



***PLANTAGO HOLOSTEUM* SCOP.
(PLANTAGINACEAE)
TÜRÜNÜN ELEMENT İÇERİĞİ**

Hawa KIAZOLU



T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

***PLANTAGO HOLOSTEUM* SCOP. (PLANTAGINACEAE) TÜRÜNÜN
ELEMENT İÇERİĞİ**

Hawa KIAZOLU

Prof. Dr. Gürcan GÜLERYÜZ

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
BIYOLOJİ ANABİLİM DALI**

**Bursa 2016
Her Hakkı Salkıdır**

TEZ ONAYI

Hawa Kiazolu tarafından hazırlanan “*Plantago holosteum* Scop. (Plantaginaceae) türünün element içeriği” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği/oy çokluğu ile Uludağ Üniversitesi Fen B-limleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ/DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Prof. Dr. Gürcan GÜLERYÜZ

İmza

Başkan: Prof. Dr. Gürcan GÜLERYÜZ
Uludağ Üniversitesi, Fen Edebiyat
Fakültesi, Biyoloji Anabilim Dalı

Üye Pro. Dr. Ahmet AKSOY
Akdeniz Üniversitesi
Fen Fakültesi, Biyoloji
Anabilim Dalı

İmza

Üye : Prof. Dr. Hülya ARSLAN
Uludağ Üniversitesi
Fen Edebiyat Fakültesi
Biyoloji Anabilim Dalı

İmza

 Yukarıdaki sonucu onaylarım

Prof. Dr. Ali Osman DEMİR

Enstitü Müdürü

4../11/16

U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmasında:

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

beyan ederim.

04/11/2016.

Hawa KİAZOLU

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

Plantago holosteum Scop. (PLANTAGINACEAE) TÜRÜNÜN
ELEMENT İÇERİĞİ

Hawa KİAZOLU

Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Gürcan GÜLERYÜZ

Araştırma, Uludağ'da yer alan terk edilmiş Etibank Wolfram Maden işletmesi çevresinde yürütülmüştür. Uludağ, mitolojide “*Olympus Bithynicus*” olarak bilinmekte ve kuzeybatı Anadolu'nun en yüksek zirvelerindedir. Bu bölgede madencilik aktivitesi 1969 yılında başlatılmış ve yaklaşık 20 yıl kadar sürdürülmüştür. Bu çalışmada terk edilmiş wolfram madeni çevresindeki *P. holosteum* türünün element (W, Mo, Zn, Fe, Cu, Cd, Mn, Pb, Cr, Co, B and Bi) kompozisyonu değerlendirilmiştir. Toprak ve bitki örnekleme için maden çevresinden üç örnek alan seçilmiştir Maden çevresinden yaklaşık 500 m uzaktaki iki örnek alan kirlenmemiş alanlar olarak düşünülmüştür. Diğer alan atık uzaklaştırma havuzundan seçilmiş ve kirlenmiş alan olduğu kabul edilmiştir. Toprak ve bitki örneklerinin farklı organlarında (kökler, yapraklar ve çiçekler) element içeriklerini belirlemek için ICP-MS ile analiz edilmiştir. Bitkinin köklerine, yapraklarına ve çiçeklerine borosilikatlı cam kaplarda 5 mL HNO₃ ve 3 mL H₂O₂ eklenerek klasik açık yaş yakma prosedürü uygulanmıştır. Topraklar için Kjeldahl yakma yöntemi kullanılmıştır. Atık uzaklaştırma havuzunun toprak örneklerindeki W, Zn, Fe, Cu, Cd, Mn, Pb, B ve Bi içeriklerinin kirlenmemiş alanlarla karşılaştırıldığında çok yüksek olduğu saptanmıştır. Madencilik aktivitesiyle *P. holosteum* türünün element içeriğinin artış gösterdiği saptanmıştır. Araştırma sonuçları, *P. holosteum* türünün W, Mn, Cu, Cd, B ve Zn için biyoakümülatör olarak dikkate alınabilir olduğunu ve bu elementler için indikatör olarak kullanılabileceğini göstermektedir.

Anahtar Kelimeler: *Plantago holosteum*, Wolfram Maden İşletmesi, Uludağ, element içeriği

2016, vi + 52 sayfa

ABSTRACT

MSc Thesis

ELEMENT CONTENTS OF *PLANTAGO HOLOSTEUM* Scop. (PLANTAGINACEAE) SPECIES

Hawa KİAZOLU

Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Biology

Supervisor: Prof. Dr. Gürcan GÜLERYÜZ

The study was carried out around the abandoned Etibank Tungsten Mine Work at Uludağ Mountain in Turkey. Uludağ Mountain is known as “*Olympus Bithynicus*” in mythology and is one of the highest peaks of the far north-west part of Anatolia. Mining activity in this area started in 1969 and continued for approximately 20 years. This study evaluates the elemental (W, Mo, Zn, Fe, Cu, Cd, Mn, Pb, Cr, Co, B and Bi) content of *P. holosteum* around the abandoned tungsten mine. Three sample sites were selected around the mine for soil and plant sampling. Two sites approximately 500 m from the mine were assumed to be unpolluted sites. The other site was selected from a waste removal pool (WRP) and was assumed to be a polluted site. The soil and different organs (roots, leaves and flowers) of plant samples were analyzed by ICP-MS to determine the elemental contents. The classic open wet digestion procedure was applied to the samples with 5 mL HNO₃ and 3 mL H₂O₂ in a borosilicate glass vessel for the roots, leaves and the flowers of the plants. Kjeldahl digestion was used for the soil samples. The W, Zn, Fe, Cu, Cd, Mn, Pb, B and Bi contents were found to be higher in the soil samples from the waste removal pools compared with the samples from the unpolluted sites. The elemental composition of *P. holosteum* generally increased by the activity of the tungsten mine. The results indicated that *P. holosteum* may be considered a bioaccumulator species for W, Mn, Cu, Cd, B and Zn can be used as a bioindicator for these elements.

Keywords: *Plantago holosteum*, Tungsten Mine Work, Uludağ, element content.
2016, vi + 54 pages.

TEŐEKKÜR

Bu alısmayı tamamlamak için gerekli olan gücü, zekâyı ve bilgeliği bana nasip ettiği için yüce Allah'a Őkrler olsun. Bu araŐtırmam sırasında bana vermiş olduğu destek, araştırma malzemeleri ve rehberliği için dinamik profesörüm Prof. Dr. Gürcan Güleryüz'e teŐekkür ederim. Prof. Dr. Hlyya Arslan, Bayan Sinem, Dr. mran Seven Erdemir ve başta öğrenme sürecini tesis edenler olmak üzere tüm Biyoloji bölümüne teŐekkür ederim. Okulum dönemindeki rehberliği ve finansal desteği için ağabeyim Bay Foday G. Kiazolu'ya müteŐekkirim. Hepinizi seviyorum, Allah sizi korusun.

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1.	Tungstat ve Molibdat'ın yapısal şeması. (Xiong ve ark. 2012).....	9
Şekil 3.2.1	Araştırma bölgesi ve Uludağ Etibank Wolfram Maden İşletmesinin çevresinde çalışmanın yürütüldüğü örnek alanlar (Güleryüz ve ark. 2002'den tekrar çizilmiştir).....	17
Şekil 3.2.2	Terkedilmiş Etibank Wolfram maden işletmesi ve atık uzaklaştırma havuzu (Foto:G.Güleryüz).....	18
Şekil 3.3.3	<i>Plantago holosteum</i> Scop. (Foto:G.Güleryüz).....	18

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 3.1.	ICP-MS Çalışma Şartları	20
Çizelge 4.1.	Uludağ (Bursa) alpin kuşakta yer alan terk edilmiş tungsten maden işletmesinin farklı uzaklıklarından (etkilenmemiş Örneklik Alan I ve II) ve atık uzaklaştırma havuzundan (kirlenmiş Örneklik Alan III) alınan toprak örneklerinde tayin edilen ortalama asitte eriyebilir element içerikleri (mg/kg kuru madde). [Ortalama toprak element değerleri için, farklı harfler Tukey HSD testine göre örneklik alanlar arasındaki anlamlı farkı göstermektedir. α : 0.05, $n=3$, Ortalama \pm Standard Sapma]	23
Çizelge 4.2.	Terkedilmiş tungsten maden işletmesinin çevresindeki kirlenmemiş alanlar (Örneklik Alan I ve II) ve atık uzaklaştırma havuzundan (Örneklik Alan III) toplanan <i>Plantago holosteum</i> türünün organları ve tüm bitkide belirlenen element içeriklerinin (mg/ kg kuru madde) ortalama değerleri. [Ortalama bitki element değerleri için, farklı harfler Tukey HSD testine göre örneklik alanlar arasındaki anlamlı farkı göstermektedir. α : 0.05, $n=3$, Ortalama \pm Standard Sapma]	29
Çizelge 4.3.	<i>Plantago holosteum</i> bireylerinin farklı organları ile toprak örneklerinin element içerikleri (mg/kg kuru madde) arasındaki basit korelasyon katsayıları (r^2), anlamlılık düzeyleri (p) ve linear regresyon denklemleri ($Y=ax+b$) ($n=9$; $P<0.05$ anlamlı korelasyon)	34

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜRLER.....	iii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	iv
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	v
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI.....	6
3. MATERYAL VE METOD.....	15
3.1. Materyal.....	15
3.2. Metod.....	15
3.2.1. Araştırma Bölgesi.....	15
3.2.2. Bitki Türünün Taksonomik Özellikleri.....	16
3.2.3. Örneklik Alanlar ve Örnekleme.....	19
3.2.4. Bitki ve Toprak Örneklerinde Element Analizleri.....	19
3.2.5. Sonuçların Değerlendirilmesi ve İstatiksel Testler.....	21
4. BULGULAR.....	22
4.1. Toprak Element İçerikleri.....	22
4.2. Bitki Kısımlarında Tayin Edilen Element İçerikleri.....	24
4.3. Toprak Element İçerikleri ile Bitki Kısımlarında Tayin Edilen Element İçerikleri Arasındaki Korelasyon Sonuçları.....	33
5. TARTIŞMA VE SONUÇ.....	37
KAYNAKLAR DİZİNİ.....	44
ÖZGEÇMİŞ.....	52



1.GİRİŞ

Ağır metaller yüksek miktarlarda toksik etkiye sahip kimyasal maddeler olup çevresel kirleticiler olarak kabul edilirler (Ellenberg 1988, Ernst 1990, Brooks ve ark. 1998, Courtney 2013). Çevreye ağır metal girişi minerallerin ayrışması, erozyon ve volkanik aktiviteler gibi doğal kaynaklar veya antropojenik kaynaklar yoluyla gerçekleşir. Madencilik, döküm, kaplama, tarımda pestisit ve gübre kullanımı, evsel ve endüstriyel atıkların çevreye boşaltılması, atmosferik çökeltilerin oluşturulması gibi aktiviteler çevreye metal girişini sağlayan antropojenik kaynaklardır. Ağır metal akümülatörleri ve hiperakümülatörlerinin belirlenmesi ağır metalce kirletilmiş alanların bitkiler yoluyla geri kazanılmasında anahtar süreçtir (Wei ve ark. 2008, Zhang ve ark. 2010). Ekonomik bakış açısı ile kirletilmiş alanın bitkiler ile geri kazanım amacı üç kısımdan oluşabilir: (1) risk önleme (fito-stabilizasyon; bitkilerle alanda kararlı hale getirilme), (2) Ni, Tl ve Au gibi piyasa değeri olan metallerin bitki yapısına alınması (fito-ekstraksiyon; bitkilerle alandan geri kazanma), (3) fito-ekstraksiyon ile toprak kalitesinin yüksek piyasa değerine sahip bitkiler için geliştirildiği alanlarda uzun ömürlü arazi yönetimi (Vangronsveld ve ark. 2009). Ayrıca, söğüt, kavak gibi hızlı büyüyen ve yüksek biyomas verimine sahip bitkiler hem bu teknoloji hem de enerji üretimi için kullanılabilir (Abhilash ve ark. 2012). Bitkilerle geri kazanım “yeşil temizlik” olduğu için kimyasal tesislere ve buldozere alternatif olarak toplumsal popülarite kazanmaktadır (Pilon-Smits 2005). Bitkiler tarafından alım ve biriktirmeye (fitoekstraksiyon) dayalı olan teknik bu stratejinin en önemli tekniğidir. Bu teknikte, ağır metaller bitkiler tarafından alınıp bitkinin hasat edilebilen toprak üstü organlarında biriktirilir. Bu tekniğin başarılı olabilmesi için ağır metalleri yüksek düzeylerde biriktirebilen ve “hiperakümülatör” olarak isimlendirilen ve yüksek miktarda biyomas verimine sahip bitki türünün seçilmesini gerektirir (Pratas ve ark. 2013).

Toprağın ağır metal içeriğinin artması cevher çıkarma ve zenginleştirme işlemleri sonucu atıkların toprak yüzeyi üzerine boşaltılması sebebiyle olmaktadır (Baker ve Brooks 1989, Ellenberg 1988, Ernst 1990, Gülyüz ve ark. 2002). Madencilik sırasında cevher filizinden ve metallerin zenginleştirilmesinden arta kalanlar, metal atıkları daha önceden yüksek metal konsantrasyonlarına maruz kalmamış vejetasyonu etkileyebilmektedir (Ernst 1990, 1996). Ayrıca, metalce kirletilmiş alanların bitki

kompozisyonu ve dağılımı da bitki türlerinin özel birlikteliğini ortaya çıkarabilmektedir (Brown 1995, Brooks ve ark. 1998, Ernst 1990, Marschner 1995). Yüksek düzeyde metal içeriğine sahip maden alanlarının doğal bitki örtüsü üzerinde yapılan araştırmalar risk değerlendirme ve remedasyon planlaması uygun bilgiyi sağlarken, sonuçları da ekolojik değerlendirme açısından da önemli olmaktadır (Thompson ve Proctor 1983, Fernandez-Turiel ve ark. 2001 vd.). Böyle alanlarda gelişen bitki örtüsü su ve erozyonu engelleyerek kirleticilerin geniş alanlara yayılmasını durdurabilmektedir (Ernst 1996). Böyle alanlara toleranslı türler kökleriyle metalleri absorblayarak ya da toprak içinde kimyasal yolla sızmalarına engel olarak kirleticilerin fiziksel ve kimyasal yollarla hareketsiz hale gelmelerine yardımcı olabilmektedir (Ernst 1996, Prasad ve Freitas 2003). Bitkilerle geri kazanım teknikleri için başka çevrelerden getirilen bitkilere nazaran mevcut stresli koşullarda yaşama, gelişme ve üreme açısından daha fazla şansa sahip olmaları nedeniyle en iyi bitkilerin yerel bitkilerin olduğu çeşitli araştırmacılarca vurgulanmıştır (Adriano 2001, Antonsiewicz ve ark. 2008). Bu nedenlerle maden çevresindeki gelişen yerel yada atıklar üzerindeki floranın içerdiği metal içerikleri ekolojik çalışmalarda önemli araştırma alanını oluşturmaktadır (örn. Robinson ve ark. 1998, Güteryüz ve ark. 2002, Bech ve ark. 2012, Pratas ve ark. 2013 vd.).

Ağır metal birikimi nedeniyle bozulmuş alanlarda vejetasyon neredeyse tamamen yok olur ve şiddetli erozyon gerçekleşir. Bu nedenle ekosistem üzerindeki etkilerini minimize etmek için ağır metalle kirletilmiş toprakların temizlenmesi gerekir. Teknik olarak karmaşıklığı ve maliyeti düşünüldüğünde bu zor bir iştir. Bu amaç için çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler geliştirilmiştir. Toprağı kazma ve atıkların gömülmesi, kimyasal çökeltme, yüzdürme, iyon değişimi ve ters ozmoz, aktif karbonla absorpsiyon gibi işlemler bu amaç için geliştirilen geleneksel yöntemler arasında sayılabilir (Dobson ve ark. 1997). Fiziksel ve kimyasal yöntemler yüksek maliyet, yoğun işgücü, toprak özelliklerinin geri dönüşümsüz şekilde değişmesi ve doğal toprak mikroflorasının bozulması gibi kısıtlamalar ile karşı karşıyadır. Ayrıca, kimyasal yöntemler sekonder kirlenme sorunlarını ortaya çıkarabilir. Bu nedenle ağır metallerle kirletilmiş toprakların temizlenmesi için çevreyle uyumlu, etkin ve uygun maliyetli yöntemler geliştirmeye ihtiyaç vardır. Ağır metal kirliliği sorununa yeşil çözüm olarak düşünülen “bitkilerle geri kazanım (fitoremedasyon)” yeni bir yaklaşım olup *yeşil teknoloji* olarak da anılmaktadır (Ali ve ark. 2013, Dobson ve ark. 1997). Bitkilerle geri

kazanım tekniği bitkilerin çevrelerindeki ağır metallerle olan ilişkisine dayanan bir yöntem olup çevredeki kirleticilerin konsantrasyonlarını ve zararlı etkilerini azaltmak için bitkilerin ve onlarla ilişkili olan organizmaların kullanımını ifade etmektedir (Chaney ve ark. 1997, Dobson ve ark. 1997). Polinükleer aromatik hidrokarbonlar, pestisidler gibi organik kirleticiler radyonüklidler ve ağır metallerin çevreden uzaklaştırılması için kullanılabilir. Bu yöntem yeni, uygun maliyetli, etkin, çevre ve ekonomi ile uyumlu, yerinde uygulanabilir ve güneş enerjisi ile yürütölen geri kazanım stratejisidir (Singh ve Prasad 2011, Vithanage ve ark. 2012 vd.). “fitoremidasyon” kavramı iki kelimenin kombinasyonudur: Yunanca *Phyto* (Bitki) ve Latince *remedium* (düzeltilme, bir kötölüğü uzaklaştırmak). Yeşil bitkiler çevreden kirleticileri alma ve çeşitli mekanizmalarla zararsızlaştırma konusunda yüksek bir yeteneğe sahiptirler. Phytoremediation kavramı Chaney (1983) tarafından ifade edilmiş olup son 30 yılda yapılan çalışmalarla ortaya konmuş nispeten yeni bir teknolojidir. Bu yaklaşım estetik olarak hoş ve toplumsal olarak kabul gören bir yaklaşımdır. Diğer geri kazanım tekniklerinin uygulanamadığı ve maliyetin yüksek olduğu çok büyük alanlarda uygundur (Garbisu ve Alkorta 2003). Diğer yöntemlerle karşılaştırıldığında kurulum ve süreklilik maliyeti düşüktür. Ayrıca kirletilmiş alanlarda vejetasyonun gelişimi erozyonu ve çevreye metal girişini önlemeye yardımcı olur (Ernst 1996).

