1.9. Kök ve Gövde Uzunluğunun Ölçülmesi

Sera koşullarında yetiştirilen farklı kirlilik oranlarındaki bitkilerin kök ve gövde uzunlukları hasat dönemlerinde milimetrik cetvel kullanılarak ölçülmüştür (Şekil 28 ve 29).



Şekil 28. Kavak ve fidanlarının kök ve gövde boylarının ölçümü



Şekil 29. Farklı kirlilik oranlarına göre ayçiçeği ve yabani hint yağı bitki boyları

3.2.1.10. Yaş ve Kuru Ağırlıkların Ölçülmesi

Kontrol, %50, 75 ve 100 kirlilik oranlarındaki saksı örnekleri hasat edildikten sonra kök ve yeşil aksama ayrılarak olası toz ve toprak kalıntılarından arındırmak için saf su ile iyice yıkanıp, kurulandıktan sonra yaş ağırlıkları hassas terazi ile ölçülmüştür. Daha sonra etüve koyulan örnekler 70 °C’de 48 saat bekletildikten sonra tartılmış ve kuru ağırlıkları tespit edilmiştir (Kacar, 1972). (Şekil 30).



Şekil 30. Bitki örneklerinin kök ve gövdelerinin yaş ve kuru ağırlıklarının belirlenmesi

3.2.1.11. Bitkilerin Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi

Sera ortamında yapılan çalışmada, bitkilerin fitoremediatör yani fitostabilizatör veya fitoekstraktör olarak belirlemek için iki indikatör kullanılmıştır. Bunlar, biyoakümülyasyon faktörü (BAF) ve translokasyon faktörüdür (TF). Biyoakümülyasyon faktörü sürgünlerdeki metal konsantrasyonunun topraktaki metal konsantrasyonuna oranını ifade eder (Li ve ark., 2007; Rezvani ve Zaefarian 2011; Tözsér ve ark., 2019). Biyoakümülyasyon faktörü değeri ne kadar yüksekse, fitoekstraksiyon için o kadar uygun bir bitki olduğunu bildirmektedir (Blaylock ve ark., 1997). Biyoakümülyasyon faktörü değeri ikiden büyükse yüksek değer olarak kabul edilir (Mellem ve ark., 2012). Bu değer aşağıdaki formülle hesaplanmıştır;

$$\text{Biyoakümülyasyon Faktörü (BAF)} = \frac{\text{Bitki Metal Derişimi (mg/kg)}}{\text{Toprak Metal Derişimi (mg/kg)}}$$

Translokasyon faktörü ise aşağıdaki formülde belirtildiği gibi bitki yeşil aksamındaki (YA) metal derişiminin kök metal derişimine oranıdır (Karami ve Shamsuddi, 2010).

$$\text{Translokasyon Faktörü (TF)} = \frac{\text{Yeşil Aksam Metal Derişimi (mg/kg)}}{\text{Kök Metal Derişimi (mg/kg)}}$$

3.2.1.12. İstatistiksel Analizler

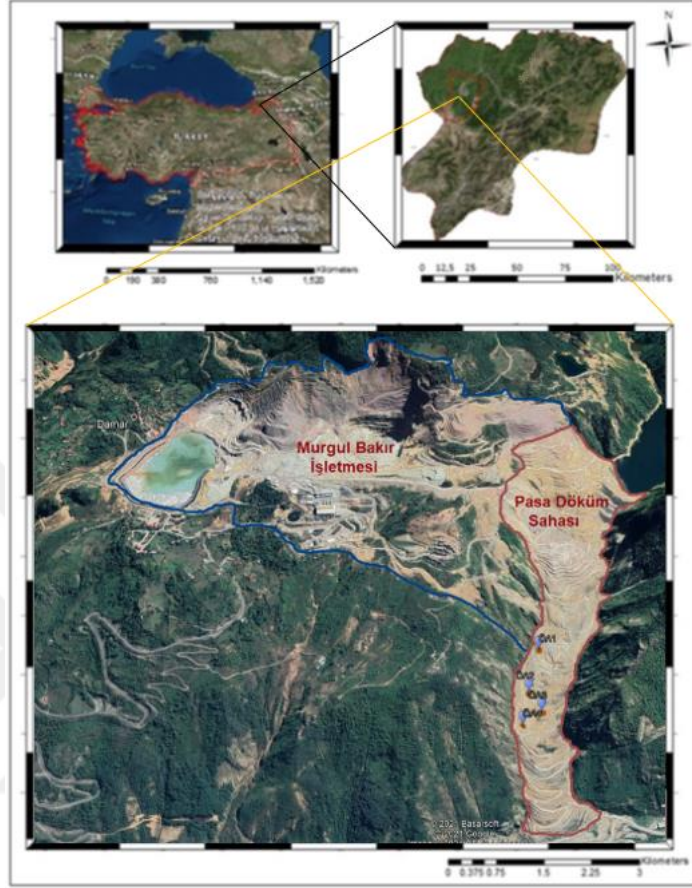
Sera ortamında yapılan çalışma sonucu elde ettiğimiz toprak ve bitki örnekleri için yapılan analizlerin tümünde ortalama ve standart sapma değerleri hesaplanmıştır. Deneme, faktöriyel deneme desenine göre kurulmuştur. Veriler, istatistiksel analiz programı SPSS 22.0 kullanılarak varyans analizi (ANOVA), ortalamalar arasındaki farklılıkların önemini belirlemek için, Duncan'ın çoklu karşılaştırma testi uygulanarak kontrol edilmiştir ($p \leq 0.05$).

3.2.2. Arazi Çalışması

3.2.2.1. Çalışma Alanının Konumu

Yerinde ıslah çalışmaları, Artvin Orman Bölge Müdürlüğü, Borçka Orman İşletme Müdürlüğü, Kabaca Orman İşletme Şefliği sınırları içerisinde bulunan Murgul Bakır İşletmesinin pasa döküm sahanında belirlenen 4 farklı çalışma alanında yürütülmüştür

(Şekil 31). Çalışma alanlarının konum ve rakımları Küresel Konumlama Sistemi (GPS) ile belirlenmiştir (Tablo 5).



Şekil 31. Örnek alanlarının haritası

Tablo 5. Örnek alanlarının koordinatları ve rakımları

Örnek Alanlar	Koordinatlar		Rakım(m)
	X	Y	
ÖA 1	714584	4568255	775
ÖA 2	714378	4568389	715
ÖA 3	714260	4568364	685
ÖA 4	714204	4568485	690

3.2.2.2. Çalışma Sahasının Hakkında Genel Bilgiler

Çalışma alanı Karadeniz sıradağlarının en doğu kısmında yer almaktadır. Güneybatıda bulunan ve rakımı 3977 m olan Kaçkar dağ silsilesi bu yörede Tiryal'lı katederek kuzeydoğuya doğru alçalmakta ve Borçka yöresinde Çoruh ile kuzeyde yer alan Küçük Kafkasya dağlık masifine geçmektedir. Çalışma alanı çoğunlukla güç geçit veren

dağlık bir arazi olup, yamaçları Murgul deresine doğru dik bir şekilde uzanmaktadır (Şekil 32).

Çalışma alanı civarında bulunan akarsuların tamamı Murgul deresi ile birleşmektedir. Murgul deresi ise Çoruh nehrinin büyük bir kolu olup Karadenize dökülmektedir. Üst orman sınırının rakımı yaklaşık 1450 m yüksekliktedir. Murgul-Petek işletme hattının güneyindeki saha yoğun olarak mor çiçekli orman gülleri (*Rhododendron ponticum*) ile kaplıdır (Buser ve Cvetic, 1973).

Murgul bölgesi 1959 yılından itibaren yoğun yapılan jeolojik etütler sonucu maden sahası ve yakın çevresinde yukarıdan aşağıya doğru şu profil tespit edilmiştir: Alüvyon Pleistosen sedimentleri; tersiyere ait genç bazaltlar ve andezitler; tersiyer yaşlı albitik tonalit, granodiyorit ve granit; dasit III; tuf serisi; kalker taşı marn serisi; hippuritli kalker; spilit serisi II; dasit II, dasit I ve spilit serisi (Buser ve Cvetic, 1973).

Tablo 6. Murgul ilçesinin son 7 yıllık iklim verileri

İklim Verileri	AYLAR											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
	2014-2018 Yılları Arası											
AY	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
MAKSIMUM_NEM	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
MAKSIMUM_SICAKLIK_C	16,82	20,84	24,52	29,68	30,5	33,72	38,2	34,86	33,78	27,48	20,78	15,18
AYLIK_MAKSIMUM_YAGIS_mm_Manuel	24,74	17,12	18,38	12,12	17,06	18,18	10,4	15,14	35,16	47,84	60,14	27,96
MINIMUM_NEM	21,4	18,4	12,2	11,6	15	23,8	17,2	31,6	20,6	26,4	16	31,2
MINIMUM_SICAKLIK_C	-5,54	-2,88	-2,4	-0,64	6,02	9,72	12,68	15,6	9,7	4,4	-1,42	-3,56
ORTALAMA_MAKSIMUM_SICAKLIK_°C	9,24	12,46	15,34	19,68	22,38	25,44	27,42	29,08	25,76	19,28	13,72	8,68
ORTALAMA_MINIMUM_SICAKLIK_°C	1,04	2,48	4,22	6,22	11,22	14,66	17,44	19,02	14,48	9,62	4,18	1,14
ORTALAMA_NEM_%	75,06	69,28	67,26	64,3	76,2	77,48	77,7	77,32	75,32	81,1	75,96	81,74
ORTALAMA_SICAKLIK_°C	4,18	6,36	8,86	11,98	15,86	19,32	21,62	23,08	19,08	13,46	7,8	4
AYLIK_TOPLAM_YAGIS_mm_Manuel	93,14	38,84	73,46	42,24	82,48	61,28	30,34	42,86	112,76	176,8	171,38	134,4
	2019 Yılı											
AY	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
MAKSIMUM_NEM	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
MAKSIMUM_SICAKLIK_C	17,2	17,2	20,7	26,9	35,8	35,3	38,8	37,5	27,6	29,4	22,7	20,4
AYLIK_MAKSIMUM_YAGIS_mm_Manuel	8,9	14,7	33,1	16,8	16,8	6,9	7,6	22,3	53,7	34,5	9,5	21,6
MINIMUM_NEM	23	17	17	13	10	26	15	22	27	20	19	11
MINIMUM_SICAKLIK_C	-4,7	-3,1	-2,9	1,9	6,6	13,3	9,5	15	5,4	7,5	0,8	-1,2
ORTALAMA_MAKSIMUM_SICAKLIK_°C	10,1	10,4	11,6	16,8	24,6	28,2	26,4	27	23,6	22,1	16,7	11,8
ORTALAMA_MINIMUM_SICAKLIK_°C	0,7	1,8	1,9	5,8	11,6	17,4	16,2	17,9	13,2	11,2	5	2,9
ORTALAMA_NEM_%	69,1	74,2	75,9	68,6	64,5	77,4	76,7	79,5	80,2	73,1	54	68,7
ORTALAMA_SICAKLIK_°C	4,4	5,1	5,8	10,7	17,5	21,9	20,6	21,6	17,6	15,9	11,5	6,4
AYLIK_TOPLAM_YAGIS_mm_Manuel	25,2	33,4	77,3	61,8	46,8	28,0	24,1	58,9	116,1	47,6	25,4	45,3
	2020 Yılı											
AY	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
MAKSIMUM_NEM	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
MAKSIMUM_SICAKLIK_C	12,3	18,3	27,5	25,1	33,9	37	36,4	32,6	37,4	30,9	25,9	17,6
AYLIK_MAKSIMUM_YAGIS_mm_Manuel	29,5	37,2	10,7	7,8	15,1	8,3	18,1	15,2	11	16	17,4	8,5
MINIMUM_NEM	34	21	11	10	11	11	25	21	12	20	18	29
MINIMUM_SICAKLIK_C	-6	-11,9	-11,5	-0,6	3,4	9,4	14,7	11,5	13,1	7,4	-0,8	-4,3
ORTALAMA_MAKSIMUM_SICAKLIK_°C	6,9	8,6	15,2	16,2	22,1	28,3	27,7	26,4	28,2	23,2	12,8	11
ORTALAMA_MINIMUM_SICAKLIK_°C	-0,5	0,1	5,1	5,2	10,1	14,7	18,2	15,9	16,1	10,9	5	2
ORTALAMA_NEM_%	82,9	78,3	68,2	73,3	71,4	68,6	80,7	77,1	71,2	93,2	85,5	74,4
ORTALAMA_SICAKLIK_°C	2,2	2,8	9,5	9,7	15,3	20,5	22,2	20,5	21,1	16,4	8,2	5,3
AYLIK_TOPLAM_YAGIS_mm_Manuel	130,8	156,4	32,1	46,5	81,0	46,0	73,4	64,0	45	68	81,4	47,0

3.2.2.3. Çalışma Alanın Toprağının Bazı Fiziksel ve Kimyasal Analizleri

Çalışmanın ikinci adımı olan arazi çalışması için maden sahasının yakınında bulunan pasa döküm sahasında belirlenen 4 farklı örnek alandan, ekim-dikim öncesi ve hasat sonrası alınan toprak örneklerinde, saksı denemesi topraklarında uygulanan 3.2.1.2.1 ile 3.2.1.6. başlıklarında yapılan fiziksel ve kimyasal analizler yapılmıştır.

3.2.2.4. Çalışma Alanlarının Ekim-Dikim İçin Hazır Hale Getirilmesi

Çalışmanın ikinci adımı olan arazi çalışması için maden sahasının yakınında bulunan pasa döküm sahasına gidilerek 4 farklı saha belirlenmiştir. Bu sahalardan alanı temsil edecek 3'er adet toprak örneği alınarak pH ve ağır metal analizleri yaptırılmıştır. Analiz sonuçlarına göre bütün alanlarda Cu, Zn ve Pb değerlerinin sınır değerlerinin üzerinde olduğu görülmüştür. pH değerlerinin ise 2 ve 4 numaralı örnek alanlarda çok asidik olduğu (ortalama 2,5) 1 ve 3 numaralı örnek alanlarda ise nötre yakın olduğu (ortalama 6,8) tespit edilmiştir. Bu değerler göz önüne alınarak pH değerleri nötre yakın iki sahada çalışma başlatılmasına karar verilmiştir. Diğer iki saha için sönmemiş

tarım kireci takviyesi yapıp (Şekil 33) toprak pH istenilen seviyeye çıkarıldıktan sonra ekim-dikim işlemleri gerçekleştirilmiştir.



Şekil 33. pH değeri asidik olan 2 ve 4 numaralı çalışma alanlarına sönmemiş tarım kireci taktiyesi

3.2.2.5. Bitki Ekim Dikim İşlemleri

Çalışmaya uygun görülen 400m² (20x20m.) büyüklüğündeki örnek alanlara vejetasyon süresinin başlaması ile birlikte *Helianthus annuus* L., *Ricinus communis* L. tohumları ekilerek, *Betula pendula* ve *Populus tremula* fidanları çıplak kök haline getirildikten sonra dikim işlemleri gerçekleştirilmiştir (Şekil 34). Çalışma öncesi toprak kirliliğini belirlemek için her fidanın dikim yapıldığı yerden toprak örnekleri alınmıştır.



Şekil 34. Çalışma alanlarında ekim dikim işlemleri

Mineral madde bakımından fakir olan pasa sahası topraklara, bitkilerin daha sağlıklı bir şekilde büyüyeabilmeleri için 10'ar gram kompoze N, P, K (15x15x15) gübresi verilmiştir (Şekil 35).



Şekil 35. Bitkilere kompoze NPK (15-15-15) gübresinin verilmesi.

Arazi çalışmaları kapsamında ekim ve dikim işlemleri gerçekleştirilen alanlara, kurak dönemlerde düzenli bir şekilde sulama yapılabilmesi için damla sulama sistemi kurulmuştur (Şekil 36).



Şekil 36. Örnek alanlara damla sulama sisteminin kurulması.

3.2.2.6. Bitkilerin Hasat Edilmesi

Tek yıllık bitkilerde hasattan iki hafta önce, çok yıllık bitkilerde hasattan 2 ay önce belirlenen bitkilere şelatın ağır metal alımı üzerine etkisini araştırmak için EDDS şelatı takviyesi yapılmıştır (Şekil 37).



Şekil 37. Hasat edilmeden önce bitkilere EDDS şelatı verilmesi

Hasat zamanı gelmiş ayçiçeği ve yabani hint yağı bitkilerinin 16 hafta sonunda hasadı gerçekleştirilmiştir (Şekil 38). Hasat sonrası toprak, gövde ve kök örnekleri alınarak analize hazır hale getirilmiştir.



Şekil 38. Ayçiçeği ve yabancı hint yağı bitkilerinin hasadı

Vejetasyon süresinin sona ermesi ile birlikte alanda bulunan huş ve kavak fidanları da köklerine zarar gelmeyecek şekilde sökülerek (Şekil 39) kök, gövde ve yaprak örnekleri olacak şekilde kısımlara ayrılmıştır.



Şekil 39. Kavak ve Huş fidanlarının hasadı

3.2.2.7. Bitkilerin Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi

Arazi çalışmaları kapsamında hasat edilen bitkilerin fitoremediatör yani fitostabilizatör veya fitoekstraktör olarak belirlemek için iki indikatör kullanılmıştır. Bunlar, biyoakümülyasyon faktörü ve translokasyon faktörüdür. Biyoakümülyasyon faktörü sürgünlerdeki metal konsantrasyonunun topraktaki metal konsantrasyonuna oranını ifade eder (Li ve ark., 2007; Rezvani ve Zaefarian 2011; Tözsér ve ark., 2019). Bu değer aşağıdaki formülle hesaplanmıştır;

$$\text{Biyoakümülyasyon Faktörü (BAF)} = \frac{\text{Bitki Metal Derişimi (mg/kg)}}{\text{Toprak Metal Derişimi (mg/kg)}}$$

Translokasyon faktörü ise aşağıdaki formülde belirtildiği gibi bitki yeşil aksamındaki (YA) metal derişiminin kök metal derişimine oranıdır (Karami ve Shamsuddi, 2010).

$$\text{Translokasyon Faktörü (TF)} = \frac{\text{Yeşil Aksam Metal Derişimi (mg/kg)}}{\text{Kök Metal Derişimi (mg/kg)}}$$

3.2.2.8. İstatistiksel Analizler

Arazi çalışmaları sonucunda elde edilen toprak ve bitki örnekleri için yapılan analizlerin tümünde ortalama ve standart sapma değerleri hesaplanmıştır. Deneme, faktöriyel deneme desenine göre kurulmuştur. Veriler, istatistiksel analiz programı SPSS 22.0 kullanılarak varyans analizi (ANOVA), ortalamalar arasındaki farklılıkların önemini belirlemek için, Duncan'ın çoklu karşılaştırma testi uygulanarak kontrol edilmiştir ($p \leq 0.05$).

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Saksı Denemesi

Artvin Çoruh Üniversitesi, Fidanlık ve Araştırma Serasında yürütülen çalışma şelatlı (EDDS) ve şelatsız, 4 farklı kirlilik oranında (%0, 50, 75 ve 100) ve 4 tekerrürlü olacak şekilde 128 saksı örneği ile yapılmıştır.

4.1.1. Saksı Denemesi Topraklarının Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Saksı denemesi için farklı kirlilik oranlarında kullanılan toprak örneklerinin pH, EC, bünye (kum-kil-silt oranı), organik madde, organik karbon ve kireç tayini analizlerine ait sonuçlar ve kullanılan yöntemler Tablo 7’de gösterilmiştir.

Tablo 7. Sera ortamında bulunan farklı kirlilik oranlarına göre toprakların bazı fiziksel ve kimyasal analiz sonuçları.

Özellik	%0	%50	%75	%100	Kullanılan Yöntem
pH (1:25)	7,32	6,75	6,38	6,08	(Kacar, 1995)
*EC (dS/m)	0,59	0,93	0,99	1,14	(Arkley, R. J, 1962)
Kum (0,02-2 mm) (%)	59,52	66,71	66,59	77,42	(Bouyoucus, 1951)
Silt (0,002-0,02 mm) (%)	16,64	9,14	0,13	1,24	(Bouyoucus, 1951)
Kil (<0,002 mm) (%)	23,84	24,15	33,28	21,34	(Bouyoucus, 1951)
Tekstür sınıfı	Kumlu Killi Tın	Kumlu Killi Tın	Kumlu Killi Tın	Kumlu Killi Tın	(Bouyoucus, 1951)
Kireç (CaCO ₃) (%)	5,82±0,60	4,77±0,53	4,05±0,29	3,69±0,38	(Loeppert ve ark., 1996)
Organik madde (%)	3,73±0,29	2,02±0,32	1,17±0,25	0,28±0,23	(Kacar, 1995)
Organik C (%)**	2,16	1,17	0,68	0,16	(Kacar, 1995)
*EC = Elektiriksel İletkenlik **Organik C (%) = Organik Madde (%) / 1,724					

Analiz sonuçlarına bakıldığında, kirlilik oranı arttıkça pH, organik madde, organik karbon ve kireç oranları azalırken, elektriksel iletkenlik artmıştır. Bütün kirlilik oranlarında toprak türü kumlu killi tın olarak tespit edilmiştir.

4.1.2. Saksı Ayçiçeği Denemesi

4.1.2.1. Ayçiçeği Tohumunun Çimlenme Yüzdesi

Sera ortamında ayçiçeği bitkisinin ekildiği kontrol (%0), %50, 75 ve 100 kirlilik oranlarındaki saksılarda tohumlarının çimlenmeleri sabit kalana kadar günlük olarak

takip edilmiştir. Çimlenme yüzdesi, çimlenen tohum sayısının ekilen tohum sayısına bölünüp 100 ile çarpılması ile bulunmuştur. Ayçiçeği bitkisinin çimlenme oranı aşağıdaki tablolarda verilmiştir (Tablo 8).

Tablo 8. Ayçiçeği bitkisinin tohumlarının çimlenme oranı.

Kirlilik Oranı (%)	Ayçiçeği Tohumu Çimlenme Oranı (%)
0	98,75
50	87,50
75	86,25
100	82,50

Ayçiçeği tohumlarının toplam çimlenme oranına bakıldığında %88,75 gibi yüksek bir oran görülmektedir. Kirlilik oranı %100 olan saksılardaki çimlenme oranı ise %82,5 olarak hesaplanmıştır. Ayçiçeği bitkisinde kirlilik oranlarına göre tohum çimlenme yüzdesine bakıldığında, kirlilik oranı arttıkça çimlenme yüzdesinin düştüğü gözlemlenmiştir.

4.1.2.2. Ayçiçeği Bitkisi Yapraklarının Klorofil İçerikleri

Artan dozlarda ağır metal uygulamasının etkisiyle ayçiçeği yapraklarında değişen klorofil içerikleri ucuz, kolay ve hızlı ölçüm veren klorofil metre (Konica-Minolta SPAD-502) kullanılarak belirlenmiştir. Bitkilerin hasat edilmeden önce üst, orta ve alt yapraklardan, yaprağın sağından ve solundan üç tekrarlı olarak doğrudan klorofil ölçümü yapılmıştır. Yapılan ölçümlerin ortalaması alınarak SPAD değeri olarak değerlendirilmiştir.

Farklı ağır metal kirlilik oranları ve EDDS uygulamasının ayçiçeği bitkisi yapraklarının klorofil konsantrasyonlarına etkisinin istatistiksel olarak genç, orta ve yaşlı yapraklar üzerine etkisinin önemli oranda farklı olduğu ($p \leq 0,01$) belirlenmiştir (Tablo 9). Tüm yapraklarda en düşük klorofil miktarı %100 kirlilik oranının EDDS uygulanmamış bitkilerinde ölçülürken en yüksek klorofil miktarları ise %0 kirlilik oranı olan uygulamalarda elde edilmiştir.

Tablo 9. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ve EDDS uygulamasının ayçiçeği bitkisi yapraklarının klorofil konsantrasyonlarına etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Genç	Orta	Yaşlı
		(SPAD Birimi)		
%0	(-) EDDS	34,1 ^a	28,7 ^a	22,1 ^{ab}
	(+) EDDS	33,9 ^{ab}	30,2 ^a	24,1 ^a
%50	(-) EDDS	32,7 ^{a-c}	27,3 ^{ab}	19,8 ^{a-c}
	(+) EDDS	34,4 ^a	29,7 ^a	18,3 ^{b-d}
%75	(-) EDDS	31,1 ^{b-d}	23,9 ^{bc}	15,3 ^{cd}
	(+) EDDS	29,8 ^{cd}	25,2 ^{bc}	16,8 ^{b-d}
%100	(-) EDDS	24,6 ^e	18,1 ^d	13,9 ^d
	(+) EDDS	28,1 ^d	22,8 ^c	15,6 ^{cd}
F		16,1 ^{**}	16,9 ^{**}	5,12 ^{**}

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$

4.1.2.3. Ayçiçeği Bitkisinin Kuru Ağırlıkları

Ağır metal ve EDDS uygulamalarının ayçiçeği bitkisinin biyokütle üretimine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Tablo 10). Meers ve ark. (2005), ayçiçeği (*Helianthus Annuus* L.) bitkisinde ağır metal birikimini artırmak için şelatlayıcı maddeler olan EDTA ve EDDS'yi kullanmışlardır. Çalışmamızda da olduğu gibi *Helianthus Annuus* L. bitkisinde EDDS'nin ağır metal biriktirmede etkili bir şelatör olduğu belirtilmiştir. En düşük yeşil aksam kuru ağırlığı (1,44 g) ve en düşük kök kuru ağırlığı (1,21 g) %100 kirlilik dozunun EDDS uygulanmamış ayçiçeği bitkisinde elde edilmiştir. Al-Jobori ve Kadhim (2019) tarafından yapılan çalışmada, bu çalışmayla benzer şekilde, kirlilik miktarı arttıkça ayçiçeği bitkisi biyokütlesindeki artışın yavaşladığını belirtmişlerdir. Ayrıca elde edilen veriler, EDDS uygulamasının yeşil aksam kuru ağırlığını artırıcı etkisi olduğunu göstermektedir.

