T.C.
KASTAMONU ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ORMAN MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

KASTAMONU KENTİÇİ AĞAÇLANDIRMALARINDA KULLANILAN BAZI İBRELİ TÜRLERDE AĞIR METAL BİRİKİMİNİN BELİRLENMESİ

LUTFİA AMER A ELTIR

DOKTORA TEZİ

PROF. DR. AHMET SIVACIOĞLU

MART - 2022
KASTAMONU

TEZ ONAYI

Lutfia Amer A ELTIR tarafından hazırlanan "**Kastamonu Kentiçi Ağaçlandırmalarında Kullanılan Bazı İbreli Türlerde Ağır Metal Birikiminin Belirlenmesi**" adlı tez çalışmasının savunma sınavı **28.03.2022** tarihinde yapılmış olup aşağıda verilen jüri tarafından oy birliği ile Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **Orman Mühendisliği Ana Bilim Dalı Doktora Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Danışman	Prof. Dr. Ahmet SIVACIOĞLU Kastamonu Üniversitesi	.....
Jüri Üyesi	Prof. Dr. M. Nuri ÖNER Çankırı Karatekin Üniversitesi	.....
Jüri Üyesi	Doç. Dr. Osman TOPAÇOĞLU Kastamonu Üniversitesi	.....
Jüri Üyesi	Dr. Öğr. Üyesi Bora İMAL Çankırı Karatekin Üniversitesi	.....
Jüri Üyesi	Dr. Öğr. Üyesi Esra Nurten YER ÇELİK Kastamonu Üniversitesi	.....

Jüri üyeleri tarafından kabul edilmiş olan bu tez Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulunca onanmıştır.

Enstitü Müdürü V. Prof. Dr. İzzet ŞENER .....

TAAHHÜTNAME

Bu tezin tasarımı, hazırlanması, yürütülmesi, araştırmalarının yapılması ve bulgularının analizlerinde bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edilerek sunulduğunu; ayrıca tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını, bilimsel etiğe uygun olarak kaynak gösterildiğini bildirir ve taahhüt ederim.

Lutfia Amer A ELTIR

ÖZET

DOKTORA TEZİ

KASTAMONU KENTİÇİ AĞAÇLANDIRMALARINDA KULLANILAN BAZI İBRELİ TÜRLERDE AĞIR METAL BİRİKİMİNİN BELİRLENMESİ

LUTFİA AMER A ELTIR

KASTAMONU ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ORMAN MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI
DANIŞMAN:PROF. DR. AHMET SIVACIOĞLU

Ağır metaller hava kirliliğinin önemli bileşenleri durumundadır ve önemleri endüstrileşmeye bağlı olarak artmaktadır. Genel olarak ağır metaller; doğada uzun süren bozulma süreçleri, birikme özellikleri, bir çoğunun kanserojen veya toksik etki göstermeleri ile birlikte düşük miktarlarda bile toksik olmalarında dolayı önem taşımaktadırlar. Bu önemlerinden dolayı özelikle trafik yoğun kent merkezlerinde ve endüstri bölgelerinde ağır metal kirliliğinin izlenmesi gerekmektedir. Bu izleme çalışmalarında farklı bitki türleri gösterge olarak yaygın şekilde kullanılmaktadır. Ancak farklı bitki türlerinin farklı derecelerdeki ağır metal biriktirme potansiyelleri dikkate alınarak, türlerin biriktirme miktarlarının araştırmalarla belirlenmesi gerekmektedir. Kent içi ağaçlandırmalarında kullanılan türler bu amaçla birçok araştırmanın materyali olmaktadır. Bu çalışmada Kastamonu kent içi ağaçlandırmalarında kullanılan bazı ibreli türlerdeki ağır metal birikimlerinin ortaya konulması amaçlanmıştır. Bu amaçla kentiçi ağaçlandırmalarda sıklıkla kullanılan *Pinus sylvestris, Pinus nigra* Arnold subsp. *pallasiana, Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana, Cedrus libani, Cupressus arizonica, Picea pungens, Picea orientalis, Thuja orientalis, Cryptomeria japonica* ibreli ağaç türlerinin yoğun trafik olan alanlardaki bireylerinden 1 yaşlı ibre örnekleri alınmıştır. Toplanan örneklerde Ca, Mg, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Mn, Ni ve Zn miktarları belirlenmiştir. Çalışma sonucunda; farklı ibreli ağaç türlerinde ağır metal birikimi yönünden türler arasında anlamlı farklılıklar bulunmaktadır. En yüksek değerler, Ca için *A. bornmülleriana* (4.100,333 ppm), Mg için *C. japonica* (2.093,467 ppm), Cd için *T. orientalis* (0,252 ppm), Cr için *T. orientalis* (2,135 ppm), Cu için *C. libani* (6,272 ppm), Fe için *T.orientalis* (485,421 ppm), Pb için *T.orientalis* (2,765 ppm), Mn için *P.pungens* (27,050 ppm), Ni için *C.libani* (1,603 ppm), Zn için *A. bornmülleriana* (14,395 ppm) türlerinde saptanmıştır. *T. orientalis* Cd, Cr, Fe, Pb, A. *bornmülleriana* Ca ve Zn, *C.libani* Cu ve Ni ağır metallerinde en yüksek değeri almıştır. Ağır metal birikimi fazla olan türler bu metallerin izlenmesinde gösterge olarak dikkate alınmalıdır.

ANAHTAR KELİMELER:Ağır metal, ibreli türler, ağaçlandırma

Mart 2022, 97 Sayfa

ABSTRACT

PH.D THESIS

DETERMINATION OF HEAVY METAL DEPOSITS IN SOME CONIFER SPECIES USED IN URBAN AFFORESTATIONS IN KASTAMONU

LUTFIA AMER A ELTIR

KASTAMONU UNIVERSITY INSTITUTE OF SCIENCE
DEPARTMENT OF FOREST ENGINEERING
SUPERVISOR:PROF. DR. AHMET SIVACIOĞLU

Heavy metals are important components of air pollution and their importance is increasing due to industrialization. Heavy metals in general; they are important because of their long-lasting degradation processes in nature, their accumulation properties, their carcinogenic or toxic effects, and their toxicity even in low amounts. Due to these importance, heavy metal pollution should be monitored especially in urban centers and industrial areas with heavy traffic. Different plant species are widely used as indicators in these monitoring studies. However, taking into account the different degrees of heavy metal accumulation potential of different plant species, the accumulation amounts of the species should be determined by research. Species used in urban afforestation are the material of many studies for this purpose. In this study, it is aimed to reveal the heavy metal accumulations in some coniferous species used in Kastamonu urban afforestation. For this purpose, one-year-old needle samples were taken from individuals of coniferous tree species in areas with heavy traffic such as *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* Arnold subsp. *pallasiana*, *Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana*, *Cedrus libani*, *Cupressus arizonica*, *Picea pungens, Picea orientalis*, *Thuja orientalis*, *Cryptomeria japonica*. The amounts of Ca, Mg, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Mn, Ni and Zn were determined in the collected samples. In the results of study, there are significant differences between species in terms of heavy metal accumulation in different coniferous tree species. The highest values are *A.bornmülleriana* (4.100,333 ppm) for Ca, *C. japonica* (2.093,467 ppm) for Mg, *T. orientalis* (0.252 ppm) for Cd, *T. orientalis* (2.135 ppm) for Cr, *C.libani* (6,272 ppm) for Cu, *T.orientalis* for Fe (485,421 ppm), *T.orientalis* for Pb (2,765 ppm), *P.pungens* for Mn (27.050 ppm), *C.libani* for Ni (1,603 ppm), *A. bornmülleriana* (14,395 ppm) for Zn. *T. orientalis* had the highest value in Cd, Cr, Fe, Pb, *A. bornmülleriana* in Ca and Zn, *C.libani* in Cu and Ni heavy metals. Species with high heavy metal accumulation should be considered as an indicator in the monitoring of these metals.

KEYWORDS: Heavy metal, Conifer species, afforestaion

March 2022, 97 Page

TEŞEKKÜR

Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Orman Mühendisliği Bölümü Doktora Programında Prof. Dr. Ahmet SIVACIOĞLU danışmanlığında yürütülen; "Kastamonu Kent içi Ağaçlandırmalarında Kullanılan Bazı İbreli Türlerde Ağır Metal Birikiminin Belirlenmesi" başlıklı Doktora Tezini tamamlamam nedeniyle; Bu çalışmanın fikir aşamasından sonuçlanıncaya kadar gösterdiği sabır ve çaba ile gün ışığına çıkmasına vesile olan göstermiş olduğu anlayış, destek ve gayretlerinden ötürü danışman hocam Prof. Dr. Ahmet SIVACIOĞLU'na teşekkür ve minnettarlığı arz ediyorum.

Lutfia Amer A ELTIR

Kastamonu, 2022

İÇİNDEKİLER

Sayfa

TEZ ONAYI ..... **ii**
TAAHHÜTNAME ..... **iii**
ÖZET ..... **iv**
ABSTRACT ..... **v**
TEŞEKKÜR ..... **vi**
İÇİNDEKİLER ..... **vii**
TABLOLAR DİZİNİ ..... **ix**
FOTOĞRAFLAR DİZİNİ ..... **x**
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ ..... **xi**
1. GİRİŞ **1**
2. LİTERATÜR ÖZETİ **5**
2.1 Çalışmada İncelenen Ağır Metal Türlerinin Tanıtımı 5
2.1.1 Krom (Cr) 5
2.1.2 Nikel (Ni) 5
2.1.4 Magnezyum (Mg) 6
2.1.5 Bakır (Cu) 7
2.1.6 Kalsiyum (Ca) 7
2.1.7 Çinko (Zn) 8
2.1.8 Manganez (Mn) 8
2.1.9 Kurşun (Pb) 8
2.1.10 Kadmiyum (Cd) 9
2.2 Çalışmaya Konu Ağaç Türlerinin Genel Özellikleri 9
2.2.1 *Pinus silvestris* L. 9
2.2.2 *Pinus nigra* Arnold subsp. *pallasiana* (Lamb.) Holmboe 10
2.2.3 *Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana* Mattf. 11
2.2.4 *Cedrus libani* A. Rich. 12
2.2.5 *Cupressus arizonica* Greene 13
2.2.6 *Picea pungens* Engelm. 14
2.2.7 *Picea orientalis* (L.) Link 15
2.2.8 *Thuja orientalis* L. 17
2.2.9 *Cryptomeria japonica* D. Don. 18
2.3 Ağır Metallerin Etkileri 19
2.3.1 Bakır (Cu)'ın Canlılar Üzerindeki Etkileri 20
2.3.2 Çinko (Zn)'nun Canlılar Üzerindeki Etkileri 20
2.3.3 Kadmiyum (Cd)'un Canlılar Üzerindeki Etkileri 22
2.3.4 Krom (Cr)'un Canlılar Üzerindeki Etkileri 23
2.3.5 Kurşun (Pb)'un Canlılar Üzerindeki Etkileri 25
2.3.6 Nikel (Ni)'in Canlılar Üzerindeki Etkileri 26
2.3.7 Demir (Fe)'in Canlılar Üzerindeki Etkileri 27
2.3.8 Manganez (Mn)'in Canlılar Üzerindeki Etkileri 28
2.4 Bitkilerde Ağır Metal Birikimi Üzerine Çalışmalar 29
2.5 Biomonitor Bitki Türleri Üzerine Çalışmalar 31
3. MATERYAL VE YÖNTEM **35**
3.1 Bitki Örneklerinin Toplanması 35

3.2 Ön İşlemler 36
3.3 Ağır Metallerin Analizi 37
3.4 İstatistiki Analizler 37
4. BULGULAR 38
4.1 Analiz Sonuçları ve Tanımlayıcı İstatistikler 38
4.2 Ağır Metal Konsantrasyonları Arasındaki Farklılıklar 43
4.2.1 Kalsiyum (Ca)'un Ağaç Türüne Bağlı Değişimi 44
4.2.2 Magnezyum (Mg)'un Ağaç Türüne Bağlı Değişimi 46
4.2.3 Kadmiyum (Cd)'un Ağaç Türüne Bağlı Değişimi 48
4.2.4 Krom (Cr)'un Ağaç Türüne Bağlı Değişimi 50
4.2.5 Bakır (Cu)'ın Ağaç Türüne Bağlı Değişimi 52
4.2.7 Kurşun (Pb)'un Ağaç Türüne Bağlı Değişimi 57
4.2.8 Manganez (Mn)'in Ağaç Türüne Bağlı Değişimi 59
4.2.9 Nikel (Ni)'in Ağaç Türüne Bağlı Değişimi 61
4.2.10 Çinko (Zn)'nun Ağaç Türüne Bağlı Değişimi 63
5. TARTIŞMA VE SONUÇLAR 65
5.1 Ağır Metal Miktarının Ağaç Türüne Bağlı Değişimi 65
5.1.1 Kalsiyum (Ca) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması 65
5.1.2 Magnezyum (Mg) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması 66
5.1.3 Kadmiyum (Cd) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması 67
5.1.4 Krom (Cr) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması 68
5.1.5 Bakır (Cu) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması 70
5.1.6 Demir (Fe) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması 73
5.1.7 Kurşun (Pb) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması 74
5.1.8 Manganez (Mn) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması 75
5.1.9 Nikel (Ni) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması 76
5.1.10 Çinko (Zn) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması 77
5.1.11 Genel Değerlendirme 79
5.1.12 Öneriler 81
KAYNAKLAR 83
ÖZGEÇMİŞ 97

TABLOLAR DİZİNİ

Sayfa

Tablo 4.1 Ağır metallerin ağaç türlerine göre analiz değerleri 39
Tablo 4.2 Ağaç ve ağır metal türlerine göre belirleyici istatistikler 41
Tablo 4.3 Farklı ağaç türleri için tek yönlü ANOVA testi sonuçları 43
Tablo 4.4 Kalsiyum (Ca) birikimi için Tukey testi sonuçları 44
Tablo 4.5 Kalsiyum (Ca) birikimi Tukey testi homojen grupları 46
Tablo 4.6 Magnezyum (Mg) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları 46
Tablo 4.7 Magnezyum (Mg) birikimi Tukey testi homojen grupları 48
Tablo 4.8 Kadmiyum (Cd) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları 49
Tablo 4.9 Kadmiyum (Cd) birikimi Tukey testi homojen grupları 50
Tablo 4.10 Krom (Cr) birikimi için Tukey testi sonuçları 51
Tablo 4.11 Krom (Cr) birikimi Tukey testi homojen grupları 52
Tablo 4.12 Bakır (Cu) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları 53
Tablo 4.13 Bakır (Cu) birikimi Tukey testi homojen grupları 54
Tablo 4.14 Demir (Fe) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları 55
Tablo 4.15 Demir (Fe) birikimi Tukey testi homojen grupları 56
Tablo 4.16 Kurşun (Pb) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları 57
Tablo 4.17 Kurşun (Pb) birikimi Tukey testi homojen grupları 58
Tablo 4.18 Manganez (Mn) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları 59
Tablo 4.19 Manganez (Mn) birikimi Tukey testi homojen grupları 60
Tablo 4.20 Nikel (Ni) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları 61
Tablo 4.21 Nikel (Ni) birikimi Tukey testi homojen grupları 62
Tablo 4.22 Çinko (Zn) birikimi için Tukey testi sonuçları 63
Tablo 4.23 Çinko (Zn) birikimi Tukey testi homojen grupları 64

FOTOĞRAFLAR DİZİNİ

Sayfa

Fotoğraf 2.1 *Pinus silvestris* L. 10
Fotoğraf 2.2 *Pinus nigra* Arnold subsp. *pallasiana* (Lamb.) Holmboe 11
Fotoğraf 2.3 *Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana* Mattf. 12
Fotoğraf 2.4 *Cedrus libani* A.Rich. 13
Fotoğraf 2.5 *Cupressus arizonica* Greene 14
Fotoğraf 2.6 *Picea pungens* Engelm 15
Fotoğraf 2.7 *Picea orientalis* (L.) Link 17
Fotoğraf 2.8 *Thuja orientalis* L. 18
Fotoğraf 2.9 *Cryptomeria japonica* D.Don 19
Fotoğraf 3.1 İbre Örnekleri alınan *Picea pungens* bireyi 35
Fotoğraf 3.2 İbre örneklerinin alındığı *Pinus silvestris* bireyi. 36
Fotoğraf 3.3 İbre örneklerinin alındığı *Cryptomeria japonica* bireyi. 36

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler

As	**:** Arsenik
Ca	**:** Kalsiyum
Cd	**:** Kadmiyum
Mg	**:** Magnezyum
Zn	**:** Çinko
Pb	**:** Kurşun
Cr	**:** Krom
K	**:** Potasyum
Se	**:** Selenyum
Ni	**:** Nikel
V	**:** Vanadyum
Cu	**:** Bakır
P	**:** Fosfor
Li	**:** Lityum
Al	**:** Alimunyum
Fe	**:** Demir

Kısaltmalar

PM	**:** Partikül madde
ppb	**:** Milyarda kaç parça
ppm	**:** Milyonda kaç parça

1. GİRİŞ

Canlıların içinde yaşağam olanağı buldukları atmosfer esas alarak oksijen, azot ve karbon dioksitten oluşmaktadır. Bu unsurlar normal şatlar altında her zaman denge halinde bulunmaktadır. Hızla artan nüfus, hızlı sanayileşme süreci ve bunun beraberinde gelen çarpık kentleşme gibi antropojenik etkilerin sonucu, son 30-40 yılda, bu unsurlar hızla bozulmaktadır. Bu süreçler atmosferdeki kirletici unsurların artmasına sebep olmuştur. Antropojenik etkilerle oluşan atmosferik kirlenme sürecinde etkili olan organik ve inorganik atmosferik kirleticiler arasında sülfür dioksit, ozon, azot oksitler, CO_2, hidrojen florür, karbon monoksit, formaldehit sayılmaktadır (Cruz vd., 2015; Çetin, 2016; Su ve Liang, 2013; Su ve Liang 2015; Şevik vd., 2017a; Şevik vd., 2017b). Bu çalışmanın da konusu olan ağır metaller, zaman içinde birikme özelliği gösterebildikleri için, atmosfer kirliliğini oluşturan ve yukarıda sayılan organik ve inorganik kirleticilerden ayrı değerlendirilmesi gerekmektedir. Ağır metallerin bu özelliklerinden dolayı son yıllarda bu maddelerin birikim miktarlarının belirlenmesi, bu birikim miktarına göre kentsel alanlarda riskli bölgelerin belirlenmesi çalışmaları önem kazanmıştır (El Hasan vd., 2002; Mossi, 2018; Saleh, 2018; Türkyılmaz vd., 2018a, b).

Ağır Metal türleri canlıların yaşam ortamı olan atmosfere farklı işlem ve süreçler sonunda yayılmaktadır. Örneğin, metal işleme fabrikalarında maden filizlerinin ısıtılması sürecinde, yüksek miktarlarda hava kirleticileri ile beraber çeşitli ağır metalleri atmosfere bulaşmaktadır (Chen vd., 2016). Sadece ağır metaller değil, partikül madde (PM) veya aerosol olarak adlandırılan havada asılı kalan bazı partiküller de (katı veya sıvı) insan sağlığı ve çevre üzerinde önemli risk oluşturmaktadır. Genel olarak, ağır metallerin atmosfere en yaygın karışma şekli, uçucu bileşik olarak, endüstriyel işlemlerden "uçucu" salınımlar veya bacalardan yoluyla çok ince partikül şeklindedir (Chen vd., 2016; Csavina vd., 2011; Csavina vd., 2012; Csavina vd.,2014). Çoğunlukla sanayi tesislerden yayılan As, Cr, Pb, Ni, (Zn), Cd ve V gibi ağır metallerin kanserojen etkiye sahip oldukları ortaya konulmuştur (Shahid vd., 2015). Bunlardan, As, Cd, Pb, Cr ve Hg potansiyel toksitite oranları ve ve organizmalara maruz kalma yönünden en toksik değere sahip metallerdir (Shahid

vd., 2017). Ağır metalleri içeren atıkların yakılması, yerleşim alanlarında fosil yakıt kullanılması, endüstriyel tesisler, araç trafiği ve ağır metal bulaşan alanların yeniden tozmazı gibi olaylar atmosferde ağır metal kirliliği artmaktadır (Manno vd., 2006). Sanayi tesislerinden ve araç trafiğinden kaynaklanan ağır metaller, atmosferde ağır metal kirliliğinde en büyük etkiye sahiptir (Martley vd., 2004; Uzu vd., 2011). Atmosfere yayılan ağır metallerin değişik etmenlerle taşınması oldukça kolaydır. Ağır metal kapsayan atıkların çevreye duyarlı bertarafı yerine kontrolsüz olarak yakılması da atmosferde ağır metal kirliliğini arttırmaktadır. Yapılan çalışmalara göre; tarih öncesi seviyelere göre özellikle endüstrileşmiş Avrupa ülkelerinde son birkaç yıl içerisinde atmosferdeki ağır metal seviyeleri anlamlı düzeyde yükselmiştir (Mossi, 2018; Saleh, 2018; Schreck vd., 2011; Shahid vd., 2017; Uzu vd., 2009). Atmosferde bulunan ağır metal miktarı kırsal/kentsel alan arasında, trafik yoğunluğuna bağlı olarak, sanayi tesislerine olan uzaklığa bağlı olarak değişmektedir (Türkyılmaz vd., 2018a; Uzu vd., 2010).

Atmosfere yayılan ağır metaller çeşitli partiküllere tutunmaktadır. Bu partikül maddeler birçoğu zararlı olan, atmosferdeki çeşitli partiküllerin kompleks bir karışımıdır. Biyoyararlanım ve toksisite açısından partikül maddenin reaktivitesi kaba yayılıma göre daha yüksek değer göstermektedir. Bu nedenle, partikül maddeler önemli sağlık (Uzu vd., 2011) ve çevresel sorunlara neden olmaktadırlar (Schreck vd., 2011; Xiong vd., 2014). Bu önemlerinden dolayı, partikül maddenin kimyasal kompozisyonu (Souza vd., 2014), uzaysal ve zamansal değişkenliği (Elbayoumi vd., 2013) ve insanlardaki maruziyet seviyesini (Belis vd., 2013) belirlemek amacıyla çok sayıda bölgede atmosferdeki kirliliğin değerlendirildiği çalışmalar yapılmıştır (Shahid vd., 2017). Yapılan bu çalışmalara göre; atmosferde, toprakta, su ortamlarında bulunan değişken boyutlardaki organik veya inorganik koloidler kirleticilerin biyojeokimyasal döngüsünde kilit rol oynamaktadırlar (Chen vd., 2016; Navrotsky vd., 2008).

İnsanlar ağır metallere deri yoluyla temas, solunumla alma ve yutma şeklinde maruz kalabilmektedir. Bu maruziyetler akut veya kronik sağlık sorunlarına neden olmaktadır (Hochella vd., 2008). Yapılan epidemiyolojik çalışmalar, solunabilir partikül maddenin yüksek seviyeleri ile, hastalık ve ölüm oranı arasında ilişki olduğunu ortaya koymaktadır (Brook vd., 2010; Chen ve Lippmann, 2009). Bu

partikül maddeler, özellikle akciğerin derinlerine kadar ve bazen kan dolaşımının içine kadar gidebilen çok küçük boyutları nedeniyle ciddi bir sağlık tehlikesi oluşturmaktadır. Bazı çalışmalar atmosferdeki ağır metallere hem kısa süreli hem de uzun süreli maruz kalmanın, yörede yaşayanlarda ciddi sağlık etkileri oluşturabileceğini ve hastalık ve ölüm oranında artışa neden olabileceğini göstermiştir (Dockery, 2009). Bunu örneklemek grekirse, 1952 yılı, 5-9 Aralık tarihleri arasında, Londra'da pnömoni ve bronşit gibi solunum hastalıklarında dolayı 4000 kişi hayatını kaybetmiştir. Aynı şehirde, sonraki bir kaç ay kirli havanın etkileri 8000 kişinin daha ölümüne neden olmuştur (Chris Deziel, 2016). Krili hava kurbanlarından alınan akciğer örneklerinde, ciğerlerin Pb, Zn ve Fe gibi ağır metalleri içeren çok yüksek seviyedeki çok küçük partiküller ile kontamine olduğu ortaya konulmuştur (Shahid vd., 2017).

Endüstrileşme ile birlikte hava kirliliğinin önemi her geçen gün artmaya devam etmiş ve günümüzde de en önemli sorunlarından birisi haline gelmiştir. Yapılan bazı çalışmalarda dünyada her yıl yaklaşık 6,5 milyon kişinin hava kirliliğine bağlı sebeplerden hayatını kaybettiği bildirilmektedir (Işınkaralar vd., 2017). Ayrıca, hava kirliliği özellikle sağlık açısından risk grubunda bulunan çocuk, yaşlı, hamile ve hasta insanlar için daha büyük sorun oluşturmaktadır (Işınkaralar vd., 2017)

Bu çalışmanın da konusu olan ağırmetaller, doğada kolay kolay bozulmamaları, biyobirikme eğiliminde olmaları, bir çoğunun kanserojen veya zehirli olmaları yanında düşük konsantrasyonlarda bile toksik etki gösterebildiklerinden dolayı ayrı önem taşımaktadırlar (Shahid vd., 2017; Türkyılmaz vd., 2018 a,b). Bu zararlı etkilerinden dolayı ağır metallerin oluşturduğu atmosfer kirliliğinin belirlenmesi ve bu kirliliğin uzaklaştırılması metotlarının belirlenmesi büyük önem taşımaktadır.

Ağır metal kirliliğinin derecesinin belirlenmesinde ve izlenmesinde "Biyomonitör" bitki türleri yaygın olarak kullanılmaktadır. Ağır metal kirliliğinin en önemli sorumlulularından birisi olan trafik kaynaklı kirliliğin belirlenmesinde bir çok bitki türünün biyomonitör olarak kullanımı son yıllarda yaygınlık göstermektedir (Petrova vd., 2014; Tomasevic ve Anicic, 2010).

Kent içi ağaçlandırmaları kapsamında ibreli türlerin kullanımı son yıllarda artmaktadır. Bu çalışmada Kastamonu İl merkezinde trafiğin yoğun olduğu bölgelerde kullanılan 9 adet ibreli türde (*Pinus silvestris* L., *Pinus nigra* Arnold subsp. *pallasiana* (Lamb.) Holmboe, *Abies nordmanniana* subsp. *Bornmülleriana* Mattf., *Cedrus libani* A.Rich., *Cupressus arizonica* Greene, *Picea pungens* Engelm., *Picea orientalis* (L.)Link , *Thuja orientalis* L., *Cryptomeria japonica* D.Don.) 10 adet (Ca, Mg, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Mn, Ni, Zn) ağır metal birikimi saptanmıştır. Böylece bu türlerin hangilerinin ağır metal kirliliği izlenmesinde uygun türler olup olmadığının tespiti amaçlanmaktadır. Belirlenen bu türlerin ağır metal kirliliğine konu metallerin havadan temizlenmesinde etkin bir biçimde kullanılabilme olanaklarının belirlenmesi hedeflenmektedir.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1 Çalışmada İncelenen Ağır Metal Türlerinin Tanıtımı

Ağır metaller 4 grup altında değerlendirilmektedir (Domingo, 1998). Genel olarak çevrede geniş oranda yer alan ve yüksek derecede toksisiteye neden olanlar arasında Argon (Ar), Kadmiyum (Cd), Kurşun (Pb), Civa (Hg) yer almaktadır. İkinci grupta esansiyel iz metaller (Krom (Cr), Kobalt (Co), Mangan (Mn), Selenyum (Se), Çinko (Zn) bulunmaktadır. Üçüncü grupta yer alan Nikel (Ni) ve Vanadyum (Va) biyolojki açıdan da önemli olan diğer metallerdir. Son grupta farmakoloji ile ilgil olan Alüminyum (Al), Kalsiyum (Ca) ve Lityum (Li) elementleri yer almaktadır.

2.1.1 Krom (Cr)

Krom, Cr (III) formunda doğal olarak veya Cr (0) veya Cr (VI) formalarında çeşitli endüstriyel süreçlerin yan ürünü olarak ortaya çıkan bir elementtir. Krom kullanımını içeren işlemler arasında çelik üretimi, boya ve boya üretimi, deri tabaklama ve ahşap koruma yer almaktadır. Krom, hava emisyonlarından kaynaklanan birikim ve kontamine alanlarda özellikle Cr (III) ve Cr (VI) formlarında çevreye karışmaktadır. Doğal bir sisteme karıştıktan sonraki süreci, girdiği forma bağlı olarak değişmektedir. Sucul sistemlerde Cr (VI) çok çözünür olma eğiliminde olup, partikül maddeye kolayca yapışmamaktadır. Bununla birlikte, anaerobik koşullar hüküm sürdükçe, Cr (VI) organik partiküllerce güçlü bir şekilde absorbe edilen Cr (III)'e indirgenmektedir (Pavesi ve Moreira, 2020).

2.1.2 Nikel (Ni)

Nikel, yerkabuğunda bol miktarda bulunan, öncelikle oksijen ve kükürt ile birleşen bir elementtir. Cevher yatakları genellikle Ni ile Fe veya Cu içermektedir. Nikel, çeşitli imalat ve endüstriyel süreçlerde kullanılırken, başlıca antropojenik kaynaklar arasında; fosil yakıt yanması, piller, nikel cevheri madenciliği, eritme ve arıtma faaliyetleri ve galvanik kaplama yer almaktadır. Nikelin antropojenik kaynakları, çevresel sistemlere hava partiküllerinde küçük tortular olarak veya nikel içeren yüzeylerin yıkanması ve

sızması yoluyla girebilirler. Sedimentlere antropojenik kaynaklar eklendikçe, Fe veya Mn-oksitler olarak bağlanmakta veya organik madde ile emilmektedir. Sedimentlerden nikel salınımı, anaerobik koşullar altında sülfürlerle çözünmeyen kompleksler oluşturduklarından azalabilmektedir. Nikel elementine insan ve hayvan maruziyeti, soluma, yutma veya deri teması yoluyla olmaktadır (Shahzad vd., 2018).

2.1.3 Demir (Fe)

Demir, “Elementlerin Periyodik Tablosunda” Grup 8'de metal olarak sınıflandırılan kırılgan, sert bir maddedir. Tüm metaller arasında en bol bulunanı olan saf formu, nemli havaya ve yüksek sıcaklıklara maruz kaldığında hızla korozyona uğramaktadır Demir aynı zamanda yerkabuğunda ağırlıkça dördüncü en yaygın elementtir ve Dünya'nın çekirdeğinin çoğunun demirden oluştuğu düşünülmektedir. Dünyada yaygın olarak bulunmasının yanı sıra güneşte ve yıldızlarda bol miktarda bulunmaktadır (Los Alamos, 2016). Klorofil üretiminde rol oynayan demir, canlı organizmaların hayatta kalması için çok önemlidir (JLab, 2006). Hayvanlarda, akciğerlerden vücuttaki dokulara oksijen taşıyan kandaki bir protein olan hemoglobinin bir bileşenidir.

2.1.4 Magnezyum (Mg)

Magnezyum, insan ve bitki yaşamı için hayati önem taşıyan metalik bir kimyasal elementtir. Magnezyum, topraktan gelen on üç mineral besinden biridir ve suda çözündüğünde bitkinin kökleri tarafından emilir. Magnezyum, bitki fotosentezini desteklemektedir. Çünkü bu element olmadan klorofil, fotosentezde elzem olan güneş enerjisini yakalayamaz. Diğer manada, yaprakların yeşil rengi kazanması için magnezyum elementi gereklidir. Bitkilerde bulunan Mg elementi klorofil molekülünün kalbindeki enzimlerde yer almaktadır. Bunun yanında bu element, bitkiler tarafından karbonhidrat metabolizması ve hücre zarı stabilizasyonunda kullanılmaktadır (Guo vd., 2016).

2.1.5 Bakır (Cu)

Bakır, ayrışma süreçleri sırasında açığa çıkan, kayalarda ve minerallerde doğal olarak oluşan metalik bir elementtir. Bakır'ın antropojenik kaynakları arasında tarımsal fungisitler, pestisitler, kanalizasyon arıtma atık suları, ahşap koruma ve endüstriyel kaynaklardan ve kömür yakılmasından kaynaklanan serpinti yer almaktadır. Bakır doğal sistemlere minerallerin aşınması, hava emisyonlarında salınması, toprak veya su arıtma cihazlarında olduğu gibi doğrudan maruz kalma yoluyla girebilir. Solunum, yutma ve deri teması, birçok organizmaya Cu maruziyetinin ana yollarıdır (Yruela, 2009). Çevreye doğal yolla dağılabilen bakır elementi, oldukça yaygın olup, miktarın az olması durumunda bitki gelişimini yavaşlatıcı etki yaparken, fazla miktarda olması halinde toksik etki yapmaktadır. Yapılan çalışmalara göre balık türlerinde bakır elementi toksik etkiye neden olarak, tat hissinin azalmasına ve üreme olumsuzluklarına sebep olmaktadır. Normal koşullarda insanın normal aktivitelerinin düzenli olarak devamı için günde 0,2–1,3 mg bakır elementine ihtiyacı bulunmaktadır. Bu ihtiyaç bebeklerde 0,2–0,22 mg/gün, çocuklarda 0,34–0,44 mg/gün arasında değişmektedir (Cicik, 2003, Kayhan vd.,2009).

2.1.6 Kalsiyum (Ca)

Kalsiyum, yerkabuğunda kütlece en bol bulunan beşinci elementtir. Saf element halindeki kalsiyum, yumuşak, gümüşi beyaz bir alkali toprak metalidir. Bununla birlikte, kalsiyumun doğada bu izole halde bulunmamakta olup, bunun yerine bileşiklerin yapısında yer almaktadır. Kalsiyum bileşikleri, kireçtaşı (kalsiyum karbonat), alçıtaşı (kalsiyum sülfat) ve florit (kalsiyum florür) dahil olmak üzere çeşitli minerallerde bulunabilir. Kalsiyum pektat formundaki kalsiyum, bitkilerin hücre duvarlarını bir arada tutmaktan sorumludur. Kalsiyum yetersiz olduğunda, kök uçları, genç yapraklar ve sürgün uçları gibi yeni dokular genellikle uygun olmayan hücre duvarı oluşumundan kaynaklanan çarpık büyüme sergilemektedir. Kalsiyum ayrıca belirli enzimleri aktive etmede ve belirli hücresel aktiviteleri koordine eden sinyaller göndermede kullanılmaktadır (White ve Broadley, 2003).

2.1.7 Çinko (Zn)

Çinko, havada, toprakta ve suda bol miktarda bulunan bir elementtir. Genellikle sülfür, karbonat veya silikat cevheri olarak bulunmaktadır. Kuru piller, pas önleyiciler ve alaşım oluşturmak için diğer metallerle bir karışım yapmak dahil olmak üzere bir dizi farklı üretim süreçlerinde kullanılmaktadır. Çinko'nun çevreye salınması doğal süreçlerle gerçekleşebilmektedir. Havada birikme ve sızıntıdan kaynaklanan antropojenik girdiler de bu elementin varlığına katkıda bulunmaktadır. Çevreye giren Çinko'nun çoğu Fe ve Mn-oksitler, kil mineralleri ve organik madde ile toprağa bağlı kalmaktadır. Çinko'nun adsorpsiyon oranları pH'a bağlı olarak değişmekte olup, 6'nın altındaki pH'a sahip su sistemlerinde adsorpsiyon azalma göstermektedir (Tsonev ve Lindon, 2012).

2.1.8 Manganez (Mn)

Farklı bitki hücre bölümlerinde metabolik rolünü sürdüren Manganez (Mn), bitki büyümesi ve gelişmesinde elzem mikro besindir. Metal, fotosentetik süreçlerin oksijen gelişen kompleksi için temel bir kofaktördür ve fotosistem II'de (PSII) su ayırma reaksiyonunu katalize etmektedir. Fotosentez ve diğer işlemler için bu elementin önemine rağmen, bitkilerde Mn alımı ve bölümlere taşınmasının fizyolojik önemi yeterince önemsenmemiştir. Bununla birlikte, optimalin altında veya aşırı Mn mevcudiyeti altında Mn homeostazı bozulabilir. Mn eksikliği, kuru, iyi havalandırılmış ve kireçli topraklarda ve ayrıca yüksek miktarda organik madde içeren topraklarda, Mn'nin biyo yararlanımının normal bitki için gerekli olan seviyenin çok altına düşebildiği ciddi, yaygın bir bitki beslenme bozukluğudur. Buna karşılık, Mn toksisitesi, yüksek miktarda Mn'nin mevcut olduğu zayıf drenajlı ve asidik topraklarda meydana gelmektedir. Sonuç olarak, bitkiler Mn alımını, taşınmasını ve depolanmasını sıkı bir şekilde düzenlemek için mekanizmalar geliştirmiştir (Millaleo vd., 2010).