Bitkiler yetiştirme ortamlarındaki ağır metallere yanıtları açısından dışlayıcılar (excluders), indikatörler (indicators) ve biriktiriciler (accumulators) olmak üzere üç grupta incelenmektedir (Baker ve Brooks 1989). *İndikatör bitkiler* olarak adlandırılan bitkiler yetiştirme ortamlarındaki ağır metal artışını bu metalleri bünyelerine alarak yansıtan türlerdir. Dolayısıyla bu bitkiler sucul ve karasal ekosistemlerde ağır metal kirliliğinin izlenmesi (Biomonitoring) için kullanılan bitkilerdir. *Akümülatör* bitkiler çeşitli tolerans mekanizmaları vasıtasıyla ağır metale zengin yaşam ortamlarında zarar görmeksizin canlılıklarını sürdürebilen ve bu ağır metalleri alıp toprak üstü organlarına iletme, zararsızlaştırma ve biriktirme yeteneğine sahip bitkilerdir. Bu grup bitkilerden bazıları topraktaki değerlerinden veya yakınında yetişen ve metal biriktirmeyen bitkilerin içeriğinden çok daha yüksek düzeyde ağır metali toprak üstü organlarında biriktirebilen bitkilerdir (Memon ve Schröder 2009). Bu tür bitkiler özel ve metal biriktiren bitki grubunun uç noktasındaki bitkiler olarak kabul edilebilmektedir (Pollard ve ark. 2002). Bilimsel olarak standart bir hiperakümülatör tanımı yapılmamış olmasına

karşın araştırmacılar bireysel veya grup olarak çeşitli tanımlar geliştirmişlerdir (Ali ve ark. 2013). Örneğin; hiperakümülatör terimi ilk kez Brooks ve arkadaşları 1977 tarafından 1000 mg kg⁻¹ kuru ağırlık (% 0.1)'tan daha fazla nikel içeren bitkiler için kullanılmıştır. Reeves (1992) Ni hiperakümülasyonunu “bir Ni hiperakümülatörü yetişe ortamındaki en az bir bireyinin toprak üstü organlarında en az 1000 mg⁻¹ kg kuru ağırlık Ni içeren bitkidir” olarak kesinleştirmeye çalışmıştır. Baker ve Brooks (1989)'a göre hiperakümülatörler metalce zengin topraklarda yetiştirildiklerinde toprak üstü organlarında 100 mg kg⁻¹kuru ağırlıktan fazla Cd; 1000 mg kg⁻¹ kuru ağırlıktan fazla Ni, Cu ve Pb; 10000 mg kg⁻¹kuru ağırlıktan fazla Zn ve Cu içerirler. Bu konu ile ilgili yapılan çalışmalar 400'den fazla bitki türünün metal-hiperakümülatörü olduğunu ve bunların 300'den fazlasının Ni hiperakümülatörü olduğunu göstermiştir (Prasad, 2005). Brassicaceae familyası çok sayıda metal hiperakümülatör tür içerir. *Thlaspi caerulescens* ve *Alyssum bertolonii* en önemli örnekleridir (Ali ve ark. 2013).

Tungsten (W) çelik sanayi ve ampüllerin filamentlerinde geniş olarak kullanıldığı iyi bilinen bir ağır metaldir. Tungsten (W) toprak ve sedimentlerde genellikle düşük konsantrasyonlarda doğal olarak bulunmakta olup litosferdeki ortalama konsantrasyon değerleri 0.2-2.4 mg/kg aralığındadır (Senesi ve ark. 1988). İnsan kaynaklı aktiviteler çevredeki tungsten konsantrasyonlarını anlamlı derecede artmasına sebep olmaktadır. Örneğin, bazı fosfatlı sentetik gübreler 100 mg /kg'lık konsantrasyonda tungsten içerebilmektedir (Senesi ve ark. 1988). Askeri, ticari ve özel atış alanları gibi atış yapılan bölgeler ile savaşın yapıldığı bölgeler tungsten esaslı kurşun ve cephanenin kullanılmasının bir sonucu olarak yüksek konsantrasyonlarda tungsten içerebilmektedir (Sadiq ve ark. 1992). Günümüzde, sadece Rusya Federasyonunda içme suları (0.05 mg/L) ve balıkçılık yapılan göllerde (0.0011 mg/L) tungsten için konsantrasyon sınırları belirlenmiştir (Strigul ve ark. 2005'e göre Rusya Federasyonu Sağlık Kuralları ve Normlar, 1996). Bu düzenlemelere göre, tungsten bileşiklerinin canlı organizmalar için son derece zararlı ve doğrudan toksik etkiye sebep olduğu kabul edilmiştir (Strigul ve ark. 2005).

Uludağ (Bursa)'ın alpin kuşağında yer alan Etibank Wolfram Maden işletmesi çevresinde 1969 yılından beri madencilik aktivitesi yapılmaktadır. Maden galerilerinin yakınında 1976 yılında cevher işleme tesisi (Etibank Wolfram Maden işletmesi)

kurulmuş, cevher çıkarma ve işleme çalışmaları 1989 yılı sonuna kadar devam ettirilmiştir. Cevher çıkarma (galeri ve açık madencilikle) sırasında çevrede önemli bozulmalar meydana getirilmiştir. Bozulan alanların ıslahı için günümüze kadar herhangi bir çalışma yapılmamıştır. Etibank Wolfram Madeni İşletmesi, düşük nitelikli cevheri % 35 WO₃ (Gürmen ve ark. 1999, Yücel ve Özçelebi 2000) içeriğe kadar zenginleştirilen, ve yan ürün olarak konsantre magnetit ile pirit üreten bir tesis olarak çalıştırılmıştır. Çayırılı deresinin çıkış noktasında yer alan Maden İşletmesi granitik ana kaya ile kalkerli ana kayanın karıştığı noktada yer almaktadır. Cevher, işletmenin daha üst rakımında yer alan galerilerden çıkarılmıştır. Maden işletmesinden kuzey yönüne doğru, cevher işlendikten sonra sudan atıkların uzaklaştırıldığı iki atık dinlendirme havuzu ile Poyraz tepeye doğru uzanan çok sayıda atık kanalı bulunmaktadır (Güleryüz ve ark 2002). Özellikle atık uzaklaştırma havuzlarında halen bitki gelişimi görülmemektedir.

Ülkemizde bozulmuş yada ağır metalle kirletilmiş alanlarda yayılış gösteren bitki türleri ile ortamlarındaki ağır metaller arasındaki etkileşimleri ortaya koyan çalışmalarla ağır metal kirliliğinin izlenmesi, kontrolü için aday türler belirlenmektedir (Arslan ve ark. 2010, Güleryüz ve ark. 2002, 2006, 2008, Arık ve Yıldız 2010, Koz ve ark. 2012, Bocuk ve ark. 2013 vd.). Güleryüz ve ark. (2002) Uludağ Etibank Wolfram Maden işletmesi ve çevresinde bazı bitkilerin element içeriklerini analiz etmişler ve *Plantago holosteum* Scop türünün kirlenmeye bağlı olarak özellikle Zn içeriğinde bitkinin toprak üstü ve toprakaltı kısımlarda anlamlı değişimin meydana geldiğini bildirmişlerdir. Bu çalışmada, *Plantago holosteum* Scop. (Plantaginaceae) türünün Etibank Wolfram maden atıkları çevresi ve madenin etki alanının dışındaki bireylerinin toprakaltı ve topraküstü ile geliştikleri toprağın tungsten (W) ve diğer bazı element (Zn, Cu, Mn, Mo vd.) içeriklerini belirleyerek bitkilerle giderim tekniklerinde kullanılabilirliğini test etmek amaçlanmıştır.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

Dünyada metal atıklarının temizlenmesinde bitkilerin kullanılabilirlik kapasitelerinin belirlenmesine yönelik pek çok araştırma yapılmaktadır. Bu çalışmalardan burada bir kaçına yer verilmiştir.

Candeias ve ark. (2014) Portekiz’de S. Francisco de Assis köyü yakınlarındaki kalay-wolfram madeni atıklarının iki sebze türü (*Solanum tubersum* ve *Brassica oleracea*) ile toprakta ağır metal düzeylerini ve köyde adı geçen sebzelerin tüketim durumlarına göre risk indekslerini araştırmışlardır. Araştırmacılar, maden atıklarına yakın alanlarda patatesin tercihli olarak kök ve yapraklarında birikim gösterirken, lahananın çoğu elementi köklerinde tercihen biriktirdiğini ve As, Cd ve Pb düzeylerinin FAO/WHO tarafından izin verilen sınırın çok çok üzerinde olduğunu belirlemişlerdir.

Monterroso ve ark. (2014) İspanya’da fitoremidasyonda uygulama potansiyellerini belirlemek amacıyla maden atığı topraklar ile bu bölgede yer alan egemen haldeki türlerin element içeriklerini incelemişlerdir. Çalışma sonunda, *Cytisus scoparius* ve *C. multiflorus* türlerinin metali dışarda bırakmada yeterliliğe sahip olması nedeniyle yoğun kirletilmiş alanların tekrar bitki örtüsüne kazandırılması veya fitostabilizasyon için aday olabilecekleri *Salix atrocinerea* türünün ise toprak üstü kısımlarında çok yüksek düzeyde Zn biriktirebildiği ortaya koymuştur.

Gomes ve ark. (2014) sülfid bakımından zengin maden atığı yığınları üzerinde doğal olarak gelişen *Erica arborea*, *Ulex europaeus*, *Agrostis delicatula* ve *Cytisus multiflorus* türlerinin alandaki metal atıklarının kararlı hale getirilmesi için (fitostabilizasyon; bitkilerle alanda kararlı hale getirilme) uygun olduğu sonucuna varmışlardır.

Nadgórska-Socha ve ark. (2013) metal ile kirletilmiş ve kirletilmemiş alanlar üzerinde gelişen *Cardaminopsis arenosa* and *Plantago lanceolata* türlerinde ölçülen Zn, Cd ve Pb konsantrasyonlarının toksik düzeyin üzerinde olduğunu, buna göre çalışılan bitki türlerinin metal atıklarının kararlı hale getirilmesinde kullanılma potansiyelinin bulunduğunu bildirmişlerdir.

Güleryüz ve ark. (2002) Wolfram maden işletmesi (Bursa, Türkiye) çevresinde yetişen *Thymus praecox*, *Acinos alpinus*, *Plantago holosteam* ve *Festuca punctoria* türleri ve topraklarının element içeriğini (N, P, Ca, K, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn) araştırmışlar ve maden aktivitelerinin araştırılan bitkilerde önemli bir Mg, Mn, Fe ve Zn artışına sebep olduğunu belirtmişlerdir.

Chehregani ve ark. (2009) Angouran (İran) bölgesi kurşun/çinko madeni çevresinde ağır metal akümülatörü bitki türlerini belirlemek amacıyla yapılan çalışmada maden atıklarının üzerinden ve madenin etki alanının dışından alınan toprak ve bitki örneklerinde ağır metal içeriği tayin edilmiştir. Araştırmacılar *Amaranthus retroflexus*, *Polygonum aviculare*, *Gundelia tournefortii*, *Noea mucronata* ve *Scariola orientalis* türlerinin ağır metal biriktirme kapasitesine sahip türler olduğu, kurşun, çinko, bakır, kadmiyum ve nikelin *Noea mucronata*'da demirin ise *A. retroflexus*'da daha yüksek konsantrasyonlarda biriktirildiğini tespit etmişlerdir. Ayrıca, *N. mucronata*'nın bitkilerle geri kazanım açısından kullanılabilirliği kontrollü çalışmalarla vurgulanarak bu tür ağır metallerce kirletilmiş alanların geri kazanılması için aday tür olarak ifade edilmiştir.

Barbadalos (Portekiz) kurşun madeni çevresinde doğal yayılış gösteren bitkilerin (49) ağır metal biriktirme özellikleri ise Pratas ve ark. (2013) tarafından belirlenerek türler bitkilerle geri kazanım tekniği açısından değerlendirilmiştir. Araştırmacılar kurşunun *Cistus salvifolius*, çinko ve demirin *Digitalis pupurea*, gümüşün *Mentha suaveolens* ve *Ruscus ulmifolius* türlerinde yüksek miktarlarda biriktirildiği ve bu türlerin bitkilerle geri kazanım tekniğinde kullanılabilmesini mümkün kılan tolerans mekanizmalarına sahip olabileceklerini belirtmişlerdir.

Martínez-Sánchez ve ark. (2012) İspanya'nın Murcia bölgesindeki maden çevresinde yayılış gösteren *Limonium carthaginensis*, *Arthrocnemum macrostachyum*, *Dittrichia viscosa*, *Glaucium flavum* ve *Zygophyllum fabago* türlerinin kök, yaprak ve topraklarındaki ağır metal içeriğini tayin etmişlerdir. Bu türlerden *Z. fabago*'nun demir, *A. macrostachyum*'un ise demir, arsenik ve mangan akümülatörü olduğunu belirlemişlerdir.

Turnau ve ark. (2010) Güney Polonya'da yer alan çinko/kurşun madeni çevresindeki bitkilerde element içeriğini TXRF (total Reflection X-ray Fluorescence) cihazı ile

belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda genellikle artan Ca içeriği ile birlikte bitkilerin Zn, As, Pb ve Cu içeriğinin yüksek olduğunu, artan Ca içeriğinin bitkilerin detoksifikasyon (zararsızlaştırma) mekanizmasında rolü olabileceğini ifade etmişlerdir. Araştırılan türlerden *Melica transsilvanica*, *Bromus inermis*, *Elymus hispidus*, *Anthylis vulneraria* türlerinin ağır metallerin stabilasyonu için uygun olabileceğini, *Verbascum thapsus*'un ağır metal biriktirme özelliklerinin ayrıntılı incelenmesi gerektiğini ifade etmişlerdir.

Santos ve ark. (2009) tarafından yapılan çalışmada ise terk edilmiş maden alanı çevresinde yayılış gösteren *Cistus ladanifer* L.'nin kurşun ve çinko içeriğinin yüksek olduğu ve bu türün ağır metalce kirletilmiş topraklardaki varlığı ve canlılığının enzime dayalı etkin bir anitoksidatif savunma mekanizması ile gerçekleştiğini belirlemişlerdir.

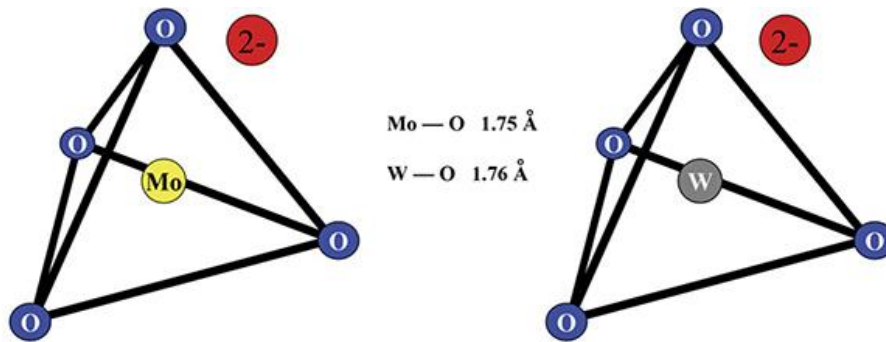
İran (Hamedan) bölgesindeki demir madeni çevresindeki doğal yayılış gösteren bitki türleri bitkilerle geri kazanım tekniğinde kullanılabilme potansiyelleri açısından taranmış ve *Salvia spinosa*, *Verbascum speciosum*, *Glaucium grandiflorum*, *Malva neglecta*, *Centaurea iberica*, *Epilobium fragilis* bu teknik için aday türler olarak önerilmiştir (Malayeri ve ark. 2013).

Akümülatör ve hiperakümülatör türlerin tespiti sadece ağır metallerce kirletilmiş alanların geri kazanılması açısından önem arz etmez. Ayrıca bu tür bitkiler madencilik işletme teknikleri açısından da önemli olup son yıllarda öne çıkan bitkisel madencilik (phytomining) olarak ifade edilen ekolojik bir madencilik yaklaşımı açısından da önemlidir. Bu nedenle hiperakümülatör türlerin yüksek miktarlarda ağır metal biriktirebilme özellikleri bitkiler yoluyla madencilik olarak ifade edilebilecek “phytomining” kavramının da temelini oluşturmaktadır. Son yıllarda öne çıkan bitki ile madencilik (phytomining) hiperakümülatör türlerin bünyesine çok yüksek miktarlarda alınan metallerin işlenmesine dayanan maden cevheri işletmeciliğidir (Anderson ve ark. 1998, Brooks ve ark. 1998, Robinson ve ark. 2009, Sheoran ve ark. 2009). Bitkiyle madencilik yapma tekniğinin gelişimi daha düşük içerikli cevherlerin geleneksel yöntemlerle zenginleştirilmesinin ekonomik olmayışı ve özellikle cevherin işlenmesinden sonra arta kalan atıklarda başka metallerin de değerlendirilmesi ile alanın temizlenmesine dayanmaktadır. Düşük içerikli cevherlerin kıymetli miktarda metal içeriği ve diğer metallerin bitkilerin hasat edilmesiyle verimli olarak saflaştırılabileceği öne sürülmektedir. Bu nedenlere bağlı olarak, çok daha uygulanabilir, ekonomik olarak

kabul edilebilir, çevresel olarak güvenilebilir olmasının yanında düşük içerikli yüzey cevherleri ile mineralize topraklardan değerli metalleri kullanma ve geri kazanmak için alternatif bitki esaslı teknoloji olması bitkiyle madencilik tekniğini öne çıkarmaktadır (Anderson ve ark. 1999, 2005, Sheoran ve ark. 2009). Bu nedenlerle hiperkümülatör türlerin belirlenmesi ve bu türlerin teknolojik olarak geliştirmesi ile ilgili çalışmalar gelişmiş ülkelerde yaygın bir araştırma konusudur.

İz elementler bitki metabolizması için özellikle enzim ko-faktörü olarak (Zn, Mn, Cu, Mo vd) gereklidir. Ancak iz elementlerin çevrede yüksek bulunması bitki fizyolojisi ile büyüme gelişmesinde önemli stres faktörüdür (Halliwell ve Gutteridge 1984, Prasad ve Strzalka 1999, Gautam ve ark. 2008, Arslan ve ark. 2014, Akpınar ve ark. 2015. vd.).

Xiong ve ark. (2012) tungstenin Mendeleev periyodik çizelgesinde Cr, Mo ve U ile beraber metal sınıfında yer aldığını ve okso-anyonları $[MoO_4^{2-}]$ ve $[WO_4^{2-}]$ içeren sodyum molibdat ile sodyum tungstat Mo (VI) ve W (VI)'ın basit tuzları olduğunu bildirmişlerdir. Araştırmacılar, okso-anyonlardaki her iki metal atomunun oksijen atomlarının tetrahedron merkezinde yer aldığını (Şekil 2.1), bu metallerin yapısının birbirine benzediğini ve benzer büyüklükte olduklarını; bu nedenle tungsten enzim yapısının içine katılmak için molibden ile rekabet edebildiğini rapor etmişlerdir. Hille (2002) ise bu özelliklerinin bir sonucu olarak molibdene bağlı enzimlerin (örn. nitrat redüktaz) tungsten tarafından inaktif hale getirebildiğini ifade etmiştir.