Tablo 10. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ayçiçeği bitkisi yeşil aksam ve kök kuru ağırlıklarına etkileri (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Yeşil Aksam	Kök
		(g)	
%0	(-) EDDS	2,32 ^{bc}	2,30 ^a
	(+) EDDS	3,43 ^b	2,67 ^a
%50	(-) EDDS	3,35 ^b	2,56 ^a
	(+) EDDS	5,19 ^a	2,64 ^a
%75	(-) EDDS	1,82 ^c	1,77 ^b
	(+) EDDS	2,42 ^{bc}	1,72 ^b
%100	(-) EDDS	1,44 ^c	1,21 ^c
	(+) EDDS	1,83 ^c	1,55 ^{bc}
F		13,7 ^{**}	20,0 ^{**}

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$

4.1.2.4. Ayçiçeği Bitkisinin Ekim Öncesi ve Hasat Sonrasında Deneme Toprağındaki Ağır Metal Konsantrasyonları

Saksı denemesi dikim öncesi ve bitkiler hasat edildikten sonra saksı topraklarının toplam ağır metal konsantrasyonları Tablo 11’de verilmiştir. Elde edilen verilere göre saksı denemesinde ekim öncesi topraklarda kirlilik düzeylerindeki artışla birlikte ağır metal konsantrasyonlarının (Cu, Zn ve Pb) arttığı ve bu bulguların istatistiksel açıdan %1 düzeyinde önemli olduğu tespit edilmiştir. En yüksek Cu (1005 mg/kg), Zn (330 mg/kg) ve Pb (249 mg/kg) %100 kirli toprak düzeyinde EDDS uygulanmamış bitkilerde belirlenmiştir.

Ayçiçeği tohumlarının saksılara ekiminden ve 16 hafta sonra hasat edilmesi ile topraktaki toplam ağır metal konsantrasyonları tüm kirlilik düzeylerinde azalma gösterdiği ve sonuçların istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli olduğu belirlenmiştir ($p \leq 0,01$).

Tablo 11. Ayçiçeği saksı denemesi çalışmasında ekim öncesi ve hasat sonrası topraklardaki ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Ekim Öncesi Toprak Metal Konsantrasyonu			Hasat Sonrası Toprak Metal Konsantrasyonu		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(mg/kg)					
%0	(-) EDDS	56,8 ^d	105,0 ^c	66,3 ^c	37,2 ^f	62,3 ^{cd}	37,5 ^{bc}
	(+) EDDS	92,7 ^d	90,0 ^c	77,0 ^c	55,7 ^f	44,5 ^d	27,5 ^c
%50	(-) EDDS	585 ^b	205 ^b	103 ^c	393 ^d	72,0 ^{cd}	52,8 ^{ab}
	(+) EDDS	396 ^c	197 ^b	98,0 ^c	249 ^e	64,0 ^{cd}	36,3 ^c
%75	(-) EDDS	644 ^b	225 ^b	196 ^b	537 ^c	112 ^b	68,0 ^a
	(+) EDDS	655 ^b	198 ^b	176 ^b	493 ^c	88,8 ^{bc}	58,8 ^a
%100	(-) EDDS	1065 ^a	330 ^a	249 ^a	897 ^a	154 ^a	53,3 ^{ab}
	(+) EDDS	998 ^a	289 ^a	239 ^a	659 ^b	112 ^b	38,5 ^{bc}
F		351**	28,8**	39,8**	408**	14,1**	8,85**

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$

4.1.2.5. Ayçiçeği Bitkisinin Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri

Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ayçiçeği bitkisi yeşil aksam, gövde ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonlarına etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p \leq 0,01$). Ağır metal oranlarındaki artışla birlikte yeşil aksam ve kök Cu, Zn ve Pb konsantrasyonları da artmıştır (Tablo 12). Yeşil aksam ve kökte en yüksek Cu, Zn, ve Pb sırasıyla 403, 249 ve 387 mg/kg ve kökte ise en yüksek Cu, Zn ve Pb sırasıyla 819, 212 ve 322 mg/kg olarak belirlenmiştir. Çalışmamıza paralel olarak,

Lombi ve ark. (1998), Eckhardt ve Khanal (1999) ve Angelova ve ark. (2016) yapmış oldukları çalışmalarda Pb, Zn ve Cd ağır metallerinin ağırlıklı olarak *Helianthus Annuus* L. bitkisinin yapraklarında biriktiğini belirtmişlerdir. Yine farklı bir çalışmada Jadia ve Fulekar (2008), çalışmamızda olduğu gibi *Helianthus Annuus* L. sürgünlerinin ağır metal birikiminin ana organı olduğunu, kök kısmına göre daha fazla ağır metal biriktirdiğini tespit etmişlerdir.

Tablo 12. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ayçiçeği bitkisi yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonlarına etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
(mg/kg)							
%0	(-) EDDS	59,8 ^c	54,3 ^e	110 ^d	379 ^{cd}	83,3 ^c	118 ^e
	(+) EDDS	73,3 ^c	72,0 ^e	124 ^{cd}	323 ^d	98,3 ^{bc}	147 ^{de}
%50	(-) EDDS	76,8 ^c	135 ^d	192 ^{b-d}	557 ^{bc}	115 ^{bc}	210 ^{cd}
	(+) EDDS	85,5 ^c	149 ^{cd}	190 ^{b-d}	632 ^b	131 ^c	248 ^{bc}
%75	(-) EDDS	205 ^b	176 ^c	208 ^{bc}	612 ^b	207 ^a	270 ^{a-c}
	(+) EDDS	197 ^b	208 ^b	220 ^b	667 ^{ab}	201 ^a	298 ^{ab}
%100	(-) EDDS	212 ^b	213 ^b	258 ^b	688 ^{ab}	198 ^a	250 ^{bc}
	(+) EDDS	403 ^a	249 ^a	387 ^a	819 ^a	212 ^a	322 ^a
F		21,0 ^{**}	73,6 ^{**}	12,3 ^{**}	10,1 ^{**}	24,9 ^{**}	12,6 ^{**}

** : p ≤ 0,01 (%1 düzeyinde önemli) * : p ≤ 0,05

Bitkilerin ağır metal içerikleri oluşturdukları toplam biyokütlede biriktirdikleri ağır metal miktarı ya da ekimden hasada kadar topraktan kökleri ile uzaklaştırdıkları ve biyokütlelerinde biriktirdikleri metal miktarını ifade eder (Tablo 13) ve aşağıdaki formülle hesaplanır.

İçerik (kontent) (µg/bitki) = Metal konsantrasyonu (µg/g) * Kuru ağırlık (g/bitki)
(Formül 1)

Ayçiçeği bitkisinin yeşil aksam ve kök Cu, Zn ve Pb içeriklerine bakıldığında; özellikle bitki kuru ağırlığının metal içeriğini etkilediği görülmektedir. Yeşil aksamda en yüksek Cu (765 µg/bitki) %100 kirlilik düzeyinin EDDS uygulamasında, Zn (769 µg/bitki) ve Pb (988 µg/bitki) ise %50 kirlilik dozunun EDDS uygulamasında saptanmıştır. Kök de ise en yüksek Cu (1641 µg/kök) ve Pb (664 µg/kök) %50 kirlilik dozunun EDDS uygulamasından ve Zn (368 µg/bitki) EDDS uygulanmamış %75 kirlilik dozunda belirlenmiştir.

Tablo 13. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ayçiçeği bitkisi yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerine (µg/bitki) etkileri (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
(µg/bitki)							
%0	(-) EDDS	139 ^c	127 ^e	253 ^d	870 ^{cd}	189 ^c	268 ^d
	(+) EDDS	250 ^{bc}	239 ^{de}	427 ^{b-d}	843 ^d	259 ^{a-c}	387 ^{b-d}
%50	(-) EDDS	258 ^{bc}	452 ^{bc}	640 ^{bc}	1409 ^{ab}	294 ^{a-c}	537 ^{ab}
	(+) EDDS	438 ^b	769 ^a	988 ^a	1641 ^a	349 ^{ab}	664 ^a
%75	(-) EDDS	372 ^{bc}	323 ^{cd}	379 ^{cd}	1080 ^{b-d}	368 ^a	473 ^{a-c}
	(+) EDDS	481 ^b	504 ^b	533 ^{b-d}	1145 ^{b-d}	348 ^{ab}	513 ^{ab}
%100	(-) EDDS	302 ^{bc}	310 ^{cd}	373 ^{cd}	846 ^d	243 ^{bc}	301 ^{cd}
	(+) EDDS	765 ^a	458 ^{bc}	726 ^{ab}	1273 ^{a-c}	330 ^{ab}	500 ^{a-c}
F		6,56**	14,8**	7,36**	5,98**	3,43**	4,94**

** : p ≤ 0,01 (%1 düzeyinde önemli) * : p ≤ 0,05

4.1.2.6. Ayçiçeği Bitkisinin Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi

Ayçiçeği bitkisinin farklı ağır metal türlerine göre akümülatör bitki olup olmadığı ve fitoekstraksiyon kapasitesi belirlenmiştir. Ayçiçeği bitkisinin biyoakümülyasyon faktörü değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 14)

Tablo 14. Ayçiçeği bitkisinin biyoakümülyasyon faktörü değerleri

Kirlilik Dozları	Uygulama	Cu BAF	Zn BAF	Pb BAF
%0	(-) EDDS	0,79±0,06	0,80±0,09	1,66±0,45
	(+) EDDS	1,09±0,25	0,52±0,11	1,67±0,48
%50	(-) EDDS	0,22±0,03	0,76±0,11	2,06±0,61
	(+) EDDS	0,13±0,01	0,67±0,07	1,89±0,48
%75	(-) EDDS	0,31±0,07	1,07±0,14	1,41±0,34
	(+) EDDS	0,32±0,03	0,80±0,13	1,06±0,07
%100	(-) EDDS	0,41±0,16	0,86±0,07	1,70±0,74
	(+) EDDS	0,20±0,03	0,67±0,17	1,07±0,32

Biyoakümülyasyon faktörü değerlerine bakıldığında ayçiçeği bitkisi, kurşun ağır metalinde tüm kirlilik dozlarında, bakır ağır metalinde şelatlı, kontrol saksılarında ve çinko ağır metalinde şelatsız, %75 kirlilik oranındaki saksı örneklerinde akümülatör özellik göstermektedir. Çalışmamızda elde ettiğimiz sonuçlara paralel olarak, Boonyapookana'nın (2005) yaptığı çalışmada ayçiçeği (*Helianthus Annuus* L.) bitkisinin, terkedilmiş maden alanlarının restorasyonu ile fabrika bölgelerindeki kirlenmiş alanların kurşun (Pb) gideriminde en iyi sonucu veren bitki olduğunu belirtmişlerdir. Farklı bir çalışmada Salt ve ark. (1998) mısır ve ayçiçeğinin yüksek

düzeyde biyokütle içeren bitkilerden olduğunu ve bunların önemli düzeyde Pb toplayabildiklerini bildirmişlerdir.

Ayçiçeği bitkisinin fitoekstraksiyon kapasitesini belirlemek için yeşil aksamındaki metal derişiminin, kök metal derişimine oranı olarak ifade edilen translokasyon faktörü değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 15).

Tablo 15. Ayçiçeği bitkisinin translokasyon faktörü değerleri

Kirlilik Dozları	Uygulama	Cu TLF	Zn TLF	Pb TLF
%0	(-) EDDS	0,27±0,11	0,75±0,13	0,99±0,46
	(+) EDDS	0,16±0,01	0,68±0,21	0,99±0,29
%50	(-) EDDS	0,14±0,03	1,19±0,38	0,84±0,30
	(+) EDDS	0,14±0,03	1,19±0,12	0,94±0,32
%75	(-) EDDS	0,30±0,03	1,04±0,05	0,82±0,17
	(+) EDDS	0,34±0,03	0,86±0,15	0,77±0,01
%100	(-) EDDS	0,49±0,15	1,18±0,10	1,18±0,35
	(+) EDDS	0,32±0,10	1,08±0,07	1,05±0,23

Ayçiçeği bitkisinin translokasyon faktörü değerlerine bakıldığında çinko ağır metali için şelatlı ve şelatsız %50 kirlilik oranında, şelatsız %75 kirlilik oranında ve %100 kirlilik oranındaki şelatlı ve şelatsız örneklerde, kurşun ağır metali için ise şelatlı ve şelatsız %100 kirlilik oranındaki örneklerde TLF değeri 1'den büyük olduğu için yeşil aksamdaki ağır metal oranının, köklerdeki ağır metal oranından yüksek olduğu görülmüştür. Yapılan çalışmalarda, ayçiçeği bitkisinin metalleri (Pb, Cd, Zn, Ni, Cu) fitoekstraksiyon (Dietz ve Schnoor, 2001; Pilon-Smits, 2005) ve rizofiltrasyon (Dushenkov ve ark., 1995; Raskin, 1996; Schoonor ve Dee, 1997; Dushenkov ve Kapulnik, 2000; Pilon-Smits, 2005) yöntemleri ile uzaklaştırdığı belirtilmiştir.

4.1.3. Saksı Yabani Hint Yağı Denemesi

4.1.3.1. Yabani Hint Yağı Tohumunun Çimlenme Yüzdesi

Sera ortamında yabani hint yağı bitkisinin ekildiği kontrol, %50, 75 ve 100 kirlilik oranlarındaki saksılarda tohumlarının çimlenmeleri sabit kalana kadar günlük olarak takip edilmiştir. Çimlenme yüzdesi, çimlenen tohum sayısının ekilen tohum sayısına bölünüp 100 ile çarpılması ile bulunmuştur. Yabani hint yağı bitkisinin çimlenme oranı aşağıdaki tablolarda verilmiştir (Tablo 16).

Tablo 16. Yabani hint yağı bitkisinin tohumlarının çimlenme oranı.

Kirlilik Dozları (%)	Ayçiçeği Tohumu Çimlenme Oranı (%)
0	90,00
50	83,75
75	75,00
100	53,75

Yabani hint yağı tohumlarının toplam çimlenme oranına bakıldığında %75,63 gibi yüksek bir oran görülmektedir. Kirlilik oranı %100 olan saksılardaki çimlenme oranı ise %53,75 olarak hesaplanmıştır. Yabani hint yağı bitkisinde kirlilik oranlarında göre tohum çimlenme oranına bakıldığında, kirlilik oranı arttıkça çimlenme oranının düştüğü gözlemlenmiştir.

4.1.3.2. Yabani Hint Yağı Bitkisi Yapraklarının Klorofil İçerikleri

Yabani hint yağı yapraklarında değişen klorofil içerikleri ucuz, kolay ve hızlı ölçüm veren klorofil metre (Konica-Minolta, SPAD-502) kullanılarak belirlenmiştir. Bitkilerin hasat edilmeden önce üst, orta ve alt yapraklardan, yaprağın sağından ve solundan üç tekrarlı olarak doğrudan klorofil ölçümü yapılmıştır. Yapılan ölçümlerin ortalaması alınarak SPAD değeri olarak değerlendirilmiştir.

Farklı ağır metal kirlilik oranları ve şelat uygulamasının yabani hint yağı bitkisi genç yapraklarının klorofil konsantrasyonlarına etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinden önemli bulunmuştur (Tablo 17). Klorofil içerikleri genç yapraklardan yaşlı yapraklara doğru azalma göstermiş ve ağır metal konsantrasyonlarındaki artışla tüm yapraklarda klorofil içeriklerinde azalmaya neden olmuştur. Bu azalma orta ve yaşlı yapraklarda istatistiksel olarak önemli bulunmamıştır. Benzer şekilde Çiftçi, 2016 yılında yapmış olduğu çalışmada kirlilik oranının artması ile birlikte klorofil düzeylerinin azalttığını belirtmiştir. Genç yapraklarda en düşük klorofil miktarı (sırasıyla 33,7 ve 34,0 SPAD Birimi) %100 kirlilik oranının da sırasıyla EDDS uygulanmış ve uygulanmamış bitki yaprakların ölçülürken en yüksek klorofil miktarı (41,9 SPAD Birimi) ise %0 kirlilik oranı uygulamalarında elde edilmiştir.

Tablo 17. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ve EDDS uygulamasının yabancı hint yağı bitkisi yapraklarının klorofil konsantrasyonlarına etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Genç	Orta (SPAD Birimi)	Yaşlı
%0	(-) EDDS	40,3 ^{a-c}	35,1	26,6
	(+) EDDS	41,9 ^a	38,4	26,7
%50	(-) EDDS	40,8 ^{ab}	36,4	25,0
	(+) EDDS	39,5 ^{a-c}	35,1	24,8
%75	(-) EDDS	36,5 ^{b-d}	34,8	25,5
	(+) EDDS	36,1 ^{cd}	33,4	24,1
%100	(-) EDDS	34,0 ^d	31,4	21,1
	(+) EDDS	33,7 ^d	34,2	25,2
F		6,22 ^{**}	Ö.D.	Ö.D.

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$ Ö.D: Önemli Değil

4.1.3.3. Yabancı Hint Yağı Bitkisinin Kuru Ağırlıkları

Ağır metal ve şelat uygulamalarının hint yağı (*Ricinus communis* L.) bitkisinin biyokütle üretimine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Tablo 18). Melo ve ark. (2009) yapmış oldukları çalışmada yabancı hint yağı bitkisinin, artan ağır metal derişimleri ile birlikte sürgün ve köklerinde biyokütle azalması görüldüğü belirtilmiştir. Farklı bir çalışmada Hadi ve ark. (2015) yabancı hint yağı bitkisi kullanarak yapmış oldukları çalışmada bitki boyu, kök uzunluğu ve toplam bitki kuru biyokütlesi kontrol ile karşılaştırıldığında önemli ölçüde azaldığı belirtilmiştir. En yüksek yeşil aksam kuru ağırlığı (sırasıyla 7,60 ve 7,34 g) %0 ve %50 kirlilik dozunun EDDS uygulamasından ve en yüksek kök kuru ağırlığı (3,79 g) %50 kirlilik dozunun EDDS uygulamasından elde edilmiştir. Diğer yandan, en düşük yeşil aksam kuru ağırlığı (3,87 g) ve en düşük kök kuru ağırlığı (1,96 g) %100 kirlilik dozunun EDDS uygulanmamış hint yağı bitkisinde ölçülmüştür. Ayrıca, elde edilen veriler EDDS uygulamasının yeşil aksam ve kök kuru ağırlıkları üzerine artırıcı etkisi olduğunu göstermektedir.

Tablo 18. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin yabancı hint yağı bitkisi yeşil aksam ve kök kuru ağırlıklarına etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Yeşil Aksam	Kök
		(g)	
%0	(-) EDDS	6,30 ^b	3,04 ^{bc}
	(+) EDDS	7,60 ^a	3,69 ^{ab}
%50	(-) EDDS	6,19 ^b	3,15 ^{a-c}
	(+) EDDS	7,34 ^a	3,79 ^a
%75	(-) EDDS	5,08 ^c	2,36 ^d
	(+) EDDS	5,47 ^{bc}	2,54 ^{cd}
%100	(-) EDDS	3,87 ^d	1,96 ^d
	(+) EDDS	4,45 ^{cd}	2,23 ^d
F		20,5 ^{**}	13,4 ^{**}

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$

4.1.3.4. Yabancı Hint Yağı Bitkisinin Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları

Saksı denemesi ekim öncesi ve hasat sonrası saksı topraklarının toplam ağır metal konsantrasyonları Tablo 19’da verilmiştir. Elde edilen verilere göre saksı denemesinde ekim öncesi topraklarda kirlilik düzeylerindeki artışla birlikte ağır metal konsantrasyonlarının (Cu, Zn ve Pb) arttığı ve bu bulguların istatistiksel açıdan %1 güven düzeyinde önemli oranda farklı olduğu saptanmıştır. En yüksek Cu (924 mg/kg) ve Zn (352 mg/kg) %100 kirli toprak düzeylerinde EDDS uygulanmasından ve Pb (350 mg/kg) %100 kirli toprak düzeyinde EDDS uygulanmamış saksı topraklarında tespit edilmiştir.

Hint yağı tohumlarının saksılara ekiminden 16 hafta sonra hasat edilmesi ile topraktaki total ağır metal konsantrasyonları tüm kirlilik düzeylerinde azalma gösterdiği ve sonuçların istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli olduğu belirlenmiştir ($p \leq 0,01$). Hasat sonrası en yüksek Cu (516 mg/kg) %75 kirli toprak düzeyinde EDDS uygulanmasından, Zn (123 mg/kg) %100 kirli toprak düzeyinde EDDS uygulanmasından ve Pb (43,0 mg/kg) %100 kirli toprak düzeyinde EDDS uygulanmamış saksı topraklarında tespit edilmiştir.

Tablo 19. Yabani hint yağı saksı denemesi ekim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Ekim Öncesi Toprak Metal Konsantrasyonu			Hasat Sonrası Toprak Metal Konsantrasyonu		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(mg/kg)					
%0	(-) EDDS	101 ^d	87,0 ^d	72,3 ^c	60,0 ^g	45,8 ^d	17,8 ^c
	(+)EDDS	92,0 ^d	102 ^d	87,8 ^c	43,7 ^g	44,3 ^d	17,5 ^c
%50	(-) EDDS	517 ^c	236 ^b	177 ^b	209 ^e	116 ^{ab}	31,3 ^b
	(+)EDDS	488 ^c	190 ^c	175 ^b	154 ^f	80,8 ^c	20,5 ^c
%75	(-) EDDS	676 ^b	249 ^b	191 ^b	494 ^b	95,0 ^{bc}	34,0 ^{ab}
	(+)EDDS	650 ^b	255 ^b	210 ^b	516 ^a	88,5 ^c	35,5 ^{ab}
%100	(-) EDDS	915 ^a	256 ^b	350 ^a	440 ^c	118 ^{ab}	43,0 ^a
	(+)EDDS	924 ^a	352 ^a	197 ^b	377 ^d	123 ^a	38,3 ^{ab}
F		187**	60,4**	42,3**	1083**	19,4**	11,7**

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$

Yabani hint yağı saksı denemesi ekim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal konsantrasyonları karşılaştırıldığında, toprakta azalmanın en fazla görüldüğü ağır metaller sırası ile Pb>Zn>Cu olarak görülmüştür. Benzer bir çalışmada, Xiaohai ve ark. (2008) kirlenmiş alanlarda yetişen 21 yerli bitkide Pb, Cu ve Zn birikim kapasitelerini araştırmışlardır. Elde edilen verilere göre, *Ricinus communis* L., bitkisinin Pb ile kirlenmiş toprakların arıtımı için büyük bir potansiyele sahip olduğunu tespit edilmiştir. Farklı bir çalışmada He ve ark. (2020) Zn ağır metali için 380 mg/kg kirliliğe karşı tolerans gösterdiğini ortaya koymuşlardır.

4.1.3.5. Yabani Hint Yağı Bitkisinin Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri

Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin yabani hint yağı bitkisi yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonlarına etkisi Tablo 20’de verilmiştir. Elde edilen sonuçlar istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p \leq 0,01$). Yeşil aksamda en yüksek Cu (238 mg/kg) ve Zn (397-405 mg/kg) %75 dozunun EDDS’li ve EDDS’siz uygulamalarında ve Pb (303 mg/kg) %100 dozunun EDDS’siz uygulamasında belirlenmiştir. Yeşil aksam Cu ve Zn konsantrasyonları %75 kirlilik düzeyine kadar artmış ancak %100 kirlilik düzeyinde azalma göstermiştir. Diğer yandan kökte en yüksek Cu (489 mg/kg) %75 kirlilik düzeyinin EDDS uygulamasından, Zn (290 mg/kg) %100 kirlilik düzeyinin EDDS uygulamasından ve Pb (124 mg/kg) %100 kirlilik düzeyinin EDDS’siz uygulamasında elde edilmiştir.