2.1.9 Kurşun (Pb)

Kurşun, çevremizin hemen hemen her yerinde bulunan metalik bir elementtir. Doğal olarak oluşabilmesine rağmen, antropojenik kaynaklar varlığına büyük ölçüde katkıda

bulunmaktadır. Bu kaynaklar arasında fosil yakıtların yakılması, madencilik ve pil, metal ürünler ve mühimmat üretimi yer alır. Kurşun'nun boya ve benzin gibi birçok maddede kullanımı sağlık endişeleri nedeniyle büyük ölçüde azaltılmıştır. Bu element doğal sistemlere hava partikülleri ile birikme yoluyla veya kontamine yüzeylerin sızması veya yıkanması yoluyla girebilir. Tortularla temas ettiğinde, hareketi kurşun bileşiğinin tipine ve toprak özelliklerine bağlıdır. Pb (II) en kararlı iyonik tür olma eğilimindedir ve kil ve organik maddeye ek olarak Fe ve Mn-hidroksitlere bağlı olarak bulunabilir. Oksitlenmiş tortular, indirgeyici koşullar altında salınımı ve hareketliliği artan kurşun ile yakından bağlanma eğilimindedir. Kurşun'a maruz kalma çoğunlukla, yutma veya soluma yoluyla meydana gelmektedir (Pourrut vd.,2011).

2.1.10 Kadmiyum (Cd)

Bu element doğada kadmiyum sülfat ve sülfit, kadmiyum oksit, kadmiyum klorür şeklinde ve genelde çinko, bakır ve kurşun madenleriyle birlikte ince partiküller halinde bulunmaktadır (10 µmol/L'den az). Atmosferde ana kimyasal tür CdO olmasına rağmen diğer kadmiyum tuzları da bulunabilmektedir (IARC, 1998). Pil üretimi, boya pigmentleri, metal kaplamalar ve plastikler dahil olmak üzere çeşitli uygulamalarda kullanılabilen bir elementtir. Ek olarak, fosil yakıtların yakılması, çevrede Cd varlığına katkıda bulunmaktadır. Kadmiyum doğal sistemlere hava emisyonlarının birikmesi yoluyla ve ayrıca kontamine alanların sızması veya yıkanması yoluyla girebilir (Tran ve Popova, 2013). Fizyolojik olarak non- esansiyel olan bu ağır metal havadan solunumla, bitkiden ve hayvandan yiyecekle, sudan içecekle (EPA, 2002) bulaşmaktadır.

2.2 Çalışmaya Konu Ağaç Türlerinin Genel Özellikleri

2.2.1 *Pinus silvestris* L.

Asli orman ağacı türlerimizden olan sarıçam, Türkiye ve Dünya üzerindeki en güney yayılışını Pınarbaşı (Kayseri)'de yapmaktadır. En yoğun yayılışını Kuzey Anadolu'nun iç bölgelerinde yapan tür, buradan Orta Anadolu bölgesine geçmektedir. En alçak rakımdaki yayılış alanı olarak Of-Sürmene (Çamburnu) bölgesinde deniz seviyesine kadar inen tür, Doğu Anadolu bölgesinde 2.700 m'de (Sarıkamış-Ziyaret

Tepesi) yayılış yapmaktadır. En uç güney yayılışını Afyon-İhsaniye'de yapmaktadır. Bu asıl yayılışları haricinde Kayseri-Kahramanmaraş arasında Pınarbaşı, Göksun yörelerinde, yedi küçük adacık şeklinde yayılış yapmaktadır. Tür, narin gövdeli, sivri tepeli ve ince dallı olup, dolgun ve düzgün gövdeler oluşturmaktadır. Yayılış yaptığı geniş coğrafyanın ekolojik şartlarına göre göre 20-50 m arasında değişen boy gelişimi yapmaktadır. Genç gövdelerde, yaşlı ağaçların üst kısımlarında, kalın dallarda "tilki sarısı" rengindeki kabuk gayet ince levhalar halinde ayrılmaktadır (Fotoğraf 2.1). Genellikle kazık kök sistemine sahiptir. Toprak isteği kanaatkâr olup; gevşek, derin, nemli kum toprakları türün isteklerini karşılamaktadır. Dona ve kuraklığa karşı dayanıklı olan türün, oldukça dayanıklı ve reçineli odununun geniş bir kullanım alanı vardır. Odunu çok kolay işlenmekte olup, düzgün ve parlak bir satıh vermekte, boya cila ve tutkalı kolay emmekte ve iyi çivi tutmaktadır. Bu özellikleri ile sarıçam yapı malzemesi; kapı, pencere, tavan ve taban kaplaması olmak üzere mobilyacılık ve oymacılıkta kullanılmaktadır (OGM, 2009).



Fotoğraf 2.1 *Pinus silvestris* L.

2.2.2 *Pinus nigra* Arnold subsp. *pallasiana* (Lamb.) Holmboe

Asli orman ağacı türlerimizden olan Karaçam türü ülkemizin doğu karadeniz bölgesi hariç hemen her bölgesinde görülmektedir. Coğrafi olarak en geniş yayılışa sahip bu çam türü dikey yayılışını 400-2100 m'ler arasında yapmaktadır. Yaşlı gövdesi derin çatlaklı, kalın ve boz renkli kabukları vardır. 40 m kadar boy, 1 m den fazla çap

yapabilen tür, silindirik düz bir gövdeye sahiptir. Karaçam türünün tepe yapısı, azman yapmaya eğilimli olup, bunun yanında yüksek mıntıkalarda ve sık meşcerelerde dar ve küçük bir tepe yapmaktadır (Fotoğraf 2.2). Toprak istekleri bakımından kanaatkâr olan tür, derin topraklarda kazık kök, sığ ve sert topraklarda kalp kök sistemi oluşturmaktadır. Nemli derin ağır balçık, kumlu-balçık ve balçıklı kum topraklarında en iyi yetişme özelliği göstermektedir. Dona ve kuraklığa dayanıklı olan tür, sığ topraklarda fırtınadan zarar görmektedir. Türün çivi ve vida tutma direnci iyi, işlenmesi kolay odunu; sert, dayanıklı, reçineli ve iyi kaliteli olup yapı malzemesi olarak yaygın kullanılmaktadır (OGM, 2009).



Fotoğraf 2.2 *Pinus nigra* Arnold subsp. *pallasiana* (Lamb.) Holmboe

2.2.3 *Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana* Mattf.

Uludağ Göknarı yurdumuza has bir ağaç türü olup, kuzey Anadolu'da Kızılırmak vadisinden başlayarak batı yönünde Uludağa kadar yayılmaktadır. Sivri tepeli olan

göknar uzun, düzgün ve dolgun gövde yapmaktadır (Fotoğraf 2.3). Yan köklerin bir bölümünü sığ olarak yayan tür, genel olarak kazık köklüdür. Gölgeye en dayanıklı asli ağaç türüdür. Nemli ve serin iklim bölgelerinde derin havadar nemli topraklarda iyi yetişmektedir. Göknar türü sığ topraklarda kazık kök gelişimi olmadığından fırtınadan zarar görmektedir. Odunu özellikle mobilya, lambri, pervaz, kaplama levhası üretiminde ve inşaat sektöründe yapı malzemesi olarak tercih edilmektedir (OGM, 2009).

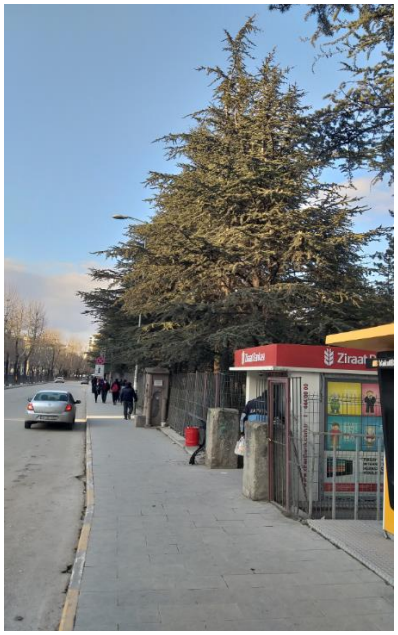


Fotoğraf 2.3 *Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana* Mattf.

2.2.4 *Cedrus libani* A. Rich.

Sedir türü genelde olarak Akdeniz ikliminin hüküm sürdüğü yerlerde yüksek rakımlarda, batı ve orta ve doğu Toroslarda doğal yayılış göstermektedir. Asıl yayılış

alanının dışında Kuzeyde Erbaa, Niksar ve Afyon-Emirdağ çevrelerinde küçük ve izole bir yayılışları söz konusudur. Sedir türü 40 m'ye kadar boy, 2 m'ye kadar çap gelişimi yapabilmektedir. Genç yaşta piramit görünüşlü olan tür, yaş ilerledikçe geniş, yassı tepeli, düzgün gövdeli güzel görünüşlü bir ağaç durumuna gelmektedir. Ülkemizde birçok yerde görüldüğü gibi, nispeten kurak ve kalkerli yamaçlarda çoğu kez kayalık mıntıkalarda yetişmektedir. Tür serin ve derin topraklarda iyi bir gelişme ve büyüme göstermektedir. Özellikle yayılışı, gevşek, sıcak, havalanması ve su geçirgenliği iyi, biyolojik bakımdan aktif, nötr ya da hafif alkalen reaksiyonlu balçık ve ince kum balçık topraklara bağlı kalmaktadır. Sık meşcerelerde düz, az dallı ve dolgun gövde yapmaktadır (Fotoğraf 2.4). Kazık kök yapısı, özellikle kireçtaşı topraklarda (karstik alanlar) yarık ve çatlaklarda oldukça derine inmektedir. Sığ topraklarda kök yapısı derin olmadığından rüzgâr etkilerine karşı duyarlıdır. Odunu mobilya, doğrama, tel direği, inşaat ve gemi kerestesi, kâğıt üretiminde kullanılmaktadır (OGM, 2009).



Fotoğraf 2.4 *Cedrus libani* A.Rich.

2.2.5 *Cupressus arizonica* Greene

Ülkemiz için yabancı olan bu tür doğal yayılışını, Arizona ve New Mexico'da 1300-2400 m rakımlarda yapmaktadır. Doğal yayılışı aksine, yapay olarak oldukça geniş bir coğrafyaya yayılmıştır. 20 m'ye kadar boy gelişimi yapan, ince, uzun formlu bu tür,

Türkiye'de park ve bahçelerde yaygın olarak kullanılmaktadır. Gövde kabukları kahverengimsi-kırmızı olup, yapraklar, yumurtamsı ve pulsu, 2 mm kalınlığında, uzun, grimsi mavi ve salgı bezelidir (Fotoğraf 2.5). Bazen yapraklardan reçine salgılanmaktadır. Başlangıçta mavimsi yeşil, olgunlaştığında kırmızımsı-kahverenginde, 2 yılda olgunlaşan ve 6-8 adet puldan oluşan kozalaklar 0,5-2 cm çapında küçük küreler şeklinde ve bir sap üzerinde kümeler halinde bulunmaktadır. Kozalaklar ağaç üzerinde uzun yıllar dökülmeden kalabilirler. Tohumlar ince, uzundur ve dar kanatları vardır. Tür, diğer servilerden özellikle tepesinin mavimsi renkte oluşu ve hoş olmayan kokusuyla ayrılmaktadır (URL-2, 2022).



Fotoğraf 2.5 *Cupressus arizonica* Greene

2.2.6 *Picea pungens* Engelm.

Mavi ladin (*Picea pungens* Engelm), çamgiller (Pinaceae) familyasından 25-30 m'ye kadar boylanan ve 1,5 m'ye kadar çap yapabilen bir türdür. Ülkemiz için yabancı olan bu tür, doğal yayılışını batı Kuzey Amerika'da, Utah ve Colorado ile Arizona ve Yeni

Meksiko'da 1.800-3.000 m yükseltiler arasında yapmaktadır. Dağ serilerinin vadi boyunca devam eden nemli düz topraklarında iyi gelişim gösterirken, bol yağmur alan yerlerde yavaş büyüme yapmaktadır. Gençlikte tepe konik, yaşlılarda silindirik olup, kabuk ince ve pulludur (Fotoğraf 2.6). Sürgünler kalın, turuncu-kahverengi, olup genel olarak düzgündür. İğne yapraklar 15-30 mm, kalın, soluk boz-yeşil veya parlak mavi, ucu sivri ve altında tek stoma bandı yer almaktadır. Kozalaklar sarkık, ince uzun silindirik, 6-11 cm uzunlukta, kapalıyken 2 cm genişliğinde, açıkken ise 4 cm genişliğindedir. İnce bükülebilen kozalak pulları 20-24 mm uzunluğunda, kenarları dalgalıdır. Kırmızımsı menekşe renkli kozalaklar 5-7 ay sonunda olgunlaşmaktadır Tohumlar siyah, 3-4 mm uzunluğunda, ince uzun, tohum kanadı 10-13 mm olup donuk kahverengi renktedir (URL-3, 2022).



Fotoğraf 2.6 *Picea pungens* Engelm

2.2.7 *Picea orientalis* (L.) Link

Doğu Ladini; 40-50 metre (bazen 60 m) boy gelişimi, 1.5-2 metre çap gelişim yapan, dolgun ve düzgün gövdeli, sivri tepeli ülkemiz için asli orman ağacı türüdür. Bu türü ilk defa Kuzey Anadolu Dağları'nda Tournefort bulmuştur. Ancak sonradan bu tür Pallas tarafından, *Pinus picea* şeklinde isimlendirilmiştir. Türün kabuğu genç yaşlarda

açık renkli ve düzgün iken, yaş ilerledikçe koyu renkli ve çatlaklı bir durum almaktadır. Gövde üzerinde dallar çevresel ve sık şekilde konumlanmaktadır (Fotoğraf 2.7). Gençlikte sürügnler ince, açık renkli ve tüylü olmaktadır. Tomurcuklar kahverengi, sivri ve reçinesizdir. Bu Ladin türü ladin taksonlarının en kısa iğne yapraklısı olup 6-11 mm olan ibrelerin, uçları keskin değil, kör ya da küt olarak sonuçlanmakta olup, cilalı görünümlü ve koyu yeşil renklidir. Enine kesitleri dört köşeli olan ibrelerin, her bir yüzünde 1-4 adet stoma çizgisi bulunmaktadır. Kozalakçık şeklinde kurul oluşturan erkek çiçekler karmen kırmızısı reninde olup, dişi çiçekler menekşe rengine sahiptir. 6-9 cm uzun olan kozalaklar, başlangıçta bazı ağaçlarda yeşil renkte iken, bazı ağaçlarda koyu kırmızı renge sahiptir. *Picea abies* (Avrupa Ladini)'den ayırıcı özellik olarak, olgun kozalaklar açık kiremit renginde, oval ya da silindirik yapıda, pulların kenarları düz yani tamdır. Gençlikte büyümesinin yavaş olması sebebiyle silvikültürel uygulamalarda özellikle kuvvetli diri örtü etkisinin dikkate alınması gerekmektedir. Büyümesi genel olarak 8-10 yaşından sonra hızlanmakta ve bu büyüme temposu uzun yıllar sürmektedir. Sığ kök sistemi nedeniyle fırtına zararına karşı oldukça hassa olan biri türümüzdür. Doğal yayılışını Kuzeydoğu Anadolu'nun sahil kesimleri ile Kafkasya'da yapmaktadır. Ülkemizdeki doğal yayılışı Türkiye-Gürcistan sınırından başlamakta Ordu-Melet ırmağında sonlanmaktadır. Bu bölgede genel olarak dağların denize bakan kuzey yamaçlarında yapmakta genel manada büyük akarsu vadileri hariç karadeniz ardına geçememektedir. Harşit ve Çoruh vadileri gibi deniz ikliminin etkilerini iç kesimlere kadar ulaştırabilen büyük vadiler boyunca yine kuzey yamaçlarda yayılış yapmaktadır.

Örneğin Torul'un Saraç Dağı ormanları, Artvin Atila, Şavşat ve Borçka orman alanlarında olduğu gibi. Bu tür bazen saf, çoğu kez de *Pinus sylvestris, Abies nordmanniana* ve *Fagus orientalis* gibi türlerle karışık ormanlar kurmaktadır. 900-1500 metre arasında karışık değişik türlerle karışık meşcereler oluştururken, 1500-2200 metre, bazende 2400 metre aralarında saf meşcereler kurmaktadır. Bu türün ormanları geçmişten bu yana aşırı kullanımlar, düzensiz yararlanmalar, böcek ve mantar zararlarının tehdidi altında kalmıştır. Ayrıca geçmişte Artvin Murgul bakır fabrikası kaynaklı hava kirliliği bu türde kitlesel orman ölümlerine sebep olmuştur. Bu tür Avrupa'da da süs bitkisi amaçlı yaygın şekilde yetiştirilmektedir. Yoğun koyu renkli ve cilalı görünümlü yapraklanması süs bitkisi değerini arttırmakta olup

parklarda kullanılan süs formları bulunmaktadır. Bu süs formlarına, genç yaprakları önce sarı, sonra yeşile dönüşen *P. orientalis* cv. Aurea Hesse et Beiss., alçak ve geniş tepeli bodur formu *Picea orientalis* cv. *nana* Carr. örnek olarak verilebilir (URL-6, 2022).



Fotoğraf 2.7 *Picea orientalis* (L.) Link

2.2.8 *Thuja orientalis* L.

Anavatanı Çin olan Doğu Mazısı servigiller (Cupressaceae) familyasında yer alan süs bitkisi maçlı yaygın yetiştirilen bir türdür. Süs bitkisi değerinden dolayı doğal yayılış alanı dışına bir çok ülkeye çıkarılmış, bazı ülkelerde doğallaşmıştır. Bu tür kokusuz yaprak, kanatsız tohum ve mahmuzlu kozaklarıyla *Thuja* cinsinden farklıdır. Anavatanında, boy gelişimi 20 m'ye, çap gelişimi 1 m'ye kadar çıkabilmektedir. Bu gelişimi aksine, anavatanı dışında fazla boylanmayan küçük bir çalı formundadır (Fotoğraf 2.8). Kızıl kahverengi ile açık gri kahverenginde olan kabuğu boyuna soyularak dökülmektedir. Tepe tacı gençlikte yumurtamsı-piramidal şekilli, yaşla birlite geniş yuvarlak veya düzensiz şekil almaktadır (URL-5, 2022).



Fotoğraf 2.8 *Thuja orientalis* L.

2.2.9 *Cryptomeria japonica* D. Don.

Servigiller (Cupressaceae) familyasında yer alan *Cryptomeria japonica* (Japon çamı)'nın anavatanı Japonya ve Çin'dir. Tür ağaç formunda olup 50 m'ye kadar boy, 300 cm'ye kadar çap gelişim yapabilmektedir.

Tepe yapısı koni şeklinde, gövde yapısı düzgün ve incedir. Kırmızımsı kahverengi ile koyu gri renkte lifsi yapıda olan kabuk boyuna soyulmaktadır. Helezonik şekilli dallar yana uzanmış olup, çok az derecede sarkmaktadırlar. İlk yıllarda yeşil renkli olan dallar genellikle aşağıya doğru sarkmaktadır. Sürgünler yeşil ve tüysüzdür. Tomurcuklar küçük pulsuzdur. Soluk yeşil iğnemsi yapraklar 5 sıralı sarmal dizilmiştir ve sürgün üzerinde 4-5 yıl kadar kalır. İğne yapraklar biz şeklinde, dümdüz veya içe doğru çok kavisli, üst ve alt yüzeyi dış bükey yan tarafı hafif basık omurgalıdır (URL-4, 2022).



Fotoğraf 2.9 *Cryptomeria japonica* D.Don

2.3 Ağır Metallerin Etkileri

Toksinler ve ağır metaller çevrede doğal formlarda bulunabilse de, ürün yetiştirmek için uygulanan tarımsal uygulamalar ve tekniklerde bunların ürünlerinin, ana besin kaynağı olarak kullanılması nedeniyle günümüzde insanlar için daha zararlıdır (Fergusson, 1990). Ayrıca insanlar tarafından gerçekleştirilen kentleşme hareketi nedeniyle son yıllarda ağır metaller ve toksinler artmıştır. Makineler, fabrikalar ve ulaşım faaliyetleri, biyosferde ağır metallerin varlığına ve konsantrasyonlarının toksik seviyelere çıkmasına neden olmuştur (Bilos vd., 2001). Birçok devlet ve sağlık kuruluşu, test edilen alanları değerlendirmek ve düzeltmek için kullanılan güvenli ve toksik ağır metal içeriği için belirli aralık sınırları belirlemiştir (Ackova, 2018).

Bununla birlikte, farklı türler arasındaki birikim farkı nedeniyle bu sınırlar aşırı olabilir (Giuffre vd., 2012).

Ağır metallerin toksisite seviyesinin yanı sıra doğadaki normal ve toksik sınırları farklılık göstermektedir (Bernhoft, 2013; Bleise vd., 2003; Ibnu Hajar, vd., 2014; MacFarquhar vd., 2010; Martin ve Griswold, 2009; Mossi, 2018; Nazir vd., 2015; Nwaichi ve Dhankher, 2016; O'Neal ve Zheng, 2015; Satarug vd., 2000; Singh vd.,2010; Subhan vd., 2011; Vyskocil ve Viau, 1999; Yue vd., 2018). Ağır metaller insanlarda ve hayvanlarda kısa vadeli ve uzun vadeli sağlık etkilerine ek olarak bitkilerde genel olarak olumsuz etki yaparlar. Ağır metallerin çoğu orta ila yüksek düzeyde toksisiteye sahiptir. Örneğin manganezin toksik hale gelmesi için 400 mg/kg dozu gerekirken, 0,4 mg/kg selenyum toksik hale gelmesi için yeterlidir. Ayrıca, ağır metallerin bitkiler üzerindeki genel etkileri, büyümenin engellenmesi ve metabolizması ve gelişimi için gerekli olan mineral içeriğinin manipülasyonudur. Ağır metallerin insan sağlığı üzerindeki etkileri, kansere kısa süreli maruziyette ishal ve kusma ve uzun süreli maruziyette ölüm arasında değişmektedir.

2.3.1 Bakır (Cu)'ın Canlılar Üzerindeki Etkileri

Bakır temel bir mikro besin maddesi olarak kabul edilirken, havada yüksek seviyelere maruz kalmak burun ve ağızda tahrişe neden olabilir. Yüksek seviyelerde Cu'nun yutulması böbrek ve karaciğer hasarının yanı sıra mide rahatsızlıklarına da yol açabilir. Yüksek Cu seviyelerine cilt yoluyla maruz kalma, hassas kişilerde alerjik reaksiyona veya kızarıklığa neden olabilir. Cu maruziyetinin insanlarda veya hayvanlarda kansere yol açabileceğine dair bir gösterge yoktur. Bununla birlikte, sucul sistemlerin Cu kontaminasyonu, biyotik organizmalarda akut ve kronik toksisite ile ilişkili olabilir (Araya vd., 2017).

2.3.2 Çinko (Zn)'nun Canlılar Üzerindeki Etkileri

Çinko'ya maruz kalmayla ilgili sağlık sorunları, kontamine gıda veya su kaynaklarının yutulmasından veya üretim tesislerinin yakınında aerosol haline getirilmiş Zn partiküllerinin solunmasından kaynaklanır. Zn, etkili olması için uygun bir denge gerektiren insanların beslenmesi için temel bir unsurdur. Vücudumuz Zn'ye ihtiyaç

duyduğundan, sistemlerimize düşük girdiler, yüksek seviyelere maruz kalmak kadar zararlı olabilir. Yüksek düzeyde Zn yutulması, kısa süreli mide ve kan rahatsızlıklarına ve muhtemelen pankreas hasarına neden olabilir. Zn'nin yüksek konsantrasyonlarda solunması, kısa süreli olarak akciğer tahrişlerine ve vücut ısısında dalgalanmalara neden olabilir. Zn solunumu için uzun vadeli etkiler belirlenmemiştir. Suda yaşayan organizmalar üzerindeki etkiler, Zn maruziyetine karşı geniş bir hassasiyet yelpazesi yaşayabilecekleri için önemsiz görünmektedir. Zn şu anda olası bir kanserojen olarak listelenmemektedir (Chasapis vd., 2012).

Çinkonun görevi, bitkinin klorofil üretimini desteklemektedir. Toprakta çinko yetersizliği durumunda, bitki büyümesi bodur olduğundan yapraklar renk değiştirmektedir. Çinko eksikliği, damarların kloroz dokusu denilen yaprak renginin sararmasına neden olur. Çinko eksikliğinden kaynaklanan kloroz genellikle yaprağın gövdeye yakın tabanını etkiler. Önce alt yapraklarda kloroz görülür ve daha sonra yavaş yavaş bitkiye doğru hareket eder. Şiddetli durumlarda, üst yapraklar klorotik hale gelir ve alt yapraklar kahverengi veya mor olur ve ölür. Bitkiler bu kadar şiddetli semptomlar gösterdiğinde, yeniden dikmeden önce onları yukarı çekip toprağı işlemek en iyisidir. Çinko (Zn), bitkilerin çeşitli metabolik süreçlerini etkileyen ve uzun bir biyolojik yarı ömre sahip olan temel bir mikro besindir. Zn ve Cd'nin fitotoksisitesi, *Phaseolus vulgaris* ve *Brassica juncea* gibi çeşitli bitki türlerinde büyüme ve gelişmede, metabolizmada ve oksidatif hasarın indüklenmesinde azalma ile gösterilir (Tsonev ve Lindon, 2012).

Çinko'nun *Phaseolus vulgaris* ve bezelye bitkilerinde enzimlerin katalitik etkinliğinde değişime neden olduğu bildirilmiştir. Kirlenmiş topraklarda bulunan Zn konsantrasyonları sıklıkla besin olarak gerekli olan seviyeyi aşar ve fitotoksisiteye neden olabilir. 150-300 mg/kg aralığında Zn konsantrasyonları kirli topraklarda ölçülmüştür. Topraktaki yüksek Zn seviyeleri, birçok bitki metabolik fonksiyonunu engeller; büyüme geriliğine ve yaşlanmaya neden olur. Bitkilerdeki çinko toksisitesi hem kök hem de sürgün büyümesini sınırlamıştır (Mishra vd., 2020).

Çinko toksisitesi ayrıca genç yapraklarda, yüksek toprak Zn seviyelerine uzun süre maruz kaldıktan sonra yaşlı yapraklara kadar uzayabilen kloroza neden olur. Kloroz

kısmen indüklenmiş demir (Fe) eksikliğinden kaynaklanabilir, çünkü hidratlı Zn+2 ve Fe+2 iyonları benzer yarıçaplara sahiptir. Fazla Zn ayrıca bitki sürgünlerinde manganez (Mn) ve bakır (Cu) eksikliklerine neden olabilir. Bu tür eksiklikler, bu mikro besinlerin kökten sürgüne engellenmiş transferine atfedilmiştir. Bu engel, Zn bakımından zengin ortamda yetiştirilen bitkilerdeki Fe ve Mn konsantrasyonlarının kökte sürgünden daha fazla olmasına dayanmaktadır (Nowak vd., 2018).

Zn toksisitesinin diğer bir tipik etkisi, fosfor (P) eksikliğine atfedilen yapraklarda morumsu kırmızı bir renk oluşmasıdır. Aşırı çinko, salkım fasulyesinin (*Cyamopsis tetragonoloba*) çimlenmesini, klorofil, karotenoid, şeker, amino asit ve büyümesini azaltır. Oysa bezelyede (*Pisum sativum*) klorofil, fotosentezi ve bitki büyümesini azaltır. Çavdar otunda (*Lolium perenne*) büyümeyi, besin içeriğini ve fotosentetik enerji dönüşümünü azaltır (Chaderian vd., 2007).

2.3.3 Kadmiyum (Cd)'un Canlılar Üzerindeki Etkileri

Kadmiyum'a maruz kalma, esas olarak kontamine havanın solunması, kontamine gıda kaynaklarının yutulması veya kontamine su kaynakları yoluyla gerçekleşir. Cd'nin tortulardaki biyoyararlanımı pH, redoks potansiyeli, su sertliği ve diğer kompleks yapıcı maddelerin varlığına bağlıdır. Çalışmalar, yüksek dozda Cd'ye maruz kalan hayvanların akciğer hastalığı ve mide rahatsızlıkları yaşadığını göstermiştir. Cd'nin vücutta çok uzun süre kalabilmesi, maruz kalma konsantrasyonları düşük olsa bile seviyelerin oluşmasına izin verir. Cd'ye maruz kalan suda yaşayan organizmalar, akut ölüm, büyümenin azalması ve üremenin engellenmesi dahil olmak üzere çeşitli etkiler göstermiştir. İnsan Cd'ye maruz kalmanın, hayvan çalışmalarında olduğu gibi eşit düzeylerde maruz kaldığında benzer hastalıklara neden olup olmayacağı belirsizdir. Deri teması yoluyla Cd'ye maruz kalmanın ne insanlarda ne de hayvanlarda bilinen bir etkisi yoktur (Sharma vd., 2015).

Tarım toprağında izin verilen kadmiyum (Cd) sınırı 100 mg/kg topraktır. Yüksek düzeyde Cd içeren toprakta yetişen bitkiler, kloroz, büyüme inhibisyonu, kök uçlarının esmerleşmesi ve son olarak ölüm açısından yansıyan görünür yaralanma belirtileri gösterir. Cd tarafından indüklenen kök Fe (III) redüktazının inhibisyonu Fe (II)

eksikliğine yol açtı ve fotosentezi ciddi şekilde etkiler. Genel olarak, Cd'nin bitkiler tarafından çeşitli elementlerin (Ca, Mg, P ve K) ve suyun alımına, taşınmasına ve kullanımında etkili olduğu gösterilmiştir. Cd ayrıca sürgünlerdeki nitrat redüktaz aktivitesini inhibe ederek nitratın emilimini ve köklerden sürgünlere taşınmasını da azaltmıştır. *Silene cucubalus'un* bitkilerinde de nitrat redüktaz aktivitesinin kayda değer inhibisyonu bulunmuştur (Tran ve Popova, 2013).

Kadmiyum uygulamaları sırasında soya fasulyesi bitkilerinin nodüllerinde azot fiksasyonu ve birincil amonyak asimilasyonu azalmıştır. Metal toksisitesi, plazma zarı geçirgenliğini etkileyerek su içeriğinde bir azalmaya neden olabilir; özellikle Cd'nin su dengesi ile etkileşime girdiği rapor edilmiştir. Kadmiyum uygulamalarının buğday ve ayçiçeği köklerinin plazma membran fraksiyonunun ATPaz aktivitesini azalttığı gösterilmiştir. Kadmiyum, klorofil biyosentezini inhibe ederek ve CO_2 fiksasyonunda yer alan enzimlerin aktivitesini azaltarak lipid peroksidasyonunu ve kloroplast metabolizmasında bozulmaları indükleyerek membranların işlevselliğinde değişiklikler meydana getirir (Hasan vd., 2009).

Buğdayda (*Triticum sp*.) aşırı kadmiyum tohum çimlenmesini azaltır; bitki besin içeriğinde azalma; azaltılmış sürgün ve kök uzunluğuna sebep olur. Sarımsakta (*Allium sativum*) ise Cd birikimi sürgün büyümesini azaltmıştır. Son olarak Cd elementi, Mısır'da (*Zea mays*) sürgün büyümesini ve kök büyümesinin inhibisyonunu azaltmaktadır (Samantaray ve Rout, 1997).

2.3.4 Krom (Cr)'un Canlılar Üzerindeki Etkileri

İnsanlarda, krom kontaminasyonuna maruz kalma, soluma, yutma veya deri teması yoluyla gerçekleşir. Yüksek Cr (VI) seviyelerinin solunmasının burun kanaması veya ülser gibi burun tahrişlerine neden olduğu gösterilmiştir. Benzer seviyelerin yutulması ölümle sonuçlanabilecek mide, karaciğer veya böbrek hasarına neden olabilir. Cd'den farklı olarak, yüksek Cr (VI) seviyelerine dermal maruziyet cilt ülserlerine neden olabilir. Şiddetli alerjisi olan kişiler, maruz kalan alanlarda iyileşme ve kızarıklık yaşayabilir. Çalışmalar, Cr (VI) bileşiklerinin akciğer kanseri riskini artırabileceğini göstermiştir ve çeşitli sağlık kuruluşları, Cr (VI)'yı çeşitli şekillerde insan kanserojeni

olarak etiketlemiştir. Biyolojik topluluklar üzerindeki ek olumsuz etkiler, özellikle vejetatif türler tarafından ölüm ve azalan büyümeyi içermektedir (Achmad vd., 2017).

Kromun bitkilere ve hayvanlara zarar verebilecek zehirli bir metal olduğu bilinmektedir. Krom kaynaklı oksidatif stres, bitkilerde hücre zarlarında ciddi hasara neden olan lipid peroksidasyonunun indüklenmesini içerir. Kromun neden olduğu oksidatif stres, büyümede düşüşe neden olan fotosentetik pigmentlerin bozulmasını başlatır. Yüksek krom konsantrasyonu, fotosentetik süreci bozarak oradaki kloroplast ultra yapısını bozabilir. Tohum çimlenmesi, Cr'den etkilenen ilk fizyolojik süreç olduğundan, bir tohumun Cr içeren bir ortamda çimlenme yeteneği, bu metale tolerans seviyesinin göstergesi olacaktır. Yabani ot *Echinochloa colona'*nın tohum çimlenmesi 200 µM Cr ile %25'e düşmüştür. Altı değerlikli Cr elementinin topraktaki yüksek seviyeleri (500 ppm), çalı fasulyesi *Phaseolus vulgaris'*te çimlenmeyi %48'e kadar azaltmıştır (Singh vd., 2013).

40 ppm Cr (VI), Lucerne (*Medicago sativa*) tohumlarının kirlenmiş ortamda çimlenme ve büyüme yeteneğini %23 oranında azaltmıştır. Sırasıyla 20 ve 80 ppm Cr ile şeker kamışı tomurcuk çimlenmesinde %32-57 azalma gözlenmiştir. Tohumların Cr stresi altında azaltılmış çimlenmesi, Cr'nin amilazların aktivitesi ve müteakip şekerlerin embriyo eksenlerine taşınması üzerinde depresif bir etkisi sonucudur. Proteaz aktivitesi ise Cr muamelesi ile artar, bu da Cr ile muamele edilmiş tohumların çimlenmesinin azalmasına katkıda bulunabilir. Ağaçlarda ve ekinlerde bulunan ağır metaller nedeniyle kök büyümesinde azalma iyi belgelenmiş bir etkidir. Başka bir çalışma, *Salix viminalis*'te yeni kök primordialarına karşı metal toksisitesinin sırasının Cd > Cr > Pb olduğunu, oysa kök uzunluğunun çalışılan diğer ağır metallerden daha fazla Cr'den etkilendiği belirlenmiştir. Krom stresi, CO2 fiksasyonu, elektron taşınması, foto fosforilasyon ve enzim aktiviteleri açısından fotosentezi etkileyen önemli faktörlerden biridir (Panda ve Choudhury, 2005).