Şekil 2.1. Tungstat ve Molibdat'ın yapısal şeması. Her iki metal atomu oksijen atomlarının oluşturduğu tetrahedronun merkezinde yer almaktadır (Xiong ve ark. 2012).

Bitkilerce tungsten alınımı ile ilgili araştırmalar gıda kaynağına katılma potansiyeli olduğundan daha ziyade tarım bitkileriyle yapılmıştır (Johnson ve ark. 2009, Lin ve ark. 2014). Karasal bitkilerin gelişmesi 0.1 mg/kg'dan daha az olan dūřuk W iğeriğine sahip W ile kirletilmemiş topraklarda olmaktadır (Bibak ve ark. 1998, Breuschweiler ve ark. 2009). Kirletilmiř topraklardaki yūksok W konsantrasyonu ađaę, ęalı ve otsu gibi yabani kara bitkilerinin W konsantrasyonunu artırmaktadır (Quin ve Brooks 1974, Jiang ve ark. 2007, Pyatt ve Pyatt 2004, Wilson ve Pyatt 2006, 2009a, 2009b). Őrneđin, Wilson ve Pyatt (2006) İngiltere'nin Carrock Fell madeninin W ile kirletilmiş toprağında (1169 mg/kg) gelişen *Calluna vulgaris* bitkisinin sırasıyla kōklerinin 655 mg/kg, odunlu kısımlarının 48.9 mg/kg ve yapraklarının 124.0 mg/kg tungsten iğerdiğini bildirmişlerdir. Kennedy ve ark. (2012), topraktaki W konsantrasyonuna bağlı olarak *Brassica oleracae* bitkisinin yapraklarındaki W iğeriğinin 278 ile 1420 mg/kg arasında değiştiğini saptamışlardır.

Quin ve Hoglund (1976) *Trifolium repens* tūrünün farklı azot kaynağında (simbiyotik azot fiksasyonu, amonyum, nitrat) tungstenin bitkinin verimi ile azot iğeriğine etkisini araştırmışlardır. Tungsten uygulamasının sadece simbiyotik azot fiksasyonu uygulanan serilerde kuru ağırlık ve azot iğeriğine hafif olumsuz etki gōsterirken, beraber azot uygulamasında tungstenin varlığı ise her iki verimi anlamlı şekilde arttırmıştır. Araştırmacılar, ayrıca tūm azot uygulamalarına tungsten ilave edildiğinde molibdenyum alımı artmış olmakla birlikte, en hızlı molibdenyum iğeriğinin amonyumlu uygulamada ortaya ęıktıđı ve tūm uygulama serilerinde tungstenin en fazla bitkinin kōklerinde yoğunlaştığı bildirmişlerdir.

Kumar ve Aery (2011), tungstenin farklı konsantrasyonlarının buđdayın būyūme performansı, biyokimyasal bileřikleri ile tungsten ve molibdenyum ięeriklerine etkisini arařtırmıřlardır. Dūřuk dozlardaki (9 mg/kg'a kadar) tungstenin teřvik etkisi olurken yūksok dozlarda engelleyici etkinin ortaya ęıktıđı; Őzellikle yūksok doz uygulamasının bitkide toplam fenol ve serbest prolin ięeriđi ile peroksidaz aktivitesini arttırdıđı saptanmıřtır.

Gazizova ve ark. (2013), sodyum tungstenin *Pisum sativum* L. cv. Truzhenik bitkisinin kōk geliřimini baskıladıđı, būyūme, mitotik indeksi deđiřtirdiđi ve bōlūnme ařamasındaki hūcrelerde bazı mitoz fazlarını geciktirdiđini; hidrojen peroksit birikiminin

neden olduğunu ve fosfotaz aktivitesini ve protein tirozin fosfataz etkinliğini engellediğini bildirmişlerdir.

Adamakis ve ark. (2011), Programlanmış Hücre Ölümünün ağır metal gibi abiyotik stres koşullarında bitkilerin vermiş olduğu en yaygın yanıt olduğunu; *Pisum sativum* türünde tungstenin diğer metaller gibi bitkilerde programlanmış hücre ölümünü teşvikleyip teşviklemediğini araştırmışlardır. Araştırmacılar, tungsten tarafından etkilenmiş hücrelerin tarama elektron mikroskobu (TEM) ve flüoresans mikroskobunda yapılan gözlemlerinde mitotik döngünün engellendiği, protoplazmada büzülme, hücre iskeleti ile kromatin yoğunluğunda ve periferal dağılımda bozulma meydana geldiğini saptamışlardır. Bu etkilerin 26S proteazom, kaspazlar ve endoplazmik retikulum stresinin engelleyicilerince baskılandığına; DAD-1'in susturulduğuna ve HSR203J, BiP-D, bZIP28 ve bZIP60 genlerini teşviklediğini; bu bulguların tungstenin *Pisum sativum* köklerinde programlanmış hücre ölümünün bir çeşidini teşvik ettiğini ve bunun sonucu olarak bitkiler için ileri toksisiteye yol açtığını bildirmişlerdir.

Adamakis ve ark. (2014), bitkilerin azot oksit düzeylerini azaltmak için uygulanan tungsten'in nitrat redüktazın engelleyicisi olarak geniş olarak kullanıldığını bildirmişler. Araştırmacılar, yaprak hücrelerine uygulandığında zamana bağlı olarak aktin mikrofibril ağını bozduğunu; prodermal kök hücrelerinde tungsten etkisinin daha güçlü olduğunu, kortekse ait mikroflamentlerini tamamen depolimerize ettiğini ve hücreler arası boşluklarda yüksek derecede yumaklaşmanın olduğunu saptamışlardır. Araştırmadan elde edilen sonuçlara göre, kök ve yaprak hücrelerinin tungsten toksisitesine yanıtlarının farklı olmasının farklı geçişim ve absorpsiyondan kaynaklanabileceği, aktin mikrofilamentler üzerindeki etkisinin ise tungstenin azot oksiti tüketme özelliği olamayacağını rapor etmişlerdir.

Tüm yaklaşımlar doğrultusunda ülkemizde de bozulmuş ya da ağır metalce kirletilmiş alanlarda yayılış gösteren bitki türleri ile ortamlarındaki ağır metaller arasındaki etkileşimleri ortaya koyan çalışmalarla ağır metal kirliliğinin izlenmesi, kontrolü için aday türler belirlenmektedir (Arslan ve ark. 2010, Güteryüz ve ark. 2002, 2006, 2008, Arık ve Yıldız 2010, Koz ve ark. 2012, Bocuk ve ark. 2013 vd.).

Plantago (Plantaginaceae) 200'den fazla tür içeren ve önemli bir kısmı da dünya genelinde gıda ve geniş bir aralıkta hastalık tedavisi için kullanılan bir cinstir (Beara ve ark. 2009, Gonçalves ve Romano 2016). Bu bitkilerin bitki ile tedavi uygulamasının dünya genelinde yaygın olduğu ilk çağlardan bu yana bilinmekte olup, kan dondurucu, kanamayı durdurucu, anti-mikrobiyal, balgam sökücü, idrar sökücü ve yatıştırıcı gibi iyileştirici özelliklerinin etkileyici değişkenlik göstermesinden dolayı popülerdir (Beara ve ark. 2009). Bu geleneksel kullanımın yanında son yıllarda yapılan araştırmalar, belirli *Plantago* türlerinin kanser hücre hatlarının üzerinde sitotoksik (Gálvez ve ark. 2005), antiviral (Chiang ve ark. 2002), anti-inflammatory ve ağrı kesici (Núñez Guillén ve ark. 1997), etkisinin olduğunu ve antispasmodik aktivitelere (Fleer ve Verspohl 2007) sahip olduklarını ortaya koymuştur. *Plantago* türlerinin antioksidant etkenliklerine sahip olduğu ve bu türlerle yapılan biyokimyasal araştırmalar iridoidler, flavonoidler, tanenler, triterpenler, saponinler ve steroller bakımından da zengin olduklarını göstermiştir (Gálvez ve ark. 2005, Heimler ve ark. 2007, Samuelson 2000, Beara ve ark. 2009, Gonçalves ve Romano 2016).

Beara ve ark. (2009) *P. argentea* Chaix., *P. holosteam* Scop., *P. major* L., *P. maritima* L., ve *P. media* L. türlerinin antioksidant özelliklerini belirleyen çalışma sonunda; toplam flavonoid içeriğinin en yüksek *P. holosteam* türünde olduğunu, özellikle bu türün biyolojik olarak aktif olan fenolik ve flavonoidler bakımından zengin olmasının antioksidant aktivite ve süpürücü özelliği için dikkate alınabileceğini belirtmişlerdir. *Plantago* türlerinde belirlenen biyolojik olarak aktif bileşikler arasında polifenolik bileşikler özel önemdedir. Polifenolik bileşikler binlerce farklı kimyasal yapıdan beraberce sentezlenen ve bitkinin tüm kısımlarında bulunan bileşiklerdir. Bu bileşikler bitkilerde çok önemli roller üstlenmişlerdir. Bu bileşikler değişen biyotik ve abiyotik çevreye bitkinin uyum sağlama yeteneği kazanmasını sağlayan metabolik esnekliğe iyi bir örnek oluşturmaktadır (Boudet 2007).

Tamás ve Kovács (2005) Macaristan'ın Gyöngyösorszi bölgesinde bulunan maden atıkları üzerinde yerleşmiş olan bitki örtüsünde yer alan bazı yerel bitki türlerinin element içeriklerini araştırmışlardır. Araştırmacılar, *Plantago lanceolata* türünün bulunduğu ortamda ortalama metal konsantrasyonlarının Cu için 1829 ± 165 mg/kg, Zn için 16192 ± 280 mg/kg ve Pb için 7699 ± 200 mg/kg; bitkinin gövdesinde Cu için

144±189 mg/kg, Zn için 738±542 mg/kg ve Pb için 218±210 mg/kg iken kök kısımlarında Cu için 152±139 mg/kg, Zn için 1179±228 mg/kg ve Pb için 285±95 mg/kg olduğunu saptamışlardır. Bu saptanan değerlere göre *Plantago lanceolata* türünün önemli miktarda Pb, Cu ve Zn birikimi gösterdiği bildirilmiştir.

Galal ve Shehata (2015) yoğun trafik ile etkilenmiş toprak üzerinde doğal olarak gelişen *Plantago major* türünün ağır metal biriktirme ve aktarma potansiyelleri araştırılmıştır. Yoğun trafiğe sahip otoyoldan farklı uzaklıklardan toplanan bitkilerin toprak üstü ve toprak altı kısımları ile topraklarda ağır metal analizleri yapılmıştır. Cd dışındaki tüm araştırılan ağır metallerin topraktaki içerikleri otoyoldan uzaklaştıkça anlamlı şekilde değişirken, toprak pH ve E.C açısından anlamlı farklılıklar saptanmamıştır. Benzer şekilde bitki kısımlarının metal içerikleri de otoyoldan uzaklaştıkça anlamlı şekilde azalmıştır.

Romeh ve ark. (2016) kirlenmiş toprak ve suyun kurşun kirliliğini gidermek için *Plantago major* L türünün fitoremediasyon potansiyelini araştırmışlardır. Araştırmacılar kirlenmiş su ve topraktan türün köklerinin Pb alım oranının yapraklarına nazaran önemli derecede yüksek bir durum gösterdiği saptamışlardır. Kirlenmiş suda (40 mg/L Pb) yetiştirilen *P. major*'un 25 günlük bir sürede köklerinde (9284.66 mg/kg) alımlı dışında yüksek Pb konsantrasyonları biriktirdiği, 20 mg/kg Pb içeren toprakta yetiştirildiğinde köklerdeki birikimin 10 gün sonra 50.53 mg/kg ve 20 gün sonra 77.12 mg/kg, yapraklarında ise köklerine nazaran daha düşük olarak 10 gün sonra 13.87 mg/kg ve 20 gün sonra 30.4 mg/kg birikimin olduğu saptanmıştır. Araştırmacılar bu sonuçlara göre *P. major*'un kurşun için biyoakkümülatör tür olarak dikkate alınabileceğini ve kurşun kirliliğinin bir indikatörü olarak kullanılabileceğini ileri sürmüşlerdir.

Vaculík ve ark. (2013) Slovakya'da As ve Sb ile kirlenmiş eski maden alanları üzerinde doğal olarak yayılış gösteren tıbbi bitkilerin (*Fragaria vesca*, *Taraxacum officinale*, *Tussilago farfara*, *Plantago major*, *Plantago media*, *Veronica officinalis* ve *Primula elatior*) sürgünlerinde As'ın 1 ile 519 mg/kg, Sb'nin ise 10 ile 920 mg / kg aralığında olduğunu saptamışlardır. Araştırmacılar bu iki elementin iki *Plantago* türünün gövde ve kök kısımlarında, As için ortalama değerlerin *P. major* türünün gövdesinde 9.8±1.5 mg/kg, kök kısımlarında 31.1±2.7 mg/kg iken *P. media* türünün gövdesinde 14.9±2.6

mg/kg, kök kısımlarında 24.2 ± 3.7 mg/kg; Sb için ortalama değerlerin *P. major* türünün gövdesinde 30.2 ± 3.8 mg/kg, kök kısımlarında 225.4 ± 12.0 mg/kg iken *P. media* türünün gövdesinde 65.5 ± 5.8 mg/kg, kök kısımlarında 96.4 ± 7.4 mg/kg olduğunu saptamışlardır. Çalışmada araştırılan bitkilerin biyomasında artan birikim nedeniyle bu bitkilerin geleneksel tedavi amacıyla kullanılmasının insan için tehlike oluşturabileceği sonucuna varılmıştır.

Bech ve ark. (2012) Peru'nun Cajamarca bölgesindeki Hualgayoc'da yer alan çoklu metalli Caroline Madeni çevresindeki bölgede doğal olarak gelişen ağır metala toleranslı bitki türlerini belirlemek ve karakterize etmek için yürüttükleri araştırma sonucunda *Plantago orbignyana* Steinheil (6070 ile 8240 mg Pb/kg ve 8290 ile 11560 mg Zn/kg), *Lepidium bipinnatifidum* Desv., (6300 ile 7240 mg Pb/kg ve 4610 ile 5370 mg Zn/kg) *Baccharis latifolia* Ruiz & Pav Pers. (2120 ile 3060 mg Pb/kg ve 1090 ile 1490 mg Zn/kg) ve *Sonchus oleraceus* L. (2180 ile 2900 mg Pb/kg ve 1340 ile 1910 mg Zn/kg) türlerinin sürgünlerinde yüksek düzeyde kurşun ve çinko içerdikleri ve sürgünlerine yüksek düzeyde metal aktarmaları (TF) (örneğin, Pb için 143 ve Zn için 21.5) nedeniyle fitoekstraksiyon kapasitesine sahip olduğunu bildirmişlerdir. *Plantago* türlerinin metal birikim kapasiteleri ile yapılan araştırmalarda genellikle *P. major* ve *P. lanceolata* türleri ile ilgili çalışmalar bulunmaktadır.

3. MATERYAL VE METOD

3.1. Materyal

Araştırmada Bursa, Uludağ'ın alpin kuşağında yer alan en son 1989 yılında çalıştırılmış ve sonra kapatılıp terk edilmiş Etibank Wolfram Maden İşletmesi çevresinden toplanan *Plantago holosteum* türünün topraküstü ve toprakaltı kısımları ile toprak örnekleri materyal olarak kullanılmıştır. Bu çalışmada kullanılan bitki türü Botanik Nomenklatüre uygun olarak kullanılan bilimsel adı için Davis (1982) referans alınmıştır.

3.2. Metod

3.2.1. Araştırma Bölgesi

Karadeniz (Pontik) sıra dağlarının batı uzantısında yer alan Uludağ, Anadolu yarımadasının kuzey batı ucundaki en yüksek masifidir. İlginç jeomorfolojik yapısı, barındırdığı doğal bitki toplulukları ve kış sporları aktiviteleri için uygun oluşundan dolayı, 1961 yılında 11 363 ha'lık kısmı milli park olarak ilan edilmiştir. Türkiye'nin en önemli kış turizm merkezi ve yegane wolfram madeni işletmesi milli park sınırları içersinde yer alır. Uludağ aynı zamanda içerdiği endemik ve nadir bitki türleri ile ender bitki formasyonları nedeniyle Türkiye'nin 122 önemli bitki alanlarından biridir (Güleryüz ve ark. 2005). Ayrıca, Uludağ barındırdığı su kaynakları ile Nilüfer deresi, Uluabat ve İznik gölleri ile tüm bunları içine alan havzayı desteklemektedir.