Tablo 20. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin yabancı hint yağı bitkisi yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonlarına etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(mg/kg)					
%0	(-) EDDS	84,3 ^{cd}	105 ^c	92,5 ^e	106 ^c	120 ^d	55,0 ^c
	(+) EDDS	56,3 ^d	79,5 ^c	153 ^d	132 ^{bc}	137 ^{cd}	61,8 ^c
%50	(-) EDDS	83,0 ^{cd}	109 ^c	167 ^d	165 ^{bc}	158 ^{cd}	72,3 ^{bc}
	(+) EDDS	113 ^{bc}	107 ^c	223 ^{bc}	239 ^b	213 ^{a-c}	85,3 ^{a-c}
%75	(-) EDDS	237,7 ^a	397 ^a	200 ^{cd}	383 ^a	214 ^{a-c}	104 ^{ab}
	(+) EDDS	238 ^a	405 ^a	225 ^{bc}	489 ^a	265 ^{ab}	109 ^{ab}
%100	(-) EDDS	123 ^{bc}	290 ^b	303 ^a	391 ^a	193 ^{b-d}	124 ^a
	(+) EDDS	134 ^b	285 ^b	262 ^{ab}	448 ^a	290 ^a	123 ^a
F		27,8**	112**	20,4**	16,2**	7,05**	5,53**

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$

Artan düzeylerde ağır metal kirlilik düzeylerinin yabancı hint yağı bitkisinin kök Pb içeriği dışında yeşil aksam ve kök Cu, Zn ve Pb içeriklerine etkisi istatistiksel açıdan önemli ($p \leq 0,01$) bulunmuştur (Tablo 21). Şelat verilen bitkilerin yaprak ve kök kısımlarında ağır metal konsantrasyonlarının daha yüksek olduğu görülmüştür. Benzer şekilde Wuana ve ark. (2016), yapmış oldukları çalışmada şelat uygulamasının yabancı hint yağı bitkisinin kök ve sürgünlerindeki metal derişimi artırdığı belirtilmiştir. Bitkilerin dokularında biriktirdikleri ağır metal konsantrasyonu kadar ürettikleri biyokütle miktarları da dokularında metal biriktirebilme potansiyellerini etkilemektedir. Yeşil aksamda en yüksek Cu (1214 ve 1306 $\mu\text{g/bitki}$) ve Zn (2019 ve 2228 $\mu\text{g/bitki}$) Zn %75 kirlilik düzeyinin EDDS'siz ve EDDS'li uygulamalarında ve Pb (1633 $\mu\text{g/bitki}$) ise %50 kirlilik dozunun EDDS uygulamasında saptanmıştır. Kök de ise en yüksek Cu (1245 $\mu\text{g/kök}$) %75 kirlilik düzeyinin EDDS uygulamasında ve Zn (808 $\mu\text{g/bitki}$) %50 kirlilik dozunun EDDS uygulamasından elde edilmiştir Bkz. Formül 1.

Tablo 21. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin yabancı hint yağı bitkisi yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerine (µg/bitki) etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(µg/bitki)					
%0	(-) EDDS	534 ^{bc}	663 ^c	582 ^c	324 ^d	364 ^c	173
	(+) EDDS	427 ^c	608 ^c	1166 ^{ab}	484 ^{cd}	507 ^{bc}	227
%50	(-) EDDS	514 ^{bc}	671 ^{bc}	1033 ^{bc}	521 ^{cd}	500 ^{bc}	219
	(+) EDDS	828 ^b	784 ^{bc}	1633 ^a	911 ^{a-c}	808 ^a	324
%75	(-) EDDS	1214 ^a	2019 ^a	1000 ^{bc}	902 ^{a-c}	502 ^{bc}	244
	(+) EDDS	1306 ^a	2228 ^a	1223 ^{ab}	1245 ^a	664 ^{ab}	277
%100	(-) EDDS	479 ^c	1099 ^{bc}	1152 ^{ab}	777 ^{bc}	381 ^c	245
	(+) EDDS	591 ^c	1295 ^b	1197 ^{ab}	996 ^{ab}	660 ^{ab}	270
F		14,4**	12,8**	3,73**	5,69**	4,27**	Ö.D.

** : p ≤ 0,01 (%1 düzeyinde önemli) * : p ≤ 0,05 Ö.D. : Önemli Değil

Yabancı hint yağı bitkisinin yeşil aksam ve kök ağır metal konsantrasyonlarına bakıldığında Zn ve Pb daha çok yeşil aksamda Cu ise köklerde biriktiği gözlemlenmiştir. Yapılan çalışmalarda; Vwıoko ve ark. (2006), *Ricinus communis* L. ile yaptıkları çalışmada ağır metallerin (Mn, Ni ve Pb) yoğunlukla yabancı hint yağı bitkisinin yapraklarında birikmiş olduğunu belirlemişlerdir. Junior ve ark. (2012), yapmış olduğu farklı bir çalışmada köklerin toplam %61 oranında bakırı akümüle ettiği bildirilmiştir.

4.1.3.6. Yabancı Hint Yağı Bitkisinin Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi

Yabancı hint yağı bitkisinin farklı ağır metal türlerine göre akümülatör bitki olup olmadığı ve fitoekstraksiyon kapasitesi belirlenmiştir. Yabancı hint yağı bitkisinin biyoakümülyasyon faktörü değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 22)

Tablo 22. Yabancı hint yağı bitkisinin biyoakümülyasyon faktörü değerleri

Kirlilik Dozları	Uygulama	Cu BAF	Zn BAF	Pb BAF
%0	(-) EDDS	0,61±0,01	0,78±0,10	1,75±0,30
	(+) EDDS	0,84±0,17	1,21±0,14	1,39±0,48
%50	(-) EDDS	0,23±0,04	0,56±0,04	1,27±0,16
	(+) EDDS	0,16±0,01	0,46±0,06	0,94±0,09
%75	(-) EDDS	0,36±0,06	1,59±0,13	1,12±0,44
	(+) EDDS	0,35±0,04	1,61±0,24	1,06±0,21
%100	(-) EDDS	0,15±0,03	0,81±0,36	1,31±0,29
	(+) EDDS	0,13±0,02	1,19±0,56	0,88±0,34

Biyoakümülyasyon faktörü değerlerine bakıldığında Yabani hint yağı bitkisi, kurşun ağır metalinde %50 ve %100 kirlilik dozundaki şelatlı saksılar hariç tüm saksı örneklerinde ve çinko ağır metalinde şelatlı, kontrol ve %100 kirlilik dozu ile şelatlı ve şelatsız %75 kirlilik dozlarındaki saksı örneklerinde akümülatör özellik göstermektedir.

Yabani hint yağı bitkisinin fitoekstraksiyon kapasitesini belirlemek için yeşil aksamındaki metal derişiminin, kök metal derişimine oranı olarak ifade edilen translokasyon faktörü değerleri aşğıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 23).

Tablo 23. Yabani hint yağı bitkisinin translokasyon faktörü değerleri

Kirlilik Dozları	Uygulama	Cu TLF	Zn TLF	Pb TLF
%0	(-) EDDS	0,45±0,11	0,58±0,05	2,51±0,60
	(+) EDDS	0,82±0,26	0,88±0,13	2,05±1,26
%50	(-) EDDS	0,59±0,39	0,52±0,10	2,86±1,11
	(+) EDDS	0,58±0,27	0,70±0,14	2,69±1,23
%75	(-) EDDS	0,49±0,14	1,56±0,30	2,07±0,48
	(+) EDDS	0,62±0,06	1,90±0,37	1,95±0,36
%100	(-) EDDS	0,31±0,08	0,95±0,25	2,26±1,20
	(+) EDDS	0,33±0,10	1,82±1,21	2,75±1,75

Yabani hint yağı bitkisinin translokasyon faktörü değerlerine bakıldığında kurşun ağır metal için tüm kirlilik dozlarında, çinko ağır metal için şelatlı ve şelatsız %75 kirlilik oranında ve şelatlı %100 kirlilik oranındaki örneklerde, TLF değeri 1'den büyük olduğu için yeşil aksamdaki ağır metal oranının, köklerdeki ağır metal oranından yüksek olduğu görülmüştür. Benzer bir çalışmada Yashim ve ark. (2016) Cd, Co, Ni ve Pb ile kirlenmiş bir çöp alanı toprağı kullanarak yabani hint yağı bitkisinin BAF ve TLF değerlerini tespit etmişlerdir. Çalışma sonuçlarına göre Pb ağır metalinin hem BAF hem de TF değerleri çalışmamızda olduğu gibi 1'den büyük bulunmuştur.

4.1.4. Saksı Kavak Denemesi

4.1.4.1. Kavak Yapraklarının Klorofil İçerikleri

Artan dozlarda ağır metal uygulamasının etkisiyle kavak yapraklarında değişen klorofil içerikleri klorofil metre (Konica-Minolta SPAD-502) kullanılarak belirlenmiştir. Bitkilerin hasat edilmeden önce üst, orta ve alt yapraklardan, yaprağın

sağından ve solundan üç tekrarlı olarak doğrudan klorofil ölçümü yapılmıştır. Yapılan ölçümlerin ortalaması alınarak SPAD değeri olarak değerlendirilmiştir.

Farklı kirlilik dozlarında ağır metal kirliliğinin ve EDDS uygulamasının kavakta genç ve orta yapraklar klorofil konsantrasyonlarına üzerine etkisinin istatistiksel olarak önemli olduğu ($p \leq 0,01$), yaşlı yapraklar üzerine ise herhangi bir etkisinin olmadığı görülmektedir (Tablo 24). Kirlilik oranı arttıkça genç ve orta yaprakların klorofil miktarlarında azalma görülmüştür. Alt (yaşlı) yapraklarda ağır metallerin fazla miktarda birikmesi sonucu oluşan toksik etki nedeniyle klorofil miktarları azalmış olabilir. En yüksek klorofil miktarı (44,0 SPAD birimi) genç yapraklarda %0 dozunun EDDS uygulamasından en düşük klorofil miktarı (27,7 SPAD birimi) ise orta yaprakların %100 dozunun EDDS uygulamasında ölçülmüştür.

Tablo 24. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ve EDDS uygulamasının kavak yapraklarının klorofil konsantrasyonlarına etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Genç	Orta	Yaşlı
		(SPAD)		
%0	(-) EDDS	39 ^{a-d}	40,7 ^a	35
	(+)EDDS	44 ^a	40,1 ^{ab}	32
%50	(-) EDDS	41 ^{ab}	39,6 ^{a-c}	34
	(+)EDDS	40 ^{a-c}	37,1 ^{a-d}	31
%75	(-) EDDS	35 ^{cd}	33,9 ^{b-e}	29
	(+)EDDS	37 ^{b-d}	33,3 ^{c-e}	30
%100	(-) EDDS	33 ^d	30,5 ^{de}	27
	(+)EDDS	34 ^d	27,7 ^e	27
F		4,92**	6,23**	1,52Ö.D.

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$ Ö.D: Önemli Değil

4.1.4.2. Kavak Fidanlarının Kuru Ağırlıkları

Tablo 25’de kavakta ağır metal ve EDDS uygulamalarının biyokütle üretimine etkisi verilmiş ve elde edilen verilere göre artan kirlilik düzeylerinin yeşil aksam ve kök kuru ağırlığına etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur. En düşük yeşil aksam kuru ağırlığı (18,7g) ve en düşük kök kuru ağırlığı (10,6g) %100 kirlilik dozunun EDDS uygulanmamış kavak fidanlarında elde edilmiştir.

Tablo 25. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin kavakda yeşil aksam ve kök kuru ağırlıklarına etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Yeşil Aksam	Kök
		(g)	
%0	(-) EDDS	33,2 ^{ab}	14,6 ^{bc}
	(+) EDDS	38,5 ^a	17,2 ^{ab}
%50	(-) EDDS	35,5 ^{ab}	17,4 ^{ab}
	(+) EDDS	36,6 ^a	20,7 ^a
%75	(-) EDDS	24,1 ^{cd}	15,4 ^{bc}
	(+) EDDS	27,9 ^{bc}	14,2 ^{bc}
%100	(-) EDDS	18,7 ^d	10,6 ^c
	(+) EDDS	23,4 ^{cd}	12,6 ^{bc}
F		10,4 ^{**}	4,17 ^{**}

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$

4.1.4.3. Kavak Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları

Saksı denemesi dikim öncesi ve bitkiler hasat edildikten sonra saksı topraklarının toplam ağır metal konsantrasyonları Tablo 26’da verilmiştir. Elde edilen verilere göre saksı denemesinde dikim öncesi topraklarda kirlilik düzeylerindeki artışla birlikte saksı toprağının ağır metal konsantrasyonlarının (Cu, Zn ve Pb) da arttığı ve bu bulguların istatistiksel açıdan %1 düzeyinde önemli olduğu belirlenmiştir. Dikim öncesi en yüksek Cu (sırasıyla 1014 ve 1031 mg/kg) ve Zn (sırasıyla 316 ve 346 mg/kg) %100 kirli toprak düzeyinin EDDS’siz ve EDDS’li uygulamalarında, en yüksek Pb (263mg/kg) ise %100 kirlilik düzeyinin EDDS’siz uygulanmasından elde edilmiştir. Kavak fidelerinin saksılara dikimi ve 24 ay sonra hasat edilmesi ile tüm kirlilik düzeylerinde topraktaki dikim öncesi total ağır metal konsantrasyonlarının bitkiler tarafından uzaklaştırılması ile azalma gösterdiği ve sonuçların istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli olduğu belirlenmiştir ($p \leq 0,01$).

Tablo 26. Saksı kavak denemesi dikim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Dikim Öncesi Toprak Metal Konsantrasyonu			Hasat Sonrası Toprak Metal Konsantrasyonu		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(mg/kg)					
%0	(-) EDDS	89,5 ^d	101 ^e	91,3 ^d	52,7 ^e	58,3 ^c	70,3 ^c
	(+) EDDS	111 ^d	110 ^e	60,8 ^d	59,3 ^e	73,0 ^c	32,3 ^d
%50	(-) EDDS	504 ^c	204 ^{cd}	189 ^c	408 ^{cd}	137 ^b	105 ^b
	(+) EDDS	487 ^c	187 ^d	185 ^c	385 ^d	129 ^b	94 ^b
%75	(-) EDDS	700 ^b	238 ^{bc}	227 ^{a-c}	542 ^b	134 ^b	107 ^b
	(+) EDDS	697 ^b	262 ^b	220 ^{a-c}	500 ^{bc}	123 ^b	105 ^b
%100	(-) EDDS	1014 ^a	316 ^a	263 ^a	787 ^a	191 ^a	155 ^a
	(+) EDDS	1031 ^a	346 ^a	246 ^{ab}	747 ^a	190 ^a	141 ^a
F		268**	50,1**	17,8**	98,0**	13,2**	83,9**

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$

4.1.4.4. Kavak Fidanlarının Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri

Farklı kirlilik dozlarında ağır metal kirliliğinin kavakda yeşil aksam, gövde ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonlarına etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p \leq 0,01$).

Ağır metal oranlarındaki artışla birlikte yeşil aksam, gövde ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları da artmıştır (Tablo 27). Yeşil aksamda en yüksek Cu (274 mg/kg), ve Zn (872 mg/kg) %100 kirlilik dozunun EDDS uygulamasında ve Pb (797 mg/kg) %100 kirlilik dozunun EDDS'siz uygulamasında elde edilmiştir. Gövde de en yüksek Cu (131 mg/kg) %75 kirlilik dozunun EDDS'siz uygulamasında, Zn (417 mg/kg) %100 kirlilik dozunun EDDS uygulamasında ve Pb (757 mg/kg) %100 kirlilik dozunun EDDS'siz uygulamasında elde edilmiştir. Kök aksamında ise en yüksek Cu (462 mg/kg) ve Pb (579 mg/kg) %100 kirlilik dozunun EDDS'siz uygulamasında ve en yüksek Zn (247 mg/kg) %75 kirlilik dozunun EDDS uygulamasında belirlenmiştir. Benzer bir çalışmada Sebastiani ve ark. (2004), endüstriyel atıklarla kirlenmiş toprakların fitoremediasyon çalışmasında kavak ağacı kullanmışlardır. Çinko, Cu, Cr ve Cd ağır metallerinden Cd seviyesinde herhangi bir değişme görülmezken Zn, Cu ve Cr seviyelerinde ciddi bir şekilde azalma görüldüğü tespit edilmiştir. Bu dört elementten en çok ağır metal azalması Zn ağır metalinde görülmüştür. Farklı bir çalışmada Di Baccio ve ark. (2003), sera ortamında kavak kullanılarak 1, 100 ve 1000 ppm Zn kullanılarak yapay olarak kirletilen topraklarda fitoremediasyon çalışması

yapmışlardır. Kavak fidanlarının yüksek düzeyde Zn akümüle ettiğine ve bu bitkinin Zn ile kirlenmiş topraklarda fitoremediasyon için kullanılma potansiyeline sahip olduğu sonucuna varmışlardır.

Tablo 27. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin kavak fidanlarında yeşil aksam, gövde ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonlarına etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Yaprak			Gövde			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(mg/kg)								
%0	(-) EDDS	59 ^d	53 ^d	92 ^f	23 ^c	99 ^{cd}	99 ^e	35 ^b	32 ^c	141 ^d
	(+) EDDS	61 ^d	41 ^d	66 ^f	33 ^c	20 ^d	156 ^{de}	63 ^b	36 ^c	135 ^d
%50	(-) EDDS	132 ^{cd}	88 ^{cd}	223 ^e	47 ^c	151 ^{cd}	283 ^{c-e}	91 ^b	63 ^c	330 ^{bc}
	(+) EDDS	157 ^{bc}	115 ^{cd}	476 ^c	46 ^c	199 ^{bc}	502 ^{bc}	166 ^b	65 ^c	302 ^{cd}
%75	(-) EDDS	235 ^{ab}	375 ^{bc}	351 ^d	131 ^a	347 ^{ab}	420 ^c	353 ^a	223 ^{ab}	372 ^{bc}
	(+) EDDS	247 ^a	519 ^b	308 ^{de}	106 ^{ab}	336 ^{ab}	365 ^{cd}	442 ^a	247 ^a	256 ^{cd}
%100	(-) EDDS	222 ^{ab}	867 ^a	797 ^a	58 ^c	338 ^{ab}	757 ^a	462 ^a	195 ^b	579 ^a
	(+) EDDS	274 ^a	872 ^a	659 ^b	63b ^c	417 ^a	685 ^{ab}	408 ^a	216 ^{ab}	511 ^{ab}
F		11,5**	17,2**	70,2**	8,38**	9,00**	10,8**	21,8**	40,3**	9,08**

** : p≤0,01 (%1 düzeyinde önemli) * : p≤0,05

Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin kavakda yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerine etkisinin istatistiksel olarak önemli (p≤0,01) olduğu görülmektedir (Tablo 28).

Tablo 28. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin kavakda aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerine (µg/bitki) etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
(µg/bitki)							
%0	(-) EDDS	2780 ^e	4830 ^d	6220 ^d	498 ^d	458 ^d	2088 ^b
	(+) EDDS	3602 ^{de}	2354 ^d	8573 ^d	1092 ^{cd}	624 ^d	2289 ^b
%50	(-) EDDS	6328 ^{b-d}	8501 ^{cd}	17653 ^{cd}	1552 ^{cd}	1069 ^{cd}	5984 ^a
	(+) EDDS	7084 ^{a-c}	11373 ^{cd}	36191 ^a	3425 ^{bc}	1304 ^{cd}	6208 ^a
%75	(-) EDDS	8829 ^{ab}	17430 ^{bc}	18595 ^{b-d}	5442 ^{ab}	3441 ^a	5676 ^a
	(+) EDDS	9963 ^a	24262 ^{ab}	18761 ^{b-d}	6376 ^a	3522 ^a	3671 ^{ab}
%100	(-) EDDS	5214 ^{c-e}	22810 ^{ab}	28993 ^{a-c}	4975 ^{ab}	2079 ^{bc}	6159 ^a
	(+) EDDS	7909 ^{a-c}	29338 ^a	31875 ^{ab}	5137 ^{ab}	2791 ^{ab}	6482 ^a
F		7,07**	11,6**	7,38**	10,6**	15,0**	3,70**

** : p≤0,01 (%1 düzeyinde önemli) * : p≤0,05

Kavak fidanlarının ağır metal kirlilik düzeylerindeki artışla kuru ağırlıklarında bir azalma görülürken ağır metal konsantrasyonlarının (Cu, Zn ve Pb) arttığı tespit edilmiştir. Bitkinin yeşil aksam ve kök Cu, Zn ve Pb içeriklerine bakıldığında; özellikle bitki kuru ağırlığının metal içeriğini etkilediği görülmektedir. Yeşil aksamda

en yüksek Cu (9963 µg/bitki) %75 kirlilik düzeyinin EDDS uygulamasında, Zn (29338 µg/bitki) %100 kirlilik düzeyinin EDDS uygulamasında ve Pb (36191 µg/bitki) ise %50 kirlilik dozunun EDDS uygulamasında saptanmıştır. Kök de ise en yüksek Cu (6376 µg/bitki) ve Zn (3522 µg/bitki) %75 kirlilik dozunun EDDS uygulamasında, Pb (6482 µg/bitki) ise %100 kirlilik dozunun EDDS uygulamasında elde edilmiştir.

4.1.4.5. Kavak Fidanlarının Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi

Kavak fidanlarının farklı ağır metal türlerine göre akümülatör bitki olup olmadığı ve fitoekstraksiyon kapasitesi belirlenmiştir. Kavak fidanlarının biyoakümülyasyon faktörü değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 29)

Tablo 29. Kavağın biyoakümülyasyon faktörü değerleri

Kirlilik Dozları	Uygulama	Cu BAF	Zn BAF	Pb BAF
%0	(-) EDDS	0,86±0,16	0,56±0,13	3,93±1,85
	(+) EDDS	0,92±0,21	1,48±0,62	2,18±0,65
%50	(-) EDDS	0,42±0,22	1,74±0,45	5,42±1,19
	(+) EDDS	0,36±0,10	1,19±0,25	2,73±0,74
%75	(-) EDDS	0,50±0,08	3,30±0,74	3,16±0,70
	(+) EDDS	0,53±0,10	3,08±0,44	3,56±1,15
%100	(-) EDDS	0,33±0,09	3,74±1,65	5,75±2,60
	(+) EDDS	0,28±0,05	3,84±1,31	6,01±2,41

Biyoakümülyasyon faktörü değerlerine bakıldığında kavak, çinko ağır metalinde şelatsız kontrol saksıları hariç tüm saksı örneklerinde ve kurşun ağır metalinde bütün saksı örneklerinde yüksek düzeyde akümülatör özellik göstermektedir.

Kavak fidanlarında fitoekstraksiyon kapasitesini belirlemek için yeşil aksamındaki metal derişiminin, kök metal derişimine oranı olarak ifade edilen translokasyon faktörü değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 30).

Tablo 30. Kavak fidanlarının translokasyon faktörü değerleri

Kirlilik Dozları	Uygulama	Cu TLF	Zn TLF	Pb TLF
%0	(-) EDDS	1,51±0,16	1,72±0,35	1,64±0,08
	(+) EDDS	2,61±1,26	5,66±3,52	1,44±0,61
%50	(-) EDDS	1,32±0,73	5,29±2,10	3,38±0,65
	(+) EDDS	2,08±0,86	3,97±1,11	1,61±0,34
%75	(-) EDDS	0,86±0,36	3,55±1,04	2,74±0,68
	(+) EDDS	1,04±0,17	3,35±0,72	2,08±0,17
%100	(-) EDDS	0,87±0,38	5,76±1,79	2,77±0,94
	(+) EDDS	0,67±0,25	6,21±1,81	2,67±0,62

Kavak fidanlarının translokasyon faktörü değerlerine bakıldığında bakır ağır metali için %100 kirlilik dozundaki ve şelatsız %75 kirlilik dozundaki saksılar hariç bütün saksılarda, çinko ve kurşun ağır metali için şelatlı ve şelatsız bütün örneklerde, TLF değeri 1'den büyük olduğu için yeşil aksamdaki ağır metal oranının, köklerdeki ağır metal oranından yüksek olduğu görülmüştür.

4.1.5. Saksı Huş Denemesi

4.1.5.1. Huş Yapraklarının Klorofil İçerikleri

Artan dozlarda ağır metal uygulamasının etkisiyle huş yapraklarında değişen klorofil içerikleri klorofil metre kullanılarak belirlenmiştir. Bitkilerin hasat edilmeden önce üst, orta ve alt yapraklardan, yaprağın sağından ve solundan üç tekrarlı olarak doğrudan klorofil ölçümü yapılmıştır. Yapılan ölçümlerin ortalaması alınarak SPAD değeri olarak değerlendirilmiştir.

Farklı kirlilik dozlarında ağır metal kirliliğinin ve şelat uygulamasının huş fidanları genç ve orta yapraklarının, klorofil konsantrasyonları üzerine etkisinin istatistiksel olarak önemli olduğu ($p \leq 0,01$), yaşlı yapraklar üzerine ise herhangi bir etkisinin olmadığı görülmektedir (Tablo 31). Kirlilik oranı arttıkça genç ve orta yaprakların klorofil miktarlarında azalma görülmüştür. Özellikle genç yapraklarda %0 ve %50 dozlarından sonra klorofil miktarı ağır metal konsantrasyonlarının etkisiyle ciddi miktarda düşüş göstermiştir. Alt (yaşlı) yapraklarda ağır metallerin fazla miktarda birikmesi sonucu oluşan toksik etki nedeniyle klorofil miktarları azalmış olabilir. En yüksek klorofil miktarı (41,0 SPAD birimi) genç yapraklarda %0 dozunun EDDS uygulaması yapılan bitkilerde, en düşük klorofil miktarı (20,2 SPAD birimi) ise yaşlı yaprakların %100 dozunun EDDS uygulanmamış yapraklarında ölçülmüştür.

