T.C.
KASTAMONU ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK YÖNETİMİ ANA BİLİM DALI

KENTSEL PLANLAMA ÇALIŞMALARINDA AĞIR METAL KİRLİLİĞİNİN DEĞİŞİMİNİN İZLENMESİNDE *Picea pungens* ENGELM. 'İN KULLANILABİLİRLİĞİ

Taher Abdulai Alttaher ATEYA

YÜKSEK LİSANS TEZİ

DR. ÖĞR. ÜYESİ OĞUZHAN YAVUZ BAYRAKTAR

AĞUSTOS - 2020
KASTAMONU

TEZ ONAYI

Taher Abdulai Alttaher ATEYA tarafından hazırlanan "**KENTSEL PLANLAMA ÇALIŞMALARINDA AĞIR METAL KİRLİLİĞİNİN DEĞİŞİMİNİN İZLENMESİNDE *Picea pungens* ENGELM. 'İN KULLANILABİLİRLİĞİ**" adlı tez çalışmasının savunma sınavı **21.08.2020** tarihinde yapılmış olup aşağıda verilen jüri tarafından oy birliği ile Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **Mühendislik Yönetimi Ana Bilim Dalı Yüksek Lisans Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Danışman	Dr. Öğr. Üyesi Oğuzhan Yavuz BAYRAKTAR Kastamonu Üniversitesi	……...…
Jüri Üyesi	Dr. Öğr. Üyesi Ayşe KALAYCI ÖNAÇ İzmir Katip Çelebi Üniversitesi	……...…
Jüri Üyesi	Doç. Dr. Hakan ŞEVİK Kastamonu Üniversitesi	……

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

Enstitü Müdürü 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.

Taher Abdulai Alttaher ATEYA



ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

KENTSEL PLANLAMA ÇALIŞMALARINDA AĞIR METAL KİRLİLİĞİNİN DEĞİŞİMİNİN İZLENMESİNDE *Picea pungens* ENGELM. 'İN KULLANILABİLİRLİĞİ

Taher Abdulai Alttaher ATEYA

KASTAMONU ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK YÖNETİMİ ANA BİLİM DALI
DANIŞMAN: Dr. Öğr. Üyesi Oğuzhan Yavuz BAYRAKTAR

Günümüzde hava kirliliği küresel ölçekte en önemli sorunların başında gelmekte olup, bazı şehirlerde insan sağlığını tehdit edece k düzeyde artmış, dünya genelinde ise her yıl milyonlarca insanın hayatını kaybetmesine yol açacak boyutlara ulaşmıştır. Hava kirliliği bileşenleri arasında ağır metaller ayrı bir öneme sahiptirler. Çünkü ağır metaller doğada bozulmadan uzun süre kalabilmekte, antropojenik etkenlerle de hava, su ve topraktaki konsantrasyonu sürekli artmaktadır. Ayrıca canlı bünyelerinde biyobirikme eğiliminde olup bazıları düşük konsantrasyonlarda bile toksik veya kanserojendir. Hatta canlı organizmalar için temel yapı taşı olanlar bile yüksek konsantrasyonlarda zararlı olmaları yanında ayrıca solunum ile alınmalarının ciddi sağlık sorunlarına yol açabileceği belirtilmektedir. Bundan dolayı ağır metal konsantrasyonlarının değişiminin izlenmesi pek çok açıdan büyük öneme sahiptir.

Bu çalışmada ibreleri ağaç üzerinde uzun süre kalabilen ayrıca, ibre ve dal yaşları hesaplanabilen mavi ladin (*Picea pungens*) ibre ve dallarının, yakın geçmişte ağır metal konsantrasyonundaki değişimin belirlenmesinde biyomonitor olarak kullanılabilme olanakları araştırılmıştır. Çalışma kapsamında Ankara kent merkezinde, trafiğin oldukça yoğun olduğu bir otoyol kenarından temin edilen mavi ladin ibre ve dallarında toplam 17 elementin (Na, K, Ca, Al, Fe, Zn, Ba, P, Mg, As, Mn, Co, Cu, Cd, Pb, Ni ve Cr) yıl ve organ bazında değişimi değerlendirilmiştir.

Çalışma sonucunda ortalama değerlere göre ibre ve dallar arasındaki Ca, Ba, As, Co ve Cr konsantrasyonlarının değişiminin istatistiki olarak anlamsız ($p>0,05$) düzeyde olduğu belirlenmiştir. Yıl bazında değerlendirildiğinde ise As dışında sadece 2014 yılında Cd, Co, Ca, K elementlerinin, 2018 yılında da P elementinin ibre ve dallardaki konsantrasyonunun istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılaşmadığı, bunun dışında bütün yıllarda ibre ve dallar arasındaki element düzeylerinin istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılaştığı belirlenmiştir. As elementinde ise 2015 yılı dışında bütün yıllardaki değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmadığı belirlenmiştir. Elementlerin ibre ve dallardaki konsatrasyonları incelendiğinde genel olarak bazı yıllarda dallarda, bazı yıllarda ise ibrelerdeki element konsantrasyonlarının yüksek olduğu tespit edilmiştir.

Çalışma sonuçları çalışmaya konu ağır metal konsantrasyonlarının organ ve organ yaşına bağlı olarak önemli düzeyde değiştiğini ortaya koymuştur. Bu sonuç, türün ibre ve dallarının, ağır

metal konsantrasyonlarının değişiminin izlenmesinde kullanımının uygun olduğunu göstermektedir. Çalışmada kullanılan yöntem, örneğin alındığı ağaca hayati bir zarar vermeyen, sürdürülebilir bir yöntem olarak değerlendirilebilir.

ANAHTAR KELİMELER: Ağır metal, Mavi Ladin, Picea pungens, Ankara.

Ağustos 2020, Sayfa, 79
Bilim Dalı: 90

ABSTRACT

MSC THESIS

THE AVAILABILITY OF *Picea pungens* ENGELM. INSTALLATION IN MONITORING THE CHANGE OF HEAVY METAL POLLUTION IN URBAN PLANNING STUDIES

Taher Abdulai Alttaher ATEYA

KASTAMONU UNIVERSITY INSTITUTE OF SCIENCE
DEPARTMENT OF ENGINEERING MANAGEMENT
SUPERVISOR: Assist. Prof. Dr. Oğuzhan Yavuz BAYRAKTAR

Today, air pollution is one of the most important problems on a global scale, it has increased to threaten human health in some cities, and has reached a level that causes millions of people to die every year worldwide. Heavy metals have a special importance among air pollution components. Because heavy metals can remain in nature for a long time without deterioration, and their concentration in air, water and soil is constantly increasing due to anthropogenic factors. In addition, they tend to bioaccumulate in living bodies and some of them are toxic or carcinogenic even at low concentrations. It is stated that even those that are the basic building blocks for living organisms are harmful at high concentrations, and that they can cause serious health problems if taken by inhalation. Therefore, monitoring the change of heavy metal concentrations is of great importance in many aspects.

In this study, the possibilities of using blue spruce (*Picea pungens*) needles and branches, whose needles can remain on the tree for a long time, and whose needle and branch ages can be calculated, as a biomonitor for determining the change in heavy metal concentration in the recent past were investigated. In the scope of the study, a total of 17 elements (Na, K, Ca, Al, Fe, Zn, Ba, P, Mg, As, Mn, Co, Cu, Cd, Pb, Ni and Cr) changes by year and organ were evaluated.

As a result of the study, it was determined that the change of Ca, Ba, As, Co and Cr concentrations between the needle and branches according to the average values was statistically insignificant ($p > 0.05$). When evaluated on a yearly basis, it was determined that the concentration of Cd, Co, Ca, K elements only in 2014 and P element in the needle and branches did not differ significantly in 2018, except that the element levels between the needle and branches differed statistically significantly in all years. In the As element, it was determined that the change in all years except 2015 was not statistically significant. When the concentrations of the elements in the needles and branches were examined, it was found that the element concentrations were generally high in some years in the branches and in some years in the needles.

The results of the study revealed that the heavy metal concentrations subject to the study changed significantly depending on the organ and organ age. This result shows that the needles and branches of the species are suitable for monitoring the change in heavy metal

concentrations. The method used in the study can be considered as a sustainable method that does not cause vital damage to the tree from which the sample was taken.

KEYWORDS: Heavy metal, Blue Spruce, Picea pungens, Ankara.

August 2020, Page, 79
Science Code: 90

TEŞEKKÜR

Bu bölümde, tezi hazırlayan tarafından vurgulanmak istenen çalışma ile ilgili ek bilgilerden, çalışmayı kısıtlayıcı ve / veya olumlu etkenlerden söz edilir. Bu bölüm bir sayfayı geçmemelidir. Gerekiyorsa bu bölümün son kısmında, tez çalışmasında ve tezin hazırlanmasında doğrudan katkısı bulunan kişilerle, doğrudan ilgili olmadığı halde olağan görevi dışında katkıda bulunmuş kişi ve kuruluşlara teşekkür edilmelidir. Teşekkür edilen kişilerin varsa unvanı, adı soyadı, parantez içinde görevli olduğu kuruluş ve çalışmaya olan katkısı kısa ve öz biçimde belirtilmelidir. Tez çalışması bir proje kapsamında gerçekleştirilmişse, projenin adı ve numarası ile ilgili kuruluşun adı da bu bölümde belirtilmelidir.

Taher Abdulai Alttaher ATEYA

Kastamonu, 2020

İÇİNDEKİLER

Sayfa

TEZ ONAYI ..... **ii**
TAAHHÜTNAME ..... **iii**
ÖZET ..... **iv**
ABSTRACT ..... **vi**
TEŞEKKÜR ..... **viii**
İÇİNDEKİLER ..... **ix**
ŞEKİLLER DİZİNİ ..... **x**
FOTOĞRAFLAR DİZİNİ ..... **xi**
TABLOLAR DİZİNİ ..... **xii**
1. GİRİŞ **1**
2. LİTERATÜR ÖZETİ **6**
2.1 *Picea pungens* Hakkında Genel Bilgiler 11
3. MATERYAL VE YÖNTEM **14**
3.1 Materyal 14
3.2 İstatistiki Analizler 16
4. BULGULAR **17**
4.1 Na (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 18
4.2 K (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 19
4.3 Ca (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 21
4.4 Al (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 22
4.5 Fe (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 24
4.6 Zn (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 25
4.7 Ba (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 26
4.8 P (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 28
4.9 Mg (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 30
4.10 As (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 31
4.11 Mn (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 32
4.12 Co (ppb) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 34
4.13 Cu (ppb) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 36
4.14 Cd (ppb) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 37
4.15 Pb (ppb) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 39
4.16 Ni (ppb) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 41
4.17 Cr (ppb) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi 42
5. SONUÇ VE TARTIŞMA **46**
6. ÖNERİLER **58**
KAYNAKLAR **60**
ÖZGEÇMİŞ **79**

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 3.1 Picea pungens dallarının yaşları (Çobanoğlu, 2019)..... 15
Şekil 4.1 Na (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi..... 19
Şekil 4.2 K (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi..... 20
Şekil 4.3 Ca (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 22
Şekil 4.4 Al (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi..... 23
Şekil 4.5 Fe (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi..... 25
Şekil 4.6 Zn (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 26
Şekil 4.7 Ba (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 28
Şekil 4.8 P (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 29
Şekil 4.9 Mg (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi..... 31
Şekil 4.10 As (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi..... 32
Şekil 4.11 Mn (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi..... 34
Şekil 4.12 Co (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi..... 36
Şekil 4.13 Cu (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi..... 37
Şekil 4.14 Cd (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi..... 39
Şekil 4.15 Pb (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 40
Şekil 4.16 Ni (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 42
Şekil 4.17 Cr (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 43

FOTOĞRAFLAR DİZİNİ

Sayfa

Fotoğraf 2.1 Picea pungens'in genel görünümü 12
Fotoğraf 2.2 *Picea pungens* ibrelerinin genel görünümü..... 13

TABLOLAR DİZİNİ

Sayfa

Tablo 4.1 İbre ve dallarda element konsantrasyonları 17
Tablo 4.2 Na (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 18
Tablo 4.3 K (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 19
Tablo 4.4 Ca (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 21
Tablo 4.5 Al (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 22
Tablo 4.6 Fe (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 24
Tablo 4.7 Zn (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 25
Tablo 4.8 Ba (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 27
Tablo 4.9 P (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 28
Tablo 4.10 Mg (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 30
Tablo 4.11 As (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 31
Tablo 4.12 Mn (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 33
Tablo 4.13 Co (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 34
Tablo 4.14 Cu (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 36
Tablo 4.15 Cd (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 38
Tablo 4.16 Pb (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 39
Tablo 4.17 Ni (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 41
Tablo 4.18 Cr (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi 42
Tablo 4.19 Korelasyon analizi sonuçları 44
Tablo 4.20 (Devam) Korelasyon analizi sonuçları 44

1. GİRİŞ

Dünyada son yüzyılda sanayi ivme kazanarak gelişmiş, özellikle son 30-40 yıl içerisinde meydana gelen hızlı ekonomik gelişime paralel olarak şekillenen, şehirleşme ve endüstrileşme süreci, enerji ve hammadde ihtiyacını önemli ölçüde artırmıştır. Özellikle hammadde tedarik süreci, çeşitli kirleticilerin yayılarak çevre kirliliğinin önemli ölçüde artmasına sebep olmuştur (Shahid vd., 2017; Bayraktar vd., 2019a,b; Kilicoglu vd., 2020). İnsanların giderek artan ve çeşitlenen istek ve ihtiyaçlarını karşılamak amacıyla yapılan üretim çalışmaları su, toprak ve havanın kirlenmesi sonucunu doğurmuş, bunun sonucunda çevre kirliliği günümüzün en önemli sorunlarından birisi haline gelmiştir (Çömeten, 2019; Bayraktar vd., 2019c,d).

Özellikle hava kirliliği sanayileşmiş ülkelerde çok daha ciddi boyutlara ulaşan bir sorun olup, dünya genelinde milyonlarca insanın sağlığını etkilemeye başlamıştır. Hava kirliliği etmenleri içerisinde ağır metaller ayrı bir önem taşımaktadır. Çünkü ağır metaller, doğada bozulmazlar ve kolay kolay yok olmazlar. Bunun yanında biyobirikme eğilimindedirler ve ve bazılarının düşük konsantrasyonlarda bile toksik veya kanserojen etkiye sahiptir (Ucun Ozel vd., 2020; Turkyilmaz vd., 2020). Ağır metaller arasında As, Ni, Zn, Cr, Pb, Cd ve V gibi ağır metaller çoğunlukla endüstriyel kaynaklıdırlar ve kanserojendirler (Shahid vd., 2013; Aricak vd., 2019). Özellikle potansiyel toksisiteleri ve yaşayan organizmalara etkileri bakımından Pb, Cr, As, Cd ve Hg en toksik ağır metallerdendir (Shahid vd., 2017).

Sanayileşme ve kentleşme sürecindeki teknolojik gelişmeler nedeniyle, ağır metaller olarak toksik kirleticilerin doğaya salınması dünya çapında önemli bir sorun haline gelmiştir. Ağır metaller, böcek ilaçları, çözücüler ve poliamatik hidrokarbonlar gibi organik bileşikler, düşük dozlarda bile toksik etkilere sahip olabilen en önemli çevresel kirleticilerdir. Tarım ve kentleşme-sanayi faaliyetlerinde kullanılan motorlu taşıtlar, madenler, volkanik faaliyetler, enerji üretim merkezleri, gübreler ve böcek ilaçları ağır metal birikiminin kaynakları arasındadır (Memon ve Schröder, 2009; Aydın ve Pakyürek, 2020).

Ağır metaller, atom numarası 40,04'ten fazla ve yoğunluğu 5 g/cm^{3}'ten fazla olan

metaller olarak tanımlanabilir ve toksisite ve kirlilik yaratabilir. En yaygın ağır metal kirleticileri Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni ve Zn'dir. Havadaki ağır metal kirliliğinin en önemli sebeplerinin başında trafik ve sanayi faaliyetleri gelmektedir. Araç trafiği, ağır metal kirliliğini artırarak karayollarının yakınında bulunan alanları önemli ölçüde etkilemektedir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda Cd, Pb ve Ni gibi ağır metal konsantrasyonları, karayolu trafiğinin emisyonları nedeniyle artmaktadır (Jadia ve Fulekar, 2008; Shahid vd., 2017; Aydın ve Pakyürek, 2020; Alaqouri vd., 2020a,b).

Egzoz gazları tarafından havaya salınan ağır metal kirleticilerin çökmesi nedeniyle, bitkilerin çeşitli organlarında ve toprakta ağır metal birikimi meydana gelmektedir. Ağır metaller biyolojik döngüdeki bitkilerin bünyelerinde birikmekte ve bu bitkilerde önemli hasarlara neden olabilmektedir. Tohum çimlenmesi, fide büyümesi ve gelişimi, bitkilerde büyüme ve gelişme geriliği, biyokütle üretiminde azalma, çiçek ve meyve oluşumunda azalma, verimde azalma ve ürün kalitesinde bozulmaya sebep olabilmektedir. Bunlara ek olarak, ağır metaller fotosentetik aktiviteyi, azot döngüsünü ve bağlanmayı bozmakta, klorofil içeriğini azaltmakta, enzim sistemlerinde bozulmaya neden olmakta ayrıca, bitkilere diğer yararlı elementlerin alınmasını önleme gibi hücre içi mekanizmalar üzerinde olumsuz etkiler yaratmaktadırlar (Aydın ve Pakyürek, 2020).

Ağır metaller insan ve çevre sağlığı açısından da önemli riskler oluşturabilmektedirler. Ağır metallerin insan vücudunda oluşturduğu toksik etkinin temel sebebi, hücre içi metabolik süreçlerde oluşturdukları bozukluklardır. Bu bozukluklar; DNA hasarı, oksidatif protein yıkımı, mitokondri hasarı, ülseratif kolit, crohn hastalığı, romatizma gibi otoimmün hastalıklar, böbrek hastalıkları, alerjik reaksiyonlar, egzama, astım gibi organik hastalıklar ve migren, depresyon, Alzheimer hastalığı, Parkinson hastalığı gibi nörolojik bozukluklar olabilir. Ağır metallerin yarattığı bu sağlık problemlerinin birçoğu kronik hastalıklar ve kanserler ile sonuçlanır ve bu hastalıkların çoğunda da tedavi imkânları kısıtlı olup genellikle ölümle sonuçlanmaktadır (Özbolat ve Tuli, 2016; Gültekin, 2020).

Ağır metallerin insan ve çevre sağlığına etkilerinin öneminden dolayı, havadaki ağır metal kirliliğinin izlenmesine yönelik çok sayıda çalışma yapılmaktadır. Atmosferdeki

ağır metal kirliliğinin değişimi doğrudan veya dolaylı yöntemlerle belirlenebilmektedir. Ancak, atmosferdeki ağır metal kirliliğinin doğrudan ölçülmesi; pahalı olması, atmosferik kirliliğin ekosistem üzerindeki direkt etkisinin belirlenememesi ve ölçüm zamanından önceki dönemlere ait veri sağlayamaması gibi dezavantajlarına sahiptir (Cesur., 2019).

Ayrıca ağır metal kirliliğinin doğrudan ölçülmesi genellikle pahalı ölçüm aletleri gerektirmektedir. Bundan dolayı havadaki ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde genellikle biyomonitorler kullanılmaktadır. Bu yöntem ucuz ve kolay olmasının yanı sıra ağır metal konsantrasyonunun dönemsel değişimi konusunda daha sağlıklı bilgiler verebilmektedir. Havadaki ağır metal kirliliğine maruz kalan bitkiler, ağır metalleri yaprak, odun, meyve gibi organlarında biriktirerek zamanla havadaki ağır metal konsantrasyonundaki artışın seyrini göstermektedir. Bundan dolayı ağır metal kirliliğinin doğrudan tespit edilmesi yerine kirliliğin göstergesi olarak biyomonitorler sıklıkla kullanılmaktadır (Matin vd, 2016; Ugulu vd., 2016; De Nicola vd., 2017). Bu konuda en önemli sorun hangi bitkilerin biyomonitor olarak daha uygun ve yararlı olduğunun belirlenmesidir.

Biyomonitorler vücutlarında metalleri veya kirleticileri biriktiren en duyarlı ve doğru organizmalar olarak tanımlanabilir (Bat vd., 1999). Özellikle liken ve yosunların iyi birer biyomonitor oldukları düşünülerek biyomonitor olarak kullanımları konusunda çok sayıda çalışma yapılmıştır (Maxhuni vd., 2016; Paoli vd., 2018; Benítez vd., 2019; Chen vd., 2019).

Liken ve yosunların biyomonitor olarak kullanılmalarında çeşitli tereddütler bulunmaktadır. Bu bitkilerin ne kadar süre ile kirlilik etmenine maruz kaldıkları kolaylıkla belirlenememektedir. Bundan dolayı tespit edilen ağır metal konsantrasyonunun ne kadar sürede biriktiği bilinememekte ve bu durum çeşitli tereddütlere sebep olmaktadır (Çobanoğlu, 2019).

Yaprak döken bitkilerde ise yapraklanma vejetasyon mevsimi başında yani ilkbahar aylarında gerçekleşmekte ve yapraklar dökülene kadar ağır metal kirliliğine maruz kalmaktadır. Dolayısıyla yaprak bünyesinde biriken ağır metallerin yaklaşık olarak ne

kadarlık bir süreçte biriktiği bilinebilmektedir. Bundan dolayı yaprak döken bitkiler sıklıkla ağır metal kirliliğinin izlenmesinde kullanılmaktadır (Sert vd., 2019; Hajizadehvd., 2019; Solgi vd., 2020).

Yaprak döken bitkilerde yaprakların toplandığı yılın vejetasyon peryodu içerisinde yapraklarında biriktirdikleri ağır metal miktarı belirlenebilmektedir. Bu şekilde havadaki ağır metal kirliliğinin değişiminin izlenmesi amacıyla aynı bitkilerin aynı noktalarından yaprakların her yıl alınarak ölçüm yapılması gerekmektedir ki bu da uzun ve zahmetli bir süreçtir.

Bitkilerin geçmiş yıllarda bünyelerinde biriktirdikleri ağır metal miktarının belirlenmesi ile bu sorun da ortadan kaldırılabilmektedir. Kış mevsiminin yaşandığı bölgelerde yetişen odunsu türlerin yıllık halkalarından örnekler alınarak yapılan çalışmalar geçmiş yıllardaki ağır metal kirliliğinin izlenmesinde kullanılabilmektedir ve bu konuda çeşitli çalışmalar yapılmıştır (Kiss vd., 2019; Zhang, 2019; Edusei vd., 2020). Bu çalışmalarda, genellikle ağaçların kesilerek gövdelerindeki yıllık halkalar üzerinde biriken ağır metallerin analizleri yapılmaktadır. Dolayısıyla yıllık halkaların temininde ağaca ciddi zarar verilebildiğinden sürdürülebilirliği şüpheli bir yöntemdir (Keçeci, 2019).

Havadaki ağır metal konsantrasyonunun değişiminin izlenmesinde kullanıulan bir diğer yöntem herdemyeşil, odunsu bitkilerin kullanılmasıdır. Herdemyeşil türlerde ibreler uzun yıllar boyunca bitkiler üzerinde kalabilmektedir. Ancak bu bitkilerde yapılacak çalışmalarda yaprak yaşının tespit edilmesi son derece zor olduğundan liken ve yosunlarda olduğu gibi bitkinin ne kadar süre ile ağır metal kirliliğine maruz kaldığı bilinememektedir. Oysa ibreli birçok türde, oluşan nodlar vasıtasıyla hangi ibrelerin kaç yaşında olduğu bilinebilmektedir. Dolayısıyla Ladin, göknar ve çamlar gibi türlerde yapılan çalışmalarla hem ağaca zarar verilmemekte hem de yakın geçmişteki ağır metal konsantrasyonlarının değişimi hakkında önemli bilgiler edinilebilmektedir (Turkyilmaz vd., 2018a; Çobanoğlu, 2019; Keçeci, 2019).

Bu çalışmada da Ankara'da trafiğin yoğun olduğu bir bölgede yetişen bir *Picea pungens*'in farklı yaşlardaki ibre ve dallarında bazı ağır metal konsantrasyonlarının

değişiminin belirlenmesi amaçlanmıştır. Böylece yakın geçmişe yönelik olarak ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesinde, bu türün ibre ve dallarının kullanılabilme potansiyeli belirlenmeye çalışılmıştır.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

Son yüzyılda dünya tarih boyunca olmadığı kadar hızlı değişmiş, bu değişim başta nüfus ve sanayi olmak üzere her alanda kendini göstermiştir. 1750 yılında 717 milyon civarında olan toplam dünya nüfusu, 2000 yılında 6 milyara ulaşmış, 2020 yılının ikinci yarısında ise 7,8 milyarı aşmıştır (Batır, 2019; worldometers, 2020). 2030 yılına gelindiğinde dünya nüfusunun 8,5 milyara ulaşacağı tahmin edilmektedir (Gültekin, 2020)

Artan nüfus hem sürekli artan istek ve ihtiyaçları, hem de tüketimi sonucu açığa öıkarttığı atık maddeler ile pek çok problemi beraberinde getirmiştir. Sürekli artan çevre kirliliği, küresel iklim değişikliği, plansız kentleşme ve sağlıksız yaşam koşulları bu problemlerden bazılarıdır (Bayraktar, 2019; Cetin, 2020; Zeren Cetin ve Sevik, 2020).

Artan nüfusun ihtiyaç duyduğu veya talep ettiği ürün ve hizmetlerin üretiminde ihtiyaç duyulan hammadde büyük oranda yer altında bulunan mineral kaynaklardan karşılanmaktadır. Mineral kaynaklar, sosyo-ekonomik gelişim için en temel malzemedir. Ancak, mineralin çıkartılması ve farklı endüstriyel işlemlerde kullanılması, çevre kirliliğini önemli düzeyde artırmaktadır (Li vd., 2014; Goix vd., 2015; Niazi ve Burton, 2016).

Sanayi alanındaki gelişim; toprak (Bayraktar, 2019; Altera vd., 2019), su (Mutlu, 2019; Emin vd., 2020) ve havanın (Işınkaralar ve Güllü, 2017; Tyeb vd., 2017; Aricak vd., 2020) kirlenmesine ve bu kirliliğin insan kaynaklı olması sebebiyle nüfusun yoğun olduğu kent merkezlerinde daha yüksek düzeyde hissedilmesine sebep olmaktadır (Aricak vd., 2019; Batır, 2019).

Hava kirliliği, küresel ölçekte halk sağlığı üzerinde doğrudan etkisi olan temel çevre sorunları arasında yer almaktadır (Sevik vd., 2015; Stoimenova vd., 2017). Yapılan çalışmalar hava kirliliği ile akciğer kanseri, kardiyovasküler hastalıklar, astım atağı gibi rahatsızlıklar arasında önemli düzeyde ilişki olduğunu göstermektedir (Kim vd., 2015; Vermeulen vd., 2019; Wang vd., 2019; Hvidtfeldt vd., 2019) . Epidemiyolojik

çalışmalar ayrıca şehirlerde hava kirliliği ile erken ölümlerdeki artış arasında bir bağlantı olduğunu göstermiştir (Mate vd., 2010; Nawahda vd., 2012; Grzędzicka, 2019; Cheung vd., 2020).

Hava kirliliği günümüzde o kadar ciddi boyutlara ulaşmıştır ki dünya genelinde 6.5 milyon insanın her yıl hava kirliliğine bağlı sebeplerden dolayı hayatını kaybettiği bildirilmektedir. Ayrıca, hava kirliliğinin sebep olduğu kalp rahatsızlıkları, inme, solunum yolu hastalıkları ve kanser gibi hastalıklar sebebiyle dünya genelinde yaklaşık 8 kişiden 1'inin ölümüne neden olduğu tahmin edilmektedir (Işınkaralar vd., 2017; Mossi, 2018; Yılmaz, 2018). Buna ek olarak dünyada hava kirletici emisyonlarının artmaya devam ettiği ve 2030 yılına kadar yaklaşık beş kat artış olacağı tahmin edilmektedir (Elfantazi, 2018a,b).