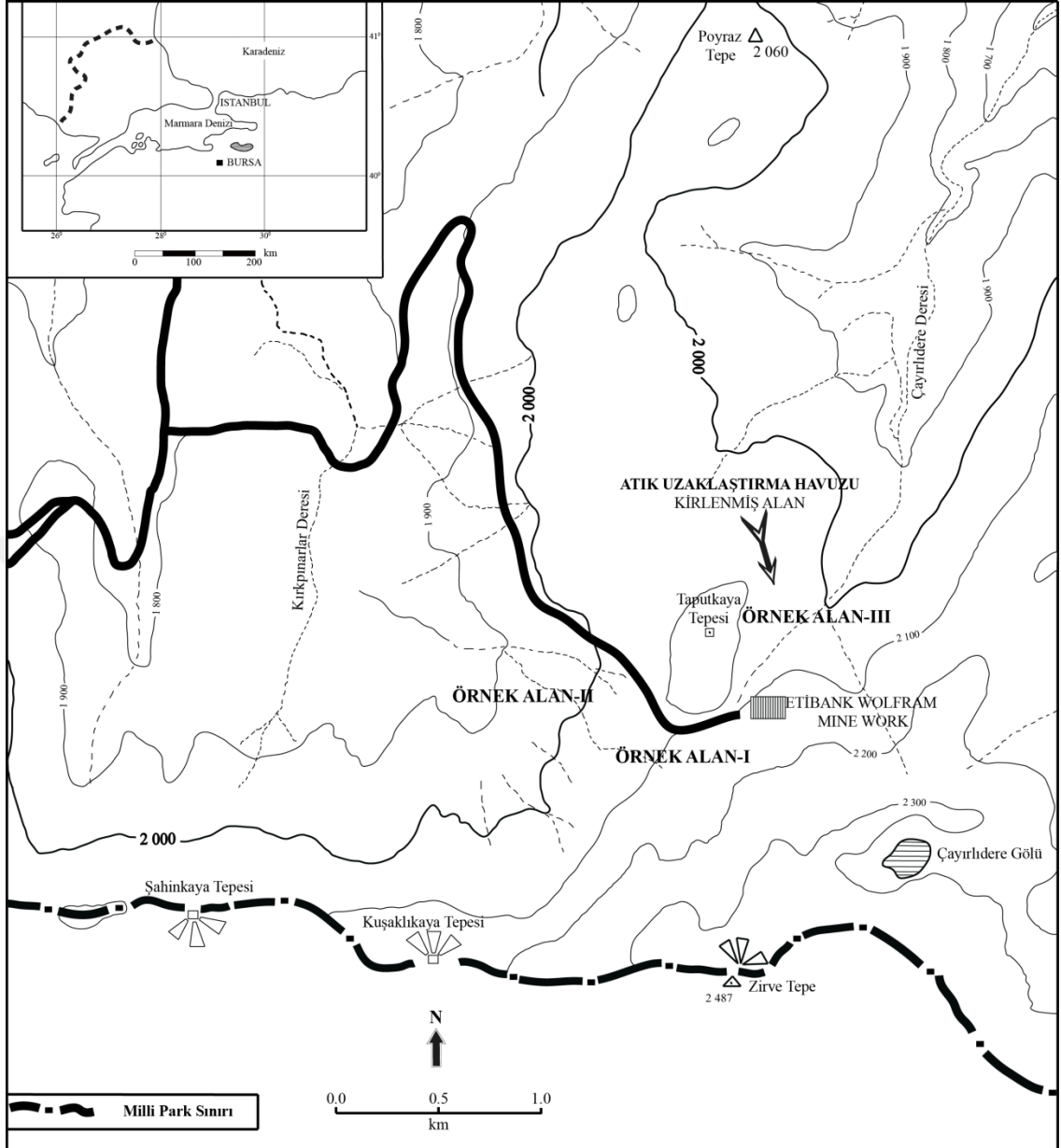
Çalışma, 2 100 ila 2 487 m arasındaki rakımda ve 40°N enlemi ile 29°E boylamının kesiştiği noktada yer alan terk edilmiş Etibank Wolfram Maden İşletmesi çevresinde yürütülmüştür (Şekil 3.2.1). Etibank Wolfram Madeni İşletmesi, düşük nitelikli cevheri % 40 kadar tungsten oksite (WO₃) zenginleştirilen, ve yan ürün olarak konsantre magnetit ile pirit üreten bir tesis olarak çalıştırılmıştır. Madencilik aktivitesi 1969 yılında başlatılmış olup 1989 yılı sonuna kadar yaklaşık 20 yıl sürdürülmüştür (Güleryüz ve ark 2002). Çayırılı deresinin çıkış noktasında yer alan Maden İşletmesi granitik ana kaya ile kalkerli ana kayanın karıştığı noktada yer almaktadır. Cevher, işletmenin daha üst rakımında yer alan galerilerden çıkarılmaktadır. Maden işletmesinden kuzey yönüne doğru, cevher işlendikten sonra sudan atıkların

uzaklaştırıldığı iki atık dinlendirme havuzu ile Poyraz tepeye doğru uzanan çok sayıda atık kanalı bulunmaktadır.

Uludağ'ın genel jeolojik yapısını, kuzey yamaçlarında granitik, güney yamaçlarında ise kalkerli kayalar oluşturur. Dağın, Maden işletmesinin yer aldığı bölgesinde alpin topluluklar yayılış göstermektedir. Uludağ'ın alpin kuşağında *Juniperus communis* bodur çalı, *Plantago holosteum* ve *Plantago atrata* keçe ve *Nardus stricta* nemli çayır, *Festuca cyllenica*, *Festuca punctoria* ve *Acantholimon ulcinum* sert yastık bitki topluluklarının egemen olduğu bildirilmiştir. Araştırmanın yürütüldüğü bölgede bu bitki grupları yaygındır. Maden işletmesi 1989 yılında kapatılmış olmasına rağmen, atık uzaklaştırma havuzlarında ve kanallarında bugün bile bitki örtüsü yok ya da çok zayıf gelişmiştir (Şekil3.2. 2).

3.2.2. Bitki Türünün Taksonomik Özellikleri

Plantago holosteum Scop. Plantaginaceae familyasına ait olup çok yıllık bitkidir. Türün bireyleri 4-20 cm boylanabilmekte, 5-10 cm boyunda kalın kök ve 2.5 cm çapında rizom bulundurmaktadır. Rozet yapraklar tabanda yoğun olarak bulunmakta, yaprakların şekli dar uzun, sert üç yüzlü, dar, 3 damarlı, kenarlarda sert kıllı, yüzeyleri belirgin olarak tüylü ya da tüysü çıkıntılıdır. Çiçek sapları 1-14 cm boyunda, çoğunlukla yaprakların üzerinde, dik, yerden veya kavis şeklin yükselici, beyaz tüylü. Korolla lopları yaklaşık 1.5 mm, ovat, uzun-akuminat, orta damar akuminat, bazen kırmızımsı mor renkli. Kapsül elips şeklinde, ovüller üçlü ancak çoğunlukla 1 tohum olgunlaşır. Çiçeklenme zamanı Haziran ile Ağustos ayları arasındadır. Alpin nemli çayırlarda, subalpin kuşakta, kireç taşlı kayalık yamaçlarda, yol kenarlarında ve kumlu topraklarda 1200 ile 2500 m arasında yayılış gösterir (Şekil3.2. 3).



Şekil 3.2.1. Araştırma bölgesi ve Uludağ Etibank Wolfram Maden İşletmesinin çevresinde çalışmanın yürütüldüğü örnek alanlar (Gülyüz ve ark. 2002'den tekrar çizilmiştir).



Şekil 3.2.2 Terkedilmiş Etibank Wolfram Maden işletmesi ve atık uzaklaştırma havuzu (Foto:G.Gülyüz).



Şekil 3.2.3. *Plantago holosteum* Scop. (Foto: G. Gülyüz).

3.2.3. Örneklik Alanlar ve Örnekleme

Toprak ve bitki örnekleme için maden çevresinden üç örneklik alan seçilmiştir (Şekil 3.2.1). Örnek alan I ve II maden işletmesinden yaklaşık 500 m uzaktan kirlenmemiş alan olarak belirlenirken, kirlenmiş alan olarak varsayılan Örnek Alan III atık uzaklaştırma havuzu içinden seçilmiştir. Alan gözlemlerimiz sırasında *P. holosteum* bireylerine havuzun iç kısımlarında rastlanmış, bu nedenle adı geçen tür araştırma materyali olarak belirlenmiştir. (Şekil 3.2.1). Her bir örnek alandan üçer tekrarlı bitki ve toprak örnekleme yapılmıştır. Toprak örnekleri kökü ile beraber çıkarılan bitki bireylerinin kökünü çıkarıldığı noktadan 0 ile 15 cm derinliğe kadar olan kısımdan plastik kürekle alınmıştır. Toprak örnekleri laboratuvar koşullarında havada kurutulmuştur. Bitki kısımları kök, yaprak ve çiçek olarak dikkatlice ayrılmış, yıkandıktan sonra etüvde ağırlığı sabitleşinceye kadar 80 °C’de 24 saat kurutulmuştur. Kurutulan örnekler porselen havanda el ile öğütülerek homojen hale getirilmiştir. Öğütülmüş bitki ve toprak örnekleri temiz kağıt torbalarda etiketlenilip analizlere kadar saklanmıştır.

3.2.4. Bitki ve Toprak Örneklerinde Element Analizleri

Kurutulup öğütülmüş bitki örneklerinden borosilikatlı camdan yapılmış tüplere 100-500 mg arasında konulup üzerlerine 5 ml HNO₃ ve 3 ml H₂O₂ karışımı eklenmiştir. Örnekler açık yaş yakma yöntemiyle ergitildikten sonra 20 ml ultra saf su ile sulandırılmıştır. Toprak örnekleri ise 0.5 mm’lik plastik elek ile elendikten sonra fosforik asit ve hidrojen peroksit ekelenip Kjeldahl yaş yakma ünitesinde parçalanmıştır.

Ergitilen örneklerde element (W, Mo, Zn, Fe, Cu, Cd, Mn, Pb, Cr, Co, B ve Bi) içerikleri Elan 9000 ICP-MS (eşleşmiş indüktif plazma-kütle spektrofotometre, coupled plasma-mass spectrometry) (PerkinElmer SCIEX, Shelton, CT, USA) ile belirlenmiştir. ICP-MS çalışma şartları Çizelge 3.1’de verildiği gibi gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 3.1. ICP-MS çalışma şartları

Parametre	Değer
RF güç	1000 W
Plazma argon akış hızı	17.0 L/dakika
Sisleştirici gaz akış hızı	0.85 L/dakika
Sisleştirici	Ryton karşı akış
Sprey odası	Scott tip çift yarık
Sampler ve skimmer koniler	Ni, iç çap: 1.1 mm ve Ni iç çap: 0.9 mm
Örnek alma hızı	1.5 mL/dakika
Tarama modu	Peak hopping
Dedektör modu	Dual

Tek elementli (W, $1000 \mu\text{g mL}^{-1}$ (PerkinElmer)) ve 30 elementli stok çözeltiler (Merck 110580) ile kalibrasyon çözeltileri hazırlanmıştır. Kalibrasyon eğrileri W için 1–1000 $\mu\text{g L}^{-1}$ aralığında ve 8 noktali olarak seçilmiştir. Ölçülen izotoplar ^{182}W , ^{183}W , ^{184}W , ^{186}W , ^{98}Mo , ^{64}Zn , ^{57}Fe , ^{63}Cu , ^{111}Cd , ^{55}Mn , ^{208}Pb , ^{52}Cr , ^{59}Co , ^{11}B , ve ^{209}Bi izotoplarıdır. Tungsten izotopları arasında farklılık görülmediğinden 184 izotop seçilerek hesaplamalar yapılmıştır. Tayin sınırı (LOD) ve kantitatif tayin sınırları (LOQ) en düşük derişimli tungsten için standart sapmanın 3 ve 10 katı olarak alınmıştır. LOD ve LOQ değerleri sırası ile 0.26 ve 0.87 $\mu\text{g/L}$ 'dir. Örneklere 5 ve 10 $\mu\text{g/L}$ W standart tungsten çözeltileri eklenerek iki seviyeli geri kazanım çalışmaları yapılmış ve değer %82-89 aralığında belirlenmiştir. Sırası ile National Research Center for Certified Reference Materials (Beijing, China), the National Institute of Standards and Technology (Gaithersburg, MD, USA), ve LGC Standards (Teddington, UK)'dan temin edilen GBW07605 çay yaprakları, NIST 1570 ıspanak yaprakları, ve NCS DC73034 toprak eser element ve oksitleri sertifikalı referans malzemeler kullanılarak doğruluk çalışmaları yapılmıştır. Tungsten için ölçülen değer $18.9 \pm 3.0 \mu\text{g/g}$ olup toprak referans malzemesinin sertifika değeri ($23.0 \pm 1.0 \mu\text{g/g}$) ile uyumludur. Diğer tüm elementler için ölçülen değerlerin de %95 güven seviyesinde sertifika değerleri ile uyumlu olduğu belirlenmiştir. Tüm örnekler, standart katma uygulanmış örnekler ve kör örnekler üç tekrarlı olarak hazırlanmıştır.

3.2.5. Sonuçların Değerlendirilmesi ve İstatistik Testler

Bitki ve toprak rneklelerinin element içeriklerine göre örneklik alanlar arasındaki fark bir yönlü varyans analizi (one-way ANOVA) ile test edilmiştir. rneklik alanlar arasındaki fark grupları Tukey HSD (Honest Significant Difference) testi ile belirlenmiştir. Ayrıca, toprak rnekleleri ile bitki kısımlarının element içerikleri arasındaki korelasyon ile bitki kısımlarının W içeriği ile diğer elementler arasındaki korelasyon basit korelasyon testi ile ilişkilendirilmiştir. Tüm testler Statistica 5.0 yazılım paketi kullanılarak α : 0,05 anlamlılık düzeyinde analiz edilmiştir.

Her bir elementin translokasyon faktörü (TF) topraküstü kısımlarındaki içeriğin köklerdeki içeriğe bölünmesiyle hesaplanmıştır (Brooks ve ark. 1998).

4. BULGULAR

4.1. Toprak Element İçerikleri

Toprak element içeriklerine göre örnek alma istasyonlarının karşılaştırılması Çizelge 4.1 de verilmiştir. Ortama W konsantrasyonları $2\ 591,2 \pm 112,0$ mg/kg kuru madde ile $5,9 \pm 0,7$ mg/kg kuru madde arasında değişmekte olup istasyonlar arasındaki fark W içeriğine göre anlamlıdır ($P < 0,05$). En yüksek W düzeyi atık uzaklaştırma havuzundaki Örneklik Alan III'den alınan topraklarda saptanmıştır. Araştırılan elementlerden W'dan sonra ortalama toprak Fe içeriği yüksek düzeylerde ölçülmüştür. Ortalama Fe konsantrasyonları topraklarda $1\ 858,8 \pm 1\ 765,0$ mg/kg kuru madde ile $5\ 0731,5 \pm 8\ 6561,7$ mg/kg kuru madde arasında değiştiği tespit edildi. Toprak Fe içeriğine göre istasyonlar arasında fark anlamlı olup ($P < 0,05$) en yüksek Fe konsantrasyonu yine Örneklik Alan III'de saptanmıştır. Bu örneklik alandan alınan topraklar ayrı fark grubu oluştururken, diğer iki örneklik alandan alınan topraklar aynı grupta yer aldığı belirlenmiştir (Çizelge 4.1). Toprakta tayin edilen diğer elementlerden Cr ve Co hariç hepsi cevher zenginleştirme etkenliğine bağlı olarak Örneklik Alan III'de oldukça yüksek değerlerde saptanmıştır (Çizelge 4.1). Cr ve Co ise cevher zenginleştirme işleminden sonra oluşan atıklarının temizlenmesi için ilkel denilebilecek nitelikte yapılan atık uzaklaştırma havuzunda (Örneklik Alan III) en düşük değerlerde ölçülmüştür (Co $1,4 \pm 0,1$ mg/kg kuru madde ve Cr $5,0 \pm 1,2$ mg/kg kuru madde). Madencilik etkenliği ile toprağın ortalama Zn, Cu, Mn, Pb, Cd ve Bi içeriklerinde oldukça yüksek düzeylerde artışlar saptanmıştır (Çizelge 4.1). Örneğin ortalama toprak Zn içerikleri maden aktivitesinden etkilenmemiş alanlarda $52,4 \pm 3,6$ (Örneklik Alan I) ile $141,6 \pm 6,5$ mg/kg kuru madde (Örneklik Alan II) arasında iken atık uzaklaştırma havuzundan (Örneklik Alan III) alınan toprak örneklerinde $7\ 376,8 \pm 989,5$ mg/kg kuru madde'ye kadar çıkmıştır. Cu içeriği benzer şekilde temiz alanlarda $74,2 \pm 6,9$ ile $89,4 \pm 1,2$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda $4\ 320,3 \pm 545,8$ mg/kg kuru madde; Mn içeriği $171,3 \pm 4,8$ ile $1\ 238,8 \pm 81,7$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda $14\ 346,3 \pm 1913,1$ mg/kg kuru madde; Pb içeriği $11,7 \pm 1,7$ ile $27,6 \pm 1,4$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda $99,8 \pm 12,8$ mg/kg kuru madde; Cd içeriği $0,1 \pm 0,0$ ile $0,2 \pm 0,0$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda $27,8 \pm 3,1$ mg/kg kuru madde; Bi içeriği $5,8 \pm 0,2$ ile $6,2 \pm 1,1$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda $692,5 \pm 128,0$ mg/kg kuru madde olarak ölçülmüştür. Bor ve Molibdenyum az da olsa benzer şekilde kirlenmiş alanda

göre artış göstermiştir. Toprak B içeriği temiz alanlarda $18,1 \pm 3,0$ ile $22,2 \pm 2,9$ mg/kg kuru toprak iken kirlenmiş alanda $40,9 \pm 6,3$ mg/kg kuru madde; Mo içeriği ise temiz alanlarda $3,4 \pm 0,4$ ile $2,7 \pm 0,2$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda $7,3 \pm 1,0$ mg/kg kuru madde olarak tayin edilmiştir (Çizelge 4.1).

Çizelge 4.1. Uludağ (Bursa) alpin kuşakta yer alan terk edilmiş tungsten maden işletmesinin farklı uzaklıklarından (etkilenmemiş Örneklik Alan I ve II) ve atık uzaklaştırma havuzundan (kirlenmiş Örneklik Alan III) alınan toprak örneklerinde tayin edilen ortalama asitte eriyebilir element içerikleri (mg/kg kuru madde). [Ortalama toprak element değerleri için, farklı harfler Tukey HSD testine göre örneklik alanlar arasındaki anlamlı farkı göstermektedir. α : 0,05, $n=3$, Ortalama \pm Standard Sapma]

Elementler	Örneklik Alanlar		
	I	II	III
W	$5,9^b \pm 0,7$	$28,8^b \pm 0,0$	$2\ 591,2^a \pm 112,0$
Mo	$3,4^b \pm 0,4$	$2,7^b \pm 0,2$	$7,3^a \pm 1,0$
Zn	$52,4^b \pm 3,6$	$141,6^b \pm 6,5$	$7376,8^a \pm 989,5$
Fe	$3\ 073,7^b \pm 414,0$	$1\ 858,8^b \pm 1765,0$	$5\ 0731,5 \pm 86561,7$
Cu	$74,2^b \pm 6,9$	$89,4^b \pm 1,2$	$4320,3^a \pm 545,8$
Cd	$0,1^b \pm 0,0$	$0,2^b \pm 0,0$	$27,8^a \pm 3,1$
Mn	$171,3^b \pm 4,8$	$1\ 238,8^b \pm 81,7$	$14346,3^a \pm 1913,1$
Pb	$11,7^b \pm 1,7$	$27,6^b \pm 1,4$	$99,8^a \pm 12,8$
Cr	$6,8^b \pm 1,2$	$15,5^a \pm 0,9$	$5,0^b \pm 1,2$
Co	$2,9^b \pm 0,2$	$5,2^a \pm 0,4$	$1,4^b \pm 0,1$
B	$18,1^b \pm 3,0$	$22,2^b \pm 2,9$	$40,9^a \pm 6,3$
Bi	$5,8^b \pm 0,2$	$6,2^b \pm 1,1$	$692,5^a \pm 128,0$

4.2. Bitki Kısımlarında Tayin Edilen Element İçerikleri

Plantago holosteum türünün element içerikleri, genelde türün tüm organlarında tayin edilen element içerikleri kirlenmeye bağlı olarak artmıştır (Çizelge 4.2).