Daha yüksek bitkilerde ve ağaçlarda, Cr elementinin fotosentez üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Bununla birlikte, Cr'nin neden olduğu fotosentez inhibisyonunun ne ölçüde kloroplastların ultra yapısının düzensizliğinden, elektron taşınmasının inhibisyonundan veya Cr'nin Calvin döngüsünün enzimleri üzerindeki etkisinden

kaynaklandığı iyi anlaşılamamıştır. Krom stresi, bitkilerde üç olası metabolik modifikasyon tipini indükleyebilir: (i) bitkilerin yaşamını sürdürmesine dahil olan pigmentlerin üretiminde değişiklik (örneğin, klorofil, antosiyanin) (ii) metabolitlerin artan üretimi (örneğin, glutatyon, askorbik asit) bitkilerde hasara neden olabilen Cr stresine doğrudan bir yanıt olarak ve (iii) metabolik havuzdaki değişiklikler, Cr stresine direnç veya tolerans kazandırabilen biyokimyasal olarak ilişkili yeni metabolitlerin üretimini ortaya çıkarabilmektedir. Süperoksit dismutaz (SOD) ve antioksidan katalazın indüksiyonu ve aktivasyonu, bitkilerdeki başlıca metal detoksifikasyon mekanizmalarından bazılarıdır. Domateste (*Lycopersicon esculentum*) krom toksisitesi bitki besin maddesi alımında azalmaya neden olur. Ayrıca krom soğan (*Allium cepa*), çimlenme sürecinin inhibisyonunu ve bitki biyokütlesinin azalmasına sebep olmaktadır. Ayrıca buğdayda (*Triticum sp.*) sürgün ve kök büyümesinde azalma görülmüştür (Ertani vd., 2017).

2.3.5 Kurşun (Pb)'un Canlılar Üzerindeki Etkileri

İnsanlarda yüksek düzeylerde kurşun maruziyetinin vücut organlarını ve merkezi sinir sistemini etkilediği gösterilmiştir. Kan bozuklukları ve erkek üreme sorunları da ortaya çıkabilir. Sudaki organizmalar da Pb'den toksik etkiler sergiler. Bitkiler, balıklara veya omurgasızlara göre maruz kalmaya karşı daha az duyarlı olma eğilimindedir. Hayvanlar üzerinde yapılan çalışmalar Pb'nin kanserojen olma olasılığını gösterirken, insanlarda kanserojen etkilere işaret eden bir kanıt yoktur (Debnath vd., 2019).

Karadaki bitkiler, topraktan kurşun emme ve bunun çoğunu köklerinde tutma eğilimindedir. Bitki yapraklarının da kurşun alabileceğine dair bazı kanıtlar vardır (ve bu kurşunun bitkinin diğer kısımlarına taşınması mümkündür). Bitki kökleri tarafından kurşun alımı, toprağa kalsiyum ve fosfor uygulanması ile azaltılabilir. Kurşun (Pb), toprakta her yerde bulunan en bol bulunan toksik elementlerden biridir. Bitkilerin morfolojisi, büyümesi ve fotosentetik süreçleri üzerinde olumsuz etki yapar. Kurşunun *Spartiana alterniflora, Pinus halepensis*'in tohum çimlenmesini engellediği bilinmektedir (Nas ve Ali, 2018).

Çimlenmenin inhibisyonu, kurşunun önemli enzimlerle etkileşiminden kaynaklanabilir. Bir çalışmada 60 μM kurşun asetatın pirinç endosperminde proteaz ve amilazı yaklaşık %50 oranında inhibe ettiği gözlemlenmiştir. Soya fasulyesi, pirinç, mısır, arpa, domates ve bazı baklagillerde erken fide büyümesi kurşun tarafından da engellenmiştir. *Allium* türleri, arpa ve *Raphanus sativas*'ta kurşun ayrıca kök ve gövde uzamasını ve yaprak genişlemesini de engellemiştir. Kök uzamasının engellenme derecesi, kurşun konsantrasyonuna ve iyonik bileşime, pH'a bağlıdır (Amin vd., 2018).

Sesamum indicum'da kök büyümesinin kurşun konsantrasyona bağlı inhibisyonu gözlenmiştir. Toprakta bulunan yüksek kurşun miktarı, birçok bitki türünde anormal morfolojiye neden olmaktadır. Örneğin kurşun, bezelye köklerinde, endodermisin hücre duvarlarında ve kortikal parankimde lignifikasyonda düzensiz radyal kalınlaşmaya neden olur. Kurşun ayrıca vasküler bitkilerin onarım süreci üzerinde çoğalma etkilerine neden olur. Saksıdaki şeker pancarı bitkilerine 100-200 ppm oranlarında verilen kurşun, kloroz ve büyüme azalmasına neden olmuştur. Yüksek Pb konsantrasyonu ayrıca bitkilerde ROS üretimini artırarak oksidatif stresi indüklemektedir (Pinho ve Ladeiro, 2012).

Mısırda (*Zea mays*) çimlenme yüzdesinde azalma; bastırılmış büyüme; azaltılmış bitki biyokütlesi; bitkisel protein içeriğinde azalma fark edilmiştir. *Portia* ağacında (*Thespesia populnea*) ise yaprak sayısında ve yaprak alanında azalma; azalmış bitki boyu; bitki biyokütlesinde ve Yulafta (Avena sativa) azalma CO2 fiksasyonunu etkileyen enzim aktivitesinin inhibisyonu ortaya çıkmıştır (Yongsheng vd., 2011).

2.3.6 Nikel (Ni)'in Canlılar Üzerindeki Etkileri

Nikel, sağlığın korunması için gerekli bir element olarak kabul edilir, ancak yüksek seviyelere maruz kalmak olumsuz sağlık etkilerine neden olabilir. Sağlıkla ilgili endişeler açısından insanlar ve hayvanlar için en şiddetli maruziyetlerin deri teması ve soluma yoluyla olduğu görülmektedir. Ni ile temastan kaynaklanan deri döküntüleri şeklindeki alerjik reaksiyonlar, görülen en yaygın sağlık etkisi türleridir. Ni bileşikleri içeren hava parçacıklarına işyerinde maruz kalma, burun kanseri olarak akciğere bağlanmıştır. Suda yaşayan organizmalar üzerindeki olumsuz etkiler açısından ölüm

oranlarında artış, büyümede azalma ve kaçınma reaksiyonları gözlemlenmiştir (Das vd., 2018).

Nikel, bitkiler için gerekli bir besindir. Ancak bitkilerin normal büyümesi için gerekli Ni miktarı çok düşüktür. Bu nedenle, çevredeki Ni kirliliği seviyesi arttıkça, Ni'nin bitkilerdeki fonksiyonel rollerini ve toksik etkilerini anlamak esastır. Kirli topraktaki Ni+2 konsantrasyonu 20 ila 30 kat (200–26.000 mg/kg) arasında değişebilir (doğal toprakta bulunan genel aralıktan (10-1.000 mg/kg) daha yüksek). Bununla birlikte, madencilik çalışmaları, izabe tesislerinin emisyonu, kömür ve petrolün yakılması, kanalizasyon, fosfatlı gübreler ve pestisitler gibi insan faaliyetleri ile belirli alanlarda Ni+2 konsantrasyonu artmaktadır (Altınozlu vd., 2012).

Topraktaki Ni+2 fazlalığı, pirinç dahil farklı bitki türlerinde çeşitli fizyolojik değişikliklere ve kloroz ve nekroz gibi çeşitli toksisite semptomlarına neden olur. Yüksek Ni+2 içeren toprakta yetiştirilen bitkiler besin dengesinde bozulmalar göstermiş ve hücre zarı fonksiyonlarında düzensizliğe neden olmuştur. Böylece Ni+2, *Oryza sativa* sürgünlerinde bildirildiği gibi plazma zarının lipid bileşimini ve H-ATPase aktivitesini etkilemiştir. Ni+2 ile muamele edilmiş bitkilerde gözlenen diğer semptomlar, su dengesindeki değişikliklerle ilgilidir. Ni+2'nin yüksek alımı, dikot ve monokot bitki türlerinin su içeriğinde bir düşüşe neden olmuştur. Su alımındaki azalma, bitkilerde Ni+2 toksisitesinin ilerlemesinin bir göstergesi olarak kullanılmaktadır (Shahzad vd., 2018).

2.3.7 Demir (Fe)'in Canlılar Üzerindeki Etkileri

Demir esas olarak bitki fotosentez sürecinde yer alır. Mikro besin maddesinin bitki köklerine mevcudiyeti, düşük pH'lı toprakta daha kolay bulunan demir ile toprağın pH seviyesine bağlıdır. Demir ve manganez, bitki büyüme ve gelişmesinde önemli bir rol oynar, ancak bu mikro besinlerden birinin bolluğu diğerini bitki kökleri için daha az kullanılabilir hale getirdiğinden, genellikle emilim için rekabet eder. Demir, sitokromlar, katalaz, peroksidaz ve leghaemoglobin dahil hem proteinlerin ve ferredoksin, akonitaz ve süperoksit dismutaz (SOD) dahil olmak üzere demir kükürt proteinleri gibi hücre redoks sistemlerinin ana bileşenidir. Tüm bitkiler için temel bir

element olan demir, fotosentez, kloroplast gelişimi ve klorofil biyosentezi gibi çeşitli süreçlerde birçok önemli biyolojik role sahiptir. Mineral toprakların çoğu demir açısından zengin olmasına rağmen, yaprak dokularında demir toksisitesi semptomlarının ifadesi, yalnızca suda çözünmeyen Fe+3 çözünmeyen Fe+2'nin (Colombo vd., 2014).

Tütün, kanola, soya fasulyesi ve *Hydrilla verticillata*'daki demir toksisitesine, bitki fotosentezinde ve veriminde azalma ve oksidatif stres ve askorbat peroksit aktivitesinde artış eşlik eder. Bitkilerde demir toksisitesinin görünümü, kökler tarafından yüksek Fe+2 alımı ve yapraklara ve terleme akımı yoluyla taşınması ile ilgilidir. Fe+2 fazlası, hücresel yapıyı geri dönülmez şekilde bozan ve membranlara, DNA'ya ve proteine zarar veren serbest radikal üretimine neden olur. Demir toksisitesi yaygın değildir, ancak bazı bitkiler köklerinden toprak pH'ını düşüren asitler salgılarlar. Bu bitkiler çok fazla demir alarak toksisiteye neden olabilir (Saaltink vd., 2017).

2.3.8 Manganez (Mn)'in Canlılar Üzerindeki Etkileri

Manganez (Mn), başta fotosentez olmak üzere çeşitli fizyolojik süreçlerde anahtar rol oynayan temel bir bitki mineral besin maddesidir. Manganez eksikliği yaygın bir sorundur ve çoğunlukla kumlu topraklarda, pH'ı 6'nın üzerinde olan organik topraklarda ve aşırı derecede yıpranmış, tropik topraklarda görülür. Mn, terleme akımı yoluyla kökten sürgüne kolayca taşınır, ancak yapraklara ulaştıktan sonra floem yoluyla diğer organlara kolayca yeniden mobilize olmaz. Yapraklarda, yaprak saplarında ve gövdelerde nekrotik kahverengi lekelenme, Mn toksisitesinin yaygın bir belirtisidir. Bu lekelenme alt yapraklarda başlar ve zamanla üst yapraklara doğru ilerler. Zamanla, benekler hem sayı hem de boyut olarak artabilir ve bu da nekrotik lezyonlara, yaprak kararmasına ve ölüme neden olabilir. Diğer bir yaygın semptom ise "kırışık yaprak" olarak bilinir ve en genç yaprak, gövde ve yaprak sapı dokusunda görülür. Ayrıca bu dokuların sararması ve esmerleşmesi ile de ilişkilidir (Millaleo vd., 2010).

Bazı türlerde manganez toksisitesi, zamanla daha genç yapraklara doğru hareket eden yaşlı yaprakların klorozu ile başlar. Bu belirti yaprak kenarlarında başlar ve damarlar arası alanlara doğru ilerler ve toksisite akut ise belirti yaprakların kenar ve damarlar arası nekrozuna ilerler. Fazla Mn'nin prosesle ilgili Fe'yi bloke ederek klorofil sentezini engellediği bildirilmektedir (Li vd., 2019).

Manganez toksisitesi, diğer mikro besin toksisitesine kıyasla nispeten yaygın bir sorundur. Normalde pH 5.5 veya daha düşük topraklarla ilişkilidir, ancak toprak pH'ı 6.0'ın altında olduğunda ortaya çıkabilir semptomlar arasında yaşlı yapraklarda kloroz ve nekrotik lezyonlar, koyu kahverengi veya kırmızı nekrotik lekeler, yaprakların epidermal hücrelerinde küçük MnO2 parçacıklarının birikmesi veya genellikle "kızamık" olarak adlandırılan saplar, kuruyan yaprak uçları ve bodur kökler. Baklada (*Vicia faba*) sürgün ve kökte Mn birikimi; sürgün ve kök uzunluğunda azalma ve kolraza neden olmaktadır (Fernando ve Lynch, 2015).

Nanenin diğer tarafı (*Mentha spicata*) Mn klorofil a ve karotenoid içeriğini azaltır; bitki köklerinde Mn birikimini arttırır. Ayrıca bezelyedeki Mn (*Pisum sativum*) klorofil a ve b içeriğini azaltır; nispi büyüme oranında azalma; azaltılmış fotosentetik O2 evrim aktivitesi ve fotosistem II aktivitesinde değişime neden olmaktadır. Ancak domateste (*Lycopersicon esculentum*) Mn daha yavaş bitki gelişimi; klorofil konsantrasyonunda azalma oluşturmaktadır (Mousavi vd., 2011).

2.4 Bitkilerde Ağır Metal Birikimi Üzerine Çalışmalar

Spinancia oleracea'da ağır metallerin toksik etkisini ve depolanmasını inceyen çalışmada, ağır metallerin bitki parçaları üzerindeki etkilerini ve bunların büyüme ve özelliklerini, ayrıca besin bileşimi ve nem içeriğini değerlendirmek için kontrollü bir ortam kullanılmıştır. Bitkilerin yetiştiği saksılarda ağır metaller ve ağır metal karışımları toprağa eklenmiştir. Ağır metal dozları, 40 gün sonra hasat edilene kadar numunelere günlük olarak beslenen farklı konsantrasyonları içermektedir. Karışımlar, bitki gelişimi ve özellikleri üzerinde daha fazla toksik etkiye neden olmasına rağmen, tüm karışımlarda antagonistik bir etki gözlenmiştir. Toksisite seviyesi, çalışmada kullanılan üç ağır metal arasında değişiklik göstermiştir; en yüksek toksisitenin

kadmiyum (Cd) tarafından uygulandığı ve bunu sırasıyla kurşun (Pb) ve Çinko (Zn) takip etmiştir. Ağır metallerin ve karışımların daha yüksek konsantrasyonları, daha yüksek toksik etkilere neden olmaktadır (Naz vd., 2015).

ICP yöntemi ile, alternatif tıpta kullanılan şifalı bitkilerdeki kadmiyum, kobalt (Co), krom (Cr), bakır (Cu), demir (Fe), molibden (Mo), manganez (Mg), nikel (Ni), kurşun (Pb) ve çinko (Zn) ağır metal ve arsenik (As) ve antimon (Sb) metaloid içeriğinin incelendiği başka bir çalışmada, nikel miktarlarının dört türde 0,9 mg/kg ile 3,0 mg/kg arasında, demir konsantrasyonunun 60 mg/kg ile 240 mg/kg arasında değiştiği belirlenmiştir. Ağır metallerin geri kalanı minimum konsantrasyonlara sahipken, tüm metaller izin verilen maksimum sınır aralığında yer almıştır (Stanojkovic-Sebic vd., 2015).

Papaioannou vd. (2019), ağır metal farklı konsantrasyonlarının kırmızı pancar (*Beta vulgaris*) üzerindeki etkisini incelemiştir. Test edilen ağır metaller on iki farklı konsantrasyonda çinko (Zn), manganez (Mg), kadmiyum (Cd), kobalt (Co), bakır (Cu), krom (Cr), nikel (Ni), kurşundur (Pb) olup 0 ila 22 mg/kg arasında değişmektedir. Çalışma, farklı konsantrasyonların toprağın N proteini ve protein verimi üzerindeki etkisini içeriyordu. Deneme, özellikleri ve içeriği bilinen bir toprak kullanılarak bir serada yürütülmüştür ve sulama için atık su kullanılmıştır. Atık su kullanımı ile artan ağır metal konsantrasyonları bitkinin kuru madde verimini düşürmüştür; bununla birlikte, azot konsantrasyonunun ve protein veriminin artmasıyla bitkinin kalitesi iyileşmiştir. Ayrıca bitki miktarının kilogram bazında azalması ile ağır metallerin olumsuz etkileri istatistiksel olarak gösterilmiştir.

Osakwe ve Okolie (2015), büyük bir otoyolun bitişiğindeki tarım arazilerinde ağır metallerin içeriğini test etmiştir. Tarım arazileri ağırlıklı olarak manyok (*Manihot esculenta*) ile ekilmiş ve topraktan ve bitkilerden örnekler alınmıştır. Çalışmanın analizi, hem toprağın hem de bitki örneklerinin farklı bölümlerinin kimyasal içeriğini ve fizikokimyasal özelliklerini içermiştir. Toprağı test ederken, şu sonuçlar elde edilmiştir a) pH seviyeleri, orta düzeyde asidik özellik göstermiştir. b) Toplam organik karbon ve toplam azot, organik madde varlığı gösterilmiştir. c) Elektrik iletkenliği, iyonik malzeme varlığı gösterilmiştir. d)Ortalama mg/kg olarak toprakta bulunan en

yüksek ağır metaller sırasıyla demir (Fe), çinko (Zn), nikel (Ni), krom (Cr) ve kurşundur (Pb).

Bitkilerin yapraklarında ve yumrularında bu ağır metallerin konsantrasyonlarının test edilmesi, konsantrasyonların yapraklarda daha yüksek olduğunu göstermiştir. Bitkilerin yaprak ve yumrularındaki ağır metal konsantrasyonları, komşu otoyol koşulu olmayan kontrol alanlarından alınan örneklerle karşılaştırıldığında, durum çalışması örneklerinde farklılıklar çok önemli ve daha yüksek olarak kabul edilmiştir (Osakwe ve Okolie, 2015).

Kobza (2005), ağır metal içeriğini incelemek için Slovakya çevresindeki 420'den fazla bölgeden toprak örnekleri topladı. Seçilen yerlerin %75'i tarım arazisi, geri kalanı orman arazisidir. Numuneler toprak yüzeyinden ve 10 cm altına kadar alınmıştır. Ayrıca, içeriklerini incelemek için her alandan bitki örnekleri de toplandı. Araştırmanın sonuçları, ülke alanının %0,4'ünün izin verilen maksimum sınırların üzerinde ağır metal konsantrasyonlarına sahip olduğunu göstermiştir. Ağır metallerin yüksek alım nedeniyle mahsullerin kalitesini ve miktarını düşürdüğü ifade edilmektedir.

2.5 Biomonitor Bitki Türleri Üzerine Çalışmalar

Son yıllarda yapılan çalışmalarda bitkiler, özellikle endüstriyel alan ve trafik kaynaklı ağır metal izlemesinde biyomonitör olarak yaygın olarak kullanılmaktadır. Likenler bu amaçla en sık kullanılan bitkilerin başında gelmektedir. Genellikle likenler endüstri ve enerji tesisleri, taşıtlar, tarım ve sanayi kuruluşları kaynaklı ağır metaller de dahil atmosferdeki kirletici düzeylerinin biyolojik manada izlenmesi amacıyla kullanılmaktadır (Garty, 2001; Loppi vd., 2002; Szczepaniak ve Bizuk, 2003; Mossi 2018; Saleh, 2018). Biyomonitor olarak kullanılan liken türleri çalımsı, yapraklanmış makro likenlerdir. Çalışmalar liken biyoindikatörleri ile kanser örneğinde olduğu gibi bölgesel olarak artan ciddi hastalık seviyeleri arasında önemli bir ilişki saptamıştır. (Cislaghi ve Nimis, 1997). Biyomonitor olarak önem taşıyan liken türleri; kuru yağış, ıslak yağış ve gaz halinde dağılma ile oluşan atmosferik kirleticileri durdurmakta, uygun fizyolojileri ile onları emmekte, böylece hava temizliğine katkı

sağlamaktadırlar (Fenn vd., 2007; Mossi, 2018; Saleh, 2018). Sahip oldukları fizyolojileri, tüm yüzeylerinden kirleticileri emmelerini kolaylaştırmaktadır (Conti ve Cecchetti, 2001). Ayrıca likenlerin bu özelikleri, havada partikül biriktirme yetenekleriyle bağıntılıdır. Likelnlerin çoğunun dış yüzeylerinde koruyucu bir mum tabakası ve su emilim organelin bulunmamaktadır. Bu özelliklerinden dolayı likenler çevrede bulunan partikülleri emmektedirler. Bu özelliklerinden dolayı likenler ağır metal kirliliğinin izlenmesinde etkin şekilde kullanılabilmektedir (Bari vd., 2001; Bates, 2002; Mossi 2018; Sloof, 1995; Saleh, 2018). Ayrıca liken türlerinin metobolizmaları atmosferde mevcut nem ile sınırlıdır. Bu türlerde yüksek yapılı bitkilerde bulunan stoma ve kütikülar yapının bulunmaması, hava kirleticilerinin tüm thallus yüzeyi tarafından emilmesini sağlamaktadır. Bunun yanında liken türlerinin fizyolojik gereksinimlerinden daha yüksek miktarlarda elementi biriktirme eğiliminde olmaları bu türlerin ağır metal kirliği izlemelerinde etkin kullanımlarını beraberinde getirmektedir. Yapılan bazı çalışmalarda liken türlerinin damarlı bitkilere göre 100 kat daha fazla SO2 biriktirdiği ortaya konulmuştur (Çobanoğlu, 2015). Bu liken türlerinin eser element biriktirme kapasiteleri ve duyarlılıkları liken tipine bağlı olup, türlerin yapısal ve morfolojik özelliklerine bağlı olarak değişmektedir (Carreras vd., 2005; Getty vd.,1999; Mossi, 2018; Saleh, 2018).

Yosun türleri de ağır metal kirliliğinin izlenmesinde kullanılmaktadırlar. Bunun yanında alg türleri üzerinde cde ağır metal kirliliği üzerine çalışmalar bulunmaktadır (Čeburnis ve Steinnes, 2000; Harmens vd., 2004; Harmens vd., 2010; Szczepaniak ve Bizuk, 2003;). Bryofitler, ve özelikle bu grupta yer alan algler, ekosistemin kalıcı organik kirleticiler, eser metaller ve aşırı nitrojen gibi belirli kirleticilere maruz kalmasını izlemek için kullanılmaktadır. Algler genellikle yağmurdan su biriktirir ve bu da onları atmosferik birikime biyolojik maruziyeti değerlendirmek için faydalı hale getirmektedirler. Araştırmalar bazı alg türlerinin topraktan mineral elementleri alabildiğini göstermiştir (Shahid vd., 2017). Yosun türlerini yüksek biyokütlesi ve çeşitli ekosistemlerde ve tüm dünyada her yerde bulunmaları onları uygun bir biyoindikatör yapmaktadır. Algler, yüksek miktarda ağır metal biriktirme kapasitesine sahiptir ve bu da yağmur suyu veya havadan daha yüksek element konsantrasyonlarına neden olmaktadırlar (Shahid vd., 2017). Bu özelliklerinden dolayı Avrupa'da atmosferik metal kirliliğinin biyoindikatörü olarak yosunların kullanımı uzun yıllar

önce başlamış olup, algler üzerine birçok çalışma yapılmıştır (Ares vd., 2012; Giordano vd., 2013; Mossi 2018; Saleh, 2018; Sarı ve Ören, 2016). Yüksek bitkilerde son yıllarda ağır metal kirliliği izlenmesinde kullanılmaktadır. Havadaki ağır metaller partikül madde üzerinde birikmekte ve partikül madde yaprak yüzeylerinde çöktükten sonra yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarında birikebilmektedir (Schreck vd., 2012). Bazı çalışmalar, bitki saçaklarının, yaprak kısımlarında havadaki PM'yi yakalayarak ve atmosferdeki PM oranını azaltarak PM'leri etkili bir şekilde yakalayabildiğini göstermiştir. Böylece bitkiler, atmosferden PM miktarı ve ağır metalleri PM ile birlikte uzaklaştırarak havayı temizleyebilirler (Al-Khashman vd., 2011; Feng, 1992; Liu vd., 2013; Mossi, 2018; Prusty vd., 2005; Saleh, 2018; Turan vd., 2011). Ağır metal kirliliğinin yoğun olduğu endüstriyel tesis bölgelerinde bitkilerin yapraklarında yüksek düzeyde ağır metal bulunduğu belirlenmiştir (Shahid vd., 2013; Uhlig ve Junttila, 2001). ÇED (Çevresel etki değerlendirme çalışmalarında, bitkilerin yapraklarındaki ağır metal seviyeleri sıklıkla çalışmalara konu olmaktadır (Schreck vd., 2012; Schreck vd., 2013; Stafilov vd., 2010; Zheljazkov vd., 2008). Bitkiler tarafından ağır metal alımı şekli üzerine yapılan çalışmalara göre, yaprak yüzeylerinden ağır metal alımı stoma, kütiküler çatlaklar, boşluklar, ektodezmalar ve sulu gözenekler yoluyla gerçekleşmektedir (Fernandez ve Brown, 2013; Fernandez vd., 2013). Yaprakta biriken ağır metallerin emilimi, esas olarak yardımcı hücreler ile kutiküler membrandaki veya epidermal hücre duvarındaki koruyucu hücreler arasında yer alan plazmatik olmayan kanallar yoluyla olmaktadır. Koruyucu hücre üzerinde bulunan kütikül epidermal, hücrelere göre çok daha geçirgen özellik göstermektedir. Bitki yapraklarına yapışan PM'nin esas olarak tüyler ve kütikül mumu tarafından tutulduğu, ancak PM'ye bağlı metallerin bir kısmının bitkinin yaprak dokularına nüfuz ettiği ifade edilmektedir (Uzu vd., 2010). Cu ve Ni bakımından zengin partiküllerin transferi araştırılan başka bir çalışmada, partiküllerin stoma yoluyla bitki yapraklarına alınabileceği ifade edilmektedir (Kozlov vd., 2000). Benzer şekilde başka çalışmada parçacıkların yaprak dokusuna yaprak kütikülündeki ve stoma içindeki gözeneklerden alınabileceği ileri sürülmektedir (Fernandez ve Eichert, 2009). Bütün bunlara göre ağır metal kirliliğinde yaprakların etkin bir rol aldığı açıktır. Yeterli sayıda araştırma olmamasına rağmen, bu da yaprakları ağır metal kirliliğine maruz kalan bitkilerin gıda amaçlı kullanımının sağlık yönünden risklerini beraberinde getirmektedir. Ağır metallerin bitkiler tarafından alınımı ve birikiminin araştırıldığı çalışmalarda, ağır

metallerin çoğunun topraktan kök sistemi tarafından emildiği belirlenmiştir (Niazi ve Burton, 2016). Atmosferik kirleticilerle ilişkili sağlık riskleri, esas olarak, atmosferik toz parçacıklarının solunmasından ve yüksek nüfus yoğunluğuna sahip kentsel alanlarda gıda olarak kirlenmiş bitkilerin tüketilmesinden kaynaklanmaktadır (Morman ve Plumlee, 1996).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1 Bitki Örneklerinin Toplanması

Bu çalışmada Kastamonu kent merkezinde yoğun trafik olan bölgelerden toplanan ibre örnekleri kullanılmıştır. Kastamonu ili, toplam 13.108 km^2 yüzey alanına sahip bir kent olup toplam nüfusu 372.373'dür. Eski bir yerleşim alanı olan Kastamonu MÖ.18.yy.da Gas'ların yurdu olmuş, zamanla Hititler, Firigler, Kimmerler, Lidyalı'lar, Pers'ler, Pontuslular, Romalılar ve Bizanslıların yönetimine geçmiştir. Romalıların kurduğu Paflagonia isimli eyaletin merkezi olan pompei-polis höyüğü bugünkü Taşköprü ilçesinde bulunmaktadır (URL1, 2022). Kastamonu kent merkezi genel olarak bir vadi içerisinde kurulmuş olup, birçok ilde olduğu üzere kent merkezinde trafik oldukça yoğundur. Çalışma kapsamında örnekler trafiğin çok yoğun olduğu kent içinden geçen yol boyundan toplanmıştır. Çalışma kapsamında, kent içi ağaçlandırma çalışmalarında sıklıkla kullanılan; *Pinus sylvestris* L., *Pinus nigra* Arnold subsp. *pallasiana* (Lamb.) Holmboe, *Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana* Mattf., *Cedrus libani* A.Rich., *Cupressus arizonica* Greene, *Picea pungens* Engelm., *Picea orientalis* (L.) Link, *Thuja orientalis* L., *Cryptomeria japonica* D.Don. türlerinden ibre örnekleri toplanmıştır. İbre örnekleri 2019 yılı vejetasyon mevsimi sonunda toplanmış ve poşetlenip etiketlenerek laboratuvara getirilmiştir (Fotoğraf 3.1; 3.2; 3.3).



Fotoğraf 3.1 İbre Örnekleri alınan *Picea pungens* bireyi



Fotoğraf 3.2 İbre örneklerinin alındığı *Pinus silvestris* bireyi.



Fotoğraf 3.3 İbre örneklerinin alındığı *Cryptomeria japonica* bireyi.

3.2 Ön İşlemler

Laboratuvarda sınıflandırılıp etiketlenen örnekler 15 gün oda kurusu hale gelene kadar bekletilmiştir. Hava kurusu hale gelen yapraklar, etüvde 45ºC'de bir hafta boyunca

kurutulmuştur. Kurutulan örnekler ağır metal analizi için aynı gün Kastamonu Üniversitesi Merkezi Araştırma Laboratuvarına (MERLAB) taşınmıştır.

3.3 Ağır Metallerin Analizi

Bitki örnekleri öğütülerek toz haline getirilmiş ve 0,5 g tartılarak mikrodalga için tasarlanmış tüplere konulmuştur. Örneklerin üzerine 10 mL %65'lik HNO3 ilave edilmiştir. Bu işlemler esnasında çeker ocakta çalışılmıştır. Hazırlanan örnekler daha sonra mikrodalga cihazında 280 PSI basınçta ve 180 ºC'de 20 dakika yakılmıştır. Tüpler işlemler tamamlandıktan sonra mikrodalgadan çıkarılarak soğumaya bırakılmıştır. Soğuyan örnekler üzerine deiyonize su ilave edilerek 50 ml'ye tamamlanmıştır. Hazırlanan örnekler filtre kağıdından süzüldükten sonra Spectro Marka İndüktif Eşleşmiş Plazma-Optik Emisyon Spektrometresi (ICP-OES) cihazında uygun dalga boylarında okunmuştur.

3.4 İstatistiki Analizler

Elde edilen veriler SPSS paket programı yardımıyla değerlendirilmiş, verilere varyans analizi uygulanmış, istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde farklılıklar bulunan değerlere Tukey testi uygulanarak homojen gruplar elde edilmiştir. Elde edilen veriler sadeleştirilip tablolaştırılarak yorumlanmıştır.

4. BULGULAR

4.1 Analiz Sonuçları ve Tanımlayıcı İstatistikler

Çalışma sonucunda elde edilen ağır metal verileri tablolaştırılarak ağaç türüne göre değişimleri SPSS paket programı vasıtasıyla değerlendirilmiştir. Çalışmada 10 ağır metal konsantrasyonunun (Ca, Mg, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Mn, Ni ve Zn) 9 farklı ağaç türündeki birikimi değerlendirilmiştir. Ca ve Mg ağır metalleri verileri ppm (Parts per million) diğerleri ppb (Parts per billion) birimi ile labaratuvar ortamında okunmuştur. Tablo 4.2'de ppb değerleri 1000 sayısına bölünerek ppm dönüşümü yapılmıştır. Tablo 4.1'de ağır metallerin ağaç türlerine göre analiz değerleri verilmektedir. Okumalar 3 tekerrürlü yapılmıştır. Tablo 4.2'de her türden her bir ağır metal için elde edilen okumaların belirleyici istatistikleri verilmektedir.

Bu tablo değerlerine göre, en yüksek Ca ortalama konsantrasyonu *A. bornmülleriana* (4100,000 ppm), Mg konsantrasyonu *C.japonica* (2.093,467 ppm), Cd konsantrasyonu, *T. orientalis* (0,252 ppm), Cr konsantrasyonu *T. orientalis* (2,135 ppm), Cu konsantrasyonu *C. libani* (6,272 ppm), Fe konsantrasyonu *T. orientalis* (485,421 ppm), Pb konsantrasyonu *T. orientalis* (2,765 ppm), Mn konsantrasyonu *P. pungens* (27,050 ppm), Ni konsantrasyonu *C.libani* (1,603 ppm), Zn konsantrasyonu *A. bornmülleriana* (14,395 ppm) türü ibrelerinde belirlenmiştir.

İncelenen 10 adet ağır metal çeşidinden 4 adedinin (Cd, Cr, Fe, Pb) konsantrasyon yönünden *T. orientalis* en yüksek değerleri göstermiştir. *C. libani* türünde Cu ve Ni konsantrasyonları en yüksek değerleri göstermiştir. *A. bornmülleriana* türünde Ca, Zn en yüksek değerleri göstermiştir. Diğer türlerden *C. japonica* Mg, *P. pungens* Mn konsantrasyonları yönünden en yüksek değerleri göstermiştir. *P. silvestris, P. nigra, C. arizonica, P. orientalis* türlerinde herhangi bir ağır metal konsantrasyonu en yüksek değerde tespit edilmemiştir.