Genel olarak, atmosferdeki bir veya daha fazla kirleticinin insan, bitki ve hayvan yaşamına; ticari veya kişisel eşyalara ve çevre kalitesine zarar veren miktar ve sürelerde bulunması olarak tarif edilen hava kirliliği nüfus yoğunluğunun fazla olduğu bölgelerde daha fazla kendini göstermektedir ve Dünya Sağlık Örgütü verilerine göre 2014 yılında dünya nüfusunun% 92'sinin hava kalitesi düşük bölgelerde yaşamaktadır (Müezzinoğlu, 1987; Koşan vd., 2018).

Hava kirliliğinin nüfus yoğunluğunun fazla olduğu bölgelerde daha ciddi boyutlara ulaştığı belirtilmektedir (Cetin vd., 2017a,b; Yang vd., 2020). Bu kirlilikte yerleşim birimlerinde ısınma başta olmak üzere diğer faaliyetlerde kullanılan yakıtlar, endüstri faaliyetleri, enerji sağlama ve ulaşım araçlarının kullanımı önemli rol oynamaktadır (Shahid vd., 2017; Isinkaralar vd., 2017). Özellikle kent merkezlerindeki taşıtlar önemli bir kirlilik kaynağıdır. Motorlu taşıtlar teker ve motor aşınmaları, egzoz gazları vb. etkileri dolayısıyla trafiğin yoğun olduğu kent merkezlerinde karbon monoksit emisyonlarının yaklaşık % 43,9'unu, azot oksit emisyonlarının yaklaşık % 41,0'ını, hidrokarbon emisyonlarının yaklaşık % 26,2'sini ve partikül madde emisyonlarının da yaklaşık % 16,4'ünü oluşturmaktadır (Elbir vd., 2010).

Hava kirliliğinin pek çok bileşeni bulunmakla birlikte bunlar arasında özellikle ağır metaller etkileri dolayısıyla büyük önem taşımaktadır. Çevrede yüksek seviyelerde

ağır metallerin ortaya çıkması, toksisite, biyolojik birikime eğilim ve ekosistemde oldukça yüksek sürerlik (Uzu vd., 2011; Li vd., 2014; Shahid vd., 2015) nedeniyle insan sağlığına ve ekosistemlere potansiyel bir tehdit olarak görülmektedir (Uzu vd., 2011; Goix vd., 2014; Levegue vd., 2014).

Aslında yaşayan organizmalar için manganez (Mn), çinko (Zn), krom (Cr), bakır (Cu), demir (Fe) ve nikel (Ni) gibi mikrobesinler gerekli olmasına rağmen bunlar yüksek seviyelerde zararlı etkiler oluşturabilmektedirler (Shahid vd., 2015). Ayrıca, bu elementlerin solunum yolu ile havadan alınmasının, özellikle insan sağlığı açısından büyük rüskler içerdiği belirtilmektedir (Özel, 2019). Esansiyel olmayan civa (Hg), kadmiyum (Cd), arsenik (As) ve kurşun (Pb) gibi ağır metaller ise düşük uygulama seviyelerinde bile yaşan organizmalarda ciddi toksisite oluşturmaktadır (Schreck vd., 2013; Xiong vd., 2014; Harguinteguy vd., 2016).

Son yüzyılda hızlı ve kontrolsüz endüstrileşme, şehirleşme ile birleşerek küresel bazda çevre üzerinde ciddi bir baskı oluşturmuştur. Bu süreçte insan faaliyetleri yoluyla bazı toksik kirleticilerin atmosfere salınımı ve dolayısıyla atmosferdeki konsantrasyonları artmıştır (Su ve Liang, 2013; Su ve Liang, 2015). Aslında ağır metaller doğal yollarla da atmosfere salınabilmekteyken atmosfere insan kaynaklı faaliyetler sonucu ağır metal salınımının doğal salınıma göre birkaç kat daha fazla olduğu ve endüstrileşme ile atmosfere önemli miktarda ağır metalin salındığı belirtilmektedir (Shahid vd., 2012; Shahid vd., 2017).

Doğal veya antropojenik kaynaklardan havaya salınan ağır metaller uzun mesafelere taşınabilir. Bu nedenle, kentsel alanların yakınında veya endüstriyel birimlere yakın bölgelerde atmosferde (Moreno-Jiménez vd., 2010; Uzu vd., 2011), toprakta (Ren vd., 2015; Sołek-Podwika vd., 2016), ekinlerde (Schreck vd., 2012; Xiong vd., 2016) ve sularda (Chen vd., 2016; Abid vd., 2016) ağır metal konsantrasyonlarının yüksek seviyelerde olduğu belirtilmektedir.

Atmosferik kirleticiler ile beraber ortaya çıkan sağlık riskleri esasen atmosferik toz partiküllerinin inhalasyonu ve yüksek nüfus yoğunluğunun olduğu kentsel alanlarda kirlenmiş ürünlerin yenilmesinden kaynaklanabilir (Morman ve Plumlee, 2013). Bitki

köklerine ilaveten, bitkilerin yaprakları, meyveleri ve çiçekleri gibi havadaki organları da ağır metalleri absorbe edebilmektedir (Bondada vd., 2004).

Bu durum, bitkilerin havadaki organlarının köklere benzer şekilde ağır metal tutma mekanizmaları ile donatılmış etkili absorbe edici yapılar olduğu anlamına gelmektedir. Gerçekten, metaller atmosferdeki partiküllerin yaprak yüzeylerinde çökelmesinden sonra yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarında birikebilmektedir (Schreck vd., 2012; Xiong vd., 2014).

Maden sahaları, endüztriyel alanlar, kentsel alanlar ile trafiğin yoğun olduğu alanların yakınında büyüyen bitkiler yapraklarında yüksek konsantrasyonlarda ağır metaller göstermektedir (Shahid vd., 2013; Schreck vd., 2013; Xiong vd., 2014). Bu nedenle atmosferik birikim veya transfer yoluyla meydana gelen metal kontaminasyonunu değerlendirmek için endüstriyel bölgelerin veya yolların yakınında biyolojik takip çalışmaları şu anda daha fazla ilgi görmektedir (Shahid vd., 2017).

Yapılan çalışmalar Fe, Cu, Mn ve Zn gibi ağır metallerin yapraklar tarafından emilimi hakkında bilgiler vermektedir (Fageria vd., 2009; Fernάndez ve Brown, 2013). Bu metallerin kütiküllerin üzerine nüfuz edebildiği ve en sonunda bitki yapraklarının alttaki dokularında birikebildiği belirtilmektedir (Vu vd., 2013). Ayrıca, Pb (Schreck vd., 2013), Cd (Tudoreanu ve Phillips, 2004), Cr ve As (Leveque vd., 2014; Xiong vd., 2014; Shahid vd., 2017) gibi esansiyel olmayan metallerin de yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarına girebildikleri belirtilmektedir.

Hava kirliliğinin farklı parametreler ve özellikle ağır metaller açısından takip edilmesi, insan ve çevre sağlığına olası tehditlerin belirlenmesi ve buna göre önlem alınması açısından son derece önemlidir. Atmosferdeki ağır metal kirliliğinin değişimi doğrudan ve dolaylı yöntemlerle belirlenebilmektedir. Ancak, son yıllarda, sağladığı avantajlar dolayısıyla en sık kullanılan yöntemlerden birisi biyomonitörlerdir. Bu yöntem ucuz ve kolay olmasının yanı sıra ağır metal konsantrasyonunun dönemsel değişimi konusunda daha sağlıklı veriler verebilmektedir (Cesur, 2019; Keçeci, 2019; Çobanoğlu, 2019).

Biyomonitorler; bünyelerinde metalleri veya kirleticileri biriktiren en duyarlı ve doğru

organizmalar olarak tanımlanabilmektedirler (Bat vd., 1999). Biyomonitor olarak kullanılacak türlerin; ağır metalleri bünyelerinde biriktirme özelliğinde olması ancak, ağır metallerin etkisi ile ölmemesi, örneklenecekleri bölgede sabit olarak yaşaması, çalışma alanında bolca bulunması ve istenildiğinde örneklenebilmesi, kolayca elde edilebilmesi, metal analizleri yapılabilecek kadar organ veya doku temin edilebilmesi ve organizmalardaki ağır metal konsantrasyonu ile bulunduğu çevredeki ağır metal konsantrasyonu arasında bir korelasyon bulunması gerekmektedir (Bat, 1999; Çobanoğlu, 2019).

Herdemyeşil olmayan yüksek yapılı bitkiler, bu özelliklere sahip olduklarından ağır metal kirliliğinin değişiminin izlenmesinde iyi birer biyomonitor olarak değerlendirilmektedirler.

Özellikle tek yıllık yaprakların elde edilmesinin de kolay olması sebebiyle *Malus* sp. (Tošić vd., 2016), *Celtis australis* (Ozturk vd., 2017), *Platanus orientalis* (Ozel vd., 2015; Norouzi vd., 2015; Khosropour vd., 2019), *Eucalyotus camadulensis* (Torkashvand vd., 2018), *Prunus persica* (Dimitrijević vd., 2016), *Robinia pseudoacacia* (Celik vd., 2005), *Aesculus hippocastanum* (Anicic vd., 2011), *Buxus sempervirens* (Zolgharnein, 2017), *Prunus cerasifera* (Genc vd., 2019), *Tilia cordata* (Popek,2017), *Cinnamomum camphora* (Xu vd., 2018), *Platanus acerifolia* (Liang vd., 2017), *Fraxinus* (Zolgharnein, 2016), *Ficus religiosa* (Patel vd., 2015), *Quercus ilex* (Martín vd., 2015), *Acer saccharum* (Amirnia, 2016), *Pinus eldarica* (Alahabadi vd., 2017), *Phyllostachys praecox* ve *Sedum plumbizincicola* (Bian vd., 2018) gibi bitkiler de sıklıkla kullanılmaktadır. Ancak bu yöntemle sadece bir vejetasyon dönemine ilişkin veriler elde edilebilmektedir.

Havadaki ağır metal konsantrasyonunun bölgesel olarak karşılaştırılması yanında, özellikle belirli bir dönem içerisinde nasıl değiştiği de çalışmalara sıkça konu olmaktadır. Bu amaçla en sık kullanılan yöntem yıllık halkalarda ağır metal konsantrasyonlarının belirlenmesidir. Bu yöntemde genellikle ağaçlar kesilerek odun kısmı yıllık halkalar vasıtasıyla, oluştuğu yıla göre sınıflandırılmakta ve bu numuneler üzerinde ağır metal analizleri yapılmaktadır. Bu güne kadar bu yöntemle *Quercus alba*, *Acer rubrum* (Sonti vd., 2019), Populus (Bardule vd., 2020), Swietenia

mahagoni (Edusei vd., 2020), *Cedrus deodara* (Zhang, 2019), *Platanus occidentalis, Salix koreensis, Chamaecyparis obtusa, Pinus densiflora, Ginkgo biloba* (Kim vd., 2020), *Populus bonatii, Ailanthus altissima* (Liu vd., 2018), *Pinus halepensis* (Martin vd., 2018), *Pinus sylvestris* (Sensuła vd., 2017) gibi türler kullanılarak ağır metal analizleri yapılmıştır.Bu yöntemle ağacın yaşı kadar süre içerisindeki ağır metal konsantrasyonu değişimi hakkında veriler elde edilebilmektedir. Ancak bu yöntemde genellikle ağaçların kesilmesi gerektiğinden, sürdürülebilir bir izleme için uygun bir yöntem değildir. Bu yöntemde en iyi ihtimalle artım burgusu vb. aletler yardımıyla ağaçlar kesilmeden örnek alınabilmekte ancak, bu yöntem de ağaçların yaralanmasına sebep olmaktadır (Çobanoğlu, 2019).

Herdemyeşil türlerde ibreler uzun yıllar bitki üzerinde kalabilmekte ayrıca, çam, göknar, ladin gibi ibreli birçok türde, oluşan nodlar vasıtasıyla hangi ibrelerin kaç yaşında olduğu kolaylıkla hesaplanabilmektedir. Bu yöntem kullanılarak geçmiş yıllara dönük veriler elde edilebilmekte, ayrıca ağaca hayati bir zarar verilmemektedir. Turkyilmaz vd., (2018b) *Pinus, Abies* ve *Picea* cinslerini bu yöntemi kullanarak 3 yıllık, (Çobanoğlu, 2019; Keçeci, 2019; Cetin vd., 2020) Picea pungens ile 7 yıllık, Alkharam (2019) *Abies nordmanniana* ile 8 yıllık verileri değerlendirmiştir. Bu yöntem hem ağaca önemli bir zarar vermediği için sürdürülebilir, hem de ibreler kullanıldığı için sonuçları daha güvenilir bir yöntem olarak görülmektedir (Çobanoğlu, 2019; Kececi, 2019).

2.1 *Picea pungens* Hakkında Genel Bilgiler

Pinaceae familyasının Picea cinsine mensup bir tür olup 50 m ye kadar boylanabilen herdemyeşil ağaçlardır. Mavi ladin (*Picea pungens*)'in anavatanı Kuzey Amerika olmakla birlikte özellikle peyzaj çalışmalarındaki yaygın kullanımı yanı sıra asit yağmurlarına da oldukça dayanıklı olması sebebiyle pek çok ülkede yetiştirilmektedir. Anavatanında 2 000 - 3 000 m rakımlarda yayılış yapar. Dalları yatay yönde gelişen, kalın dallı, serbest büyüdüğünde konik tepeli piramidal görünümlü oldukça dekoratif ağaçlardır (Černý vd., 2016; Çobanoğlu, 2019). *Picea pungens*'in genel görünümü Fotoğraf 2.1.'de verilmiştir.



Fotoğraf 2.1 *Picea pungens*'in genel görünümü

Mavi ladin (*Picea pungens*) yaz kuraklığından fazla etkilenmeyen, zehirli gazlara ve asit yağmurlarına karşı dayanıklı, toprak isteği bakımından kanaatkar, kuru ve fakir topraklarda da yetişebilen dayanıklı bir türdür. Gerek dekoratif olarak beğenilen, gerekse dayanıklı bir tür olması dolayısıyla peyzaj çalışmalarında çok sık tercih edilen ağaçlardır. Park ve bahçelerde soliter veya birkaç bireyin beraber olarak kullanımı yaygındır (Černý vd., 2016; Çobanoğlu, 2019, Kececi, 2019).

Kabuk önceleri ince, yaşlı bireylerde gri-esmer, kalın ve derin çatlaklıdır. Kozalaklar 8-10 cm uzunluğunda yaklaşık 3 cm çapındadır. Taze iken yeşilimsi olgunlaşınca saman sarısı rengindedir. Kozalak pulları kağıt gibi ince, kenarları dalgalı, uçları kertiklidir ve olgunlaşınca dağılmazlar. İbreleri 2-3 cm boyunda, dört köşeli, biraz

kıvrık, uçları sivri ve batıcıdır. Yeşil, mavi-yeşil, gümüşi renklidir. Sürgünlerin her tarafına sıkı vaziyette fırça gibi dizilmişlerdir. İbrelerin tadı ekşimsi-acıdır (Çobanoğlu, 2019). İbrelerin genel görünümü Fotoğraf 2.2'de verilmiştir.



Fotoğraf 2.2 *Picea pungens* ibrelerinin genel görünümü

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1 Materyal

Çalışma Ankara ilinin kent merkezinde yer alan Ulus semtinde Ulus-Kızılay karayolunun kenarında, yola yaklaşık 2 m. mesafedeki bir ağacın yola bakan dallarından elde edilen materyaller üzerinde gerçekleştirilmiştir. Örneklerin alındığı ağacın önünden geçen anayol her iki yönde dörder şerit olan bir yol olup gün içerisinde hemen her saatte yoğun bir trafik bulunmaktadır.

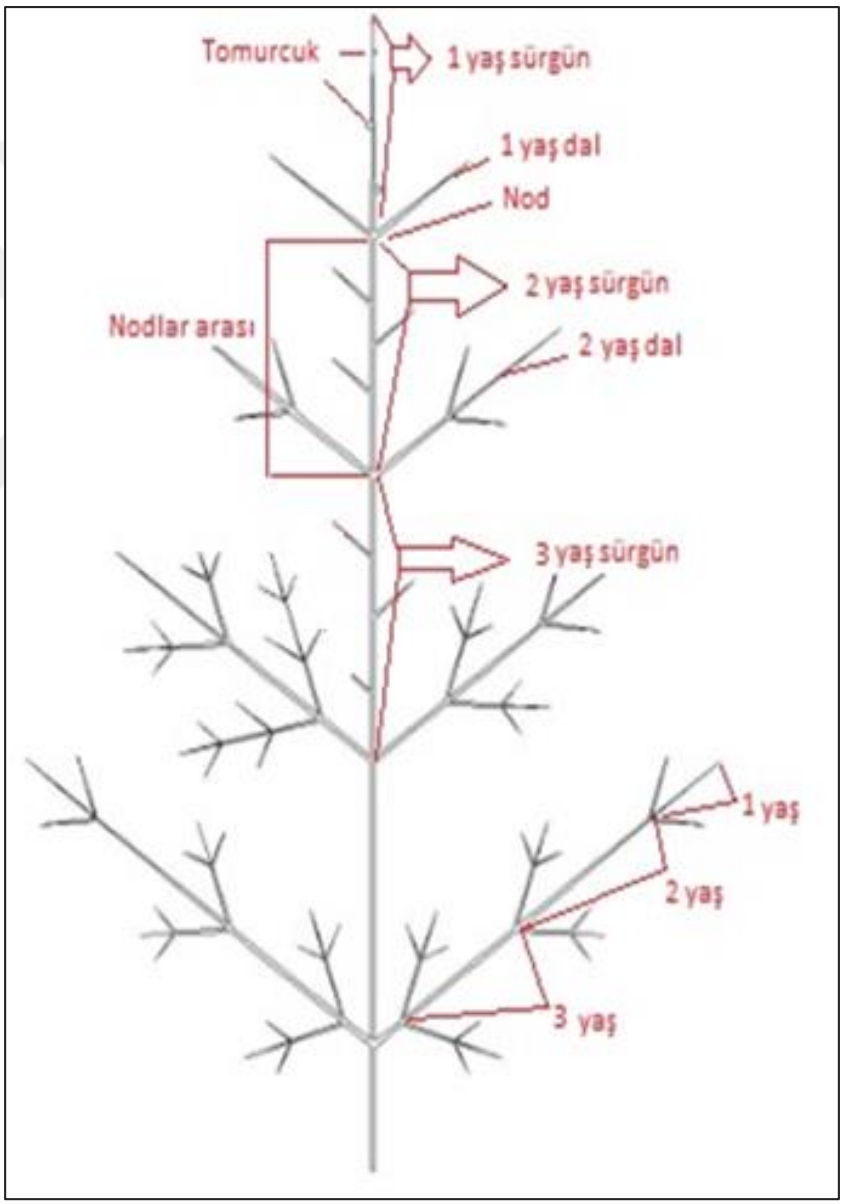
Örnekler, Peyzaj çalışmalarında sıklıkla kullanılan *Picea pungens* bireylerinden yan dallar kesilerek alınmış ve laboratuara getirilmiştir. Daha sonra laboratuvarda dallar yaşlarına göre kesilerek sınıflandırılmış ve farklı yaşlardaki dallar üzerinden numuneler elde edilmiştir. *Picea pungens*, çok yıllık ibreleri bulunan bir ağaç türü olup ibrelerin ve dalların yaşları ve dolayısıyla hangi yıl oluştukları belirlenebilmektedir. İbre ve dalların yaş tayini Şekil 3.1'de gösterildiği şekilde yapılmıştır.

Dallar, *Picea pungens* ağacının yan dalları kesilerek alınmış ve laboratuara getirilmiştir. Daha sonra laboratuvarda ibreler ve dallar yaşlarına göre kesilerek sınıflandırılmış ve kartonlar üzerine serilerek oda kurusu hale gelene kadar yaklaşık bir ay bekletilmiştir.

Laboratuvarda yaklaşık bir ay süresince en az haftada iki sefer karıştırılarak havalandırılan numuneler hava kurusu hale geldikten sonra karton bardaklara alınmış ve etüve yerleştirilmiştir. Etüvde 45 °C sıcaklıkta bir ay kurutulmuştur. Kuruyan örnekler havanın rutubetinden etkilenmemeleri için hava almayacak şekilde kapatılıp poşetlenerek kodlanmış ve analizler için laboratuara gönderilmiştir.

Kuru numunelerde ağır metal analizleri yapılması amacıyla öncelikle numuneler çelik blender vasıtasıyla toz haline getirilmiş ve toz halindeki numunelerden 0,5 g tartırak mikrodalga için özel olarak tasarlanmış tüplere konulmuştur. Tüplerdeki numunelerin üzerine 10 ml %65'lik HNO_3 ilave edilmiştir. Bu Grafikde hazırlanan numuneler mikrodalga cihazında 280 PSI basınç ve 180 ºC'de 20 dakika yakılmıştır. Yakma

işleminden sonra mikrodalgadan çıkartılan tüpler soğumaya bırakılmış, soğuyan örnekler üzerine deiyonize su ilave edilerek 50 ml'ye tamamlanmıştır. Hazırlanan çözeltiler 45 µm'lik fitre kâğıtarından süzülerek ICP-OES (İndüktif Eşleşmiş Plazma-Optik Emisyon Spektromesi) cihazında uygun dalga boylarında okunmuştur (Gültekin, 2020). Böylece çalışma kapsamında mavi ladin (*Picea pungens*) ibre ve dallarında toplam 17 elementin (Na, K, Ca, Al, Fe, Zn, Ba, P, Mg, As, Mn, Co, Cu, Cd, Pb, Ni ve Cr) yıl ve organ bazında değişimi değerlendirilmiştir.



Şekil 3.1 Picea pungens dallarının yaşları (Çobanoğlu, 2019)

3.2 İstatistiki Analizler

Elde edilen veriler tablolar halinde düzenlenerek Excell programına girilmiş ve seyreltme faktörü ile çarpılarak gerçek değerler elde edilmiştir. Daha sonra SPSS paket programı yardımıyla verilere varyans analizi uygulanarak istatistiki olarak en az % 95 güven düzeyinde ($p<0,05$) anlamlı farklılıklar bulunduğu belirlenen karakterlere Duncan testi uygulanmıştır. Varyans analizi ve Duncan testi sonuçları sadeleştirilerek tablolaştırılmış ve sonuçlar yorumlanmıştır. Ayrıca bazı verilerin faktörler bazında değişimlerinin algılanmasını kolaylaştırmak amacıyla Excel programı kullanılarak grafikler oluşturulmuştur.

4. BULGULAR

Çalışma kapsamında çalışmaya konu elementlerin dal ve ibrelerdeki konsantrasyonları belirlenmiş ve elementlerin dal ve ibrelerdeki ortalama konsantrasyonları ile organ bazında element konsantrasyonları arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde ($p<0,05$) anlamlı farklılıklar olup olmadığını belirlemek amacıyla yapılan varyans analizi sonuçları Tablo 4.1'de verilmiştir.

Tablo 4.1 İbre ve dallarda element konsantrasyonları

Element	Dal	İbre	F Değeri	Hata
Na (ppm)	125,5 b	55,6 a	26,519	0,000
K (ppm)	6 770,6 b	5 725,1 a	7,526	0,009
Ca (ppm)	3 257,0	3 255,1	0,084	0,773
Al (ppm)	233,6 a	314,0 b	4,527	0,040
Fe (ppm)	276,2 a	413,4 b	7,176	0,011
Zn (ppm)	69,6 b	41,0 a	36,219	0,000
Ba (ppm)	51,4	51,1	0,011	0,916
P (ppm)	809,0 a	955,6 b	5,657	0,022
Mg (ppm)	742,3 a	878,3 b	12,67	0,001
As (ppm)	1,4	1,5	2,428	0,127
Mn (ppm)	21,3 a	28,2 b	18,133	0,000
Co (ppb)	172,6	214,6	1,513	0,226
Cu (ppb)	9 562,0	8 984,8	0,332	0,568
Cd (ppb)	48,4 a	62, b	7,447	0,009
Pb (ppb)	1 602,2 a	2 116,0 b	5,045	0,030
Ni (ppb)	870,4 a	1 242,0 b	9,73	0,003
Cr (ppb)	1 975,7	2 048,0	0,107	0,745

Element konsantrasyonlarının ibre ve dallardaki değişimine ilişkin varyans analizi sonuçları incelendiğinde ibre ve dallar arasındaki Ca, Ba, As, Co ve Cr konsantrasyonlarının değişiminin istatistiki olarak anlamsız ($p>0,05$) düzeyde olduğu görülmektedir. İbre ve dallardaki Na, Zn ve Mn konsantrasyonlarının değişimi %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı iken, K, Mg, Cd ve Ni konsantrasyonlarının değişimi %99 güven düzeyinde ($p<0,01$), Al, Fe, P ve Pb elementlerinin değişimi de %99,9 ($p<0,05$) güven düzeyinde anlamlıdır.

Ortalama değerler incelendiğinde, istatistiki olarak anlamlı düzeyde fark bulunan elementlerden Al, Fe, P, Mg, Mn, Cd, Pb ve Ni konsantrasyonları ibrelerde dallardan

daha yüksek düzeyde iken Na, K ve Zn konsantrasyonları dallarda ibrelerden daha yüksek düzeydedir.

4.1 Na (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

Çalışma kapsamında, elementlerin yıl bazında değişimi hem dallarda, hem de ibrelerde ayrı ayrı belirlenmiş ve Na (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.2'de verilmiştir.

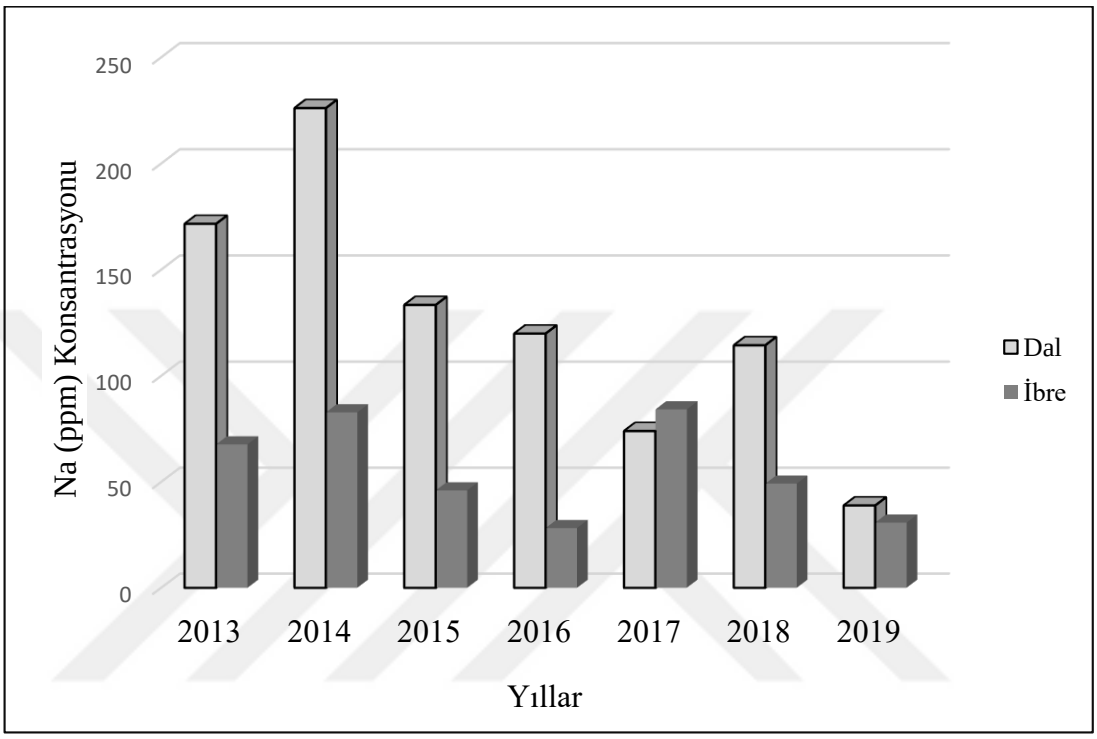
Tablo 4.2 Na (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	171,6 Bf	67,7 Ae	63 048,416	0,000
2014	226,1 Bg	82,8 Af	88 894,231	0,000
2015	133,4 Be	46,0 Ac	11 169,041	0,000
2016	119,9 Bd	28,2 Aa	41 582,423	0,000
2017	74,0 Ab	84,2 Bg	158,705	0,000
2018	114,4 Bc	49,2 Ad	14 383,218	0,000
2019	38,9 Ba	30,8 Ab	179,867	0,000
F Değeri	13 791,285	5 370,392		
Hata	0,000	0,000		

Na konsantrasyonunun dal ve ibrelerde yıllar bazında değişimi incelendiğinde bütün yıllarda dal ve ibrelerdeki konsantrasyonlar arasında istatistiki olarak anlamlı ($p<0,001$) düzeyde farklılıkl bulunduğu ve 2017 yılı dışındaki bütün yıllarda dallarda elde edilen konsantrasyonların daha yüksek düzeyde olduğu görülmektedir. Genel olarak bakıldığında dallardaki Na konsantrasyonunun bazı yıllarda ibrelerdeki Na konsantrasyonundan çok daha yüksek düzeyde olduğu hatta 2016 yılında dallardaki Na konsantrasyonunun ibrelerdekinin yaklaşık 4,25 katı olarak hesaplandığı görülmektedir.