Tablo 31. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin ve EDDS uygulamasının huş yapraklarının klorofil konsantrasyonlarına etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Genç	Orta	Yaşlı
		(SPAD Birimi)		
%0	(-) EDDS	40,7 ^a	41,1 ^a	26,4
	(+) EDDS	41,0 ^a	38,2 ^{ab}	25,2
%50	(-) EDDS	37,6 ^a	36,0 ^b	24,9
	(+) EDDS	39,3 ^a	37,5 ^{ab}	26,8
%75	(-) EDDS	32,4 ^b	30,2 ^c	23,4
	(+) EDDS	32,6 ^b	30,4 ^c	25,1
%100	(-) EDDS	29,3 ^{bc}	23,1 ^d	20,2
	(+) EDDS	25,6 ^c	21,7 ^d	22,2
F		24,1 ^{**}	24,6 ^{**}	Ö.D.

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$ Ö.D: Önemli Değil

4.1.5.2. Huş Fidanlarının Kuru Ağırlıkları

Ağır metal ve EDDS uygulamalarının huş fidanlarında biyokütle üretimine etkisi Tablo 32’de verilmiştir. Bitki biyokütlesinde (yeşil aksam ve kök) %75 ve %100 kirlilik düzeylerinde azalma meydana gelmiştir ($p \leq 0,01$). En düşük yeşil aksam kuru ağırlığı (8,04 g) ve en düşük kök kuru ağırlığı (6,18g) %100 kirlilik dozunun EDDS uygulanmamış huş fidanlarında elde edilmiştir. Toprakların ağır metal konsantrasyonlarındaki artışın bitki gelişimini olumsuz etkileyerek yeşil aksam ve kök biyokütle azaltıcı etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Denny ve Wilkins (1987) huş fidanı kullanarak yapmış oldukları çalışmada, Zn ağır metal oranı arttıkça bitki biyokütlesinde azalma olduğunu gözlemlemişlerdir.

Tablo 32. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin huş fidanları yeşil aksam ve kök kuru ağırlıklarına etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Yeşil Aksam	Kök
		(g)	
%0	(-) EDDS	27,7 ^a	18,9 ^a
	(+) EDDS	31,3 ^a	17,8 ^a
%50	(-) EDDS	28,9 ^a	16,3 ^a
	(+) EDDS	32,5 ^a	19,5 ^a
%75	(-) EDDS	16,4 ^b	7,88 ^b
	(+) EDDS	17,6 ^b	11,0 ^b
%100	(-) EDDS	8,04 ^c	6,18 ^b
	(+) EDDS	8,73 ^c	6,38 ^b
F		33,0 ^{**}	15,8 ^{**}

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$

4.1.5.3. Huş Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları

Saksı denemesi dikim öncesi ve bitkiler hasat edildikten sonra saksı topraklarının toplam ağır metal konsantrasyonları Tablo 33’de verilmiştir. Elde edilen verilere göre saksı denemesinde dikim öncesi topraklarda kirlilik düzeylerindeki artışla birlikte ağır metal konsantrasyonlarının (Cu, Zn ve Pb) arttığı ve bu bulguların istatistiksel açıdan %1 düzeyinde önemli olduğu saptanmıştır. En yüksek Cu (1005mg/kg) ve Zn (348mg/kg) %100 kirli toprak düzeyinde, en yüksek Pb (305mg/kg) ise %75 oranında kirli toprakta elde edilmiştir. Huş fidelerinin saksılara dikimi ve 24 ay sonra hasat edilmesi ile topraktaki total ağır metal konsantrasyonları tüm kirlilik düzeylerinde azalma gösterdiği ve sonuçların istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli olduğu belirlenmiştir ($p \leq 0,01$).

Tablo 33. Saksı denemesi ekim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Dikim Öncesi Toprak Metal Konsantrasyonu			Hasat Sonrası Toprak Metal Konsantrasyonu		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(mg/kg)					
%0	(-) EDDS	92,8 ^d	108 ^d	79,8 ^d	55,7 ^d	64,3 ^c	70,7 ^{cd}
	(+) EDDS	101 ^d	109 ^d	69,3 ^d	73,3 ^d	63,7 ^c	51,0 ^d
%50	(-) EDDS	507 ^c	205 ^c	180 ^c	360 ^c	127 ^b	91,8 ^{bc}
	(+) EDDS	490 ^c	208 ^c	202 ^c	344 ^c	149 ^{ab}	113 ^{ab}
%75	(-) EDDS	556 ^c	286 ^b	305 ^a	434 ^{bc}	170 ^{ab}	106 ^{ab}
	(+) EDDS	648 ^b	213 ^c	262 ^b	524 ^b	123 ^b	126 ^a
%100	(-) EDDS	1005 ^a	348 ^a	290 ^{ab}	827 ^a	195 ^a	101 ^b
	(+) EDDS	993 ^a	335 ^{ab}	276 ^{ab}	721 ^a	170 ^{ab}	93,7 ^b
F		193**	30,7**	65,0**	83,6**	7,96**	14,0**

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$

4.1.5.4. Huş Fidanlarının Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri

Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin huş fidanları yeşil aksam, gövde ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonlarına etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p \leq 0,01$).

Ağır metal oranlarındaki artışla birlikte yeşil aksam, gövde ve kök Cu, Zn ve Pb konsantrasyonları da artmıştır (Tablo 34). Yeşil aksamda En yüksek Cu (227mg/kg) , Zn (573mg/kg) ve Pb (191mg/kg) ile %100 kirlilik dozunun EDDS uygulamasında elde edilmiştir. Gövde de en yüksek en yüksek Cu (54mg/kg) %75 kirlilik dozunda,

Zn (505 mg/kg) %100 EDDS uygulanmamış bitkide ve Pb (225 mg/kg) ile %100 dozunun EDDS uygulamasında elde edilmiştir. Kök aksamının %100 kirlilik dozunun her iki uygulamasında ise en yüksek Cu, Zn ve Pb konsantrasyonları elde edilmiştir.

Tablo 34. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin huş fidanı yeşil aksam, gövde ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonlarına etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Yaprak			Gövde			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
(mg/kg)										
%0	(-) EDDS	48,0 ^d	141 ^b	69,7 ^{cd}	31,7 ^{a-c}	203 ^{ef}	47,3 ^d	47,7 ^c	139,7 ^e	113 ^c
	(+) EDDS	29,3 ^d	129 ^b	63,7 ^{cd}	22,3 ^{bc}	143 ^f	73,0 ^{cd}	41,7 ^c	133,0 ^e	62,0 ^c
%50	(-) EDDS	114 ^c	226 ^b	107 ^{bc}	35,3 ^{a-c}	342 ^{cd}	138 ^{bc}	58,0 ^c	236 ^{cd}	211 ^b
	(+) EDDS	147 ^{bc}	236 ^b	36,0 ^d	19,3 ^c	290 ^{de}	148 ^{a-c}	94,3 ^c	209 ^d	265 ^{ab}
%75	(-) EDDS	138 ^{bc}	495 ^a	133 ^{ab}	53,0 ^a	388 ^{bc}	207 ^{ab}	285 ^b	306 ^{ab}	211 ^b
	(+) EDDS	179 ^{ab}	580 ^a	137 ^{ab}	54,0 ^a	454 ^{ab}	160 ^{ab}	240 ^b	273 ^{bc}	253 ^{ab}
%100	(-) EDDS	178 ^{ab}	515 ^a	178 ^a	49,8 ^{ab}	505 ^a	206 ^{ab}	423 ^a	311 ^{ab}	283 ^a
	(+) EDDS	227 ^a	573 ^a	191 ^a	36,3 ^{a-c}	474 ^{ab}	225 ^a	397 ^a	353 ^a	287 ^a
F		17,9**	39,2	10,2**	2,86*	24,0**	8,00**	99,4**	31,4**	20,1**

** : p≤0,01 (%1 düzeyinde önemli) * : p≤0,05

Huş fidanlarının ağır metal kirlilik düzeylerindeki artışla kuru ağırlıklarında bir azalma görülürken ağır metal konsantrasyonlarının (Cu, Zn ve Pb) arttığı tespit edilmiştir. Bitkinin yeşil aksam ve kök Cu, Zn ve Pb içeriklerine bakıldığında (Tablo 35), özellikle bitki kuru ağırlığının metal içeriğini etkilediği görülmektedir. Yeşil aksamda en yüksek Cu (5443 µg/bitki) %50 kirlilik düzeyinin EDDS uygulamasında, Zn (18260 µg/bitki) %75 kirlilik düzeyinin EDDS uygulamasında ve Pb (7118 µg/bitki) ise %50 kirlilik dozunun EDDS uygulamamış huş fidanlarında saptanmıştır. Kök de ise en yüksek Cu (2607 µg/bitki) %75 kirlilik dozunun EDDS uygulamasında, Zn (4050 µg/bitki) ve Pb (5212 µg/bitki) ise %50 kirlilik dozunun EDDS uygulamasında elde edilmiştir. Benzer bir çalışmada Kopponen ve ark. (2001) huş kullanarak yapmış oldukları fitoremediasyon çalışmasında, bizim çalışmamızda olduğu gibi Cu esas olarak köklerde, Zn ise gövde ve yapraklarda biriktiği gözlemlenmiştir. Genel olarak, bitkilerdeki Cu konsantrasyonları, nispeten sabit olma eğilimindedir ve kökler tarafından sabitlenir (Baker ve Brooks, 1989, Fernandes ve Henriques, 1991). Farklı bir çalışmada Dmuchowski ve ark. (2014) huş fidanının Zn ile kontamine olmuş toprakların iyileştirilmesinde faydasını değerlendirilmişlerdir. Çalışmada, bu türün hem kontrollü hem de kirli ortamlarda, yapraklarda yüksek miktarda Zn biriktirme kabiliyeti olduğu belirtilmiştir. Yazarlar, *Betula pendula* 'nın Zn ile kirlenmiş

toprakları temizlemek için uygulanabilir olduğu ve bu türün Zn'nin hiperkomütatörleri grubuna dâhil edilmesini önermektedir.

Tablo 35. Artan dozlarda ağır metal kirliliğinin huş fidanlarında yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerine ($\mu\text{g/bitki}$) etkisi (n=4)

Kirlilik Dozları	Uygulama	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(µg/bitki)					
%0	(-) EDDS	2168 ^{cd}	9421 ^{bc}	3220 ^d	886 ^b	2635 ^c	2159 ^{b-d}
	(+) EDDS	1545 ^d	8564 ^c	4205 ^{b-d}	720 ^b	2419 ^c	990 ^d
%50	(-) EDDS	4335 ^{ab}	16479 ^a	7118 ^a	963 ^b	3845 ^{ab}	3431 ^b
	(+) EDDS	5443 ^a	17202 ^a	6027 ^{ab}	1857 ^a	4050 ^a	5212 ^a
%75	(-) EDDS	3141 ^{bc}	14307 ^{ab}	5533 ^{a-c}	2254 ^a	2389 ^c	1612 ^{cd}
	(+) EDDS	4131 ^b	18260 ^a	5390 ^{a-d}	2607 ^a	2945 ^{bc}	2801 ^{bc}
%100	(-) EDDS	1787 ^d	8210 ^c	3224 ^d	2596 ^a	1932 ^c	1764 ^{cd}
	(+) EDDS	2245 ^{cd}	9068 ^c	3594 ^{cd}	2509 ^a	2232 ^c	1847 ^{cd}
F		14,9**	9,25**	4,81**	13,6**	6,71**	12,4**

**: $p \leq 0,01$ (%1 düzeyinde önemli) *: $p \leq 0,05$

4.1.5.5. Huş Fidanlarının Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi

Huş fidanının farklı ağır metal türlerine göre akümülatör bitki olup olmadığı ve fitoekstraksiyon kapasitesi belirlenmiştir. Huş fidanlarının biyoakümülyasyon faktörü değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 36).

Tablo 36. Huş fidanlarının biyoakümülyasyon faktörü değerleri

Kirlilik Dozları	Uygulama	Cu BAF	Zn BAF	Pb BAF
%0	(-) EDDS	0,53±0,28	2,50±0,31	2,08±0,72
	(+) EDDS	0,89±0,29	3,24±0,96	1,51±0,46
%50	(-) EDDS	0,34±0,04	2,60±0,62	0,92±0,13
	(+) EDDS	0,30±0,04	2,81±0,40	1,37±0,13
%75	(-) EDDS	0,36±0,05	4,87±0,37	1,12±0,21
	(+) EDDS	0,34±0,03	3,25±1,02	1,13±0,27
%100	(-) EDDS	0,27±0,08	3,14±0,48	1,52±0,23
	(+) EDDS	0,23±0,04	2,94±0,21	1,35±0,45

Biyoakümülyasyon faktörü değerlerine bakıldığında huş, çinko ağır metalinde tüm kirlilik kademelerinde ve kurşun ağır metalinde şelatsız %50 kirlilik dozu hariç tüm saksı örneklerinde akümülatör özellik göstermektedir. Özellikle çinko ağır metalinin bütün kirlilik dozlarında yüksek düzeyde akümülatör özellik gösterdiği görülmektedir.

Huş fidanının fitoekstraksiyon kapasitesini belirlemek için yeşil aksamındaki metal derişiminin, kök metal derişimine oranı olarak ifade edilen translokasyon faktörü değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 37).

Tablo 37. Huş fidanlarının translokasyon faktörü değerleri

Kirlilik Dozları	Uygulama	Cu TLF	Zn TLF	Pb TLF
%0	(-) EDDS	1,21±0,14	2,04±0,10	3,07±1,79
	(+) EDDS	1,75±0,62	2,50±0,76	1,05±0,31
%50	(-) EDDS	1,79±0,39	5,53±0,43	0,70±0,09
	(+) EDDS	2,74±1,01	2,41±0,21	1,16±0,06
%75	(-) EDDS	0,99±0,09	3,82±0,39	1,22±0,50
	(+) EDDS	0,71±0,22	3,08±1,07	1,74±0,61
%100	(-) EDDS	0,66±0,16	3,00±0,59	1,48±0,37
	(+) EDDS	0,54±0,08	3,29±0,34	1,36±0,32

Huş fidanlarının translokasyon faktörü değerlerine bakıldığında, bakır ağır metalinde kontrol ve %50 kirlilik dozlarında, çinko ağır metalinde tüm kirlilik kademelerinde ve kurşun ağır metalinde şelatsız %50 kirlilik dozu hariç tüm saksı örneklerinde TLF değeri 1'den büyük olduğu için yeşil aksamdaki ağır metal oranının, köklerdeki ağır metal oranından yüksek olduğu görülmüştür.

4.1.6. Saksı Denemesinde Kullanılan Bitkilerin Fitoremediasyona Uygunluk Potansiyelleri

Toprakta doğal koşullarda çeşitli metaller bulunmaktadır. Thornton, (1981)'e göre toprakta ortalama olarak 2-60 mg/kg Cu, 10-150 mg/kg Pb ve 25-200 mg/kg Zn bulunmaktadır (Lepp., 2012). Saksı ve arazi denemelerinde topraktaki total ağır metal konsantrasyonlarını Thornton (1981) tarafından bildirilen değerlere düşürebilmek için her bitkinin kaç yıl süre ile yetiştirileceği Tablo 38'de verilmiştir.

Tablo 38. Fitoremediasyon yöntemiyle serada yetiştirilen bitkilerin 1 da alanda yetiştirme dönemi sonunda topraktan uzaklaştırabildikleri total ağır metal miktarları

Bitki	Saksı denemesinde 1 da topraktan bitkilerin kaldırabileceği ağır metal			Saksı denemesi 1 da toprakta ağır metal miktarı (mg/kg)			Kaç yılda temizleneceği (yıl)		
	Cu (g/da)	Zn (g/da)	Pb (g/da)	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
Huş	1.81	6.09	2.37	236.25	37	38.75	130.34	6.08	16.33
Kavak	3.32	9.78	12.06	242.75	36.5	28.25	73.10	3.73	2.34
Ayçiçeği	3.64	3.66	4.70	251.25	32.5	24.75	68.97	8.88	5.26
Hint Yağı	6.22	10.61	7.78	216	38	50	34.73	3.58	6.43

Tek ve çok yıllık bitkiler içinde yapılan hesaplama sonucunda serada kontrollü koşullar da yetiştirilen bitkilerden yabani hint yağı bitkisi ile Cu kirliliği yaklaşık 34,73 yıl/da, Zn kirliliği 3,58 yıl üst üste yetiştirildiğinde topraklardan temizlenebilmektedir. Diğer yandan Pb kirliliği Kavak yetiştirildiğinde en kısa sürede (2,34 yıl) temizlenerek normal değerlere ulaşabilmektedir.

Serada Cu kirliliğinin giderilmesinde en etkin bitki sırasıyla Hint yağı>Ayçiçeği>Kavak>Huş olarak sıralanabilir. Çinko (Zn) için sıralama Hint yağı>Kavak>Huş>Ayçiçeği ve Pb için sıralama Kavak>Ayçiçeği>Hint yağı>Huş olarak saptanmıştır.

4.2. Arazi Denemesi

Arazi denemesi için Murgul Bakır İşletmesi civarında bulunan pasa döküm sahasından 4 farklı çalışma alanı belirlenmiştir. Bu çalışma alanlarında saksı denemesinde kullanılan bitki türleri kullanılarak yerinde fitoremediasyon çalışması yapılmıştır. Örnek alan 2 ve 4’de ayçiçeği ve yabani hint yağı bitkilerinin tohumları çimlenme başarıları göstergeleri de yağışlarla birlikte toprak asitliği sürekli düştüğü için yeterince biyokütle artışı yapamadıklarından bu alanlarda sadece çok yıllık bitkilerden kavak ve huş fidanlarının fitoekstraksiyon kapasiteleri belirlenmiştir.

4.2.1. Arazi Denemesi Topraklarının Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Alan çalışması için önceden belirlenen dört farklı çalışma alanından alınan toprak örneklerinin, pH, EC, bünye (kum-kil-silt oranı), organik madde, organik karbon ve kireç tayini analizlerine ait sonuçlar ve kullanılan yöntemler Tablo 39’da gösterilmiştir.

Tablo 39. Sera ortamında bulunan farklı kirlilik oranlarına göre toprakların bazı fiziksel ve kimyasal analiz sonuçları.

Özellik	ÖA-1	ÖA-2	ÖA-3	ÖA-4	Kullanılan Yöntem
pH (1:25) Kireçleme öncesi	*	2,8	*	2,5	(Kacar, 1995)
pH (1:25) Kireçleme sonrası	6,09	7,11	5,14	4,38	(Kacar, 1995)
**EC(dS/m)Kireçleme öncesi	*	1,73	*	1,87	(Arkley, R. J)
EC (dS/m)Kireçleme sonrası	1,40	1,48	1,37	1,70	(Arkley, R. J. 1962)
Kum (0,02-2 mm) (%)	67,06	60,47	78,66	48,83	(Bouyoucus, 1951)
Silt (0,002-0,02 mm) (%)	6,37	5,15	0,61	21,11	(Bouyoucus, 1951)
Kil (<0,002 mm) (%)	26,57	34,38	20,74	30,06	(Bouyoucus, 1951)
Tekstür sınıfı	Kumlu Killi Tın	Kumlu Killi Tın	Kumlu Killi Tın	Kumlu Killi Tın	(Bouyoucus, 1951)
Kireç (CaCO ₃) (%)	5,56±1,48	4,13±0,89	4,34±0,82	3,49±0,85	(Loeppert vd., 1996)
Organik madde (%)	0,30±0,20	0,34±0,18	0,32±0,18	0,25±0,13	(Kacar, 1995)
Organik C (%)***	0,17	0,19	0,18	0,14	(Kacar, 1995)
*Kireçleme yapılmamış	**EC = Elektiriksel İletkenlik			***Organik C (%) = Organik Madde (%) / 1	

Örnek alanlarından çalışma öncesi toprak örnekleri alınarak toprak pH’sı, elektriksel iletkenlik ve organik madde değerlerine bakılmıştır. Örnek alan (ÖA) 2 ve ÖA-4’de pH ortalaması sırası ile 2,8 ve 2,5 olarak ölçülmüştür. Çok asidik olan alanlara, sönmemiş tarım kireci verilerek ÖA-2, 7,11’e ÖA-4 ise 4,38’e çıkarılmıştır. Tüm çalışma alanların toprak türü, toprak tekstürü analizleri sonucunda, kumlu killi tın olarak tespit edilmiştir. Organik madde değerleri düşük olan tüm çalışma alanlarına, bitkilerin daha sağlıklı bir şekilde büyüebilmeleri için kompoze N, P, K (15x15x15) gübresi verilmiştir.

4.2.2. Arazi Ayçiçeği Denemesi

4.2.2.1. Ayçiçeği Bitkisinin Kuru Ağırlıkları

Farklı konsantrasyonlarda Cu, Zn ve Pb ile kirlenmiş 1 ve 3 numaralı örnek alanlarda 16 hafta süre boyunca yetiştirilen ayçiçeği bitkisine ait biyokütle (yeşil aksam kök kuru ağırlıkları) Tablo 40’da verilmiştir. Ayçiçeği bitkisi en fazla yeşil aksam (2,6±0,6g) ve kök (2±0,5g) üretimini ÖA 3’de üretmiştir. Alanlardaki toprak

özellikleri, metal konsantrasyonlarının farklılığı, iklimsel özellikleri gibi faktörler bu farklılığa neden olabilmektedir. Nitekim ÖA 1 ağır metal konsantrasyonları ÖA 3'den daha fazla bu durumda bitkinin biyokütle üretimini azaltıcı yönde etkilemiştir.

Tablo 40. Farklı Örnek alanlarında yetiştirilen ayçiçeği bitkisinin yeşil aksam ve kök kuru ağırlıkları (n=7)

Kuru ağırlık (g)							
Bitki	Alan	Yaprak+Gövde			Kök		
Ayçiçeği	ÖA1	1,6	±	0,4	1,5	±	0,4
	ÖA3	2,6	±	0,6	2	±	0,5

4.2.2.2. Ayçiçeği Bitkisinin Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları

Pasa döküm sahalarında belirlenen çalışma alanlarından alınan toprak örneklerinde, ayçiçeği tohumu için uygun pH değerleri olan 2 farklı örnekleme alanına (ÖA 1 ve ÖA 3) ayçiçeği bitkisi tohumları ekilerek büyümeleri sağlanmıştır. Tohumlar ekilmeden önce ve bitkiler hasat edildikten (16 hafta) sonra deneme alanları topraklarının toplam ağır metal konsantrasyonları belirlenmiştir. Analiz sonuçları Tablo 41'de verilmiştir.

Tablo 41. Arazi denemesi ekim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)

Bitki	Alan	Ekim Öncesi Toprak Metal Konsantrasyonu			Hasat Sonrası Toprak Metal Konsantrasyonu		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(mg/kg)					
Ayçiçeği	ÖA1	865 ±69,4	297 ±31,6	203 ±46	589 ±68,4	184 ±55,8	111 ±17
	ÖA3	635 ±76	279 ±61	294 ±75	507 ±58	165 ±34	132 ±35

Elde edilen verilere göre arazi denemesinde ekim öncesi topraklarda en yüksek Cu konsantrasyonu (865±69,4mg/kg) ÖA 1'de, en yüksek Zn (297±31,6 mg/kg) ÖA 1'de ve en yüksek Pb ise (294±75mg/kg) ÖA 3'de elde edilmiştir. Pasa döküm alanları normal toprak özellikleri taşımadıkları ve homojen bir dağılım göstermedikleri için ağır metal konsantrasyonları da farklılık göstermektedir. Hasat sonrası örnek alanların total ağır metal konsantrasyonlarında ciddi anlamda düşüş görülmektedir.

4.2.2.3. Ayçiçeği Bitkisinin Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri

Örnekleme alanlarının pasa döküm sahası olmaları, farklı ağır metal konsantrasyonuna, pH, tuz gibi toprak özelliklerine sahip olmaları nedeniyle bitki dokularında biriken metal konsantrasyonlarında farklılık göstermektedir (Tablo 42). En yüksek Cu ÖA 3’de yetiştirilen ayçiçeği bitkisinin yeşil aksamı ($250\pm56\text{mg/kg}$) ve köklerinde ($523\pm82\text{mg/kg}$), en yüksek Zn, ÖA 1’deki bitkilerin yeşil aksamında ($218\pm71,6\text{mg/kg}$) ve kökte ise en yüksek Zn konsantrasyonu ÖA 3’de ($136\pm62,3\text{mg/kg}$) elde edilmiştir. Diğer yandan yeşil aksamda ($386\pm45\text{mg/kg}$) ve kökte ($293\pm88\text{mg/kg}$) en yüksek Pb konsantrasyonu ÖA 3’de elde edilmiştir.

Tablo 42. Farklı Örnek alanlarında yetiştirilen ayçiçeği bitkisinin yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)

Bitki	Alan	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(mg/kg)					
Ayçiçeği	ÖA1	201±46,4	218±71,6	233±70,2	330±87,5	78±16	175±44,2
	ÖA3	250±56	186±88	386±45	523±82	136±62,3	293±88

Benzer sonuçlar ayçiçeği bitkisinin ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerinde de elde edilmiştir (Tablo 43) (Bkz. Formül 1).