Tablo 4.1 Ağır metallerin ağaç türlerine göre analiz değerleri

		Ca	**Mg**	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Fe**	**Pb**	**Mn**	**Ni**	**Zn**
		ppm	**ppm**	**ppb**	**ppb**	**ppb**	**ppb**	**ppb**	**ppb**	**ppb**	**ppb**
1	1	4.085,3	1.170,9	240,4	1.343,7	3.877	272.550	2.005,2	24.862,2	1.121,7	13.739,7
	2	4.085,6	1.158,2	233,3	1.339,5	4.065,3	273.586	1.970,9	24.849,1	1.088,4	13.739,3
	3	4.084,1	1.171,9	232	1.347,7	4.044,8	274.518	2.041,4	25.001,4	1.097,8	13.826,4
	x̄	4.085	1.167	235,3	1.343,6	3.995,7	273.551	2.005,8	24.904,2	1.102,6	13.768,5
	sd	0,8	7,7	4,5	4,1	103,3	984,5	35,3	84,4	17,1	50,2
	rsd	1,9	65,7	190,5	30,4	258,6	36	176	33,9	155,5	36,4
	min	0	0	63,6	27,1	61,6	21	82,8	47,4	66,3	22,3
	rep	4.085	1.167	235,3	1.343,6	3.995,7	273.551	2.005,8	24.904,2	1.102,6	13.768,5
	max	4.800	6.000	12.000	12.000	12.000	9.000	12.000	12.000	12.000	9.000
2	1	2.629,4	987,5	215,5	627,9	2.523,1	92.421,5	1.042,8	14.935,5	574,2	6.436,4
	2	2.647,9	997,7	217,6	616,6	2.355	93.488,9	993,7	15.149,4	544,1	6.523
	3	2.686,2	996,5	213,7	648,6	2.408,4	93.636,1	1.083,3	15.196,5	550,4	6.583,5
	x̄	2.654,5	993,9	215,6	631,1	2.428,8	93.182,2	1.039,9	15.093,8	556,3	6.514,3
	sd	29	5,6	2	16,2	85,9	662,9	44,9	139,1	15,9	73,9
	rsd	109,2	56,2	91,6	257,3	353,8	71,1	431,6	92,2	285,5	113,5
	min	0	0	63,6	27,1	61,6	21	82,8	47,4	66,3	22,3
	rep	2.654,5	993,9	215,6	631,1	2.428,8	93.182,2	1.039,9	15.093,8	556,3	6.514,3
	max	4.800	6.000	12.000	12.000	12.000	9.000	12.000	12.000	12.000	9.000
3	1	4.100,8	1.510,3	223,2	1.062,4	3.049,2	200.347	1.633	9.361	818,6	14.452,9
	2	4.099,7	1.491	222,5	1.069,6	2.957,1	198.705	1.605,8	9.354,6	803,3	14.424,1
	3	4.100,5	1.476,7	224,6	1.080,5	2.890,5	196.093	1.645,7	9.295,4	813,5	14.307,5
	x̄	4.100,3	1.492,6	223,4	1.070,8	2.965,6	198.382	1.628,2	9337	811,8	14.394,8
	sd	0,6	16,9	1	9,1	79,7	2.145,3	20,4	36,2	7,8	77
	rsd	1,5	113,1	46,3	85,3	268,8	108,1	125,1	38,7	96,1	53,5
	min	0	0	63,6	27,1	61,6	21	82,8	47,4	66,3	22,3
	rep	4.100,3	1.492,6	223,4	1.070,8	2.965,6	198.382	1.628,2	9.337	811,8	14.394,8
	max	4.800	6.000	12.000	12.000	12.000	9.000	12.000	12.000	12.000	9.000
4	1	4.089,8	1.069,9	233,4	1.787,9	6.369	374.265	1.968,4	13.120	1.590	9.009
	2	4.092,5	1.058,8	233,7	1.749,9	6.231,8	374.060	1.992,5	13.116,3	1.610,4	8.977,2
	3	4.093,3	1.067,6	234,1	1.778	6.216	372.633	2.015,1	13.013,7	1.608	8.944,5
	x̄	4.091,9	1.065,4	233,7	1.771,9	6.272,3	373.653	1.992	13.083,3	1.602,8	8.976,9
	sd	1,8	5,9	0,3	19,7	84,1	889	23,3	60,3	11,1	32,3
	rsd	4,5	55	14,7	111,1	134,1	23,8	117,2	46,1	69,4	35,9
	min	0	0	63,6	27,1	61,6	21	82,8	47,4	66,3	22,3
	rep	4.091,9	1.065,4	233,7	1.771,9	6.272,3	373.653	1.992	13.083,3	1.602,8	8.976,9
	max	4.800	6.000	12.000	12.000	12.000	9.000	12.000	12.000	12.000	9.000
5	1	4.061,9	1.031	230,3	1.056,8	2.554,7	202.556	1.809,5	18.852,1	1.019,6	7.422,4
	2	4.062,1	1.042,4	230,5	1.046,2	2.661,9	201.687	1.731,1	18.841,5	1.013,9	7.448
	3	4.059,9	1.036,6	229,4	1.056,6	2.703,4	202.816	1.822,4	18.879,6	1.029,8	7.459,3
	x̄	4.061,3	1.036,7	230,1	1.053,2	2.640	202.353	1.787,7	18.857,7	1.021,1	7.443,2
	sd	1,2	5,7	0,6	6	76,7	591,2	49,4	19,7	8,1	18,9
	rsd	2,9	54,8	26,8	57,2	290,7	29,2	276,3	10,4	79	25,4
	min	0	0	63,6	27,1	61,6	21	82,8	47,4	66,3	22,3
	rep	4.061,3	1.036,7	230,1	1.053,2	2.640	202.353	1.787,7	18.857,7	1.021,1	7.443,2
	max	4.800	6.000	12.000	12.000	12.000	9.000	12.000	12.000	12.000	9.000
6	1	4.043,4	429,7	220,8	597,9	2.935,8	64.978,3	1.329,9	27.078,6	923,5	12.470,2
	2	4.046,1	428	226,1	592	2.942,7	64.568,7	1.374,2	27.013,2	922,9	12.442
	3	4.065,4	429	221,3	599,9	2.983,1	64.786,4	1.394,2	27.057,8	943,4	12.464,7
	x̄	4.051,6	428,9	222,7	596,6	2.953,9	64.777,8	1.366,1	27.049,9	929,9	12.459
	sd	12	0,8	2,9	4,1	25,5	204,9	32,9	33,4	11,7	14,9
	rsd	29,6	19,5	131,9	68,7	86,5	31,6	240,8	12,4	125,4	12
	min	0	0	63,6	27,1	61,6	21	82,8	47,4	66,3	22,3
	rep	4.051,6	428,9	222,7	596,6	2.953,9	64.777,8	1.366,1	27.049,9	929,9	12.459
	max	4.800	6000	12.000	12.000	12.000	9.000	12.000	12.000	12.000	9.000

Tablo 4.1'in devamı

		Ca	Mg	Cd	Cr	Cu	Fe	Pb	Mn	Ni	Zn
		ppm	ppm	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb
7	1	4.088,3	1.129,5	230,2	1.261,7	4.507,3	238.269	1.837,5	8.010,1	1.363,4	14.216,5
	2	4.094,6	1.105,2	230,8	1.273,6	4.475,3	237.237	1.846,5	7.953,4	1.368,5	14.167,4
	3	4.096,3	1.094	227	1.276,1	4.438,9	234.444	1.780,5	7.894,9	1.371,2	13.943,8
	x̄	4.093,1	1.109,6	229,4	1.270,5	4.473,8	236.650	1.821,5	7.952,8	1.367,7	14.109,2
	sd	4,2	18,2	2	7,7	34,2	1.978,9	35,8	57,6	4	145,4
	rsd	10,2	163,6	88,8	60,3	76,4	83,6	196,4	72,4	29,1	103
	min	0	0	63,6	27,1	61,6	21	82,8	47,4	66,3	22,3
	rep	4.093,1	1.109,6	229,4	1.270,5	4.473,8	236.650	1.821,5	7.952,8	1.367,7	14.109,2
	max	4.800	6.000	12.000	12.000	12.000	9.000	12.000	12.000	12.000	9.000
8	1	3.143,7	516,2	252,8	2.122,4	4.542	486.485	2.838,3	16.563	1.526,8	7.720,4
	2	3.025,8	498,8	252,6	2.155,6	4.436,1	485.173	2.731,4	16.505,5	1.531,2	7.717,4
	3	3.102,4	512,4	249,3	2.126,3	4.524,5	484.604	2.726,8	16.521,3	1.500,9	7.739,6
	x̄	3.090,6	509,1	251,6	2.134,8	4.500,9	485.421	2.765,5	16.529,9	1.519,7	7.725,8
	sd	59,8	9,1	2	18,1	56,7	964,6	63,1	29,7	16,4	12
	rsd	193,6	179,5	78,1	84,9	126,1	19,9	228,1	18	107,6	15,6
	min	0	0	63,6	27,1	61,6	21	82,8	47,4	66,3	22,3
	rep	3.090,6	509,1	251,6	2.134,8	4.500,9	485.421	2.765,5	16.529,9	1.519,7	7.725,8
	max	4.800	6.000	12.000	1.2000	12.000	9.000	12.000	12.000	12.000	9.000
9	1	1.953,3	2.113,3	229,2	1.232,4	3.348,3	212.625	2.246,6	10.660,5	1.041,9	5.916,3
	2	1.953,8	2.067,1	225	1.210	3.227,9	211.274	2.206	10.642,8	1.023	5.884,9
	3	1.954,5	2.100	225,4	1.232,4	3.288,5	212.185	2.303,3	10.662,4	1.034,1	5.891,8
	x̄	1.953,9	2.093,5	226,5	1.224,9	3.288,2	212.028	2.252	10.655,2	1.033	5.897,7
	sd	0,6	23,8	2,3	12,9	60,2	689	48,9	10,8	9,5	16,5
	rsd	3,1	113,7	102	105,7	183,1	32,5	217,2	10,1	91,7	27,9
	min	0	0	63,6	27,1	61,6	21	82,8	47,4	66,3	22,3
	rep	1.953,9	2.093,5	226,5	1.224,9	3.288,2	212.028	2.252	10.655,2	1.033	5.897,7
	max	4.800	6.000	12.000	12.000	12.000	9.000	12.000	12.000	12.000	9.000

1.Pinus sylvestris 2.Pinus nigra Arnold subsp. *pallasiana 3.Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana 4.Cedrus libani 5.Cupressus arizonica 6.Picea pungens 7.Picea orientalis 8.Thuja orientalis 9.Cryptomeria japonica*

Tablo 4.2 Ağaç ve ağır metal türlerine göre belirleyici istatistikler

		N	Mean	Std. Deviation	Std. Error	95% Confidence Interval for Mean		Minimum	Maximum
						Lower Bound	Upper Bound		
Ca	1	3	4.085,000	0,794	0,458	4.083,028	4.086,972	4.084,100	4.085,600
	2	3	2.654,500	28,969	16,726	2.582,536	2.726,464	2.629,400	2.686,200
	3	3	4.100,333	0,569	0,328	4.098,921	4.101,746	4.099,700	4.100,800
	4	3	4.091,867	1,834	1,059	4.087,311	4.096,422	4.089,800	4.093,300
	5	3	4.061,300	1,217	0,702	4.058,278	4.064,322	4.059,900	4.062,100
	6	3	4.051,633	11,998	6,927	4.021,827	4.081,439	4.043,400	4.065,400
	7	3	4.093,067	4,215	2,433	4.082,597	4.103,536	4.088,300	4.096,300
	8	3	3.090,633	59,824	34,540	2.942,022	3.239,245	3.025,800	3.143,700
	9	3	1.953,867	0,603	0,348	1.952,369	1.955,364	1.953,300	1.954,500
	Total	27	3.575,800	778,189	149,763	3.267,959	3.883,641	1.953,300	4.100,800
Mg	1	3	1.167,000	7,637	4,409	1.148,028	1.185,972	1.158,200	1.171,900
	2	3	993,900	5,575	3,219	980,051	1.007,749	987,500	997,700
	3	3	1.492,667	16,862	9,735	1.450,779	1.534,554	1.476,700	1.510,300
	4	3	1.065,433	5,859	3,382	1.050,880	1.079,987	1.058,800	1.069,900
	5	3	1.036,667	5,700	3,291	1.022,506	1.050,827	1.031,000	1.042,400
	6	3	428,900	0,854	0,493	426,778	431,022	428,000	429,700
	7	3	1.109,567	18,148	10,478	1.064,484	1.154,650	1.094,000	1.129,500
	8	3	509,133	9,148	5,282	486,407	531,859	498,800	516,200
	9	3	2.093,467	23,783	13,731	2.034,387	2.152,547	2.067,100	2.113,300
	Total	27	1.099,637	475,878	91,583	911,386	1.287,888	428,000	2.113,300
Cd	1	3	0,235	0,004	0,003	0,224	0,246	0,232	0,240
	2	3	0,216	0,002	0,001	0,211	0,221	0,214	0,218
	3	3	0,224	0,001	0,001	0,221	0,227	0,223	0,225
	4	3	0,234	0,001	0,000	0,232	0,235	0,233	0,234
	5	3	0,230	0,001	0,001	0,228	0,232	0,229	0,231
	6	3	0,223	0,003	0,002	0,216	0,230	0,221	0,226
	7	3	0,229	0,002	0,001	0,224	0,235	0,227	0,231
	8	3	0,252	0,002	0,001	0,246	0,257	0,249	0,253
	9	3	0,226	0,002	0,001	0,221	0,232	0,225	0,229
	Total	27	0,230	0,010	0,002	0,226	0,234	0,214	0,253
Cr	1	3	1,344	0,004	0,002	1,334	1,354	1,340	1,348
	2	3	0,631	0,016	0,009	0,591	0,672	0,617	0,649
	3	3	1,071	0,010	0,006	1,047	1,095	1,062	1,081
	4	3	1,772	0,020	0,011	1,723	1,821	1,750	1,788
	5	3	1,053	0,006	0,004	1,038	1,069	1,046	1,057
	6	3	0,597	0,004	0,002	0,586	0,607	0,592	0,600
	7	3	1,271	0,008	0,004	1,252	1,289	1,262	1,276
	8	3	2,135	0,019	0,011	2,089	2,181	2,122	2,156
	9	3	1,225	0,013	0,007	1,193	1,256	1,210	1,232
	Total	27	1,233	0,474	0,091	1,046	1,420	0,592	2,156
Cu	1	3	3,996	0,103	0,060	3,739	4,252	3,877	4,065
	2	3	2,429	0,086	0,050	2,215	2,642	2,355	2,523
	3	3	2,966	0,079	0,046	2,769	3,163	2,891	3,049
	4	3	6,272	0,084	0,049	6,063	6,481	6,216	6,369
	5	3	2,640	0,076	0,044	2,450	2,830	2,555	2,703
	6	3	2,954	0,025	0,015	2,891	3,017	2,936	2,983
	7	3	4,474	0,034	0,020	4,389	4,558	4,439	4,507
	8	3	4,501	0,057	0,033	4,360	4,642	4,436	4,542
	9	3	3,288	0,060	0,035	3,139	3,437	3,228	3,348
	Total	27	3,724	1,175	0,226	3,259	4,189	2,355	6,369

Tablo 4.2'nin devamı

		N	Mean	Std. Deviation	Std. Error	95% Confidence Interval for Mean		Minimum	Maximum
						Lower Bound	Upper Bound		
Fe	1	3	273,551	0,984	0,568	271,106	275,997	272,550	274,518
	2	3	93,182	0,663	0,383	91,536	94,828	92,422	93,636
	3	3	198,382	2,145	1,239	193,052	203,711	196,093	200,347
	4	3	373,653	0,889	0,513	371,444	375,861	372,633	374,265
	5	3	202,353	0,591	0,341	200,884	203,822	201,687	202,816
	6	3	64,778	0,205	0,118	64,269	65,286	64,569	64,978
	7	3	236,650	1,979	1,143	231,734	241,566	234,444	238,269
	8	3	485,421	0,965	0,557	483,024	487,817	484,604	486,485
	9	3	212,028	0,689	0,398	210,316	213,740	211,274	212,625
	Total	27	237,777	124,985	24,053	188,335	287,220	64,569	486,485
Pb	1	3	2,006	0,035	0,020	1,919	2,093	1,971	2,041
	2	3	1,040	0,045	0,026	0,929	1,151	0,994	1,083
	3	3	1,628	0,020	0,012	1,578	1,679	1,606	1,646
	4	3	1,992	0,024	0,014	1,934	2,050	1,968	2,015
	5	3	1,788	0,049	0,029	1,665	1,910	1,731	1,822
	6	3	1,366	0,033	0,019	1,285	1,447	1,330	1,394
	7	3	1,822	0,036	0,021	1,733	1,911	1,781	1,847
	8	3	2,765	0,063	0,036	2,609	2,922	2,727	2,838
	9	3	2,252	0,049	0,028	2,131	2,373	2,206	2,303
	Total	27	1,851	0,480	0,092	1,661	2,041	0,994	2,838
Mn	1	3	24,904	0,084	0,049	24,695	25,113	24,849	25,001
	2	3	15,094	0,139	0,080	14,749	15,439	14,936	15,197
	3	3	9,337	0,036	0,021	9,246	9,428	9,295	9,361
	4	3	13,083	0,060	0,035	12,934	13,233	13,014	13,120
	5	3	18,858	0,020	0,011	18,809	18,907	18,842	18,880
	6	3	27,050	0,034	0,019	26,966	27,134	27,013	27,079
	7	3	7,953	0,058	0,033	7,810	8,096	7,895	8,010
	8	3	16,530	0,030	0,017	16,457	16,603	16,506	16,563
	9	3	10,655	0,011	0,006	10,629	10,682	10,643	10,662
	Total	27	15,940	6,417	1,235	13,402	18,479	7,895	27,079
Ni	1	3	1,103	0,017	0,010	1,059	1,146	1,088	1,122
	2	3	0,556	0,016	0,009	0,517	0,595	0,544	0,574
	3	3	0,812	0,008	0,005	0,792	0,832	0,803	0,819
	4	3	1,603	0,011	0,006	1,575	1,630	1,590	1,610
	5	3	1,021	0,008	0,005	1,001	1,041	1,014	1,030
	6	3	0,930	0,011	0,007	0,902	0,958	0,923	0,943
	7	3	1,368	0,004	0,002	1,357	1,378	1,363	1,371
	8	3	1,520	0,016	0,009	1,479	1,560	1,501	1,531
	9	3	1,033	0,010	0,006	1,009	1,057	1,023	1,042
	Total	27	1,105	0,326	0,063	0,976	1,234	0,544	1,610
Zn	1	3	13,768	0,050	0,029	13,644	13,892	13,739	13,826
	2	3	6,514	0,074	0,043	6,330	6,699	6,436	6,584
	3	3	14,395	0,077	0,044	14,204	14,586	14,308	14,453
	4	3	8,977	0,032	0,018	8,898	9,056	8,945	9,009
	5	3	7,443	0,019	0,011	7,396	7,490	7,422	7,459
	6	3	12,459	0,015	0,009	12,422	12,496	12,442	12,470
	7	3	14,109	0,145	0,084	13,748	14,470	13,944	14,217
	8	3	7,726	0,013	0,007	7,695	7,757	7,717	7,740
	9	3	5,898	0,016	0,009	5,857	5,938	5,885	5,916
	Total	27	10,143	3,363	0,647	8,813	11,474	5,885	14,453

1.Pinus sylvestris 2.Pinus nigra Arnold subsp. *pallasiana 3.Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana 4.Cedrus libani 5.Cupressus arizonica 6.Picea pungens 7.Picea orientalis 8.Thuja orientalis 9.Cryptomeria japonica*

4.2 Ağır Metal Konsantrasyonları Arasındaki Farklılıklar

Çalışmada tek faktör olarak ağaç türü dikkate alınmıştır. Bu ağaç türlerinden ibre örnekleri Kastamonu şehir merkezinde trafiğin en yoğun olduğu bölgeden alınmış olup, trafiğin diğer dereceleri faktör olarak değerlendirilmemiştir. Çünkü amaç en yoğun trafikte ağır metal birikiminin en yoğun hangi türde olduğunun ortaya konulmasıdır. Çalışmaya konu ağaç türleri arasında ağır metaller bakımından farklılık olup olmadığını belirlemek amacıyla verilere tek yönlü ANOVA testi uygulanmış olup sonuçları Tablo 4.3'de verilmektedir. Bu değerlendirmeye göre, araştırmaya konu bütün ağaç türleri arasında ağır metal konsantrasyonları yönünden istatistiki anlamlı fark bulunmaktadır.

Tablo 4.3 Farklı ağaç türleri için tek yönlü ANOVA testi sonuçları

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Ca	Gruplar arası	15.735.855,600	8	1.966.981,950	3.860,141	0,000
	Grup içi	9.172,120	18	509,562		
	Total	15.745.027,720	26			
Mg	Gruplar arası	5.885.112,803	8	735.639,100	4.662,633	0,000
	Grup içi	2.839,920	18	157,773		
	Total	5.887.952,723	26			
Cd	Gruplar arası	0,002	8	0,000	55,884	0,000
	Grup içi	0,000	18	0,000		
	Total	0,003	26			
Cr	Gruplar arası	5,828	8	0,729	4747,923	0,000
	Grup içi	0,003	18	0,000		
	Total	5,831	26			
Cu	Gruplar arası	35,833	8	4,479	878,484	0,000
	Grup içi	0,092	18	0,005		
	Total	35,925	26			
Fe	Gruplar arası	406.130,717	8	50.766,340	36.511,377	0,000
	Grup içi	25,028	18	1,390		
	Total	406.155,744	26			
Pb	Gruplar arası	5,964	8	0,745	438,116	0,000
	Grup içi	0,031	18	0,002		
	Total	5,995	26			
Mn	Gruplar arası	1.070,548	8	133,818	32.412,033	0,000
	Grup içi	0,074	18	0,004		
	Total	1.070,622	26			
Ni	Gruplar arası	2,756	8	0,345	2.363,818	0,000
	Grup içi	0,003	18	0,000		
	Total	2,759	26			
Zn	Gruplar arası	294,004	8	36,751	8.922,752	0,000
	Grup içi	0,074	18	0,004		
	Total	294,078	26			

4.2.1 Kalsiyum (Ca)'un Ağaç Türüne Bağlı Değişimi

Kalsiyum (Ca) içeriğine göre göre; *P. silvestris* ile *P. nigra, T. orientalis, C. japonica* arasında istatistiki olarak önemli fark bulunmaktadır. *P. nigra* ile araştırmaya konu diğer 8 tür arasında istatistiki olarak önemli fark bulunmaktadır. *A. bornmülleriana* ile *P. nigra,T. orientalis, C. japonica* arasındaki fark istatistiki olarak önemli diğer türlerle olan fark anlamlı değildir. *C. libani, C. arizonica, P. pungens, P. orientalis* türleri ile *P. nigra, T. orientalis, C. japonica* türleri arasında anlamlı fark varken, bu türlerin diğer türlerle olan farkı anlamsızdır. Kalsiyum içeriği yönünden *T. orientalis, C. japonica* türleri ile diğer 8 tür arasında anlamlı fark bulunmaktadır (Tablo 4.4).

Tablo 4.4 Kalsiyum (Ca) birikimi için Tukey testi sonuçları

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.silvestris	*P.nigra*	1.430,500*	18,431	0,000	1.365,920	1.495,080
	A.bornmülleriana	-15,333	18,431	0,994	-79,914	49,247
	C.libani	-6,867	18,431	1,000	-71,447	57,714
	C. arizonica	23,700	18,431	0,923	-40,880	88,280
	P. pungens	33,367	18,431	0,676	-31,214	97,947
	P.orientalis	-8,067	18,431	1,000	-72,647	56,514
	T.orientalis	994,367*	18,431	0,000	929,786	1.058,947
	C.japonica	2131,133*	18,431	0,000	2.066,553	2.195,714
P.nigra	*P.silvestris*	-1.430,500*	18,431	0,000	-1.495,080	-1.365,920
	A.bornmülleriana	-1.445,833*	18,431	0,000	-1.510,414	-1.381,253
	C.libani	-1.437,367*	18,431	0,000	-1.501,947	-1.372,786
	C. arizonica	-1.406,800*	18,431	0,000	-1.471,380	-1.342,220
	Picea pungens	-1.397,133*	18,431	0,000	-1.461,714	-1.332,553
	P.orientalis	-1.438,567*	18,431	0,000	-1.503,147	-1.373,986
	T.orientalis	-436,133*	18,431	0,000	-500,714	-371,553
	C.japonica	700,633*	18,431	0,000	636,053	765,214
A.bornmülleriana	*P.silvestris*	15,333	18,431	0,994	-49,247	79,914
	P.nigra	1.445,833*	18,431	0,000	1.381,253	1.510,414
	C.libani	8,467	18,431	1,000	-56,114	73,047
	C.arizonica	39,033	18,431	0,492	-25,547	103,614
	P.pungens	48,700	18,431	0,236	-15,880	113,280
	P.orientalis	7,267	18,431	1,000	-57,314	71,847
	T.orientalis	1.009,700*	18,431	0,000	945,120	1.074,280
	C.japonica	2.146,467*	18,431	0,000	2.081,886	2.211,047
C.libani	*P.silvestris*	6,867	18,431	1,000	-57,714	71,447
	P.nigra	1.437,367*	18,431	0,000	1.372,786	1.501,947
	A.bornmülleriana	-8,467	18,431	1,000	-73,047	56,114
	C.arizonica	30,567	18,431	0,762	-34,014	95,147
	P.pungens	40,233	18,431	0,454	-24,347	104,814
	P.orientalis	-1,200	18,431	1,000	-65,780	63,380
	T.orientalis	1.001,233*	18,431	0,000	936,653	1.065,814
	C.japonica	2.138,000*	18,431	0,000	2.073,420	2.202,580

Tablo 4.4'ün devamı

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
C. arizonica	*P.silvestris*	-23,700	18,431	0,923	-88,280	40,880
	P.nigra	1.406,800*	18,431	0,000	1.342,220	1.471,380
	A.bornmülleriana	-39,033	18,431	0,492	-103,614	25,547
	C.libani	-30,567	18,431	0,762	-95,147	34,014
	P.pungens	9,667	18,431	1,000	-54,914	74,247
	P.orientalis	-31,767	18,431	0,726	-96,347	32,814
	T.orientalis	970,667*	18,431	0,000	906,086	1.035,247
	C.japonica	2.107,433*	18,431	0,000	2.042,853	2.172,014
P.pungens	*P.silvestris*	-33,367	18,431	0,676	-97,947	31,214
	P.nigra	1.397,133*	18,431	0,000	1.332,553	1.461,714
	A.bornmülleriana	-48,700	18,431	0,236	-113,280	15,880
	C.libani	-40,233	18,431	0,454	-104,814	24,347
	C.arizonica	-9,667	18,431	1,000	-74,247	54,914
	P.orientalis	-41,433	18,431	0,418	-106,014	23,147
	T.orientalis	961,000*	18,431	0,000	896,420	1.025,580
	C.japonica	2.097,767*	18,431	0,000	2.033,186	2.162,347
P.orientalis	*P.silvestris*	8,067	18,431	1,000	-56,514	72,647
	P.nigra	1.438,567*	18,431	0,000	1.373,986	1.503,147
	A.bornmülleriana	-7,267	18,431	1,000	-71,847	57,314
	C.libani	1,200	18,431	1,000	-63,380	65,780
	C.arizonica	31,767	18,431	0,726	-32,814	96,347
	P.pungens	41,433	18,431	0,418	-23,147	106,014
	T.orientalis	1.002,433*	18,431	0,000	937,853	1.067,014
	C.japonica	2.139,200*	18,431	0,000	2.074,620	2.203,780
T. orientalis	*P.silvestris*	-994,367*	18,431	0,000	-1.058,947	-929,786
	P.nigra	436,133*	18,431	0,000	371,553	500,714
	A.bornmülleriana	-1.009,700*	18,431	0,000	-1.074,280	-945,120
	C.libani	-1.001,233*	18,431	0,000	-1.065,814	-936,653
	C.arizonica	-970,667*	18,431	0,000	-1.035,247	-906,086
	P.pungens	-961,000*	18,431	0,000	-1.025,580	-896,420
	P.orientalis	-1.002,433*	18,431	0,000	-1.067,014	-937,853
	C.japonica	1.136,767*	18,431	0,000	1.072,186	1.201,347
C.japonica	*P.silvestris*	-2.131,133*	18,431	0,000	-2.195,714	-2.066,553
	P.nigra	-700,633*	18,431	0,000	-765,214	-636,053
	A. bornmülleriana	-2.146,467*	18,431	0,000	-2.211,047	-2.081,886
	C.libani	-2.138,000*	18,431	0,000	-2.202,580	-2.073,420
	C.arizonica	-2.107,433*	18,431	0,000	-2.172,014	-2.042,853
	P.pungens	-2.097,767*	18,431	0,000	-2.162,347	-2.033,186
	P.orientalis	-2.139,200*	18,431	0,000	-2.203,780	-2.074,620
	T.orientalis	-1.136,767*	18,431	0,000	-1.201,347	-1.072,186
. The mean difference is significant at the 0.05 level.						

Tukey testi sonuçlarına göre ağaç türleri Ca ortalama konsantrasyonu yönünden 4 homojen gruba dağılmaktadır. *A. bornmülleriana* (4.100,333 ppm) en yüksek değere sahiptir. Bu tür ile birlikte *P.orientalis* (4.093,067 ppm), *C.libani* (4.091,867 ppm), *P. silvestris* (4.085,000 ppm), *C.arizonica* (4.061,300 ppm), *P.pungens* (4.051,633 ppm) aynı homojen grupta yer almaktadır. *T.orientalis* (3.090,633 ppm) 2. homojen grubu, *P.nigra* (2.654,500 ppm) 3. homojen grubu oluşturmaktadır. Ca konsantrasyonu en düşük olan tür *C.japonica* (1.953,867 ppm) 4. homojen grubu oluşturmaktadır (Tablo 4.5).

Tablo 4.5 Kalsiyum (Ca) birikimi Tukey testi homojen grupları

Tür	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
9	3	1.953,867			
2	3		2.654,500		
8	3			3.090,633	
6	3				4.051,633
5	3				4.061,300
1	3				4.085,000
4	3				4.091,867
7	3				4.093,067
3	3				4.100,333
Sig.		1,000	1,000	1,000	0,236

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.
a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3,000

4.2.2 Magnezyum (Mg)'un Ağaç Türüne Bağlı Değişimi

Magnezyum (Mg) içeriğine göre göre; *P. silvestris*, *P. nigra*, *A. bornmülleriana*, *P. pungens*, *P. orientalis*, *T. orientalis*, *C. japonica* türlerinin diğer 8 tür ile aralarındaki fark istatistiki olarak anlamlıdır. *C. libani* ile *C. arizonica* arasındaki fark istatistiki yönden anlamlı değildir (Tablo 4.6).

Tablo 4.6 Magnezyum (Mg) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.silvestris	*P.nigra*	173,100*	10,256	0,000	137,165	209,035
	A.bornmülleriana	-325,667*	10,256	0,000	-361,602	-289,732
	C.libani	101,567*	10,256	0,000	65,632	137,502
	C. arizonica	130,333*	10,256	0,000	94,398	166,268
	P. pungens	738,100*	10,256	0,000	702,165	774,035
	P.orientalis	57,433*	10,256	0,001	21,498	93,368
	T.orientalis	657,867*	10,256	0,000	621,932	693,802
	C.japonica	-926,467*	10,256	0,000	-962,402	-890,532
P.nigra	*P.silvestris*	-173,100*	10,256	0,000	-209,035	-137,165
	A.bornmülleriana	-498,767*	10,256	0,000	-534,702	-462,832
	C.libani	-71,533*	10,256	0,000	-107,468	-35,598
	C. arizonica	-42,767*	10,256	0,013	-78,702	-6,832
	Picea pungens	565,000*	10,256	0,000	529,065	600,935
	P.orientalis	-115,667*	10,256	0,000	-151,602	-79,732
	T.orientalis	484,767*	10,256	0,000	448,832	520,702
	C.japonica	-1.099,567*	10,256	0,000	-1.135,502	-1.063,632
A.bornmülleriana	*P.silvestris*	325,667*	10,256	0,000	289,732	361,602
	P.nigra	498,767*	10,256	0,000	462,832	534,702
	C.libani	427,233*	10,256	0,000	391,298	463,168
	C.arizonica	456,000*	10,256	0,000	420,065	491,935
	P.pungens	1.063,767*	10,256	0,000	1.027,832	1.099,702
	P.orientalis	383,100*	10,256	0,000	347,165	419,035
	T.orientalis	983,533*	10,256	0,000	947,598	1.019,468
	C.japonica	-600,800*	10,256	0,000	-636,735	-564,865

Tablo 4.6'nın devamı

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
C.libani	*P.silvestris*	-101,567*	10,256	0,000	-137,502	-65,632
	P.nigra	71,533*	10,256	0,000	35,598	107,468
	A.bornmülleriana	-427,233*	10,256	0,000	-463,168	-391,298
	C.arizonica	28,767	10,256	0,181	-7,168	64,702
	P.pungens	636,533*	10,256	0,000	600,598	672,468
	P.orientalis	-44,133*	10,256	0,010	-80,068	-8,198
	T.orientalis	556,300*	10,256	0,000	520,365	592,235
	C.japonica	-1.028,033*	10,256	0,000	-1.063,968	-992,098
C. arizonica	*P.silvestris*	-130,333*	10,256	0,000	-166,268	-94,398
	P.nigra	42,767*	10,256	0,013	6,832	78,702
	A.bornmülleriana	-456,000*	10,256	0,000	-491,935	-420,065
	C.libani	-28,767	10,256	0,181	-64,702	7,168
	P.pungens	607,767*	10,256	0,000	571,832	643,702
	P.orientalis	-72,900*	10,256	0,000	-108,835	-36,965
	T.orientalis	527,533*	10,256	0,000	491,598	563,468
	C.japonica	-1.056,800*	10,256	0,000	-1.092,735	-1.020,865
P.pungens	*P.silvestris*	-738,100*	10,256	0,000	-774,035	-702,165
	P.nigra	-565,000*	10,256	0,000	-600,935	-529,065
	A.bornmülleriana	-1.063,767*	10,256	0,000	-1.099,702	-1.027,832
	C.libani	-636,533*	10,256	0,000	-672,468	-600,598
	C.arizonica	-607,767*	10,256	0,000	-643,702	-571,832
	P.orientalis	-680,667*	10,256	0,000	-716,602	-644,732
	T.orientalis	-80,233*	10,256	0,000	-116,168	-44,298
	C.japonica	-1.664,567*	10,256	0,000	-1.700,502	-1.628,632
P.orientalis	*P.silvestris*	-57,433*	10,256	0,001	-93,368	-21,498
	P.nigra	115,667*	10,256	0,000	79,732	151,602
	A.bornmülleriana	-383,100*	10,256	0,000	-419,035	-347,165
	C.libani	44,133*	10,256	0,010	8,198	80,068
	C.arizonica	72,900*	10,256	0,000	36,965	108,835
	P.pungens	680,667*	10,256	0,000	644,732	716,602
	T.orientalis	600,433*	10,256	0,000	564,498	636,368
	C.japonica	-983,900*	10,256	0,000	-1.019,835	-947,965
T. orientalis	*P.silvestris*	-657,867*	10,256	0,000	-693,802	-621,932
	P.nigra	-484,767*	10,256	0,000	-520,702	-448,832
	A.bornmülleriana	-983,533*	10,256	0,000	-1.019,468	-947,598
	C.libani	-556,300*	10,256	0,000	-592,235	-520,365
	C.arizonica	-527,533*	10,256	0,000	-563,468	-491,598
	P.pungens	80,233*	10,256	0,000	44,298	116,168
	P.orientalis	-600,433*	10,256	0,000	-636,368	-564,498
	C.japonica	-1.584,333*	10,256	0,000	-1.620,268	-1.548,398
C.japonica	*P.silvestris*	926,467*	10,256	0,000	890,532	962,402
	P.nigra	1.099,567*	10,256	0,000	1.063,632	1.135,502
	A. bornmülleriana	600,800*	10,256	0,000	564,865	636,735
	C.libani	1.028,033*	10,256	0,000	992,098	1.063,968
	C.arizonica	1.056,800*	10,256	0,000	1.020,865	1.092,735
	P.pungens	1.664,567*	10,256	0,000	1.628,632	1.700,502
	P.orientalis	983,900*	10,256	0,000	947,965	1.019,835
	T.orientalis	1.584,333*	10,256	0,000	1.548,398	1.620,268

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Tukey testi sonuçlarına göre ağaç türleri Mg ortalama konsantrasyonu yönünden 8 homojen gruba dağılmaktadır. *C.japonica* (2.093,467 ppm) en yüksek Mg konsantrasyonuna sahipken, *P. pungens* (428,900 ppm) en düşük Mg konsantrasyonuna sahiptir (Tablo 4.7).

Tablo 4.7 Magnezyum (Mg) birikimi Tukey testi homojen grupları

Tür	N	Subset for alpha = 0.05							
		1	2	3	4	5	6	7	8
6	3	428,900							
8	3		509,133						
2	3			993,900					
5	3				1.036,667				
4	3				1.065,433				
7	3					1.109,567			
1	3						1.167,000		
3	3							1.492,667	
9	3								2.093,467
Sig.		1,000	1,000	1,000	0,181	1,000	1,000	1,000	1,000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.
a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3,000.

4.2.3 Kadmiyum (Cd)'un Ağaç Türüne Bağlı Değişimi

Kadmiyum (Cd) içeriğine göre; *P. silvestris* ile *P. nigra, A. bornmülleriana, P. pungens, T. orientalis, C. japonica* türleri arasında anlamlı fark olup, diğer türlerle olan fark anlamlı değildir. *P. nigra* türü ile *P. pungens* hariç diğer 7 tür arasında anlamlı fark bulunmaktadır. *A. bornmülleriana* ile *C. arizonica, P. pungens, P. orientalis, C. japonica* arasındaki fark anlamlı değilken, diğer türlerle arasında anlamlı fark bulunmaktadır. *C. libani ile P. silvestris, C. arizonica, P. orientalis* arasındaki fark anlamlı değilken, diğer türlerle arasında anlamlı fark bulunmaktadır. *C. arizonica* ile *P. silvestris, A. bornmülleriana, C. libani, P. orientalis, C. japonica* arasındaki fark anlamlı değilken, diğer türlerle arasında anlamlı fark bulunmaktadır. *P. pungens* ile *P. nigra, A. bornmülleriana, P. orientalis, C. japonica* arasındaki fark anlamlı değilken, diğer türlerle arasında anlamlı fark bulunmaktadır. *P. orientalis* ile, *P. nigra, T. orientalis* arasında anlamlı fark söz konusu olup, diğer türlerle anlamlı fark bulunmamaktadır. *T. orientalis* ile diğer 8 tür arasındaki fark anlamlıdır. *C. japonica* ile *P. silvestris, P. nigra, C. libani, T. orientalis* arasında anlamlı fark bulunmaktadır (Tablo 4.8).