Tüm bitki kısımlarının W içerikleri açısından örneklik alanlar arasındaki fark anlamlı bulunmuştur ($P<0,05$). Ortalama yaprak W içeriği temiz alanlarda (Örneklik Alan I ve II) sırasıyla $0,28 \pm 0,11$ ile $0,76 \pm 0,31$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda (Örneklik Alan III) $37,29 \pm 1,82$ mg/kg kuru madde; ortalama çiçek W içeriği temiz alanlarda (Örneklik Alan I ve II) sırasıyla $0,25 \pm 0,12$ ile $0,38 \pm 0,10$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda (Örneklik Alan III) $24,64 \pm 8,03$ mg/kg kuru madde'ye yükselmiştir. Bitkinin kök kısımlarında tayin edilen ortalama W içeriği benzer şekilde kirlenmiş alanda oldukça yüksek bulunmuştur (Örneklik Alan I için $0,05 \pm 0,03$, II için $0,02 \pm 0,02$ ve III için $27,76 \pm 5,24$ mg/kg kuru madde). Translokasyon faktörü (TF) ise kirlilikle beraber düşme göstermiştir (Çizelge 4.2).

Terkedilmiş Etibank tungsten maden işletmesi aktivitesine dayalı olarak Cr, Co, Mn ve B hariç diğer elementlerin bitki kısımlarındaki ortalama içerikleri kirlenmiş alanda en yüksek bulunmuştur (Çizelge 4.2).

Ortalama yaprak Mo içeriği temiz alanlarda (Örneklik Alan I ve II) sırasıyla $0,23 \pm 0,04$ ile $0,16 \pm 0,02$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda (Örneklik Alan III) $0,61 \pm 0,19$ mg/kg kuru madde; çiçek Mo içeriği temiz alanlarda (Örneklik Alan I ve II) sırasıyla $0,01 \pm 0,01$ ile $0,89 \pm 0,31$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda (Örneklik Alan III) $2,14 \pm 0,22$ mg/kg kuru madde; ortalama kök Mo içeriği temiz alanlarda (Örneklik Alan I ve II) sırasıyla $0,18 \pm 0,02$ ile $0,28 \pm 0,05$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda (Örneklik Alan III) $0,49 \pm 0,08$ mg/kg kuru madde'ye yükselmiştir. Kirlenmiş alandan alınan Örneklik alan III'e ait bitki kısımları Mo içeriğine göre ayrı fark grubunda yer almıştır ($P<0,05$) Translokasyon faktörü (TF) ise kirlilikle beraber artış göstermiştir (Çizelge 4.2).

Tüm bitki kısımlarının ortalama Zn içeriğine göre örneklik alanlar arasındaki fark anlamlıdır ($P<0,05$). Ortalama yaprak Zn içeriği kirlenmiş alanda (Örneklik Alan III) $100,6 \pm 13,3$ mg/kg kuru madde iken temiz alanlarda (Örneklik Alan I ve II) sırasıyla $19,6 \pm 6,2$ ile $12,9 \pm 71,6$ mg/kg kuru madde; ortalama çiçek Zn içeriği kirlenmiş alanda

(Örneklık Alan III) $73,1 \pm 20,1$ mg/kg kuru madde iken temiz alanlarda (Örneklık Alan I ve II) sırasıyla $12,5 \pm 1,7$ ile $34,7 \pm 6,1$ mg/kg kuru madde ve ortalama kök Zn içeriği kirlenmiş alanda (Örneklık Alan III) $535,7 \pm 148,4$ mg/kg kuru madde iken temiz alanlarda (Örneklık Alan I ve II) sırasıyla $27,3 \pm 6,7$ ile $36,9 \pm 9,7$ mg/kg kuru madde olarak bulunmuştur. Translokasyon faktörü (TF) ise kirlilikle beraber düşme göstermiştir (Çizelge 4.2).

Ortalama yaprak Fe içeriği temiz alanlarda (Örneklık Alan I ve II) sırasıyla $32,6 \pm 20,9$ ile $20,0 \pm 2,9$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda (Örneklık Alan III) $47,0 \pm 7,8$ mg/kg kuru madde; çiçek kısımlarının ortalama Fe içeriği temiz alanlarda (Örneklık Alan I ve II) sırasıyla $19,6 \pm 9,2$ ile $14,5 \pm 1,4$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda (Örneklık Alan III) $46,7 \pm 5,4$ mg/kg kuru madde madde'ye yükselmiştir. Bitkinin kök kısımlarında tayin edilen ortalama Fe içeriği benzer şekilde kirlenmiş alanda oldukça yüksek bulunmuştur (Örneklık Alan I için $69,3 \pm 25,5$ II için $40,9 \pm 3,2$ ve III için $117,1 \pm 12,0$ mg/kg kuru madde). Tüm bitki kısımlarının ortalama Fe içeriğine göre örneklık alanlar arasındaki fark anlamlıdır ($P < 0,05$). Translokasyon faktörü (TF) ise örneklık alanlar arasında birbirine yakın hesaplanmıştır (3,0 ile 5,3 arasında) (Çizelge 4.2).

Tüm bitki kısımlarının ortalama Cu içeriğine göre örneklık alanlar arasındaki fark anlamlı olup kirlenmiş alandan alınan örneklerin bulunduğu Örneklık alan III diğerlerinden ayrı fark grubunda yer almıştır ($P < 0,05$). Ortalama yaprak Cu içeriği kirlenmiş alanda (Örneklık Alan III) $36,0 \pm 7,8$ mg/kg kuru madde iken temiz alanlarda (Örneklık Alan I ve II) sırasıyla $12,5 \pm 2,4$ ile $3,4 \pm 1,2$ mg/kg kuru madde; ortalama çiçek Cu içeriği kirlenmiş alanda (Örneklık Alan III) $20,3 \pm 3,1$ mg/kg kuru madde iken temiz alanlarda (Örneklık Alan I ve II) sırasıyla $7,2 \pm 1,0$ ile $8,6 \pm 0,1$ mg/kg kuru madde ve ortalama kök Cu içeriği kirlenmiş alanda (Örneklık Alan III) $15,1 \pm 2,1$ mg/kg kuru madde iken temiz alanlarda (Örneklık Alan I ve II) sırasıyla $13,2 \pm 5,0$ ile $2,6 \pm 0,8$ mg/kg kuru madde olarak bulunmuştur. Translokasyon faktörü (TF) ise Örneklık Alan II ve III'de sırasıyla 4,6 ve 3,8 iken Örneklık Alan I için 1,5 olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Ortalama yaprak Cd içeriği temiz alanlarda (Örneklık Alan I ve II) sırasıyla $0,3 \pm 0,1$ ile $0,3 \pm 0,0$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda (Örneklık Alan III) $1,4 \pm 0,3$ mg/kg kuru madde; çiçek kısımlarının ortalama Cd içeriği temiz alanlarda (Örneklık Alan I ve

II) sırasıyla $0,2 \pm 0,1$ ile $0,3 \pm 0,1$ mg/kg kuru madde iken kirlenmiş alanda (Örneklilik Alan III) $0,6 \pm 0,2$ mg/kg kuru madde madde'ye yükselmiştir. Bitkinin kök kısımlarında tayin edilen ortalama Cd içeriği ise kirlenilmiş alanda daha düşük bulunmuştur. Örneklilik Alan I $1,5 \pm 0,0$ mg/kg kuru madde ile en yüksek fark grubunda yer alırken Örneklilik Alan II $0,8 \pm 0,1$ mg/kg kuru madde ve Örneklilik Alan III $0,7 \pm 0,1$ mg/kg kuru madde ile aynı fark grubunda yer almışlardır. Tüm bitki kısımlarının ortalama Cd içeriğine göre örneklilik alanlar arasındaki fark anlamlıdır ($P < 0,05$). Translokasyon faktörü (TF) ise kirlilikle beraber yükseliş göstermiştir (Çizelge 4.2).

Tüm bitki kısımlarının ortalama Bi içeriğine göre örneklilik alanlar arasındaki fark anlamlı olup kirlenilmiş alandan alınan örneklerin bulunduğu Örneklilik alan III diğerlerinden ayrı fark grubunda yer almıştır ($P < 0,05$). Ortalama yaprak Bi içeriği kirlenmiş alanda (Örneklilik Alan III) $2,94 \pm 0,46$ mg/kg kuru madde iken temiz alanlarda (Örneklilik Alan I ve II) sırasıyla $0,16 \pm 0,02$ ve $30,17 \pm 0,06$ mg/kg kuru madde; ortalama çiçek Bi içeriği kirlenmiş alanda (Örneklilik Alan III) $2,85 \pm 0,80$ mg/kg kuru madde iken temiz alanlarda (Örneklilik Alan I ve II) sırasıyla $0,07 \pm 0,01$ ve $0,09 \pm 0,02$ mg/kg kuru madde ve ortalama kök Bi içeriği kirlenmiş alanda (Örneklilik Alan III) $3,17 \pm 1,63$ mg/kg kuru madde iken temiz alanlarda (Örneklilik Alan I ve II) sırasıyla $0,19 \pm 0,05$ ve $0,06 \pm 0,01$ mg/kg kuru madde olarak bulunmuştur. Translokasyon faktörü (TF) ise Örneklilik Alan II ve III'de sırasıyla 4,3 ve 1,8 iken Örneklilik Alan I için 1,2 olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Örneklilik alanlar arasındaki fark tüm bitki kısımlarının ortalama Pb içeriğine göre anlamlı bulunmuştur ($P < 0,05$). Ortalama yaprak Pb içeriği kirlenmiş alanda (Örneklilik Alan III) $2,5 \pm 0,2$ mg/kg kuru madde iken temiz alanlarda (Örneklilik Alan I ve II) sırasıyla $1,6 \pm 0,2$ ile $1,7 \pm 0,4$ mg/kg kuru madde; ortalama çiçek Pb içeriği kirlenmiş alanda (Örneklilik Alan III) $2,2 \pm 0,2$ mg/kg kuru madde iken temiz alanlarda (Örneklilik Alan I ve II) sırasıyla $1,7 \pm 0,8$ ile $2,3 \pm 1,1$ mg/kg kuru madde ve ortalama kök Pb içeriği kirlenmiş alanda (Örneklilik Alan III) $2,6 \pm 0,6$ mg/kg kuru madde iken temiz alanlarda (Örneklilik Alan I ve II) sırasıyla $2,9 \pm 0,6$ ile $1,7 \pm 0,3$ mg/kg kuru madde olarak bulunmuştur. Ortalama çiçek Pb içeriğine göre Örneklilik Alan III ve II aynı fark grubunda, Örneklilik Alan I ayrı fark grubunda; Ortalama kök Pb içeriğine göre ise Örneklilik Alan I ve III aynı fark grubunda, Örneklilik Alan II ayrı fark grubunda yer

almıştır. Translokasyon faktörü (TF) ise Örneklik Alan II ve III'de sırasıyla 2,3 ve 1,8 iken Örneklik Alan I için 1,1 olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Tüm bitki kısımlarının ortalama Mn içeriğine göre örneklik alanlar arasındaki fark anlamlı olup kirletilmemiş alan olan Örneklik Alan I en yüksek ortalama içerikler ile diğerlerinden ayrı fark grubunda yer almıştır ($P<0,05$). Ortalama yaprak Cu içeriği kirletilmemiş alan olan Örneklik Alan I'de $4\ 009 \pm 1\ 449$ mg/kg kuru madde iken diğer temiz alan olan Örneklik Alan II'de $2\ 792 \pm 778$ mg/kg kuru madde ve kirletilmiş alan olan Örneklik Alan III'de ise $1\ 387 \pm 160$ mg/kg kuru madde olarak bulunmuştur. Ortalama çiçek ve kök Mn içeriği benzer burum göstermiş olup kirletilmiş alanda düşmüştür. Buna göre ortalama çiçek Mn içeriği Örneklik Alan I'de $1\ 780 \pm 498$ mg/kg kuru madde, Örneklik Alan II'de $1\ 658 \pm 234$ mg/kg kuru madde ve Örneklik Alan III'de 635 ± 92 mg/kg kuru madde; ortalama kök Mn içeriği Örneklik Alan I'de $2\ 141 \pm 196$ mg/kg kuru madde, Örneklik Alan II'de 487 ± 196 mg/kg kuru madde ve Örneklik Alan III'de 718 ± 89 mg/kg kuru madde olarak ölçülmüştür. Translokasyon faktörü (TF) ise Örneklik Alan II ve III'de sırasıyla 4,6 ve 3,8 iken Örneklik Alan I için 1,5 olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Ortalama yaprak ve çiçek Cr içeriği bakımında örneklik alanlar arasında anlamlı fark yoktur ($P>0,05$). Yaprak Cr içeriği Örneklik Alan I ve III'de sırasıyla $1,4 \pm 0,2$ ve $1,4 \pm 0,0$ mg/kg kuru madde ve Örneklik Alan II'de $1,0 \pm 0,2$ mg/kg kuru madde; çiçek Cr içeriği temiz alanlarda (Örneklik Alan I ve II) sırasıyla $1,7 \pm 0,2$ ile $1,7 \pm 0,4$ mg/kg kuru madde iken kirletilmiş alanda (Örneklik Alan III) $1,6 \pm 0,3$ mg/kg kuru madde olarak ölçülmüştür. Bitkinin kök kısımlarında tayin edilen ortalama Cr içeriğine göre anlamlı fark bulunmuş ($P<0,05$) olup Örneklik Alan I $1,5 \pm 0,0$ mg/kg kuru madde ile en yüksek fark grubunda yer alırken, Örneklik Alan II $0,8 \pm 0,1$ mg/kg kuru madde ve Örneklik Alan III $0,6 \pm 0,1$ mg/kg kuru madde ile aynı fark grubunda yer almışlardır. Translokasyon faktörü (TF) ise kirlilikle beraber yükseliş göstermiştir. Buna göre TF değeri Örneklik Alan I için 2,1, Örneklik Alan II için 3,4 ve Örneklik Alan III için ise 5,0 olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Tüm bitki kısımlarının ortalama Co içeriğine göre örneklik alanlar arasındaki fark anlamlı olup kirletilmemiş alan olan Örneklik Alan III en fark grubunda yer almıştır ($P<0,05$). Ortalama yaprak Co içeriği kirletilmemiş alan olan Örneklik Alan I'de $0,22 \pm$

0,03 mg/kg kuru madde iken diğerk temiz alan olan Örneklık Alan II'de $0,16 \pm 0,04$ mg/kg kuru madde ve kirlenlmş alan olan Örneklık Alan III'de ise $0,05 \pm 0,02$ mg/kg kuru madde olarak bulunmuştur. Ortalama çiçek Co içeriği ise $2,56 \pm 0,94$ mg/kg kuru madde ile en yüksek Örneklık Alan II'de bulunmuştken Örneklık Alan I'de $0,29 \pm 0,18$ mg/kg kuru madde ve Örneklık Alan III'de $0,44 \pm 0,13$ mg/kg kuru madde olarak saptanmıştır. Ortalama kök Co içeriğine göre Örneklık Alan I ($0,23 \pm 0,05$ mg/kg kuru madde) ve Örneklık Alan II ($0,21 \pm 0,07$ mg/kg kuru madde) aynı ve yüksek fark grubunda yer alırken Örneklık Alan III ($0,05 \pm 0,01$ mg/kg kuru madde) düşük fark grubunda yer aldığı görölmüştür. Translokasyon faktörü (TF) 12,9 ile en yüksek Örneklık Alan II'de hesaplanmş olup bu değer Örneklık Alan I ve III'de sırasıyla 2,2 ve 9,8 olmuştur (Çizelge 4.2).

Bitki kısımları B içerikleri açısından değerlendirildiğinde, en yüksek B içeriği Örneklık Alan I alınan bitki kısımlarında saptanmş olup örneklık alanlar arasındaki fark anlamlı ($P < 0,05$) bulunmuştur. Yaprak B içeriği Örneklık Alan I'de $27,5 \pm 4,4$ mg/kg kuru madde ile en yüksek değerde olup, sonra sırasıyla Örneklık Alan II ve III'de sırasıyla $12,3 \pm 1,9$ ve $19,0 \pm 1,8$ mg/kg kuru madde; çiçek B içeriği Örneklık Alan I'de $33,6 \pm 4,1$ mg/kg kuru madde ile en yüksek değerde olup, sonra sırasıyla Örneklık Alan II ve III'de sırasıyla $18,8 \pm 2,2$ ve $20,3 \pm 4,5$ mg/kg kuru madde şeklinde saptanmıştır. Bitkinin kök kısımlarında tayin edilen ortalama B içeriği de yaprak ve çiçek içeriğine benzer bir model göstermiş olup Örneklık Alan I $25,6 \pm 3,8$ mg/kg kuru madde ile en yüksek fark grubunda yer alırken, Örneklık Alan II $14,0 \pm 0,7$ mg/kg kuru madde ve Örneklık Alan III $12,9 \pm 2,6$ mg/kg kuru madde ile aynı fark grubunda yer almışlardır. Translokasyon faktörü (TF) ise kirlilikle beraber yükseliş göstermiştir. Buna göre TF değeri Örneklık Alan I için 2,4, Örneklık Alan I için 2,2 ve Örneklık Alan III için ise 3,1 olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Çizelge 4.2. Terkedilmiş tungsten maden işletmesinin çevresindeki kirlenmemiş alanlar (Örneklilik Alan I ve II) ve atık uzaklaştırma havuzundan (Örneklilik Alan III) toplanan *Plantago holosteum* türünün organları ve tüm bitkide belirlenen element içeriklerinin (mg/ kg kuru madde) ortalama değerleri. [Ortalama bitki element değerleri için, farklı harfler Tukey HSD testine göre örneklilik alanlar arasındaki anlamlı farkı göstermektedir. α : 0,05, $n=3$, Ortalama \pm Standard Sapma].