Hem dallarda hem ibrelerde belirlenen Na konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin de istatistiki olarak anlamlı ($p<0,001$) düzeyde olduğu belirlenmiştir. Dallarda en düşük Na konsantrasyonu 38,9 ppm ile 2019 yılında elde edilirken en yüksek Na konsantrasyonu 226,1 ppm ile 2014 yılında elde edilmiştir. İbrelerde ise en düşük Na konsantrasyonu 28,2 ppm ile 2016 yılında elde eilirken en yüksek Na konsantrasyonu 84,2 ppm ile 2017 yılında elde edilmiştir. Genel olarak değerlendirildiğinde dallarda

yıl arttıkça Na konsantrasyonunun düştüğü söylenebilir. İbrelerde ise Na konsantrasyonunun yıl bazında değişimi doğrusal değildir. Na (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.1'de verilmiştir.



Şekil 4.1 Na (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.2 K (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

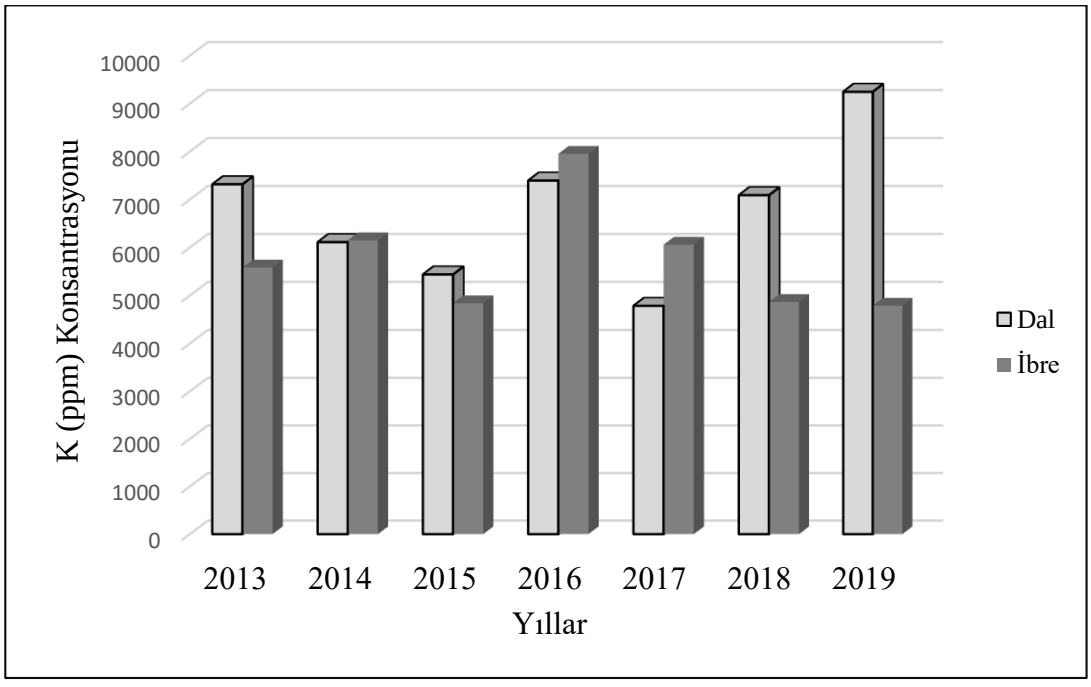
Çalışma kapsamında değerlendirilen elementlerde K (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.3'de verilmiştir.

Tablo 4.3 K (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	7 319,0 Be	5 584,3 Ac	22 281,633	0,000
2014	6 113,2 c	6 152,5 d	2,349	0,200
2015	5 440,4 Bb	4 839,2 Ab	857,388	0,000
2016	7 397,6 Af	7 954,0 Be	218,207	0,000
2017	4 785,5 Aa	6 060,2 Bd	8 112,081	0,000
2018	7 091,5 Bd	4 864,7 Ab	4 505,259	0,000
2019	9 247,0 Bg	4 787,7 Aa	27 262,614	0,000
F Değeri	4 333,883	9 452,425		
Hata	0,000	0,000		

K konsantrasyonunun dal ve ibrelerdeki değişimi incelendiğinde dallarda ve ibrelerde belirlenen K konsantrasyonlarının 2014 yılı dışında bütün yıllardaki değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde ($p<0,001$) farklılık gösterdiği görülmektedir. Ancak bazı yıllarda dallarda, bazı yıllarda ise ibrelerdeki K konsantrasyonunun daha yüksek düzeyde olması dikkat çekicidir. Yapılan ölçüm ve değerlendirmeler sonucunda 2013, 2015, 2018 ve 2019 yıllarında dallarda, 2016 ve 2017 yıllarında ise ibrelerdeki K konsantrasyonu daha yüksek seviyededir. Dikkat çeken bir diğer husus K konsantrasyonları arasında önemli düzeyde bir farklılık bulunmamaktadır. En büyük fark 2019 yılında tespit edilmiş olup dallarda belirlenen K konsantrasyonu ibrelerdekinin yaklaşık 1,93 katıdır.

Yıllar bazında değişimler incelendiğinde ise varyans analizi sonuçlarına göre hem dallarda hem ibrelerde K konsantrasyonunun yıl bazında değişimi istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu görülmektedir. Dallarda K konsantrasyonu 4 785,5 ppm (2017 yılı) ile 9 247,0 ppm (2019 yılı) arasında, ibrelerde ise 4 787,7 ppm (2019 yılı) ile 7 954,0 ppm (2016 yılı) arasında değişmektedir. K konsantrasyonunun da yıl bazında değişiminin anlamlı düzeyde olduğunu söylemek oldukça zordur. K (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.2'de verilmiştir.



Şekil 4.2 K (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.3 Ca (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

Çalışma kapsamında değerlendirilen elementlerden bir diğeri olan Ca (ppm) elementinin konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.4'de verilmiştir.

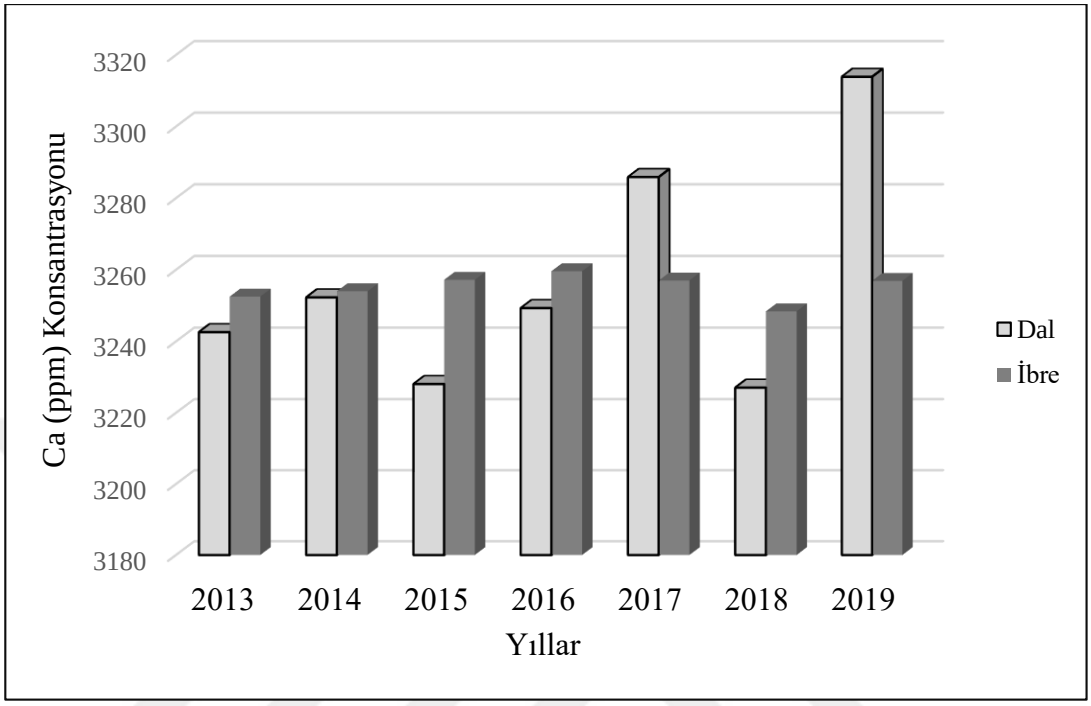
Tablo 4.4 Ca (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	3 242,6 Ab	3 252,5 Bb	116,371	0,000
2014	3 252,3 c	3 254 c	3,981	0,117
2015	3 228,1 Aa	3 257,2 Bd	1 277,385	0,000
2016	3 249,3 Ac	3 259,6 Be	140,413	0,000
2017	3 285,9 Bd	3 257 Ad	38,457	0,003
2018	3 227,1 Aa	3 248,4 Ba	373,237	0,000
2019	3 313,9 Be	3 256,9 Ad	2 402,712	0,000
F Değeri	264,455	315,989		
Hata	0,000	0,000		

Ca konsantrasyonunun dal ve ibrelerdeki değişimi incelendiğinde dallarda ve ibrelerde belirlenen K konsantrasyonlarının da Ca konsantrasyonlarında olduğu gibi 2014 yılı dışında bütün yıllardaki değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde (en az $p<0,01$) farklılık gösterdiği görülmektedir. Ancak yine bazı yıllarda dallarda, bazı yıllarda ise ibrelerdeki Ca konsantrasyonunun daha yüksek düzeyde olduğu belirlenmiştir. Yapılan ölçümler sonucunda 2013, 2015, 2016 ve 2018 yıllarında ibrelerde, 2017 ve 2019 yıllarında ise dallardaki Ca konsantrasyonunun daha yüksek seviyede olduğu belirlenmiştir. Dikkat çeken bir diğer husus Ca konsantrasyonunda olduğu gibi K konsantrasyonları arasında da önemli düzeyde bir farklılık bulunmamasıdır. En büyük fark yine 2019 yılında tespit edilmiş olup dallarda belirlenen K konsantrasyonu 3 313,9 ppm iken ibrelerde belirlenen Ca konsantrasyonu da 3 256,9 ppm'dir.

Yıllar bazında değişimler incelendiğinde yine varyans analizi sonuçlarına göre hem dallarda hem ibrelerde Ca konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu belirlenmiştir. Ancak yıllar bazındaki Ca konsantrasyonları da birbirine oldukça yakındır. Dallarda Ca konsantrasyonunun 3 227,1 ppm ile 3 313,9 ppm arasında, ibrelerdeki Ca konsantrasyonunun ise 3 248,4 ppm ile 3 259,6 ppm arasında değiştiği belirlenmiştir.

Ca (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.3'de verilmiştir.



Şekil 4.3 Ca (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.4 Al (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

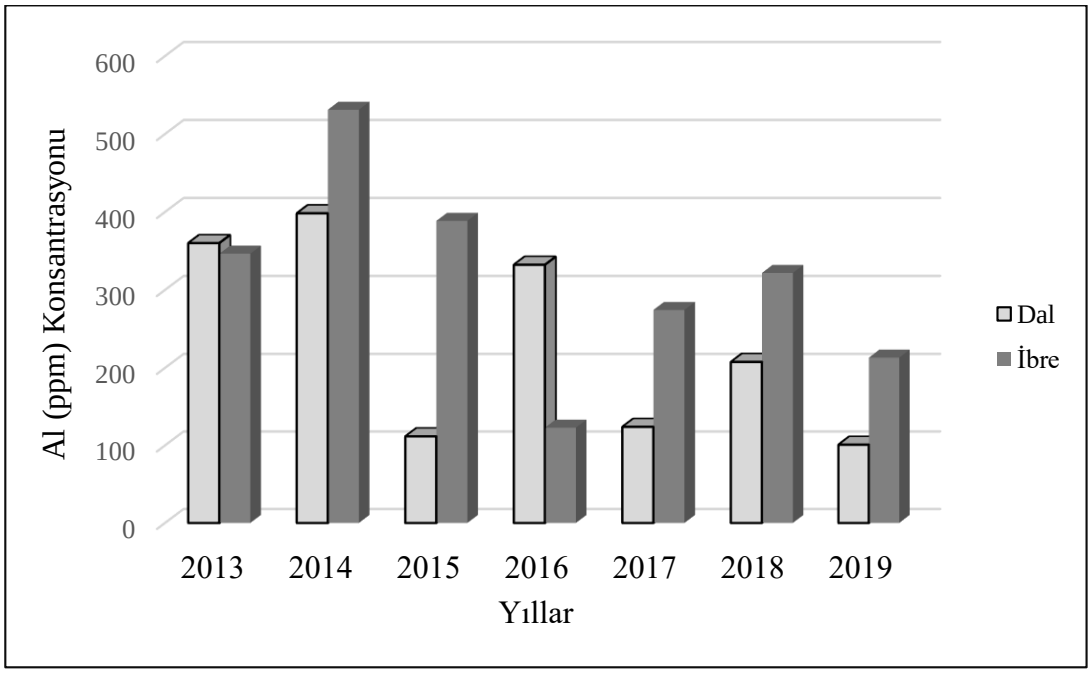
Çalışma kapsamında değerlendirilen elementlerden bir diğeri olan Al elementinin de yıl bazında değişimi hem dallarda, hem de ibrelerde ayrı ayrı belirlenmiş ve Al (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.5'de verilmiştir.

Tablo 4.5 Al (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	360,1 Bf	346,5 Ae	87,598	0,001
2014	398,3 Ag	531,1 Bg	13 612,569	0,000
2015	111,7 Ab	388,6 Bf	66 320,216	0,000
2016	332,3 Be	122,9 Aa	51 451,791	0,000
2017	124,0 Ac	274,3 Bc	32 294,196	0,000
2018	207,7 Ad	321,8 Bd	9 453,345	0,000
2019	100,9 Aa	213,1 Bb	6 263,364	0,000
F Değeri	31 459,703	20 231,829		
Hata	0,000	0,000		

Al'un dal ve ibrelerdeki konsantrasyonları arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılık bulunduğu, bu farklılığın sadece 2013 yılında %99 güven düzeyinde ($p<0,01$), diğer yıllarda ise %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu belirlenmiştir. Yapılan ölçümler sonucunda Al konsantrasyonunun 2014, 2015, 2017 ve 2019 yıllarında ibrelerde, 2013 ve 2016 yıllarında ise dallarda daha yüksek seviyede olduğu belirlenmiştir. 2015 yılında ibrelerdeki Al konsantrasyonu dallardakinin yaklaşık 3,48 katı iken 2016 yılında dallardaki Al konsantrasyonu ibrelerdkinin yaklaşık 2,7 katı olarak hesaplanmıştır.

Al konsantrasyonunun yıllar bazında değişimi incelendiğinde hem dallarda hem de ibrelerde belirlenen Al konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin de istatistiki olarak anlamlı %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu belirlenmiştir. Dallarda en düşük Al konsantrasyonu 100,9 ppm ile 2019 yılında elde edilirken en yüksek Al konsantrasyonu 398,3 ppm ile 2014 yılında elde edilmiştir. İbrelerde ise en düşük Al konsantrasyonu 122,9 ppm ile 2016 yılında elde eilirken en yüksek Al konsantrasyonu 531,1 ppm ile 2014 yılında elde edilmiştir. Genel olarak değerlendirildiğinde Hem dallarda hem de ibrelerde Al konsantrasyonu ile yıl arasında bir ilişki olduğunu söylemek oldukça güçtür. Al (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.4'de verilmiştir.



Şekil 4.4 Al (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.5 Fe (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

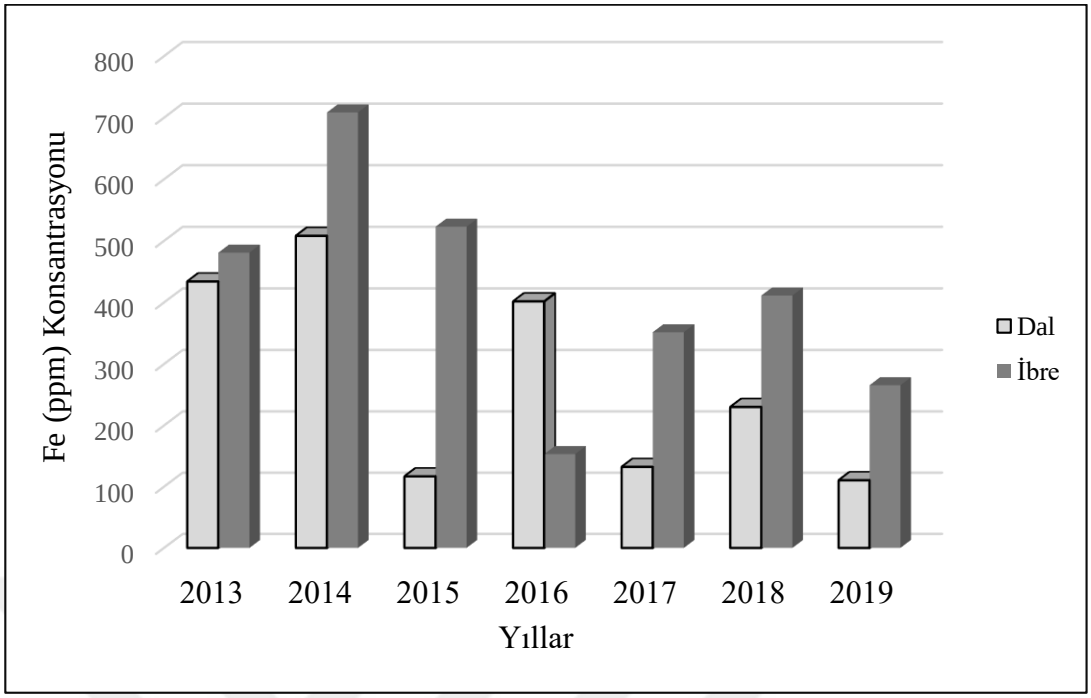
Çalışma kapsamında değerlendirilen elementlerden Fe (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.6'de verilmiştir.

Tablo 4.6 Fe (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	434,1 Af	480,9 Be	314,282	0,000
2014	508,2 Ag	708,5 Bg	3 849,936	0,000
2015	116,8 Ab	523,0 Bf	119 448,290	0,000
2016	401,7 Be	153,2 Aa	52 417,091	0,000
2017	132,3 Ac	351,6 Bc	56 049,332	0,000
2018	230,1 Ad	411,2 Bd	17 835,341	0,000
2019	110,5 Aa	265,6 Bb	8 229,375	0,000
F Değeri	28 667,804	12 313,426		
Hata	0,000	0,000		

Fe konsantrasyonunun dal ve ibrelerdeki değişimi incelendiğinde dallarda ve ibrelerde belirlenen K konsantrasyonlarının bütün yıllardaki değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde ($p<0,001$) farklılık gösterdiği görülmektedir. Değerler incelendiğinde sadece 2016 yılında dallarda belirlenen Fe konsantrasyonunun ibrelerdekinden yüksek düzeyde olduğu, bunun dışındaki bütün yıllarda ibrelerde belirlenen Fe konsantrasyonunun daha yüksek seviyede olduğu belirlenmiştir. İbre ve dallardaki Fe konsantrasyonu bakımından en yüksek fark 2015 yılında elde edilmiş olup ibrelerde belirlenen Fe konsantrasyonu dallarda belirlenen konsantrasyonun 4,47 katından fazladır.

Yıllar bazında değişimler incelendiğinde ise varyans analizi sonuçlarına göre yine hem dallarda hem ibrelerde Fe konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu görülmektedir. Dallarda Fe konsantrasyonu en düşük 110,5 ppm ile209 yılında belirlenirken ibrelerde en düşük Fe konsantrasyonu 153,2 ppm ile 2016 yılında belirlenmiştir. En yüksek konsantrasyonlar ise dallarda 508,2 ppm ile 2014 yılında belirlenirken ibrelerde de 708,5 ppm ile yine 2014 yılında belirlenmiştir. Fe (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.5'de verilmiştir.



Şekil 4.5 Fe (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.6 Zn (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

Çalışma kapsamında değerlendirilen elementlerden Zn (ppm) elementinin konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.7'de verilmiştir.

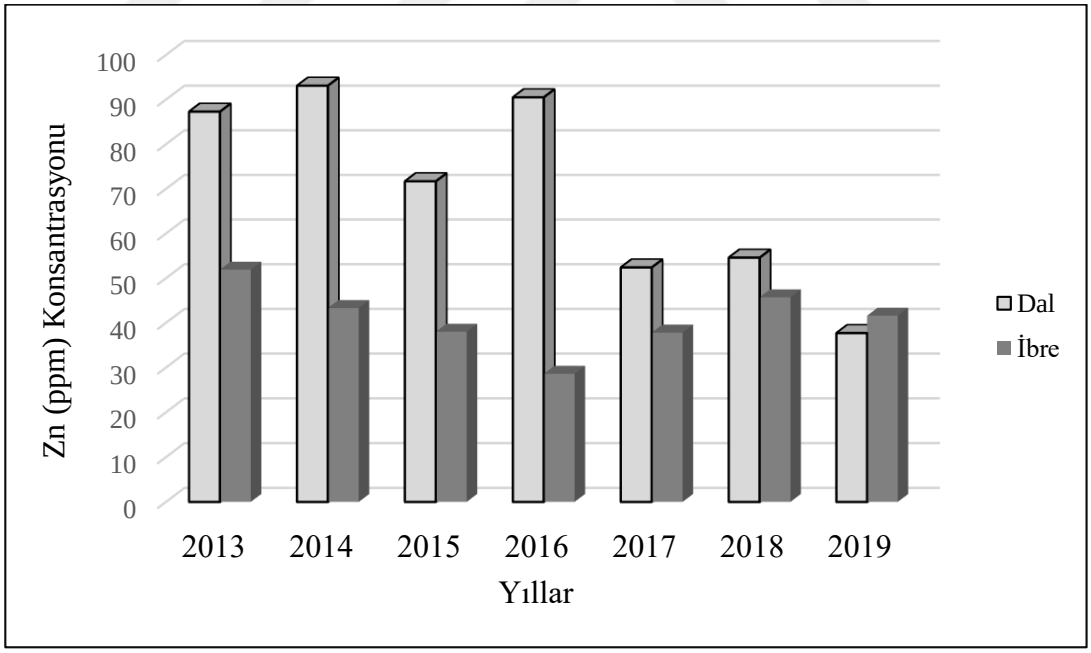
Tablo 4.7 Zn (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	87,3 Be	51,9 Af	6 408,205	0,000
2014	93,1 Bg	43,3 Ad	31 928,929	0,000
2015	71,7 Bd	38,0 Ab	255 025,000	0,000
2016	90,5 Bf	28,6 Aa	67 616,647	0,000
2017	52,4 Bb	37,8 Ab	11 935,563	0,000
2018	54,6 Bc	45,7 Ae	9 045,125	0,000
2019	37,7 Aa	41,6 Bc	69,970	0,001
F Değeri	6 268,120	7 135,567		
Hata	0,000	0,000		

Zn konsantrasyonunun dal ve ibrelerdeki değişimi incelendiğinde dallarda ve ibrelerde belirlenen K konsantrasyonlarının bütün yıllardaki değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde (en az $p<0,01$) farklılık gösterdiği görülmektedir. Bu farklılık 2019 yılında %99 ($p<0,01$) diğer yıllarda %99,9 ($p<0,001$) güven düzeyinde anlamlıdır.

Ortalama değerler ve Duncan testi sonuçları incelendiğinde 2019 yılı dışındaki bütün yıllarda dallarda elde edilen Zn konsantrasyonunun ibrelerde elde edilen Zn konsantrasyonundan daha yüksek düzeyde olduğu görülmektedir. Dal ve ibrelerdeki Zn konsantrasyonları arasında en yüksek fark 2016 yılında elde edilmiş olup 2016 yılında dallarda belirlenen Zn konsantrasyonu ibrelerde belirlenenin yaklaşık 3,16 katıdır.

Yıllar bazında değişimler incelendiğinde yine varyans analizi sonuçlarına göre hem dallarda hem ibrelerde yıl bazında değişimlerin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu görülmektedir. Dallarda Zn konsantrasyonu en düşük 2019 yılında (37,7 ppm), en yüksek ise 2014 yılında (93,1 ppm) belirlenirken ibrelerde en düşük 2016 yılında (28,6 ppm) en yüksek ise 2013 yılında (51,9) ölçülmüştür. Genel olarak Zn konsantrasyonunun yaşlı dallarda daha yüksek seviyede olduğu söylenebilir. Zn (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.6'de verilmiştir.



Şekil 4.6 Zn (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.7 Ba (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

Ba elementinin yıl bazında değişimi hem dallarda, hem de ibrelerde ayrı ayrı belirlenmiş ve konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.8'de

verilmiştir.

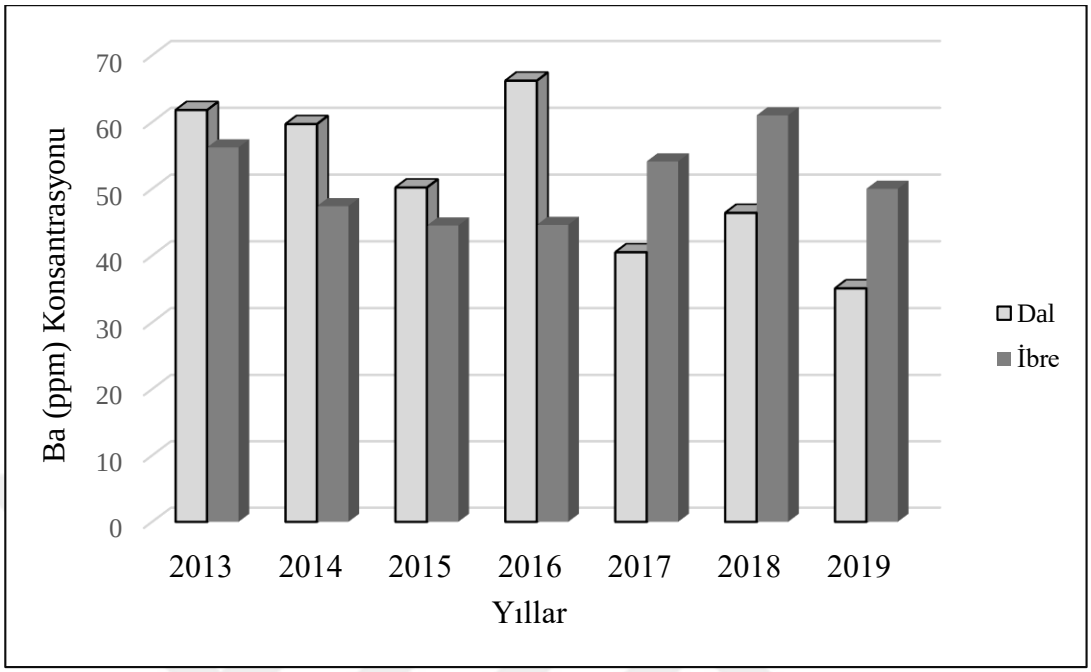
Tablo 4.8 Ba (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	61,8 Bf	56,2 Ae	434,215	0,000
2014	59,7 Be	47,4 Ab	748,137	0,000
2015	50,2 Bd	44,5 Aa	1 462,050	0,000
2016	66,2 Ag	44,6 Aa	14 950,321	0,000
2017	40,5 Ab	54,1 Bd	5 916,036	0,000
2018	46,4 Ac	61,0 Bf	3 504,018	0,000
2019	35,1 Aa	50,0 Bc	5 424,432	0,000
F Değeri	2 954,689	1 927,622		
Hata	0,000	0,000		

Tablo değerleri incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre Ba'un dal ve ibrelerdeki konsantrasyonları arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılık bulunduğu ve bu farklılığın bütün yıllarda %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu görülmektedir. Yapılan ölçümler sonucunda Ba konsantrasyonunun genel olarak genç ibrelerde yani 2017, 2018 ve 2019 yıllarında dallardakinden daha yüksek konsantrasyonlarda olduğu, yaşlı dallardaki yani 2013, 2014, 2015 ve 2016 yıllarında ise dallardaki konsantrasyonların ibrelerdekinden yüksek olduğu belirlenmiştir. Ancak, diğer birçok elementin aksine dallar ve ibrelerdeki Ba konsantrasyonları arasında önemli düzeyde bir fark bulunmamaktadır. Belirlenen en yüksek fark 2016 yılında belirlenmiş olup dallardaki Ba konsantrasyonu ibrelerdeki Ba konsantrasyonunun yaklaşık 1,48 katıdır.