Tablo 4.8 Kadmiyum (Cd) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.silvestris	*P.nigra*	0,019*	0,002	0,000	0,012	0,026
	A.bornmülleriana	0,011*	0,002	0,000	0,005	0,018
	C.libani	0,001	0,002	0,998	-0,005	0,008
	C. arizonica	0,005	0,002	0,243	-0,002	0,012
	P. pungens	0,012*	0,002	0,000	0,006	0,019
	P.orientalis	0,006	0,002	0,135	-0,001	0,012
	T.orientalis	-0,017*	0,002	0,000	-0,023	-0,010
	C.japonica	0,009*	0,002	0,006	0,002	0,015
P.nigra	*P.silvestris*	-0,019*	0,002	0,000	-0,026	-0,012
	A.bornmülleriana	-0,008*	0,002	0,018	-0,014	-0,001
	C.libani	-0,018*	0,002	0,000	-0,024	-0,011
	C. arizonica	-0,014*	0,002	0,000	-0,021	-0,007
	Picea pungens	-0,007	0,002	0,050	-0,013	0,000
	P.orientalis	-0,013*	0,002	0,000	-0,020	-0,007
	T.orientalis	-0,036*	0,002	0,000	-0,042	-0,029
	C.japonica	-0,010*	0,002	0,001	-0,017	-0,004
A.bornmülleriana	*P.silvestris*	-0,011*	0,002	0,000	-0,018	-0,005
	P.nigra	0,008*	0,002	0,018	0,001	0,014
	C.libani	-0,010*	0,002	0,001	-0,017	-0,003
	C.arizonica	-0,006	0,002	0,071	-0,013	0,000
	P.pungens	0,001	0,002	1,000	-0,006	0,008
	P.orientalis	-0,006	0,002	0,135	-0,012	0,001
	T.orientalis	-0,028*	0,002	0,000	-0,035	-0,021
	C.japonica	-0,003	0,002	0,884	-0,009	0,004
C.libani	*P.silvestris*	-0,001	0,002	0,998	-0,008	0,005
	P.nigra	0,018*	0,002	0,000	0,011	0,024
	A.bornmülleriana	0,010*	0,002	0,001	0,003	0,017
	C.arizonica	0,004	0,002	0,607	-0,003	0,010
	P.pungens	0,011*	0,002	0,000	0,004	0,018
	P.orientalis	0,004	0,002	0,404	-0,002	0,011
	T.orientalis	-0,018*	0,002	0,000	-0,025	-0,011
	C.japonica	0,007*	0,002	0,025	0,001	0,014
C. arizonica	*P.silvestris*	-0,005	0,002	0,243	-0,012	0,002
	P.nigra	0,014*	0,002	0,000	0,007	0,021
	A.bornmülleriana	0,006	0,002	0,071	0,000	0,013
	C.libani	-0,004	0,002	0,607	-0,010	0,003
	P.pungens	0,007*	0,002	0,025	0,001	0,014
	P.orientalis	0,001	0,002	1,000	-0,006	0,007
	T.orientalis	-0,022*	0,002	0,000	-0,028	-0,015
	C.japonica	0,004	0,002	0,607	-0,003	0,010
P.pungens	*P.silvestris*	-0,012*	0,002	0,000	-0,019	-0,006
	P.nigra	0,007	0,002	0,050	0,000	0,013
	A.bornmülleriana	-0,001	0,002	1,000	-0,008	0,006
	C.libani	-0,011*	0,002	0,000	-0,018	-0,004
	C.arizonica	-0,007*	0,002	0,025	-0,014	-0,001
	P.orientalis	-0,007	0,002	0,050	-0,013	0,000
	T.orientalis	-0,029*	0,002	0,000	-0,036	-0,022
	C.japonica	-0,004	0,002	0,607	-0,010	0,003
P.orientalis	*P.silvestris*	-0,006	0,002	0,135	-0,012	0,001
	P.nigra	0,013*	0,002	0,000	0,007	0,020
	A.bornmülleriana	0,006	0,002	0,135	-0,001	0,012
	C.libani	-0,004	0,002	0,404	-0,011	0,002
	C.arizonica	-0,001	0,002	1,000	-0,007	0,006
	P.pungens	0,007	0,002	0,050	0,000	0,013
	T.orientalis	-0,022*	0,002	0,000	-0,029	-0,016
	C.japonica	0,003	0,002	0,806	-0,004	0,010

Tablo 4.8'in devamı

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
T. orientalis	*P.silvestris*	0,017*	0,002	0,000	0,010	0,023
	P.nigra	0,036*	0,002	0,000	0,029	0,042
	A.bornmülleriana	0,028*	0,002	0,000	0,021	0,035
	C.libani	0,018*	0,002	0,000	0,011	0,025
	C.arizonica	0,022*	0,002	0,000	0,015	0,028
	P.pungens	0,029*	0,002	0,000	0,022	0,036
	P.orientalis	0,022*	0,002	0,000	0,016	0,029
	C.japonica	0,025*	0,002	0,000	0,019	0,032
C.japonica	*P.silvestris*	-0,009*	0,002	0,006	-0,015	-0,002
	P.nigra	0,010*	0,002	0,001	0,004	0,017
	A. bornmülleriana	0,003	0,002	0,884	-0,004	0,009
	C.libani	-0,007*	0,002	0,025	-0,014	-0,001
	C.arizonica	-0,004	0,002	0,607	-0,010	0,003
	P.pungens	0,004	0,002	0,607	-0,003	0,010
	P.orientalis	-0,003	0,002	0,806	-0,010	0,004
	T.orientalis	-0,025*	0,002	0,000	-0,032	-0,019

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Tukey testi sonuçlarına göre ağaç türleri Cd ortalama konsantrasyonu yönünden 5 homojen gruba dağılmaktadır. *T. orientalis* (0,252 ppm) en yüksek kadmiyum konsantrasyonuna sahiptir. *P. nigra* (0,216 ppm) ve *P. pungens* (0,223 ppm) en düşük kadmiyum konsantrasyonuna sahip homojen grubu oluşturmaktadır (Tablo 4.9).

Tablo 4.9 Kadmiyum (Cd) birikimi Tukey testi homojen grupları

Tür	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
2	3	0,216				
6	3	0,223	0,223			
3	3		0,224	0,224		
9	3		0,226	0,226		
7	3		0,229	0,229	0,229	
5	3			0,230	0,230	
4	3				0,234	
1	3				0,235	
8	3					0,252
Sig.		,050	,050	,071	,135	1,000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.
a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3,000.

4.2.4 Krom (Cr)'un Ağaç Türüne Bağlı Değişimi

Krom (Cr) içeriğine göre; *P. silvestris, C. libani, P. orientalis, T. orientalis, C. japonica* türleri ile diğer 8 tür arasında anlamlı fark bulunmaktadır. *P. nigra* türü ile *P. pungens* arasında anlamlı fark bulunmazken, diğer türlerle arasında anlamlı fark bulunmaktadır. *A. bornmülleriana* ile *C. arizonica* arasında anlamlı fark bulunmazken, diğer türlerle arasında anlamlı fark bulunmaktadır (Tablo 4.10).

Tablo 4.10 Krom (Cr) birikimi için Tukey testi sonuçları

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.silvestris	*P.nigra*	0,713*	0,010	0,000	0,677	0,748
	A.bornmülleriana	0,273*	0,010	0,000	0,238	0,308
	C.libani	-0,428*	0,010	0,000	-0,463	-0,393
	C. arizonica	0,291*	0,010	0,000	0,255	0,326
	P. pungens	0,747*	0,010	0,000	0,712	0,783
	P.orientalis	0,073*	0,010	0,000	0,038	0,109
	T.orientalis	-0,791*	0,010	0,000	-0,826	-0,755
	C.japonica	0,119*	0,010	0,000	0,084	0,155
P.nigra	*P.silvestris*	-0,713*	0,010	0,000	-0,748	-0,677
	A.bornmülleriana	-0,440*	0,010	0,000	-0,475	-0,404
	C.libani	-1,141*	0,010	0,000	-1,176	-1,105
	C. arizonica	-0,422*	0,010	0,000	-0,457	-0,387
	Picea pungens	0,035	0,010	0,058	-0,001	0,070
	P.orientalis	-0,640*	0,010	0,000	-0,675	-0,604
	T.orientalis	-1,503*	0,010	0,000	-1,539	-1,468
	C.japonica	-0,593*	0,010	0,000	-0,629	-0,558
A.bornmülleriana	*P.silvestris*	-0,273*	0,010	0,000	-0,308	-0,238
	P.nigra	0,440*	0,010	0,000	0,404	0,475
	C.libani	-0,701*	0,010	0,000	-0,736	-0,666
	C.arizonica	0,018	0,010	0,713	-0,018	0,053
	P.pungens	0,474*	0,010	0,000	0,439	0,510
	P.orientalis	-0,200*	0,010	0,000	-0,235	-0,164
	T.orientalis	-1,064*	0,010	0,000	-1,099	-1,028
	C.japonica	-0,154*	0,010	0,000	-0,189	-0,118
C.libani	*P.silvestris*	0,428*	0,010	0,000	0,393	0,463
	P.nigra	1,141*	0,010	0,000	1,105	1,176
	A.bornmülleriana	0,701*	0,010	0,000	0,666	0,736
	C.arizonica	0,719*	0,010	0,000	0,683	0,754
	P.pungens	1,175*	0,010	0,000	1,140	1,211
	P.orientalis	0,501*	0,010	0,000	0,466	0,537
	T.orientalis	-0,363*	0,010	0,000	-0,398	-0,327
	C.japonica	0,547*	0,010	0,000	0,512	0,583
C. arizonica	*P.silvestris*	-0,291*	0,010	0,000	-0,326	-0,255
	P.nigra	0,422*	0,010	0,000	0,387	0,457
	A.bornmülleriana	-0,018	0,010	0,713	-0,053	0,018
	C.libani	-0,719*	0,010	0,000	-0,754	-0,683
	P.pungens	0,457*	0,010	0,000	0,421	0,492
	P.orientalis	-0,217*	0,010	0,000	-0,253	-0,182
	T.orientalis	-1,081*	0,010	0,000	-1,117	-1,046
	C.japonica	-0,171*	0,010	0,000	-0,207	-0,136
P.pungens	*P.silvestris*	-0,747*	0,010	0,000	-0,783	-0,712
	P.nigra	-0,035	0,010	0,058	-0,070	0,001
	A.bornmülleriana	-0,474*	0,010	0,000	-0,510	-0,439
	C.libani	-1,175*	0,010	0,000	-1,211	-1,140
	C.arizonica	-0,457*	0,010	0,000	-0,492	-0,421
	P.orientalis	-0,674*	0,010	0,000	-0,709	-0,639
	T.orientalis	-1,538*	0,010	0,000	-1,573	-1,503
	C.japonica	-0,628*	0,010	0,000	-0,663	-0,593
P.orientalis	*P.silvestris*	-0,073*	0,010	0,000	-0,109	-0,038
	P.nigra	0,639*	0,010	0,000	0,604	0,675
	A.bornmülleriana	0,200*	0,010	0,000	0,164	0,235
	C.libani	-0,501*	0,010	0,000	-0,537	-0,466
	C.arizonica	0,217*	0,010	0,000	0,182	0,253
	P.pungens	0,674*	0,010	0,000	0,639	0,709
	T.orientalis	-0,864*	0,010	0,000	-0,899	-0,829
	C.japonica	0,046*	0,010	0,006	0,011	0,081

Tablo 4.10'nun devamı

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
T. orientalis	*P.silvestris*	0,791*	0,010	0,000	0,755	0,826
	P.nigra	1,503*	0,010	0,000	1,468	1,539
	A.bornmülleriana	1,064*	0,010	0,000	1,028	1,099
	C.libani	0,363*	0,010	0,000	0,327	0,398
	C.arizonica	1,081*	0,010	0,000	1,046	1,117
	P.pungens	1,538*	0,010	0,000	1,503	1,573
	P.orientalis	0,864*	0,010	0,000	0,829	0,899
	C.japonica	0,910*	0,010	0,000	0,875	0,945
C.japonica	*P.silvestris*	-0,119*	0,010	0,000	-0,155	-0,084
	P.nigra	0,593*	0,010	0,000	0,558	0,629
	A. bornmülleriana	0,154*	0,010	0,000	0,118	0,189
	C.libani	-0,547*	0,010	0,000	-0,583	-0,512
	C.arizonica	0,171*	0,010	0,000	0,136	0,207
	P.pungens	0,628*	0,010	0,000	0,593	0,663
	P.orientalis	-0,046*	0,010	0,006	-0,081	-0,011
	T.orientalis	-0,910*	0,010	0,000	-0,945	-0,875

* The mean difference is significant at the 0.05 level

Tukey testi sonuçlarına göre ağaç türleri Cr ortalama konsantrasyonu yönünden 7 homojen gruba dağılmaktadır. *T. orientalis* (2,135 ppm) en yüksek kadmiyum konsantrasyonuna sahiptir. *P. nigra* (0,631 ppm) ve *P. pungens* (0,597 ppm) en düşük kadmiyum konsantrasyonuna sahip homojen grubu oluşturmaktadır (Tablo 4.11).

Tablo 4.11 Krom (Cr) birikimi Tukey testi homojen grupları

Tür	N	Subset for alpha = 0.05						
		1	2	3	4	5	6	7
6	3	0,597						
2	3	0,631						
5	3		1,053					
3	3		1,071					
9	3			1,225				
7	3				1,271			
1	3					1,344		
4	3						1,772	
8	3							2,135
Sig.		0,058	0,713	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.
a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3,000.

4.2.5 Bakır (Cu)'ın Ağaç Türüne Bağlı Değişimi

Bakır (Cu) içeriğine göre; *P. silvestris, P. nigra, C. libani, C. arizonica, C. japonica* türleri ile diğer 8 tür arasında anlamlı fark bulunmaktadır. *A. bornmülleriana* ile *P. pungens* arasında anlamlı fark söz konusu olmayıp, diğer türlerle arasında anlamlı fark

bulunmaktadır. *P. orientalis* ile *T. orientalis* arasında anlamlı fark söz konusu olmayıp, diğer türlerle arasında anlamlı fark bulunmaktadır (Tablo 4.12).

Tablo 4.12 Bakır (Cu) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.silvestris	*P.nigra*	1,567*	0,058	0,000	1,363	1,771
	A.bornmülleriana	1,030*	0,058	0,000	0,826	1,234
	C.libani	-2,277*	0,058	0,000	-2,481	-2,072
	C. arizonica	1,356*	0,058	0,000	1,151	1,560
	P. pungens	1,042*	0,058	0,000	0,837	1,246
	P.orientalis	-0,478*	0,058	0,000	-0,682	-0,274
	T.orientalis	-0,505*	0,058	0,000	-0,710	-0,301
	C.japonica	0,707*	0,058	0,000	0,503	0,912
P.nigra	*P.silvestris*	-1,567*	0,058	0,000	-1,771	-1,363
	A.bornmülleriana	-0,054*	0,058	0,000	-0,741	-0,333
	C.libani	-3,844*	0,058	0,000	-4,048	-3,639
	C. arizonica	-0,211*	0,058	0,039	-0,416	-0,007
	Picea pungens	-0,525*	0,058	0,000	-0,730	-0,321
	P.orientalis	-2,045*	0,058	0,000	-2,249	-1,841
	T.orientalis	-2,072*	0,058	0,000	-2,277	-1,868
	C.japonica	-0,860*	0,058	0,000	-1,064	-0,655
A.bornmülleriana	*P.silvestris*	-1,030*	0,058	0,000	-1,234	-0,826
	P.nigra	0,537*	0,058	0,000	0,333	0,741
	C.libani	-3,307*	0,058	0,000	-3,511	-3,102
	C.arizonica	0,326*	0,058	0,001	0,121	0,530
	P.pungens	0,012	0,058	1,000	-0,193	0,216
	P.orientalis	-1,508*	0,058	0,000	-1,712	-1,304
	T.orientalis	-1,535*	0,058	0,000	-1,740	-1,331
	C.japonica	-0,323*	0,058	0,001	-0,527	-0,118
C.libani	*P.silvestris*	2,277*	0,058	0,000	2,072	2,481
	P.nigra	3,844*	0,058	0,000	3,639	4,048
	A.bornmülleriana	3,307*	0,058	0,000	3,102	3,511
	C.arizonica	3,632*	0,058	0,000	3,428	3,837
	P.pungens	3,318*	0,058	0,000	3,114	3,523
	P.orientalis	1,799*	0,058	0,000	1,594	2,003
	T.orientalis	1,771*	0,058	0,000	1,567	1,976
	C.japonica	2,984*	0,058	0,000	2,780	3,188
C. arizonica	*P.silvestris*	-1,356*	0,058	0,000	-1,560	-1,151
	P.nigra	0,211*	0,058	0,039	0,007	0,416
	A.bornmülleriana	-0,326*	0,058	0,001	-0,530	-0,121
	C.libani	-3,632*	0,058	0,000	-3,837	-3,428
	P.pungens	-0,314*	0,058	0,001	-0,518	-0,110
	P.orientalis	-1,834*	0,058	0,000	-2,038	-1,629
	T.orientalis	-1,861*	0,058	0,000	-2,065	-1,657
	C.japonica	-0,648*	0,058	0,000	-0,853	-0,444
P.pungens	*P.silvestris*	-1,042*	0,058	0,000	-1,246	-0,837
	P.nigra	0,525*	0,058	0,000	0,321	0,730
	A.bornmülleriana	-0,012	0,058	1,000	-0,216	0,193
	C.libani	-3,318*	0,058	0,000	-3,523	-3,114
	C.arizonica	0,314*	0,058	0,001	0,110	0,518
	P.orientalis	-1,520*	0,058	0,000	-1,724	-1,315
	T.orientalis	-1,547*	0,058	0,000	-1,751	-1,343
	C.japonica	-0,334*	0,058	0,001	-0,539	-0,130

Tablo 4.12'nin devamı

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.orientalis	*P.silvestris*	0,478*	0,058	0,000	0,274	0,682
	P.nigra	2,045*	0,058	0,000	1,841	2,249
	A.bornmülleriana	1,508*	0,058	0,000	1,304	1,712
	C.libani	-1,799*	0,058	0,000	-2,003	-1,594
	C.arizonica	1,834*	0,058	0,000	1,629	2,038
	P.pungens	1,520*	0,058	0,000	1,315	1,724
	T.orientalis	-0,027	0,058	1,000	-0,232	0,177
	C.japonica	1,185*	0,058	0,000	0,981	1,390
T. orientalis	*P.silvestris*	0,505*	0,058	0,000	0,301	0,710
	P.nigra	2,072*	0,058	0,000	1,868	2,277
	A.bornmülleriana	1,535*	0,058	0,000	1,331	1,740
	C.libani	-1,771*	0,058	0,000	-1,976	-1,567
	C.arizonica	1,861*	0,058	0,000	1,657	2,065
	P.pungens	1,547*	0,058	0,000	1,343	1,751
	P.orientalis	0,027	0,058	1,000	-0,177	0,232
	C.japonica	1,213*	0,058	0,000	1,008	1,417
C.japonica	*P.silvestris*	-0,707*	0,058	0,000	-0,912	-0,503
	P.nigra	0,860*	0,058	0,000	0,655	1,064
	A. bornmülleriana	0,323*	0,058	0,001	0,118	0,527
	C.libani	-2,984*	0,058	0,000	-3,188	-2,780
	C.arizonica	0,648*	0,058	0,000	0,444	0,853
	P.pungens	0,334*	0,058	0,001	0,130	0,539
	P.orientalis	-1,185*	0,058	0,000	-1,390	-0,981
	T.orientalis	-1,213*	0,058	0,000	-1,417	-1,008

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Tukey testi sonuçlarına göre ağaç türleri Cu ortalama konsantrasyonu yönünden 7 homojen gruba dağılmaktadır. *C. libani* (6,272 ppm) en yüksek bakır konsantrasyonuna sahiptir. *P. nigra* (2,429 ppm) en düşük bakır konsantrasyonuna sahip homojen grubu oluşturmaktadır (Tablo 4.13).

Tablo 4.13 Bakır (Cu) birikimi Tukey testi homojen grupları

Tür	N	Subset for alpha = 0.05						
		1	2	3	4	5	6	7
2	3	2,429						
5	3		2,640					
6	3			2,954				
3	3			2,966				
9	3				3,288			
1	3					3,996		
7	3						4,474	
8	3						4,501	
4	3							6,272
Sig.		1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed
a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3,000.

4.2.6 Demir (Fe)'in Ağaç Türüne Bağlı Değişimi

Demir (Fe) içeriğine göre; araştırmaya konu 9 ağaç türünün teker teker, diğer 8 tür ile arasında anlamlı fark bulunmaktadır (Tablo 4.14).

Tablo 4.14 Demir (Fe) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.silvestris	*P.nigra*	180,369*	0,963	0,000	176,996	183,742
	A.bornmülleriana	75,170*	0,963	0,000	71,796	78,543
	C.libani	-100,101*	0,963	0,000	-103,475	-96,728
	C. arizonica	71,198*	0,963	0,000	67,825	74,572
	P. pungens	208,774*	0,963	0,000	205,400	212,147
	P.orientalis	36,901*	0,963	0,000	33,528	40,275
	T.orientalis	-211,869*	0,963	0,000	-215,243	-208,496
	C.japonica	61,523*	0,963	0,000	58,150	64,897
P.nigra	*P.silvestris*	-180,369*	0,963	0,000	-183,742	-176,996
	A.bornmülleriana	-105,199*	0,963	0,000	-108,573	-101,826
	C.libani	-280,470*	0,963	0,000	-283,844	-277,097
	C. arizonica	-109,171*	0,963	0,000	-112,544	-105,797
	Picea pungens	28,405*	0,963	0,000	25,031	31,778
	P.orientalis	-143,468*	0,963	0,000	-146,841	-140,094
	T.orientalis	-392,238*	0,963	0,000	-395,612	-388,865
	C.japonica	-118,846*	0,963	0,000	-122,219	-115,472
A.bornmülleriana	*P.silvestris*	-75,170*	0,963	0,000	-78,543	-71,796
	P.nigra	105,199*	0,963	0,000	101,826	108,573
	C.libani	-175,271*	0,963	0,000	-178,644	-171,898
	C.arizonica	-3,971*	0,963	0,014	-7,345	-0,598
	P.pungens	133,604*	0,963	0,000	130,231	136,977
	P.orientalis	-38,268*	0,963	0,000	-41,642	-34,895
	T.orientalis	-287,039*	0,963	0,000	-290,412	-283,666
	C.japonica	-13,646*	0,963	0,000	-17,020	-10,273
C.libani	*P.silvestris*	100,101*	0,963	0,000	96,728	103,475
	P.nigra	280,470*	0,963	0,000	277,097	283,844
	A.bornmülleriana	175,271*	0,963	0,000	171,898	178,644
	C.arizonica	171,300*	0,963	0,000	167,926	174,673
	P.pungens	308,875*	0,963	0,000	305,502	312,248
	P.orientalis	137,003*	0,963	0,000	133,629	140,376
	T.orientalis	-111,768*	0,963	0,000	-115,141	-108,395
	C.japonica	161,625*	0,963	0,000	158,251	164,998
C. arizonica	*P.silvestris*	-71,198*	0,963	0,000	-74,572	-67,825
	P.nigra	109,171*	0,963	0,000	105,797	112,544
	A.bornmülleriana	3,971*	0,963	0,014	0,598	7,345
	C.libani	-171,300*	0,963	0,000	-174,673	-167,926
	P.pungens	137,575*	0,963	0,000	134,202	140,949
	P.orientalis	-34,297*	0,963	0,000	-37,670	-30,924
	T.orientalis	-283,068*	0,963	0,000	-286,441	-279,694
	C.japonica	-9,675*	0,963	0,000	-13,048	-6,302
P.pungens	*P.silvestris*	-208,774*	0,963	0,000	-212,147	-205,400
	P.nigra	-28,405*	0,963	0,000	-31,778	-25,031
	A.bornmülleriana	-133,604*	0,963	0,000	-136,977	-130,231
	C.libani	-308,875*	0,963	0,000	-312,248	-305,502
	C.arizonica	-137,575*	0,963	0,000	-140,949	-134,202
	P.orientalis	-171,872*	0,963	0,000	-175,246	-168,499
	T.orientalis	-420,643*	0,963	0,000	-424,016	-417,270
	C.japonica	-147,250*	0,963	0,000	-150,624	-143,877

Tablo 4.14'ün devamı

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.orientalis	*P.silvestris*	-36,901*	0,963	0,000	-40,275	-33,528
	P.nigra	143,468*	0,963	0,000	140,094	146,841
	A.bornmülleriana	38,268*	0,963	0,000	34,895	41,642
	C.libani	-137,003*	0,963	0,000	-140,376	-133,629
	C.arizonica	34,297*	0,963	0,000	30,924	37,670
	P.pungens	171,872*	0,963	0,000	168,499	175,246
	T.orientalis	-248,771*	0,963	0,000	-252,144	-245,397
	C.japonica	24,622*	0,963	0,000	21,249	27,995
T. orientalis	*P.silvestris*	211,869*	0,963	0,000	208,496	215,243
	P.nigra	392,238*	0,963	0,000	388,865	395,612
	A.bornmülleriana	287,039*	0,963	0,000	283,666	290,412
	C.libani	111,768*	0,963	0,000	108,395	115,141
	C.arizonica	283,068*	0,963	0,000	279,694	286,441
	P.pungens	420,643*	0,963	0,000	417,270	424,016
	P.orientalis	248,771*	0,963	0,000	245,397	252,144
	C.japonica	273,393*	0,963	0,000	270,019	276,766
C.japonica	*P.silvestris*	-61,523*	0,963	0,000	-64,897	-58,150
	P.nigra	118,846*	0,963	0,000	115,472	122,219
	A. bornmülleriana	13,646*	0,963	0,000	10,273	17,020
	C.libani	-161,625*	0,963	0,000	-164,998	-158,251
	C.arizonica	9,675*	0,963	0,000	6,302	13,048
	P.pungens	147,250*	0,963	0,000	143,877	150,624
	P.orientalis	-24,622*	0,963	0,000	-27,995	-21,249
	T.orientalis	-273,393*	0,963	0,000	-276,766	-270,019

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Demir (Fe) ortalama konsantrasyonu yönünden Tukey testine göre ağaç türleri 9 homojen gruba teker teker dağılmaktadır. *T. orientalis* (485,421 ppm) Fe konsantrasyonu en yüksek grupta yer alırken, *P. pungens* (64,778 ppm) Fe konsantrasyonu en düşük olan grupta yer almaktadır (Tablo 4.15).

Tablo 4.15 Demir (Fe) birikimi Tukey testi homojen grupları

Tür	N	Subset for alpha = 0.05								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
6	3	64,778								
2	3		93,182							
3	3			198,382						
5	3				202,353					
9	3					212,028				
7	3						236,650			
1	3							273,551		
4	3								373,653	
8	3									485,421
Sig.		1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.
a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3,000.

4.2.7 Kurşun (Pb)'un Ağaç Türüne Bağlı Değişimi

Kurşun (Pb) içeriğine göre; *P. silvestris* ile *C. libani* arasında anlamlı fark söz konusu olmayıp, diğer türlerle arasında anlamlı fark bulunmaktadır. *C. arizonica* ile *P. orientalis* arasında anlamlı fark söz konusu olmayıp, diğer türlerle arasında anlamlı fark bulunmaktadır. *P. nigra, A. bornmülleriana, P. pungens*, *T. orientalis, C. japonica* türleri kurşun içeriği yönünden diğer türlerden anlamlı fark göstermektedir (Tablo 4.16).

Tablo 4.16 Kurşun (Pb) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.silvestris	*P.nigra*	0,966*	0,034	0,000	0,848	1,084
	A.bornmülleriana	0,377*	0,034	0,000	0,259	0,495
	C.libani	0,014	0,034	1,000	-0,104	0,132
	C. arizonica	0,218*	0,034	0,000	0,100	0,336
	P. pungens	0,640*	0,034	0,000	0,522	0,758
	P.orientalis	0,184*	0,034	0,001	0,066	0,302
	T.orientalis	-0,760*	0,034	0,000	-0,878	-0,642
	C.japonica	-0,246*	0,034	0,000	-0,364	-0,128
P.nigra	*P.silvestris*	-0,966*	0,034	0,000	-1,084	-0,848
	A.bornmülleriana	-0,588*	0,034	0,000	-0,706	-0,470
	C.libani	-0,952*	0,034	0,000	-1,070	-0,834
	C. arizonica	-0,748*	0,034	0,000	-0,866	-0,630
	Picea pungens	-0,326*	0,034	0,000	-0,444	-0,208
	P.orientalis	-0,782*	0,034	0,000	-0,900	-0,664
	T.orientalis	-1,725*	0,034	0,000	-1,843	-1,607
	C.japonica	-1,212*	0,034	0,000	-1,330	-1,094
A.bornmülleriana	*P.silvestris*	-0,377*	0,034	0,000	-0,495	-0,259
	P.nigra	0,588*	0,034	0,000	0,470	0,706
	C.libani	-0,364*	0,034	0,000	-0,482	-0,246
	C.arizonica	-0,159*	0,034	0,004	-0,277	-0,041
	P.pungens	0,262*	0,034	0,000	0,144	0,380
	P.orientalis	-0,194*	0,034	0,001	-0,312	-0,076
	T.orientalis	-1,137*	0,034	0,000	-1,255	-1,019
	C.japonica	-0,624*	0,034	0,000	-0,742	-0,506
C.libani	*P.silvestris*	-0,014	0,034	1,000	-0,132	0,104
	P.nigra	0,952*	0,034	0,000	0,834	1,070
	A.bornmülleriana	0,364*	0,034	0,000	0,246	0,482
	C.arizonica	0,204*	0,034	0,000	0,086	0,322
	P.pungens	0,626*	0,034	0,000	0,508	0,744
	P.orientalis	0,170*	0,034	0,002	0,052	0,288
	T.orientalis	-0,773*	0,034	0,000	-0,891	-0,655
	C.japonica	-0,260*	0,034	0,000	-0,378	-0,142
C. arizonica	*P.silvestris*	-0,218*	0,034	0,000	-0,336	-0,100
	P.nigra	0,748*	0,034	0,000	0,630	0,866
	A.bornmülleriana	0,159*	0,034	0,004	0,041	0,277
	C.libani	-0,204*	0,034	0,000	-0,322	-0,086
	P.pungens	0,422*	0,034	0,000	0,304	0,540
	P.orientalis	-0,034	0,034	0,979	-0,152	0,084
	T.orientalis	-0,978*	0,034	0,000	-1,096	-0,860
	C.japonica	-0,464*	0,034	0,000	-0,582	-0,346

Tablo 4.16'nın devamı

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.pungens	*P.silvestris*	-0,640*	0,034	0,000	-0,758	-0,522
	P.nigra	0,326*	0,034	0,000	0,208	0,444
	A.bornmülleriana	-0,262*	0,034	0,000	-0,380	-0,144
	C.libani	-0,626*	0,034	0,000	-0,744	-0,508
	C.arizonica	-0,422*	0,034	0,000	-0,540	-0,304
	P.orientalis	-0,456*	0,034	0,000	-0,574	-0,338
	T.orientalis	-1,399*	0,034	0,000	-1,517	-1,281
	C.japonica	-0,886*	0,034	0,000	-1,004	-0,768
P.orientalis	*P.silvestris*	-0,184*	0,034	0,001	-0,302	-0,066
	P.nigra	0,782*	0,034	0,000	0,664	0,900
	A.bornmülleriana	0,194*	0,034	0,001	0,076	0,312
	C.libani	-0,170*	0,034	0,002	-0,288	-0,052
	C.arizonica	0,034	0,034	0,979	-0,084	0,152
	P.pungens	0,456*	0,034	0,000	0,338	0,574
	T.orientalis	-0,943*	0,034	0,000	-1,061	-0,825
	C.japonica	-0,430*	0,034	0,000	-0,548	-0,312
T. orientalis	*P.silvestris*	0,760*	0,034	0,000	0,642	0,878
	P.nigra	1,725*	0,034	0,000	1,607	1,843
	A.bornmülleriana	1,137*	0,034	0,000	1,019	1,255
	C.libani	0,773*	0,034	0,000	0,655	0,891
	C.arizonica	0,978*	0,034	0,000	0,860	1,096
	P.pungens	1,399*	0,034	0,000	1,281	1,517
	P.orientalis	0,943*	0,034	0,000	0,825	1,061
	C.japonica	0,513*	0,034	0,000	0,395	0,631
C.japonica	*P.silvestris*	0,246*	0,034	0,000	0,128	0,364
	P.nigra	1,212*	0,034	0,000	1,094	1,330
	A. bornmülleriana	0,624*	0,034	0,000	0,506	0,742
	C.libani	0,260*	0,034	0,000	0,142	0,378
	C.arizonica	0,464*	0,034	0,000	0,346	0,582
	P.pungens	0,886*	0,034	0,000	0,768	1,004
	P.orientalis	0,430*	0,034	0,000	0,312	0,548
	T.orientalis	-0,513*	0,034	0,000	-0,631	-0,395

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Kurşun (Pb) ortalama konsantrasyonu yönünden Tukey testine göre ağaç türleri 7 homojen gruba dağılmaktadır. *T. orientalis* (2,765 ppm) Pb konsantrasyonu en yüksek grupta yer alırken, *P. nigra* (1,040 ppm) Pb konsantrasyonu en düşük olan grupta yer almaktadır (Tablo 4.17).

Tablo 4.17 Kurşun (Pb) birikimi Tukey testi homojen grupları

Tür	N	Subset for alpha = 0.05						
		1	2	3	4	5	6	7
2	3	1,040						
6	3		1,366					
3	3			1,628				
5	3				1,788			
7	3				1,822			
4	3					1,992		
1	3					2,006		
9	3						2,252	
8	3							2,765
Sig.		1,000	1,000	1,000	0,979	1,000	1,000	1,000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed. a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3,000

4.2.8 Manganez (Mn)'in Ağaç Türüne Bağlı Değişimi

Manganez (Mn) içeriğine göre; araştırmaya konu 9 ağaç türünün teker teker, diğer 8 tür ile arasında anlamlı fark bulunmaktadır (Tablo 4.18).