Element	Bitki Kısımları	Örneklilik Alanlar		
		I	II	III
W	Çiçek	0,25 ^b \pm 0,12	0,38 ^b \pm 0,10	24,64 ^a \pm 8,03
	Yaprak	0,28 ^b \pm 0,11	0,76 ^b \pm 0,31	37,29 ^a \pm 1,82
	Topraküstü toplam	0,53 ^b \pm 0,21	1,14 ^b \pm 0,24	61,94 ^a \pm 6,33
	Kök	0,05 ^b \pm 0,03	0,02 ^b \pm 0,02	27,76 ^a \pm 5,24
	Toplam	0,58 ^b \pm 0,18	1,16 ^b \pm 0,22	85,34 ^a \pm 16,46
	TF	10,6	57,0	2,2
Mo	Çiçek	0,01 ^b \pm 0,01	0,89 ^b \pm 0,31	2,14 ^a \pm 0,22
	Yaprak	0,23 ^b \pm 0,04	0,16 ^b \pm 0,02	0,61 ^a \pm 0,19
	Topraküstü toplam	0,24 ^b \pm 0,04	1,05 ^b \pm 0,30	2,75 ^a \pm 0,15
	Kök	0,18 ^b \pm 0,02	0,28 ^b \pm 0,05	0,49 ^a \pm 0,08
	Toplam	0,42 ^b \pm 0,05	1,33 ^b \pm 0,26	3,24 ^a \pm 0,12
	TF	1,3	3,8	5,6
Zn	Çiçek	12,5 ^b \pm 1,7	34,7 ^b \pm 6,1	73,1 ^a \pm 20,1
	Yaprak	19,6 ^b \pm 6,2	12,9 ^b \pm 7,6	100,6 ^a \pm 13,3
	Topraküstü toplam	32,1 ^b \pm 6,2	47,5 ^b \pm 4,6	173,7 ^a \pm 31,0
	Kök	27,3 ^b \pm 6,7	36,9 ^b \pm 9,7	535,7 ^a \pm 148,4
	Toplam	59,4 ^b \pm 12,9	84,4 ^b \pm 10,6	709,4 ^a \pm 169,1
	TF	1,2	1,3	0,3

Çizelge 4.2'nin devamı

Fe	Çiçek	19,6 ^b ± 9,2	14,5 ^b ± 1,4	46,7 ^a ± 5,4
	Yaprak	32,6 ^b ± 20,9	20,0 ^b ± 2,9	47,0 ^a ± 7,8
	Toprak üstü toplam	52,1 ^b ± 25,0	34,5 ^b ± 3,3	93,7 ^a ± 2,4
	Kök	17,2 ^b ± 4,7	6,5 ^b ± 0,4	23,4 ^a ± 10,1
	Toplam	69,3 ^b ± 25,5	40,9 ^b ± 3,2	117,1 ^a ± 12,0
	TF	3,0	5,3	4,0
Cu	Çiçek	7,2 ^b ± 1,0	8,6 ^b ± 0,6	20,3 ^a ± 3,1
	Yaprak	12,5 ^b ± 2,4	3,4 ^b ± 1,2	36,0 ^a ± 7,8
	Toprak üstü toplam	19,7 ^b ± 3,5	12,0 ^b ± 1,7	56,3 ^a ± 5,2
	Kök	13,2 ^b ± 5,0	2,6 ^b ± 0,8	15,1 ^a ± 2,1
	Toplam	32,9 ^b ± 6,9	14,6 ^b ± 1,0	71,4 ^a ± 7,3
	TF	1,5	4,6	3,8
Cd	Çiçek	0,2 ^b ± 0,1	0,3 ^b ± 0,1	0,6 ^a ± 0,2
	Yaprak	0,3 ^b ± 0,1	0,3 ^b ± 0,0	1,4 ^a ± 0,3
	Toprak üstü toplam	0,5 ^b ± 0,1	0,6 ^b ± 0,0	2,0 ^a ± 0,6
	Kök	1,5 ^a ± 0,0	0,8 ^b ± 0,1	0,7 ^b ± 0,1
	Toplam	2,0 ^b ± 0,1	1,4 ^b ± 0,2	2,7 ^a ± 0,5
	TF	0,3	0,8	2,8
Mn	Çiçek	1780 ^a ± 498	1658 ^b ± 234	635 ^b ± 92
	Yaprak	4009 ^a ± 1449	2792 ^b ± 778	1387 ^b ± 160
	Toprak üstü toplam	5789 ^a ± 1195	4450 ^b ± 825	2022 ^b ± 235
	Kök	2141 ^a ± 196	487 ^b ± 196	718 ^b ± 89
	Toplam	7930 ^a ± 999	4937 ^b ± 912	2740 ^b ± 309
	TF	2,7	9,1	2,8

Çizelge 4.2'in devamı

Pb	Çiçek	1,7 ^b ± 0,8	2,3 ^a ± 1,1	2,2 ^a ± 0,2
	Yaprak	1,6 ^b ± 0,2	1,7 ^b ± 0,4	2,5 ^a ± 0,2
	Topraküstü toplam	3,3 ^b ± 0,7	4,0 ^b ± 1,5	4,7 ^a ± 0,3
	Kök	2,9 ^a ± 0,6	1,7 ^b ± 0,3	2,6 ^a ± 0,6
	Toplam	6,2 ^b ± 1,2	5,7 ^b ± 1,8	7,3 ^a ± 0,8
	TF	1,1	2,3	1,8
Cr	Çiçek	1,7 ^a ± 0,2	1,7 ^a ± 0,4	1,6 ^a ± 0,3
	Yaprak	1,4 ^a ± 0,2	1,0 ^b ± 0,2	1,4 ^a ± 0,0
	Topraküstü toplam	3,1 ^a ± 0,6	2,7 ^a ± 0,4	3,0 ^a ± 0,4
	Kök	1,5 ^a ± 0,0	0,8 ^b ± 0,1	0,6 ^b ± 0,2
	Toplam	4,6 ^a ± 0,6	3,5 ^b ± 0,5	3,6 ^b ± 0,4
	TF	2,1	3,4	5,0
Co	Çiçek	0,29 ^c ± 0,18	2,56 ^a ± 0,94	0,44 ^b ± 0,13
	Yaprak	0,22 ^a ± 0,03	0,16 ^b ± 0,04	0,05 ^c ± 0,02
	Toprak üstü toplam	0,51 ^b ± 0,15	2,71 ^a ± 0,97	0,49 ^b ± 0,15
	Kök	0,23 ^a ± 0,05	0,21 ^a ± 0,07	0,05 ^b ± 0,01
	Toplam	0,74 ^b ± 0,18	2,93 ^a ± 0,94	0,55 ^b ± 0,15
	TF	2,2	12,9	9,8
B	Çiçek	33,6 ^a ± 4,1	18,8 ^b ± 2,2	20,3 ^b ± 4,5
	Yaprak	27,5 ^a ± 4,4	12,3 ^b ± 1,9	19,0 ^b ± 1,8
	Toprak üstü toplam	61,1 ^a ± 6,0	31,1 ^b ± 3,5	39,3 ^b ± 5,0
	Kök	25,6 ^a ± 3,8	14,0 ^b ± 0,7	12,9 ^b ± 2,6
	Toplam	86,7 ^a ± 8,0	45,1 ^b ± 3,0	52,2 ^b ± 5,1
	TF	2,4	2,2	3,1

Çizelge 4.2'in devamı

Bi	Çiçek	$0,07^b \pm 0,01$	$0,09^b \pm 0,02$	$2,85^a \pm 0,80$
	Yaprak	$0,16^b \pm 0,02$	$0,17^b \pm 0,06$	$2,94^a \pm 0,46$
	Toprak üstü toplam	$0,23^b \pm 0,02$	$0,26^b \pm 0,07$	$5,79^a \pm 1,25$
	Kök	$0,19^b \pm 0,05$	$0,06^b \pm 0,01$	$3,17^a \pm 1,63$
	Toplam	$0,42^b \pm 0,05$	$0,32^b \pm 0,08$	$8,96^a \pm 2,88$
	TF	1,2	4,3	1,8

4.3.Toprak Element İçerikleri ile Bitki Kısımlarında Tayin Edilen Element İçerikleri Arasındaki Korelasyon.

Toprak element içerikleri ile bitki kısımlarında tayin edilen element içerikleri arasındaki korelasyon sonuçları Çizelge 4.3’de verilmiştir. W, Mo, Bi ve Zn içeriğine göre toprak ve tüm bitki kısımlarının içerikleri arasındaki ilişki pozitif ve anlamlı bulunmuştur ($P<0,05$). Çiçek Fe içerikleri açısından korelasyon anlamlı pozitif ($P<0,05$) iken, kök ve yaprak açısından anlamlı bulunmamıştır ($P>0,05$). Yaprak ve Çiçek Cu, Cd ve içerikleri bakımından anlamlı pozitif korelasyon ($P<0,05$) saptanmışken, toprak ve kök Cu ve Cd içerikleri açısından korelasyon anlamlı bulunmamıştır ($P>0,05$). Toprak Mn içerikleri ile sadece Çiçek içerikleri arasında anlamlı negatif korelasyon ($P<0,05$) varken kök ve yaprak açısından korelasyon negatif ancak anlamlı bulunmamıştır ($P>0,05$). Kurşun açısından toprak ve bitki kısımlarındaki korelasyon sadece yaprak açısından pozitif iken Cr açısından ise negatif ve anlamlıdır ($P<0,05$). Her iki element için diğer organların içerikleri ile toprak içerikleri açısından anlamlı korelasyon saptanmamıştır ($P>0,05$). Toprak kobalt içerikleri ile bitki kısımları arasındaki korelasyon sadece çiçek içerikleri ile anlamlı ve pozitifdir ($P<0,05$). Bor için ise bitkinin tüm kısımları için negatif fakat anlamlı olamayan ($P>0,05$) korelasyon saptanmıştır.

Çizelge 4.3. *Plantago holosteam* bireylerinin farklı organları ile toprak örneklerinin element içerikleri (mg/kg kuru madde) arasındaki basit korelasyon katsayıları (r^2), anlamlılık düzeyleri (p) ve linear regresyon denklemleri ($Y=ax +b$) ($n = 9$; $P < 0,05$ anlamlı korelasyon).

	r^2	P	$Y=a+bx$
Toprak-W			
Kök-W	0,954	0,000	Kök-W = -0,0872 + 0,01070 x <i>Toprak-W</i>
Yaprak-W	0,993	0,000	Yaprak-W = 0,31427 + 0,01424 x <i>Toprak-W</i>
Çiçek-W	0,907	0,000	Çiçek-W = 0,13625 + 0,00947 x <i>Toprak-W</i>
Toprak Mo			
Kök-Mo	0,568	0,019	Kök-Mo = 0,09438 + 0,04974 x <i>Toprak-Mo</i>
Yaprak-Mo	0,653	0,008	Yaprak-Mo = -0,0405 + 0,08364 x <i>Toprak-Mo</i>
Çiçek-Mo	0,677	0,006	Çiçek-Mo = -0,5428 + 0,34871 x <i>Toprak-Mo</i>
Toprak-Zn			
Kök-Zn	0,881	0,000	Kök-Zn = 30,612 + 0,06711 x <i>Toprak-Zn</i>
Yaprak-Zn	0,907	0,000	Yaprak-Zn = 16,277 + 0,01112 x <i>Toprak-Zn</i>
Çiçek-Zn	0,681	0,006	Çiçek-Zn = 23,876 + 0,00642 x <i>Toprak-Zn</i>
Toprak-Fe			
Kök-Fe	0,351	0,093	Kök-FE = 11,517 + 0,00003 x <i>Toprak-Fe</i>
Yaprak-Fe	0,332	0,105	Yaprak-FE = 26,126 + 0,00004 x <i>Toprak-Fe</i>
Çiçek-Fe	0,871	0,000	Çiçek-FE = 15,678 + 0,00007 x <i>Toprak-Fe</i>
Toprak-Cu			
Kök-Cu	0,308	0,121	Kök-Cu = 7,7649 + 0,00168 x <i>Toprak-Cu</i>
Yaprak-Cu	0,821	0,001	Yaprak-Cu = 7,6955 + 0,00643 x <i>Toprak-Cu</i>
Çiçek-Cu	0,953	0,000	Çiçek-Cu = 7,6491 + 0,00293 x <i>Toprak-Cu</i>

Çizelge 4.3.'ün devamı

Toprak-Cd			
Kök-Cd	0,307	0,121	$Kök-Cd = 1,1554 - 0,0152 \times Toprak-Cd$
Yaprak-Cd	0,901	0,000	$Yaprak-Cd = 0,26155 + 0,04087 \times Toprak-Cd$
Çiçek-Cd	0,679	0,006	$Çiçek-Cd = 0,24455 + 0,01220 \times Toprak-Cd$
Toprak-Mn			
Kök-Mn	0,195	0,233	$Kök-Mn = 1380,8 - 0,0505 \times Toprak-Mn$
Yaprak-Mn	0,542	0,024	$Yaprak-Mn = 3516,2 - 0,1498 \times Toprak-Mn$
Çiçek-Mn	0,792	0,001	$Çiçek-Mn = 1772,0 - 0,0788 \times Toprak-Mn$
Toprak-Pb			
Kök-Pb	0,000	0,961	$Kök-Pb = 2,3690 + 0,00033 \times Toprak-Pb$
Yaprak-Pb	0,716	0,004	$Çiçek-Pb = 1,4590 + 0,01020 \times Toprak-Pb$
Çiçek-Pb	0,031	0,648	$Çiçek-Pb = 1,9013 + 0,00318 \times Toprak-Pb$
Toprak-Cr			
Kök-Cr	0,026	0,677	$Kök-Cr = 1,1029 - 0,0135 \times Toprak-Cr$
Yaprak-Cr	0,551	0,022	$Yaprak-Cr = 1,6342 - 0,0380 \times Toprak-Cr$
Çiçek-Cr	0,012	0,780	$Çiçek-Cr = 1,5960 + 0,00643 \times Toprak-Cr$
Toprak-Co			
Kök-Co	0,361	0,087	$Kök-Co = 0,05832 + 0,0341 \times Toprak-Co$
Yaprak-Co	0,244	0,177	$Yaprak-Co = 0,07151 + 0,02225 \times Toprak-Co$
Çiçek-Co	0,682	0,006	$Çiçek-Co = -0,7762 + 0,58902 \times Toprak-Co$
Toprak B			
Kök-B	0,406	0,065	$Kök-B = 27,601 - 0,3727 \times Toprak-B$
Yaprak-B	0,051	0,559	$Yaprak-B = 23,447 - 0,1422 \times Toprak-B$
Çiçek-B	0,221	0,201	$Çiçek-B = 33,036 - 0,3259 \times Toprak-B$

Toprak-Bi

Kök-Bi	0,615	0,012	$Kök-Bi = 0,22622 + 0,00388 \times Toprak-Bi$
Yaprak-Bi	0,886	0,000	$Yaprak-Bi = 0,2027 + 0,00379 \times Toprak-Bi$
Çiçek-Bi	0,799	0,001	$Çiçek-Bi = 0,13485 + 0,0037 \times Toprak-Bi$



5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Uludağ alpin kuşakta yer alan terkedilmiş Etibank Wolfram maden işletmesini atık uzaklaştırma havuzlarının toprağında yapılan element analizlerine göre Co ve Cr hariç diğer tüm elementlerin oldukça yüksek düzeylerde olduğu görülmektedir (Çizelge 4.1). Özellikle atık uzaklaştırma havuzundan alınan ($2\ 591,2 \pm 112,0$ mg/kg kuru madde) toprağın tungsten içeriği kirlenmemiş bölgeden seçilen diğer örneklik alanlarının 90-439 katına ulaşmıştır. Tungsten (W) toprak ve sedimentlerde genellikle düşük konsantrasyonlarda doğal olarak bulunmakta olup, litosferdeki ortalama konsantrasyon değerleri 0,2-2,4 mg / kg kuru madde (Senesi ve ark. 1988) ya da 0,4-5,0 kuru madde aralığında olduğu bildirilmektedir. Toprak Mo içeriğinde temiz alanlara göre çok fazla artış olmaması ve Cr miktarında azalma meydana gelmesi periyodik cetvelde aynı grupta yer almasından (Xiong ve ark. 2012) kaynaklanabilir. Co'nun kirlenmiş alanda (Örneklik Alan III) anlamlı şekilde düşmesi ilginçtir. Bunun nedeni olasılıkla wolfram cevherinin zenginleştirme tekniğinden kaynaklanmış olabilir. Çünkü bu zenginleştirme tekniği sürecinde wolframat aynı zamanda Co/Ca ile kombine olabilmektedir (Güleryüz ve ark. 2016, baskıda). Ayrıca, daha önceki çalışmalarda W'nin çözünmesi üzerinde çelik elementlerinin (Co, Fe ve Ni)'in etkisinin olduğu (Strigul ve ark. 2005) ve olası karşılıklı kimyasal ilişkilerin bulunabileceği (Abraham ve Hunt 1995) rapor edilmiştir. Co'nun kirlenmiş alan topraklarındaki azalış bu değerlendirmelerle açıklanabilir.

Diğer elementlerden Cu, Cd, Fe, Zn, Mn, Pb, B ve Bi içerikleri açısından incelendiğinde tungsten cevherinin zenginleştirilmesinden sonra ortaya çıkan atıkların bertaraf edildiği havuz toprağında oldukça yüksek düzeylere çıkmıştır (Çizelge 4.1). Maestri ve ark. (2010) bazı iz elementlerin toprakta normal ortalama değerlerini vermiştir. Örneğin bu değerler Zn için 25-200 mg/kg kuru madde, Cu için 2-60 mg/kg kuru madde, Cd için 1-2 mg/kg kuru madde, Pb için 10-150 mg/kg kuru madde ve Mn için ise 100-4 000 mg/kg kuru madde olarak verilmiştir. Bu değerlendirmeler ışığında kirlenmiş örneklik alan toprağındaki değerlerle normal değerler karşılaştırıldığında söz konusu iz element içeriklerinin madencilik aktivitesiyle oldukça artış gösterdiği görülmektedir.

Plantago holosteum bireylerinin farklı organlarında yapılan element analizlerine göre W başta olmak üzere araştırılan elementlerin toprak üstü kısımlara aktarılabildiği ortaya çıkmaktadır. Yaprak tungsten içeriği kirlenmiş alanda (Örneklilik Alan III) diğer alanlara göre 49-133 kat daha yüksek bulunmuştur. Karasal bitkilerin 0,1 mg/kg kuru madde'den daha düşük W içeriğine sahip kirlenmemiş topraklarda gelişebildiği bildirilmiştir (Bibak ve ark. 1998, Breuschweiler ve ark. 2009). Oysa *P. holosteum* terkedilmiş maden alanının atık uzaklaştırma havuzuna gelip yerleşen türlerden olup, ortalama $2\ 591,2 \pm 112,0$ mg/kg kuru madde W içeren toprakta gelişebilmiş ve yaprak kısımlarının yanında çiçek kısımlarında da kirlenmeye bağlı olarak W konsantrasyonu önemli ölçüde artış göstermiştir (Çizelge 4.1, 4.2). Topraktaki W konsantrasyondaki artışa bağlı olarak bitki kısımlarındaki artışın olduğu basit korelasyon testi ile de ortaya konmuş olup toprak ile bitki kısımlarındaki korelasyon anlamlı pozitif ($P < 0,05$) olarak saptanmıştır (Çizelge 4.3). Ayrıca akümülatör bitkiler için kullanılan Translokasyon Faktörü kirlilik artışıyla beraber düşmüş olmasına rağmen W için 1'den büyük olarak hesaplanmıştır. Toprakta W'nin biyolojik olarak alınabilirliği ve kimyasal formları üzerinde yapılan araştırmalar oldukça azdır (Lin ve ark. 2014). Ancak bir W madeni yakınındaki topraklarda kimyasal formları ile biyolojik olarak alınabilirliğini araştıran Wilson ve Pyatt (2006 2009b), W'nin biyolojik olarak alınabilirliğinin ve mobilitesinin alkali topraklara göre asidik topraklarda daha düşük olduğunu ortaya koymuşlardır. Nitekim Güleriyüz ve ark. (2002) tarafından bölgede yapılan çalışmada atık uzaklaştırma havuzunun içinden alınan toprak örneğinin (0-10 cm) pH değerinin 7,9, CaCO_3 içeriğinin 6,99 ve Ca içeriğinin 711,2 mg/kg kuru madde olduğunu saptamışlardır. Araştırmacılar, maden işletmesinin bulunduğu bölgede ana kayanın granit, maden etkisinin olmadığı topraklarda bu değerlerin en yüksek pH için 6,2, CaCO_3 için 0,12 ve Ca için 1,8 mg/kg kuru madde olduğunu bildirmişlerdir. Atık uzaklaştırma havuzundaki bitki bireylerinin W içeriğindeki artış buna dayandırılabilir. Ayrıca Gürmen ve ark. (1999) günümüz teknolojisinde düşük içerikli şelit konsantrelerinin zenginleştirilmesinde, hidro-metarolojik süreçleri kapsayan alkali koşullar altında teknolojinin kullanıldığını bildirmiştir. Kirlenmiş topraklardaki yüksek W konsantrasyonunun ağaç, çalı ve otsu gibi yabancı kara bitkilerinin W konsantrasyonunu artırdığı çeşitli araştırmacılarca ortaya konmuştur (Quin ve Brooks 1974, Jiang ve ark. 2007, Pyatt ve Pyatt 2004, Wilson ve Pyatt 2006, 2009a, 2009b). Örneğin, Wilson ve

Pyatt (2006) İngiltere'nin Carrock Fell madeninin W ile kirletilmiş toprağında (1 169 mg/kg) gelişen *Calluna vulgaris* bitkisinin sırasıyla köklerinin 655 mg/kg, odunlu kısımlarının 48,9 mg/kg ve yapraklarının 124.0 mg/kg kuru madde tungsten içerdiğini bildirmişlerdir. Kennedy ve ark. (2012), topraktaki W konsantrasyonuna bağlı olarak *Brassica oleraceae* bitkisinin yapraklarındaki W içeriğinin 278 ile 1 420 mg/kg arasında değiştiğini saptamışlardır.