Ba konsantrasyonunun yıllar bazında değişimi incelendiğinde hem dallarda hem de ibrelerde belirlenen Ba konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin de istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı ($p<0,001$) olduğu belirlenmiştir. Dallarda en düşük Ba konsantrasyonu 35,1 ppm ile 2019 yılında elde edilirken en yüksek Ba 66,2 ppm ile 2016 yılında elde edilmiştir. İbrelerde ise en düşük Ba konsantrasyonu 44,5 ppm ile 2015 yılında elde eilirken en yüksek Ba konsantrasyonu 61,0 ppm ile 2018 yılında elde edilmiştir. Genel olarak değerlendirildiğinde Hem dallarda hem de ibrelerde Ba konsantrasyonu ile yıl arasında bir ilişki olduğunu söylemek oldukça güçtür. Ba (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.7'de

verilmiştir.



Şekil 4.7 Ba (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.8 P (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

Çalışma kapsamında değerlendirilen elementlerden P (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.9'da verilmiştir.

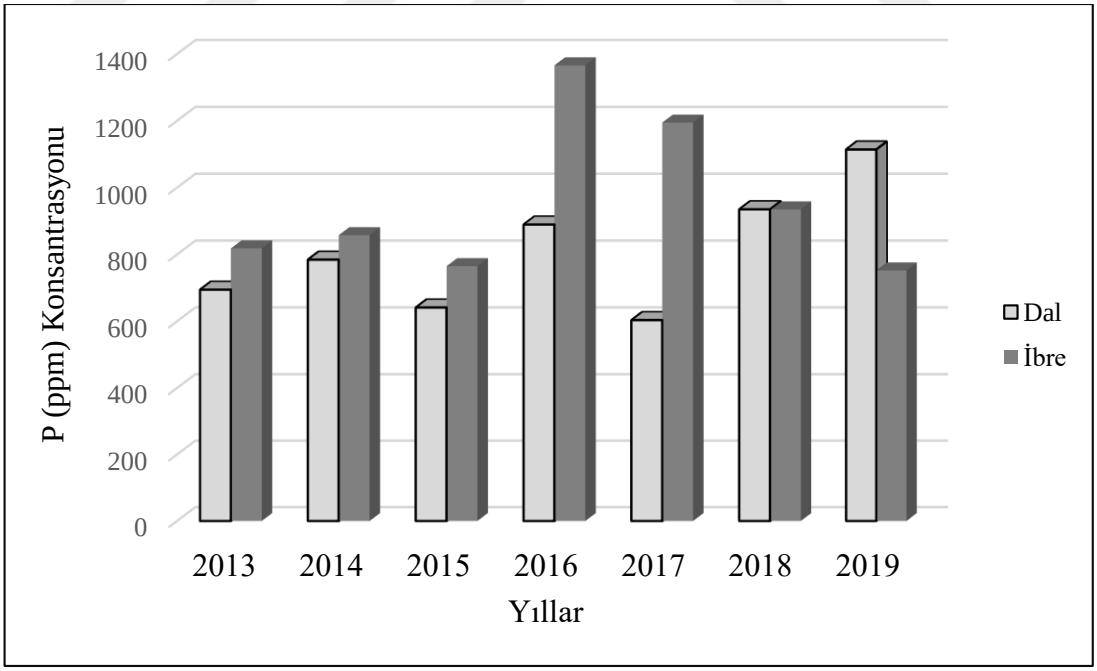
Tablo 4.9 P (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	694,7 Ac	818,4 Bc	3 561,216	0,000
2014	784,6 Ad	857,8 Bd	1 985,524	0,000
2015	641,3 Ab	765,2 Bb	4 941,377	0,000
2016	889,6 Ae	1 366,0 Bg	24 477,084	0,000
2017	603,7 Aa	1 194,7 Bf	200 052,186	0,000
2018	935,2 f	935,0 Be	0,012	0,917
2019	1 114,2 Bg	752,3 Aa	784,369	0,000
F Değeri	1 310,626	28 216,844		
Hata	0,000	0,000		

P konsantrasyonunun dal ve ibrelerdeki değişimi incelendiğinde dallarda ve ibrelerde belirlenen K konsantrasyonlarının 2018 yılı dışında bütün yıllardaki değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde ($p<0,001$) farklılık gösterdiği görülmektedir. 2018

yılında ise dal ve ibrelerdeki P değerleri arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde bir fark bulunmamaktadır ($p>0,05$). Yapılan analizler sonucunda sadece 2019 yılında dallarda belirlenen P konsantrasyonunun ibrelerdekinden yüksek düzeyde olduğu, bunun dışındaki bütün yıllarda ibrelerde belirlenen P konsantrasyonunun daha yüksek seviyede olduğu belirlenmiştir. İbre ve dallardaki P konsantrasyonu bakımından en yüksek fark 2017 yılında elde edilmiş olup ibrelerde belirlenen P konsantrasyonu dallarda belirlenen konsantrasyonun yaklaşık 1,98 katıdır.

Yıllar bazında ise varyans analizi sonuçlarına göre hem dallarda hem ibrelerde P konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu belirlenmiştir. Dallarda P konsantrasyonu en düşük 603,7 ppm ile 2017 yılında belirlenirken ibrelerde en düşük P konsantrasyonu 752,3 ppm ile 2019 yılında belirlenmiştir. En yüksek konsantrasyonlar ise dallarda 1 114,2 ppm ile 2019 yılında belirlenirken ibrelerde de 1 366,0 ppm ile 2016 yılında elde edilmiştir. P (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.8'de verilmiştir.



Şekil 4.8 P (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.9 Mg (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

Çalışma kapsamında değerlendirilen elementlerden Mg (ppm) elementinin konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.10'de verilmiştir.

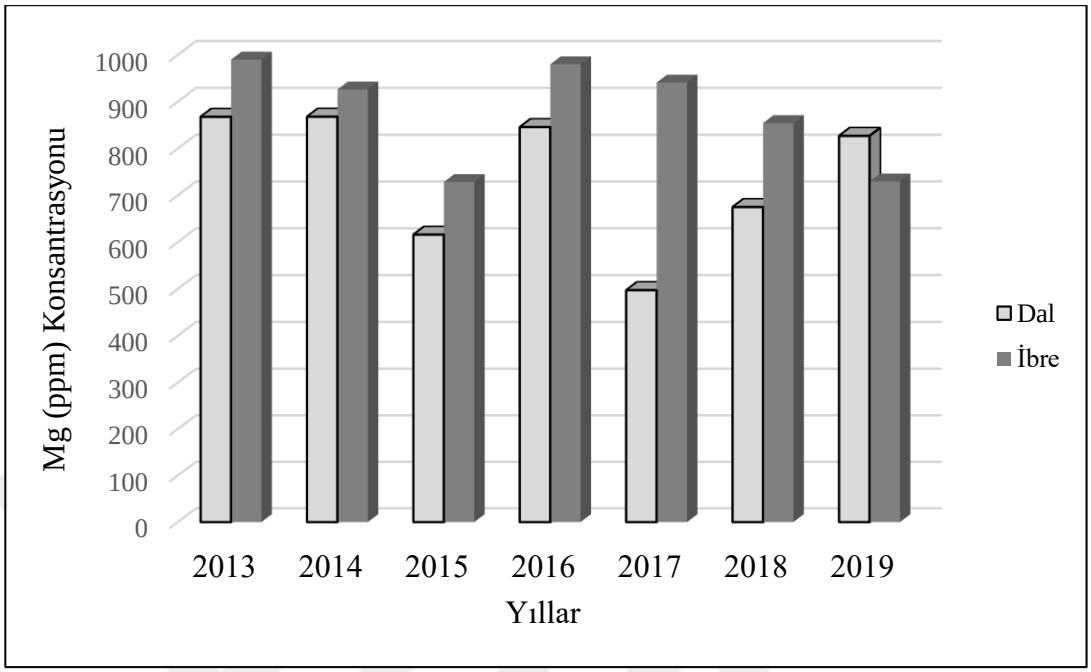
Tablo 4.10 Mg (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	867,6 Af	989,7 Bf	2 314,172	0,000
2014	867,9 Af	925,9 Bc	393,655	0,000
2015	615,9 Ab	728,2 Ba	13 159,425	0,000
2016	845,7 Ae	979,7 Be	2 758,689	0,000
2017	497,3 Aa	940,7 Bd	104 530,307	0,000
2018	674,8 Ac	854,2 Bb	11 253,083	0,000
2019	826,9 Bd	729,5 Aa	90,055	0,001
F Değeri	1 317,354	4 896,499		
Hata	0,000	0,000		

Mg konsantrasyonunun dal ve ibrelerdeki değişimi incelendiğinde dallarda ve ibrelerde belirlenen Mg konsantrasyonlarının bütün yıllardaki değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde (en az $p<0,01$) farklılık gösterdiği görülmektedir. Bu farklılık 2019 yılında %99 ($p<0,01$) diğer yıllarda %99,9 ($p<0,001$) güven düzeyinde anlamlıdır. Ortalama değerler ve Duncan testi sonuçları incelendiğinde 2019 yılı dışındaki bütün yıllarda dallarda elde edilen Mg konsantrasyonunun ibrelerde elde edilen Mg konsantrasyonundan daha düşük düzeyde olduğu görülmektedir. Dal ve ibrelerdeki Mg konsantrasyonları arasında en yüksek fark 2017 yılında elde edilmiş olup 2017 yılında ibrelerde belirlenen Mg konsantrasyonu dallarda belirlenenin yaklaşık 1,89 katıdır.

Yıllar bazında değişimler incelendiğinde yine varyans analizi sonuçlarına göre hem dallarda hem ibrelerde yıl bazında değişimlerin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu görülmektedir. Dallarda Mg konsantrasyonu en düşük 2017 yılında (497,3 ppm), en yüksek ise 2014 yılında (867,9 ppm) belirlenirken ibrelerde en düşük 2015 yılında (728,2 ppm) en yüksek ise 2013 yılında (989,7 ppm) ölçülmüştür. Mg konsantrasyonu ile yıllar arasında bir ilişki olduğunu söylemek mümkün değildir. Mg (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik

olarak Şekil 4.9'de verilmiştir.



Şekil 4.9 Mg (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.10 As (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

Çalışma kapsamında değerlendirilen elementlerden en tehlikelilerinden olan As (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.11'da verilmiştir.

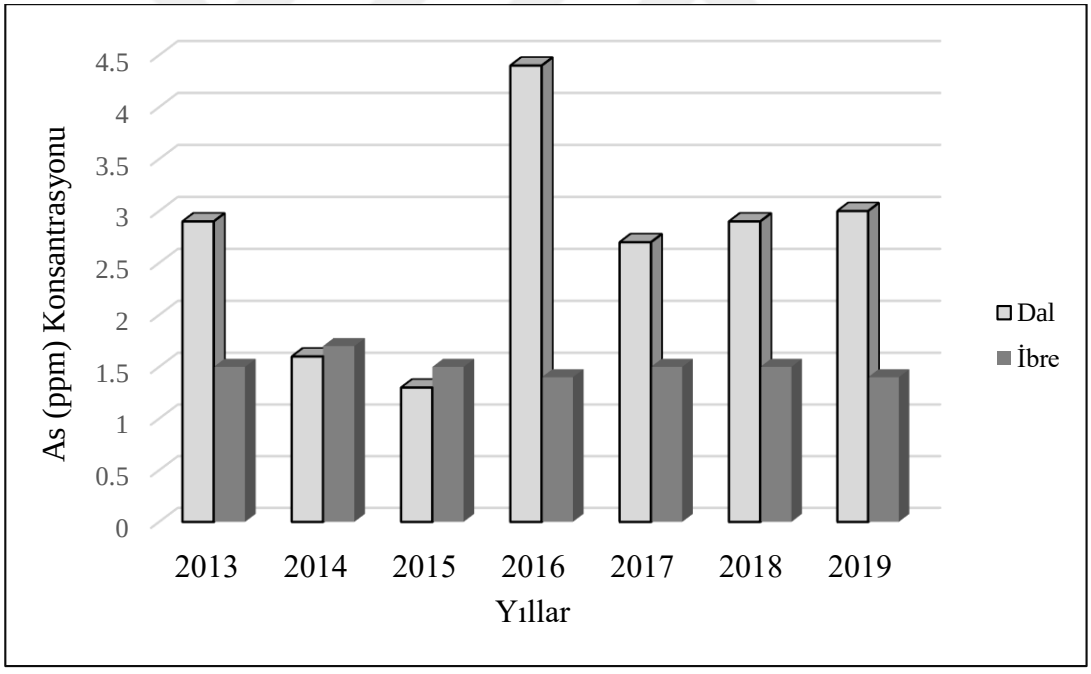
Tablo 4.11 As (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	2,9 cd	1,5	0,500	0,519
2014	1,6 b	1,7	4,000	0,116
2015	1,3 Aa	1,5 B	12,250	0,025
2016	4,4 e	1,4	0,500	0,519
2017	2,7 c	1,5	3,200	0,148
2018	2,9 cd	1,5	0,571	0,492
2019	3,0 cd	1,4	0,750	0,435
F Değeri	5,333	2,421		
Hata	0,005	0,081		

As konsantrasyonunun dal ve ibrelerdeki değişimi incelendiğinde dallarda ve ibrelerde belirlenen As konsantrasyonlarının 2015 yılı dışında bütün yıllardaki değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmadığı ($p>0,05$), 2015 yılındaki değişimin ise

istatistiki olarak %95 güven düzeyinde (p>0,05) anlamlı olduğu görülmektedir. 2015 yılında dallarda belirlenen As konsantrasyonu 1,3 ppm iken ibrelerde 1,5 ppm olarak ölçülmüştür.

Yıllar bazında ise varyans analizi sonuçlarına göre sadece dallarda As konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin istatistiki olarak %99 güven düzeyinde (p<0,01) anlamlıdır. Dallarda As konsantrasyonu en düşük 1,3 ppm ile 2015 yılında belirlenirken ibrelerde en düşük As konsantrasyonu 1,4 ppm ile 2016 ve 2019 yıllarında belirlenmiştir. En yüksek konsantrasyonlar ise dallarda 4,4 ppm ile 2016 yılında belirlenirken ibrelerde de 1,7 ppm ile 2014 yılında elde edilmiştir. Ancak ibrelerde farklı yıllarda belirlenen As konsantrasyonları arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde (p<0,05) fark bulunmamaktadır. As (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.10'de verilmiştir.



Şekil 4.10 As (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.11 Mn (ppm) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

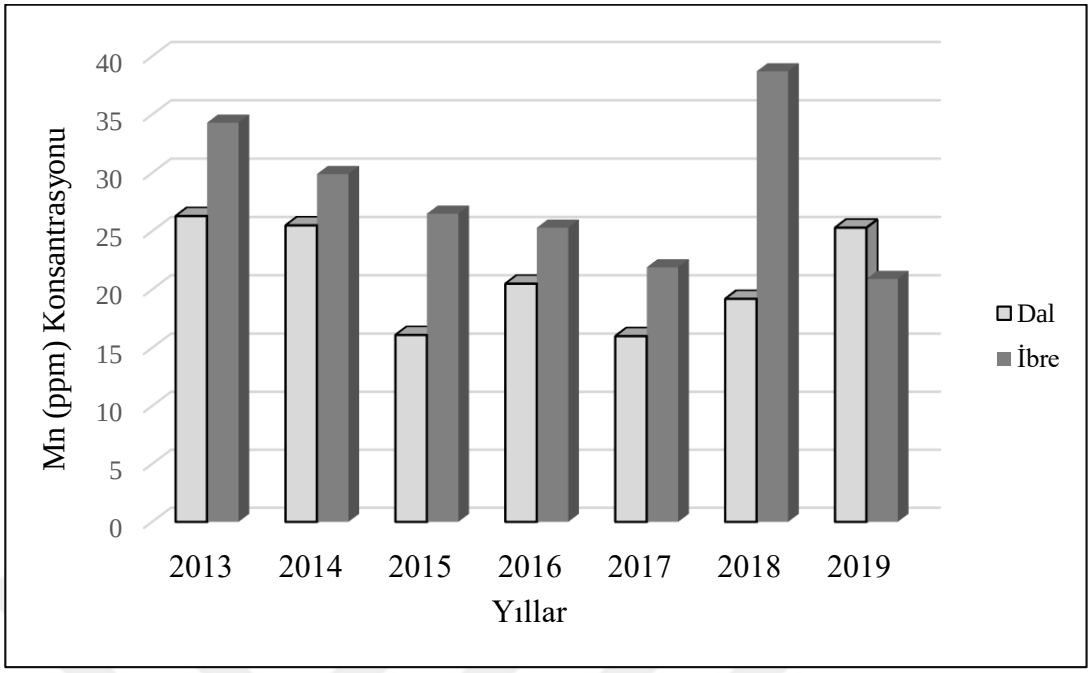
Mn elementinin yıl bazında değişimi hem dallarda, hem de ibrelerde ayrı ayrı belirlenmiş ve konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.12'de verilmiştir.

Tablo 4.12 Mn (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	26,3 Ae	34,3 Bf	3 444,941	0,000
2014	25,5 Ad	29,9 Be	903,211	0,000
2015	16,1 Aa	26,5 Bd	5 847,173	0,000
2016	20,5 Ac	25,3 Bc	10 368,000	0,000
2017	16 Aa	21,9 Bb	3 097,600	0,000
2018	19,2 Ab	38,7 Bg	14 259,375	0,000
2019	25,3 Bd	20,9 Aa	195,011	0,000
F Değeri	1 333,154	3 984,418		
Hata	0,000	0,000		

Tablo değerleri incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre Mn'nin dal ve ibrelerdeki konsantrasyonları arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılık bulunduğu ve bu farklılığın bütün yıllarda %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu görülmektedir. Yapılan ölçümler sonucunda Mn konsantrasyonunun 2019 yılı dışında bütün yıllarda ibrelerdeki konsantrasyonunun dallardakinden yüksek olduğu belirlenmiştir. Belirlenen en yüksek fark 2018 yılında belirlenmiş olup dallardaki Mn konsantrasyonu ibrelerdeki Mn konsantrasyonunun yaklaşık yarısıdır.

Mn konsantrasyonunun yıllar bazında değişimi incelendiğinde hem dallarda hem de ibrelerde belirlenen Mn konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin de istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı ($p<0,001$) olduğu belirlenmiştir. Dallarda en düşük Mn konsantrasyonu 16,1 ppm ile 2015 yılında elde edilirken en yüksek Mn konsantrasyonu 26,3 ppm ile 2013 yılında elde edilmiştir. İbrelerde ise en düşük Mn konsantrasyonu 20,9 ppm ile 2019 yılında elde edilirken en yüksek Mn konsantrasyonu 38,7 ppm ile 2018 yılında elde edilmiştir. Genel olarak değerlendirildiğinde hem dallarda hem de ibrelerde Mn konsantrasyonu ile yıl arasında bir ilişki olduğunu söylemek oldukça güçtür. Mn (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.11'de verilmiştir.



Şekil 4.11 Mn (ppm) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.12 Co (ppb) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

Co elementinin yıl bazında değişimi hem dallarda, hem de ibrelerde ayrı ayrı belirlenmiş ve konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.13'de verilmiştir.

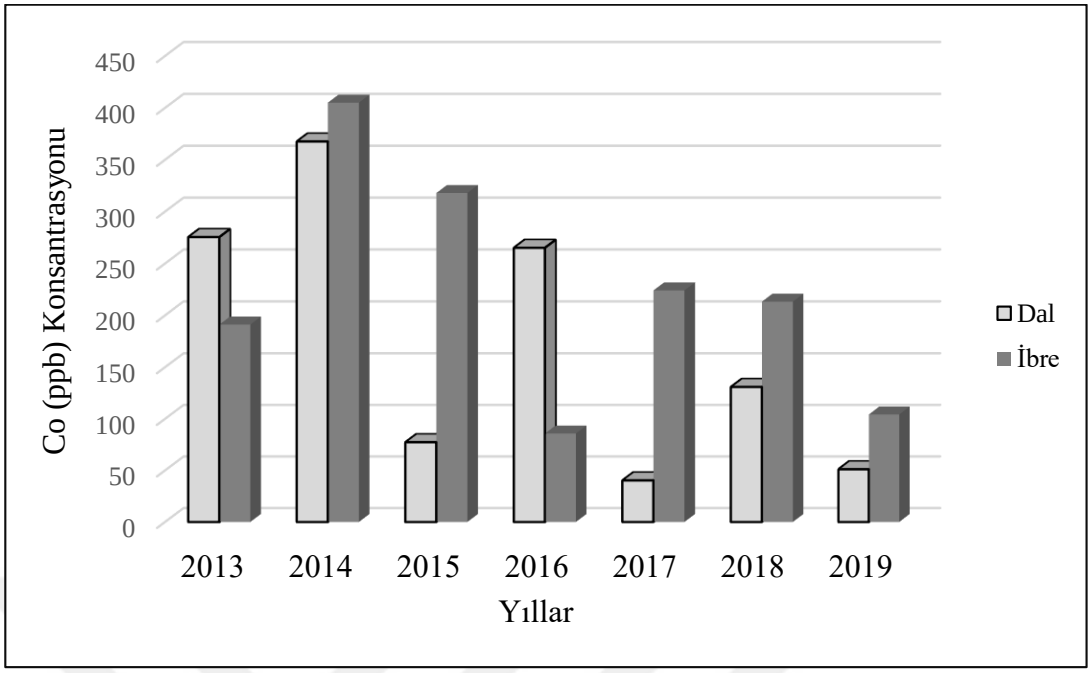
Tablo 4.13 Co (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	275,5 Bd	191,1 Ac	204,868	0,000
2014	367,6 Ae	405,0 Bf	0,064	0,813
2015	77,3 Ab	317,9 Be	1 280,756	0,000
2016	265,1 Bd	85,7 Aa	1 515,747	0,000
2017	40,3 Aa	224,0 Bd	592,566	0,000
2018	130,9 Ac	213,2 Bd	273,434	0,000
2019	51,1 Aa	104,2 Bb	98,081	0,001
F Değeri	1 001,806	607,865		
Hata	0,000	0,000		

Tablo değerleri incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre Co'un dal ve ibrelerdeki konsantrasyonları arasında 2014 yılı dışındaki bütün yıllarda istatistiki

olarak anlamlı düzeyde farklılık bulunduğu ve bu farklılığın 2019 yılında %99 güven düzeyinde ($p<0,01$), diğer yıllarda %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu görülmektedir. Yapılan ölçümler sonucunda Co konsantrasyonunun bazı yıllarda ibrelerde, bazı yıllarda ise dallarda daha yüksek konsantrasyonda bulunduğu belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda ibrelerdeki Co konsantrasyonu 2013 ve 2016 yıllarında dallardakinden daha düşük konsantrasyonlarda iken diğer yıllarda dallardakinden yüksek konsantrasyonlardadır. Ayrıca, dallar ve ibrelerdeki Co konsantrasyonları arasında önemli düzeyde bir fark bulunmaktadır. Yapılan hesaplamalara göre 2016 yılında dallardaki Co konsantrasyonu ibrelerdekinin yaklaşık 3,09 katı iken, 2017 yılında ibrelerdeki Co konsantrasyonu dallardakinin yaklaşık 5,56 katıdır.

Co konsantrasyonunun yıllar bazında değişimi incelendiğinde hem dallarda hem de ibrelerde belirlenen Co konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı ($p<0,001$) olduğu belirlenmiştir. Dallarda en düşük Co konsantrasyonu 40,3 ppb ile 2017 yılında elde edilirken en yüksek Co konsatrasyonu 367,6 ppb ile 2014 yılında elde edilmiştir. İbrelerde ise en düşük Co konsantrasyonu 85,7 ppb ile 2016 yılında elde edilirken en yüksek Co konsantrasyonu 405,0 ppb ile yine 2014 yılında elde edilmiştir. Genel olarak değerlendirildiğinde Hem dallarda hem de ibrelerde Co konsantrasyonu ile yıl arasında bir ilişki olduğunu söylemek oldukça zordur. Co (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.12'de verilmiştir.



Şekil 4.12 Co (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.13 Cu (ppb) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

Çalışma kapsamında değerlendirilen elementlerden Cu (ppb) elementinin konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.14'de verilmiştir.

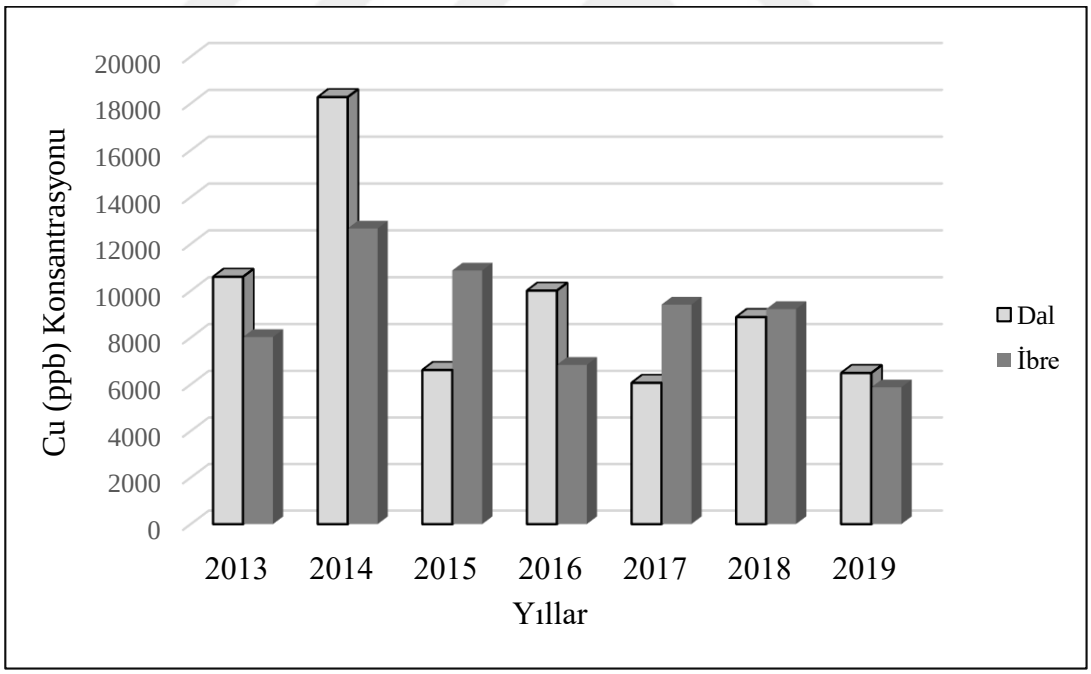
Tablo 4.14 Cu (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	10 599,3 Bf	8 027,1 Ac	1 839,209	0,000
2014	18 270,1 Bg	12 658,6 Ag	19 338,134	0,000
2015	6 618,3 Ac	10 866,6 Bf	111 752,000	0,000
2016	10 009,2 Be	6 838,1 Ab	2 795,352	0,000
2017	6 067,2 Aa	9 410,3 Be	7 082,423	0,000
2018	8 879,7 Ad	9 217,9 Bd	123,990	0,000
2019	6 490,5 Bb	5 875,2 Aa	419,305	0,000
F Değeri	19 028,060	6 561,458		
Hata	0,000	0,000		

Cu konsantrasyonunun dal ve ibrelerdeki değişimi incelendiğinde dallarda ve ibrelerde belirlenen Cu konsantrasyonlarının bütün yıllardaki değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde ($p<0,001$) farklılık gösterdiği görülmektedir. Ortalama değerler ve Duncan testi sonuçlarına göre 2013, 2014, 2016 ve 2019 yıllarında dallarda elde edilen

Cu konsantrasyonunun ibrelerde elde edilen Cu konsantrasyonundan daha yüksek düzeyde iken diğer yıllarda ibrelerde elde edilen Cu konsantrasyonları daha yüksek düzeydedir. Dal ve ibrelerdeki Cu konsantrasyonları arasında en yüksek fark 2015 yılında elde edilmiş olup 2015 yılında ibrelerde belirlenen Cu konsantrasyonu dallarda belirlenenin yaklaşık 1,64 katıdır.