Tablo 4.18 Manganez (Mn) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.silvestris	*P.nigra*	9,810*	0,052	0,000	9,626	9,994
	A.bornmülleriana	15,567*	0,052	0,000	15,383	15,751
	C.libani	11,821*	0,052	0,000	11,637	12,004
	C. arizonica	6,046*	0,052	0,000	5,862	6,230
	P. pungens	-2,146*	0,052	0,000	-2,330	-1,962
	P.orientalis	16,951*	0,052	0,000	16,768	17,135
	T.orientalis	8,374*	0,052	0,000	8,190	8,558
	C.japonica	14,249*	0,052	0,000	14,065	14,432
P.nigra	*P.silvestris*	-9,810*	0,052	0,000	-9,994	-9,626
	A.bornmülleriana	5,757*	0,052	0,000	5,573	5,941
	C.libani	2,011*	0,052	0,000	1,827	2,194
	C. arizonica	-3,764*	0,052	0,000	-3,948	-3,580
	Picea pungens	-11,956*	0,052	0,000	-12,140	-11,772
	P.orientalis	7,141*	0,052	0,000	6,958	7,325
	T.orientalis	-1,436*	0,052	0,000	-1,620	-1,252
	C.japonica	4,439*	0,052	0,000	4,255	4,622
A.bornmülleriana	*P.silvestris*	-15,567*	0,052	0,000	-15,751	-15,383
	P.nigra	-5,757*	0,052	0,000	-5,941	-5,573
	C.libani	-3,746*	0,052	0,000	-3,930	-3,563
	C.arizonica	-9,521*	0,052	0,000	-9,705	-9,337
	P.pungens	-17,713*	0,052	0,000	-17,897	-17,529
	P.orientalis	1,384*	0,052	0,000	1,201	1,568
	T.orientalis	-7,193*	0,052	0,000	-7,377	-7,009
	C.japonica	-1,318*	0,052	0,000	-1,502	-1,135
C.libani	*P.silvestris*	-11,821*	0,052	0,000	-12,004	-11,637
	P.nigra	-2,011*	0,052	0,000	-2,194	-1,827
	A.bornmülleriana	3,746*	0,052	0,000	3,563	3,930
	C.arizonica	-5,775*	0,052	0,000	-5,958	-5,591
	P.pungens	-13,967*	0,052	0,000	-14,150	-13,783
	P.orientalis	5,131*	0,052	0,000	4,947	5,314
	T.orientalis	-3,447*	0,052	0,000	-3,630	-3,263
	C.japonica	2,428*	0,052	0,000	2,244	2,612
C. arizonica	*P.silvestris*	-6,046*	0,052	0,000	-6,230	-5,862
	P.nigra	3,764*	0,052	0,000	3,580	3,948
	A.bornmülleriana	9,521*	0,052	0,000	9,337	9,705
	C.libani	5,775*	0,052	0,000	5,591	5,958
	P.pungens	-8,192*	0,052	0,000	-8,376	-8,008
	P.orientalis	10,905*	0,052	0,000	10,722	11,089
	T.orientalis	2,328*	0,052	0,000	2,144	2,512
	C.japonica	8,203*	0,052	0,000	8,019	8,386
P.pungens	*P.silvestris*	2,146*	0,052	0,000	1,962	2,330
	P.nigra	11,956*	0,052	0,000	11,772	12,140
	A.bornmülleriana	17,713*	0,052	0,000	17,529	17,897
	C.libani	13,967*	0,052	0,000	13,783	14,150
	C.arizonica	8,192*	0,052	0,000	8,008	8,376
	P.orientalis	19,097*	0,052	0,000	18,914	19,281
	T.orientalis	10,520*	0,052	0,000	10,336	10,704
	C.japonica	16,395*	0,052	0,000	16,211	16,578

Tablo 4.18'in devamı

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.orientalis	*P.silvestris*	-16,951*	0,052	0,000	-17,135	-16,768
	P.nigra	-7,141*	0,052	0,000	-7,325	-6,958
	A.bornmülleriana	-1,384*	0,052	0,000	-1,568	-1,201
	C.libani	-5,131*	0,052	0,000	-5,314	-4,947
	C.arizonica	-10,905*	0,052	0,000	-11,089	-10,722
	P.pungens	-19,097*	0,052	0,000	-19,281	-18,914
	T.orientalis	-8,577*	0,052	0,000	-8,761	-8,394
	C.japonica	-2,703*	0,052	0,000	-2,886	-2,519
T. orientalis	*P.silvestris*	-8,374*	0,052	0,000	-8,558	-8,190
	P.nigra	1,436*	0,052	0,000	1,252	1,620
	A.bornmülleriana	7,193*	0,052	0,000	7,009	7,377
	C.libani	3,447*	0,052	0,000	3,263	3,630
	C.arizonica	-2,328*	0,052	0,000	-2,512	-2,144
	P.pungens	-10,520*	0,052	0,000	-10,704	-10,336
	P.orientalis	8,577*	0,052	0,000	8,394	8,761
	C.japonica	5,875*	0,052	0,000	5,691	6,058
C.japonica	*P.silvestris*	-14,249*	0,052	0,000	-14,432	-14,065
	P.nigra	-4,439*	0,052	0,000	-4,622	-4,255
	A. bornmülleriana	1,318*	0,052	0,000	1,135	1,502
	C.libani	-2,428*	0,052	0,000	-2,612	-2,244
	C.arizonica	-8,203*	0,052	0,000	-8,386	-8,019
	P.pungens	-16,395*	0,052	0,000	-16,578	-16,211
	P.orientalis	2,703*	0,052	0,000	2,519	2,886
	T.orientalis	-5,875*	0,052	0,000	-6,058	-5,691

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Manganez (Mn) konsantrasyonu yönünden Tukey testine göre ağaç türleri 9 homojen gruba ayrılmaktadır. *P. pungens* (27,050 ppm) en yüksek değere sahiptir. Bu durumda *P. pungens* tek başına ilk homojen grubu oluşturmaktadır. *P. orientalis* (7,953 ppm) türü manganez içeriği yönünden en düşük değeri göstermektedir. Bu durumda *P. orientalis* tek başına en son homojen grubu oluşturmaktadır (Tablo 4.19).

Tablo 4.19 Manganez (Mn) birikimi Tukey testi homojen grupları

Tür	N	Subset for alpha = 0.05								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
7	3	7,953								
3	3		9,337							
9	3			10,655						
4	3				13,083					
2	3					15,094				
8	3						16,530			
5	3							18,858		
1	3								24,904	
6	3									27,050
Sig.		1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.
a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3,000.

4.2.9 Nikel (Ni)'in Ağaç Türüne Bağlı Değişimi

Nikel (Ni) içeriğine göre; *C. arizonica* ile *C. japonica* arasındaki fark anlamlı olmayıp diğer türler arasında anlamlı fark bulunmaktadır (Tablo 4.20).

Tablo 4.20 Nikel (Ni) birikimi için Tukey HSD testi sonuçları

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.silvestris	*P.nigra*	0,547*	0,010	0,000	0,512	0,581
	A.bornmülleriana	0,291*	0,010	0,000	0,256	0,325
	C.libani	-0,500*	0,010	0,000	-0,535	-0,465
	C. arizonica	0,081*	0,010	0,000	0,047	0,116
	P. pungens	0,173*	0,010	0,000	0,138	0,207
	P.orientalis	-0,265*	0,010	0,000	-0,300	-0,230
	T.orientalis	-0,417*	0,010	0,000	-0,452	-0,382
	C.japonica	0,070*	0,010	0,000	0,035	0,104
P.nigra	*P.silvestris*	-0,547*	0,010	0,000	-0,581	-0,512
	A.bornmülleriana	-0,256*	0,010	0,000	-0,291	-0,221
	C.libani	-1,047*	0,010	0,000	-1,081	-1,012
	C. arizonica	-0,465*	0,010	0,000	-0,500	-0,431
	Picea pungens	-0,374*	0,010	0,000	-0,409	-0,339
	P.orientalis	-0,812*	0,010	0,000	-0,846	-0,777
	T.orientalis	-0,964*	0,010	0,000	-0,998	-0,929
	C.japonica	-0,477*	0,010	0,000	-0,512	-0,442
A.bornmülleriana	*P.silvestris*	-0,291*	0,010	0,000	-0,325	-0,256
	P.nigra	0,256*	0,010	0,000	0,221	0,291
	C.libani	-0,791*	0,010	0,000	-0,825	-0,756
	C.arizonica	-0,209*	0,010	0,000	-0,244	-0,175
	P.pungens	-0,118*	0,010	0,000	-0,153	-0,083
	P.orientalis	-0,556*	0,010	0,000	-0,590	-0,521
	T.orientalis	-0,708*	0,010	0,000	-0,742	-0,673
	C.japonica	-0,221*	0,010	0,000	-0,256	-0,186
C.libani	*P.silvestris*	0,500*	0,010	0,000	0,465	0,535
	P.nigra	1,047*	0,010	0,000	1,012	1,081
	A.bornmülleriana	0,791*	0,010	0,000	0,756	0,825
	C.arizonica	0,581*	0,010	0,000	0,547	0,616
	P.pungens	0,673*	0,010	0,000	0,638	0,707
	P.orientalis	0,235*	0,010	0,000	0,200	0,270
	T.orientalis	0,083*	0,010	0,000	0,048	0,118
	C.japonica	0,570*	0,010	0,000	0,535	0,604
C. arizonica	*P.silvestris*	-0,081*	0,010	0,000	-0,116	-0,047
	P.nigra	0,465*	0,010	0,000	0,431	0,500
	A.bornmülleriana	0,209*	0,010	0,000	0,175	0,244
	C.libani	-0,581*	0,010	0,000	-0,616	-0,547
	P.pungens	0,091*	0,010	0,000	0,057	0,126
	P.orientalis	-0,346*	0,010	0,000	-0,381	-0,312
	T.orientalis	-0,498*	0,010	0,000	-0,533	-0,464
	C.japonica	-0,012	0,010	0,950	-0,046	0,023
P.pungens	*P.silvestris*	-0,173*	0,010	0,000	-0,207	-0,138
	P.nigra	0,374*	0,010	0,000	0,339	0,409
	A.bornmülleriana	0,118*	0,010	0,000	0,083	0,153
	C.libani	-0,673*	0,010	0,000	-0,707	-0,638
	C.arizonica	-0,091*	0,010	0,000	-0,126	-0,057
	P.orientalis	-0,438*	0,010	0,000	-0,472	-0,403
	T.orientalis	-0,590*	0,010	0,000	-0,624	-0,555
	C.japonica	-0,103*	0,010	0,000	-0,138	-0,068

Tablo 4.20'nin devamı

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.orientalis	*P.silvestris*	0,265*	0,010	0,000	0,230	0,300
	P.nigra	0,812*	0,010	0,000	0,777	0,846
	A.bornmülleriana	0,556*	0,010	0,000	0,521	0,590
	C.libani	-0,235*	0,010	0,000	-0,270	-0,200
	C.arizonica	0,346*	0,010	0,000	0,312	0,381
	P.pungens	0,438*	0,010	0,000	0,403	0,472
	T.orientalis	-0,152*	0,010	0,000	-0,187	-0,117
	C.japonica	0,335*	0,010	0,000	0,300	0,369
T. orientalis	*P.silvestris*	0,417*	0,010	0,000	0,382	0,452
	P.nigra	0,964*	0,010	0,000	0,929	0,998
	A.bornmülleriana	0,708*	0,010	0,000	0,673	0,742
	C.libani	-0,083*	0,010	0,000	-0,118	-0,048
	C.arizonica	0,498*	0,010	0,000	0,464	0,533
	P.pungens	0,590*	0,010	0,000	0,555	0,624
	P.orientalis	0,152*	0,010	0,000	0,117	0,187
	C.japonica	0,487*	0,010	0,000	0,452	0,521
C.japonica	*P.silvestris*	-0,070*	0,010	0,000	-0,104	-0,035
	P.nigra	0,477*	0,010	0,000	0,442	0,512
	A. bornmülleriana	0,221*	0,010	0,000	0,186	0,256
	C.libani	-0,570*	0,010	0,000	-0,604	-0,535
	C.arizonica	0,012	0,010	0,950	-0,023	0,046
	P.pungens	0,103*	0,010	0,000	0,068	0,138
	P.orientalis	-0,335*	0,010	0,000	-0,369	-0,300
	T.orientalis	-0,487*	0,010	0,000	-0,521	-0,452

*. The mean difference is significant at the 0.05 level

Nikel (Ni) konsantrasyonu yönünden Tukey testine göre, *C. libani* (1,603 ppm en yüksek değere sahiptir. Bu durumda *C. libani* tek başına ilk homojen grubu oluşturmaktadır. *P. nigra* (0,556 ppm) türü Ni içeriği yönünden en düşük değeri göstermektedir. Bu durumda *P. nigra* tek başına en son homojen grubu oluşturmaktadır (Tablo 4.21).

Tablo 4.21 Nikel (Ni) birikimi Tukey testi homojen grupları

Tür	N	Subset for alpha = 0.05							
		1	2	3	4	5	6	7	8
2	3	0,556							
3	3		0,812						
6	3			0,930					
5	3				1,021				
9	3				1,033				
1	3					1,103			
7	3						1,368		
8	3							1,520	
4	3								1,603
Sig.		1,000	1,000	1,000	0,950	1,000	1,000	1,000	1,000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.
a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3,000.

4.2.10 Çinko (Zn)'nun Ağaç Türüne Bağlı Değişimi

Çinko (Zn) içeriğine göre; araştırmaya konu 9 ağaç türünün teker teker, diğer 8 tür ile arasında anlamlı fark bulunmaktadır (Tablo 4.22).

Tablo 4.22 Çinko (Zn) birikimi için Tukey testi sonuçları

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.silvestris	*P.nigra*	7,254*	0,052	0,000	7,070	7,438
	A.bornmülleriana	-0,627*	0,052	0,000	-0,810	-0,443
	C.libani	4,791*	0,052	0,000	4,608	4,975
	C. arizonica	6,325*	0,052	0,000	6,142	6,509
	P. pungens	1,309*	0,052	0,000	1,126	1,493
	P.orientalis	-0,341*	0,052	0,000	-0,525	-0,157
	T.orientalis	6,043*	0,052	0,000	5,859	6,226
	C.japonica	7,871*	0,052	0,000	7,687	8,054
P.nigra	*P.silvestris*	-7,254*	0,052	0,000	-7,438	-7,070
	A.bornmülleriana	-7,881*	0,052	0,000	-8,064	-7,697
	C.libani	-2,463*	0,052	0,000	-2,646	-2,279
	C. arizonica	-0,929*	0,052	0,000	-1,112	-0,745
	Picea pungens	-5,945*	0,052	0,000	-6,128	-5,761
	P.orientalis	-7,595*	0,052	0,000	-7,779	-7,411
	T.orientalis	-1,211*	0,052	0,000	-1,395	-1,028
	C.japonica	0,617*	0,052	0,000	0,433	0,800
A.bornmülleriana	*P.silvestris*	0,627*	0,052	0,000	0,443	0,810
	P.nigra	7,881*	0,052	0,000	7,697	8,064
	C.libani	5,418*	0,052	0,000	5,234	5,602
	C.arizonica	6,952*	0,052	0,000	6,768	7,136
	P.pungens	1,936*	0,052	0,000	1,752	2,120
	P.orientalis	0,286*	0,052	0,001	0,102	0,469
	T.orientalis	6,669*	0,052	0,000	6,486	6,853
	C.japonica	8,497*	0,052	0,000	8,314	8,681
C.libani	*P.silvestris*	-4,791*	0,052	0,000	-4,975	-4,608
	P.nigra	2,463*	0,052	0,000	2,279	2,646
	A.bornmülleriana	-5,418*	0,052	0,000	-5,602	-5,234
	C.arizonica	1,534*	0,052	0,000	1,350	1,718
	P.pungens	-3,482*	0,052	0,000	-3,666	-3,298
	P.orientalis	-5,132*	0,052	0,000	-5,316	-4,949
	T.orientalis	1,251*	0,052	0,000	1,068	1,435
	C.japonica	3,079*	0,052	0,000	2,896	3,263
C. arizonica	*P.silvestris*	-6,325*	0,052	0,000	-6,509	-6,142
	P.nigra	0,929*	0,052	0,000	0,745	1,112
	A.bornmülleriana	-6,952*	0,052	0,000	-7,136	-6,768
	C.libani	-1,534*	0,052	0,000	-1,718	-1,350
	P.pungens	-5,016*	0,052	0,000	-5,200	-4,832
	P.orientalis	-6,666*	0,052	0,000	-6,850	-6,483
	T.orientalis	-0,283*	0,052	0,001	-0,466	-0,099
	C.japonica	1,545*	0,052	0,000	1,362	1,729
P.pungens	*P.silvestris*	-1,309*	0,052	0,000	-1,493	-1,126
	P.nigra	5,945*	0,052	0,000	5,761	6,128
	A.bornmülleriana	-1,936*	0,052	0,000	-2,120	-1,752
	C.libani	3,482*	0,052	0,000	3,298	3,666
	C.arizonica	5,016*	0,052	0,000	4,832	5,200
	P.orientalis	-1,650*	0,052	0,000	-1,834	-1,467
	T.orientalis	4,733*	0,052	0,000	4,550	4,917
	C.japonica	6,561*	0,052	0,000	6,378	6,745

Tablo 4.22'nin devamı

(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
P.orientalis	*P.silvestris*	0,341*	0,052	0,000	0,157	0,525
	P.nigra	7,595*	0,052	0,000	7,411	7,779
	A.bornmülleriana	-0,286*	0,052	0,001	-0,469	-0,102
	C.libani	5,132*	0,052	0,000	4,949	5,316
	C.arizonica	6,666*	0,052	0,000	6,483	6,850
	P.pungens	1,650*	0,052	0,000	1,467	1,834
	T.orientalis	6,384*	0,052	0,000	6,200	6,567
	C.japonica	8,212*	0,052	0,000	8,028	8,395
T. orientalis	*P.silvestris*	-6,043*	0,052	0,000	-6,226	-5,859
	P.nigra	1,211*	0,052	0,000	1,028	1,395
	A.bornmülleriana	-6,669*	0,052	0,000	-6,853	-6,486
	C.libani	-1,251*	0,052	0,000	-1,435	-1,068
	C.arizonica	0,283*	0,052	0,001	0,099	0,466
	P.pungens	-4,733*	0,052	0,000	-4,917	-4,550
	P.orientalis	-6,384*	0,052	0,000	-6,567	-6,200
	C.japonica	1,828*	0,052	0,000	1,644	2,012
C.japonica	*P.silvestris*	-7,870*	0,052	0,000	-8,054	-7,687
	P.nigra	-0,617*	0,052	0,000	-0,800	-0,433
	A. bornmülleriana	-8,497*	0,052	0,000	-8,681	-8,314
	C.libani	-3,079*	0,052	0,000	-3,263	-2,896
	C.arizonica	-1,545*	0,052	0,000	-1,729	-1,362
	P.pungens	-6,561*	0,052	0,000	-6,745	-6,378
	P.orientalis	-8,212*	0,052	0,000	-8,395	-8,028
	T.orientalis	-1,828*	0,052	0,000	-2,012	-1,644

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Çinko (Zn) konsantrasyonu yönünden Tukey testine göre, *A. bornmülleriana* (14,395 ppm) en yüksek değere sahiptir. Bu durumda *A. bornmülleriana* tek başına ilk homojen grubu oluşturmaktadır. *C. japonica* (5,898 ppm) türü Zn içeriği yönünden en düşük değeri göstermektedir. Bu durumda *C. japonica* tek başına en son homojen grubu oluşturmaktadır (Tablo 4.23).

Tablo 4.23 Çinko (Zn) birikimi Tukey testi homojen grupları

Tür	N	Subset for alpha = 0.05								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
9	3	5,898								
2	3		6,514							
5	3			7,443						
8	3				7,726					
4	3					8,977				
6	3						12,459			
1	3							13,768		
7	3								14,109	
3	3									14,395
Sig.		1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.
a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3,000.

5. TARTIŞMA VE SONUÇLAR

5.1 Ağır Metal Miktarının Ağaç Türüne Bağlı Değişimi

5.1.1 Kalsiyum (Ca) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Bitki büyüme ve gelişimi için mutlaka gerekli olan kalsiyum; hücre büyüme ve gelişimini, membran geçirgenliğini, dokuların stablizasyonunu ve bitkilerin kalitesini etkilemektedir. Bu makro element; toprak faunası, mikroflora, bitki ve toprak için vazgeçilmezdir. Ayrıca kalsiyumun toprağın fiziksel ve kimyasal özellikleri üzerinde önemli etkileri söz konusudur. Kalsiyum elementi eksikliğinde bitkilerde verim ve bunun yanında kalite önemli düzeyde olumsuz etkilenmektedir (Tuna ve Özer, 2002). Toprak çözeltisinden su ile birlikte alınan kalsiyum elementi, toprak ve bitkide sadece iki değerlikli katyon olarak bulunmaktadır. Kalsiyum elementinin bitki bünyesini düzenleyici, kaogulasyonu artırıcı, işlenmeyi kolaylaştırıcı, ortamı nötrleştirici ve kolloidleri doyurucu etkileri araştırmalarla ortaya konulmuştur (Türkmen vd., 2002). Kalsiyum elementinin toprakta noksanlığı bitkinin generatif devresinde olumsuz etki göstermekte, bitki gelişimini olumsuz etkilemektedir. Bu noksanlığı gidermek amacıyla toprak ve yaprak gübresi şeklinde kalsiyum gübrelemesi uygulanabilmektedir. Bu element bitki yapısında hareketsiz olup, bu nedenle yaprak gübrelemesi suretiyle verilen kalsiyuma, bitki daha çabuk olumlu tepki göstermektedir (Tuna ve Özer, 2002). Bundan dolayı Ca miktarı hem gübreleme çalışmalarına konu olurken (Yağmur vd., 2002), aynı zamanda ağır metaller ile ilgili çalışmalara da konu olmuştur (Chen vd., 2016).

Bu çalışma sonucunda kalsiyum konsantrasyonu 1.953,867 ppm ile 4.093,067 ppm arasında değişmektedir. Kalsiyum ortalama konsantrasyonu yönünden incelenen türler 4 homojen gruba dağılmaktadır. *A. bornmülleriana* (4.100,333 ppm) Ca konsantrasyonu yönünden en yüksek değere sahiptir. Bu tür ile birlikte *P.orientalis* (4.093,067 ppm), *C. libani* (4.091,867 ppm), *P. silvestris* (4.085,000 ppm), *C. arizonica* (4.061,300 ppm), *P. pungens* (4.051,633 ppm) aynı homojen grupta yer almaktadır. *T. orientalis* (3.090,633 ppm) 2. homojen grubu, *P. nigra* (2.654,500 ppm)

3. homojen grubu oluşturmaktadır. Ca konsantrasyonu en düşük olan tür *C. japonica* (1.953,867 ppm) 4. homojen grubu oluşturmaktadır.

5.1.2 Magnezyum (Mg) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Beyaz renkli ve toprakta değişik bileşikler halinde bulunan bir maden olan magnezyum, çok hafif olup, havada parlak bir ışıkla yanabilmektedir. Bu element en yüksek konsantrasyonda deniz ekosistemlerinde bulunmaktadır. Bu element; kalsiyum, fosfor, sodyum, potasyum, demir, çinko, bakır, krom, iyot ve selenyum ile birlikte, hayati önem taşıyan 11 mineralden biri durumundadır. Bu mineral, vücudumuzda yaklaşık 20-28 gr olup, % 60'ı kemik ve dişlerde, %49 'u kaslarda yer almaktadır. Günlük gereksinimi 300 mg olan ve gebelikte, emzirme dönemlerinde ihtiyaç artan bu mineral yaşamsal öneme haiz olup, bağırsaklardan çok zor emilmektedir. Vücuttaki enerji gerekli olan her yerde magnezyuma ihtiyaç duyulmaktadır. Bitkilerde de klorofilde yer alan bu element güneşten gelen enerji fotonlarını tutmaktadır (Boğa, 2007; Işık vd., 2004; Mossi, 2018; Saleh, 2018). Topraklardaki magnezyum bitkiler tarafından kullanılmakta olup bitki dünyasının demiri olarak nitelendirilmektedir. İnsanlardaki demir-hemoglobin ilişkisine benzer şekilde, bitkilerde magnezyum klorofil yapısına girmektedir. Hayvansal gübrelerdeki potasyum ve fosforun bitkiler tarafından kullanımı magnezyumu tüketir ve bu da bitkilerin magnezyum alım kabiliyetini değiştirir (Işık vd., 2004).

Çalışmada incelenen türler Mg ortalama konsantrasyonu yönünden 8 homojen gruba dağılmaktadır. *C. japonica* (2.093,467 ppm) en yüksek Mg konsantrasyonuna sahipken, *P. pungens* (428,900 ppm) en düşük Mg konsantrasyonuna sahiptir. Mossi (2018)'de Kastamonu kent merkezinde peyzaj türlerinin ağır metal birikimin yönünden değerlendirildiği çalışmada bitki türüne bağlı olarak Mg konsantrasyonu 4.009-6.557,5 ppm arasında belirlenmiştir. Yapılan analizlerde Mg konsantrasyonu organel bazında ve yıkanmaya bağlı olarak değişiklik göstermez iken, trafik yoğunluğuna bağlı olarak artmaktadır. Yine bu çalışmada *Biota orientalis* (*Thuja orientalis*) yapraklarında 4009,0 ppm Mg belirlenerek bu değer araştırmaya konu türler arasında en yüksek değer olarak ifade edilmiştir. Bu çalışmada *T. orientalis* türü ibrelerinde 509,113 ppm magnezyum saptanmıştır.

5.1.3 Kadmiyum (Cd) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

İnsan, hayvan ve bitkileri için son derece toksik etkiye sahip olan kadmiyum, kullanım alanlarının çeşitliliği yanında, çevre kirliliğindeki rolü ile de gündeme gelmektedir. Kadmiyumun insanlarda karsinojen etki yaptığı 1976 yılında belirlenmiş ve 1993 yılında, IARC (International Agency for Cancer Research) tarafından Tip 1 karsinojen element olarak sınıflandırılmıştır (Boğa, 2007). Kadmiyum, endüstriyel faaliyetlerle birlikte, tarımda kullanılan fosforlu gübreler, yerleşim alanlarındaki lağım atıkları ve atmosferik depositler vasıtasıyla yayılmaktadır. Toprakta 3 mg/kg, bitki kuru maddelerinde ise 1 mg/kg'dan fazlası toksiktir. Bu ağır metal büyük oranda, bu maddeyi içeren toz zerreciklerinin çökelmesi ile bitki ve toprağa bulaşmaktadır. Yoğun trafikli bölgelerde yol kenarı topraklarına yılda 0,2-1,0 mg/m^2 Cd ilavesi olmaktadır (Asri ve Sönmez, 2006). Bu ağır metal bitki bünyesinde azot ve karbonhidrat metabolizmalarını değiştirerek, fizyolojik değişikliklere neden olmaktadır. Ayrıca, bitki yapısındaki enzimleri inaktive ederek, fotosentezi engeller, stomaların kapanmasına ve böylece transpirasyon ile su kaybının engellenmesine ve klorofil biyosentezinin bozulmasına neden olmaktadır (Asri ve Sönmez, 2006). Esasen bu ağır metal doğada saf olarak bulunmayan ve nispeten nadir bulunan bir elementtir. Fosfatlı gübreler, deterjanlar ve rafine petrol türevlerinde bulunmaktadır. Su boruları, endüstriyel üretim aşamasında kullanılan gübreler ve endüstriyel üretim aşamalarında oluşan baca gazları önemli kadmiyum kaynaklarıdır. Bu elementin önemli bir kirletici olmasının sebebi çok düşük dozlarda bile toksik olması yanında biyolojik yarı ömrünün uzunluğudur (Kahvecioğlu vd., 2007). Bundan dolayı bu elementin trafik ve endüstriyel kaynaklı konsantrasyonu bir çok çalışmaya konu olmuştur (Türkyılmaz vd., 2018a, b).

Çalışma sonucunda kadmiyum ortalama konsantrasyonu yönünden incelene 9 ağaç türünün 5 homojen gruba dağıldığı belirlenmiştir. *T. orientalis* (0,252 ppm) en yüksek kadmiyum konsantrasyonuna sahiptir. *P. nigra* (0,216 ppm) ve *P. pungens* (0,223 ppm) en düşük kadmiyum konsantrasyonuna sahip homojen grubu oluşturmaktadır. Mossi (2018)'de trafik yoğun alanlardaki en düşük Cd konsantrasyonunu yıkanmış, en yüksek konsantrasyonı ise yıkanmamış örneklerde belirlemiştir. Bu durum kurşun ağır metali için elde edilen sonuçlara benzerdir. Bu da kadmiyum ve kurşun ağır

metallerinin partikül maddeler ile ilişkisini düşündürmektedir. Nitekim kadmiyum miktarının partikül madde ile ilişkisi ve çökelmesi konusunda çalışmalar bulunmaktadır (Liu vd., 2015; Pourabadehei ve Mulligan, 2016; Sun vd., 2016). Bu çalışmaların sonuçları Cd miktarının hem trafik yoğunluğu, hem bitki türü hem de organel bazında değiştiğini göstermektedir. Buna paralel sonuçlar diğer çalışmalarda da elde edilmiştir. Aksoy ve Şahin (1999) tarafından yapılan çalışmada; *Elaeagnus angustifolia*'da kadmiyum miktarı ortalaması sanayi bölgelerinde 3,45 µgg-1, şehir merkezinde 1,11 µgg-1, yol kenarlarında 1,38 µgg-1, şehir merkezi dışında 0,80 µgg-1 ve kırsal alanlarda ise 0,50 µgg-1 olarak belirlenmiştir. Japonya Okayama'da *Rhododendron pulchrum* türünün yapraklarında 9 farklı lokasyonda kadmiyum elementi konsantrasyonu 1,24 mg kg-1'a kadar çıkmaktadır (Suzuki vd., 2009). Bu değer *Sophora japonica* L., yapraklarında 0,10 mg kg-1 olarak belirlenmiştir (Li vd., 2007). Yine *Biota orientalis* türünde 104,2 ppb (0,104 ppm) kadmiyum belirlenmiş olup (Mossi, 2018), bu çalışmada aynı türde Cd oranı 0,252 ppm ile en yüksek değeri oluşturmuştur.

Benzer şekilde Kastamonu kent merkezinden ibreli türlerden toplanan, 3 yıl ve daha fazla kalan ibre örneklerinde yapılan çalışmada, *P. silvestris*'da 3.086 ppb, olan Cd konsantrasyonunun, *P. nigra*'da 3.093,3 ppb, *P. pungens*'de 3.959,3 ppb ve *A. bornmülleriana*'da 5.053,3 ppb düzeyinde olduğu belirlenmiştir (Türkyılmaz vd., 2018a). Bu çalışmada ise *P. silvestris*'de 0,235 ppm, *P. nigra*'da 0,216 ppm, *P. pungens*'de 0,223 ppm, *A. bornmülleriana*'da 0,224 ppm Cd konsantrasyonu tespit edilmiştir. Yukarıdaki çalışmaya göre Cd oranlarının düşük olmasının sebebi bu çalışmada son yıllık ibrelerin kullanılmasıdır.

5.1.4 Krom (Cr) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Krom elementi sanayide yaygın olarak kullanılmakta olup, paslanmaz çelik, lehim ve pas engelleyicilerin üretiminde, boya, cila, cam ve seramik malzemelerinde, deri endüstrisi bu sektörlerin başında gelmektedir (Asri ve Sönmez, 2006). Bitkiler ve diğer yaşayan canlılar için mikrobesin olarak az miktarda gerekli olan bu element yüksek düzeylerde zararlı etki yapmaktadır (Shahid vd., 2015). Bu elementi içeren minerallerin endüstriyel oksidasyonu altı değerli kromu ortaya çıkarmaktadır. Ayrıca

fosil yakıtların, ağaç ve kağıt ürünlerin yanması sonucunda doğada altı değerlikli krom oluşmaktadır (Okçu vd, 2009). Krom doğal olarak da toprakta bulunmaktadır. Bitkide ise kuru madde de 100 mg/kg bulunması birçok yüksek bitki için toksik etki yapmaktadır (Asri ve Sönmez, 2006). Krom (Cr) gibi esansiyel olmayan metaller yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarına girebilmektedir (Levi vd., 1973). Bitki bünyesinde toksik seviyedeki krom tohum çimlenmesini engellemektedir. Bu element ayrıca, kök hücrelerinin bölünme ve uzamasını engelleyerek kök gelişimini engeller. Bu da topraktan su alımını olumsuz etkileyerek gelişmeyi olumsuz etkilemektedir (Asri ve Sönmez, 2006). İnsanlarda ise altı değerli kromun solunumla vücuda alınması ile burun akmaları, burun kanamaları, kaşınma ve üst solunum yollarında delinmelerin yanı sıra kroma karşı alerji gösteren insanlarda da astım krizleri görülebilmektedir (Asri ve Sönmez, 2006). Krom karsinojenik bir elementtir ve özellikle potansiyel toksisiteleri ve yaşayan organizmalara maruziyet bakımından en toksik ağır metaller arasındadır (Mossi, 2018; Saleh, 2018; Shahid vd., 2015; Shahid vd., 2017).

Çalışmada incelenen ağaç türleri, Cr ortalama konsantrasyonu yönünden 7 homojen gruba dağılmaktadır. *T. orientalis* (2,135 ppm) en yüksek krom konsantrasyonuna sahiptir. *P. pallasiana* (0,631 ppm) ve ve *P. pungens* (0,597 ppm) en düşük krom konsantrasyonuna sahip homojen grubu oluşturmaktadır. Mossi (2018)'de trafik yoğun alanlarda Cr konsantrasyonu bakımından en düşük değerler yıkanmış *Ligustrum vulgare* dallarında (286 ppb), en yüksek Cr konsantrasyonları ise yıkanmış *Juniperus sabina* yapraklarında (15.303 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Cr konsantrasyonu bakımından en düşük değerler yıkanmış *Euonymus japonica* yapraklarında (321 ppb), en yüksek Cr konsantrasyonları yıkanmamış *Mahonia aquifolium* yapraklarında (13.388 ppb), trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise en düşük değerler yıkanmış *Mahonia aquifolium* yapraklarında (309 ppb), en yüksek değerler yıkanmış *Berberis thunbergii* yapraklarında (2.447 ppb) elde edilmiştir. Çalışma sonuçları tür bazında en çok değişim gösteren elementlerden birisinin Cr olduğunu göstermektedir. Cr konsantrasyonu *Euonymus japonica*'de 846,2 ppb iken *Juniperus sabina*'de 2.330,9 ppb olarak hesaplanmıştır. Türkyılmaz vd., (2018b) Cr konsantrasyonunun trafiğin olmadığı alanlarda 16,595 ppm düzeyinde iken trafiğin yoğun olduğu alanlarda 23,716 ppm düzeyine yükseldiğini belirtmektedirler. Yol kenarındaki *Sophora japonica* L., yapraklarında Cr miktarı 3,45 mg kg-1'a kadar

çıkmaktadır (Li vd., 2007). Başka bir çalışmada *Platanus orientalis* yapraklarında Cr miktarı kontrol grubunda Salzburg'da 0,227 µg/g, Belgrad'da 0,404 µg/g ve Thessaloniki'de 0,558 µg/g bulunrken; kirli olan bölgelerde Salzburg'da 0,388 µg/g, Belgrad'da 0,472 µg/g ve Thessaloniki'de 0,621 µg/g düzeyine çıkmıştır. *Pinus nigra* ibrelerindeki Cr miktarının ise kontrol grubunda Salzburg'da 0,386 µg/g, Belgrad'da 0,333 µg/g ve Thessaloniki'de 0,621 µg/g olduğu, kirli bölgelerde bu değerlerin Salzburg'da 0,423 µg/g, Belgrad'da 0,576 µg/g ve Thessaloniki'de 0,661 µg/g düzeyine çıktığı belirlenmiştir (Sawidis vd., 2011).

5.1.5 Bakır (Cu) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Çalışma sonucunda incelenen türler arasında Cu konsantrasyonu yönünden anlamlı fark bulunmaktadır. Tukey testi sonuçlarına göre ağaç türleri Cu ortalama konsantrasyonu yönünden 7 homojen gruba dağılmaktadır. *C. libani* (6,272 ppm) en yüksek bakır konsantrasyonuna sahip iken *P. nigra* (2,429 ppm) en düşük bakır konsantrasyonuna sahip homojen grubu oluşturmaktadır. Mossi (2018)'de trafiğin olmadığı alanlarda en düşük Bakır değeri yıkanmamış *Biota orientalis* yapraklarında (371,3 ppb), en yüksek değer ise *Mahonia aquifolium*'da yıkanmış yapraklarda (19.482 ppb) elde edilmiştir. Trafik az yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yine yıkanmış *Biota orientalis* yapraklarında (270,9 ppb) en yüksek değerler de yıkanmamış *Mahonia aquifolium* dallarında (13.575,1 ppb) elde edilirken, trafik yoğun alanlarda en düşük değer yıkanmış *Euonymus japonica* yapraklarında (357,4 ppb) en yüksek değerler ise yıkanmış *Berberis thunbergii* dallarında (11.917,2 ppb) bulunmuştur. Trafik yoğun alanlarda en düşük Cu miktarı yıkanmış yapraklarda, en yüksek değer ise *Euonymus japonica* türünde belirlenmiştir. Bakır bitki bünyesinde enzim aktivasyonu, karbonhidrat ve lipid metabolizmasında rol almaktadır (Asri ve Sönmez, 2006). Yapılan başka çalışmalarda, bu elementin solunum, fotosentez, karbonhidrat parçalanması süreçlerinde, azot kullanımı ve depolanmasında, hücre duvarı metabolizması gibi bitki fizyolojisi olaylarında etkin rol aldığı, ksilem geçirgenliğini düzenlediği, DNA ve RNA üretim süreçlerini kontrol ettiği, hastalıklara direnç mekanizmasında önemli rol oynadığı belirlenmiştir. Bakır eksikliği bitkilerde üreme sürecinin durmasına neden olmaktadır (Mossi, 2018; Okcu vd., 2009; Saleh, 2018). Bakır bitkiler üzerinde bu faydalı etkileri yanında, oldukça zehirli bir

elementtir. Bakırın toksik etki göstermesi durumunda bitkide doku hasarı, köklerde bozulma ve bitki renginde koyulaşma ortaya çıkmaktadır. Ayrıca toksik etki membran geçirgenliğinde bozulma, kök hücrelerinde iyon kaybı, DNA'nın hasar görmesine neden olmaktadır (Okcu vd., 2009). Bakır insan ve hayvan metabolizması için mutlak gerekli olan bir iz elementtir (Asri ve Sönmez, 2006). Bundan dolayı bitkilerdeki bakır konsantrasyonunun belirlenmesi ve trafik yoğunluğu ile ilişkilendirilmesi konusunda çok sayıda çalışma yapılmıştır (Türkyılmaz vd., 2018a, b). Bakır elementi miktarının trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişim gösterdiği, trafik olmayan alanlarda 69,615 ppb olan Cu miktarının trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 71,096 ppb ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda 110,441 ppb düzeyine yükseldiği belirlenmiştir (Türkyılmaz vd., 2018b). Japonya Okayama'da *Rhododendron pulchrum* yapraklarının trafik kirliliği göstergesi olarak kullanılabilme olanaklarını araştırdıkları çalışma kapsamında 9 farklı lokasyonda Cu miktarının 22,22 mg kg-1 a kadar çıktığı belirlenmiştir (Suzuki vd., 2009). Samsun il merkezinde *M. grandiflora* yapraklarında ortalama bakır miktarı 35 ppm olarak belirlenmiştir (Demirayak vd., 2011). *Sophora japonica* L. türünde parklarda belirlenen Cu miktarı 7,76 mg kg-1 iken yol kenarlarında 8,45 mg kg-1 'a çıkmaktadır (Li vd., 2007). *Platanus orientalis* türünde bakır miktarı kontrol grubunda Salzburg'da 2,565 µg/g, Belgrad'da 4,838 µg/g ve Selanikte'de 3,074 µg/g olarak belirlenirken, aynı çalışmada kirli bölgelerde Salzburg'da 13,998 µg/g, Belgrad'da 25,197 µg/g ve Thessaloniki'de 21,772 µg/g miktarında belirlenmiştir. Aynı çalışmada, *Pinus nigra* ibrelerinde kontrol grubunda Salzburg'da 3,182 µg/g, Belgrad'da 3,263 µg/g ve Thessaloniki'de 2,432 µg/g olarak belirlenen bakır miktarı, aynı şehirlerin kirli bölgelerinde Salzburg'da 4,875 µg/g, Belgrad'da 25,391 µg/g ve Selanik'de 16,486 µg/g olarak belirlenmiştir (Sawidis vd., 2011). Denizli il merkezinde *Robinia pseudoacacia* L. türünde bakır miktarı sanayi mıntıkasından alınan örneklerde yıkanmamış yapraklarda 89,91 µg g-1, yıkanmış örneklerde yapraklarda 43,49 µg g-1 miktarında belirlenmiştir. Aynı çalışmada bakır miktarı kentsel alanlarda yol kenarlarından toplanan örneklerde yıkanmamış yapraklarda 12,22 µg g-1 yıkanmış yapraklarda 8,125 µg g-1 olarak belirlenmiştir (Çelik vd., 2005).