Tablo 43. Farklı örnek alanlarında yetiştirilen ayçiçeği bitkisinin yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içerikleri (n=7)

Bitki	Alan	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
İçerik (µg/bitki)							
Ayçiçeği	ÖA1	306±101	328±111	366±154	472±92	117±46	263±106
	ÖA3	645±208	472±210	998±255	1033±216	257±110	558±91

En yüksek ağır metal içerikleri ÖA 3’de yetiştirilen ve metal konsantrasyonları ÖA 1’den daha düşük olan alanda yetiştirilen ayçiçeği bitkilerinin yeşil aksam ve köklerinde elde edilmiştir. Arazi denemelerinde en yüksek Cu içeriği yeşil aksamda $645\pm208\mu\text{g/bitki}$ ve köklerde $1033\pm216\mu\text{g/bitki}$, en yüksek Zn içeriği yeşil aksamda $472\pm210\mu\text{g/bitki}$ ve kökte $257\pm110\mu\text{g/bitki}$ olarak belirlenmiştir. Benzer şekilde yeşil aksamda ($998\pm255\mu\text{g/bitki}$) ve kökte en yüksek Pb ($558\pm91\mu\text{g/bitki}$) konsantrasyonu ÖA 3’de tespit edilmiştir.

4.2.2.4. Ayçiçeği Bitkisinin Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi

Arazi denemesinde ayçiçeği bitkisinin farklı ağır metal türlerine göre akümülatör bitki olup olmadığı ve fitoekstraksiyon kapasitesi belirlenmiştir. Ayçiçeği bitkisinin biyoakümülyasyon ve translokasyon faktörü değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 44).

Tablo 44. Ayçiçeği bitkisinin biyoakümülyasyon ve translokasyon faktörü değerleri

Bitki	Alan	BAF			TLF		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
Ayçiçeği	ÖA1	0,24±0,07	0,76±0,33	1,19±0,44	0,63±0,16	2,82±0,70	1,38±0,46
	ÖA3	0,39±0,08	0,73±0,48	1,39±0,36	0,48±0,10	1,90±1,73	1,42±0,42

Biyoakümülyasyon faktörü değerlerine bakıldığında ayçiçeği bitkisi sadece kurşun ağırmatali için akümülatör özellik göstermektedir.

Ayçiçeği bitkisinin translokasyon faktörü değerlerine bakıldığında, her iki örnek alanda da çinko ve bakır ağır metali için TLF değeri 1'den büyük olduğundan yeşil aksamdaki ağır metal oranının, köklerdeki ağır metal oranından yüksek olduğu görülmüştür.

4.2.3. Arazi Yabani Hint Yağı Denemesi

4.2.3.1. Yabani Hint Yağı Bitkisinin Kuru Ağırlıkları

Farklı konsantrasyonlarda Cu, Zn ve Pb ile kirlenmiş 1 ve 3 numaralı örnek alanlarda 16 hafta süre boyunca yetiştirilen yabani hint yağı bitkisine ait biyokütle (yeşil aksam kök kuru ağırlıkları) Tablo 45'de verilmiştir. Yabani hint yağı bitkisi, en fazla yeşil aksam (6±1,2g) ve kök (3,6±0,7g) üretimini ÖA 3'de yapmıştır. Alanlardaki toprak özellikleri, metal konsantrasyonlarının farklılığı, iklimsel özellikleri gibi faktörler bu farklılığa neden olabilmektedir.

Tablo 45. Farklı örnek alanlarında yetiştirilen hint yağı bitkisinin yeşil aksam ve kök kuru ağırlıkları (n=7)

Kuru ağırlık (g)							
Bitki	Alan	Yaprak+Gövde			Kök		
Y. Hint	ÖA1	3,9	±	0,9	2,4	±	1,1
Yağı	ÖA3	6,0	±	1,2	3,6	±	0,7

4.2.3.2. Yabani Hint Yağı Bitkisinin Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları

Pasa döküm sahalarında belirlenen çalışma alanlarından alınan toprak örneklerinde, hint yağı (*Ricinus communis*) tohumunun çimlenmesi için uygun pH değerleri olan 2 farklı örnekleme alanına (ÖA 1 ve ÖA 3) hint yağı bitkisi tohumları ekilerek büyümeleri sağlanmıştır. Tohumlar ekilmeden önce ve bitkiler hasat edildikten (16 hafta) sonra deneme alanları topraklarının toplam ağır metal konsantrasyonları analiz edilmiş ve analiz sonuçları Tablo 46’da verilmiştir.

Tablo 46. Arazi denemesi ekim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)

Bitki	Alan	Ekim Öncesi Toprak Metal Konsantrasyonu			Hasat Sonrası Toprak Metal Konsantrasyonu		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(mg/kg)					
Y. Hint Yağı	ÖA1	849±56,2	326±48,3	192±57	616±64	221±60,3	78±17,6
	ÖA3	651±62	281±58	207±82	465±55	151±49	103±26

Elde edilen verilere göre arazi denemesinde ekim öncesi topraklarda en yüksek Cu (849±56,2mg/kg) ve Zn, (326±48,3mg/kg) ÖA 1’de belirlenirken en yüksek Pb konsantrasyonu ise (207±82mg/kg) ÖA 3’de elde edilmiştir. Hasat sonrası örnek alanların total ağır metal konsantrasyonlarında azalma olduğu görülmektedir. Hasat sonrası topraklarda en yüksek ağır metal konsantrasyonları ekim öncesi sonuçlarına benzerlik göstermiş ve en yüksek Cu ve Zn konsantrasyonları ÖA 1’de, en yüksek Pb konsantrasyonu ise ÖA 3’de ölçülmüştür.

4.2.3.3. Yabani Hint Yağı Bitkisinin Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri

Örnekleme alanlarının pasa döküm sahası olmaları, farklı ağır metal konsantrasyonuna, pH, tuz gibi toprak özelliklerine sahip olmaları nedeniyle bitki dokularında biriken metal konsantrasyonlarında farklılık göstermektedir (Tablo 47). En yüksek Cu ÖA 3’de yetiştirilen yabani hint yağı bitkisinin yeşil aksam (226±38mg/kg) ve köklerinde (421±65mg/kg), en yüksek Pb konsantrasyonu yeşil aksam (157±28,1mg/kg) ve kökte (163±42mg/kg) elde edilmiştir. En yüksek Zn konsantrasyonu ise ÖA 1’deki bitkilerin yeşil aksam (169±34,1mg/kg) ve köklerinde (170±53mg/kg) belirlenmiştir.

Tablo 47. Farklı Örnek alanlarında yetiştirilen yabani hint yağı bitkisinin yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)

Bitki	Alan	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(mg/kg)					
Y. Hint	ÖA1	201±57,5	169±34,1	139±45,5	204±51,8	170±53	157±40
Yağı	ÖA3	226±38	142±36	157±28,1	421±65	41±14	163±42

Benzer sonuçlar yabani hint yağı bitkisinin ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerinde de elde edilmiştir (Tablo 48).

Tablo 48. Farklı Örnek alanlarında yetiştirilen yabani hint yağı bitkisinin yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içerikleri (n=7)

Bitki	Alan	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		İçerik (µg/bitki)					
Y. Hint	ÖA1	785±312	656±207	556±295	512±307	450±366	388±214
Yağı	ÖA3	1383±419	851±252	965±294	1499±277	143±46	592±223

En yüksek Cu içeriği ÖA 3’de yetiştirilen yabani hint yağı bitkilerin yeşil aksamı (1383±419µg/bitki) ve köklerinde (1499±277µg/bitki), en yüksek Zn içeriği yeşil aksamda (851±252µg/bitki) yine ÖA 3’de elde edilirken, kökteki en yüksek Zn içeriği (450±366µg/bitki) ÖA 1’de elde edilmiştir. Benzer şekilde en yüksek Pb içeriği yeşil aksamda (965±294µg/bitki) ve kökte (592±223µg/bitki) ÖA 3’de yetiştirilen yabani hint yağı bitkilerinde tespit edilmiştir.

4.2.3.4. Yabani Hint Yağı Bitkisinin Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi

Arazi denemesinde yabani hint yağı bitkisinin farklı ağır metal türlerine göre akümülatör bitki olup olmadığı ve fitoekstraksiyon kapasitesi belirlenmiştir. Yabani hint yağı bitkisinin biyoakümülyasyon ve translokasyon faktörü değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 49).

Tablo 49. Yabani hint yağı bitkisinin biyoakümülyasyon ve translokasyon faktörü değerleri

Bitki	Alan	BAF			TLF		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
Yabani	ÖA1	0,24±0,08	0,52±0,10	0,81±0,44	1,02±0,34	1,05±0,30	0,94±0,39
Hint Yağı	ÖA3	0,35±0,06	0,52±0,14	0,86±0,33	0,55±0,14	3,72±1,48	1,00±0,26

Biyoakümülyasyon faktörü değerlerine bakıldığında yabani hint yağı bitkisi her üç ağır metal türü içinde akümülatör özellik göstermemektedir.

Yabani hint yağı bitkisinin translokasyon faktörü değerlerine bakıldığında, bakır için sadece örnek alan 1’de, kurşun için sadece örnek alan 3’de çinko için ise her iki örnek alandada TLF değeri 1’den büyük olduğundan yeşil aksamdaki ağır metal oranının, köklerdeki ağır metal oranından yüksek olduğu görülmüştür.

4.2.4. Arazi Kavak Denemesi

4.2.4.1. Kavak Fidanlarının Kuru Ağırlıkları

Farklı konsantrasyonlarda Cu, Zn ve Pb ile kirlenmiş örnek alanlarında 1 yıl boyunca yetiştirilen kavak fidanlarına ait biyokütle (yeşil aksam kök kuru ağırlıkları) Tablo 50’de verilmiştir. Kavak fidesi tüm alanlarda yaklaşık aynı miktarda kuru ağırlığa sahip olmakla birlikte en fazla yeşil aksam ($6,75 \pm 1,29$ g/yeşil aksam) ve kök ($4,46 \pm 0,72$ g/kök) biyokütlesini ÖA 4’de yetiştirilen kavak fidanları üretmiştir. Alanlardaki toprak özellikleri, metal konsantrasyonlarının farklılığı, iklimsel özellikleri gibi faktörler bu farklılığa neden olabilmektedir.

Tablo 50. Farklı örnek alanlarında yetiştirilen kavak fidanlarının yeşil aksam ve kök kuru ağırlıkları (n=7)

Kuru ağırlık (g)							
Bitki	Alan	Yeşil Aksam			Kök		
Kavak	ÖA1	5,93	±	0,89	3,36	±	1,20
	ÖA2	6,26	±	3,37	4,11	±	1,33
	ÖA3	6,15	±	1,88	3,89	±	0,67
	ÖA4	6,75	±	1,29	4,46	±	0,72

4.2.4.2. Kavak Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları

Pasa döküm sahalarında belirlenen 4 farklı örnekleme alanına (ÖA 1- ÖA 2- ÖA 3 ve ÖA 4) titretilen kavak fideleri dikilmeden önce ve fideler hasat edildikten (12 ay) sonra deneme alanları topraklarının toplam ağır metal konsantrasyonları belirlenmiştir. Analiz sonuçları Tablo 51’de verilmiştir.

Tablo 51. Arazi denemesi dikim öncesi ve hasat sonrası toprakların ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)

Bitki	Alan	Dikim Öncesi Toprak Metal Konsantrasyonu			Hasat Sonrası Toprak Metal Konsantrasyonu		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(mg/kg)					
Kavak	ÖA1	1045 ±148	273 ±30,4	202 ±61,4	658±94,4	155±49,4	94 ±37,6
	ÖA2	1218 ±246	412 ±108	178 ±116	942±188	218 ±48	88 ±39,5
	ÖA3	734 ±205	284 ±43,5	249 ±34,4	548±58,4	108 ±27,3	129 ±25,1
	ÖA4	921 ±115	482 ±119	550 ±267	648 ±60	222 ±75,9	227 ±80,8

Elde edilen verilere göre arazi denemesinde dikim öncesi topraklarda en yüksek Cu konsantrasyonu (1218mg/kg) ÖA 2’de, en yüksek Zn konsantrasyonu (482mg/kg) ÖA 4’de ve en yüksek Pb konsantrasyonu ise (550mg/kg) yine ÖA 4’de elde edilmiştir. Pasa döküm alanları normal toprak özellikleri taşımadıkları ve homojen bir dağılım göstermedikleri için ağır metal konsantrasyonları da farklılık göstermektedir. Hasat sonrası örnek alanların total ağır metal konsantrasyonlarında ciddi anlamda düşüş görülmektedir.

4.2.4.3. Kavak Fidanlarının Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri

Örnekleme alanlarının pasa döküm sahası olmaları, farklı ağır metal konsantrasyonuna, pH, tuz gibi toprak özelliklerine sahip olmaları nedeniyle bitki dokularında biriken metal konsantrasyonları da farklılık göstermektedir (Tablo 52). Yeşil aksam Cu konsantrasyonları bakımından ÖA 3 dışındaki alanlarda kavak yeşil aksamında benzer miktarlarda Cu biriktirmiştir. En yüksek Cu konsantrasyonu ÖA 3’de yetiştirilen kavak fidanlarının yeşil aksamı (609±75mg/kg) ve köklerinde (1453±192mg/kg) ve en yüksek Zn konsantrasyonu ise ÖA 1’de yetiştirilen kavak fidanlarının yeşil aksam (1396±166mg/kg) ve köklerinde (514±80mg/kg) elde edilmiştir. Diğer yandan yeşil aksamda en yüksek Pb konsantrasyonu (590±78mg/kg) ÖA 4’de ve kökte ise en yüksek Pb konsantrasyonu (154±40mg/kg) ÖA 3’de yetiştirilen kavak fidanlarından elde edilmiştir.

Tablo 52. Farklı Örnek alanlarında yetiştirilen kavak fidanlarının yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)

Bitki	Alan	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
(mg/kg)							
Kavak	ÖA1	377±126	1396±166	572±47,3	921±132	514±80	99±52
	ÖA2	415±80	914±66	541±113	826±83	313±71	135±25
	ÖA3	609±75	628±83	487±121	1453±192	447±98	154±40
	ÖA4	431±94	855±75	590±78	915±103	480±57	118±17

Benzer sonuçlar kavak fidanlarının ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerinde de elde edilmiştir (Tablo 53).

Tablo 53. Farklı örnek alanlarında yetiştirilen kavak fidanlarının yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içerikleri (n=7)

Bitki	Alan	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
İçerik (µg/bitki)							
Kavak	ÖA1	2171±556	8390±2196	3369±393	3213±1518	1707±660	353±275
	ÖA2	2415±983	5764±3308	3408±1905	3348±976	1267±486	570±290
	ÖA3	3746±1236	3855±1312	3008±1290	5682±1423	1701±294	588±137
	ÖA4	2930±929	5829±1350	3955±800	4114±922	2156±465	524±96

En yüksek Cu içeriği ÖA 3’de yetiştirilen kavak fidanlarının yeşil aksamı (3746±1236µg/bitki) ve köklerinde (5682±1423µg/bitki), en yüksek yeşil aksam (8390±2196µg/bitki) ve kökte (1707±660µg/bitki) Zn içeriği ÖA 1’deki kavak fidanlarından elde edilmiştir. Diğer yandan yeşil aksamda en yüksek Pb içeriği (3955±800µg/bitki) ile ÖA 4’de ve kökte ise en yüksek Pb içeriği (588±137µg/bitki) ÖA 3’de yetiştirilen kavak fidanlarından elde edilmiştir.

4.2.4.4. Kavak Fidanlarının Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi

Arazi denemesinde kavak fidanlarının farklı ağır metal türlerine göre akümülatör bitki olup olmadığı ve fitoekstraksiyon kapasitesi belirlenmiştir. Kavak fidanlarının biyoakümülyasyon ve translokasyon faktörü değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 54).

Tablo 54. Kavak fidanlarının biyoakümülyasyon ve translokasyon faktörü değeri

Bitki	Alan	BAF			TLF		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
Kavak	ÖA1	0,39±0,14	5,18±0,92	2,77±0,49	0,42±0,17	2,78±0,55	7,17±3,48
	ÖA2	0,33±0,07	2,44±0,45	3,40±0,99	0,50±0,10	3,11±0,99	4,18±1,33
	ÖA3	0,93±0,15	2,28±0,62	1,99±0,56	0,42±0,05	1,47±0,40	3,36±1,18
	ÖA4	0,49±0,09	1,71±0,29	1,07±0,25	0,47±0,06	1,79±0,10	5,03±0,54

Biyoakümülyasyon faktörü değeriye bakıldığında kavak çinko ve kurşun ağır metali için tüm örnek alanlarda yüksek oranda akümülatör özellik göstermektedir.

Kavak fidanlarının translokasyon faktörü değeriye bakıldığında çinko ve kurşun ağır metalleri için örnek alanların tamamında TLF değeri 1'den büyük olduğundan, yeşil aksamdaki ağır metal oranının, köklerdeki ağır metal oranından yüksek olduğu görülmüştür.

4.2.5. Arazi Huş Denemesi

4.2.5.1. Huş Fidanlarının Kuru Ağırlıkları

Farklı konsantrasyonlarda Cu, Zn ve Pb ile kirlenmiş örnek alanlarında 1 yıl boyunca yetiştirilen huş fidanlarına ait biyokütle (yeşil aksam kök kuru ağırlıkları) Tablo 55'de verilmiştir. Huş fidesi tüm alanlarda yaklaşık aynı miktarda kuru ağırlığa sahip olmakla birlikte örnek alan 1'de en fazla yeşil aksam üretirken ÖA 2'de en fazla kök üretmiştir. Alanlardaki toprak özellikleri, metal konsantrasyonlarının farklılığı, iklimsel özellikleri gibi faktörler bu farklılığa neden olabilmektedir.

Tablo 55. Farklı örnek alanlarında yetiştirilen huşun toplam yeşil aksam ve kök kuru ağırlıkları ortalamaları (n=7)

Bitki	Alan	Kuru ağırlık (g)			Kök		
		Yeşil Aksam					
Huş	ÖA1	19,45	±	9,55	12,56	±	6,71
	ÖA2	16,98	±	7,41	12,88	±	8,22
	ÖA3	16,72	±	6,34	12,55	±	5,82
	ÖA4	16,83	±	5,14	10,33	±	4,25

4.2.5.2. Huş Ekim Öncesi ve Hasat Sonrası Deneme Toprağının Ağır Metal Konsantrasyonları

Pasa döküm sahalarında belirlenen 4 farklı örnekleme alanına (ÖA 1-ÖA 2-ÖA 3 ve ÖA 4) huş fideleri dikilmeden önce ve fideler hasat edildikten (24 ay) sonra deneme alanları topraklarının toplam ağır metal konsantrasyonları belirlenmiştir. Analiz sonuçları Tablo 56’da verilmiştir.

Tablo 56. Arazi denemesi huş fidanlarının dikim öncesi ve hasat sonrası topraklarının ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)

Bitki	Alan	Dikim Öncesi Toprak Metal Konsantrasyonu			Hasat Sonrası Toprak Metal Konsantrasyonu		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
		(mg/kg)					
Huş	ÖA1	885±64,6	257±68,1	184±25,4	771±83,2	100±18,4	79±23
	ÖA2	1050±84	433±62	136±18	839±73	272±57	63±9
	ÖA3	628±62	375±46	155±27	457±61	181±55	77±31
	ÖA4	882±75,8	412±49	403±52	648 ±58,5	254±58	183±61

Elde edilen verilere göre arazi denemesinde dikim öncesi topraklarda en yüksek Cu konsantrasyonu (1050±84mg/kg) ÖA 2’de, en yüksek Zn konsantrasyonu (433±62mg/kg) ÖA 2’de ve en yüksek Pb konsantrasyonu ise (403±52mg/kg) ÖA 4’de elde edilmiştir. Pasa döküm alanları normal toprak özellikleri taşımadıkları ve homojen bir dağılım göstermedikleri için ağır metal konsantrasyonları da farklılık göstermektedir. Hasat sonrası örnek alanların total ağır metal konsantrasyonlarında ciddi anlamda düşüş görülmektedir.

4.2.5.3. Huş Fidanlarının Ağır Metal Konsantrasyon ve İçerikleri

Örnekleme alanlarının pasa döküm sahası olmaları, farklı ağır metal konsantrasyonuna, pH, tuz gibi toprak özelliklerine sahip olmaları nedeniyle bitki dokularında biriken metal konsantrasyonları da farklılık göstermektedir (Tablo 57). Yeşil aksam Cu konsantrasyonları bakımından huş yeşil aksamında benzer konsantrasyonlarda Cu biriktirmiştir. Bununla birlikte en yüksek Cu konsantrasyonu ÖA 3’de yetiştirilen huş fidanlarının yeşil aksamı (354±112mg/kg) ve köklerinde (1031±117mg/kg), en yüksek Zn konsantrasyonu ÖA 2’de yetişen bitkilerin yeşil aksamında (1007±133mg/kg) ve kökte ise en yüksek Zn konsantrasyonu (404±77mg/kg) ÖA 3’de elde edilmiştir. Diğer yandan yeşil aksamda en yüksek Pb (884±107mg/kg) ÖA 4’de ve kökte ise en yüksek Pb konsantrasyonu (242±83mg/kg)

ÖA 2’de yetiştirilen huş fidanlarından elde edilmiştir. Benzer bir çalışmada, Zakrewska ve Klimek (2018), Polonya’nın güneyindeki bir izabe tesisinin yakınında metal kirliliğini değerlendirmek için, *Betula pendula* ve *Quercus* yaprakları ile *Pinus* ibreleri toplayarak kadmiyum (Cd), bakır (Cu), kurşun (Pb) ve çinko (Zn) içeriğini incelemişlerdir. Yapılan ağır metal analiz sonuçları bizim verilerimiz ile örtüşmekte olup, *Betula pendula* ağacı yapraklarında yüksek miktarda (1866 mg/kg) çinko biriktirdiği tespit edilmiştir. Farklı bir çalışmada, Hrdlička ve Kula (2011), Olkusz ve Niepołomice kasabalarını çevreleyen antropojenik kontamine koşullarda büyüyen huş ağacı yapraklarındaki (*Betula pendula* Roth) elementlerin içeriği 1995, 1998, 2001, 2004 ve 2007 yıllarında düzenli olarak analiz etmişlerdir. Analiz sonuçlarına göre kükürt içeriğin azalma, fosfor, kalsiyum ve magnezyum içeriği dalgalanma gözlenirken çinko içeriğinin arttığı gözlemlenmiştir.

Tablo 57. Farklı Örnek alanlarında yetiştirilen huşun yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) konsantrasyonları (n=7)

Bitki	Alan	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
(mg/kg)							
Huş	ÖA1	267±77	918±123	508±83	537±100	250±36	90±21,8
	ÖA2	302±29	1007±133	613±61	419±67	393±71	242±83
	ÖA3	354±112	815±111	320±51	1031±117	404±77	159±31
	ÖA4	252±101	924±55	884±107	314±65	355±44	85±35

Benzer sonuçlar huş fidanlarının ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içeriklerinde de elde edilmiştir (Tablo 58).

Tablo 58. Farklı örnek alanlarında yetiştirilen huşun yeşil aksam ve kök ağır metal (Cu, Zn ve Pb) içerikleri (n=7)

Bitki	Alan	Yeşil Aksam			Kök		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
İçerik (µg/bitki)							
Huş	ÖA1	4749±1837	17319±8048	9860±5568	6831±4141	3251±2049	1113±553
	ÖA2	5090±2244	16974±7829	10195±4037	5319±3046	4856±2952	3138±1804
	ÖA3	5627±2017	13392±5096	5229±1845	13094±6604	5170±2659	2054±1093
	ÖA4	4150±1671	15483±4458	14932±5340	3204±1159	3720±1667	931±588

En yüksek Cu içeriği ÖA 3’de yetiştirilen huş fidanlarının yeşil aksamı (5627±2017µg/bitki) ve köklerinde (13094±6604µg/bitki), en yüksek Zn içeriği yeşil aksamda (16974±7829µg/bitki) ÖA 2’de ve kökte ise (5170±2659µg/bitki) ÖA 3’de elde edilmiştir. Diğer yandan yeşil aksamda en yüksek Pb içeriği (14932µg/bitki) ÖA 4’de ve kökte (3138±1804 µg/bitki) ise ÖA 2’de yetiştirilen bitkilerde belirlenmiştir.

Huş fidanı kullanarak yapılan bir çalışmada Dmuchowski ve arkadaşları (2012), *Betula pendula* yapraklarındaki çinko birikim düzeyini, belirlemek için farklı alanlardan huş yaprağı toplamışlardır. Farklı araştırma alanları için sonuçlar, Polonya'da nispeten düşük hava kirliliğine sahip bir alan olarak kabul edilen Diabla Góra (Polonya'nın Kuzeydoğu bölgesi) yakınlarında toplanan örneklerde çinko birikiminin 194 mg/kg, yol tarafında 401 mg/kg, Varşova'daki çelik fabrikası sanayi bölgesinde 863 mg/kg'a ve Olkusz yakınlarındaki madencilik ve metalurji kompleksinin çevresindeki alanda 1.344 mg/kg olarak belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre *Betula pendula*'nın bir hiperakümülatör olarak kabul edilmesi gerektiği bildirilmiştir. Farklı bir çalışmada Pajak ve ark. (2017), Pb ve Zn cevher madenciliği alanında yetişen Sarıçam (*Pinus sylvestris* L.) ibreleri ile huş (*Betula pendula*) yapraklarındaki Pb, Zn, Cd, Cu ve Cr biriktirme kapasiteleri incelenmek istenmiştir. Ağaçların yapraklarında Zn ve Pb konsantrasyonları yüksek oranda bulunurken, Cu, Cd ve Cr ağır metalleri sınır değerlerin altında bulunmuştur.