Yıllar bazında değişimler incelendiğinde yine varyans analizi sonuçlarına göre hem dallarda hem ibrelerde yıl bazında değişimlerin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu görülmektedir. Dallarda Cu konsantrasyonu en düşük 2017 yılında (6 067,2 ppb), en yüksek ise 2014 yılında (18 270,1 ppb) belirlenirken ibrelerde en düşük 2019 yılında (5 875,2 ppb) en yüksek ise yine 2014 yılında (12 658,6 ppb) ölçülmüştür. Genel olarak Cu konsantrasyonunun yaşlı dallarda daha yüksek seviyede olduğu söylenebilir. Cu (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.13'de verilmiştir.



Şekil 4.13 Cu (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.14 Cd (ppb) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

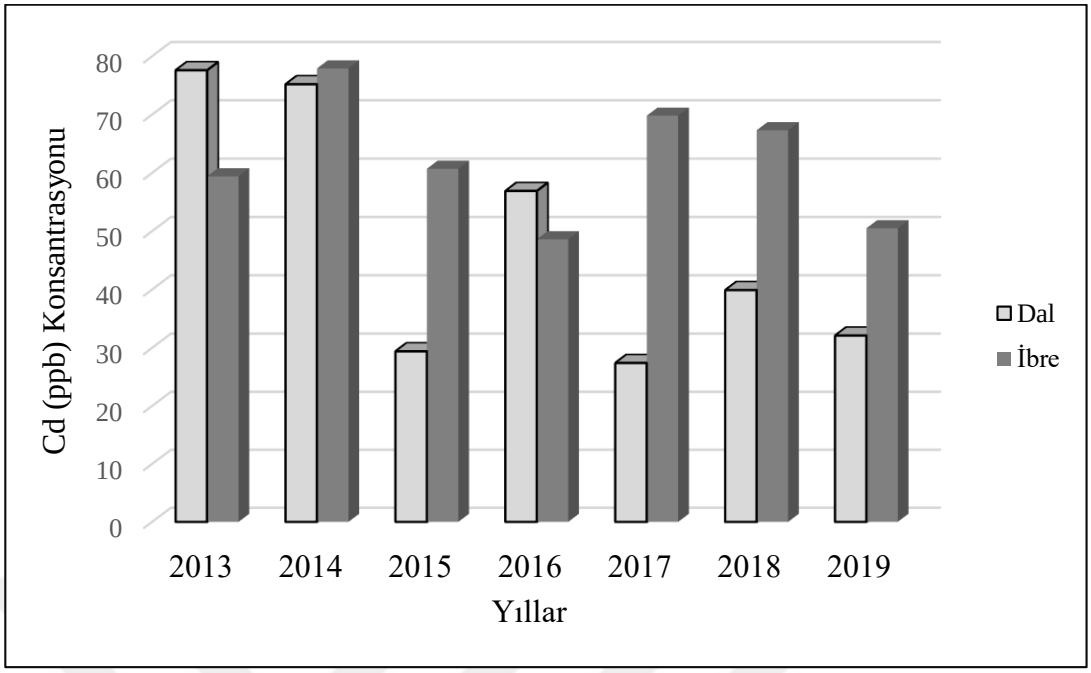
Cd elementinin yıl bazında değişimi dallarda ve ibrelerde ayrı ayrı belirlenerek Cd konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.15'de verilmiştir.

Tablo 4.15 Cd (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	77,6 Bd	59,4 Ab	165,436	0,000
2014	75,2 Ad	77,9 Bd	3,583	0,131
2015	29,4 Aa	60,7 Bb	68,356	0,001
2016	56,9 Bc	48,6 Aa	8,693	0,042
2017	27,4 Aa	69,8 Bc	885,959	0,000
2018	39,9 Ab	67,3 Bc	436,771	0,000
2019	32,1 Aa	50,5 Ba	113,284	0,000
F Değeri	197,229	47,076		
Hata	0,000	0,000		

Tablo değerleri incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre Cd'un dal ve ibrelerdeki konsantrasyonları arasında 2014 yılı dışındaki bütün yıllarda istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılık bulunduğu ve bu farklılığın 2015 yılında %99 güven düzeyinde ($p<0,01$), 2016 yılında %95 güven düzyinde ($p<0,05$), diğer yıllarda ise %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu görülmektedir. Yapılan ölçümler sonucunda Cd konsantrasyonunun bazı yıllarda ibrelerde, bazı yıllarda ise dallarda daha yüksek konsantrasyonda bulunduğu belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda ibrelerdeki Cd konsantrasyonu 2013 ve 2016 yıllarında dallardakinden daha düşük konsantrasyonlarda iken diğer yıllarda dallardakinden yüksek konsantrasyonlardadır. Yapılan hesaplamalara göre ibre ve dallardaki Cd konsantrasyonları arasındaki en büyük fark 2017 yılında belirlenmiş, bu yılda ibrelerdeki Cd konsantrasyonu dallardakinin yaklaşık 2,55 katı olarak hesaplanmıştır.

Cd konsantrasyonunun yıllar bazında değişimi incelendiğinde hem dallarda hem de ibrelerde belirlenen Cd konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı ($p<0,001$) olduğu belirlenmiştir. Dallarda en düşük Cd konsantrasyonu 27,4 ppb ile 2017 yılında elde edilirken en yüksek Cd konsatrasyonu 77,6 ppb ile 2013 yılında elde edilmiştir. İbrelerde ise en düşük Cd konsantrasyonu 48,6 ppb ile 2016 yılında elde edilirken en yüksek Cd konsantrasyonu 77,9 ppb ile yine 2014 yılında elde edilmiştir. Cd (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.14'de verilmiştir.



Şekil 4.14 Cd (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.15 Pb (ppb) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

Pb elementinin yıl bazında değişimi hem dallarda, hem de ibrelerde ayrı ayrı belirlenmiş ve konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.16'de verilmiştir.

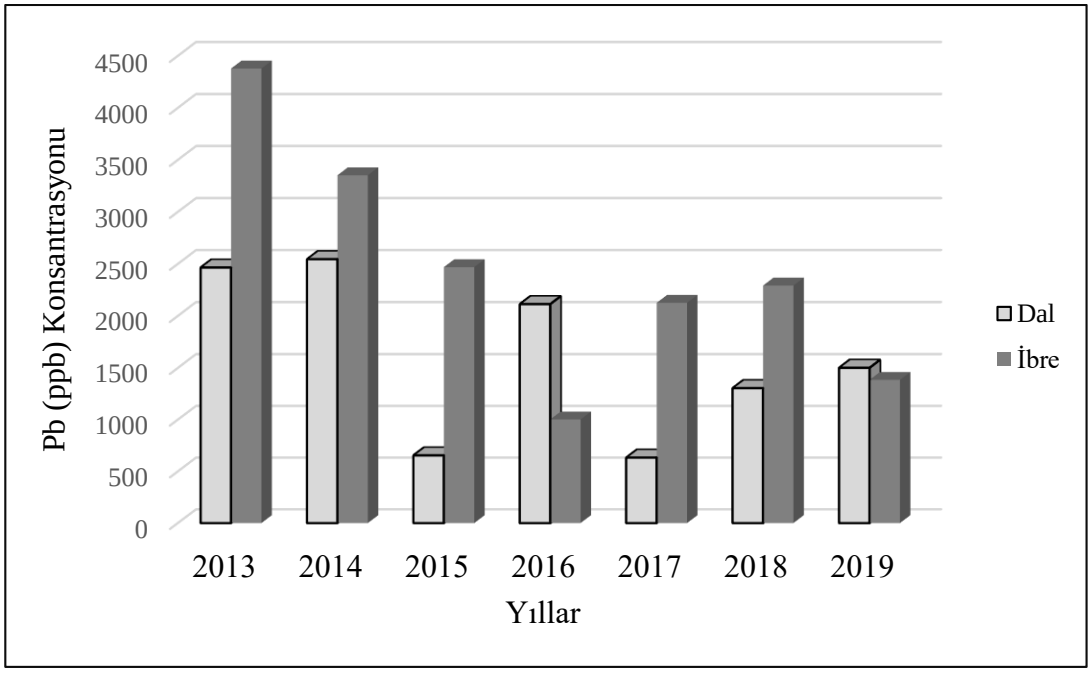
Tablo 4.16 Pb (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	2 464,6 Ae	4 377,6 Bcd	51,932	0,002
2014	2 545,1 Ae	3 351,8 Bf	163,991	0,000
2015	654,0 Aa	2 468,3 Be	956,965	0,000
2016	2 112,9 Bd	1 001,7 Aa	502,794	0,000
2017	632,8 Aa	2 125,8 Bc	2 349,401	0,000
2018	1 304,5 Ab	2 291,4 Bd	309,636	0,000
2019	1 501,2 Bc	1 384,3 Ab	38,672	0,003
F Değeri	684,710	437,029		
Hata	0,000	0,000		

Tablo değerleri incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre Pb'nin dal ve ibrelerdeki konsantrasyonları arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılık bulunduğu ve bu farklılığın 2013 ve 2019 yıllarında %99 güven düzeyinde ($p<0,01$),

diğer yıllarda %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda Pb konsantrasyonunun 2016 ve 2019 yılları dışında bütün yıllarda ibrelerdeki konsantrasyonunun dallardakinden yüksek olduğu belirlenmiştir. Belirlenen en yüksek fark 2015 yılında belirlenmiş olup ibrelerdeki Pb konsantrasyonu dallardaki Pb konsantrasyonunun yaklaşık 3,77 katıdır.

Pb konsantrasyonunun yıllar bazında değişimi incelendiğinde hem dallarda hem de ibrelerde belirlenen Pb konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı ($p<0,001$) olduğu belirlenmiştir. Dallarda en düşük Pb konsantrasyonu 632,8 ppb ile 2017 yılında elde edilirken en yüksek Pb konsantrasyonu 2 464,6 ppb ile 2013 yılında elde edilmiştir. İbrelerde ise en düşük Pb konsantrasyonu 1 001,7 ppb ile 2016 yılında elde eilirken en yüksek Pb konsantrasyonu 3 351,8 ppb ile 2014 yılında elde edilmiştir. Genel olarak değerlendirildiğinde ibrelerde Pb konsantrasyonunun yaşlı dallarda daha yüksek konsantrasyonlarda olduğu ve yılla orantılı olarak arttığı söylenebilir. Pb (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.15'de verilmiştir.



Şekil 4.15 Pb (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.16 Ni (ppb) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

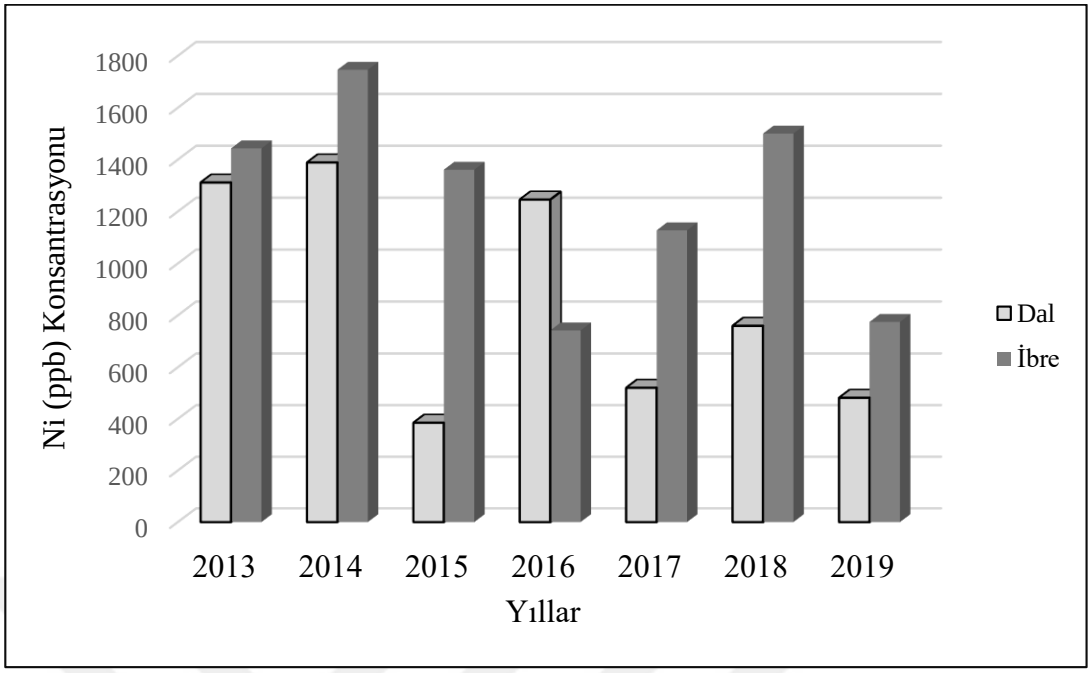
Ni elementinin yıl bazında değişimi dallarda ve ibrelerde ayrı ayrı belirlenerek Ni konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.17'de verilmiştir.

Tablo 4.17 Ni (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	1 311,6 Af	1 443,3 Be	46,286	0,002
2014	1 388,9 Ag	1 746,2 Bg	279,645	0,000
2015	384,8 Aa	1 360,9 Bd	2 715,027	0,000
2016	1 246,0 Be	741,8 Aa	1 777,304	0,000
2017	520,4 Ac	1 127,4 Bc	1 575,236	0,000
2018	759,5 Ad	1 500,0 Bf	5 233,087	0,000
2019	481,7 Ab	774,5 Bb	1 321,398	0,000
F Değeri	1 222,770	1 528,290		
Hata	0,000	0,000		

Tablo değerleri incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre Ni'nin dal ve ibrelerdeki konsantrasyonları arasında bütün yıllarda istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılık bulunduğu ve bu farklılığın 2013 yılında %99 güven düzeyinde ($p<0,01$), diğer yıllarda ise %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu görülmektedir. Yapılan ölçümler sonucunda Ni konsantrasyonunun 2016 yılında dallardaki konsantrasyonunun daha yüksek düzeyde olduğu bunun dışındaki bütün yıllarda ibrelerdeki Ni konsantrasyonunun daha yüksek seviyede olduğu belirlenmiştir. Yapılan hesaplamalara göre ibre ve dallardaki Ni konsantrasyonları arasındaki en büyük fark 2015 yılında belirlenmiş, bu yılda ibrelerdeki Ni konsantrasyonu dallardakinin yaklaşık 3,54 katı olarak hesaplanmıştır.

Ni konsantrasyonunun yıllar bazında değişimi incelendiğinde hem dallarda hem de ibrelerde belirlenen Ni konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı ($p<0,001$) olduğu belirlenmiştir. Dallarda en düşük Ni konsantrasyonu 384,8 ppb ile 2015 yılında elde edilirken en yüksek Ni konsatrasyonu 1 388,9 ppb ile 2014 yılında elde edilmiştir. İbrelerde ise en düşük Ni konsantrasyonu 741,8 ppb ile 2016 yılında elde edilirken en yüksek Ni konsantrasyonu 1 746,2 ppb ile yine 2014 yılında elde edilmiştir. Ni (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.16'de verilmiştir.



Şekil 4.16 Ni (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

4.17 Cr (ppb) Konsantrasyonunun Organ ve Yıl Bazında Değişimi

Cr elementinin yıl bazında değişimi dallarda ve ibrelerde ayrı ayrı belirlenerek Cr konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi Tablo 4.18'de verilmiştir.

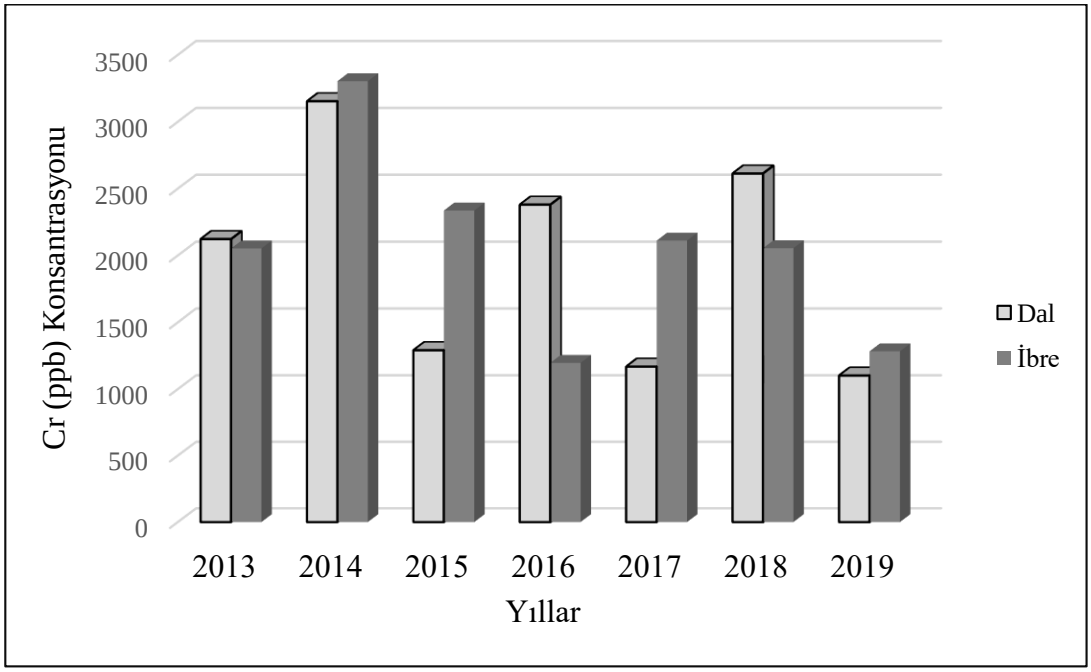
Tablo 4.18 Cr (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Yıl	Dal	İbre	F Değeri	Hata
2013	2 122,4 Bd	2 052,5 Ac	16,048	0,016
2014	3 153,0 Af	3 302,9 Bf	20,666	0,010
2015	1 291,3 Ac	2 335,5 Be	7 644,786	0,000
2016	2 379,8 Be	1 196,7 Aa	13 878,535	0,000
2017	1 168,8 Ab	2 111,1 Bd	1 239,490	0,000
2018	2 612,6 Bf	2 054,0 Ac	124,103	0,000
2019	1 101,8 Aa	1 283,3 Bb	96,643	0,001
F Değeri	1 187,975	2 444,600		
Hata	0,000	0,000		

Tablo değerleri incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre Cr'un dal ve ibrelerdeki konsantrasyonları arasında bütün yıllarda istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılık bulunduğu ve bu farklılığın 2019 yılında %99 güven düzeyinde ($p<0,01$), 2013 ve 2014 yıllarında %95 güven düzyinde ($p<0,05$), diğer yıllarda ise %99,9 güven

düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olduğu görülmektedir. Yapılan ölçümler sonucunda Cr konsantrasyonunun bazı yıllarda ibrelerde, bazı yıllarda ise dallarda daha yüksek konsantrasyonda bulunduğu belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda ibrelerdeki Cr konsantrasyonu 2013, 2016 ve 2018 yıllarında dallardakinden daha düşük konsantrasyonlarda iken diğer yıllarda dallardakinden yüksek konsantrasyonlarda olduğu belirlenmiştir. Yapılan hesaplamalara göre ibre ve dallardaki Cr konsantrasyonları arasındaki en büyük fark 2015 yılında belirlenmiş, bu yılda ibrelerdeki Cr konsantrasyonu dallardakinin yaklaşık 1,81 katı olarak hesaplanmıştır.

Cr konsantrasyonunun yıllar bazında değişimi incelendiğinde hem dallarda hem de ibrelerde belirlenen Cr konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı ($p<0,001$) olduğu belirlenmiştir. Dallarda en düşük Cr konsantrasyonu 1 101,8 ppb ile 2019 yılında elde edilirken en yüksek Cr konsatrasyonu 3 153,0 ppb ile 2014 yılında elde edilmiştir. İbrelerde ise en düşük Cr konsantrasyonu 1 196,7 ppb ile 2016 yılında elde edilirken en yüksek Cr konsantrasyonu 3 302,9 ppb ile yine 2014 yılında elde edilmiştir. Cr (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi grafik olarak Şekil 4.17'de verilmiştir.



Şekil 4.17 Cr (ppb) konsantrasyonunun organ ve yıl bazında değişimi

Çalışmaya konu elementlerin birbirleri ile ilişkilerinin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olup olmadığını, ilişki yön ve şiddetini belirleyebilmek amacıyla verilere korelasyon analizi yapılmış ve sonuçları Tablo 4.19'de verilmiştir.

Tablo 4.19 Korelasyon analizi sonuçları

	K	Ca	Al	Fe	Zn	Ba	P	Mg
Na	0,08	-0,433**	0,314*	0,25	0,890**	0,534**	-0,398**	-0,032
K		0,314*	-0,241	-0,266	0,077	-0,156	0,579**	0,364*
Ca			-0,313*	-0,283	-0,389*	-0,578**	0,24	-0,022
Al				0,995**	0,258	0,516**	-0,211	0,464**
Fe					0,189	0,477**	-0,183	0,494**
Zn						0,670**	-0,517**	-0,097
Ba							-0,18	0,380*
P								0,608**

Tablo 4.20 (Devam) Korelasyon analizi sonuçları

	As	Mn	Co	Cu	Cd	Pb	Ni	Cr
Na	0,088	-0,205	0,468**	0,693**	0,324*	0,234	0,196	0,526**
K	0,129	-0,075	-0,147	-0,03	-0,112	-0,044	-0,225	-0,083
Ca	0,114	0,014	-0,329*	-0,255	-0,304	-0,133	-0,281	-0,433**
Al	0,609**	0,545**	0,949**	0,753**	0,871**	,950**	0,956**	0,870**
Fe	0,616**	0,583**	0,934**	0,727**	0,863**	0,948**	0,961**	0,844**
Zn	-0,03	-0,202	0,374*	0,508**	0,219	0,16	0,165	0,365*
Ba	0,118	0,3	0,552**	0,455**	0,628**	0,451**	0,585**	0,448**
P	0,198	0,201	-0,143	-0,123	0,056	-0,015	-0,052	-0,117
Mg	0,485**	0,661**	0,454**	0,334*	0,673**	0,604**	0,604**	0,337*
As		0,470**	0,603**	0,577**	0,540**	0,676**	0,597**	0,588**
Mn			0,429**	0,274	0,590**	0,641**	0,719**	0,318*
Co				0,877**	0,880**	0,918**	0,894**	0,888**
Cu					0,720**	0,727**	0,681**	0,863**
Cd						0,896**	0,903**	0,721**
Pb							0,937**	0,807**
Ni								0,790**

Tablo değerleri incelendiğinde varyans analizi sonucunda birçok elementin birbiriyle ilişki seviyesinin istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olduğu görülmektedir. Ayrıca bazı elementlerin birbirleri ile ilişki düzeyini gösteren korelasyon katsayısının oldukça yüksek olduğu görülmektedir. Korelasyon katsayısı 0 ile -1 veya +1 arasında değişmektedir ve korelasyonun yönünü belirlemektedir. Eğer

belirlenen korelasyon katsayısı 0'a eşitse, iki değişken arasında doğrusal bir bağlantının bulunmadığı anlamına gelmektedir. Bu değer arttıkça iki değişken arasındaki bağlantı artmaya başlamakta ve 1 olduğunda en yüksek seviyeye ulaşmaktadır. İki değişken arasındaki ilişki; korelasyon katsayısı değeri 0,10-0,29 arasında ise düşük, 0,30-0,49 arasında ise orta derecede ve 0,50-1,0 arasında ise yüksek seviyededir (Karakuş, 2018; Keskin, 2019).

Korelasyon katsayısı 0'dan büyük yani + yönlü ise ilişki pozitif yönlü yani element konsantrasyonu arttıkça diğer element konsantrasyonu da artıyor anlamına gelmektedir. Korelasyon katsayısı 0'dan küçük yani ilişki – yönlü ise bu durumda elementlerden birisinin konsantrasyonu arttıkça diğerinin konsantrasyonu azalmaktadır.

Elementler arasındaki korelasyon katsayısı arttıkça bazı elementlerin birbirleri ile ilişki düzeylerinin çok yüksek olduğu görülmektedir. Örneğin Al ile Fe (0,995), Co (0,949), Pb (0,950), Ni (0,956) ve Cr (0,870) arasında çok kuvvetli ve pozitif yönlü ilişki bulunmaktadır. Al'un Zn ve P dışında bütün elementler ile arasındaki ilişkinin istatistiki olarak anlamlı düzeyde, pozitif yönlü ve genellikle de çok kuvvetli ilişki olması dikkat çekicidir.

Tablo değerleri incelendiğinde dikkat çeken diğer elementler P, K ve Ca'dır. P elementi sadece Mg ile istatistiki olarak anlamlı düzeyde, pozitif yönlü ve kuvvetli (0,608), Zn ve Na ile de istatistiki olarak anlamlı düzeyde ve negatif yönlü ilişki içerisinde olup diğer elementlerle ilişkisi istatistiki olarak anlamlı düzeyde değildir. K elementi ise sadece Ca, P ve Mg ile istatistiki olarak anlamlı ve pozitif yönlü ilişkide iken diğer elementlerle ilişkisi istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmayıp genellikle çok zayıf ve negatif yönlüdür.

Ca elementi de sadece Ca, Co, Cr, Al, Zn ve Ba ile istatistiki olarak anlamlı düzeyde ilişki içindedir ve bu ilişkilerin tamamı negatif yönlüdür. Tespi edilen en kuvvetli negatif yönlü ilişkiler Ca ile Ba (-0,578) ve Zn ile P (-0,517) arasında tespit edilmiştir.

5. SONUÇ VE TARTIŞMA

Çalışma kapsamında mavi ladin (*Picea pungens*) ibre ve dallarında toplam 17 elementin (Na, K, Ca, Al, Fe, Zn, Ba, P, Mg, As, Mn, Co, Cu, Cd, Pb, Ni ve Cr) yıl ve organ bazında değişimi değerlendirilmiştir. Çalışma sonucunda ortalama değerlere göre ibre ve dallar arasındaki Ca, Ba, As, Co ve Cr konsantrasyonlarının değişiminin istatistiki olarak anlamsız ($p>0,05$) düzeyde olduğu belirlenmiştir. Yıl bazında değerlendirildiğinde ise As dışında sadece 2014 yılında Cd, Co, Ca, K elementlerinin, 2018 yılında da P elementinin ibre ve dallardaki konsantrasyonunun istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılaşmadığı, bunun dışında bütün yıllarda ibre ve dallar arasındaki element düzeylerinin istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılaştığı belirlenmiştir. As elementinde ise 2015 yılı dışında bütün yıllardaki değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmadığı belirlenmiştir.