Hong-Kong'da yapılan diğer bir çalışmada *Bauhina varigeata* türünde bakır miktarı kontrol grubunda yıkanmamış yapraklarda 27 µg g-1, yıkanmış yapraklarda 19 µg g-

1 miktarda belirlenirken, yol kenarlarından alınan örneklerde ise bu miktarların yıkanmamış örneklerde 47 µg g-1 ve yıkanmış örneklerde 43 µg g-1 miktarında saptanmıştır (Tam vd., 1987). Hindistan-Anand şehrinde bakır miktarı, *Morus alba*'da 103 mg kg-1, *Polyalthia longifolia*'da 81 mg kg-1, *Ficus bengalensis*'de 71 mg kg-1, *Alstonia scholaris*'de 42 mg kg-1 düzeyinde belirlenmiştir (Tanushree vd., 2011). Turkyilmaz vd., (2018b)'de bakır miktarını *Tilia tomentosa*'da 16,322 ppm, *Eleagnus angustifolia*'da 54,764 ppm, *Ailanthus altissima*'da 77,806 ppm ve *Prunus cerasifera*'da 169,475 ppm olduğu, miktarın türe bağlı olarak değiştiği ifade edilmektedir. Yine bu çalışmaya göre; en yüksek bakır miktarı (*Cedrus libani* 6,272 ppm) ile en düşük değere sahip *Pinus nigra* Arnold subsp. *pallasiana* (2,429 ppm) arasında büyük fark bulunmaktadır. Başka bir bilimsel çalışmada; *Pinus nigra* ibrelerinde bakır miktarı kontrol grubu örneklerinde Salzburg'da 3,182 µg/g, Belgrad'da 3,263 µg/g ve Selanik için 2,432 µg/g olarak belirlenirken, aynı şehirlerin kirli bölgelerinde bakır miktarları Salzburg'da 4,875 µg/g, Belgrad'da 25,391 µg/g ve Selanik'de 16,486 µg/g düzeyine çıkmaktadır (Sawidis vd., 2011).

Benzer şekilde Kastamonu kent merkezinden örnekler alınarak yapılan başka bir çalışmada; *Pinus sylvestris*'da 416 ppb, olan bakır elementi miktarı, *Pinus nigra*'da 537,4 ppb, *Picea pungens*'de 564,6 ppb ve *Abies bornmülleriana*'da 1156,1 ppb olarak belirlenmiş, bakır miktarının ibre örneklerinin yaşına göre değiştiği ifade edilmiştir (Türkyılmaz vd., 2018a). Sözü edilen çalışmada ağaçlar üzerinde 3 yıl ve daha fazla süre kalan ibre örnekleri kullanılmıştır. Bu çalışmada ise *Pinus silvestris*'de 3,996 ppm, *Pinus nigra*'da 2,966 ppm, *Picea pungens*'de 2,954 ppm, *A. bornmülleriana*'da 2,429 ppm bakır miktarı tespit edilmiştir. Bu çalışmada 1 yıllık sürgünler üzerinden ibre örneklerinin alınmasına rağmen konsantrasyonların yüksek olmasının sebebi trafik yoğunluğunun fazlalığı ile açıklanabilir.

Yapılan diğer bazı çalışmalarda bitki örneklerindeki bakır miktarının zaman süreci içinde de değiştiği belirlenmiştir. *Prosopis julifora* türünde yıllık halkalardaki bakır miktarının 1988-1992 periyodunda 1,09 ppm iken, 2003-2007 döneminde 1,27 ppm seviyesine yükseldiği belirlenmiştir (Beramendi-Orosco vd. 2013). *Platanus orientalis* türünde yapılan başka bir çalışmada ise, Mayıs'da 15,1 mg kg−1 olan bakır miktarının,

Temmuz'da 15,7 mg kg−1'a Kasım'da 16,6 mg kg−1'a yükseldiği belirlenmiştir (Norouzi vd., 2015).

5.1.6 Demir (Fe) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Yapılan çalışmada, Fe konsantrasyonunun incelene 9 tür arasında farklılık gösterdiği belirlenmiştir. Demir (Fe) ortalama konsantrasyonu yönünden Tukey testine göre ağaç türleri 9 homojen gruba teker teker dağılmaktadır. *T. orientalis* (485,421 ppm) Fe konsantrasyonu en yüksek grupta yer alırken, *P. pungens* (64,778 ppm) Fe konsantrasyonu en düşük olan grupta yer almaktadır. Benzer şekilde Kastamonu kent merkezinden örnekler alınarak yapılan başka bir çalışmada; ibreli türler üzerinde yapılan bir çalışmada *P.silvestris*'de 4.948,3 ppb, olan Fe konsantrasyonunun, *P. nigra*'da 6.544,7 ppb, *P. pungens*'de 3.226 ppb ve *A. bornmülleriana*'da 5.696 ppb düzeyinde olduğu belirlenmiştir (Turkyilmaz vd., 2018a). Bu çalışmada ağaçlar üzerinde 3 yıl ve daha fazla süre kalan ibre örnekleri kullanılmıştır. Bu çalışmada ise *P. silvestris*'de 273,551 ppm, *P. nigra*'da 93,182 ppm, *P. pungens*'de 64,778 ppm, *A. bornmülleriana*'da 198,382 ppm Fe konsantrasyonu tespit edilmiştir. Mossi (2018)'de demir miktarının yoğun trafik durmunda arttığı, trafik olmayan alanlarda 45,95 ppm olan demir miktarının, az trafikli alanlarda 60,17 ppm, yoğun trafikli alanlarda 97,91 ppm seviyesine yükseldiği belirtilmektedir. Hon Kong'da *Bauhina varigeata* türünde, demir miktarı kontrol grubu yıkanmamış örneklerde 168 µg g-1 düzeyinde iken, yıkanmış örneklerde 131 µg g-1'a düştüğü, bu değerlerin yol kenarı yıkanmamış örneklerde 861 µg g-1, yıkanmış örneklerde 620 µg g-1 olduğu belirlenmiştir (Tam vd., 1987). Dört farklı ibreli türde, son üç yıllık ibre örneklerinde demir miktarı 8,009 ppm düzeyine kadar çıkmaktadır. Bitki türü ve trafik yoğunluğuna bağlı olarak demir miktarı 25,500 ppm düzeyine kadar çıkabilmektedir (Türkyılmaz vd., 2018a).

Demir elementi klorofil oluşumu üzerine katalitik etki yapan, enzim sistemlerine katılan ve solunum, fotosentezde enerjinin tutulması ve taşınması gibi önemli biyokimyasal ve metabolik olaylarda etkili bir elementtir. Fizyolojik yönden çeşitli enzimlerin yapısında koenzim olarak yer alan demir, katalaz, peroksidaz ve sitokrom oksidaz gibi önemli solunum enzimlerinin etkinlikleri için de elzemdir. Demir noksanlığı (kloroz) daha çok meyve ağaçlarında, asmalarda, süs ve çalı bitkilerinde

görülmektedir (Yağmur vd., 2002). Bundan dolayı demir elementi çoğunlukla bitkilerde gübreleme ve kloroz ile ilgili çalışmalara (Başar ve Özgümüş, 1999) konu olmuştur.

5.1.7 Kurşun (Pb) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Kurşun miktarı ağır metal kirliliği içerisinde ayrı bir önem taşımaktadır. Kurşun, sanayi ve tarımsal faaliyetlerde yaygın olarak kullanıldığından dolayı, oldukça sık rastlanılmaktadır. Kurşun metal veya bileşik olarak atmosfere yayıldığı her durumda toksik özellik göstermektedir. Bundan dolayı kurşun insan faaliyetleri sonucunda oluşan ve doğal ekosistemlere en fazla derecede zarar veren ağır metal türüdür (Okcu vd., 1999).

Bu çalışmada, kurşun (Pb) ortalama konsantrasyonu yönünden Tukey testine göre ağaç türleri 7 homojen gruba dağılmaktadır. *T. orientalis* (2,765 ppm) Pb konsantrasyonu en yüksek grupta yer alırken, *P. nigra* (1,040 ppm) Pb konsantrasyonu en düşük olan grupta yer almaktadır. Kastamonu kent merkezinden örnekler alınarak yapılan başka bir çalışmada; ibreli türler üzerinde yapılan bir çalışmada *P. silvestris*'de 181,3 ppb, olan kurşun miktarının, *P. nigra*'da 71,8 ppb, *P. pungens*'de 79,3 ppb ve *A. bornmülleriana*'da 99,85 ppb düzeyinde olduğu belirlenmiştir (Türkyılmaz vd., 2018a). Bu çalışmada ağaçlar üzerinde 3 yıl ve daha fazla süre kalan ibre örnekleri kullanılmıştır. Bu çalışmada ise *Pinus silvestris*'de 2,006 ppm, *Pinus nigra*'da 1,040 ppm, *Picea pungens*'de 1,366 ppm, *A. bornmülleriana*'da 1,628 ppm Pb konsantrasyonu tespit edilmiştir. Mossi (2018)'de trafik yoğun mıntıkalarda en düşük kurşun miktarı yıkanmış, en yüksek kurşun miktarı ise yıkanmamış bitki örneklerinde saptanmıştır. Dallarda saptanan kurşun miktarı yaprak değerlerinin iki katından fazladır. Bu çalışmada kurşun miktarı yönünden incelenen bitki türleri arasında anlamlı fark çıkmamıştır. 300 ppm miktarının üzerinde insan sağlığı açısından tehlikeli olan (Asri ve Sönmez, 2006) kuruşun elementi, uzun yıllardır insanlar için önemli olması yanında çevresel ağır metal kirliliği oluşturan metaller arasında ilk sırada yer almaktadır (Okcu vd., 1999). Özellikle kent merkezi alanlarında ve sanayi bölgelerine yakın alanlarda kültürü yapılan bitkisel ve hayvansal gıdalarda normal miktarları aşan kurşun olasıdır (Kahvecioğlu vd., 2007. Kurşun içeren benzin de, bu element kaynaklı

ağır metal kirliliğinin önemli bir kaynağıdır (Okcu vd., 1999). Bu ilişkiden dolayı kurşun miktarı ile trafik yoğunluğu ilişkisini ortaya koyan çok sayıda araştırma bulunmaktadır. Bunun yanında hangi türlerin kurşun biyomonitorü olarak kullanılabileceğine ilişkin çalışmalar yapılmıştır. Aksoy ve Şahin (1999) *Elaeagnus angustifolia,* Tam vd., (1987) *Bauhina varigeata*, Çelik vd., (2005) *Robinia pseudoacacia*, Çavuşoğlu ve Çavuşoğlu (2005) *Cupressus sempervirens* ve *Cedrus libani,* Demirayak vd., (2011) *M. grandiflora* ve *A.cyanophylla,* Sawidis vd., (2011) *Platanus orientalis* ve *Pinus nigra,* Li vd., (2007) *Sophora japonica* türlerinde kurşun miktarı ile trafik yoğunluğunu karşılaştıran çalışmalar yapmışlardır.

5.1.8 Manganez (Mn) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Manganez (Mn) konsantrasyonu yönünden Tukey testine göre ağaç türleri 9 homojen gruba ayrılmaktadır. *P. pungens* (27,050 ppm) en yüksek değere sahiptir. Bu durumda *P. pungens* tek başına ilk homojen grubu oluşturmaktadır. *P. orientalis* (7,953 ppm) türü manganez içeriği yönünden en düşük değeri göstermektedir. Bu durumda *Picea orientalis* tek başına en son homojen grubu oluşturmaktadır. Mossi (2018)'de Mn miktarının incelenen bitki yaprak örneklerinde, dal örneklerinin yaklaşık iki katı fazla olduğunu, manganez miktarının tarfik yoğunluğuna bağlı olarak azaldığını ifade etmektedir. Manganez miktarının türler arasındaki farklılığının anlamlı olup olmadığının değerlendirilmesinde, sadece *Mahonia* türündeki farklılığın diğer türlerden istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklı olduğu belirlenmiştir. Manganez bitkilerde Mn+2 iyonu şeklinde kök ve yapraklardan alınmaktadır. Bu elementin bitkideki eksikliği öncelikle genç yapraklarda görülmekte olup, özellikle geniş yapraklı bitkilerde mangan eksikliğinde yaprakta damarlar arası sararmakta ve damarlar yeşil renkte kalmaktadır. Klorofilin bileşiminde yer almamasına karşın bu elementin noksanlığında klorofil oluşumu önemli oranda azalmaktadır (Pak, 2011). Bu elementin bitkilerde toksik etkisinin belirtileri türe göre değişmektedir. Bitkinin 100 mg kg-1 / kuru madde miktarından fazla bu elementi içermesi durumunda, olgun yapraklarda kahverengi lekeler şeklinde beliren ve daha sonra mantarlaşmaya neden olan toksik etki başlamaktadır (Pak, 2011). Denizli ilinde *Robinia pseudoacacia* L.'da yapılan çalışmada, manganez miktarı sanayi bölgesi yaprak örneklerinde 786,47 µg g -1, şehir içi yol kenarları örneklerinde 428,46 µg g-1, şehir merkezi dışı yaprak

örneklerinde 337,36 µg g-1, kırsal örneklerde 271,87 µg g-1 olarak saptanmıştır (Çelik vd., 2005). *Bauhina varigeata* türü yaprak örneklerinde (Hong-Kong), Mn miktarı kontrol yıkanmamış yaprak örneklerinde 106 µg g-1, yıkanmış örneklerde 103 µg g-1, yol kenarları yıkanmamış örneklerde 135 µg g-1, yıkanmış örneklerde 99 µg g-1 olarak belirlenmiştir (Tam vd., 1987). Mossi (2018)'de yol kenarı yıkanmamış yaprak numunelerinde manganez miktarı 227 µg g-1'e kadar çıkmaktadır. *Tilia tomentosa, Eleagnus angustifolia, Prunus cerasifera* ve *Ailanthus altissima* türlerinde manganez miktarı bakımında türler arasında anlamlı fark olmadığı saptanmıştır (Türkyılmaz vd., 2018b).

5.1.9 Nikel (Ni) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Nikel (Ni) konsantrasyonu yönünden Tukey testine göre, *Cedrus libani* (1,603 ppm en yüksek değere sahiptir. Bu durumda *Cedrus libani* tek başına ilk homojen grubu oluşturmaktadır. *Pinus nigra* Arnold subsp. *pallasiana* (0,556 ppm) türü Ni içeriği yönünden en düşük değeri göstermektedir. Bu durumda *Pinus nigra* Arnold subsp. *pallasiana* tek başına en son homojen grubu oluşturmaktadır. Başka bir çalışmada, Nikel miktarı trafik olmayan bölge örneklerinde en düşük yıkanmış *Ligustrum vulgare* dallarında (119 ppb), en yüksek yıkanmamış *Biota orientalis* dallarında (1.753 ppb) saptanmıştır. Az yoğun trafik numunelerinde ise en düşük değer yıkanmış *Biota orientalis* yapraklarında (134 ppb) en yüksek değer ise yıkanmamış *Euonymus japonica* dallarında (5.019 ppb) saptanmıştır. Bu da nikel miktarının trafik yoğunluğuna bağlı arttığını, trafik olmayan örneklerde 806,16 ppb miktarın, az yoğun traifk örneklerinde 1.240,40 ppb, yoğun trafik örneklerinde 1.330,14 ppb düzeyine çıktığı belirlenmiştir. Miktar bitki organelleri arasında da farklılık göstermekte olup, yapraklarda 999,19 ppb olan miktar, dallarda 1.251,94 ppb düzeyindedir. Trafik yoğun örneklerde en en düşük değerler yıkanmış *Mahonia aquifolium* (328 ppb), *Ligustrum vulgare* (389 ppb) ve *Euonymus japonica* (458 ppb) yapraklarında, en yüksek değerler ise yıkanmış *Berberis thunbergii'* dallarında (4.990 ppb) elde edilmiştir (Mossi, 2018).

Nikel elementi kömür, petrol, çelik, alaşım üretimi, galvaniz ve elektronik endüstrisinde kullanılmaktadır (Asri ve Sönmez, 2006). Bu element memeli türler ve diğer hayvan türleri için olası kanserojen etkiye sahiptir (Okçu vd., 2009; Shahid vd.,

2015). Nikel elementi bitki türlerinde enzimlerde ve fizyolojik aktif merkezlerde bulunan diğer ağır metallerle yer değiştirerek etki yapmakta olup, üreaz ve birçok hidrogenaz enzimlerin yapı taşıdır. Bundan dolayı nikel miktarının yetersizliği durumunda bitkiler azotlu gübrelerden faydalanamamakta ve bu gübreler bu türlerde toksik eki yapmaktadır (Asri ve Sönmez, 2006). Yapılan çalışmalarda bitki türlerinde nikel miktarının trafik yoğunluğuna bağlı olarak değiştiği belirlenmiştir. Nikel miktarı trafik olmayan alanlarda 4,381 ppm, az trafik yoğunluklu alanlarda 5,840 ppm, yoğun trafikli alanlarda 10,745 ppm olarak belirlenmiştir. *Juniperus sabina* türünde 801,7 ppb seviyesinde olan nikel miktarı *Buxus sempervirens*'de 1.639,1 ppb seviyesine çıkmaktadır (Türkyılmaz vd., 2018b).

Bu çalışma sonucunda Ni konsantrasyonu bakımından türler arasında da önemli düzeyde fark olduğu belirlenmiştir. *P.nigra*'da 0,556 ppm düzeyinde olan miktar *C.libani*'de 1,603 ppm düzeyine çıkmaktadır. *T.orientalis*'de 1,520 ppm Ni birikimi belirlenmiştir. Yapılan başka bir çalışmada nikel miktarı; *Pinus sylvestris*'da 225,3 ppb, *Pinus nigra*'da 312,4 ppb, *Picea pungens*'de 566 ppb ve *Abies bornmülleriana*'da 1.119,2 ppb düzeyinde, *Abies bornmülleriana* 3 yaşlı ibre örneklerinde 1.801 ppb olarak saptanmıştır (Türkyılmaz vd., 2018a). Bu çalışmada ise Ni konsantrasyon *P. silvestris*'de 1,103 ppm, *P. nigra*'da 0,556 ppm, *A. bornmülleriana*'da 0,812 ppm, *P. pungens*'de 0,930 ppm düzeyinde belirlenmiştir. Türkyılmaz vd., (2018b) çalışmasında; nikel miktarı *Tilia tomentosa'da* 4,571 ppm, *Eleagnus angustifolia*'da 4,746 ppm, *Ailanthus altissima*'da 5,224 ppm, *Prunus cerasifera*'da 13,413 ppm'dir.

Hindistan'da yapılan bir çalışmada; nikel miktarı *Morus alba*'da 67 mg kg-1, *Polyalthia longifolia*'da 51 mg kg-1, *Ficus bengalensis*'de 45 mg kg-1, *Alstonia scholaris*'de 56 mg kg-1 seviyesinde çıkmaktadır (Tanushree vd., 2011). Sophora japonica yaprak örneklerinde parklarda ve yol kenarı ağaçlarında nikel miktarı 1,63 mg kg-1 ile 2,48 mg kg-1 arasında değişmektedir (Li vd., 2007).

5.1.10 Çinko (Zn) Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Çinko (Zn) konsantrasyonu yönünden Tukey testine göre, *A. bornmülleriana* (14,395 ppm) en yüksek değere sahiptir. Bu durumda *A. bornmülleriana* tek başına ilk homojen

grubu oluşturmaktadır. *Cryptomeria japonica* (5,898 ppm) türü Zn içeriği yönünden en düşük değeri göstermektedir. Bu durumda *Cryptomeria japonica* tek başına en son homojen grubu oluşturmaktadır. Kastamonu il merkezinde yapılan başka bir çalışmada, çinko miktarı *P. silvestris*'de 1.240,1 ppb, *P. nigra*'da 1056,1 ppb, *A. bornmülleriana*'da 1.391 ppb, *P. pungens*'de 3.802,7 ppb'dir (Türkyılmaz vd., 2018a). Bu çalışmada ise Zn miktarı *P. silvestris*'de 13,748 ppm, *P. nigra*'da 6,514 ppm, *A. bornmülleriana*'da 14,395 ppm, *P. pungens*'de 12,459 ppm olarak belirlenmiştir. Çinko miktarı trafik yoğunluğu ile ters orantılı olup, bitki dal örneklerinde daha yüksek miktardadır. Bu element miktarı farklılığı yönünden türler arasında fark, diğer faktörler arasındaki farka göre daha yüksek oranda olup, minimum ve maksimum miktarlara sahip türler arasında yaklaşık 5,2 kat fark bulunmaktadır (Mossi, 2018). Çinko, hem insanlar, hem hayvanlar hem de bitkiler için mutlaka elzem bir elementtir (Pak, 2011). Bu element bitkilerde protein ve karbonhidrat sentezine katılmakta olup, ayrıca, enzim aktivasyonu, fotosentez ve solunum faaliyetleri yanı sıra biyolojik membran stabilitesini etkilemektedir. Bu da bu elementi ürün miktarı ve kalitesini etkiler duruma getirmektedir (Okçu vd., 2009). İnsan ve hayvanlarda enzim aktivitesinde etkin olan, çinko yüksek miktarlarda toksiktir (Sarı, 2009). Bu element, sanayide metal kaplama ve alaşımlarda, kozmetik, boya, mürekkep, kopya kâğıtları, muşamba, lastik, maden sanayi gibi pek çok alanda yaygındır. Sanayi bölgeleri atık suları, asit yağmurları ve kanalizasyon sularıyla toprağa bulaşmaktadır. Bitkilerde kök ve sürgün büyümesini yavaşlatan, ince kök oluşumuna neden olan, genç yapraklarda kloroza sebep olan, hücre büyümesini olumsuz etkileyen, hücre organelleri parçalayan ve klorofil sentezini azaltan toksisite 400 ppm'den sonraki miktarlarda başlamaktadır (Asri ve Sönmez, 2006). Çinko miktarı trafik yoğunluğu (Huber vd., 2016; Liu vd., 2015; Yang vd., 2017), lokalite (Alsbou ve Al-Khashman, 2018), sanayi bölgesi olup olmama (Qing vd., 2015) ve türe (Türkyılmaz vd., 2018a, b) bağlı değişim göstermektedir. Çinko miktarı yoğun trafik olan bölge örneklerinde 25,133 ppm'e kadar çıkmaktadır (Mossi, 2018).

E. angustifolia'nın yıkanmayan yaprak örneklerinde çinko miktarı ortalaması sanayi bölgelerinde 231,26 µgg-1, yol kenarlarında 83,52 µgg-1, şehir merkezinde 69,14 µgg 1, şehir kenarlarında 38,16 µgg-1 ve kırsal alanda ise 22,08 µgg-1 düzeyindedir (Aksoy ve Şahin 1999). Bu miktar *Robinia pseudoacacia* dal örneklerinde 192,7 mgkg-1'a,

Denizli'de aynı tür örneklerinde sanayi bölgelerinde 456,88 µg g-1, şehir içi yol kenarlarında 506,43 µg g-1, şehir merkezi dışından toplanan örneklerde 81,23 µg g-1 seviyesinde olmaktadır (Çelik vd., 2005; Serbula vd., 2012). *L.vulgare* türü ve Samsun'da yapılan çalışmada bu değer 70 ppm'dir (Demirayak vd., 2011). Hindistan'da yapılan başka bir çalışmada bu elementin miktarı, *Morus alba*'da 83 mg kg-1, *Polyalthia longifolia*'da 59 mg kg-1, *Ficus bengalensis*'de 49 mg kg-1, *Alstonia scholaris*'de 42 mg kg-1 seviyesindedir (Tanushree vd., 2011).

5.1.11 Genel Değerlendirme

Bu çalışmada ağır metal kirliliği yönünden kent içi ağaçlandırmalarında yaygın şekilde kullanılan 9 tür karşılaştırılmıştır. Sonuçlara göre ağır metal birikimi yönüden türler arasında anlamlı fark bulunmaktadır.

Kadmiyum ve kurşun düşük miktarlarda bile toksik etki yapabilen elementlerdir (Shahid vd., 2017). Bu çalışmada türler arasında kadmiyum miktarı 0,216-0,252 ppb aralığında değişmektedir. Nikel ve krom gibi karsinojenik (Shahid vd., 2017) ağır metaller yönünden de türler arasında büyük farklar söz konusudur. Nikel miktarı türler arasında 0,556-1,603 ppb aralığında (3 kat fark), krom miktarı 0,631-2,135 (yaklaşık 3,5 kat fark) ppb aralığında değişim göstermektedir. Bakır elementi gibi zehirli ağır metallerde (Okcu vd., 2009) değer 2,429-6,272 ppb (3 kat fark) aralığında değişim göstermektedir. Yapılan çalışmalarda bazı türlerin özeliklerinden dolayı ağır metal türlerini daha fazla miktarlarda tuttukları gösterilmiştir (Mossi, 2018; Özturk ve Bozdogan; 2015; Saleh, 2018; Turkyilmaz 2018a, b). Farklı derecede ağır metal biriktirme üzerinde bitkinin anatomik yapısı etki yapmaktadır (Türkyılmaz vd., 2018a, b). Shahid (2017) çalışmasında; yaprak vasıtasıyla ağır metallerin alınmasının; kütikül ve metallerin fiziko-kimyasal özellikleri, yapraklarının morfolojisi ve yüzey alanı, tutunan metalin kimyasal ve fiziksel şekilleri, yaprakların yüzey dokusu (erginlik ve pürüzlülük), bitkinin habitusu (yapraklarını döken veya herdemyeşil), maruz kalma süresi, çevresel koşulları ve gaz değişimi gibi çeşitli faktörlere bağlı olarak değişim gösterdiğini ifade etmektedir. Yaprağa ilişkin faktörlerden bilhassa stoma sayısı ve büyüklüğü alımı daha büyük oranda etkilemektedir (Pearce vd., 2006). Yapılan çalışmalar yapraklardaki stoma sayısı ve büyüklüğünün bitki türü bazında önemli

oranda değişiklik gösterdiğini ortaya koymaktadır (Mossi, 2018; Saleh, 2018; Şevik vd., 2017a). Yapılan çalışmalar bitkilerde ağır metal alımını etkileyen diğer faktörün bitki dış görünümü olduğunu ortaya koymuştur. Bitkilerin fotosentez hızının ışık, sıcaklık, su vb. faktörlere göre değişiklik gösterdiği belirlenmiştir (Şevik vd., 2017b). Ağır metal birikimi stomalardan giren hava ve bu hava ile yaprak içerisine alınan ağır metal miktarı ile de doğrudan ilişkilidir. Fotosentez hızını etkileyen en önemli faktörlerden birisi de klorofil miktarıdır (Çetin, 2016). Ağır metallerin bitki yaprakları üzerinde çökelmesi ve tutunması büyük oranda atmosferik PM'deki ağır metal seviyelerine göre değişmektedir (Shahid, 2017). Havadaki partikül maddelerin ağır metaller açısından bir yutak görevi gördüğü, bu partikül maddelerin bitki yüzeyine yerleşmesi ile buradan çeşitli yollarla bitki içerisine girebildiği veya burada kaldığı, dolayısıyla da bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonlarının, ağır metaller ile enfekte olmuş partikül madde miktarıyla da yakından ilişkili olduğu yapılan çalışmalarla ortaya konulmuştur (Shahid vd., 2017; Türkyılmaz vd., 2018a, b; Uzu vd. 2009). Ayrıca ağır metal miktarları trafik yoğunluğuna (Assirey vd., 2015; Lei vd., 2015), örnek alınan bitki organı (Emamverdian vd., 2015), gelişim aşamasına bağlı değişmektedir.

Bitki türlerindeki, ağır metal miktarları bitki türü, havadaki ağır metal miktarı, bitki organeli, çevre şartları gibi pek çok faktörün karşılıklı etkileşimine bağlıdır. Bu faktörler aynı zamanda diğer faktörleri de etkilemektedir. Örnek olarak; iklim şartları bitkinin ve yaprak yüzeyinin fiziko-kimyasal özellikleri üzerindeki direk etkileri yoluyla yaprakta metal alım potansiyelini değiştirmektedir. Bu iklim şartları ayrıca bitki içinde biyolojik ve metabolik süreçlerini, sonuçta ağır metallerin yapraktan alımını ve bölümlenmesini etkilemektedir. Yaprakta çökelme sırasında nem, ısı ve ışık gibi anlık iklim koşulları bitkinin metabolik süreçlerini etkilemekte ve böylece yaprak yüzeyi boyunca penetrasyon sürecini ve yaprak boşlukları içindeki hareketi etkilemektedir. Benzer şekilde bitkilerin kültürünün yapıldığı ve yapraktan ağır metale maruz bırakıldığı çevresel koşullar, yaprak yüzeyinin özellikleri, bitki fizyolojisi, morfolojisi tüy yapısı, boyutu, sıklığı, yaprak boyutu ağır metal alımı değişebilmektedir (Mossi, 2018; Saleh, 2018; Shahid vd., 2017). Yapılan çalışmalara göre bağıl nem, ağır metallerin yapraktan alımını, yaprak yüzeyinin geçirgenlik potansiyelini etkileyerek, değiştirmektedir. Bunun yanında havanın bağıl nemi

çözünürlük veya redoks açısından bitkilerin tutunan PM'ye fiziko-kimyasal tepkisini etkilemektedir. Bağıl nem yüksek olduğunda bitki yaprak yüzeyinin geçirgenlik potansiyeli artmakta, böylece yüksek bağıl nem olduğunda çökelen PM ve ağır metaller ıslak kalmakta ve bu da ağır metalin bitki yaprağından girmesini kolaylaştırmaktadır. Bunun nedeni bağıl nem yüksek olduğunda, çözünmüş olan ağır metallerin yaprağa girme süresinin uzamasıdır. Kısacası, iklim faktörü havadaki partikül madde miktarından, ağır metal davranışına, bitki gelişim hızından ağır metalin bitki içerisine nüfuz etme prosedürüne kadar bir çok faktörü etkilemekte ve böylece çok sayıda faktör karşılıklı etkileşime girmektedir (Mossi, 2018; Saleh,2018; Shahid vd., 2017; Şevik vd., 2016).

Ağır metal miktarını etkileyen faktörlerde bulunmaktadır. Bitki türü ile birlikte, bitkinin alt tür, form, varyete ve orijinleri, bitkinin stres düzeyi, hatta bitkinin genetik yapısı gibi pek çok faktörün, ağır metal alımını ve miktarını etkileme olasılığı bulunmaktadır. Bunu yanında, bütün faktörlerin karşılıklı etkileşimi söz konusu olmaktadır. Örneğin ışık miktarı bitkinin klorofil miktarı ve büyüme hızını, bitkinin büyüme hızı ise ağır metal alımını etkileyebilir. Diğer taraftan bitkinin büyümesi ile metal miktarı arasında da ilişki olduğu belirtilmektedir. Dolayısıyla bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonunun değişimi pek çok faktörün karşılıklı etkileşimine bağlı kompleks bir mekanizmanın sonucudur. (Mossi, 2018; Saleh, 2018; Shahid vd., 2017; Şevik vd., 2016).

5.1.12 Öneriler

Bu çalışma sonucunda Kastamonu ili kent içi ağaçlandırmalarında kullanılan 9 konifer türünün ağır metal birikiminin türler arasında önemli düzeyde değişim gösterdiği ortaya konulmuştur. Başka bir manada incelenen türlerin her birinin ağır metaleri biriktirme özelikleri farklılık göstermektedir. Ca elementi en yüksek değerini *A. bornmülleriana*'da (4.100,333 ppm), Mg elementi en yüksek değerini *C. japonica*'da (2.093,467 ppm), kadmiyum elementi en yüksek değerini *T. orientalis*'de (0,252 ppm), krom elementi en yüksek değerini *T. orientalis*'de (2,135 ppm), bakır elementi en yüksek değerini *C. libani*'de (6,272 ppm), demir elementi en yüksek değerini *T. orientalis*'de (485,421 ppm), kurşun elementi en yüksek değerini *T. orientalis*'de

(2,765 ppm), manganez elementi en yüksek değerini *P. pungens*'de (27,050 ppm), nikel elementi en yüksek değerini *C. libani* (1,603 ppm), çinko elementi en yüksek değerini *A. bornmülleriana* (14,395 ppm) türünden almıştır. *T. orientalis* türünün incelenen ağır metallerden 4 adedinde (kadmiyum, krom, demir, kurşun) en yüksek değeri alması dikkat çekmektedir. Yine *A. bornmülleriana* türü 2 (kalsiyum ve çinko), *C. libani* türü 2 (bakır ve nikel) ağır metal türünde en yüksek değeri almışlardır. Bu değerlerin bu ağır metaller yönünden kirlilik taşıyan alanlarda yapılacak ağaçlandırma çalışmalarında mutlaka dikkate alınması gerekmektedir. *T. orientalis* türünde kadmiyum, krom, demir, kurşun miktarının en yüksek derecelerde olması bu türün özelikle trafik yoğun bölgelerde bu ağır metaller yönünden iyi bir gösterge türü olarak kullanılabileceği anlamına gelmektedir. Yine süs bitkisi yönünden de değerleri olan sedir ve *A. bornmülleriana* ve *C. libani* türleride iyi birer gösterge tür durumundadır.

KAYNAKLAR

Achmad, R. T., Budiawan, B., & Auerkari, E. I. (2017). Effects of Chromium on Human Body. *Annual Research & Review in Biology, 3*(2), 1-8.

Ackova, D. G. (2018). Heavy metals and their general toxicity on plants. *Plant Science Today, 5*(1), 14-18.

Aksoy, A. & Sahin, U. (1999). Elaeagnus angustifolia L. as a biomonitor of heavy metal pollution. Turkish Journal of Botany, 23, p. 83-87.

Al-Khashman, O. A., Ala'a, H., & Ibrahim, K. A. (2011). Date palm (Phoenix dactylifera L.) leaves as biomonitors of atmospheric metal pollution in arid and semi-arid environments. Environmental pollution, 159(6), 1635- 1640.