Güteryüz ve ark. (2002) aynı bölgede Etibank Wolfram maden işletmesinin çevresindeki den toplanan *Thymus praecox* Opiz., *Acinos alpinus* (L.) Moench, *Plantago holosteum* Scop ve *Festuca punctoria* Sm türlerinin toprak üstü ve toprak altı kısımlarındaki element içerikleriyle yaptıkları araştırmada örnekleme atık uzaklaştırma havuzlarının bulunduğu yönden (atık uzaklaştırma havuzlarına uzaklıkları farklı 4 örneklilik alan) ve etkilenmemiş diğer iki yönden 3'er örneklilik alanda örnekleme yapmışlardır. Araştırmacılar özellikle *P. holosteum* ve *F. punctoria* türlerinin toprak üstü ve toprak altı kısımlarına bağlı olarak değişmekle birlikte Mg, Mn, Fe ve Zn konsantrasyonlarının madencilik etkenliğiyle önemli şekilde değiştiğini bildirmişlerdir. Mevcut çalışmada bitki örnekleme kirletilmiş alan için atık uzaklaştırma havuzunun içinden yapılmış olup *P. holosteum* türünün kirletilmiş alandan alınan bireylerinin toprak üstü ve toprak altı kısımlarında özellikle Mo, Zn, Fe, Cu, Cd ve Bi için önemli birikim düzeyleri saptanmıştır (Çizelge 4.2).

Örneğin, kirlenmemiş alanda yetişen bitkilerdeki Zn değerleri 15-150 mg / kg kuru madde olarak bildirilmiştir (Maestri ve ark. 2010). Bu değer *P. holosteum* türünün kirletilmiş alandan alınan bireylerinin yaprağında 100,6 mg/kg kuru madde, çiçek kısımlarında 73,1 mg/kg kuru madde, ve kök kısımlarında 535,7 mg/kg kuru madde'e kadar ulaşmıştır. Yüksek Zn içerikleri bu türün en azından kök kısımlarında Zn biriktirebilme kapasitesinin özneliğini gösterbilmektedir. Maestri ve ark. (2010) bitkilerdeki Cu ve Pb için normal değerleri sırasıyla 2-20 mg Cu /kg kuru madde ve 0,1-5 mg Pb /kg kuru madde olarak rapor etmişlerdir. Buna göre kirletilmiş alandan toplanan *P. holosteum* bireylerinin Cu ve Pb için tayin edilen ortalama değerleri sırasıyla yaprakta 36,0 mg Cu /kg kuru madde ve 2,5 mg Pb /kg kuru madde, çiçeklerde 20,3 mg Cu /kg kuru madde ve 2,2 mg Pb /kg kuru madde, köklerde 15,1 mg Cu /kg kuru madde ve 2,6 mg Pb /kg kuru madde olarak bulunmuştur. Bu değerler normal

sınırlar arasında görünmekle beraber topraktaki kirliliğe bağlı olarak bitki kısımlarında artış göstermesi, her iki element için TF faktörü 1'in üzerinde olması ve yüksek düzeyde kirlenmiş alana gelip yerleşmesi bu türün toprakta bu elementlerdeki artışa dayanabildiğini ve indikatör özelliğe sahip olabileceğini göstermektedir. Tamás ve Kovács (2005) *Plantago lanceolata* türünün 1 829 ± 165 mg Cu / kg kuru madde, 16 192 ± 280 mg Zn / kg kuru madde ve 7 699 ± 200 mg Pb / kg kuru madde içeren toprakta yetişen bireylerinin gövdesinde 144 ± 189 mg Cu / kg kuru madde, 738 ± 542 mg Zn / kg kuru madde ve 218 ± 210 mg Pb /kg kuru madde ve kök kısımlarında 152 ± 139 mg Cu /kg kuru madde, 1 179 ± 228 mg Zn / kg kuru madde ve 285 ± 95 mg Pb /kg kuru madde olduğunu saptamışlardır. Bu saptanan değerlere göre araştırmacılar *Plantago lanceolata* türünün önemli miktarda Pb, Cu ve Zn birikimi gösterdiği bildirilmişlerdir. Bech ve ark. (2012) ise Peru'nun Cajamarca bölgesindeki Hualgayoc'da yer alan çoklu metalli Caroline madeni çevresindeki bölgede doğal olarak gelişen ağır metale toleranslı türlerden *Plantago orbignyana* Steinheil türünün sürgününde 6 070 ile 8 240 mg Pb / kg kuru madde ve 8 290 ile 11 560 mg Zn / kg kuru madde saptayan araştırmacılar, bu yüksek düzeyde Zn ve Pb içerikleri nedeniyle türün fitoekstraksiyon kapasitesine sahip olduğunu bildirmişlerdir.

Kirlenmemiş alanda yetişen bitkilerdeki Mn değerleri 1-700 mg / kg kuru madde olarak bildirilmiştir (Maestri ve ark. 2010). Oysa çalıştığımız bitki türünün bireylerinde kirlenmiş alanda konsantrasyonu bitki kısımlarının tümünde düşmüş olmakla beraber ortalama değerler yapraklarda 1 387 ile 4 009 mg Mn / kg kuru madde, çiçeklerde 635 ile 1 780 mg Mn / kg kuru madde ve köklerde 718 ile 2 141 mg Mn / kg kuru madde olarak saptanmıştır (Çizelge 4.2). Çalıştığımız tür için Mn'in toprak üstü kısımlarına daha fazla taşınabildiği tüm alanlarda görülebilmekle birlikte özellikle Örneklilik Alan II'de bunu TF 9,1 değeri ile daha iyi görmekteyiz. Daha önce bölgede yapılan araştırmada, *P. holosteam* türünde benzer şekilde Mn'in bitkideki mobilitesinin yüksek olduğu ve toprak üstü kısımlarında birikimin toprak altı kısımlarına göre daha fazla olduğu bildirilmiştir (Güleryüz ve ark. 2002). Sonuçlarımıza göre Mn içeriğinin kirlenmeyle beraber toprakta artarken (Çizelge 4.1) *P. holosteam* türünün tüm organlarında düşüş göstermesi ilginçtir (Çizelge 4.2). Bu durum toprak Mn içeriği ile bitki kısımlarının içeriği arasındaki anlamlı negatif korelasyonla da ortaya konmuştur

(Çizelge 4.3). Bu, Mn'nin alkali koşullarda topraktaki alınabilirliğinin düşmesine (Marschner 1995) bağlanabilir.

Molibdenyum ile tungstenin yapısının birbirine benzemesi ve benzer büyüklükte olmaları nedeniyle tungsten enzim yapısının içine katılmak için molibden ile rekabet edebildiği bilinmektedir (Hille 2002, Xiong ve ark. 2012). Ancak çalıştığımız bitki türünün farklı kısımlarındaki Mo içeriğinin tungstende olduğu gibi kirletilmiş alan örneklerinde artış göstermesi ilginçtir. Bu durum iki elementin topraktaki alınabilirlik durumu veya bitkinin bu iki elemente karşı benzer davranış göstermesinden kaynaklanabilir. Bu durum belki de, kirlenmemiş ve kirletilmiş alandaki bireylerin nitrat redüktaz (NR) aktivitesi çalışılırsa, enzim aktivitesindeki değişimle de bir dereceye kadar açıklanabilir. Öte yandan, kirlenmemiş alanda yetişen bitkilerdeki Mo değerleri 0,5 mg / kg kuru madde olarak bildirilmiştir. Bizim örneklerimizde bu değerler kirletilmiş alandan alınan bireylerin yaprağında $0,61 \pm 0,19$ mg Mo / kg kuru madde, çiçekte daha yüksek olarak $2,14 \pm 0,22$ mg Mo / kg kuru madde ve kökte $0,49 \pm 0,08$ mg Mo / kg kuru madde olarak bulunmuştur. Mn'da olduğu gibi Mo'un da toprak üstü kısımlara taşınmasının bu türde oldukça yüksek olduğu (TF 5,6), özellikle de çiçek kısımlarında daha fazla biriktiği görülmektedir (Çizelge 4.2).

Gerek toprak gerekse bitki kısımların Cd içeriği madencilik aktivitesine bağlı olarak artış göstermiştir (Çizelge 4.1 ve 4.2). Maestri ve ark. (2010) kirlenmemiş alanda yetişen bitkilerdeki Cd değerlerinin 0,03-0,5 mg / kg kuru madde arasında değiştiğini bildirmişlerdir. *P. holosteam* türünün bireylerinde Cd içerikleri kirletilmiş alandaki örneklerin yapraklarında $1,4 \pm 0,3$ mg Cd/ kg kuru madde, çiçekte $0,6 \pm 0,2$ mg Cd/ kg kuru madde ve kökte $0,7 \pm 0,1$ mg Mo/ kg kuru madde'e ulaşmıştır. Yapraklardaki değerlerin köklerdekinden 2 kat fazla olması ve TF'nin 1'den büyük olması bu elementin bu türde oldukça mobil olduğunu ve toprak üstü kısımlara taşınabildiğini göstermektedir.

Bu türün kirlenmeye bağlı olarak artmış olmakla beraber farklı organlarındaki Fe içerikleri normal sınırlar içerisinde (150 mg Fe /kg kuru madde, Markert 1994) olduğu saptanmıştır (Çizelge 4.2). *P. holosteam* türünün bitki kısımlarında ölçülen Co, Cr ve B içeriklerinin kirliliğe bağlı olarak bir değişim modeli göstermediği saptanmıştır. Bizmut içeriklerinde ise kirliliğe bağlı olarak bitki kısımlarındaki artış kayda değer niteliktedir.

Kirletilmemiş alanlarda yetişen bitkilerin normal Bi içerikleri ile ilgili bir standart değer bulunmamakla birlikte örneğin kirlenmiş alandan alınan bireylerin yaprağındaki Bi içeriği kirlenmemiş alanlardakine göre 17 kat daha fazla olarak hesaplanmıştır. Çiçek kısımlarında ise bu değer 40 kata kadar çıkabilmektedir (Çizelge 4.2).

Araştırılan elementlerin atık uzaklaştırma havuzunda oldukça yüksek konsantrasyonlarda bulunmuş olması ve *Plantago holosteum* türünün metalce kirlenmiş bu alana gelip yerleşmesi onun ekofizyolojik uyumuyla ilişkili olabilir. Zira bitkilerde ağır metal stresinin oksidatif strese yol açtığı (Arslan ve ark. 2014, Akpınar ve ark. 2015, 2016) bilinmektedir. Günümüzde, oksidatif stresin giderilmesinde antioksidatif enzimler yanında ikincil metabolitlerin de önemli işlevi olduğu bilinmektedir. *Plantago* türlerinin antioksidant etkenliklerine sahip olduğu ve bu türlerle yapılan biyokimyasal araştırmalar iridoidler, flavonoidler, tanenler, triterpenler, saponinler ve steroller bakımından da zengin oldukları gösterilmiştir (Gálvez ve ark. 2005, Heimler ve ark. 2007, Samuelsen 2000, Beara ve ark. 2009, Gonçalves ve Romano 2016). Beara ve ark. (2009) *Plantago holosteum* türünün biyolojik olarak aktif olan fenolik ve flavonoidler bakımından zengin olmasının antioksidant aktivite ve süpürücü özelliği için dikkate alınabileceğini belirtmişlerdir. Bu bileşiklerin aynı zamanda değişen biyotik ve abiyotik çevreye bitkinin uyum sağlama yeteneği kazanmasını sağlayan metabolik esnekliğe iyi bir örnek oluşturduğu rapor edilmiştir (Boudet 2007). *Plantago holosteum* türünün metalce oldukça yüksek düzeyde metal ile kirlenmiş alana gelip yerleşebilmesi ve uyum sağlayabilmesi bu bileşikleri yüksek düzeyde içerebilmesine dayandırılabilir.

Sonuç olarak, terkedilmiş Etibank maden işletmesinin etki alanında wolfram zenginleştirilmesinden dolayı toprakta başta W olmak üzere Bi, Cu, Cd, Fe, Mo, Mn, Pb ve Zn kirliliğinin oldukça yüksek düzeylere ulaştığı saptanmıştır. Uludağ Türkiye'nin önemli kaynak suları merkezidir ve bu kirlenme nedeniyle kaynak sularının kirlenme riskinin yüksek olduğu açıktır. Maden işletmesi 1989 yılı sonunda kapatılmış olmasına rağmen, o günden bu güne alanda rehabilitasyon çalışması yapılmamış olup, sadece cevher işleme tesisi ile sosyal tesislerdeki metaller hurdaya çıkarıldıktan sonra binalar dozerlerle yıkılıp alanda düzleştirme yapılmıştır. Oysa atık uzaklaştırma havuzunda zamanla az da olsa *Plantago holosteum* gibi bazı türlerin gelip yerleşmesi bu

türlerin bu zorlu koşullara dayanabilmek için uyum gösterdiğini ve analiz edilen elementleri de organlarında oldukça yüksek düzeylerde biriktirdiğinin tespit edilmesinden dolayı bu türler kullanılarak bölgenin ıslah edilmesi gerçekleştirilebilir.



KAYNAKLAR DİZİNİ

- Abhilash, P.C., Powell, J.R., Singh, H.B., Singh, B.K. 2012.** Plant-microbe interactions: novel applications for exploitation in multipurpose remediation technologies. *Trends in Biotechnology*, 30(8): 416-420.
- Abraham, J.L., Hunt, A. 1995.** Environmental contamination by Cobalt in the vicinity of a cemented tungsten carbide tool grinding plant. *Environmental Research*, 69(1):67-74
- Adamakis, I.D.S., Panteris E., Eleftheriou, E.P. 2011.** The fatal effect of tungsten on *Pisum sativum* L. root cells: indications for endoplasmic reticulum stress-induced programmed cell death. *Planta*, 234(1): 21-34.
- Adamakis, I.D.S., Panteris E., Eleftheriou, E.P. 2014.** The nitrate reductase inhibitor, tungsten, disrupts actin microfilaments in *Zea mays* L. *Protoplasma*, 251: 567-574.
- Adriano, D.C. 2001.** Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metal. Springer-Verlag, New York.
- Akpınar, A., Arslan, H., Güteryüz, G., Kırmızı, S., 2016.** Antioxidative defense mechanism of the ruderal *Verbascum olympicum* Boiss. against copper (Cu)-induced stress. *Open Life Sciences*, 11(1):10-20
- Akpınar, A., Güteryüz, G., Arslan, H., Kırmızı, S., Erdemir, Ü., Güçer, Ş. 2015.** Ni-induced changes in nitrate assimilation and antioxidant metabolism of *Verbascum olympicum* Boiss: could the plant be useful for phytoremediation or/and restoration purposes? *International Journal of Phytoremediation*, 17(6): 546-555.
- Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A. 2013.** Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7): 869-881
- Anderson, C., Brooks, R.R., Stewart, B., Simcock, R. 1998.** Harvesting a crop of gold in plants. *Nature*, 395 (6702): 553-554.
- Anderson, C., Moreno, F., Meech, J. 2005.** A field demonstration of gold phytoextraction technology. *Minerals Engineering*, 18(4): 385-392.
- Anderson, C.W.N., Brooks, R.R., Chiarucci, A., LaCoste, C.J., Leblanc, M., Robinson, B.H., Simcock, R., Stewart, R.B. 1999.** Phytomining for nickel, thallium and gold. *Journal of Geochemical Exploration*, 67(1-3): 407-415.
- Antonsiewicz, D.M., Escude-Duran, C., Wierzbowska, E., Sklodowska, A. 2008.** Indigenous plant species with potential for the phytoremediation of arsenic and metal contaminated soil. *Water Air and Soil Pollution*, 193(1-4): 197-210.
- Arik, F., Yaldız, T. 2010.** Heavy metal determination and pollution of the soil and plants of southeast Tavşanlı (Kütahya, Turkey). *Clean - Soil, Air, Water*, 38(11): 1017-1030.

Arslan, H., Güteryüz, G., Akpınar, A., Kırmızı, K., Seven Erdemir, Ü., Güçer, Ş. 2014. Responses of ruderal *Verbascum olympicum* Boiss. (*Scrophulariaceae*) growing under cadmium (Cd) stress. *Clean - Soil, Air, Water*, 42 (6): 824-835.

Arslan, H., Güteryüz, G., Leblebici, Z., Kırmızı, S., Aksoy, A. 2010. *Verbascum bombyciferum* Boiss. (*Scrophulariaceae*) as possible bio-indicator for assessment of heavy metals in environment of Bursa, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 163(1-4): 105-113.

Baker, A.J.M., Brooks, R.R. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1:811-826.

Beara, I., Lesjak, M., Jovin, E., Balog, K., Anačkov, G., Orčić, D., Mimica-Dukić, N., 2009. Plantain (*Plantago* L.) species as novel sources of flavonoid antioxidants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 57(19):9268-73

Bech, J., Duran, P., Roca, N., Poma, W., Sanchez, I., Barcello, J., Boluda, R., Roca-Peraz, L., Poschenrieder C. 2012. Shoot accumulation of several trace elements in native plant species from contaminated soils in the Peruvian Andes. *Journal of Geochemical Exploration*, 113: 106-111.