Elementlerin ibre ve dallardaki konsatrasyonları incelendiğinde genel olarak bazı yıllarda dallarda, bazı yıllarda ise ibrelerdeki element konsantrasyonlarının yüksek olduğu tespit edilmiştir. Ancak genel olarak, Pb konsantrasyonunun 2016 ve 2019 yılları dışında bütün yıllarda ibrelerdeki konsantrasyonunun dallardakinden yüksek olduğu, Ba konsantrasyonunun genel olarak genç ibrelerde dallardakinden daha yüksek konsantrasyonlarda olduğu, yaşlı dallarda ise dallardaki konsantrasyonların ibrelerdekinden yüksek olduğu belirlenmiştir.

Benzer sonuçlar çok sayıda çalışmada elde edilmiştir. Çobanoğlu (2019), *Picea pungens* organları üzerinde yaptığı çalışmada organlar arasındaki farklılıklar bakımından farklı elementlerde farklı sonuçlar elde etmiştir. Çalışma sonucunda; genel olarak en düşük değerlerin Ca elementinde yıkanmış kabuklarda, Al elementinde kabuklarda, Mg elementinde yıkanmış kabuklarda, Cu elementinde yıkanmamış kabuklarda, Li elementinde dallarda, Na elementinde yıkanmamış kabukta, K elementinde ise yıkanmış kabukta elde edilmiştir. Çalışmada genel olarak en yüksek değerler Al elementinde dallarda, Li elementinde ibrelerde, Na elementinde yıkanmamış ibrelerde elde edilmiştir (Çobanoğlu, 2019).

Yine *Picea pungens* üzerinde çalışan Keçeci (2019) çalışması sonucunda Zn, Ni, Cr

ve Cd konsantrasyonlarının organ bazında istatistiki olarak anlamlı düzeyde değiştiğini ancak, her bir elementin farklı organlarda daha yüksek konsantrasyonlara ulaştığını belirlemiştir. Çalışma sonucunda en yüksek konsantrasyonlar Zn'da dal, Ni'de ibre ve dal, Cr ve Cd'de ise ibrede elde edilmiştir.

Mossi (2018) çalışmasında yedi farklı türde yaprak ve dallardaki element konsantrasyonlarını belirlemiş, çalışma sonucunda Cu, Ni, Pb, Cd ve Ca konsantrasyonlarının dallarda, Mn konsantrasyonunun ise yapraklarda daha yüksek düzeyde olduğunu belirlemiştir. Erdem (2018), dört farklı türde yaptığı çalışmada en düşük değerlerin Ni, Fe ve K'da dallarda, Pb, Cd ve Ba'da tohumda, Ca'da ise yapraklarda, en yüksek değerlerin ise Ni ve K'da tohumda, Pb, Cd, Ba ve Fe'de yapraklarda, Ca'da ise dallarda elde edildiğini belirtmektedir.

Ağır metallerin biyomonitorler yardımıyla izlenmesi konusunda yapılan çalışmalarda, genel olarak en sık kullanılan organlar yapraklardır (Saleh, 2018; Turkyilmaz vd., 2018c; Turkyilmaz vd., 2020). Bunun başlıca sebebi özellikle herdemyeşil olmayan türlerde yaprakların yaşlarının bilinmesi yani ağır metal kirliliği olduğu düşünülen havaya ne kadar süre ile maruz kaldığının bilinmesidir. Bir diğer sebep ise yaprakları kopartmanın bitki hayatiyetine bir zarar vermemesi ve bitki gelişimini önemli ölçüde hatta bazen (vejetasyon mevsimi sonunda toplandığında) hiç etkilememesi ve dolayısıyla sürdürülebilir bir yöntem olmasıdır.

Bununla birlikte ağır metal konsantrasyonlarının izlenmesinde diğer organlar da yoğun olarak kullanılmaktadır ve ağır metal konsantrasyonlarının organa bağlı olarak değişimi en sık ele alınan konulardandır. Bu konuda yapılan çalışmalarda Mossi (2018), Sevik vd., (2019b) yaprak ve dal, Turkyilmaz vd., (2018a,b) kabuk ve odun, Erdem (2018), Sevik vd., (2019a,c,d), Pınar (2019) yaprak, tohum ve dal, Keçeci (2019), Çobanoğlu (2019) ve (Cetin vd., (2020) ibre, kabuk ve dal, Elfantazi vd., (2018a,b) yaprak ve dal, Özel (2019), Sevik vd., (2020b) yaprak, dal ve meyve, Akarsu (2019), Sevik vd., (2020a) iç kabuk, dış kabuk ve odunda organlar arası farklılıkları belirlemişlerdir. Bu çalışmalarda ağır metal konsantrasyonlarının organ bazında önemli ölçüde değiştiği ortaya konulmuştur. Bunun yanında özellikle trafik yoğunluğuna bağlı ağır metal kirliliğinin konsantrasyonu yanında yaprak morfolojik

ve mikromorfolojik karakterleri üzerindeki etkisini belirlemeye yönelik çalışmalar da bulunmaktadır (Cetin vd., 2017c,d).

Çalışma sonucunda organlar arasında element konsantrasyonları bakımından önemli ölçüde fark olabildiği gibi, bazı elementlerin ibre ve dallardaki konsantrasyonlarının birbirine oldukça yakın olduğu belirlenmiştir. Örneğin dallarda Ca konsantrasyonunun 3 227,1 ppm ile 3 313,9 ppm arasında, ibrelerdeki Ca konsantrasyonunun ise 3 248,4 ppm ile 3 259,6 ppm arasında değiştiği belirlenmiştir. Oysa 2016 yılında dallardaki Co konsantrasyonu ibrelerdekinin yaklaşık 3,09 katı, 2017 yılında ibrelerdeki Co konsantrasyonu dallardakinin yaklaşık 5,56 katı olarak hesaplanmıştır. Benzer şekilde 2015 yılında ibrelerdeki Ni konsantrasyonu dallardakinin yaklaşık 3,54 katı olarak hesaplanmıştır.

Bu güne kadar farklı tür ve farklı elementler konusunda yapılan çok sayıda çalışmada da element konsantrasyonlarının organa bağlı olarak değişimleri değerlendirilmiş ve benzer sonuçlar alınmıştır. Pınar (2019) yaprak, tohum ve dal örneklerini kıyasladığı çalışmada organlar arasındaki farkın Zn'da yaklaşık 1,8 kat, Cr'da yaklaşık 2 kat Cu'da yaklaşık 4,3 kat olduğunu belirtmektedir.

Çömeten (2019) *Pinus sylvestris* bireylerinde Cr konsantrasyonunun organa bağlı olarak önemli düzeyde değiştiğini, odun örneklerinde Cr konsantrasyonunun oldukça düşük olduğunu, aynı daldan alınan örneklerde odun ile kabuk ve ibre arasındaki farkın beş katı geçebildiği belirtmektdir. Ayrıca, aynı çalışmada kabukta elde edilen değerlerin ibrelerde elde edilen değerlerden bariz bir şekilde yüksek olduğu ortaya konulmuştur (Çömeten, 2019).

Mossi (2018) dallarda tespit edilen konsantrasyonların, yapraklarda tespit edilen konsantrasyonların Cu'da 1,43 katı, Ni'de 1,25 katı, Pb'da 2,24 katı, Cd'da 1,79 katı ve Ca'da 1,41 katı olarak hesaplanmıştır. Yapraklarda belirlenen Mn konsantrasyonu ise dallarda belirlenen Mn konsantrasyonunun yaklaşık 1,99 katıdır (Mossi, 2018). Yapılan çalışmalarda farklı organlardaki element konsantrasyonları arasında çok yüksek düzeyde fark olabildiği de belirlenmiştir. Örneğin Pınar (2019) at kestanesi yapraklarında trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerin aynı bölgede aynı

türün tohumlarında elde edilen değerin yaklaşık 107 katı olduğunu belirtmektedir.

Yapılan çalışmalarda genel olarak ağır metal konsantrasyonunun tür bazında önemli ölçüde değiştiği dolayısıyla farklı ağır metallerin farklı bitkiler tarafından daha yoğun tutulduğu belirlenmiştir (Sevik vd., 2019a; Gültekin, 2020). Bunun yanında ayrıca aynı bitkinin farklı organlarındaki ağır metal konsantrasyonlarınının da oldukça farklı düzeyde olabildiği bilinmektedir (Batır, 2019; Saleh, 2018).

Bu durum öncelikle bitki ve organın anatomik yapısı ile yakından ilişkilidir. Yapraklardan ağır metal alımı metallerin fiziksel ve kimyasal özellikleri yanında metallerin, formları, yaprağın morfolojisi, yüzey alanı, yüzey dokusu ayrıca, bitkinin habitusu, ağır metallere maruz kalma süresi, çevresel koşullar ve gaz değişimi gibi faktörlere bağlı olarak değişmektedir (Shahid, 2017; Mossi, 2018; Pınar, 2019).

Organlarda ağır metal konsantrasyonunu etkileyen faktörlerden bir diğeri havadaki ağır metal kirliliğinin şiddeti ve bu durumun sürekliliğidir. Yapılan çalışmalar havadaki başlıca ağır metal kaynaklarının endüstriyel faaliyetler ve trafik yoğunluğu olduğunu göstermektedir (Shahid vd., 2017; Aricak vd., 2019; Sevik, 2020).

Bu konuda biyomonitorler yardımıyla yapılan çalışmalarda da bu durum açıkça görülmektedir. Pınar (2019) akçaağaç tohumlarında trafiğin olmadığı alanlardaki Ni konsantrasyonunun 370,3 ppb iken, trafiğin yoğun olduğu alanlarda bu konsantrasyonun 20 595 ppb düzeyine çıktığı belirtmektedir. İki değer arasında 55 katından fazla fark bulunmaktadır.

Pinus sylvestris ibreleri üzerinde yapılan bir çalışmada da Cr konsantrasyonunun anayolun kenarındaki yıkanmış ibrelerde 419,3 ppb, yıkanmamış ibrelerde 508,9 ppb, yıkanmış kabuklarda 1 355,8 ppb, yıkanmamış kabuklarda 1 443,7 ppb ve odunlarda 414,2 ppb iken yola 100 m mesafedeki bireylerde yıkanmış ibrelerde 274,9 ppb, yıkanmamış ibrelerde 395,7 ppb, yıkanmış kabuklarda 525,5 ppb, yıkanmamış kabuklarda 932,5 ppb ve odunlarda 274,7 ppb düzeyine düştüğü belirlenmiştir (Çömeten, 2019).

Biyomonitor olarak kullanılabilecek bitkilerde ağır metal konsantrasyonlarının trafik yoğunluğuna bağlı olarak değiştiği çok sayıda çalışmada ortaya konulmuştur. Turkyilmaz vd., (2018b) Cr konsantrasyonunun trafiğin olmadığı alanlarda 16,595 ppm düzeyinde iken trafiğin yoğun olduğu alanlarda 23,716 ppm düzeyine yükseldiğini belirtmektedirler. Li vd., (2007)'de yol kenarlarına uzak *Sophora japonica* yapraklarındaki Cr konsantrasyonunun 2,62 mg kg^{-1} iken yol kenarındaki bireylerde 3,45 mg kg^{-1}'a yükseldiğini belirlemişlerdir. Sawidis vd., (2011) *Platanus orientalis* yapraklarında Cr konsantrasyonunun trafiğin olmadığı alanlarda Salzburg'da 0,227 µg/g, Belgrad'da 0,404 µg/g ve Thessaloniki'de 0,558 µg/g iken kirli olan bölgelerde Salzburg'da 0,388 µg/g, Belgrad'da 0,472 µg/g ve Thessaloniki'de 0,621 µg/g düzeyine çıktığını belirlemişlerdir. *Pinus nigra* yapraklarındaki Cr konsantrasyonunun ise kontrol grubunda Salzburg'da 0,386 µg/g, Belgrad'da 0,333 µg/g ve Thessaloniki'de 0,621 µg/g iken kirli olan bölgelerde Salzburg'da 0,423 µg/g, Belgrad'da 0,576 µg/g ve Thessaloniki'de 0,661 µg/g düzeyine çıktığını belirlemişlerdir (Sawidis vd., 2011).

Cesur (2019) ise benzer şekilde *Cupressus arizonica*'da dış kabukta içe dönük kısımdaki Fe konsantrasyonunun 4,63 ppm iken yola dönük kısımda 60,95 ppm olduğunu belirtmektedir. Aynı çalışmada dış kabukta içe dönük kısımdaki Cr konsantrasyonunun 1 372,2 ppb iken yola dönük kısımda 2 691,3 ppb olduğu belirlenmiştir (Cesur, 2019).

Trafik yoğunluğu her elementle aynı düzeyde ilişki içerisinde değildir. Bazı elementlerin trafik yoğunluğu ile ilişkisinin çok daha kuvvetli düzeyde olduğu belirtilmektedir. Bu elementlerin başında Pb gelmektedir. Havadaki Pb kirliliğinde Pb içeren benzin önemli bir kaynaktır (Çömeten, 2019; Aricak vd., 2020). Bundan dolayı Pb ile trafik yoğunluğu arasındaki ilişki çok sayıda çalışmada belgelenmiştir (Qing vd., 2015; Begum vd., 2017; Shahid vd., 2017). Bundan dolayı bazı elementlerin trafik yoğunluğu ile ilişkisi anlamsız düzeyde bulunabilmektedir (Pınar, 2019; Turkyilmaz vd., 2020).

Bitkilerde ağır metal konsantrasyonunu etkileyen bir başka etken partikül maddelerdir. Partikül madde kısaca havada asılı halde bulunan katı ve sıvı maddeleri olarak

tanımlanabilmektedir (Demirarslan ve Kaya, 2017). Partikül maddeler son yıllarda üzerinde en çok çalışma yapılan ve en çok önemsenen kirleticilerdendir. Bunun sebeplerinin başında partikül maddelerin özellikle akciğerin derinlerine nüfuz edebilen ve hatta kan dolaşımının içine kadar solunabilen çok küçük boyutlarda olması gelmektedir. Bu şekilde akciğerlere ve kan dolaşımına geçebilen partikül maddeler ciddi sağlık sorunlarına sebep olabilmektedir. Yapılan çalışmalar partikül maddelere maruz kalmanın hastalık ve ölüm oranında artışa neden olabildiğini göstermektedir (Shahid vd., 2017; Mossi, 2018). Bundan dolayı partikül madde kirliliğinin belirlenmesi konusunda son yıllarda çok sayıda çalışma yapılmıştır (Dabass vd., 2016; Cetin vd., 2017c; Isinkaralar vd., 2017; Işınkaralar ve Güllü, 2018; Clements vd., 2018; Cetin vd., 2019a).

Ağır metal kirliliğinin yayılmasında ve bitki bünyesine girişlerinde partikül maddeler önemli roller üstlenirler. Kaynağından yayıldıktan sonra ağır metaller atmosferdeki çeşitli partiküllere tutunabilir (Egani vd., 2016). Partikül maddeler ağır metaller ile kontamine olduklarında çok daha zararlı bir hale gelirler (Elbayoumi vd., 2013; Shahid vd., 2017; Mossi, 2018).

İnsanların ağır metallere dermal, inhalasyon ve yutma yoluyla maruz kalmaları durumunda ciddi sağlık sorunları ortaya çıkabilir (Hochella vd., 2008). Epidemiyolojik çalışmalar, solunabilir PM'nin yüksek seviyeleri ile hastalık ve ölüm oranı arasında ilişki olduğunu göstermektedir (Nalavanidis vd., 2008; Chen ve Lippmann, 2009; Brook vd., 2010). Partikül madde özellikle akciğerin derinlerine kadar ve bazen kan dolaşımının içine kadar solunabilen çok küçük boyutları nedeniyle ciddi bir sağlık tehlikesi olarak kabul edilmektedir. Daha önce yapılan 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; Mossi, 2018).

Nitekim daha önceki tarihlerde az sayıda örneği olmasına rağmen 1952 yılı Aralık ayında Londra'da yaşanan ve "smoggy" olarak isimlendirilen olay dikkatleri hava kirliliği ve etkileri üzerine çekmiştir (Keçeci, 2019; Cobanoglu, 2019). Bu olayda 5-9 aralık 1952 tarihleri arasında hava kirliliği ile bağlantılı sebeplerden dolayı yaklaşık

4 000 kişi hayatını kaybetmiş, sonraki aylarda hayatını kaybedenlerle birlikte toplam ölü sayısı 12 000'i bulmuştur (Ball, 2017). Yapılan incelemeler kurbanların akciğerlerinin Pb, Zn ve Fe gibi ağır metalleri içeren çok yüksek seviyedeki çok küçük partiküller ile kontamine olduğunu göstermiştir (Shahid vd., 2017; Pınar, 2019).

Dolayısıyla ağır metaller ile kontamine olmuş partikül maddeler bitki organlarına yapışarak hem zamanla ağır metallerin bitki organı içerisine girmesine sebep olabilmekte hem de bu organlarda yapılan ağır metal analizleri sonucunda ağır metal konsantrasyonlarının yüksek seviyede çıkmasına sebep olabilmektedir. Partikül madde kaynaklı bu durumun ortaya konulabilmesi için pek çok çalışmada kullanılan numuneler yıkama işlemine tabi tutulmakta ve sonuçların yorumlanmasında bu husus gözönüne alınmaktadır (Keçeci, 2018; Aricak, 2019; Çömeten, 2019; Aricak, 2020).

Yapılan çalışmalarda özellikle ağır metal kirliliğinin yüksek düzeyde olduğu bölgelerden alınan numunelerde yıkanan ve yıkanmayan örnekler arasında önemli ölçüde fark olduğu belirlenmiştir. Çömeten (2019) yola 3 m mesafedeki yıkanmış ibrelerde 371,4 ppm olan Pb konsantrasyonunun yıkanmamış ibrelerde1 042,4 ppm olduğunu, yola 10 m mesafedeki yıkanmış ibrelerde 258,2 ppm olan Pb konsantrasyonunun yıkanmamış ibrelerde 458,5 ppm olduğunu belirtmektedir. Akarsu (2019) *Cedrus arizonica*'da odundaki Pb konsantrasyonunun ortalama 1 619 ppb seviyesinde iken bu değerin dış kabukta 5 902 ppb seviyesine çıktığı, odundaki Cd konsantrasyonunun ortalama 157 ppb seviyesinde iken bu değerin dış kabukta 2 601 ppb seviyesine çıktığını belirtmektedir. Bu durumun büyük ihtimalle dış kabuğun pürüzlü yüzey yapısından dolayı kabuğa yapışan Pb ile kontamine olmuş partikül maddelerden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Çalışmanın ana amaçlarından birisi de *Picea pungens* ibrelerinin yakın geçmişteki ağır metal kirliliğinin izlenmesinde biyomonitor olarak kullanılabilirliğinin araştırılmasıdır. Çalışma sonucunda sadece As elementinin dallarda yıl bazında değişiminin istatistiki olarak anlamsız ($p>0,05$) düzeyde olduğu belirlenmiş, bunun dışında bütün elementlerde ibre ve dallardaki element konsantrasyonlarının yıl bazında değişimi istatistiki olarak anlamlı düzeyde bulunmuştur.

Havadaki ağır metal kirliliğinin izlenmesinde likenler (Vannini vd., 2019; Osyczka ve Rola, 2019; Benítez vd., 2019; Rola vd., 2019) ve yosunların (Maxhuni vd., 2016; Zhou vd., 2017; Kłos vd., 2018; Lazo vd., 2018) kullanımı yanında çeşitli canlılar (Azizi vd., 2018; Shi vd., 2018; Riani vd., 2018) ve herdemyeşil olmayan bitkilerin yaprakları (Sert vd., 2019; Abacioglu vd., 2019; Cigdem vd., 2019) sıklıkla kullanılmaktadır. Ancak ağır metal konsantrasyonlarının özellikle geçmişteki değişimlerinin belirlenmesi konusunda kullanılan çok fazla yöntem bulunmamaktadır.

Havadaki ağır metal konsantrasyonlarının geçmiş yıllardaki değişiminin belirlenmesinde en yaygın kullanılan yöntem ağaçların yıllık halkalarının kullanılmasıdır. Bu yöntem kullanılarak *Cupressus arizonica* (Cesur, 2019), *Taxodium distichum* (Latimer vd., 1996), *Acer platanoides* (Turkyilmaz vd., 2018a), *Celtis australis* (Tommasini vd., 2000), *Pinus halepensis* (Martin vd., 2018), *Cedrus arizonica* (Akarsu, 2019; Sevik vd., 2020a), *Prosopis juliflora* (Beramendi-Orosco vd., 2013), *Malus floribunda* (Yigit, 2019), *Cinnamomum camphora* (Xu vd., 2017), *Tilia platyphyllos* ve *Populus nigra* (Kiss vd., 2019) gibi türlerin yıllık halkalarında ağır metal konsantrasyonlarının değişimi yıl veya dönem bazında belirlenmiştir.

Havadaki ağır metal konsantrasyonunun geçmişteki değişiminin belirlenmesinde yıllık halkaların kullanımı etkili bir yöntem olmakla birlikte bu yöntem sürdürülebilir bir yöntem olarak görülmemektedir. Bunun başlıca sebebi yıllık halkaların ağaçların ana gövdesinden temin edilmesi ve bu yöntemin ağacın hayatiyetini tehdit etmesidir. Buna ek olarak odun kısmında ağır metal konsantrasyonlarının, diğer organlara göre çok daha düşük düzeyde olduğu ve birçok elementin konsantrasyonunun belirlenebilir limitlerin altında kaldığı belirtilmektedir (Akarsu, 2019; Cesur, 2019).

Bu çalışmada kullanılan yöntem ise hem havadaki ağır metal konsantrasyonunun yakın geçmişteki değişiminin belirlenmesinde etkin bir şekilde kullanılabilecek, hem de ağacın hayatiyetine zarar vermeyecek bir yöntem olarak değerlendirilmektedir. Bu yöntem kullanılarak *Picea* ve *Abies* cinslerinin ibreleri kullanılarak yakın geçmişteki ağır metal kirliliğinin değişiminin izlenmesi konusunda çalışmalar yapılmıştır (Çobanoğlu, 2019; Alkharam, 2019; Keçeci, 2019).

Çalışma sonuçları incelendiğinde çalışmaya konu elementlerin yıl bazında değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olduğu belirlenmiştir. Ortalama değerlerin yıl bazında değişimleri incelendiğinde ise genel olarak dallarda yıl arttıkça Na konsantrasyonunun düştüğü, Zn konsantrasyonunun yaşlı dallarda daha yüksek seviyede olduğu, Cu konsantrasyonunun yaşlı dallarda daha yüksek seviyede olduğu söylenebilir. Genel olarak değerlendirildiğinde ibrelerde Pb konsantrasyonunun yaşlı dallarda daha yüksek konsantrasyonlarda olduğu ve yılla orantılı olarak arttığı belirlenmiştir. Diğer elementlerin ise konsantrasyonlarındaki değişimlerin yıl bazında anlamlı düzeyde olduğunu söylemek oldukça güçtür.

Çobanoğlu (2019) *Picea pungens* ibre ve dallarında yaptığı çalışmada genel olarak Ca konsantrasyonunun bütün organlarda ibre yaşı ile birlikte arttığını, özellikle en genç ve en yaşlı ibreler karşılaştırıldığında aralarında önemli ölçüde fark bulunduğunu belirlemiştir. Çalışmada yıkanmış 1 yaşındaki ibrelerde 5 323 ppm olan Ca konsantrasyonunun en yaşlı ibrelerde 20 091 ppm seviyesine, yıkanmamış 1 yaşındaki ibrelerde 7 767 ppm olan Ca konsantrasyonunun en yaşlı ibrelerde 37 607 ppm seviyesine kadar çıktığı belirlenmiştir. Benzer şekilde yıkanmış ibre numunelerinde 1 yaşındaki ibrelerde 10,67 ppm düzeyinde hesaplanan Al konsantrasyonunun 7 yaşındaki ibrelerde 389,33 ppm, yıkanmamış ibre numunelerinde 1 yaşındaki ibrelerde 137,33 ppm düzeyinde olan Al konsantrasyonunun 7 yaşındaki numunelerde 2 379,33 ppm seviyesinde olduğu belirtilmektedir. Çalışmada ayrıca genel olarak organ yaşı arttıkça Mg ve Na gibi elementlerin konsantrasyonunda da bir artış olduğu belirtilmiştir (Çobanoğlu, 2019).

Ancak Çobanoğlu (2019) çalışması sonucunda bazı elementlerin yıl bazında değişiminin yaş ile doğru orantılı olarak gerçekleşmediğini belirlemiştir. Benzer sonuçlara Alkharam (2019) *Abies nordmanniana* subsp. *equi-trojani* üzerinde yaptığı çalışma sonucunda, organ yaşı ile ağır metal konsantrasyonları arasında doğrusal bir ilişki belirleyememiştir. Çalışmada bazı metal konsantrasyonlarının ara yaşlarda daha yüksek seviyelerde olduğu, en düşük ve en yüksek konsantrasyonların birbirini takip eden iki yaşta belirlenebildiği belirtilmektedir (Alkharam, 2019).

Alkharam (2019), bu durumun sebebi olarak, bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonlarının birbirinden bağımsız ancak birbirini etkileyen çok sayıda faktörün etkisi altında şekillenmesini göstermektedir. Bitkilerin organlarındaki ağır metal konsantrasyonları yani ağır metal biriktirme potansiyelleri, bitki anatomik yapısı ve dolayısıyla bitki türü ile yakından ilişkilidir (Sevik, 2020). Bundan dolayı öncelikle hangi ağır metal konsantrasyonunun hangi bitkinin hangi organında daha yoğun tutulduğunun belirlenmesi gerekmektedir. Örneğin yakın geçmişteki ağır metal kirliliğini,n izlenmesinde kullanılabilecek türler arasında Picea, Abies, Pinus vb. cinslerin türleri sayılmaktadır. Ancak bu cinslerin bazı türleri üzerinde yapılan bir çalışmada en uygun türün *Picea pungens* olduğu belirlenmiştir (Turkyilmaz vd., 2018b).

Benzer şekilde *Picea pungens* kullanılarak yapılan çalışmalarda organlardaki metal değişimleri belirlenebilirken Kastamonu'da *Abies nordmanniana* subsp. *equi-trojani* üzerinde yapılan çalışmada Li, Co, Cu, Cd ve Pb elementlerinin konsantrasyonlarının ICP-OES ile belirlenebilir limitlerin altında kaldığı belirlenmiştir (Alkharam, 2019). Bu sonuç uygun biyomonitor seçmenin önemini de ortaya koymaktadır.

Bu güne kadar yapılan çalışmalar ağır metallerin atmosferde yayılımının ve bitki bünyesine girişinin çok kompleks bir mekanizma olduğunu göstermiştir (Mossi, 2018; Sevik, 2020). Aynı ortamda yetişen bitkilerin ağır metal biriktirme potansiyeli bitki türü ve bitki organı yanında, organın yapısı, metallerin fiziksel ve kimyasal özellikleri, organın morfolojisi, bitki habitusu, ağır metale maruz kalma süresi ve partikül madde miktarı gibi faktörlere bağlı olarak da değişmektedir (Aricak vd., 2019a,b; Sevik vd., 2019a).