4.2.5.4. Huş Fidanlarının Fitoekstraksiyon Kapasitelerinin Belirlenmesi

Arazi denemesinde huş fidanlarının farklı ağır metal türlerine göre akümülatör bitki olup olmadığı ve fitoekstraksiyon kapasitesi belirlenmiştir. Huş fidanlarının biyoakümülyasyon ve translokasyon faktörü değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 59).

Tablo 59. Huş fidanlarının biyoakümülyasyon ve translokasyon faktörü değerleri

Bitki	Alan	BAF			TLF		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
Huş	ÖA1	0,31±0,10	3,74±0,97	2,80±0,59	0,50±0,13	3,73±0,68	6,00±2,06
	ÖA2	0,29±0,03	2,37±0,49	4,58±0,65	0,74±0,14	2,68±0,86	2,89±1,38
	ÖA3	0,57±0,21	2,21±0,49	2,10±0,43	0,34±0,10	2,08±0,47	2,06±0,46
	ÖA4	0,28±0,10	2,29±0,39	2,21±0,29	0,83±0,34	2,66±0,50	11,84±4,56

Biyoakümülyasyon faktörü değerlerine bakıldığında huş, çinko ve kurşun ağır metali için tüm örnek alanlarda yüksek oranda akümülatör özellik göstermektedir.

Huş fidanlarının translokasyon faktörü değerlerine bakıldığında çinko ve kurşun ağır metalleri için örnek alanların tamamında TLF değeri 1'den büyük olduğundan, yeşil aksamdaki ağır metal oranının, köklerdeki ağır metal oranından yüksek olduğu görülmüştür.

4.2.6. Arazi Denemesinde Kullanılan Bitkilerin Fitoremediasyona Uygunluk Potansiyelleri

Arazi denemelerinde topraktaki total ağır metal konsantrasyonlarını Thornton (1981) tarafından bildirilen değerlere düşürebilmek için her bitkinin kaç yıl süre ile yetiştirileceği Tablo 60'da verilmiştir.

Tablo 60. Fitoremediasyon yöntemiyle arazide yetiştirilen bitkilerin 1 da alanda yetiştirme dönemi sonunda topraktan uzaklaştırabildikleri total ağır metal miktarları

Bitki	1 da topraktan bitkilerin kaldırabileceği			Arazi denemesi 1 da toprakta ağır metal miktarı (mg/kg)			Kaç yılda temizleneceği		
	Cu (g/da)	Zn (g/da)	Pb (g/da)	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
Huş	1.88	5.77	4.98	39.3	16.06	63.25	20.93	2.78	12.71
Kavak	1.25	2.80	1.32	45.9	17.06	100	36.74	6.10	75.85
Ayçiçeği	3.07	2.25	4.75	39.7	17.44	36.00	12.92	7.76	7.58
Hint Yağı	6.59	4.05	4.60	40.7	17.56	14.25	6.18	4.33	3.10

Arazi çalışması sonuçları incelendiğinde yine hint yağı bitkisinin daha kısa sürede ağır metalle kirlenmiş alanları temizleyebilme potansiyeline sahip olduğu görülmektedir. Hint yağı bitkisi ile Cu kirliliği yaklaşık 6,18 yılda, Pb kirliliği 3,10 yıl ve Zn kirliliği ise 4,33 yıl gibi kısa sürede topraktaki normal düzeylerine kadar temizlenebilmektedir. Huş ise Zn kirliliğini hint yağı bitkisinden daha kısa sürede (2,78 yıl) temizleyebilme potansiyeline sahiptir.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Çalışma kapsamında; sera ve arazi denemelerinden alınan ekim-dikim öncesi ve hasat sonrası toprak örnekleri üzerinde toprak verimliliği ve toprağın diğer özelliklerini ortaya koymak amacıyla bazı fiziksel ve kimyasal analizler (Tekstür, toprak reaksiyonu (pH), elektriksel iletkenlik (EC) ve toplam tuz analizi (%), organik madde ve toplam karbon analizi, kireç analizi ve toplam metal analizi) yapılmıştır. Hasat sonrası sera ve alandan alınan bitki materyalleri ise kök yaprak ve gövde kısımlarına ayrılarak ağır metal konsantrasyonları belirlenmiştir. Yapılan analiz sonuçlarına göre elde edilen sonuç ve öneriler aşağıda verilmiştir.

- Saksı ve arazi çalışmasında fitoekstraksiyon potansiyeli en yüksek bitkinin yabani hint yağı olduğu tespit edilmiştir.
- Saksı denemesinde; bakır (Cu) kirliliğinin giderilmesi için en etkili bitki sırasıyla; Yabani Hint Yağı>Ayçiçeği>Kavak>Huş, çinko (Zn) için sıralama; Yabani Hint Yağı>Kavak>Huş>Ayçiçeği ve kurşun (Pb) için sıralama; Kavak>Ayçiçeği>Yabani Hint Yağı>Huş olarak saptanmıştır.
- Arazi denemesinde; bakır (Cu) kirliliğinin giderilmesinde en etkili bitki sırasıyla; Yabani Hint Yağı>Ayçiçeği>Huş>Kavak, çinko (Zn) için sıralama; Huş>Yabani Hint Yağı>Kavak>Ayçiçeği ve kurşun (Pb) için sıralama; Yabani Hint Yağı>Ayçiçeği>Huş>Kavak olarak saptanmıştır.
- Sera ortamında tek yıllık bitkilerden ayçiçeği bitkisinin bulunduğu saksılarda ekim öncesi ile hasat sonrası toprak konsantrasyonları karşılaştırıldığında; bakırda %30, çinkoda %54 ve kurşunda %64 oranında toprakta azalma görülmüştür. Diğer tek yıllık bitki olan yabani hint yağı bitkisinin bulunduğu saksılarda ekim öncesi ile hasat sonrası toprak konsantrasyonları karşılaştırıldığında bakırda %48, çinkoda %57 ve kurşunda %79 oranında toprakta azalma görülmüştür. Ayçiçeği bitkisi çinko ve kurşun konsantrasyonları yüksek topraklarda, yabani hint yağı bitkisi ise başta kurşun olmak üzere çinko ve bakır konsantrasyonları yüksek toprakların temizlenmesinde akümülatör bitki olarak kullanılabileceği yapmış olduğumuz çalışmada belirlenmiştir.
- Sera ortamında, çok yıllık bitkilerden huşun bulunduğu saksılarda dikim öncesi ile hasat sonrası toprak konsantrasyonları karşılaştırıldığında; bakırda %27,

inkoda %41 ve kurşunda %47 oranında toprakta azalma görölmüştür. Diğer çok yıllık bitki olan kavak fidanlarının bulunduğu saksılarda dikim öncesi ile hasat sonrası toprak konsantrasyonları karşılaştırıldığında bakırda %29, çinkoda %39 ve kurşunda %43 oranında toprakta azalma görölmüştür. Huş ve kavak fidanlarının, özellikle kurşun ve çinko konsantrasyonları yüksek toprakların temizlenmesinde akümülatör bitki olarak kullanılabileceği saptanmıştır.

- Her üç element için de genel olarak bakıldığında EDDS şelatörünün bitkilerin ağır metal akümülasyonunu artırdığı görölmüştür.
- Çalışma alanlarında tek yıllık bitkilerden ayıeği bitkisinin ekim öncesi ile hasat sonrası toprak konsantrasyonları karşılaştırıldığında; bakırda %26, çinkoda %40 ve kurşunda %50 oranında toprakta azalma görölmüştür. Diğer tek yıllık bitki olan yabani hint yağı bitkisinin ekim öncesi ile hasat sonrası toprak konsantrasyonları karşılaştırıldığında bakırda %28, çinkoda %39 ve kurşunda %55 oranında toprakta azalma görölmüştür. Ayıeği ve yabani hint yağı bitkileri, çinko ve kurşun konsantrasyonları yüksek toprakların temizlenmesinde akümülatör bitki olarak kullanılabileceği yapmış olduğumuz çalışmada belirlenmiştir.
- Çalışma alanlarında çok yıllık bitkilerden kavak fidanlarının dikim öncesi ile hasat sonrası toprak konsantrasyonları karşılaştırıldığında; bakırda %26, çinkoda %51 ve kurşunda %51 oranında toprakta azalma görölmüştür. Diğer çok yıllık bitki olan huşun, ekim öncesi ile hasat sonrası toprak konsantrasyonları karşılaştırıldığında bakırda %22, çinkoda %53 ve kurşunda %54 oranında toprakta azalma görölmüştür. Saksı çalışmasında olduğu gibi huş ve kavak fidanlarının, özellikle kurşun ve çinko konsantrasyonları yüksek toprakların temizlenmesinde akümülatör bitki olarak kullanılabileceği saptanmıştır.
- Bitkilerin yetiştirilme süreleri bu yöntemde dikkate alınması gereken önemli bir husustur. Ağaç türü bitkiler için 1 yıllık fide dönemi ve çok yıllık bitkiler için 16 haftalık yetiştirilme süresi kısa bulunmuştur. Bitkilerin daha fazla biyokütle oluşturarak ortamdan daha fazla ağır metal biriktirmeleri sağlanabilmektedir.

- Sera ve arazi topraklarında birden fazla ağır metalin yüksek konsantrasyonlarda bulunması bitki büyüme ve gelişimini sınırlandırabilmektedir. Birçok bitki bünyesinde yalnızca bir ağır metali akümüle ederken denemede kullanılan ağaç ve yıllık bitkiler her üç (Cu, Zn ve Pb) metali bünyesinde biriktirebilmiştir. Ancak bu birikimler hiperakümüülasyon değerleri olan Cu ve Pb için 1000 mg/kg ve Zn için 10000 mg/kg değerine ulaşamamıştır. Bunda bitki yetiştirme süresinin kısa olması ve toprağın bazı fizikokimyasal özellikleri de etkili olabilir.
- Pasa döküm sahalarında yürütülen arazi denemelerinde toprak oldukça sık ve kök gelişimini kısıtlamaktadır. Pasa malzemesinin ağır metal konsantrasyonları saksı denemesinde ki gibi homojenize olmaması, pH'nın bazı alanlarda (ÖA 1 ve ÖA 3) bitki yetiştirilmesine izin vermeyecek kadar düşük olması (pH:2) ve kireçleme yapılmasına rağmen (pH 6'ya yükseltilmeye çalışılmış) bitki gelişimi olumsuz etkilenmiş olabilir.
- Örnekleme alanlarının pasa döküm sahası olmaları, farklı ağır metal konsantrasyonuna, pH, tuz gibi toprak özelliklerine sahip olmaları nedeniyle bitkinin biyokütle üretimi ve bitki dokularında biriken ağır metal konsantrasyonların da farklılık göstermektedir. Ayrıca alanlardaki iklimsel özelliklerde bu farklılığa neden olabilmektedir. Arazi denemelerinde düşük ağır metal konsantrasyonuna sahip alanlarda yetiştirilen bitkiler daha fazla biyokütle oluşturmuş ve yeşil aksam ve köklerinde daha fazla ağır metal biriktirmişlerdir.
- İleride yapılacak yeni çalışmalarda yukarıda verilen öneriler dikkate alınarak maden alanlarından toprağa, havaya ve suya karışan ve insan sağlığını tehdit eden ağır metallerin temizlenmesi önem arz etmektedir.
- Maden sahalarının bulunduğu alanlar, farklı ekolojik özellik gösterdiği için bölgelere uygun doğal yayılım alanında bulunan bitki türleri ile çalışmalar çoğaltılmalıdır. Maden sahalarının rehabilitasyonunda bölgeye uygun akümülatör türler kullanılması önerilmektedir.

6. KAYNAKLAR

- Abdelhafez, A. A., & Li, J. (2014). Geochemical and statistical evaluation of heavy metal status in the region around Jinxi River, China. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 23(8), 850-868.
- Acar, Y.B., & Alshawabkeh, A.N., (1993), Principles of Elektrokinetic Remediation, *Environmental sciences and Technology*, Vol: 27, No: 13, pp.2638 – 2647.
- Acar, Y.B., & Gale, R.J. (1995) Elektrokinetic remediation: basics and technology status, *Journal of Hazardous Materials*, 40, 117 – 137.
- Adiloğlu, S., Adiloğlu, A., Açıkgöz, F. E., Yeniaras, T., & Solmaz, Y. (2017). Labada (RumexpatientiaL.) Bitkisinin Kurşun Kirliliğinin Gideriminde Kullanım Kapasitesinin Araştırılması. *Fen Bilimleri Dergisi*, 3(2), 1-7.
- Adriano, C.D., (2001). Biogeochemistry, Bioavailability, and Risk of Metals. Trace Elements in Terrestrial Environments. Georgia University, Georgia-USA, 800-815.
- Adriano, D.C., Wenzel, W.; Vangronsveld, J. & Bolan. (2004). N., Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma*, 122,2-4, 121-142.
- Akkuş, T. (2019). Tarımda Bitki Besleme Amaçlı Cu ve Mn İçeren Şelat Bileşiklerinin Hazırlanması ve Etkinliklerinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sakarya, 16 s.
- Akpınar, N. (2005). Madencilik faaliyetleri sonrası onarım çalışmalarında bitkilendirme süreci. *Madencilik ve Çevre Sempozyumu*, 5-6.
- Aksoy, N. (2018). Betulaceae, Türkiye'nin Doğal-Egzotik Ağaç ve Çalıları, Orman Genel Müdürlüğü Yayınları, Ankara. (ed. Akkemik Ü), s, 203-212.
- Al-Thani, R. F., & Yasseen, B. T. (2020). Phytoremediation of polluted soils and waters by native Qatari plants: Future perspectives. *Environmental Pollution*, 259, 113694.
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869-881.
- Alkorta, I., Hernández-Allica, J., Becerril, J. M., Amezcaga, I., Albizu, I., & Garbisu, C. (2004). Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 3(1), 71-90.

- Altınözlü, H., Karagöz, A., Polat, T., & Ünver, İ. (2012). Nickel hyperaccumulation by natural plants in Turkish serpentine soils. *Turkish Journal of Botany*, 36(3), 269-280.
- Alvarenga, P., Gonçalves, A. P., Fernandes, R. M., De Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., & Cunha-Queda, A. C. (2009). Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization:(I) Effects on soil chemical characteristics. *Chemosphere*, 74(10), 1292-1300.
- Al-Jobori, K. M., & Kadhim, A. K. (2019). Evaluation of sunflower (*Helianthus annuus* L.) for phytoremediation of lead contaminated soil. *Journal of Pharmaceutical Sciences and Research*, 11(3), 847-854.
- Amin, H., Arain, B. A., Abbasi, M. S., Jahangir, T. M., & Amin, F. (2018). Potential for phytoextraction of Cu by *Sesamum indicum* L. and *Cyamopsis tetragonoloba* L.: a green solution to decontaminate soil. *Earth Systems and Environment*, 2(1), 133-143.
- Anderson, T. (1997). Development of a phytoremediation handbook: consideration for enhancing microbial degradation in the rhizosphere. *Environmental Science and Engineering Fellow*, Claudia Sturges, 202-326.
- Angelovičová, L., & Fazekašová, D. (2014). Contamination of the soil and water environment by heavy metals in the former mining area of Rudňany (Slovakia). *Soil and water research*, 9(1), 18-24.
- Anning, AK., & Akoto, R. (2018) Assisted phytoremediation of heavy metal contaminated soil from a mined sitewith *Typha latifolia* and *Chrysopogon zizanioides*. *Ecotoxicol Environ Saf* 148:97–104
- Anonim, (2001). Resmi Gazete, Toprak Kirlilik Yöneltilmeliği, Toprak Kirleticilerinin Sınır Değerler. 10.12.2001 tarihli, Sayı 24609.
- Appenroth, K. J. (2010). Definition of “heavy metals” and their role in biological systems. In *Soil heavy metals* (pp. 19-29). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Arienzo, M., Adamo, P., & Cozzolino, V. (2004). The potential of *Lolium perenne* for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site. *Science of the Total Environment*, 319(1-3), 13-25.
- Arienzo, M., Christen, E. W., Quayle, W., & Kumar, A. (2009). A review of the fate of potassium in the soil–plant system after land application of wastewaters. *Journal of hazardous materials*, 164(2-3), 415-422.
- Arkley, R. J. (1962). Soil Survey, Merced Area, California (No. 7). The Service.

- Asati, A., Pichhode, M., & Nikhil, K. (2016). Effect of heavy metals on plants: an overview. *International Journal of Application or Innovation in Engineering & Management*, 5(3), 56-66.
- Ascher, J.; Ceccherini, M.; Landi, L.; Mench, M.; Pietramellara, G.; Nannipieri, P. & Renella, G., Composition. (2009). Biomass and activity of microflora, and leaf yields and foliar elemental concentrations of lettuce, after in situ stabilization of an arsenic-contaminated soil. *Applied soil ecology* 41,3, 351-359.
- Aslıhan, İ. (2019) Bazi Tarım Bitkileri Kullanılarak Kurşun Kirliliğinin Şelat Destekli Fitoremediasyon Yöntemiyle Giderilmesi, Yüksek Lisans Tezi, Amasya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Amasya, 23 s.
- Baker, A. J., & Brooks, R. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery.*, 1(2), 81-126.
- Baker, A. J., Reeves R.D. & McGrath S.P. (1991) In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants: a feasibility study. In: R.L. Hinchee and R.F. Olfenbuttel eds. *In situ biore-clamation*. Boston, Butterworth - Heinemann, p. 600-605.
- Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Sidoli, C. M. D., & Reeves, R. D. (1994). The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resources, Conservation and Recycling*, 11(1-4), 41-49.
- Bani, A., Echevarria, G., Sulçe, S., & Morel, J. L. (2015). Improving the agronomy of *Alyssum murale* for extensive phytomining: a five-year field study. *International Journal of Phytoremediation*, 17(2), 117-127.
- Bañuelos, G. S., Shannon, M. C., Ajwa, H., Draper, J. H., Jordahl, J., & Licht, J. (1999). Phytoextraction and accumulation of boron and selenium by poplar (*Populus*) hybrid clones. *International Journal of Phytoremediation*, 1(1), 81-96.
- Barbosa, B., Boléo, S., Sidella, S., Costa, J., Duarte, M. P., Mendes, B., & Fernando, A. L. (2015). Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils using the perennial energy crops *Miscanthus* spp. and *Arundo donax* L. *BioEnergy Research*, 8(4), 1500-1511.
- Barber, D. A., & Lee, R. B. (1974). The effect of micro-organisms on the absorption of manganese by plants. *New Phytologist*, 73(1), 97-106.

- Başkaya, H. S. (2003). Metallerle kirlenmiş toprakların temizlenmesinde uygulanan teknolojiler, 121-131.
- Bell, F. G., & Donnelly, L. J. (2006). Mining and its Impact on the Environment. CRC press.
- Berman, P., Nizri, S., & Wiesman, Z. (2011). Castor oil biodiesel and its blends as alternative fuel. biomass and bioenergy, 35(7), 2861-2866.
- Bert, V., Macnair, M. R., De Laguerie, P., Saumitou-Laprade, P., & Petit, D. (2000). Zinc tolerance and accumulation in metallicolous and nonmetallicolous populations of *Arabidopsis halleri* (Brassicaceae). New Phytologist, 146(2), 225-233.
- Berti, W. & Ryan, J. (2003). “Bioavailability, Toxicity and Risk Relationships in Ecosystems”, Inplace inactivation and natural ecological restoration technologies (IINERT), Science Publishers, Inc Enfield, NH, USA, 253-269.
- Bian, F., Zhong, Z., Zhang, X., Yang, C., & Gai, X. (2020). Bamboo—An untapped plant resource for the phytoremediation of heavy metal contaminated soils. Chemosphere, 246, 125750.
- Bidar, G., Garçon, G., Pruvot, C., Dewaele, D., Cazier, F., Douay, F., & Shirali, P. (2007). Behavior of *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal contaminated field: plant metal concentration and phytotoxicity. Environmental Pollution, 147(3), 546-553.
- Blake, R. C., Choate, D. M., Bardhan, S., Revis, N., Barton, L. L., & Zocco, T. G. (1993). Chemical transformation of toxic metals by a *Pseudomonas* strain from a toxic waste site. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 12(8), 1365-1376.
- Bolan, N. S., Park, J. H., Robinson, B., Naidu, R., & Huh, K. Y. (2011). Phytostabilization: a green approach to contaminant containment. Advances in agronomy, 112, 145-204.
- Boldt-Burisch, K. M., Gerke, H. H., Nii-Annang, S., Schneider, B. U., & Hüttl, R. F. (2013). Root system development of *Lotus corniculatus* L. in calcareous sands with embedded finer-textured fragments in an initial soil. Plant and soil, 368(1), 281-296.
- Boonyapookana, B., Parkpian, P., Techapinyawat, S., DeLaune, R. D., & Jugsujinda, A. (2005). Phytoaccumulation of lead by sunflower (*Helianthus annuus*), tobacco (*Nicotiana tabacum*), and vetiver (*Vetiveria zizanioides*). Journal of Environmental Science and Health, 40(1), 117-137.

- Bouycous, H. (1951). Mechanical analysis of soil using hydrometer method. *Analytical Chemistry Acta*, 22, 23-34.
- Bozyiğit, R. & Karaaslan, T. (1998). Çevre Bilgisi, Nobel Yayın Dağıtım, Ankara.
- Browicz, Z., & Yaltırık, F. (1982). *Populus L. Flora of Turkey and the East Aegean Islands*, 7, 716-720.
- Brown, S. L., Chaney, R. L., Angle, J. S., & Baker, A. J. M. (1994). Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc-and cadmium-contaminated soil (Vol. 23, No. 6, pp. 1151-1157). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.
- Brown, S. L., Chaney, R. L., Angle, J. S., & Baker, A. J. (1995). Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and metal tolerant *Silene vulgaris* grown on sludge-amended soils. *Environmental Science & Technology*, 29(6), 1581-1585.
- Brunetti, G., Ruta, C., Traversa, A., D'Ambruso, G., Tarraf, W., De Mastro, F., ... & Cocozza, C. (2018). Remediation of a heavy metals contaminated soil using mycorrhized and non-mycorrhized *Helichrysum italicum* (Roth) Don. *Land Degradation & Development*, 29(1), 91-104.
- Burges, A., Alkorta, I., Epelde, L., & Garbisu, C. (2018). From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. *International journal of phytoremediation*, 20(4), 384-397.
- Buser, S., & Cvetic, S. (1973). Türkiye'deki Murgul bakır yatağı yöresinin jeolojisi. *Maden Tetkik ve Arama Dergisi*, 81(81).
- Cakmak I, Marshner H (1993) Effect of zinc nutritional status on superoxide radical and hydrogen peroxide scavenging enzymes in bean leaves. In: Barrow NJ (ed) *Plant nutrition from genetic engineering field practice*. Kluwer, The Netherlands, pp 133–137.
- Calabrese, E. J., & Agathokleous, E. (2021). Accumulator plants and hormesis. *Environmental Pollution*, 116526.
- Cantemur, M. H. (2021). Konya ili Hüyük ilçesinde organik ve konvansiyonel olarak yetiştirilen çileklerin meyve kalite kriterlerinin ve ağır metal içeriklerinin kıyaslanması, Yüksek lisans tezi, Akdeniz Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Antalya
- Castaldi, P., Silveti, M., Manzano, R., Brundu, G., Roggero, P. P., & Garau, G. (2018). Mutual effect of *Phragmites australis*, *Arundo donax* and

immobilization agents on arsenic and trace metals phytostabilization in polluted soils. *Geoderma*, 314, 63-72.

Chakravarty, B. and S. Srivastava. (1997). Effect of cadmium and zinc interaction on metal uptake and regeneration on tolerant plants in linseed. *Agr. Ecosyst. Environ.* 61:45-50.

Chapmann, N.D., Pratt, P.F., And Parker, F. (1961). *Methods of analysis for soils, plants and waters*. Univ. of Calif. Div. Agr. Sci., Riverside.

Cheng, X., Drozdova, J., Danek, T., Huang, Q., Qi, W., Yang, S., ... & Zhao, X. (2018). Pollution assessment of trace elements in agricultural soils around copper mining area. *Sustainability*, 10(12), 4533.

Choi JM., Pak CH., Lee CW (1996) Micronutrient toxicity in French marigold. *J Plant Nutri* 19:901–916.

Claire, L.C., Adriano D.C., Sajwan K.S., Abel S.L., Thoma, D.P. and Driver J.T., (1991). Effects of selected trace metals on germinating seeds of six plant species. *Water,Air,and Soil Pollution*, 59,,231-240 pp.

Crowley, D.E., Y.C. Wang, C.P.P. Reid, and P.J. Szansiszlo, 1991. Mechanism of iron acquisition from siderophores by microorganisms and plants. *Plant and Soil* 130: 179-198.

Çay, S. (2014). Ağır Metal İyonlarıyla Kirlenmiş Toprakların Karadeniz Bölgesinde Yetişen Bazı Süs Bitkileri Kullanılarak Temizlenebilirliğinin Araştırılması, Doktora Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun.