Alsbou, E. M. E., & Al-Khashman, O. A. (2018). Heavy metal concentrations in roadside soil and street dust from Petra region, Jordan. Environmental monitoring and assessment, 190(1), 48.

Altinozlu, H., Karagoz, A., Polat, T., & Unver, I. (2012). Nickel hyperaccumulation by natural plants in Turkish serpentine soils. *Turkish Journal of Botany, 36*, 269-280.

Amin, H., Arain, B. A., Jahangir, T. M., Abbasi, M. S., & Amin, F. (2018). Accumulation and distribution of lead (Pb) in plant tissues of guar (Cyamopsis tetragonoloba L.) and sesame (Sesamum indicum L.): profitable phytoremediation with biofuel crops. *Geology, Ecology, and Landscape, 2*(1), 51-60.

Araya, M., Olivares, M., & Pizarro, F. (2017). Copper in human health. *International Journal of Environment and Health, 1*(4), 608-620.

Ares, A., Aboal, J., Carballeira, A., Giordano, S., Adamo, P. & Fernández, J. (2012). Moss bag biomonitoring: a methodological review. Sci. Toplam Environ. 432, 143–158.

Asri, F.Ö. & Sönmez, S. (2006). Ağır metal toksisitesinin bitki metabolizması üzerine etkileri. Derim, Batı Akdeniz Tarımsal Enstitüsü, Dergisi, 23(2): 36- 45.

Assirey, E., Al-Qodah, Z., & Al-Ahmadi, M., (2015). Impact of traffic density on roadside pollution by some heavy metal ions in Madinah city, Kingdom of Saudi Arabia. 27(10), 3770-3776.

Bari, A., Rosso, A., Minciardi, M.R., Troiani, F. & Piervittori, R., (2001) Analysis of heavy metals in atmospheric particulates in relation to their bioaccumulation in explanted *Pseudevernia furfuracea thalli*, Environ. Monit. Assess. 69, 205–220.

Başar, H. & Özgümüş, A. (1999). Değisik Demirli Gübre ve Dozlarının Şeftali Ağaçlarının Bazı Mikro Besin Elementi İçerikleri Üzerine Etkisi. Tr. J. of Agriculture and Forestry, 23, 273–281.

Bates, J., (2002). 17 Effects on bryophytes and lichens. Air Pollut. Plant Life, 309.

Belis, C. A., Karagulian, F., Larsen, B. R., & Hopke, P. K. (2013). Critical review and meta-analysis of ambient particulate matter source apportionment using receptor models in Europe. Atmospheric Environment, 69, 94-108.

Beramendi-Orosco, L.E., Rodriguz-Estrada M.L. & Morton-Mermea. (2013). Correlations between metals in tree-rings of Prosopis julifora as indicatırs of sources of heavy metal contaminaiton. Applied Geochemistry, 39:78-84.

Bernhoft, R. A. (2013). Cadmium Toxicity and Treatment. *The Scientific World Journal*, 1-7.

Bilos, C., Colombo, J. C., Skorupka, C. N., & Rodriguez Presa, M. J. (2001). Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentina. *Environmental Pollution, 111*(1), 149-158.

Bleise, A., Danesi, P. R., & Burkart, W. (2003). Properties, use and health effects of depleted uranium (DU): a general overview. *Journal of Environmental Radioactivity, 64*(1), 93-112.

Boğa, A., (2007). Ağır Metallerin Özellikleri ve Etki Yolları, Çukurova Üniversitesi Tıp Fakültesi, Fizyoloji Anabilim Dalı, Adana, 16: 218.

Brook, R. D., Rajagopalan, S., Pope, C. A., Brook, J. R., Bhatnagar, A., DiezRoux, A. V., & Peters, A. (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the scientific statement from the American Heart Association. Circulation, 121(21), 2331-2378.

Carreras, H.A., Wannaz, E.D., Perez, C.A. & Pignata, M.L., (2005), The role of urban air pollutants on the performance of heavy metal accumulation in Usnea amblyoclada. Environ. Res. 97, 50–57.

Çavuşoğlu & Çavuşoğlu (2005). *Cupressus sempervırens* L. ve *Cedrus libani* A. Rich. Yapraklarında Taşıtların Sebep Olduğu Kurşun (Pb) Kirliliğinin Araştırılması, BAÜ Fen Bil. Enst. Dergisi (2005), s.37-56.

Čeburnis, D., & Steinnes, E. (2000). Conifer needles as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: comparison with mosses and precipitation, role of the canopy. Atmospheric Environment, 34(25), 4265-4271

Çelik, A., Kartal, A.A., & Kaska, Y. (2005) Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using Robinia pseudo-acacia L. Environment International, 31, 105-112.

Çetin M. (2016), Peyzaj Çalışmalarında Kullanılan Bazı Bitkilerde Klorofil Miktarının Değişimi. Kastamonu Universitesi Orman Fakültesi Dergisi, 16(1), 239–245.

Chaderian, S. M., Hemmat, G. R., Reeves, R. D., & Baker, A. J. (2007). Accumulation of lead and zinc by plants colonizing a metal mining area in Central Iran. *Journal of Applied Botany and Food Quality, 81*, 145-150.

Chasapis, C. T., Loutsidou, A. C., Spiliopoulou, C. A., & Stefanidou, M. E. (2012). Zinc and human health: an update. *Archives of Toxicology, 86*, 521-534.

Chen, L. C., & Lippmann, M. (2009). Effects of metals within ambient air particulate matter (PM) on human health. Inhalation toxicology, 21(1), 1-31.

Chen, Y.-M., Gao, J., Yuan, Y. Q., Ma, J. & Yu, S. (2016). Relationship between heavymetal contents and clay mineral properties in surface sediments:implications for metal pollution assessment, Cont. Shelf Res. 124,125–133.

Chris Deziel, D.M. (2016). The Effects of Industrial Smog. Assessed on October 2016.http://classroom.synonym.com/effects-industrial-smog-8152.html.

Cicik, B. 2003. Bakır-çinko etkileşiminin sazan (Cyprinus carpio) nun karaciğer, solungaç ve kas dokularındaki metal birikimi üzerine etkileri. Ekoloji Çevre Dergisi, 48(12), 32-36.

Cislaghi, C. & Nimis, P.L., (1997). Lichens air-Pollution and lung-cancer. Nature 387, 463–464.

Çobanoğlu, G. (2015). The Use Of Lıchens For Bıomonıtorıng Of Atmospherıc Pollutıon. Sigma: Journal of Engineering & Natural Sciences/Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, 33(4). 591-613.

Colombo, C., Palumbo, G., He, J. Z., Pinton, R., & Cesco, S. (2014). Review on iron availability in soil: interaction of Fe minerals, plants, and microbes. *Journal of Soils and Sediments, 14*, 538-548.

Conti, M. E., & Cecchetti, G. (2001). Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment—a review. Environmental pollution, 114(3), 471-492.

Cruz, A.M.J., Sarmento, S., Almeida, S.M., Silva, A.V., Alves, C., Freitas, M.C. & Wolterbeek, H. (2015), Association between atmospheric pollutants and hospital admissions in Lisbon. Environ. Sci. Pollut. Res. 22, 5500– 5510.

Csavina, J., Field, J., Taylor, M. P., Gao, S., Landázuri, A., Betterton, E. A., & Sáez, A. E. (2012). A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. Science of the Total Environment, 433, 58-73.

Csavina, J., Landázuri, A., Wonaschütz, A., Rine, K., Rheinheimer, P., Barbaris, B., Conant, W., Sáez, A.E. & Betterton, E.A., (2011), Metal and metalloid contaminants in atmospheric aerosols from mining operations, Water Air Soil Pollut. 221,145–157.

Csavina, J., Taylor, M. P., Félix, O., Rine, K. P., Sáez, A. E., & Betterton, E. A. (2014). Size-resolved dust and aerosol contaminants associated with copper and lead smelting emissions: implications for emission management and human health. Science of the Total Environment, 493, 750-756.

Das, K. K., Reddy, C., Bagoji, I. B., Das, S., Bagali, S., Mullur, L. & Niradar, M. S. (2018). Primary concept of nickel toxicity – an overview. *The Journal of Basic and Clinical Physiology and Pharmacology*.

Debnath, B., Singh, W. S., & Manna, K. (2019). Sources and Toxicological Effects of Lead on Human Health. *Indian Journal of Medical Specialities*, *10*(2), 66-71.

Demirayak, A., Kutbay, H. G., Kilic, D., Bilgin, A. & Huseyinova, R. (2011). Heavy Metal Accumulation in Some Natural and Exotic Plants in Samsun City. Ekoloji, 20(79), 1-11.

Dockery, D. W. (2009). Health effects of particulate air pollution. Annals of epidemiology, 19(4), 257-263.

Domingo J. L, Developmental Toxicity of Metal Chelating agents. Reproductive Toxicology 1998; 12: 499- 510. 48.

Elbayoumi, M., Ramli, N. A., Yusof, N. F. F. M., & Al Madhoun, W. (2013). Spatial and seasonal variation of particulate matter (PM10 and PM2. 5) in Middle Eastern classrooms. Atmospheric environment, 80, 389-397.

El-Hasan, T., Al-Omari, H., Jiries, A. & Al-Nasir, F. (2002). Cyprees tree (Cupressus semervirens L.) bark as an indicator for heavy metal pollution in the atmosphere of Amman City, Jordan. Environmental International, 28, 513-519.

Emamverdian, A., Ding, Y., Mokhberdoran, F., & Xie, Y. (2015). Heavy metal stress and some mechanisms of plant defense response. The Scientific World Journal, Article ID 756120, 18 pages

EPA-Air Toxics Website. Cadmium Compounds. EPA Home >Technology Transfer Network >Air Toxics Website> Cadmium compounds 2002.

Ertani, A., Mietto, A., borin, M., & Nardi, S. (2017). Chromium in Agricultural Soils and Crops: A Review. *Water, Air, & Soil Pollution, 228*.

Feng, C. (1992). The Research of Greening Environment. Beijing: Environmental Science Press of China.

Fenn, M., Geiser, L., Bachman, R., Blubaugh, T. & Bytnerowicz, A., (2007). Atmospheric deposition inputs and effects on lichen chemistry and indicator species in the Columbia River Gorge, USA. Environ. Pollut. 146, 77–91.

Fergusson, J. E. (1990). *The heavy elements: Chemistry, environmental impact and health effects.* Oxford: Pergamin press.

Fernández, V. & Brown, P.H., (2013). From plant surface to plant metabolism: the uncertain fate of foliar-applied nutrients. Front. Plant Sci. 4, 289.

Fernández, V., & Eichert, T., (2009). Uptake of hydrophilic solutes through plant leaves: current state of knowledge and perspectives of foliar fertilization, Crit. Rev. Plant Sci. 28, 36–68.

Fernández, V., Sotiropoulos, T. & Brown, P.H., (2013). Foliar Fertilization: Scientific Principles and Field Pratices, International fertilizer industry association

Fernando, D. R., & Lynch, J. P. (2015). Manganese phytotoxicity: new light on an old problem. *Annals of Botany, 116*(3), 313-319.

Garty, J. (2001). Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application. Crit. Rev. Plant Sci. 20, 309–371.

Getty, S. R., Gutzler, D. S., Asmerom, Y., Shearer, C. K., & Free, S. J. (1999). Chemical signals of epiphytic lichens in southwestern North America; natural versus man-made sources for airborne particulates. Atmospheric Environment, 33(30), 5095-5104.

Giordano, S., Adamo, P., Spagnuolo, V., Tretiach, M. & Bargagli, R., (2013). Accumulation of airborne trace elements in mosses, lichens and synthetic materials exposed at urban monitoring stations: towards a harmonisation of the moss-bag technique. Chemosphere, 90, 292–299.

Giuffre, L., Romaniuk, R. I., Marban, L., Rios, R. P., & Garcia Torres, T. P. (2012). Public health and heavy metals in urban and periurban horticulture. *Emirates Journal of Food and Agriculture, 24*(2), 148-154.

Guo, W., Nazim, H., Liang, Z., & Yang, D. (2016). Magnesium deficiency in plants:an urgent realistic problem. *The Crop Journal, 4*(2), 83-91.

Harmens, H., Buse, A., Büker, P., Norris, D., Mills,G., Williams, B., Reynolds,B., Ashenden, T.W., Rühling Å. & Steinnes E., (2004). Heavy metal concentrations in european mosses: 2000/2001 survey. J. Atmos. Chem. 49 425–436.

Harmens, H., Norris, D., Steinnes, E., Kubin, E., Piispane, J., Alber R., Aleksiayenak, Y., Blum, O., Cos, K.M, & Dam, M., (2010). Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: spatial patterns and temporal trends in Europe. Environ. Pollut. 158, 3144–3156

Hasan, S. A., Fariduddin, Q., Ali, B., Hayat, S., & Ahmad, A. (2009). Cadmium: Toxicity and tolerance in plants. *Journal of Environmental Biology, 30*(2), 165-174.

Hochella, M. F., Lower, S. K., Maurice, P. A., Penn, R. L., Sahai, N., Sparks, D. L., & Twining, B. S. (2008). Nanominerals, mineral nanoparticles, and earth systems. science, 319(5870), 1631-1635.

Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. Science of the Total Environment, 541, 895-919.

IARC, Ninth Report on Carcinogens, Cadmium and Cadmium Compounds, Known to be human carcinogen, First Annual Report on carcinogens as Reasonably Anticipated to be Human Carcinogens 1998; 1-8.

Ibnu Hajar, E. W., Bin Sulaiman, A. Z., & Sakinah, A. M. (2014). Assessment of Heavy Metals Tolerance in Leaves, Stems and Flowers of Stevia rebaudiana Plant. *Procedia Environmental Sciences*, *20*, 386-393.

Işık, Z., Görmüş, S. & Ergene, N. (2004). Magnezyumun Klinik Önemi. Genel Tıp Derg, 14(2), 69-75.

Işınkaracalar, O., Isinkaralar, K., Ekizler, A., Ilkdogan, C., 2017. Changes in the Amounts of CO2 and Particulate Matter in Kastamonu Province Depending on Weather Conditions and Locations, Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences, 7(3); 643-650.

JLab. (2006, March 01). *Jefferson Lab*. Retrieved from The Element Iron: https://education.jlab.org/itselemental/ele026.html

Kahvecioğlu, Ö., Kartal G., Güven A. & Timur S. (2007). Metallerin Çevresel Etkileri–I. (www.metalurji.org.tr/dergi/dergi136/d136_4753.pdf, Erişim tarihi: 17.05.2022).

Kayhan, F.E. & Muşlu, M.N. 2009. Koç, N.D. Bazı Ağır Metallerin Sucul Organizmalar Üzerinde Yarattiği Stres Ve Biyolojik Yanitlar. J. Fish Sci., 3(2), 153-162.

Kobza, J. (2005). Soil and plant pollution by potentially toxic elements in Slovakia. *Plant, Soil and Environment, 51*, 243-248.

Kozlov, M., Haukioja, E., Bakhtiarov, A., Stroganov, D. & Zimina, S., (2000). Root versus canopy uptake of heavy metals by birch in an industrially polluted area: contrasting behaviour of nickel and copper. Environ. Pollut. 107, 413–420.

Levi, E., Dalschaert, X. & Wilmer J. (1973). Retention and absorption of foliar applied Cr. Plant Soil, 38, 683–686.

Li, F. R., Kang, L. F., Gao, X. Q., Hua, W., Yang, F. W. & Hei, W. L. (2007). Traffic-related heavy metal accumulation in soils and plants in Northwest China. Soil & Sediment Contamination, 16(5), 473-484.

Li, J., Jia, Y., Dong, R., Huang, R., Liu, P., Li, X. & Chen, Z. (2019). Advances in the Mechanisms of Plant Tolerance to Manganese Toxicity. *International Journal of Molecular Sciences, 20*(20).

Liu, A., Liu, L., Li, D., & Guan, Y. (2015). Characterizing heavy metal build-up on urban road surfaces: Implication for stormwater reuse. Science of the Total Environment, 515, 20-29.

Liu, L., Guan, D. & Peart, M.R. (2012) The morphological structure of leaves and the dust-retaining capability of afforested plants in urban Guangzhou, South China, Environ. Sci. Pollut. Res. 19, 3440–3449.

Liu, L., Guan, D., Peart, M. R., Wang, G., Zhang, H., & Li, Z. (2013). The dust retention capacities of urban vegetation—a case study of Guangzhou, South China. Environmental Science and Pollution Research, 20(9), 6601-6610.

Loppi. S., Ivanov. D. & Boccardi. R. (2002). Biodiversity of epiphytic lichens and air pollution in the town of Siena (Central Italy). Environ. Pollut. 116, 123– 128.

Los Alamos. (2016). *Periodic Table of Elements: LANL*. Retrieved from Los Alamos National Laboratory: https://periodic.lanl.gov/26.shtml

MacFarquhar, J. K., Broussard, D. L., Melstrom, P., Hutchinson, R., Wolkin, A., Martin, C., & Jones, T. F. (2010). Acute Selenium Toxicity Associated With a Dietary Supplement. *Archives of Internal Medicine, 170*(3), 256-261.

Manno, E., Varrica, D., & Dongarra, G. (2006). Metal distribution in road dust samples collected in an urban area close to a petrochemical plant at Gela, Sicily. Atmospheric Environment, 40(30), 5929-5941.

Martin, S., & Griswold, W. (2009). Human Health Effects of Heavy Metals. *Environmental Science and Technology Briefs for Citizens*(15), 1-6.

Martley, E., Gulson, B., Pfeifer & H. R. (2004). Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW. Australia, Sci. Toplam Environ. 325,113–127.

Millaleo, R., Reyes-Diaz, M., Ivanov, A. G., Mora, M. L. & Alberdi, M. (2010). Manganese as Essential and Toxic Element for Plants: Transport, Accumulation and Resistance Mechanisms. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 10*(4), 476-494.

Mishra, B., McDonald, L. M., Roy, M., Lanzirotti, A., & Myneni, S. C. (2020). Uptake and speciation of zinc in edible plants grown in smelter contaminated soils. *PLoS ONE,* https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226180

Morman, S. A., & Plumlee, G. S. (2013). The role of airborne mineral dusts in human disease. Aeolian Research, 9, 203-212.

Mossi M.M.M. 2018 Çalı Formundaki Bazı Peyzaj Bitkilerinde Ağır Metal Birikiminin Belirlenmesi, Doktora Tezi (Danışman: Doç.Dr.Hakan ŞEVİK) , Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 141 s.

Mousavi, S. R., Shahsavari, M., & Rezaei, M. (2011). A General Overview On Manganese (Mn) Importance For Crops Production. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences, 5*(9), 1799-1803.

Nas, F. S., & Ali, M. (2018). The effect of lead on plants in terms of growing and biochemical parameters: a review. *Ecology & Environmental Sciences, 3*(4), 265-268.

Navrotsky, A., Mazeina, L., & Majzlan, J. (2008). Size-driven structural and thermodynamic complexity in iron oxides. Science, 319(5870), 1635- 1638.

Naz, A., Khan, S., Muhammad, S., Khalid, S., Alam, S., Siddique, S. & Scholz, M. (2015). Toxicity and Bioaccumulation of Heavy Metals in Spinach (Spinacia oleracea) Grown in a Controlled Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health, 12*, 7400-7416.

Nazir, R., Khan, M., Masab, M., Rehman, H. U., Rauf, N. U., Shahab, S., & Shaheen, Z. (2015). Accumulation of Heavy Metals (Ni, Cu, Cd, Cr, Pb, Zn, Fe) in the soil, water and plants and analysis of physico-chemical parameters of soil and water Collected from Tanda Dam kohat. *Journal of Pharmaceutical Sciences and Research, 7*(3), 89-97.

Niazi, N. K., & Burton, E. D. (2016). Arsenic sorption to nanoparticulate mackinawite (FeS): an examination of phosphate competition. Environmental pollution, 218, 111-117.

Norouzi, S., Khademi, H., Cano, A. F. & Acosta, J. A. (2016). Biomagnetic monitoring of heavy metals contamination in deposited atmospheric dust, a case study from Isfahan Iran. J. Environ. Manage. 173, 55–64.

Nowak, J., Frerot, H., Faure, N., Glorieux, C., Line, C., Pourrut, B., & Pauwels, M. (2018). Can zinc pollution promote adaptive evolution in plants? Insights from a one-generation selection experiment. *Journal of Experimental Botany, 69*(22), 5561-5572.

Nwaichi, E. O., & Dhankher, O. P. (2016). Heavy Metals Contaminated Environments and the Road Map with Phytoremediation. *Journal of Environmental Protection, 7*(1), 41-51.

OGM, 2009. Ormanlarimizda Yayılış Yapan Asli Orman Ağaçları, Orman Genel Müdürlüğü Yayınları.

Okcu, M., Tozlu, E., Kumlay, A.M. & Pehluvan, M. (2009). Ağır Metallerin Bitkiler Üzerine Etkileri. Alınteri Dergisi, 17,14-26.

O'Neal, S. L., & Zheng, W. (2015). Manganese Toxicity Upon Overexposure: a Decade in Review. *Current Environmental Health Reports, 2*(3), 315-328.

Osakwe, S. A., & Okolie, L. P. (2015). Physicochemical Characteristics and Heavy Metals Contents in Soils and Cassava Plants from Farmlands along A Major

Highway in Delta State, Nigeria. *Journal of Applied Science and Environmental Management, 19*(4), 695-704.

Pak, O. (2011). An Investigation of Some Heavy Metal Pollution Along the TEM Motorway Soils in Kırklareli, Namık Kemal University Graduate School of Natural and Applied Sciences Main Science Division of Soil Science and Plant Nutrition,MSc. Thesis.

Panda, S. K., & Choudhury, S. (2005). Chromium stress in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology, 17*(1).

Papaioannou, D., Kalavrouziotis, I. K., Koukoulakis, P. H., Papadopoulos, F., Psoma, P., & Mehra, A. (2019). Simulation of soil heavy metal pollution environmental stress on plant growth characteristics in the presence of wastewater. *Global NEST Journal, 21*(1), 23-29.

Pavesi, T., & Moreira, J. C. (2020). Mechanisms and individuality in chromium toxicity in humans. *Journal of Applied Toxicology, 40*(9).

Pearce, D. W., Millard, S., Bray, D. F., & Rood, S. B. (2006). Stomatal characteristics of riparian poplar species in a semi-arid environment. Tree Physiology, 26(2), 211-218

Petrova, S., Yurukova, L., & Velcheva, I. (2014). Possibilities of using deciduous tree species in trace element biomonitoring in an urban area (Plovdiv, Bulgaria). Atmospheric Pollution Research, 5(2), 196-202.

Pinho, S., & Ladeiro, B. (2012). Phytotoxicity by Lead as Heavy Metal Focus on Oxidative Stress. *Journal of Botany*.

Pourabadehei, M., & Mulligan, C. N. (2016). Effect of the resuspension technique on distribution of the heavy metals in sediment and suspended particulate matter. Chemosphere, 153, 58-67.

Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P., & Pinelli, E. (2011). Lead Uptake, Toxicity, and Detoxification in Plants. In D. M. Whitacre (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* (pp. 113-136). New York: Springer.

Prusty, B. A. K., Mishra, P. C., & Azeez, P. A. (2005). Dust accumulation and leaf pigment content in vegetation near the national highway at Sambalpur, Orissa, India. Ecotoxicology and Environmental Safety, 60(2), 228- 235.

Qing, X., Yutong, Z., & Shenggao, L. (2015). Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. Ecotoxicology and environmental safety, 120, 377-385.

Saaltink, R. M., Dekker, S. C., Eppinga, M. B., Griffioen, J., & Wassen, M. J. (2017). Plant-specific effects of iron-toxicity in wetlands. *Plant and Soil, 416*, 83-96.

Saleh E.A.A. 2018. Determination of Heavy Metal Accumulation in Some Landscape Plants. PhD Thesis (Supervisor:Assoc.Prof.Dr.Hakan ŞEVİK), Kastamonu University, Institute of Science, 121 p.

Samantaray, S., & Rout, G. R. (1997). Studies on cadmium toxicity in plants: A review. *Environmental Pollution, 98*(1), 29-36.

Sarı, B. & Ören, M. (2016). Safranbolu İlçesi (Karabük) Briyofit Florası. Kastamonu University Journal of Forestry Faculty, 16(1). 157-168

Satarug, S., Haswell-Elkins, M. R., & Moore, M. R. (2000). Safe levels of cadmium intake to prevent renal toxicity in human subjects. *British Journal of Nutrition, 84*(1), 791-802.

Sawidis, T., Breuste, J., Mitrovic, M., Pavlovic, P. & Tsigaridas, K. (2011). Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. Environmental Pollution, 159, 3560-3570.

Schreck, E., Foucault, Y., Geret, F., Pradère, P., & Dumat, C. (2011). Influence of soil ageing on bioavailability and ecotoxicity of lead carried by process waste metallic ultrafine particles. Chemosphere, 85(10), 1555-1562.

Schreck, E., Foucault, Y., Sarret, G., Sobanska, S., Cécillon, L., Castrec R. M. & Uzu Dumat C. (2012). Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: mechanisms involved for lead. Sci. Toplam Environ. 427–428, 253–262.

Schreck, E., Laplanche, C., Guédard, L.M., Bessoule, J.J., Austruy, A., Xiong, T., Foucault, Y. & Dumat, C. (2013). Influence of fine process particles enriched with metals and metalloids on Lactuca sativa L. leaf fatty acid composition following air and/or soil-plant field exposure. Environ. Pollut. 179, 42–249.

Serbula, M. S., Miljkovic, D.D., Kovacevic, M.R. & Ilic, A.A. (2012). Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil, Ecotoxicology and Environmental Safety, 76, 209–214.

Şevik H., Cetin, M., Yigit N., Turkyilmaz A., Canbulat S., Belkayali N. & Kravkaz Kuscu IS. (2017b). Determination of Plant Leaf Micro-Morphological 135 Characters Depending on Traffic Density: Case Study of Pyracantha coccinea. J. Int. Environmental Application & Science, Vol. 12(3): 212- 216.

Şevik, H., Cetin, M., Belkayali, N. & Guney, K. (2016). The Effect of Plants on Indoor Air Quality, Environmental Sustainability and Landscape Management, ISBN:978-954-07-4140-6, Chapter 8, p:138-149. Sofia: St. Kliment Ohridski University Press.

Şevik, H., Cetin, M., Guney, K. &Belkayali, N., (2017a). The Influence of House Plants on Indoor CO2, Pol. J. Environ. Stud. 26 (4) 1-9.

Shahid, M., Dumat, C., Khalid, S., Schreck, E., Xiong, T., & Niazi, N. K. (2017). Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials, 325*, 36-58.

Shahid, M., Khalid, S., Abbas, G., Shahid, N., Nadeem, M., Sabir, M., Aslam, M. & Dumat C. (2015). Heavy metal stress and crop productivity, in: K.R. Hakeem (Ed.), Crop Production and Global Environmental Issues SE − 1, Springer International Publishing, 1–25.

Shahid, M., Xiong, T., Castrec, R. M., Leveque, T. & Dumat, C,. (2013). Water extraction kinetics of metals, arsenic and dissolved organic carbon from industrial contaminated poplar leaves. J. Environ. Sci. (China) 25 ,2451– 2459.

Shahzad, B., Tanveer, M., Rehman, A., Cheema, S. A., Fahad, S., Rehman, S. & Sharma, A. (2018). Nickel; whether toxic or essential for plants and environment - A review. *Plant Physiology and Biochemistry, 132*, 641-651.

Singh, A., Sharma, R. K., Agrawal, M., & Marshall, F. M. (2010). Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. *Tropical Ecology, 51*(S2), 375-387.

Singh, H. P., Mahajan, P., Kaur, S., Batish, D. R., & Kohli, R. K. (2013). Chromium toxicity and tolerance in plants. *Environmental Chemistry Letters, 11*, 229-254.

Sloof, J.E. (1995) Lichens as quantitative biomonitors for atmospheric trace-element deposition, using transplants. Atmos. Environ. 29,11–20.

Souza, K. F., Carvalho, L. R., Allen, A. G., & Cardoso, A. A. (2014). Diurnal and nocturnal measurements of PAH, nitro-PAH, and oxy-PAH compounds in atmospheric particulate matter of a sugar cane burning region. Atmospheric environment, 83, 193-201.

Stafilov, T., Šajn, R., Pančevski, Z., Boev, B., Frontasyeva, M. V., & Strelkova, L. P. (2010). Heavy metal contamination of topsoils around a lead and zinc smelter in the Republic of Macedonia. Journal of Hazardous Materials, 175(1-3), 896-914.

Stanojkovic-Sebic, A., Pivic, R., Josic, D., Dinic, Z. & Stanojkovic, A. (2015). Heavy Metals Content in Selected Medicinal Plants Commonly Used as Components for Herbal Formulations. *Journal of Agricultural Sciences, 21*(1), 317-325.

Su, Y. & Liang, Y. (2013). The foliar uptake and downward translocation of trichloroethylene and 1,2,3-trichlorobenzene in air-plant-water systems, J. Hazard. Mater. 252–253, 300–305.

Su, Y. & Liang, Y. (2015) Foliar uptake and translocation of formaldehyde with Bracket plants (Chlorophytum comosum), J. Hazard. Mater. 291, 120– 128.

Subhan, F., Khan, A., Wahid, F., Shehzad, A. & Jan, A. U. (2011). Determination of Optimal Toxic Concentration and Accumulation of Cadmium in Broiler Chicks. *Toxicological Research, 27*(3), 143-147.

Sun, L., Wu, Q., Liao, K., Yu, P., Cui, Q., Rui, Q. & Wang, D. (2016). Contribution of heavy metals to toxicity of coal combustion related fine particulate matter (PM2. 5) in Caenorhabditis elegans with wild-type or susceptible genetic background. Chemosphere, 144, 2392-2400

Suzuki, K., Yabuki, T. & Ono, Y. (2009). Roadside Rhododendron pulchrum leaves as bioindicators of heavy metal pollution in traffic areas of Okayama, Japan, Environ Monit Assess, 149, 133–141.

Szczepaniak, K. & Biziuk, M. (2003). Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution, Environ. Res. 93 221–230

Tam, N. F. Y., Liu, W. K., Wang,. M. H. & Wong, Y.S. (1987). Heavy metal pollution in roadside, urban parks and gardens in Hong Kong. Sci. Toplam Environ. 59, 325-328

Tanushree, B., Chakraborty, S,. Bhumik, F. & Piyal, B. (2011). Heavy Metal concentrations in Street and Leaf Deposited Dust in Anand City, India, Research Journal of Chemical Sciences, 1(5), 61-66.

Tomasevic, M. & Anicic, M. (2010) Trace element content in urban tree leaves and SEM-EDAX characterization of deposit-ed particles. Physics, Chemistry and Technology, 8; 1-13.

Tran, T. A., & Popova, L. P. (2013). Functions and toxicity of cadmium in plants: recent advances and future prospects. *Turkish Journal of Botany*, *37*, 1-13.

Tsonev, T., & Lindon, F. J. (2012). Zinc in plants - An overview. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, *24*(4), 322-333.

Tuna, L.A. & Özer, Ö. (2005). Effect of Different Calcium Compounds on the Fruit Yield, Nutrition and Some Quality Properties of Watermelon (Citrullus lanatus) Plant, Ege Üniv. Ziraat Fak. Dergisi, 42(1), 203-212

Turan, D. Kocahakimoglu, C., Kavcar, P., Gaygısız, H., Atatanir, L., Turgut, C. & Sofuoglu, S.C. (2011). The use of olive tree (Olea europaea L.) leaves as a bioindicator for environmental pollution in the Province of Aydın, Turkey. *Environ. Sci. Pollut. Res*. 18, 355–364.

Türkyılmaz, A., Sevik H. & Cetin M. (2018b) The use of perennial needles as biomonitors for recently accumulated heavy metals. *Landscape and Ecological Engineering*, 14:115-120.

Türkyılmaz, A., Sevik, H., Cetin, M. & Saleh, E.A.A. (2018a) Changing of Heavy Metal Accumulation Dependent on Traffic Density in Some Landscape Plants, Polish Journal of Environmental Studies, 27(5):2277-2284.

Uhlig, C. & Junttila, O., (2001). Airborne heavy metal pollution and its effects on foliar elemental composition of Empetrum hermaphroditum and Vaccinium myrtillus in Sør-Varanger, northern Norway. *Environ. Pollut.* 114, 461–469.

URL-1. Kastamonu İline Ait Genel Bilgiler. http://www.kastamonukultur.gov.tr/TR,91025/genel-bilgiler.html (Erişim:06.06.2022).

URL-2. https://7agac.cekulvakfi.org.tr/agaclar/mavi-servi-cupressus-arizonica-greene#:~:text=Do%C4%9Fal%20yay%C4%B1l%C4%B1%C5%9F%C4%B1%20Arizona%20ve%20New,boylanabilen%20ince%2C%20uzun%20formlu%20a%C4%9Fa%C3%A7lard%C4%B1r. (Erişim:06.05.2022).

URL-3 https://www.turkcebilgi.com/mavi_ladin (Erişim:06.05.2022).

URL-4 https://tr.wikipedia.org/wiki/Japon_%C3%A7am%C4%B1#:~:text =Japon %20%C3%A7am%C4%B1%20(Cryptomeria%20japonica)%2 C,d%C3% BCzg%C3%BCn%20ve%20ince%20g%C3%B6vdeli%20yap%C4%B1dad%C 4%B1r (Erişim:08.05.2022).

URL-5 https://www.conifers.org/cu/Platycladus.php (Erişim:08.05.2022).

URL-6 http://www.agaclar.net/forum/igne-yaprakli-agaclar/396.htm (Erişim:06.05.2022).

Uzu, G., Sauvain, J. J., Baeza-Squiban, A., Riediker, M., Hohl, M.S.S., Val, S., Tack, K., Denys, S., Pradère, P. & Dumat, C. (2011). In vitro assessment of the pulmonary toxicity and gastric availability of lead-rich particles from a lead recycling plant, *Environ. Sci. Technol.* 45, 7888–7895.

Uzu, G., Sobanska, S., Aliouane, Y., Pradere, P., & Dumat, C. (2009). Study of lead phytoavailability for atmospheric industrial micronic and sub-micronic particles in relation with lead speciation. *Environmental Pollution*, 157(4), 1178-1185.

Uzu, G., Sobanska, S., Sarret, G., Munoz, M. & Dumat, C., (2010). Foliar lead uptake by lettuce exposed to atmospheric fallouts, *Environ. Sci. Technol.* 44, 1036–1042.

Vyskocil, A., & Viau, C. (1999). Assessment of molybdenum toxicity in humans. *Journal of Applied Toxicology, 19*(3), 185-192.

White, P. J., & Broadley, M. R. (2003). Calcium in Plants. *Annals of Botany, 92*, 487-511.

Xiong, T.T. Leveque, T. Austruy, A. Goix, S. Schreck, E. Dappe, V. Sobanska, S. Foucault, Y. & Dumat, C. (2014). Foliar uptake and metal(loid) bioaccessibility invegetables exposed to particulate matter, *Environ. Geochem. Health* 36; 897–909.

Yağmur, B., Aydın, Ş. & Çoban, H. (2005). The Effect of Foliar Iron (Fe) Applications on the Mineral Elements Content of Vineyard Leafs, Ege Üniv. Ziraat. Fak. Dergisi, 42(3),135-145.

Yang, P., Ge, J., & Yang, M. (2017). Identification of Heavy Metal Pollution Derived From Traffic in Roadside Soil Using Magnetic Susceptibility. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 98(6), 837-844.

Yongsheng, W., Qihui, L., & Qian, T. (2011). Effect of Pb on growth, accumulation and quality component of tea plant. *Procedia Engineering, 18*, 214-219.

Yruela, I. (2009). Copper in plants: acquisition, transport and interactions. *Functional Plant Biology, 36*, 409-430.

Yue, Y.-C., Li, M.-H., Wang, H.-B., Zhang, B.-L., & He, W. (2018). The toxicological mechanisms and detoxification of depleted uranium exposure. *Environmental Health and Preventive Medicine, 23*(18), 1-9.

Zheljazkov, V. D., Jeliazkova, E. A., Kovacheva, N., & Dzhurmanski, A. (2008). Metal uptake by medicinal plant species grown in soils contaminated by a smelter. *Environmental and Experimental Botany*, 64 (3), 207-216.