Bitkilerin morfolojik, anatomik ve fenotipik özellikleri genetik yapı ile çevre şartlarının karşılıklı etkileşimi sonucunda ortaya çıkmaktadır (Ozel vd., 2020a; Sevik ve Cetin, 2016; Yucedag vd., 2019; Yigit vd., 2018; Gültekin, 2020). Yani çevresel faktörler bitki karakterlerini önemli ölçüde etkilemektedir (Sevik vd., 2015; Kuscu vd., 2018a,b; Sevik vd., 2020d). Bu durum bazı faktörlerin, bitkilerde ağır metal birikimini çok yönlü olarak etkilemesi sonucunu doğurmaktadır. Örneğin, yapılan çalışmalar yağış miktarı veya hava rutubeti ile ağır metallerin bitki bünyesine alınması arasında

önemli düzeyde ilişkiler olduğunu göstermektedir (Turkyilmaz vd., 2018a,b). Turkyilmaz vd., (2018a) çalışmalarında toplam yağış miktarının en fazla olduğu yıllarda Ca, P, Mg ve Zn gibi besleyici elementlerin miktarlarında artış gözlemlendiğini, bu elementlerin yağışla beraber topraktaki çözünürlüğünün arttığını ve ağacın kökleri aracılığı ile yıllık halkalara taşındığını belirtmektedir. Yine aynı yıllarda Cu, Co, Fe, Mn, Cd ve Al gibi ağır metallerin konsantrasyonlarının azaldığı, bu durumun yağışla beraber bu ağır metallerin havadaki konsatrasyonlarının önemli ölçüde azalması ve toprağın seyrelmesi ile beraber kök ve ağacın halkalarındaki birikimin azalması sonucuna yol açtığını belirtmektedir (Turkyilmaz vd., 2018a).

Bu şekilde havadaki ağır metal konsantrasyonunun bitki bünyesine giriş miktarını etkileyen yağış, aynı zamanda bitkinin gelişim hızını da etkilemektedir. Nitekim pek çok çalışmada iklim elemanlarının bitki habitusu ve gelişimini, bitki habitusunun da bitkinin ağır metal biriktirme potansiyelini etkilediği belirtilmektedir (Cetin vd., 2018a,b; Sevik vd., 2019e).

Yağış ve nemin, bitki bünyesindeki ağır metal konsantrasyonunu dolaylı yollardan da etkileyebildiği belirtilmektedir. Bağıl nemin bitki yaprak yüzeyinin geçirgenlik potansiyelini ayrıca, bitkilerin yüzeylerine tutunan partikül maddelere fiziko-kimyasal tepkimesini de etkilediği belirtilmektedir. Bağıl nem yüksek olduğunda bitki yaprak yüzeyinin geçirgenlik potansiyeli artabilmekte ve dolayısıyla partikül madde ve ağır metaller ıslak kalmakta ve bu da ağır metalin bitki yapraklarının içine penetrasyonunu kolaylaştırmaktadır (Çobanoğlu, 2019).

Çevresel koşullar havadaki ağır metal konsantrasyonunu da doğrudan etkileyebilmektedir. Örneğin ağır metaller rüzgar yardımıyla kaynağından oldukça uzaklara taşınabilmektedirler. Bunun dışında hava rutubeti ve yağış partikül madde ve ağır metallerin ıslak kalma süresini artırmaktadır (Shahid vd., 2017; Turkyilmaz vd., 2018a). Dolayısıyla iklim faktörü havadaki partikül madde miktarından, ağır metal davranışına, bitki gelişim hızından ağır metalin bitki içerisine nüfuz etme prosedürüne kadar bir çok faktör yanında ayrıca bitki büyüme hızını etkilemekte ve böylece çok sayıda faktör karşılıklı etkileşime girmektedir (Shahid vd., 2017; Mossi, 2018; Çobanoğlu, 2019; Cetin vd., 2020).

Bitklilerin ağır metal biriktirme potansiyeli genetik yapı ile çevre şartlarının karşılıklı etkileşimi sonucunda ortaya çıkmaktadır (Sevik vd., 2012a,b; Hrivnák vd., 2017; Ertugrul vd., 2019; Ozkazanc vd., 2019). Dolayısıyla her genetik yapının da aynı çevresel koşullara farklı tepkiler vermesi olağan bir durumdur (Yucedag vd., 2019; Yigit vd., 2019; Yigit vd., 2019). Örneğin, yapılan çalışmalar aynı türün farklı klonlarının su ve don streslerine dayanıklılıklarının farklı düzeyde olduğunu göstermektedir (Sevik ve Cetin, 2015; Topacoglu vd., 2016a,b; Sevik ve Karaca, 2016;).

Dolayısıyla aynı türün farklı bireyleri, farklı genetik yapıya sahip olduklarından morfolojik ve fenotipik karakterleri farklılık göstermektedir (Yigit vd., 2016a,b; Sevik vd., 2017). Bu durumda aynı bitkinin alt türü, formu, varyetesi ve orijinlerinin de aynı çevresel koşullara farklı tepkiler vermesi (Sevik vd., 2016; Yigit, 2018; Sevik vd., 2020e) yani aynı şartlarda farklı düzeyde ağır metal biriktirmesi olağandır.

Bitkilerin ağır metal biriktirme potansiyelleri bitki metabolizması ile de yakından ilişkilidir (Ozel vd., 2019). Dolayısıyla bitki metabolizmasını önemli ölçüde etkileyen bitkinin stres düzeyi (Şevik ve Ertürk, 2015; Yigit vd., 2016a,b), bitki orijini (Sevik ve Topacoglu, 2015), hormon uygulamaları (Guney ve Sevik, 2013a,b; Guney vd., 2016a,b), gölgeleme (Aydemir Ozcan, 2018 gibi pek çok faktörün bitkilerde ağır metal emilimi ve dolayısıyla ağır metal konsantrasyonunu etkilemesi de olasıdır. Sonuç olarak bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonunun değişimi pek çok faktörün karşılıklı etkileşimine bağlı kompleks bir mekanizmanın sonucudur. Ancak bu mekanizmanın tam olarak çözülebilmiş değildir. Özellikle ağır metallerin topraküstü organlardan alınımı konusunda bilgiler oldukça sınırlıdır (Shahid vd., 2017; Mossi, 2018).

6. ÖNERİLER

Çalışma kapsamında ibreleri uzun yıllar ağaç üzerinde kalan mavi ladin (*Picea pungens*) ibre ve dallarında toplam 17 elementin (Na, K, Ca, Al, Fe, Zn, Ba, P, Mg, As, Mn, Co, Cu, Cd, Pb, Ni ve Cr) yıl ve organ bazında değişimi değerlendirilmiştir. Çalışma sonuçları çalışmaya konu ağır metal konsantrasyonlarının organ ve organ yaşına bağlı olarak önemli düzeyde değiştiğini ortaya koymuştur. Bu sonuç, türün ibre ve dallarının, ağır metal konsantrasyonlarının izlenmesinde kullanımının uygun olduğunu göstermektedir.

Çalışmada kullanılan yöntem, örneğin alındığı ağaca hayati bir zarar vermeyen, sürdürülebilir bir yöntem olarak değerlendirilebilir. Bu yöntem *Picea pungens*'de olduğu gibi ibreleri uzun yıllar ağaç üzerinde kalabilen ve organ yaşı net olarak belirlenebilen türlerde kullanılabilir. *Picea, Abies* ve *Pinus* gibi cinsler bu tür çalışmalar için uygundur. Ayrıca uzman kişiler tarafından yaş tayini yapılmak kaydıyla ibreleri 15 yıl kadar ağaç üzerinde kalabilen *Arocaria* gibi türlerde de bu yöntem denenebilir.

Çalışmada kullanılan yöntem sürdürülebilir bir yöntem olması sebebiyle, havadaki ağır metal kirliliğini önemli ölçüde değiştirebilen otoyol yapımı, fabrika kurulumu gibi faktörlerin etkilerinin belirlenmesinde etkin bir şekilde kullanılabilir.

Ağır metal kirliliğinin izlenmesi konusunda yapılan çalışmalarda farklı türler üzerinde kullanılmaktadır. Ancak, aynı türün farklı orijinlerinin morfolojik, fenolojik ve anatomik özelliklerinin değiştiği bilinmektedir. Dolayısıyla aynı türün farklı orijinleri arasında ağır metal biriktirme bakımından farklılıkların olacağı açıktır. Bu konu bundan sonraki çalışmalarda göz önüne alınmalı ve aynı türün farklı orijinlerinin ağır metalleri biriktirmeleri konusunda çalışmalar yapılmalıdır.

Ağır metal kirliliği özellikle insan sağlığı açısından hayati önem taşıyan bir konudur. Dolayısıyla havadaki ağır metal kirliliğinin izlenmesinde en uygun yöntemin belirlenmesi ve kullanılması son derece önemlidir. Ancak, çalışmanın tartışma bölümünde açıklandığı üzere, biyomonitorlerin kullanımı dolaylı bir yöntemdir ve ağır

metallerin bitki bünyesinde birikimini etkileyen çok sayıda faktör bulunmaktadır. Ancak, ağır metallerin bitki bünyesine girişi, birikimi ve bitki bünyesindeki süreç konusunda yapılmış çalışma sayısı oldukça sınırlıdır. Dolayısıyla bu süreçte etkili olan faktörler konusunda henüz yeterli düzeyde bilgi bulunmamaktadır. Bundan dolayı bu konudaki çalışmaların çeşitlendirilip artırılarak devam ettirilmesi önerilmektedir.

KAYNAKLAR

Abacioglu, E., Akarsu, H., Genç, Ç. Ö., & Öztürk, A. (2019). Changes in Some Heavy Metal Concentratıons Due to Organ and Traffic Density in Tilia tomentosa. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, *7*(12), 2275-2281.

Abid, M., Niazi, N. K., Bibi, I., Farooqi, A., Ok, Y. S., Kunhikrishnan, A., & Arshad, M. (2016). Arsenic (V) biosorption by charred orange peel in aqueous environments. *International journal of phytoremediation*, *18*(5), 442-449.

Akarsu, H. (2019). Determination of Heavy Metal Accumulation in Atmosphere By Being Aid Of Annual Rings, Kastamonu University Institute Of Science Department of Sustainable Agriculture and Natural Plant Resources. MSc. Thesis

Alahabadi, A., Ehrampoush, M. H., Miri, M., Aval, H. E., Yousefzadeh, S., Ghaffari, H. R. & Nikoonahad, A. (2017). A comparative study on capability of different tree species in accumulating heavy metals from soil and ambient air. *Chemosphere*, *172*, 459-467.

Alaqouri, H. A. A., Genc, C. O., Aricak, B., Kuzmina, N., Menshikov, S., & Cetin, M. (2020a). The possibility of using Scots pine needles as biomonitor in determination of heavy metal accumulation. *Environmental Science and Pollution Research International*.

Alaqouri, H. A. A., Ozer Genc, C., Aricak, B., Kuzmina, N., Menshikov, S., Cetin, M. (2020b) The Possibility of Using Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) Needles as Biomonitor in the Determination of Heavy Metal Accumulation Applied Ecology and Environmental Research 18(2):3713-3727.

Alkharam, A.S.A. (2019). The Opportunities of *Abies nordmanniana* subsp. *equi-trojani* (Asc. & Sint. ex Boiss.) Coode & Cullen Species for Usability as Biomonitor in Monitoring the Change of Heavy Metal Concentrations in Recent Past, Kastamonu University, Graduate School of Natural and Applied Sciences, Department of Biology MSc. Thesis. 61 pages.

Altera, A. Z. A., Bayraktar, O. Y., & Soylemez, H. Investigation of the Effects of Modified Bitumen on Asphalt Concrete Performance by Industrial Waste. *Kastamonu Üniversitesi Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, *5*(2), 93-100.

Amirnia, S., Ray, M. B., & Margaritis, A. (2016). Copper ion removal by Acer saccharum leaves in a regenerable continuous-flow column. *Chemical Engineering Journal*, *287*, 755-764.

Anicic, M., Spasic, T., Tomasevic, M., Rajsic, S., & Tasic, M. (2011). Trace Elements Accumulation and Temporal Trends in Leaves of Urban Deciduous Trees *Aesculus hippocastanum* and *Tilia* ssp.). *Ecological Indicators*, 11, 824-830.

Aydın, Ş. D., & Pakyürek, M. (2020). Heavy metal accumulation potential in pomegranate fruits and leaves grown in roadside orchards. *PeerJ*, *8*, e8990.

Azizi, G., Akodad, M., Baghour, M., Layachi, M., & Moumen, A. (2018). The use of Mytilus spp. mussels as bioindicators of heavy metal pollution in the coastal environment. A review. *J Mater Environ Sci*, *9*(4), 1170-1181.

Ball, A. (2017). The Lifelong Costs of Urban Smogs, Discussion Paper Series, IZA – Institute of Labor Economics, April, 2017

Bardule, A., Bertins, M., Busa, L., Lazdina, D., Viksna, A., Tvrdonova, M., Kanicky, V. & Vaculovic, T. (2020). Variation of major elements and heavy metals occurrence in hybrid aspen (Populus tremuloides Michx.× P. tremula L.) tree rings in marginal land. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, *13*(1), 24.

Batır, D (2019). Eskişehir'de Yetiştirilen Bazı Yenilebilir Peyzaj Bitkilerinde Ağır Metal Birikimi. Yüksek Lisans Tezi. Kastamonu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.

Batır, D. (2019). Heavy Metal Accumulation in Some Edible Landscape Plants Breeding in Eskişehir. Kastamonu University Graduate School of Natural and Applied Sciences Department of Landscape Architecture, MSc Thesis

Bayraktar, O. Y. (2019). The possibility of fly ash and blast furnace slag disposal by using these environmental wastes as substitutes in portland cement. *Environmental monitoring and assessment*, *191*(9), 560.

Bayraktar, O. Y., Saglam-Citoglu, G., & Abo Aisha, A. E. S. (2019c). The use of scrap tires in the construction sector. International Journal of Trend in Research and Development, 6(1), 253–256.

Bayraktar, O. Y., Saglam-Citoglu, G., & Abo Aisha, A. E. S. (2019d). Performance research of lime based mortars. International Journal of Trend in Research and Development, 6(1), 257–259.

Bayraktar, O. Y., Saglam-Citoglu, G., Belgin, C. M., & Cetin, M. (2019b). Investigation of the mechanical properties of marble dust and silica fume substituted portland cement samples under high temperature effect. Fresenius Environmental Bulletin, 28(5), 3865–3875.

Bayraktar, O. Y., Saglam-Citoglu, G., Belgin, C. M., Cetin, S., & Cetin, M. (2019a). Investigation of effect of brick dust and silica fume on the properties of

portland cement mortar. Fresenius Environmental Bulletin, 28(11), 7823-7832.

Benítez, Á., Medina, J., Vásquez, C., Loaiza, T., Luzuriaga, Y., & Calva, J. (2019). Lichens and bromeliads as bioindicators of heavy metal deposition in Ecuador. *Diversity*, *11*(2), 28.

Benítez, Á., Medina, J., Vásquez, C., Loaiza, T., Luzuriaga, Y., & Calva, J. (2019). Lichens and bromeliads as bioindicators of heavy metal deposition in Ecuador. *Diversity*, *11*(2), 28.

Beramendi-Orosco, L. E., Rodriguez-Estrada, M. L., Morton-Bermea, O., Romero, F. M., Gonzalez-Hernandez, G., & Hernandez-Alvarez, E. (2013). Correlations between metals in tree-rings of Prosopis julifora as indicators of sources of heavy metal contamination. *Applied geochemistry*, *39*, 78-84.

Bian, F., Zhong, Z., Wu, S., Zhang, X., Yang, C., & Xiong, X. (2018). Comparison of heavy metal phytoremediation in monoculture and intercropping systems of Phyllostachys praecox and Sedum plumbizincicola in polluted soil. *International journal of phytoremediation*, *20*(5), 490-498.

Bondada, B. R., Tu, S., & Ma, L. Q. (2004). Absorption of foliar-applied arsenic by the arsenic hyperaccumulating fern (Pteris vittata L.). *Science of the total environment*, *332*(1-3), 61-70.

Celik, 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.

Černý, K., Pešková, V., Soukup, F., Havrdová, L., Strnadová, V., Zahradník, D., & Hrabětová, M. (2016). Gemmamyces bud blight of Picea pungens: a sudden disease outbreak in Central Europe. *Plant Pathology*, *65*(8), 1267-1278.

Cesur, A. (2019) Determination of heavy metal accumulation in air through annual rings: The case of Cupressus arizonica species. Kastamonu University Graduate School of Natural and Applied Sciences Department of Landscape Architecture, MSc Thesis

Cetin M., Mossi M.M.M., Ahmaida E.A., Sevik H. (2017c). The exchanging of leaf micromorphological characters in *Pyracantha coccinea* depends on traffic intensity. The 3rd International Symposium on EuroAsian Biodiversity, 05-08 July, 2017, Minsk, Belarus.

Cetin, M., Aricak, B., Sevik H., Canturk, U. (2017d*) Ailanthus altissima*'da bazı yaprak mikromorfolojik karakterlerinin trafik yoğunluğuna bağlı değişimi, 1st

International Turkish World Engineering and Science Congress in Antalya, December 7-10, 2017, Turkey, page: 1183-1187.

Cetin, M., Onac, A. K., Sevik, H., & Sen, B. (2019a). Temporal and regional change of some air pollution parameters in Bursa. *Air Quality, Atmosphere & Health*, *12*(3), 311-316

Cetin, M., Sevik, H., & Cobanoglu, O. (2020). Ca, Cu, and Li in washed and unwashed specimens of needles, bark, and branches of the blue spruce (Picea pungens) in the city of Ankara. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-10.

Cetin, M., Sevik, H., & Isinkaralar, K. (2017b). Changes in the particulate matter and CO2 concentrations based on the time and weather conditions: the case of Kastamonu. *Oxidation Communications*, *40*(1-II), 477-485.

Cetin, M., Sevik, H., & Isinkaralar, K. (2017c). Changes in the particulate matter and CO2 concentrations based on the time and weather conditions: the case of Kastamonu. *Oxidation Communications*, *40*(1-II), 477-485.

Cetin, M., Sevik, H., & Saat, A. (2017a). Indoor air quality: the samples of Safranbolu Bulak Mencilis cave. *Fresenius Environmental Bulletin*, *26*(10), 5965-5970.

Cetin, M., Sevik, H., & Yigit, N. (2018a). Climate type-related changes in the leaf micromorphological characters of certain landscape plants. *Environmental monitoring and assessment*, *190*(7), 404.

Cetin, M., Sevik, H., Aricak, B., Ozturk, A., Ozer Genc, C. Aisha, A.E.S.A, Jawed, A.A., Aljama, A.M.O., & Alrabiti, O.B.M., (2019b). The Investigation of the Change in Concentrations of Some Heavy Metals in Seeds, Leaves, and Branches because of Traffic Density: a Case Study of *Acer platanoides* L., *Kastamonu Üniversitesi Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, *5*(2): 83-92

Cetin, M., Sevik, H., Yigit, N., Ozel H.B., Aricak, B., & Varol, T. (2018b) The variable of leaf micromorphogical characters on grown in distinct climate conditions in some landscape plants. Fresenius Environmental Bulletin, 27(5): 3206-3211.

Chen, B., Stein, A. F., Castell, N., Gonzalez-Castanedo, Y., de la Campa, A. S., & De La Rosa, J. D. (2016). Modeling and evaluation of urban pollution events of atmospheric heavy metals from a large Cu-smelter. *Science of the Total Environment*, *539*, 17-25.

Chen, Y. E., Wu, N., Zhang, Z. W., Yuan, M., & Yuan, S. (2019). Perspective of monitoring heavy metals by moss visible chlorophyll fluorescence parameters. *Frontiers in plant science*, *10*, 35.

Cheung, C. W., He, G., & Pan, Y. (2020). Mitigating the air pollution effect? The remarkable decline in the pollution-mortality relationship in Hong Kong. *Journal of Environmental Economics and Management*, 102316.

Cigdem, O. G., Ayse, O., Hatice, A., & Ezgi, A. (2019). Variation of some heavy metal concentrations due to traffic intensity in Prunus cerasifera leaves, seeds and branches. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, *3*(3), 019-026.

Cigdem, O. G., Ayse, O., Hatice, A., & Ezgi, A. (2019). Variation of some heavy metal concentrations due to traffic intensity in Prunus cerasifera leaves, seeds and branches. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, *3*(3), 019-026.

Clements, N., Keady, P., Emerson, J. B., Fierer, N., & Miller, S. L. (2018). Seasonal variability of airborne particulate matter and bacterial concentrations in Colorado homes. *Atmosphere*, *9*(4), 133.

Cobanoğlu, O. (2019). The possibilities of using blue spruce (Picea pungens Engelm) as a bio-monitor by measuring the recent accumulation of heavymetals in its leaves. Kastamonu University Institute of Science, Msc. Thesis. Kastamonu.

Cömeten, H (2019). Trafik Kaynaklı Ağır Metal Kirliliğinin İzlenmesinde Sarıçam (Pinus Sylvestris L.). İbrelerinin Biyomonitor Olarak Kullanılabilirliği, Kastamonu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Orman Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi

Dabass, A., Talbott, E. O., Venkat, A., Rager, J., Marsh, G. M., Sharma, R. K., & Holguin, F. (2016). Association of exposure to particulate matter (PM2. 5) air pollution and biomarkers of cardiovascular disease risk in adult NHANES participants (2001–2008). *International journal of hygiene and environmental health*, *219*(3), 301-310.

De Nicola, F., Baldantoni, D., Maisto, G., & Alfani, A. (2017). Heavy metal and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in Quercus ilex L. leaves fit an a priori subdivision in site typologies based on human management. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(13), 11911-11918.

Demirarslan, K. O., & Kaya, A. (2017). Kömür Madenciliği Kaynaklı Hava Kirliliği: Partikül Madde Ve Metan Emisyonları Üzerine Literatür Araştırması. *Bilimsel Madencilik Dergisi*, *56*(1), 23-31.

Dimitrijević, M. D., Nujkić, M. M., Alagić, S. Č., Milić, S. M., & Tošić, S. B. (2016). Heavy metal contamination of topsoil and parts of peach-tree growing at different distances from a smelting complex. *International journal of environmental science and technology*, *13*(2), 615-630.

Edusei, G., Tandoh, J. B., Edziah, R., & Gyampo, O. (2020). Chronological Studies of Traffic Pollution Using Elemental Analysis of Tree Rings: Case Study of Haatso-atomic Road. *Pollution*, *6*(2), 377-386.

Edusei, G., Tandoh, J. B., Edziah, R., & Gyampo, O. (2020). Chronological Studies of Traffic Pollution Using Elemental Analysis of Tree Rings: Case Study of Haatso-atomic Road. *Pollution*, *6*(2), 377-386.

Elbir, T., Mangir, N., Kara, M., Simsir, S., Eren, T., & Ozdemir, S. (2010). Development of a GIS-based decision support system for urban air quality management in the city of Istanbul. *Atmospheric Environment*, *44*(4), 441-454.

Elfantazi, M.F.M., Aricak, B. & Baba, F.A.M. (2018a). Changes in Concentration of Some Heavy Metals in Leaves And Branches of Acer Pseudoplatanus Due to Traffic Density. *International Journal of Trend in Research and Development,5*(2): 704-707

Elfantazi, M.F.M., Aricak, B., Ozer Genc, C. (2018b). Concentrations In *Morus Alba L.* Leaves and Branches Due To Traffic Density. *International Journal of Current Research. 10*(05): 68904-68907

Emin, N., Mutlu, E., & Güzel, A. E. (2020). Determination the Effectiveness of the Cytotoxic Analysis on the Water Quality Assessments. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, *8*(2), 478-483.

Erdem, T. (2018). Changes in Heavy Metal Concentratıons Due To Species, Organelle And Traffic Density in Some Plants Kastamonu University Institute Of Science Department of Forest Engineering. MSc. Thesis

Ertugrul, M., Ozel, H. B., Varol, T., Cetin, M., & Sevik, H. (2019). Investigation of the relationship between burned areas and climate factors in large forest fires in the Çanakkale region. *Environmental monitoring and assessment*, *191*(12), 737.

Fageria, N. K., Filho, M. B., Moreira, A., & Guimarães, C. M. (2009). Foliar fertilization of crop plants. *Journal of plant nutrition*, *32*(6), 1044-1064.

Fernández, V., & Brown, P. H. (2013). From plant surface to plant metabolism: the uncertain fate of foliar-applied nutrients. *Frontiers in plant science*, *4*, 289.

Goix, S., Mombo, S., Schreck, E., Pierart, A., Lévêque, T., Deola, F., & Dumat, C. (2015). Field isotopic study of lead fate and compartmentalization in earthworm–soil–metal particle systems for highly polluted soil near Pb recycling factory. *Chemosphere*, *138*, 10-17.

Grzędzicka, E. (2019). Is the existing urban greenery enough to cope with current concentrations of PM2. 5, PM10 and CO2?. *Atmospheric Pollution Research*, *10*(1), 219-233.

Guney K., Cetin M., Sevik H., Guney K.B., (2016a). Influence of Germination Percentage and Morphological Properties of Some Hormones Practice on Lilium martagon L. Seeds. Oxidation Communications, 39 (1-II): 466-474

Guney, K., Cetin, M., Sevik, H., & Guney, K. B. (2016b). Effects of some hormone applications on germination and morphological characters of endangered plant species Lilium artvinense L. Seeds, New Challenges in Seed Biology-Basic and Translational Research Driving Seed Technology, Dr. Susana Araújo. *InTech, 2016b*, *4*, 97-112.

Gültekin, Y (2020). Ordu Kent Merkezinde Yetiştirilen Bazı Kültür Bitkilerinde Ağır Metal Konsantrasyonlarının Yetişme Ortamına Bağlı Değişimi (Doctoral Dissertation, Kastamonu Üniversitesi).

Gültekin, Y (2020). Ordu Kent Merkezinde Yetiştirilen Bazı Kültür Bitkilerinde Ağır Metal Konsantrasyonlarının Yetişme Ortamına Bağlı Değişimi. Kastamonu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sürdürülebilir Tarım ve Tabii Bitki Kaynakları Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi

Hajizadeh, Y., Mokhtari, M., Faraji, M., Abdolahnejad, A., & Mohammadi, A. (2019). Biomonitoring of airborne metals using tree leaves: Protocol for biomonitor selection and spatial trend. *MethodsX*, *6*, 1694-1700.

Harguinteguy, C. A., Cofré, M. N., Fernández-Cirelli, A., & Pignata, M. L. (2016). The macrophytes Potamogeton pusillus L. and Myriophyllum aquaticum (Vell.) Verdc. as potential bioindicators of a river contaminated by heavy metals. *Microchemical Journal*, *124*, 228-234.

Hrivnák M, Paule L, Krajmerová D, Kulac S, Sevik H, Turna I, Tvauri I, Gömöry D (2017) Genetic variation in tertiary relics: the case of eastern-Mediterranean Abies (Pinaceae). Ecol Evol 7(23):10018–10030

Hvidtfeldt, U., Severi, G., Samoli, E., Andersen, Z., Hertel, O., Brunekreef, B., ... & Fecht, D. (2019). Low-level ambient air pollution exposure and risk of lung cancer–a pooled analysis of 7 European cohorts. *Environmental Epidemiology*, *3*, 171.

Isinkaralar, 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.

Isinkaralar, 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.

Işınkaralar K., Güllü, G. (2017) Investigation of Particulate Matter (Pm10) Concentration Depend on Time in Kastamonu Atmosphere. Ecology 2017, 199

Işınkaralar K., Güllü, G. (2017) Investigation of Particulate Matter (Pm10) Concentration Depend on Time in Kastamonu Atmosphere. Ecology 2017, 199

Karakuş, O. (2018). Farklı yetişme koşullarında yetiştirilen Platanus orientalis L. bireylerinde bazı yaprak mikromorfolojik karakterlerinin değişimi. Yüksek Lisans Tezi, *Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Orman Mühendisliği Anabilim Dalı*, Kastamonu, 74 s.

Keçeci, B. (2019). The Using Elements of Zn, Ni, Cr, Co, Cd and Pb as Biomonitor in The Monitoring of Heavy Metal Contamination of *Picea pungens* in Needles, Bark and Branches, *Kastamonu University Institute of Science, Msc. Thesis.* Kastamonu

Keskin, R. (2019). The Determination of Genetic Diversity by Some Stomatal And Morphometric Characteristics in The Population of Oriental Beech *(Fagus orientalis* Libsky). Kastamonu University Graduate School of of of Natural and Applied Sciences Department of Sustainable Agriculture and Natural Plant Resources. MSc. Thesis. 51 pages

Khosropour, E., Attarod, P., Shirvany, A., Pypker, T. G., Bayramzadeh, V., Hakimi, L., & Moeinaddini, M. (2019). Response of Platanus orientalis leaves to urban pollution by heavy metals. *Journal of Forestry Research*, *30*(4), 1437-1445.