Çevre ve Kültür Kuruluşları Dayanışma Derneği ÇEKÜD (2009). *Temel Çevre Sorunları*. Erişim Tarihi: 17.07.2009, http://www.cekud.org/site/page.asp?dsy_id=889

Çiftçi, A. (2016). Çoklu metal (kadmiyum, kurşun ve çinko) ile kirlenmiş bir toprağın arıtımında yabancı hint yağı (*Ricinus cominus*) ve aspir (*Carthamus tinctorius*) bitkilerinin fitoremediasyon kapasitesinin araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Mersin.

Çiftçi, A. (2020). Çoklu Metal (Cd, Pb, Zn) ile Kirlenmiş Toprakların Fitoremediasyon ve İmmobilizasyonla Arıtımında Zeolit, Nanozeolit ve EDDS Uygulamasının Etkisi ve Sağlık Risk Analizi, Doktora Tezi, Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Mersin.

Da Silva, N. D. L., Maciel, M. R. W., Batistella, C. B., & Maciel Filho, R. (2006). Optimization of biodiesel production from castor oil. In *Twenty-Seventh*

Symposium on Biotechnology for Fuels and Chemicals (pp. 405-414). Humana Press.

Demir, A., & Koleli, N. (2013). Kirlenmiş Topraklardan Kurşun Giderimine Farklı EDTA Tuzlarının Etkisi. *Ekoloji*, 22(86), 58-67.

Demirarslan, K., Demirarslan, D. (2018). Sanayileşme, kentleşme ve çevre ilişkisi: Kocaeli İli örneği. *Sürdürülebilir Mühendislik Uygulamaları ve Teknolojik Gelişmeler Dergisi*, 1(1), 29-43.

Deng, L., Li, Z., Wang, J., Liu, H., Li, N., Wu, L., ... & Christie, P. (2016). Long-term field phytoextraction of zinc/cadmium contaminated soil by *Sedum plumbizincicola* under different agronomic strategies. *International journal of phytoremediation*, 18(2), 134-140.

Denny, H. J., & Wilkins, D. A. (1987). Zinc tolerance in *Betula* spp. I. Effect of external concentration of zinc on growth and uptake. *New phytologist*, 106(3), 517-524.

Desai, M., Haigh, M., & Walkington, H. (2019). Phytoremediation: Metal decontamination of soils after the sequential forestation of former opencast coal land. *Science of the Total Environment*, 656, 670-680.

Deveci, T. (2012). Gaziantep'te atık sulardan etkilenen toprak ve bitkilerde eser element (Cu, Co, Mn ve Zn) ve Fe konsantrasyonlarının ICP-MS ile tayini, Yüksek Lisans Tezi, Kilis 7 Aralık Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü, Kilis.

De Vries, W., Lofts, S., Tipping, E., Meili, M., Groenenberg, J. E., & Schütze, G. (2007). Impact of soil properties on critical concentrations of cadmium, lead, copper, zinc, and mercury in soil and soil solution in view of ecotoxicological effects. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 47-89.

Di Baccio, D., Tognetti, R., Sebastiani, L., & Vitagliano, C. (2003). Responses of *Populus deltoides* × *Populus nigra* (*Populus* × *euramericana*) clone I-214 to high zinc concentrations. *New Phytologist*, 159(2), 443-452. Dietz, A. C., & Schnoor, J. L. (2001). Advances in phytoremediation. *Environmental health perspectives*, 109(suppl 1), 163-168.

Di Lonardo, S., Capuana, M., Arnetoli, M., Gabbrielli, R., & Gonnelli, C. (2011). Exploring the metal phytoremediation potential of three *Populus alba* L. clones using an in vitro screening. *Environmental Science and Pollution Research*, 18(1), 82-90.

Dmuchowski, W., Baczewska, A. H., & Gozdowski, D. (2012). 2.0 Silver Birch (*Betula pendula* Roth) as Zinc Hyperaccumulator.

- Dmuchowski, W., Gozdowski, D., Brągoszewska, P., Baczewska, A. H., & Suwara, I. (2014). Phytoremediation of zinc contaminated soils using silver birch (*Betula pendula* Roth). *Ecological engineering*, 71, 32-35.
- Dragomir, N., Masu, S., Bogatu, C., Lazarovici, M., & Cristea, C. (2009). Mobilisation of heavy metals from mining wastes by phytoremediation with lotus species. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 10(2), 365-370.
- Dushenkov, V., Kumar, P. N., Motto, H., & Raskin, I. (1995). Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environmental science & technology*, 29(5), 1239-1245.
- Raskin, I., & Ensley, B. D. (2000). *Phytoremediation of toxic metals*. John Wiley and Sons.
- Ebbs, S. D., & Kochian, L. V. (1997). Toxicity of zinc and copper to Brassica species: implications for phytoremediation (Vol. 26, No. 3, pp. 776-781). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.
- Ebrahimbabaie, P., Meeinkuirt, W., & Pichtel, J. (2020). Phytoremediation of engineered nanoparticles using aquatic plants: Mechanisms and practical feasibility. *Journal of Environmental Sciences*, 93, 151-163.
- Eckhardt, H., & Khanal, S. K. (1999). Suitability of Bangkok sewage and nightsoil sludges for agricultural use with emphasis on potentially toxic elements. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 34(10), 2007-2021.
- Eminağaoğlu, Ö., Avcı, M., Ok, T., & Aksoy, N. (2018). *Populus L.(Kavaklar). Türkiye'nin Doğal-Egzotik Ağaç ve Çalıları*, Orman Genel Müdürlüğü Yayınları, Ankara (ed. Akkemik Ü), s, 570-575.
- EPA. (Environmental Protection Agency), (1995). *Contaminants and Remedial Options at Select Metals – Contaminated Sites*, EPA/540/R-95/512.
- EPA, (1997), *Recent Developments for In-Situ Treatment of Metal contaminated soils*, EPA/542/R-97/004.
- EPA, (2000). *Introduction of Phytoremediation*. EPA/600/R-99/107, Cincinnati, Ohio, U.S.A. 2000: 72.
- Epelde, L., Hernández-Allica, J., Becerril, J. M., Blanco, F., & Garbisu, C. (2008). Effects of chelates on plants and soil microbial community: comparison of EDTA and EDDS for lead phytoextraction. *Science of the total environment*, 401(1-3), 21-28.

- Epelde, L., Becerril, J. M., Mijangos, I., & Garbisu, C. (2009). Evaluation of the efficiency of a phytostabilization process with biological indicators of soil health. *Journal of Environmental Quality*, 38(5), 2041-2049.
- Eraslan, Ş. (2014). Mermer ocaklarının faaliyet sonrası peyzaj onarımı ve geliştirme planlaması yaklaşımı, Doctora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta.
- Erdoğan, E. (2006). Çevre ve kent estetiği. *Bartın Orman Fakültesi Dergisi*, 8(9), 68-77.
- Ergün, H.C. (2019). Çoklu Metal ile Kirlenmiş Toprakların İmmobilizasyonunda Nanozeolit Kullanımının Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Mersin.
- Evangelou, M. W., Daghan, H., & Schaeffer, A. (2004). The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil. *Chemosphere*, 57(3), 207-213.
- Evangelou, M. W. H.; Ebel, M.; Schaeffer, A., (2007). Chelate Assisted Phytoextraction of Heavy Metals from Soil: Effect, Mechanism, Toxicity and Fate of Chelating Agents. *Chemosphere*, 68, 989-1003.
- Fernandes, J. C., & Henriques, F. S. (1991). Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants. *The botanical review*, 57(3), 246-273.
- Fernández, S., Poschenrieder, C., Marcenò, C., Gallego, J. R., Jiménez-Gámez, D., Bueno, A., & Afif, E. (2017). Phytoremediation capability of native plant species living on Pb-Zn and Hg-As mining wastes in the Cantabrian range, north of Spain. *Journal of Geochemical Exploration*, 174, 10-20.
- French, C. J., Dickinson, N. M., & Putwain, P. D. (2006). Woody biomass phytoremediation of contaminated brownfield land. *Environmental pollution*, 141(3), 387-395.
- Fresno, T., Moreno-Jiménez, E., Zornoza, P., & Peñalosa, J. M. (2018). Aided phytostabilisation of As-and Cu-contaminated soils using white lupin and combined iron and organic amendments. *Journal of environmental management*, 205, 142-150.
- Gasic, K., Korban, SS. (2007). Transgenic Indian mustard (*Brassica juncea*) plants expressing an Arabidopsis phytochelatin synthase (AtPCS1) exhibit enhanced As and Cd tolerance. *Plant Mol Biol* 64:361–369.
- Ghaly, AE., Kamal, M., Mahmoud, NS. (2005). Phytoremediation of aquaculture wastewater for water recycling and production of fish feed. *Environ Int*, 1–13

- Giuffré, L., Romaniuk, R. I., Marbán, L., Ríos, R. P., & Torres, T. G. (2012). Public health and heavy metals in urban and periurban horticulture. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, 148-154.
- Gülçur, F., (1974). Toprağın Fiziksel ve Kimyasal Analiz Metodları, İ.Ü. Yayınları Yayın No:1970, Orman Fakültesi Yayın No:201, Kurtuluş Matbaası, İstanbul.
- Güneş, A., Alpaslan, M., İnal, A., 2002. Bitki Besleme ve Gübreleme. ISBN: 975-482-516-5, Ankara Üniversitesi Basımevi, Ankara.
- Gerard, E., Echevarria, G., Sterckeman, T., Morel, J.L., (2000). Cadmium Availability to Three Plant Species Varying in Cadmium Accumulation Pattern. *J Environ Qual* 29(4): 1117-1123.
- Görcelioğlu, E., 2002. Peyzaj onarım tekniği, İ.Ü. Orman Fakültesi Yayınları, İ.Ü. Yayın no: 4351, O.F. Yayın no: 470, İstanbul, 241 s.
- Greger, M., & Landberg, T. (2015). Novel field data on phytoextraction: pre-cultivation with *Salix* reduces cadmium in wheat grains. *International journal of phytoremediation*, 17(10), 917-924.
- Habashi F., 1997. Handbook of Extractive Metallurgy, 4, pp. 1985-2026, WILEY-VCH, Germany.
- Hadi, F., Arifeen, M. Z. U., Aziz, T., Nawab, S., & Nabi, G. (2015). Phytoremediation of cadmium by *Ricinus communis* L. in hydroponic condition. *Cell*, 92(345), 8112741.
- Hahn, H. H., Hoffmann, E. & Odegaard, H. (1996). Chemical Water and Wastewater Treatment IV, International Gothenburg Symposium, 23-25 September, Edinburgh, Scotland
- Hammer, D., & Keller, C. (2003). Phytoextraction of Cd and Zn with *Thlaspi caerulescens* in field trials. *Soil use and management*, 19(2), 144-149.
- Hammer, D., Kayser, A., & Keller, C. (2003). Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil use and management*, 19(3), 187-192.
- He, C., Zhao, Y., Wang, F., Oh, K., Zhao, Z., Wu, C., ... & Liu, X. (2020). Phytoremediation of soil heavy metals (Cd and Zn) by castor seedlings: tolerance, accumulation and subcellular distribution. *Chemosphere*, 252, 126471.
- Hermle, S., Günthardt-Goerg, M.S., Schulín, R. (2006). Effects of metal-contaminated soil on the performance of young trees growing in model ecosystems under field conditions. *Environ. Pollut.* 144, 703–714.

- Hernández-Allica, J., Becerril, J. M., Zárate, O., & Garbisu, C. (2006). Assessment of the efficiency of a metal phytoextraction process with biological indicators of soil health. *Plant and Soil*, 281(1), 147-158.
- Hrdlička, P., & Kula, E. (2011). Changes in element content of birch leaves (*Betula pendula* Roth) in polluted air. *Pol J Environ Stud*, 20, 661-670.
- Hu, Y., Nan, Z., Jin, C., Wang, N., & Luo, H. (2014). Phytoextraction potential of poplar (*Populus alba* L. var. *pyramidalis* Bunge) from calcareous agricultural soils contaminated by cadmium. *International journal of phytoremediation*, 16(5), 482-495.
- Huang, H., Yu, N., Wang, L., Gupta, D. K., He, Z., Wang, K., ... & Yang, X. E. (2011). The phytoremediation potential of bioenergy crop *Ricinus communis* for DDTs and cadmium co-contaminated soil. *Bioresource technology*, 102(23), 11034-11038.
- Huang, Z., Zhao, F., Hua, J., & Ma, Z. (2018). Prediction of the distribution of arbuscular mycorrhizal fungi in the metal (loid)-contaminated soils by the arsenic concentration in the fronds of *Pteris vittata* L. *Journal of Soils and Sediments*, 18(7), 2544-2551.
- International Phytotechnology Society. (2019). What is Phytotechnology? Retrieved from Home Page: International Phytotechnology Society. <https://phytosociety.org/>
- Işık, B. Ö., & Demir, S. (2015). Açık İşletme Maden Ocaklarındaki Bitkisel İyileştirme Çalışmalarının Peyzaj Mimarlığı Öğrencilerine Göre Tercihleri. *İnönü Üniversitesi Sanat Ve Tasarım Dergisi*, 5(12).
- İmamoğlu, İ; Erdoğan, S. (2017). Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü Su ve Toprak Dairesi Başkanlığı, Toprak Kirliliği Kontrolü Şube Müdürlüğü. Kirlenmiş Saha Temizleme/İyileştirme Teknolojileri Kılavuzu 3-5.
- İsen, H. (2012). Sakarya D-100 karayolu cadde tozlarında bazı ağır metallerin ardışık ekstraksiyon yöntemi (BCR) ile tayini.
- Jackson, W. A. (1967). Physiological effects of soil acidity. *Soil acidity and liming*, 12, 43-124.
- Jadia, C. D., & Fulekar, M. H. (2008). Phytoremediation: The application of vermicompost to remove zinc, cadmium, copper, nickel and lead by sunflower plant. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 7(5).

- Jadia, C. D., & Fulekar, M. H. (2009). Phytoremediation of heavy metals: recent techniques. *African journal of biotechnology*, 8(6).
- Junior, J. L.; Cabral, C. P.; Rossi, M. L.; Nogueira, T. A. R.; Nogueira, N. L.; Malavolta, E., (2012). Deficiency symptoms and uptake of micronutrients by castor bean grown in nutrient solution. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36, 233-242.
- Kabata, Pendias, A., & Pendias, H., (1992). *Trace Elements in Soils and Plants*, 2 nd. Edition CRC Press, Boca Raton, Ann Arbor London.
- Kabir, M., Iqbal, Z., and Shafiq, M. (2009) “Effects of lead on seedling growth of *Thespesia populnea* L.,” *Advances in Environmental Biology*, vol. 3, no. 2, pp. 184–190.
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G., Güven, A., & Timur, S. (2003). Metallerin çevresel etkileri-I. *Metallurji Dergisi*, 136, 47-53.
- Kartal, G., Güven, A., Kahvecioğlu, Ö., Timur, S., & Metallurji, İ. (2004). Metallerin çevresel etkileri-II. *Metallurji Dergisi*, 137, 46-51.
- Kaji, T., Suzuki, M., Yamamoto, C., Mishima, A., Sakamoto, M., & Kozuka, H. (1995). Severe damage of cultured vascular endothelial cell monolayer after simultaneous exposure to cadmium and lead. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 28(2), 168-172.
- Kalve, S., Sarangi, B. K., Pandey, R. A., & Chakrabarti, T. (2011). Arsenic and chromium hyperaccumulation by an ecotype of *Pteris vittata*—prospective for phytoextraction from contaminated water and soil. *Current Science*, 888-894.
- Karami, A., & Shamsuddin, Z. H. (2010). Phytoremediation of heavy metals with several efficiency enhancer methods. *African Journal of Biotechnology*, 9(25), 3689-3698.
- Katare, J., Pichhode, M., Nikhil, K. (2015) “Growth of *Terminalia bellirica* on the malanjkhand copper mine overburden dump spoil material,” *International Journal of Research – GRANTHAALAYAH*, vol. 3, pp. 14-24.
- Kavourides, C, Pavloudakis, F, Filios, P, (2002). Environmental protection and land reclamation works in West Macedonia Lignite Centre in North Greece current practice and future perspectives, 7 th International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production Proceeding, SWEMP 2002, 627-634, Italy.
- Kaya, D. C. Ç. (2021). Beyşehir, Eğirdir, Çivril, Suğla, Karataş, Kovada ve Gölhisar Göllerinin Su, Sediman ve Balık (*Carassius Gibelio*) Örneklerinde Bazı Ağır

Metal Konsantrasyonlarının Belirlenmesi”, Doktora Tezi, Burdur Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Burdur.

Kaypak, Ş. (2014). Çevre Sorunlarının Çözümünde Küresel Çevre Politikaları. Muğla Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü Dergisi, (31), 17-34.

Kepova, D., Stoilova, S., Stoyanova, L., Holzer, Z., Feller, R.(2004). Biochemical changes in barley plants after excessive supply of copper and manganese. Environ Exp Bot 52:253–266.

Khan, S. I. (2004). Dumping of Solid Waste: A Threat to Environment, The Dawn, Retrieved from <http://66.219.30.210/weekly/science/archive/040214/science13.htm>

Khan, M. I., Cheema, S. A., Anum, S., Niazi, N. K., Azam, M., Bashir, S., & Qadri, R. (2020). Phytoremediation of Agricultural Pollutants. In Phytoremediation (pp. 27-81). Springer, Cham.

Khoudi, H., Maatar, Y., Brini, F., Fourati, A., Ammar, N., & Masmoudi, K. (2013). Phytoremediation potential of *Arabidopsis thaliana*, expressing ectopically a vacuolar proton pump, for the industrial waste phosphogypsum. Environmental Science and Pollution Research, 20(1), 270-280.

Kır, İ., Tekin-Özan, S., & Tuncay, Y. (2007). Kovada Gölü’nün su ve sedimentindeki bazı ağır metallerin mevsimsel değişimi. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi, 24(1-2), 155-158.

Kışlıoğlu, M. Ş. (2021). Elazığ İlinde Farklı Tipteki Atıksuların Deşarj Edildiği Alici Ortamlarda Su, Sediment ve Sucul Bitkilerde Ağır Metal Düzeylerinin Belirlenmesi, Doktora Tezi, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Elazığ

Kim, C., Lee, Y., & Ong, S. K. (2003). Factors affecting EDTA extraction of lead from lead-contaminated soils. Chemosphere, 51(9), 845-853.

Kimani, N. G. (2007). Environmental Pollution and Impacts on Public Health: Implications of the Dandora Dumping Site Municipal in Nairobi, Kenya, United Nations Environment Programme, pp. 1-31. Retrieved from http://www.korogocho.org/english/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=54&Itemid=73.

Kiran, B. R., & Prasad, M. N. V. (2017). *Ricinus communis* L.(Castor bean), a potential multi-purpose environmental crop for improved and integrated phytoremediation. The EuroBiotech Journal, 1(2), 1-16.

- Kjær, C., & Elmegaard, N. (1996). Effects of Copper Sulfate on Black Bindweed (*Polygonum convolvulus*L.). *Ecotoxicology and environmental safety*, 33(2), 110-117.
- Kocaer, F. & O., Başkaya, H.S., (2003). Metallerle Kirlenmiş Toprakların Temizlenmesinde Uygulanan Teknolojiler. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 8, Sayı 1.
- Kopponen, P., Utriainen, M., Lukkari, K., Suntioinen, S., Kärenlampi, L., & Kärenlampi, S. (2001). Clonal differences in copper and zinc tolerance of birch in metal-supplemented soils. *Environmental Pollution*, 112(1), 89-97.
- Korkmaz, A., & Kızılkaya, R. (1998). Çevresel toprak sorunları ve gübrenin çevre kirliliğine katkısı. *Ondokuz Mayıs Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 13(1), 147-164.
- Krämer, U. (2010). Metal hyperaccumulation in plants. *Annual review of plant biology*, 61, 517-534.
- Kříbek, B., Míková, J., Kněsl, I., Mihaljevič, M., & Sýkorová, I. (2020). Uptake of trace elements and isotope fractionation of Cu and Zn by birch (*Betula pendula*) growing on mineralized coal waste pile. *Applied Geochemistry*, 122, 104741.
- Kubátová, P., Hejman, M., Száková, J., Vondráčková, S., & Tlustoš, P. (2016). Effects of sewage sludge application on biomass production and concentrations of Cd, Pb and Zn in shoots of *Salix* and *Populus* clones: Improvement of phytoremediation efficiency in contaminated soils. *BioEnergy Research*, 9(3), 809-819.
- Kumar, N. (1984), "Effect of Zn X P fertilization on the Growth of Soyabean (*Glycin max*, L.)", C.S.Azad University of Agriculture & Technology, Kanpur, U.P., India
- Kumar, P. N., Dushenkov, V., Motto, H., & Raskin, I. (1995). Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental science & technology*, 29(5), 1232-1238.
- Kumpiene, J., Lagerkvist, A., & Maurice, C. (2008). Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments—a review. *Waste management*, 28(1), 215-225.
- Küpper, H., Lombi, E., Zhao, F. J., & McGrath, S. P. (2000). Cellular compartmentation of cadmium and zinc in relation to other elements in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *Planta*, 212(1), 75-84.

- Kuter, N., & Düzgün, H. Ş. (2009). Peyzaj Onarımı Çerçevesinde Açık Ocak Maden Sahalarında Doğaya Yeniden Kazandırma. Reclamation of Surface Mine Areas: An Approach within the Frame of Landscape Restoration), 3, 285-296.
- Kutluay, (2017). Kavak Ağacının Türleri ve Özellikleri. URL(erişim tarihi: 19.07.2017)<https://www.makaleler.com/kavak-agacinin-turleri-ve-ozellikleri>.
- Lacalle, R. G., Gómez-Sagasti, M. T., Artetxe, U., Garbisu, C., & Becerril, J. M. (2018). Brassica napus has a key role in the recovery of the health of soils contaminated with metals and diesel by rhizoremediation. Science of The Total Environment, 618, 347-356.
- Ladislav, S., El-Mufleh, A., Gérente, C., Chazarenc, F., Andrès, Y., & Béchet, B. (2012). Potential of aquatic macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in urban stormwater runoff. Water, Air, & Soil Pollution, 223(2), 877-888.
- Lasat, M. M., & Kochian, L. V. (2020). Physiology of Zn hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens*. In Phytoremediation of contaminated soil and water (pp. 159-169). CRC Press.
- Laureysens, I., Blust, R., De Temmerman, L., Lemmens, C., & Ceulemans, R. (2004). Clonal variation in heavy metal accumulation and biomass production in a poplar coppice culture: I. Seasonal variation in leaf, wood and bark concentrations. Environmental Pollution, 131(3), 485-494.
- Lee, S. H., Ji, W., Lee, W. S., Koo, N., Koh, I. H., Kim, M. S., & Park, J. S. (2014). Influence of amendments and aided phytostabilization on metal availability and mobility in Pb/Zn mine tailings. Journal of environmental management, 139, 15-21.
- Lepp, N. W. (Ed.). (2012). Effect of heavy metal pollution on plants: metals in the environment (Vol. 2). Springer Science & Business Media.
- Lewis, S., Donkin, M. E., & Depledge, M. H. (2001). Hsp70 expression in *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) exposed to environmental stressors. Aquatic Toxicology, 51(3), 277-291.
- Li, Y. M., Chaney, R. L., Brewer, E. P., Angle, J. S., & Nelkin, J. (2003). Phytoextraction of nickel and cobalt by hyperaccumulator *Alyssum* species grown on nickel-contaminated soils. Environmental science & technology, 37(7), 1463-1468.