Bibak A., Behrens, A., Stürup, S.S., Knudsen, L., Gundersen, V. 1998. Concentrations of 63 major and trace elements in Danish agricultural crops measured by inductively coupled plasma mass spectrometry. 1. Onion (*Allium cepa* Hysam). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 46: 3139-3145.

Bocuk, H., Yakar, A.,Turker, O.C. 2013. Assessment of *Lemna gibba* L. (duckweed) as a potential ecological indicator for contaminated aquatic ecosystem by boron mine effluent. *Ecological Indicators*, 29: 538-548.

Boudet, A.M. 2007. Evolution and current status of research in phenolic compounds. *Phytochemistry*, 68: 2722-2735

Breuschweiler, B., Waber, U., Gupta, S. 2009 Tungsten, a new vegetable contaminant needs further elaborated evaluation. *Toxicology Letters*, 189: S219

Brooks R.R., Chiarucci, A., Jaffre, T. 1998. Revegetation and Stabilisation of Mine Dumps and Degraded Terrain: Plants that hyperaccumulate heavy metals. Their role in Phytoremediation, microbiology, archeology, mineral exploration and phytomining Ed.: Brooks, R.R. CAB International, Wallingford, 227 pp

Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D., Jaffre, T., 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*, 7: 49-57.

Brown, G. 1995. The effects of lead and zinc on the distribution of plants-species at former mining areas of western-Europe. *Flora*, 190: 243-249.

- Candeias, C., Melo, R., Avila, P.F da Silva, E.F., Salgueiro, A.R.,Teixeira, J.P. 2014.** Heavy metal pollution in mine-soil-plant system in S. Francisco de Assis - Panasqueira mine (Portugal). *Applied Geochemistry*, 44: 12-26
- Chaney, R.L. 1983.** Plant uptake of inorganic waste constituents. In: Parr, J.F.E.A. (Ed.), *Land Treatment of Hazardous Wastes*. Noyes Data Corp, Park Ridge, NJ, 50-76 pp.
- Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angle, J.S., Baker, A.J.M.,1997.** Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 8(3): 279-284.
- Chehregani, A., Noori, M., Yazdi, H. L. 2009.** Phytoremediation of heavy metal polluted soils: Screening for new accumulator plants in Angouran mine (Iran) and evaluation of removal ability. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72: 1349-1353.
- Chiang, L.C., Chiang, W., Chang, M.Y., NG, L.T., LIN, C.C. 2002.** Antiviral activity of *Plantago major* extracts and related compounds in vitro. *Antiviral Research* 55: 53-62.
- Courtney, R. 2013.** Mine tailings composition in a historic site: implications for ecological restoration, *Environmental Geochemistry and Health*, 35(1): 79-88.
- Davis, P.H. (Ed.) 1982.** Flora of Turkey and the East Aegean Islands. Edinburg University Press, Edinburg, Vol: 7, 510-511 pp
- Dobson, A.P., Bradshaw, A.D., Baker, A.J.M. 1997.** Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. *Science* 277(5325): 445-608.
- Domingo, J.L. 2002.** Vanadium and tungsten derivatives as antidiabetic agents: A review of their toxic effects. *Biological Trace Element Research* 88: 97-112.
- Ellenberg H. 1988.** Vegetation ecology of Central Europe, Cambridge University Press, Cambridge.
- Ernst, W.H.O. 1990.** Mine vegetation in Europe, In: Shaw, A.J. (Ed.), Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects. CRC Press, Inc., Boca Raton 22-36 pp.
- Ernst, W.H.O. 1996.** Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry* 11: 163-167.
- Fernandez-Turiel, J.L., Acenolazap, P., Medina, M.E., Llorens, J.F., Sardi, F. 2001.** Assessment of a smelter impact area using surface soils and plants. *Environmental Geochemistry and Health*, 23: 65-78.
- Fleer, H., Verspohl, E.J. 2007.** Antispasmodic activity of an extract from *Plantago lanceolata* L. and some isolated compounds. *Phytomedicine*, 14: 409-415.
- Galal, T.M., Shehata, H.S. 2015.** Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Plantago major* L. grown in contaminated soils under the effect of traffic pollution. *Ecological Indicators*, 48: 244-251.

- Gálvez, M., Martín-Cordero, C., Houghton, P.J., Ayuso, M.J. 2005.** Antioxidant activity of methanol extracts obtained from *Plantago* species. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53(6):1927-1933.
- Garbisu, C., Alkorta, I. 2003.** Basic concepts on heavy metal soil bioremediation. *European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection*, 3(1): 58-66.
- Gautam, M., Sengar, R.S., Garg, S. K., Sengar, K., Chaudhary, R. 2008.** Effect of lead on seed germination, seedling growth, chlorophyll content and nitrate reductase activity in mung bean, *Vigna radiata*. *Research Journal of Phytochemistry*, 2(2): 61-68.
- Gazizova, N.I., Petrova, N.V., Karimova, F.G. 2013.** Effect of tungstate on pea root growth and protein tyrosine phosphorylation. *Russian Journal of Plant Physiology*, 60(6): 776-784.
- Gomes, P., Valente T., Pamplona J., Braga, M.A.S., Pissarra, J. , Gil J.A.G., de la Torre, M.L. 2014.** Metal uptake by native plants and revegetation potential of mining sulfide-rich waste-dumps. *International Journal of Phytoremediation*, 16(11): 1087-1103.
- Gonçalves, S., Romano, A. 2016.** The medicinal potential of plants from the genus *Plantago* (Plantaginaceae). *Industrial Crops and Products*, 83: 213-226.
- Güleryüz, G., Arslan, H., Kırmızı, S., Güçer, Ş. 2002.** Investigation of influence of tungsten mine wastes on the elemental composition of some alpine and subalpine plants on Mount Uludağ, Bursa, Turkey. *Environmental Pollution*, 120(3): 707-716.
- Güleryüz, G., Arslan, H., İzgi, B., Güçer, Ş. 2006.** Element content of Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn of a ruderal plant species *Verbascum olympicum* Boiss. from East Mediterranean. *Zeitschrift für Naturforschung C. A. Journal of Biosciences*, 61(6): 357-362.
- Güleryüz, G., Arslan, H., Çelik, C., Güçer, Ş., Kendall, M. 2008.** Heavy metal content of plant species along Nilüfer stream in industrialized Bursa city, Turkey. *Water Air and Soil Pollution*, 195: 275-284.
- Güleryüz, G., Malyer, H., Kaynak, G., Özhatay, N. 2005.** Uludağ A2 (A) Bursa: Türkiye'nin 122 Önemli Bitki Alanı, Ed.: **Özhatay, N.**, Byfield, A., Atay, S., WWF Türkiye, İstanbul, 81-83 s.
- Güleryüz, G., Seven Erdemir, Ü., Arslan, H., Güçer, Ş. 2016.** Elemental composition of *Marrubium astracanicum* Jacq. growing in tungsten-contaminated sites. *Environmental Science and Pollution Research*, DOI 10.1007/s11356-016-7028-z (Baskıda)
- Gürmen, S., Timur, S., Arslan, C., Duman İ., 1999.** Acidic leaching of scheelite concentrate and production of hetero-poly-tungstate salt. *Hydrometallurgy*, 51: 227-238.
- Halliwell, B., Gutteridge, J.M.C. 1984.** Oxygen toxicity, oxygen radicals, transition metals and disease. *Biochemical Journal*, 219: 1-14.

- Heimler, D., Isolani, L., Vignolini, P., Tombelli, S., Romani, A. 2007.** Polyphenol content and antioxidative activity in some species of freshly consumed salads. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55: 1724-1729.
- Hille, R. 2002.** Molybdenum and tungsten in biology. *Trends in Biochemical Sciences* 27: 360-367.
- Jiang, F., Heilmeyer, H., Hartung, W. 2007.** Abscisic acid relations of plants grown on tungsten enriched substrates. *Plant and Soil*, 301: 37-49.
- Johnson, D.R., Inouye, L.S., Bednar, A.J., Clarke, J.U., Winfield, L.E., Boyd R.E., Ang, C.Y., Goss, J. 2009.** Tungsten bioavailability and toxicity in sunflowers *Helianthus annuus* L. *Land Contamination and Reclamation*, 17: 141-151.
- Kennedy, A.J., Johnson, D.R., Seiter, J.M., Linndsay, J.H., Boyd, R.E., Bednar, A.J., Allison, P.G. 2012.** Tungsten toxicity, bioaccumulation, and compartmentalization into organisms representing two trophic levels. *Environmental Science and Technology* 46: 9646-9652.
- Koutsospyros, A., Braida, W., Christodoulatos C., Dermatas, D., Strigul, N. 2006.** A review of tungsten: From environmental obscurity to scrutiny. *Journal of Hazardous Materials*, 136: 1-19.
- Koz, B., Cevik, U., Akbulut, S. 2012.** Heavy metal analysis around Murgul Artvin copper mining area of Turkey using moss and soil. *Ecological Indicators*, 20: 17-23.
- Kumar, A., Aery, N.C. 2011.** Effect of tungsten on growth, biochemical constituents, molybdenum and tungsten contents in wheat. *Plant Soil and Environment*, 57(11): 519-525.
- Legget, R.W. 1997.** A model of the distribution and retention of tungsten in the human body. *Science of the Total Environment*, 206: 147-165.
- Lin, C., Li, R., Cheng, H., Wang, J., Shao, X. 2014.** Tungsten distribution in soil and rice in the vicinity of the world's largest and longest-operating tungsten mine in China. *Plos One* 9(3): e91981.
- Maestri, E., Marmiroli, M., Visioli, G., Marmiroli, N. 2010.** Metal tolerance and hyperaccumulation: Costs and trade-offs between traits and environment. Review. *Environmental and Experimental Botany*, 68: 1-13
- Malayeri, B. E., Chehregani A., Mohsenzadeh, F., Kazemeini, F., Asgari, M. 2013.** Plants growing in a mining area: screening for metal accumulator plants possibly useful for bioremediation. *Toxicology and Environmental Chemistry*, 95: 434-444.
- Marschner, H. 1995.** Mineral nutrition of higher plants, Academic Press, London.
- Martínez-Sánchez, M. J., García-Lorenzo M. L., Pérez-Sirvent, C., Bech, J. 2012.** Trace element accumulation in plants from aridic area effected by mining activities. *Journal of Geochemical Exploration*, 123: 8-12.

- Memon, A.R., Schröder, P. 2009.** Implications of metal accumulation mechanisms to phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(2): 162-175.
- Monterroso, C., Rodríguez, F., Chaves, R., Diez, J., Becerra-Castro, C., Kidd, P.S., Macías, F. 2014.** Heavy metal distribution in mine-soils and plants growing in a Pb/Zn-mining area in NW Spain. *Applied Geochemistry*, 44: 3-11.
- Nadgórska-Socha, A., Ptasiński, B., Kita, A. 2013.** Heavy metal bioaccumulation and antioxidative responses in *Cardaminopsis arenosa* and *Plantago lanceolata* leaves from metalliferous and non-metalliferous sites: a field study. *Ecotoxicology*, 22(9): 1422-1434.
- Núñez Guillén, M.E., Da Silva Emim, J.A., Souccar, C., Lapa, A.J. 1997.** Analgesic and anti-inflammatory activities of the aqueous extract of *Plantago major* L. *International Journal of Pharmacognosy*, 35: 99-104.
- Pilon-Smits, E. 2005.** Phytoremediation, *Annual Reviews Plant Biology*, 56: 15-39.
- Pollard, A.J., Powell, K.D., Harper, F.A., Smith, J.A.C. 2002.** The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 21(6): 539-566.
- Prasad, M.N.V. 2005.** Nickelophilous plants and their significance in phytotechnologies. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17(1): 113-128.
- Prasad, M.N.V., Freitas, M.H. 2003.** Metal hyperaccumulation in plants-biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*, 6: 285-321.
- Prasad, M.N.V., Strzalka K. 1999.** Heavy metal stress in plants: Heavy metal stress in plants, Ed.: Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J., Springer, Berlin, pp: 117-138.
- Pyatt, F.B., Pyatt A.J. 2004.** The bioaccumulation of tungsten and copper by organisms inhabiting metalliferous areas in North Queensland, Australia: an evaluation of potential health implications. *Journal of Environmental Health Research*, 3: 13-18.
- Pratas, J., Favas, P.J.C., D'Souza, D., Varun M., Paul M.S. 2013.** Phytoremedial assesment of flora tolerant to heavy metals in the contaminated soils of an abandoned Pb mine in Central Portugal. *Chemosphere*, 90: 2216-2225.
- Quin, B.F., Brooks, R.R. 1974.** Tungsten concentrations in plants and soils as a means of detecting scheelite-bearing ore-bodies in New Zealand. *Plant and Soil*, 41: 177-188.
- Quin, B.F., Hoglund, J.H. 1976.** The effects of tungstate and nitrogen source on the dry weight and nitrogen yields, and molybdenum and tungsten content, of white clover *Trifolium repens*. *Plant and Soil*, 45: 201-212.
- Reeves, R.D. 1992.** The hyperaccumulation of nickel by serpentine plants: The vegetation of ultramafic (serpentine) soils, Ed.: Baker, A.J.M., Proctor, J., Reeves R.D., Intercept Ltd., Andover, UK, Pp: 253-277.

- Romeh A.A., Khamis, M.A., Metwally, S.M. 2016.** Potential of *Plantago major* L. for phytoremediation of lead-contaminated soil and water. *Water, Air and Soil Pollution*, 227:1-9
- Robinson, B.H., Banuelos, G., Conesa, H.M., Evangelou, M.W.H., Schulin, R., 2009.** The phytomanagement of trace elements in soil. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28 (4): 240-266.
- Robinson, B.H., Leblanc, M., Petit, D., Brooks, R. R., Kirkman, J. H., Gregg, P. E. H. 1998.** The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. *Plant and Soil*, 203(1): 47-56.
- Santos, E. S., Abrue, M. M., Nabais, C., Saraiva, J. A. 2009.** Trace elements and activity of antioxidative enzymes in *Cistus ladanifer* L. growing on an abandoned mine area. *Ecotoxicology*, 18: 860-868.
- Sadiq, M., Mian, A.A., Althagafi, K.M. 1992.** Inter-city comparison of metals in scalp hair collected after the Gulf War 1991. *Journal of Environmental Science Health Part A*, 27: 1415-1431.
- Samuelson, A.B. 2000.** The traditional uses, chemical constituents and biological activities of *Plantago major* L. A review. *Journal of Ethnopharmacology, Sanitary Rules and Norms of Russian Federation*, Moscow. 71: 1-21.
- Senesi, N., Padovano, Sheoran, V., Sheoran, A.S., G., Brunetti, G. 1988.** Scandium, titanium, tungsten and zirconium content in commercial inorganic fertilizers and their contribution to soil. *Environmental and Technology Letters*, 9(1): 11-1020.
- Sheoran, V., Sheoran, A.S., Poonia, P. 2009.** Phytomining: a review. *Minerals Engineering*, 22: 1007-1019.
- Singh, A., Prasad, S.M. 2011.** Reduction of heavy metal load in food chain: technology assessment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 10(3): 199-214.
- Strigul, N., Koutsospyros, A., Arienti, P., Christodoulatos, C., Dermatas, D., Braida, W. 2005.** Effects of tungsten on environmental systems. *Chemosphere*, 61:248-258
- Tamás, J., Kovács, E. 2005.** Vegetation pattern and heavy metal accumulation at a mine tailing at Gyöngyösorszi, Hungary. *Zeitschrift für Naturforschung C. A Journal of Biosciences*, 60: 362-367.
- Thompson, J., Proctor, J. 1983,** Vegetation and soil factors on a heavy metal mine spoil heap. *New Phytologist*, 94: 297-308
- Turnau, K., Ostachowicz, B., Wojtczak, G., Anielska, T., Sobczyk, L. 2010.** Metal uptake by xerothermic plants introduced into Zn-Pb industrial wastes. *Plant and Soil*, 337(1-2): 299-311.
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnevajova, E., Van der Lelie, D., Mench, M.**

2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7): 765-794.

Vaculík, M., Jurkovič, L., Matejkovič, P., Molnárová, M., Lux, A. 2013. Potential risk of arsenic and antimony accumulation by medicinal plants naturally growing on old mining sites. *Water, Air and Soil Pollution*, 224: 1546

Vithanage, M., Dabrowska, B.B., Mukherjee, B., Sandhi, A., Bhattacharya, P. 2012. Arsenic uptake by plants and possible phytoremediation applications: a brief overview. *Environmental Chemistry Letters*, 10(3): 217-224.

Wei, S., Zhou, Q., Saha, U.K. 2008. Hyperaccumulative characteristics of weed species to heavy metals. *Water Air and Soil Pollution*, 192(1-4): 173-181.

Wilson, B., Pyatt, F.B. 2006. Bioavailability of tungsten in the vicinity of an abandoned mine in the English Lake District and some potential health implications. *Science of The Total Environment*, 370: 401-408.

Wilson, B., Pyatt, F.B. 2009a. Persistence and bioaccumulation of tungsten and associated heavy metals under different climatic conditions. *Land Contam Reclam.*, 17: 93-100.

Wilson, B., Pyatt, F.B. 2009b. Bioavailability of tungsten and associated metals in calcareous soils in the vicinity of an ancient metalliferous mine in the Corbieres area, Southwestern France. *Journal of Toxicology and Environmental Health A*. 72: 807-816.

Xiong, J., Fu, G., Yang, Y., Zhu, C., Tao, L. 2012. Tungstate: Is it really a specific nitrate reductase inhibitor in plant nitric oxide research? *Journal of Experimental Botany*, 63(1): 33-41.

Yücel O., Özçelebi MA. 2000. Reduction smelting of Bursa-Uludağ tungsten concentrates by the aluminothermic process. *Scandinavian Journal of Metallurgy*, 29(3): 108-113.

Zhang, S., Chen, M., Li, T., Xu, X., Deng, L. 2010. A newly found cadmium accumulator - *Malva sinensis* Cavan. *Journal of Hazardous Materials*. 173(3): 705-709.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı: Hawa KIAZOLU

Doğum Yeri ve Tarihi: Liberya, 22 Temmuz 1985

Yabancı Dili: İngilizce ve Türkçe

Eğitim Durumu (Kurumu ve Yıl)

Lise: B.W.Harris Episcopal Lisesi (2001-2004)

Lisans: United Methodist Üniversitesi, Fen Bilimleri, Genel Biyoloji Bölümü (2006-2010) Monrovia, Liberya.

Yüksek Lisans: Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı (2014-2016) Bursa, Türkiye

İletişim (e-posta): hawakiazolu@gmail.com