- Li, X., Bond, P. L., Van Nostrand, J. D., Zhou, J., & Huang, L. (2015). From lithotroph-to organotroph-dominant: directional shift of microbial community in sulphidic tailings during phytostabilization. *Scientific reports*, 5(1), 1-12.
- Li, Z., Wu, L., Luo, Y., & Christie, P. (2018). Changes in metal mobility assessed by EDTA kinetic extraction in three polluted soils after repeated phytoremediation using a cadmium/zinc hyperaccumulator. *Chemosphere*, 194, 432-440.
- Lindsay, W.L., 1972. Zinc in Soils and Plant Nutrition. *Advances in Agronomy* 24, 147-186.
- Liu, C. F., Li, Y. H., & Shi, G. R. (2012). Utilize heavy metal-contaminated farmland to develop bioenergy. In *Advanced Materials Research* (Vol. 414, pp. 254-261). Trans Tech Publications Ltd.
- Lee, C. W., Choi, J. M., & Pak, C. H. (1996). Micronutrient toxicity in seed geranium (*Pelargonium × hortorum* Bailey). *Journal of the american society for horticultural science*, 121(1), 77-82.
- Lombi, E., Gerzabek, M. H., & Horak, O. (1998). Mobility of heavy metals in soil and their uptake by sunflowers grown at different contamination levels. *Agronomie*, 18(5-6), 361-371.
- Lopez-Echarte, E., Strejcek, M., Mukherjee, S., Uhlik, O., & Yrjälä, K. (2020). Bacterial succession in oil-contaminated soil under phytoremediation with poplars. *Chemosphere*, 243, 125242.
- Lv, S., Yang, B., Kou, Y., Zeng, J., Wang, R., Xiao, Y., ... & Zhao, C. (2018). Assessing the difference of tolerance and phytoremediation potential in mercury contaminated soil of a non-food energy crop, *Helianthus tuberosus* L. (Jerusalem artichoke). *PeerJ*, 6, e4325.
- Ma, L. Q., Komar, K. M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y., & Kennelley, E. D. (2001). A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature*, 409(6820), 579-579.
- Magdziak, Z., Gąsecka, M., Goliński, P., & Mleczek, M. (2015). Phytoremediation and environmental factors. In *Phytoremediation* (pp. 45-55). Springer, Cham.
- Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Guo, Z., Awasthi, M. K., Lahori, A. H., ... & Zhang, Z. (2016). Impact of CaO, fly ash, sulfur and Na₂S on the (im) mobilization and phytoavailability of Cd, Cu and Pb in contaminated soil. *Ecotoxicology and environmental safety*, 134, 116-123.
- Malaise, F, Brooks RR, 1982. Colonisation of modified metalliferous environments in Zaire by the copper flower *Haumaniastrum katangense*. *Plant Soil* 64: 289-293

- Marmioli, M., Visioli, G., Maestri, E., & Marmioli, N. (2011). Correlating SNP genotype with the phenotypic response to exposure to cadmium in *Populus* spp. *Environmental science & technology*, 45(10), 4497-4505.
- Maxted, A. P., Black, C. R., West, H. M., Crout, N. M. J., McGrath, S. P., & Young, S. D. (2007). Phytoextraction of cadmium and zinc by *Salix* from soil historically amended with sewage sludge. *Plant and Soil*, 290(1), 157-172.
- McGrath, S. P., & Zhao, F. J. (2003). Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current opinion in biotechnology*, 14(3), 277-282.
- Meers, E., Ruttens, A., Hopgood, M., Lesage, E., & Tack, F. M. G. (2005). Potential of *Brassic rapa*, *Cannabis sativa*, *Helianthus annuus* and *Zea mays* for phytoextraction of heavy metals from calcareous dredged sediment derived soils. *Chemosphere*, 61(4), 561-572.
- Meers, E., Track, F.M.G., Meiresonne, L., Ruttens, A., Vangronsveld, J., (2006). Combining biomass production with phytoextraction of Cd and Zn on moderately contaminated sites. In: *Biomass for Energy Conference* 25–26
- Melo Casal, C., Batalhão, J. R., de Cássia Domingues, V., Bueno, O. C., Rodrigues Filho, E., Forim, M. R., ... & Fernandes, J. B. (2009). High-speed counter-current chromatographic isolation of ricinine, an insecticide from *Ricinus communis*. *Journal of Chromatography A*, 1216(19), 4290-4294.
- Mench, M.; Vangronsveld, J.; Clijsters, H.; Lepp, N. ve Edwards, R. (1999). In Situ Metal Immobilization and Phytostabilization of Contaminated Soils. *Phytoremediation of contaminated soil and water*, p.323.
- Chen, J., & Yang, Z. M. (2011). Enhancement of tolerance of Indian mustard (*Brassica juncea*) to mercury by carbon monoxide. *Journal of Hazardous Materials*, 186(2-3), 1823-1829.
- Mesjasz-Przybyłowicz, J. O. L. A. N. T. A., Nakonieczny, M. I. R. O. S. Ł. A. W., Migula, P. A. W. E. Ł., Augustyniak, M. A. R. I. A., Tarnawska, M. O. N. I. K. A., Reimold, W. U., ... & Głowacka, E. L. Ż. B. I. E. T. A. (2004). Uptake of cadmium, lead nickel and zinc from soil and water solutions by the nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii*. *Acta Biol. Cracoviensia Ser. Bot*, 46, 75-85.
- Mildvan, A. S. (1970). 9 Metals in Enzyme Catalysis. In *The enzymes* (Vol. 2, pp. 445-536). Academic Press.
- Mirsal, I. A. (2008). *Soil pollution* (pp. 117-136). New York, NY: Springer.

- Moral, R., Navarro, J., Pedreno, Gomez, I., and Mataix, J. (1995) "Effects of chromium on the nutrient element content and morphology of tomato," *Journal of Plant Nutrition*, vol. 18, no. 4, pp. 815–822.
- Morrey, D. R., Balkwill, K., & Balkwill, M. J. (1989). Studies on serpentine flora: Preliminary analyses of soils and vegetation associated with serpentinite rock formations in the south-eastern Transvaal. *South African Journal of Botany*, 55(2), 171-177.
- Mrozek Jr, E., & Funicelli, N. A. (1982). Effect of zinc and lead on germination of *Spartina alterniflora* Loisel seeds at various salinities. *Environmental and Experimental Botany*, 22(1), 23-32.
- Mukherji, S., & Maitra, P. (1977). Growth and metabolism of germinating rice (*Oryza sativa* L.) seeds as influenced by toxic concentrations of lead. *Zeitschrift für Pflanzenphysiologie*, 81(1), 26-33.
- Mulligan, C. N., Yong, R. N., & Gibbs, B. F. (2001). An evaluation of technologies for the heavy metal remediation of dredged sediments. *Journal of hazardous materials*, 85(1-2), 145-163.
- Neal, J. A., & Rose, N. J. (1968). Stereospecific ligands and their complexes. I. A cobalt (III) complex of ethylenediaminedisuccinic acid. *Inorganic Chemistry*, 7(11), 2405-2412.
- Nehnevajova, E., Herzig, R., Federer, G., Erismann, K. H., & Schwitzguébel, J. P. (2007). Chemical mutagenesis—an efficient technique to enhance metal accumulation and extraction in sunflowers. *Int J Phytoremediat*, 9, 149-165.
- Nelson, D.W. ve Sommers, L.E. (1996). Toplam karbon, organik karbon ve organik madde. *Toprak analizi yöntemleri: Bölüm 3 Kimyasal yöntemler*, 5, 961-1010.
- Nikseresht, F., Afyuni, M., Khoshgoftarmanesh, A. H., & Dorostkar, V. (2015). Zinc phytoremediation compared on *Heliantus annuus* L., *Thlaspi caerulescens*, *Trifolium pretense* L. and *Amaranthus retroflexus*. *Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources*, 18(69), 35-45.
- Nriagu, J. O., Kemp, A. L. W., Wong, H. K. T., & Harper, N. (1979). Sedimentary record of heavy metal pollution in Lake Erie. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43(2), 247-258.
- Oladipo, O. G., Olayinka, A., & Awotoye, O. O. (2014). Ecological impact of mining on soils of Southwestern Nigeria. *Environ Exp Biol*, 12, 179-186.

- Öbek, E.; Atalan, E.; İpek, Ü.; & Hasar, H. (1999) Atıksu Arıtımında Genetik Mühendisliği. Yüzüncü Yıl Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 6(1), 29-38.
- Önder S., 2012, Atıksular İle Sulanan Zirai Alanlardaki Ağır Metal Kirliliğinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya, 3-4-11-17-24-25.
- Özalp, G, Dirik, H, Kuvan, Y, Güneş, Y, Sevgi, O, 2008. Kazdağlarındaki madencilik girişimlerinin koruma-kullanma dengesi açısından değerlendirilmesi ile ilgili İ.Ü. Orman Fakültesince hazırlanan rapor, İ.Ü. Orman Fakültesi, İstanbul, 20 s.
- Özbek, H., Kaya, Z., Gök, M ve Kaptan, H., (1995). Toprak Bilimi. Çukurova Üniversitesi Ziraat Fak. Genel Yayın No: 73 Ders Kitapları Yayın No:16, Adana.
- Özbek, K. (2015). Hiperakümülayon ve Türkiye florasındaki hiperakümülatör türler.
- Özkan, G. (2009). Endüstriyel Bölge Komşuluğunda Kıyusal Kırsal Alandaki Hava Kalitesi; Muallimköy’de Partikül Maddede ve Topraktaki Ağır Metal Kirliliği, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Teknik Üniversiteai, Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze, 9, 12-22).
- Öztürk, L., Karanlık, S., Özkutlu, F., Cakmak, I., & Kochian, L. V. (2003). Shoot biomass and zinc/cadmium uptake for hyperaccumulator and non-accumulator Thlaspi species in response to growth on a zinc-deficient calcareous soil. Plant Science, 164(6), 1095-1101.
- Özüdoğru, Y. (2006). Paladyumun Silika Bazlı Benzoiltiyöre ile Kati Faz Ekstraksiyonu Yöntemi Kullanılarak Önderiştirilmesi ve Ayrılması, Yüksek Lisans Tezi, Dokuz Eylül Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir, 3 s.
- Paivoke, H. (1983) The short term effect of zinc on growth anatomy and acid phosphate activity of pea seedlings. Ann Bot 20:307–309.
- Pandey, V. C. (2013). Suitability of Ricinus communis L. cultivation for phytoremediation of fly ash disposal sites. Ecological engineering, 57, 336-341.
- Park, C. H., Keyhan, M., & Matin, A. (1999). Purification and characterization of chromate reductase in Pseudomonas putida. Abs Gen Meet American Soc Microbiol, 99, 536.

- Patel, S. J., Bhattacharya, P., Banu, S., Bai, L., & Namratha, R. (2015). Phytoremediation of copper and lead by using sunflower, Indian mustard and water hyacinth plants. *Int J Sci Res*, 4(3), 2013-2015.
- Pedler, J. F., T. B. Kinraide and D. R. Parker. (2004). Zinc rhizotoxicity in wheat and radish is alleviated by micromolar levels of magnesium and potassium in solution culture. *Plant Soil* 259:191–199.
- Pérez-de-Mora, A., Burgos, P., Madejón, E., Cabrera, F., Jaeckel, P., & Schlöter, M. (2006). Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of plant growth and different amendments. *Soil biology and biochemistry*, 38(2), 327-341.
- Peters, R. W. (1999). Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils. *Journal of Hazardous materials*, 66(1-2), 151-210.
- Pichhode, M., Nikhil, K. (2015) “Effect of Copper Mining Dust on the Soil and Vegetation in India: A Critical Review,” *International Journal of Modern Sciences and Engineering Technology (IJMSET)*, vol. 2, pp. 73-76.
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 56, 15-39.
- Polettini, A., Pomi, R., Rolle, E., Ceremigna, D., De Propriis, L., Gabellini, M., & Tornato, A. (2006). A kinetic study of chelant-assisted remediation of contaminated dredged sediment. *Journal of hazardous materials*, 137(3), 1458-1465.
- Prabakaran, K., Li, J., Anandkumar, A., Leng, Z., Zou, C. B., & Du, D. (2019). Managing environmental contamination through phytoremediation by invasive plants: A review. *Ecological Engineering*, 138, 28-37.
- Prach, K., Barth, S., Joyce, C. B., Pyšek, P., Van Diggelen, R., & Wiegand, G. (2001). The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: a perspective. *Applied Vegetation Science*, 4(1), 111-114.
- Qingjie, G., Jun, D., Yunchuan, X., Qingfei, W. & Liqiang, Y. (2008). Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing. *Journal of China University of Geosciences*, 19: 230-241.
- Radziemska, M. (2018). Enhanced phytostabilization of metal-contaminated soil after adding natural mineral adsorbents. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(1), 267-273.
- Rafati, M., Khorasani, N., Moattar, F., Shirvany, A., Moraghebi, F., & Hosseinzadeh, S. (2011). Phytoremediation potential of *Populus alba* and *Morus alba* for

cadmium, chromium and nickel absorption from polluted soil. *International Journal of Environmental Research*, 5(4), 961-970.

Rajkumara, M., Mab, Y., Freitasb, H. (2013). Improvement of Ni phytostabilization by inoculation of Ni resistant *Bacillus megaterium* SR28C. *J Environ Manag* 128:973–980.

Rascio, N., & Navari-Izzo, F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting?. *Plant science*, 180(2), 169-181.

Raskin, P., Kumar, N., Dushenkov, S., and Salt, D. (1994), “Bioconcentration of heavy metals by plants,” *Current Opinion in Biotechnology*, vol. 5, no. 3, pp. 285–290.

Raskin, I. (1996). Plant genetic engineering may help with environmental cleanup. *Proceedings of the national academy of sciences of the United States of America*, 93(8), 3164.

Raskin, I., Smith, R.D., Salt, D.E., (1997). Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Curr. Opin. Bio-technol.* 8, 221–226.

Rether, A. (2002). *Entwicklung und Charaktisierung wasserlöslicher Benzoylthioharnstofffunktionalisierter Polymere zur selektiven Abtrennung von Schwermetallionen aus Abwässern und Prozesslösungen* (Doctoral dissertation, Technische Universität München). Ali, G., P. S. Srivastava and M. Iqbal. (2000). Influence of cadmium and zinc on growth and photosynthesis of *Bacopa monniera* cultivated in vitro. *Biol. Plant.* 43(4):599-601.

Rajkumar, M., & Freitas, H. (2008). Influence of metal resistant-plant growth-promoting bacteria on the growth of *Ricinus communis* in soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere*, 71(5), 834-842.

Robinson, B. H., Chiarucci, A., Brooks, R. R., Petit, D., Kirkman, J. H., Gregg, P. E. H., & De Dominicis, V. (1997). The nickel hyperaccumulator plant *Alyssum bertolonii* as a potential agent for phytoremediation and phytomining of nickel. *Journal of Geochemical Exploration*, 59(2), 75-86.

Robinson, B. H., Leblanc, M., Petit, D., Brooks, R. R., Kirkman, J. H., & Gregg, P. E. (1998). The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. *Plant and Soil*, 203(1), 47-56.

Rockwood, D. L., Naidu, C. V., Carter, D. R., Rahmani, M., Spriggs, T. A., Lin, C., ... & Segrest, S. A. (2004). Short-rotation woody crops and phytoremediation:

opportunities for agroforestry?. In *New vistas in agroforestry* (pp. 51-63). Springer, Dordrecht.

- Romero-Puertas, M. C., Rodríguez-Serrano, M., Corpas, F. J., Gomez, M. D., Del Rio, L. A., & Sandalio, L. M. (2004). Cadmium-induced subcellular accumulation of O₂^{·-} and H₂O₂ in pea leaves. *Plant, Cell & Environment*, 27(9), 1122-1134.
- Rosenfeld, C. E., Chaney, R. L., & Martinez, C. E. (2018). Soil geochemical factors regulate Cd accumulation by metal hyperaccumulating *Noccaea caerulea* (J. Presl & C. Presl) FK Mey in field-contaminated soils. *Science of the Total Environment*, 616, 279-287.
- Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I., & Raskin, I. (1995). Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio/technology*, 13(5), 468-474.
- Salt, D. E., Smith, R. D., & Raskin, I. (1998). Phytoremediation. *Annual review of plant biology*, 49(1), 643-668.
- Santibáñez, C., Verdugo, C., & Ginocchio, R. (2008). Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids: implications for metal uptake and productivity of *Lolium perenne*. *Science of the Total Environment*, 395(1), 1-10.
- Schwartz, C., Echevarria, G., & Morel, J. L. (2003). Phytoextraction of cadmium with *Thlaspi caerulescens*. *Plant and soil*, 249(1), 27-35.
- Sebastiani, L., Scebba, F., & Tognetti, R. (2004). Heavy metal accumulation and growth responses in poplar clones Eridano (*Populus deltoides* × *maximowiczii*) and I-214 (*P. × euramericana*) exposed to industrial waste. *Environmental and Experimental Botany*, 52(1), 79-88.
- Sengupta, M. (1993). *Environmental Impacts of Mining: Monitoring, Restoration, and Control*.
- Seven, T., DARENDE, B. N., & Sevda, O. C. A. K. (2018). Hava ve toprakta ağır metal kirliliği. *Ulusal Çevre Bilimleri Araştırma Dergisi*, 1(2), 91-103.
- Schaller, A., & Diez, T. (1991). Plant specific aspects of heavy metal uptake and comparison with quality standards for food and forage crops. *Der Einfluß von festen Abfällen auf Böden, Pflanzen*: Sauerbeck D., Lübken S., Eds., KFA, Jülich, Germany, 92-125.
- Schnoor, J. L., & Dee, P. E. (1997). *Technology evaluation report: phytoremediation*. Pittsburgh: Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center.

- Schowaneck, D., Feijtel, T. C., Perkins, C. M., Hartman, F. A., Federle, T. W., & Larson, R. J. (1997). Biodegradation of (S, S),(R, R) and mixed stereoisomers of ethylene diamine disuccinic acid (EDDS), a transition metal chelator. *Chemosphere*, 34(11), 2375-2391.
- Shi, G., & Cai, Q. (2009). Cadmium tolerance and accumulation in eight potential energy crops. *Biotechnology Advances*, 27(5), 555-561.
- Sklenička, P., & Kašparová, I. (2008). Restoration of visual values in a post-mining landscape. *Journal of Landscape studies*, 1(1), 1-10.
- Skoog, D.A., Holler, F.J., West, M.D., Crouch, R.S., (2008) .Analitik Kimya-Temel İlkeler. Çeviri Editörleri, Kılıç, E., Yılmaz, H., ISBN: 975-556-025-4, Bilim Yayıncılık, Ankara, 175-224.
- Smith, R. A. H., & Bradshaw, A. D. (1979). The use of metal tolerant plant populations for the reclamation of metalliferous wastes. *Journal of Applied Ecology*, 595-612.
- Song, W. Y., Sohn, E. J., Martinoia, E., Lee, Y. J., Yang, Y. Y., Jasinski, M., ... & Lee, Y. (2003). Engineering tolerance and accumulation of lead and cadmium in transgenic plants. *Nature biotechnology*, 21(8), 914-919.
- Sönmez, S., Kaplan, M., Sönmez, N. K., & Kaya, H. (2006). Topraktan Yapılan Bakir Uygulamalarının Toprak pH'si ve Bitki Besin Maddesi İçerikleri Üzerine Etkisi. *Akdeniz Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 19(1), 151-158.
- Stadtman, E. R., & Oliver, C. N. (1991). Metal-catalyzed oxidation of proteins: physiological consequences. *The Journal of biological chemistry (Print)*, 266(4), 2005-2008.
- Taiz, L., Zeiger, E., Møller, I. M., & Murphy, A. (2015). *Plant physiology and development* (No. Ed. 6). Sinauer Associates Incorporated.
- Tandy, S., Bossart, K., Mueller, R., Ritschel, J., Hauser, L., Schulin, R., & Nowack, B. (2004). Extraction of heavy metals from soils using biodegradable chelating agents. *Environmental science & technology*, 38(3), 937-944.
- Thewys, T., Witters, N., Meers, E., & Vangronsveld, J. (2010). Economic viability of phytoremediation of an agricultural area using maize: economics of anaerobic digestion of heavy metal contaminated maize in Belgium. *Int J Phytoremediation*, 12, 663-679.
- Thompson, L. (1997). *Exciting Environmental Technologies*. Tiras M (2009). Türkiye’de kanola tarımı. *Doğu Coğrafya Dergisi*, 14(21), 159-172.

- Thornton, I. (1981). Geochemical aspects of the distribution and forms of heavy metals in soils. In Effect of heavy metal pollution on plants (pp. 1-33). Volume 2 Springer, Dordrecht. Edited by N. W. LEPP ISBN-13 :978-94-009-8101-0, DOI: 10.1007/978-94-009-8099-0. Applied Science Publishers Ltd, Ripple Road, Barking, Essex, England
- Tomar, A. (2009). Toprak ve su kirliliği ve su havzalarının korunması. TMMOB İzmir Kent Sempozyumu, 333-345.
- Topbaş, M. T., Brohi, A. R., & Karaman, M. R. (1998). Çevre kirliliği. TC Çevre Bakanlığı.
- Touceda-González, M., Álvarez-López, V., Prieto-Fernández, Á., Rodríguez-Garrido, B., Trasar-Cepeda, C., Mench, M., ... & Kidd, P. S. (2017). Aided phytostabilisation reduces metal toxicity, improves soil fertility and enhances microbial activity in Cu-rich mine tailings. *Journal of environmental management*, 186, 301-313.
- Türkoğlu, B. (2006). Toprak Kirlenmesi ve Kirlenmiş Toprakların Islahı, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.
- UNIDO - International Centre for Science and High Technology (ICS), (2014) Survey of soil remediation technology, 2014. Available at: <https://institute.unido.org/wpcontent/uploads/2014/11/17>.
- United States. Dept. of Agriculture. Soil Survey Division, & United States. Division of Soil Survey. (1993). Soil survey manual (No. 18). US Department of Agriculture.
- URL, 2021 <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Edds#section=Structures>.
- Van Assche, F., & Clijsters, H. (1990). Effects of metals on enzyme activity in plants. *Plant, Cell & Environment*, 13(3), 195-206.
- Van Ginneken, L., Meers, E., Guisson, R., Ruttens, A., Elst, K., Tack, F. M., ... & Dejonghe, W. (2007). Phytoremediation for heavy metal-contaminated soils combined with bioenergy production. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 15(4), 227-236.
- Vangronsveld, J., Colpaert, J. V., & Van Tichelen, K. K. (1996). Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: physico-chemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. *Environmental Pollution*, 94(2), 131-140.

- Vara Prasad, M. N., & de Oliveira Freitas, H. M. (2003). Metal hyperaccumulation in plants: biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic journal of biotechnology*, 6(3), 285-321.
- Vwioko, D. E., Anoliefo, G. O., & Fashemi, S. D. (2006). Metal concentration in plant tissues of *Ricinus communis* L.(castor oil) grown in soil contaminated with spent lubricating oil. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 10(3), 127-134.
- Wang, L. K., Hung, Y. T. and Shammass, N. K., (2005). *Physicachemical Treatment Processes*, Humana Press, Totowa, New Jersey.
- Wang, S., Zhao, Y., Guo, J., & Zhou, L. (2016). Effects of Cd, Cu and Zn on *Ricinus communis* L. Growth in single element or co-contaminated soils: pot experiments. *Ecological Engineering*, 90, 347-351.
- Wenzel, W. W., Lombi, E., & Adriano, D. C. (1999). Biogeochemical processes in the rhizosphere: role in phytoremediation of metal-polluted soils. In *Heavy metal stress in plants* (pp. 273-303). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Wenzel, W. W., (2003). Unterbrunner, R.; Sommer, P.; Pasqualina, S., *Chelate-Assisted Phytoextraction Using Canola (Brassica napus L.) in Outdoors Pot and Lysimeter Experiments*. *Plant and Soil*, 249, 83-96.
- Wilkins, D. A. (1978). The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root growth. *New Phytologist*, 80(3), 623-633.
- Worley, J. & Kvech, S., (2011). *Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry*. <http://www.cee.vt.edu/ewr/environmental/teach/smprimer/icpms/icpms.htm>
- Wuana, R. A., & Okieimen, F. E. (2011). Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *International Scholarly Research Notices*, 2011.
- Wuana, R. A., Eneji, I. S., & Naku, J. U. (2016). Single and mixed chelants-assisted phytoextraction of heavy metals in municipal waste dump soil by castor. *Advances in environmental research*, 5(1), 19-35.
- Xenidis, A.; Stouraiti, C. & Papassiopi, N. (2010). Stabilization of Pb and As in soils by applying combined treatment with phosphates and ferrous iron. *Journal of Hazardous Materials*, 177,1-3, 929-937.
- Xiaohai, L. I. U., Yuntao, G. A. O., Khan, S., Gang, D. U. A. N., Aikui, C. H. E. N., Li, L. I. N. G., ... & Xuecan, W. (2008). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on contaminated sites and their potential accumulation

capacity in Heqing, Yunnan. *Journal of Environmental Sciences*, 20(12), 1469-1474.

Yang, X. (2018) Principles and technologies of phytoremediation for metal-contaminated soils: a review. In: Luo Y, Tu C (eds) *Twenty years of research and development on soil pollution and remediation in China*. Springer, Singapore

Yashim, Z. I., Agbaji, E. B., Gimba, C. E., & Idris, S. O. (2016). Phytoremediation potential of *Ricinus communis* L.(castor oil plant) in northern Nigeria. *International Journal of Plant & Soil Science*, 1-8.

Yazici, K., & Gülgün, B. (2015). *Betula pendula* Roth.(Siğilli Huş)'un Bazı Fizyolojik ve Morfolojik Özelliklerinin Değerlendirilmesi. *Ziraat Mühendisliği*, (362), 34-37.

Yıldız, S., (2004). *Konya ana tahliye kanalında ağır metal kirliliğinin ICP-AES tekniği ile incelenmesi*. Diss. Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 2004.

Zakrzewska, M., & Klimek, B. (2018). Trace element concentrations in tree leaves and lichen collected along a metal pollution gradient near Olkusz (Southern Poland). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 100(2), 245-249.

Zhang, X., Zhong, T., Liu, L. & Ouyang, X. (2015). Impact of soil heavy metal pollution on food safety in China. *PLoS One*, 10: e0135182.

Zhang, H., Guo, Q., Yang, J., Ma, J., Chen, G., Chen, T. & Shao, C. (2016). Comparison of chelates for enhancing *Ricinus communis* L. phytoremediation of Cd and Pb contaminated soil. *Ecotoxicology and environmental safety*, 133, 57-62.

Zhuang, P., Yang, Q. W., Wang, H. B., & Shu, W. S. (2007). Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field. *Water, Air, and Soil Pollution*, 184(1), 235-242.