Kilicoglu C., Cetin M., Aricak B., Sevik H. (2020) Site selection by using the multi-criteria technique-a case study of Bafra, Turkey. Environmental Monitoring and Assessment. DOI: 10.1007/s10661-020-08562-1

Kim, J. Y., Park, J., Choi, J., & Kim, J. (2020). Determination of Metal Concentration in Road-Side Trees from an Industrial Area Using Laser Ablation Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *Minerals*, *10*(2), 175.

Kim, K.-H., Kabir, E., Kabir, S., (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. Environ. Int. 74, 136–143.

Kiss, T., Fekete, I., & Tápai, I. (2019). Environmental status of a city based on heavy metal content of the tree-rings of urban trees: case study at Szeged, Hungary. *Journal of Environmental Geography*, *12*(1-2), 13-22.

Kiss, T., Fekete, I., & Tápai, I. (2019). Environmental status of a city based on heavy metal content of the tree-rings of urban trees: case study at Szeged, Hungary. *Journal of Environmental Geography*, *12*(1-2), 13-22.

Kłos, A., Ziembik, Z., Rajfur, M., Dołhańczuk-Śródka, A., Bochenek, Z., Bjerke, J. W., & Zielińska, M. (2018). Using moss and lichens in biomonitoring of heavy-metal contamination of forest areas in southern and north-eastern Poland. *Science of the Total Environment*, *627*, 438-449.

Koşan, Z., Kavuncuoğlu, D., Çalıkoğlu, E. O., & Yerli, E. B. (2018). Evaluation of air pollution by PM10 and SO2 levels in Erzurum province, Turkey: Descriptive study. *Journal of Surgery and Medicine*, *2*(3), 265-268.

Kuscu, I. S. K., Cetin, M., Yigit, N., Savaci, G., & Sevik, H. (2018a). Relationship between enzyme activity (urease-catalase) and nutrient element in soil use. *Pol J Environ Stud*, *27*(5), 2107-2112.

Kuscu, I. S.K, Sariyildiz, T., Cetin, M., Yigit, N., Sevik, H., & Savaci, G. (2018b). Evaluation of the soil properties and primary forest tree species in Taskopru (Kastamonu) district. *Fresenius Environmental Bulletin*, *27*(3), 1613-1617.

Latimer, S. D., Devall, M. S., Thomas, C., Ellgaard, E. G., Kumar, S. D., & Thien, L. B. (1996). Dendrochronology and heavy metal deposition in tree rings of baldcypress. *Journal of environmental quality*, *25*(6), 1411-1419.

Lazo, P., Steinnes, E., Qarri, F., Allajbeu, S., Kane, S., Stafilov, T., ... & Harmens, H. (2018). Origin and spatial distribution of metals in moss samples in Albania: a hotspot of heavy metal contamination in Europe. *Chemosphere*, *190*, 337-349.

Leveque, T., Capowiez, Y., Schreck, E., Xiong, T., Foucault, Y., & Dumat, C. (2014). Earthworm bioturbation influences the phytoavailability of metals released by particles in cultivated soils. *Environmental Pollution*, *191*, 199-206.

Li, Z., Ma, Z., van der Kuijp, T. J., Yuan, Z., & Huang, L. (2014). A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment. *Science of the total environment*, *468*, 843-853.

Liang, J., Fang, H. L., Zhang, T. L., Wang, X. X., & Liu, Y. D. (2017). Heavy metal in leaves of twelve plant species from seven different areas in Shanghai, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, *27*, 390-398.

Liu, Y., Ta, W., Cherubini, P., Liu, R., Wang, Y., & Sun, C. (2018). Elements content in tree rings from Xi'an, China and environmental variations in the past 30 years. *Science of the Total Environment*, *619*, 120-126.

Martin, J. A. R., Gutiérrez, C., Torrijos, M., & Nanos, N. (2018). Wood and bark of Pinus halepensis as archives of heavy metal pollution in the Mediterranean Region. *Environmental Pollution*, *239*, 438-447.

Martin, J. A. R., Gutiérrez, C., Torrijos, M., & Nanos, N. (2018). Wood and bark of Pinus halepensis as archives of heavy metal pollution in the Mediterranean Region. *Environmental Pollution*, *239*, 438-447.

Martín, J. R., De Arana, C., Ramos-Miras, J. J., Gil, C., & Boluda, R. (2015). Impact of 70 years urban growth associated with heavy metal pollution. *Environmental pollution*, *196*, 156-163.

Mate, T., Guaita, R., Pichiule, M., Linares, C., Diaz, J., 2010. Short–term effect of fine particulate matter (PM 2.5) on daily mortality due to diseases of the circulatory system in Madrid (Spain). Sci. Total Environ. 408, 5750–5757.

Matin, G., Kargar, N., & Buyukisik, H. B. (2016). Bio-monitoring of cadmium, lead, arsenic and mercury in industrial districts of Izmir, Turkey by using honey bees, propolis and pine tree leaves. *Ecological Engineering*, *90*, 331-335.

Maxhuni, A., Lazo, P., Kane, S., Qarri, F., Marku, E., & Harmens, H. (2016). First survey of atmospheric heavy metal deposition in Kosovo using moss biomonitoring. *Environmental science and pollution research*, *23*(1), 744-755.

Maxhuni, A., Lazo, P., Kane, S., Qarri, F., Marku, E., & Harmens, H. (2016). First survey of atmospheric heavy metal deposition in Kosovo using moss biomonitoring. *Environmental science and pollution research*, *23*(1), 744-755.

Moreno-Jiménez, E., Manzano, R., Esteban, E., & Peñalosa, J. (2010). The fate of arsenic in soils adjacent to an old mine site (Bustarviejo, Spain): mobility and transfer to native flora. *Journal of Soils and Sediments*, *10*(2), 301-312.

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). Determination of Heavy Metal Accumulation in The Some of Landscape Plants For Shrub Forms Kastamonu University Institute of Science Department of Forest Engineering. PhD. Thesis

Mutlu, E. (2019). Evaluation of spatio-temporal variations in water quality of Zerveli stream (northern Turkey) based on water quality index and multivariate statistical analyses. *Environmental monitoring and assessment*, *191*(6), 335.

Müezzinoğlu, A. (1987). *Hava kirliliğinin ve kontrolünün esasları*. İzmir: Dokuz Eylül Üniversitesi Yayınları.

Nawahda, A., Yamashita, K., Ohara, T., Kurokawa, J., Yamaji, K., (2012). Evaluation of premature mortality caused by exposure to PM 2.5 and ozone in East Asia: 2000, 2005, 2020. Water Air Soil Pollut. 223, 3445–3459.

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. (2015). Using plane tree leaves for biomonitoring of dust borne heavy metals: a case study from Isfahan, Central Iran. *Ecological indicators*, *57*, 64-73.

Osyczka, P., & Rola, K. (2019). Integrity of lichen cell membranes as an indicator of heavy-metal pollution levels in soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *174*, 26-34.

Ozel H. B., Ozel H. U., Varol T. (2015) Using Leaves of Oriental Plane (Platanus orientalis L.) to Determine the Effects of Heavy Metal Pollution Caused by Vehicles. Pol. J. Environ. Stud. 24 (6), 2569-2575

Ozel, H. B., Donduran, B., Cakmakli, E., & Sevik, H. (2020b). Factors affecting success in natural regeneration works of cedar (Cedrus libani A. Rich.) In Kas region of Antalya. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, *6*(2), 054-059.

Ozel, H. U., Gemici, B. T., Gemici, E., Ozel, H. B., Cetin, M., & Sevik, H. (2020a). Application of artificial neural networks to predict the heavy metal contamination in the Bartin River. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-18.

Ozel, H. U., Ozel, H. B., Cetin, M., Sevik, H., Gemici, B. T., & Varol, T. (2019). Base alteration of some heavy metal concentrations on local and seasonal in Bartin River. *Environmental monitoring and assessment*, *191*(9), 594.

Ozkazanc, N. K., Ozay, E., Ozel, H. B., Cetin, M., & Sevik, H. (2019). The habitat, ecological life conditions, and usage characteristics of the otter (Lutra lutra L. 1758) in the Balikdami Wildlife Development Area. *Environmental Monitoring and Assessment*, *191*(11), 645.

Ozturk, A., Yarci, C., & Ozyigit, I. I. (2017). Assessment of heavy metal pollution in Istanbul using plant (Celtis australis L.) and soil assays. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, *31*(5), 948-954.

Özbolat, G., & Tuli, A. (2016). Ağır metal toksisitesinin insan sağlığına etkileri. *Arşiv Kaynak Tarama Dergisi*, *25*(4), 502-521.

Özel, S. (2019). The Variation of Heavy Metal Accumulation in Some Fruit Tree Organs Due to Traffic Density. Kastamonu University Graduate School of Natural and Applied Sciences Department of Sustainable Agriculture and Natural Plant Resources. MSc Thesis

Paoli, L., Vannini, A., Monaci, F., & Loppi, S. (2018). Competition between heavy metal ions for binding sites in lichens: Implications for biomonitoring studies. *Chemosphere*, *199*, 655-660.

Patel, K. S., Sharma, R., Dahariya, N. S., Yadav, A., Blazhev, B., Matini, L., & Hoinkis, J. (2015). Heavy metal contamination of tree leaves. *American Journal of Analytical Chemistry*, *6*(08), 687.

Pınar, B. (2019). The Variation of Heavy Metal Accumulation in Some Landscape Plants Due to Traffic Density. Kastamonu University Graduate School of Natural and Applied Sciences Department of Sustainable Agriculture and Natural Plant Resources. MSc Thesis

Popek, R., Łukowski, A., Bates, C., & Oleksyn, J. (2017). Accumulation of particulate matter, heavy metals, and polycyclic aromatic hydrocarbons on the leaves of Tilia cordata Mill. in five Polish cities with different levels of air pollution. *International journal of phytoremediation*, 19(12), 1134-1141.

Ren, Z. L., Sivry, Y., Dai, J., Tharaud, M., Cordier, L., Zelano, I., & Benedetti, M. F. (2016). Exploring Cd, Cu, Pb, and Zn dynamic speciation in mining and smelting-contaminated soils with stable isotopic exchange kinetics. *Applied Geochemistry*, *64*, 157-163.

Riani, E., Cordova, M. R., & Arifin, Z. (2018). Heavy metal pollution and its relation to the malformation of green mussels cultured in Muara Kamal waters, Jakarta Bay, Indonesia. *Marine pollution bulletin*, *133*, 664-670.

Rola, K., Osyczka, P., & Kafel, A. (2016). Different heavy metal accumulation strategies of epilithic lichens colonising artificial post-smelting wastes. *Archives of environmental contamination and toxicology*, *70*(2), 418-428.

Saleh, E. A. (2018). Determınatıon of Heavy Metal Accumulatıon In Some Landscape Plants. Ph.D. Thesis, *Kastamonu Unıversıty Instıtute Of Scıence. Department Of Forest Engıneerıng.* Kastamonu, Türkiye.

Schreck, E., Foucault, Y., Sarret, G., Sobanska, S., Cécillon, L., Castrec-Rouelle, M., & Dumat, C. (2012). Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: mechanisms involved for lead. *Science of the Total Environment*, *427*, 253-262.

Schreck, E., Laplanche, C., Le Guédard, 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. *Environmental pollution*, *179*, 242-249.

Sensuła, B., Wilczyński, S., Monin, L., Allan, M., Pazdur, A., & Fagel, N. (2017). Variations of tree ring width and chemical composition of wood of pine growing in the area nearby chemical factories. *Geochronometria*, *44*(1), 226-239.

Sert, E. B., Turkmen, M., & Cetin, M. (2019). Heavy metal accumulation in rosemary leaves and stems exposed to traffic-related pollution near Adana-İskenderun Highway (Hatay, Turkey). *Environmental monitoring and assessment*, *191*(9), 553.

Sert, E. B., Turkmen, M., & Cetin, M. (2019). Heavy metal accumulation in rosemary leaves and stems exposed to traffic-related pollution near Adana-İskenderun Highway (Hatay, Turkey). *Environmental monitoring and assessment*, *191*(9), 553.

Sevik H, Cetin M, Isinkaralar K (2015) Effects of some indoor ornamental plants on the amount of indoor carbondioxide. Duzce University. J Sci Technol 4(2):493–500

Sevik, H. (2020). Change of Cu Concentration in Some Edible Landscape Plants Grown in Ankara City Center. Kastamonu Üniversitesi Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi. 6(1): 1-7

Sevik, H., & Cetin, M. (2016). Effects of some hormone applications on germination and morphological characters of endangered plant species Lilium artvinense L. onion scales. *Onion scales. Bulgarian Chemical Communications*, *48*(2), 256-260.

Sevik, H., & Guney, K. (2013a). Effects of IAA, IBA, NAA, and GA3 on rooting and morphological features of Melissa officinalis L. stem cuttings. *The Scientific World Journal*, *2013*.

Sevik, H., Cetin M, Kapucu Ö. (2016). Effect of Light on Young Structures of Turkish Fir (*Abies nordmanniana* subsp. *bornmulleriana*). Oxidation Communications 39 (1–II): 485–492.

Sevik, H., Cetin, M., (2015), Effects of Water Stress on Seed Germination for Select Landscape Plants, Pol.J.Environ.Stud., 24(2), 689-69

Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. B., & Pinar, B. (2019a). Determining toxic metal concentration changes in landscaping plants based on some factors. *Air Quality, Atmosphere & Health*, *12*(8), 983-991.

Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. B., Akarsu, H., & Cetin, I. Z. (2020a). Analyzing of usability of tree-rings as biomonitors for monitoring heavy metal accumulation in the atmosphere in urban area: a case study of cedar tree (Cedrus sp.). *Environmental Monitoring and Assessment*, *192*(1), 23.

Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. B., Erbek, A., & Cetin, I. Z. (2020c). The effect of climate on leaf micromorphological characteristics in some broad-leaved species. *Environment, Development and Sustainability*, 1-13.

Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. B., Erbek, A., & Cetin, I. Z. (2020d). The effect of climate on leaf micromorphological characteristics in some broad-leaved species. *Environment, Development and Sustainability*, 1-13.

Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. B., Erbek, A., & Cetin, I. Z. (2020e). The effect of climate on leaf micromorphological characteristics in some broad-leaved species. *Environment, Development and Sustainability*, 1-13.

Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. B., Ozel, S., & Cetin, I. Z. (2020b). Changes in heavy metal accumulation in some edible landscape plants depending on traffic density. *Environmental Monitoring and Assessment*, *192*(2), 78.

Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. U., Ozel, H. B., Mossi, M. M. M., & Cetin, I. Z. (2019b). Determination of Pb and Mg accumulation in some of the landscape plants in shrub forms. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-9.

Sevik, H., Cetin, M., Ozturk, A., Ozel, H. B., & Pinar, B. (2019c). Changes in Pb, Cr and Cu concentrations in some bioindicators depending on traffic density on the basis of species and organs. *Applied Ecology and Environmental Research*, *17*(6), 12843-12857.

Sevik, H., Cetin, M., Ozturk, A., Yigit, N., & Karakus, O. (2019e). Changes in micromorphological characters of Platanus orientalis L. leaves in Turkey. *Applied Ecology and Environmental Research*, *17*(3), 5909-5921.

Sevik, H., Guney, D., Karakas, H., Aktar, G. (2012a) Change to amount of chlorophyll on leaves depend on insolation in some landscape plants. International Journal of Environmental Sciences, 3(3):1057-1064.

Sevik, H., Güney, K., Topaçoğlu, O., & Ünal, C. (2015). The influences of rooting media and hormone applications on rooting percentage and some root characters in Schefflera arboricola. International Journal of Pharmaceutical Science Invention, 4(2), 25-29.

Sevik, H., Karaca, U. (2016). Determining the Resistances of Some Plant Species to Frost Stress Through Ion Leakage Method. Feb-fresenius environmental bulletin, 25(8), 2745-2750

Sevik, H., Ozel, H. B., Cetin, M., Özel, H. U., & Erdem, T. (2019d). Determination of changes in heavy metal accumulation depending on plant species, plant organism, and traffic density in some landscape plants. *Air Quality, Atmosphere & Health*, *12*(2), 189-195.

Sevik, H., Topacoglu, O., (2015), Variation and Inheritance Pattern in Cone and Seed Characteristics of Scots pine (Pinus sylvestris L.) for Evaluation of Genetic Diversity, Journal of Environmental Biology, 36(5), 1125-1130

Sevik, H., Yahyaoglu Z, Turna I. (2012b). Determination of Genetic Variation Between Populations of *Abies nordmanniana* subsp. *bornmulleriana* Mattf According to some Seed Characteristics, Genetic Diversity in Plants, ISBN 978-953-51-0185-7, Chapter 12, p:231-248, InTech, March, 2012

Shahid, M., Arshad, M., Kaemmerer, M., Pinelli, E., Probst, A., Baque, D., & Dumat, C. (2012). Long-term field metal extraction by Pelargonium: phytoextraction efficiency in relation to plant maturity. *International journal of phytoremediation*, *14*(5), 493-505.

Shahid, M., Khalid, S., Abbas, G., Shahid, N., Nadeem, M., Sabir, M., Aslam, M. & Dumat, C. (2015). Heavy metal stress and crop productivity. In *Crop production and global environmental issues* (pp. 1-25). Springer, Cham.

Shi, J., Li, X., He, T., Wang, J., Wang, Z., Li, P., & Liu, W. (2018). Integrated assessment of heavy metal pollution using transplanted mussels in eastern Guangdong, China. *Environmental Pollution*, *243*, 601-609.

Sołek-Podwika, K., Ciarkowska, K., & Kaleta, D. (2016). Assessment of the risk of pollution by sulfur compounds and heavy metals in soils located in the proximity of a disused for 20 years sulfur mine (SE Poland). *Journal of Environmental Management*, *180*, 450-458.

Solgi, E., Keramaty, M., & Solgi, M. (2020). Biomonitoring of airborne Cu, Pb, and Zn in an urban area employing a broad leaved and a conifer tree species. *Journal of Geochemical Exploration*, *208*, 106400.

Sonti, N. F., Hallett, R. A., Griffin, K. L., & Sullivan, J. H. (2019). White oak and red maple tree ring analysis reveals enhanced productivity in urban forest patches. *Forest Ecology and Management*, *453*, 117626.

Stoimenova, M., Voynikova, D., Ivanov, A., Gocheva-Ilieva, S., Iliev, I., 2017. Regression trees modeling and forecasting of PM 10 air pollution in urban

areas. Application of Mathematics in Technical and Natural Sciences. In: AIP Conference Proceedings, 1895, 030005.

Su, Y., & Liang, Y. (2013). The foliar uptake and downward translocation of trichloroethylene and 1, 2, 3-trichlorobenzene in air–plant–water systems. *Journal of Hazardous Materials*, *252*, 300-305.

Su, Y., & Liang, Y. (2015). Foliar uptake and translocation of formaldehyde with Bracket plants (Chlorophytum comosum). *Journal of hazardous materials*, *291*, 120-128.

Şevik, H., & Ertürk, N. (2015). Effects of drought stress on germination in fourteen provenances of Pinus brutia Ten. seeds in Turkey. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, *3*(5), 294-299.

T Vu, D., Huang, L., V Nguyen, A., Du, Y., Xu, Z., A Hampton, M., & Rudolph, V. (2013). Quantitative methods for estimating foliar uptake of zinc from suspension-based Zn chemicals. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, *176*(5), 764-775.

Tommasini, S., Davies, G. R., & Elliott, T. (2000). Lead isotope composition of tree rings as bio-geochemical tracers of heavy metal pollution: a reconnaissance study from Firenze, Italy. *Applied Geochemistry*, *15*(7), 891-900.

Topacoglu, O., Sevik H., Akkuzu E. (2016b). Effects of Water Stress on Germination of *Pinus nigra* Arnold. Seeds, Pak. J. Bot. 48 (2), 447, 2016.

Topacoglu, O., Sevik, H., Guney, K., Unal, C., Akkuzu, E., & Sivacioglu, A. (2016a). Effect of rooting hormones on the rooting capability of *Ficus benjamina* L. cuttings. *Šumarski list*, *140*(1-2), 39-44.

Torkashvand, V., Mohammadi Rouzbahni, M., & Babaeinezhad, T. (2018). Survey of heavy metals (Pb, Ni, Cr, Cd) bio-accumulation in the leaves of (Albizia lebbek and Eucalyotus camadulensis)(case stady: Iran National Steel Industrial Group). *J Neyshabur Univ Med Sci*, *6*(1), 33-43.

Tošić, S., Alagić, S., Dimitrijević, M., Pavlović, A., & Nujkić, M. (2016). Plant parts of the apple tree Malus spp.) as possible indicators of heavy metal pollution. *Ambio*, *45*4), 501-512.

Tudoreanu, L., & Phillips, C. J. C. (2004). Modeling cadmium uptake and accumulation in plants. *Advances in Agronomy*, *84*(4), 121-157.

Turkyilmaz A., Sevik H., Isinkaralar K, & Cetin M (2019) Use of tree rings as a bioindicator to observe atmospheric heavy metal deposition, Environmental Science and Pollution Research, 26 (5), 5122-5130

Turkyilmaz, A., Cetin, M., Sevik, H., Isinkaralar, K., & Saleh, E. A. A. (2020). Variation of heavy metal accumulation in certain landscaping plants due to traffic density. Environment, Development and Sustainability, 22 (3), 2385-2398

Turkyilmaz, A., Sevik, H., & Cetin, M. (2018b) The use of perennial needles as bio-monitors for recently accumulated heavy metals. Landsc Ecol Eng 14(1):115–120.

Turkyilmaz, A., Sevik, H., Cetin, M., & Ahmaida Saleh E. A. (2018c) Changes in heavy metal accumulation depending on traffic density in some landscape plants. Pol J Environ Stud 27(5):2277–2284.

Turkyilmaz, A., Sevik, H., Isinkaralar, K., & Cetin, M., (2018a) Using Acer platanoides annual rings to monitor the amount of heavy metals accumulated in air. Environ Monit Assess 190:578.

Tyeb, T.A.M. Türkyılmaz, A. Canbulat, S. Işınkaralar K. (2017). Heavy Metal Contamination in Libya. Ecology 2017, 599

Ugulu, I., Unver, M. C., & Dogan, Y. (2016). Determination and comparison of heavy metal accumulation level of Ficus carica bark and leaf samples in Artvin, Turkey. *Oxid Commun*, *39*(1), 765-775.

Uzu, G., Sauvain, J. J., Baeza-Squiban, A., Riediker, M., Sánchez Sandoval Hohl, M., Val, S., & Dumat, C. (2011). In vitro assessment of the pulmonary toxicity and gastric availability of lead-rich particles from a lead recycling plant. *Environmental science & technology*, *45*(18), 7888-7895.

Uzu, G., Sobanska, S., Sarret, G., Sauvain, J. J., Pradere, P., & Dumat, C. (2011). Characterization of lead-recycling facility emissions at various workplaces: major insights for sanitary risks assessment. *Journal of Hazardous Materials*, *186*(2-3), 1018-1027.

Vannini, A., Paoli, L., Russo, A., & Loppi, S. (2019). Contribution of submicronic (PM1) and coarse (PM> 1) particulate matter deposition to the heavy metal load of lichens transplanted along a busy road. *Chemosphere*, *231*, 121-125.

Vermeulen, R., Downward, G. S., Zhang, J., Hu, W., Portengen, L., Bassig, B. A., Hammond, S.K., Wong, J.Y.Y., Li, J., Reiss, B., He, J., Tian, L., Yang, K., Seow, W.J., Xu, J., Anderson, K., Ji, B.T., Silverman, D., Chanock, S., Huang, Y., Rothman, N. & Lan, Q. (2019). Constituents of Household Air Pollution and Risk of Lung Cancer among Never-Smoking Women in Xuanwei and Fuyuan, China. *Environmental health perspectives*, *127*(9), 097001.

Wang, N., Mengersen, K., Tong, S., Kimlin, M., Zhou, M., Wang, L., Yin, P., Xu, Z., Cheng, J., Zhang, Y. & Hu, W. (2019). Short-term association between ambient air pollution and lung cancer mortality. *Environmental research*, *179*, 108748.

Worldometers (2020). https://www.worldometers.info/tr/

Xiong, T., Austruy, A., Pierart, A., Shahid, M., Schreck, E., Mombo, S., & Dumat, C. (2016). Kinetic study of phytotoxicity induced by foliar lead uptake for vegetables exposed to fine particles and implications for sustainable urban agriculture. *Journal of Environmental Sciences*, *46*, 16-27.

Xiong, T., Leveque, T., Shahid, M., Foucault, Y., Mombo, S., & Dumat, C. (2014). Lead and cadmium phytoavailability and human bioaccessibility for vegetables exposed to soil or atmospheric pollution by process ultrafine particles. *Journal of environmental quality*, *43*(5), 1593-1600.

Xiong, T., Leveque, T., Shahid, M., Foucault, Y., Mombo, S., & Dumat, C. (2014). Lead and cadmium phytoavailability and human bioaccessibility for vegetables exposed to soil or atmospheric pollution by process ultrafine particles. *Journal of environmental quality*, *43*(5), 1593-1600.

Xu, J., Jing, B., Zhang, K., Cui, Y., Malkinson, D., Kopel, D., Song, K., & Da, L. (2017). Heavy metal contamination of soil and tree-ring in urban forest around highway in Shanghai, China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, *23*(7), 1745-1762.

Xu, Y., Xiao, H., Guan, H., & Long, C. (2018). Monitoring atmospheric nitrogen pollution in Guiyang (SW China) by contrasting use of Cinnamomum Camphora leaves, branch bark and bark as biomonitors. *Environmental Pollution*, *233*, 1037-1048.

Yang, J., Shi, B., Shi, Y., Marvin, S., Zheng, Y., & Xia, G. (2020). Air pollution dispersal in high density urban areas: Research on the triadic relation of wind, air pollution, and urban form. *Sustainable Cities and Society*, *54*, 101941.

Yılmaz, M. (2018). Güneydoğu Anadolu Bölgesi 2011 ile 2015 Yılları Arasındaki Partikül Madde ve Kükürt Dioksit Ölçümlerinin Değerlendirilmesi. *Konuralp Tıp Dergisi*, *10*(3), 305-310.

Yigit, N. (2019). Determination of heavy metal accumulation in air through annual rings: the case of Malus floribunda species. *Applied ecology and environmental research*, *17*(2), 2755-2764.

Yigit, N., Cetin, M., & Sevik, H. (2018). The Change in Some Leaf Micromorphological Characters of Prunus laurocerasus L. Species by Their Habitat. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, *6*(11),

1517-1521.

Yigit, N., Cetin, M., Ozturk, A., Sevik, H., & Cetin, S. (2019) Varitation of Stomatal Characteristics in Broad Leaved Species Based on Habitat. Applied Ecology and Environmental Research 17(6):12859-12868.

Yigit, N., Sevik, H., Cetin, M., & Gul, L. (2016b). Clonal variation in chemical wood characteristics in Hanönü (Kastamonu) Günlüburun black pine (Pinus nigra Arnold. subsp. Pallasiana (Lamb.) Holmboe) seed orchard. *Journal of Sustainable Forestry*, *35*(7), 515-526.

Yigit, N., Sevik, H., Cetin, M., & Kaya, N. (2016a). Determination of the effect of drought stress on the seed germination in some plant species. *Water stress in plants*, 43-62.

Yucedag, C., Ozel, H. B., Cetin, M., & Sevik, H. (2019). Variability in morphological traits of seedlings from five Euonymus japonicus cultivars. *Environmental monitoring and assessment*, *191*(5), 285.

Zhang, X. (2019). The history of pollution elements in Zhengzhou, China recorded by tree rings. *Dendrochronologia*, *54*, 71-77.

Zhang, X. (2019). The history of pollution elements in Zhengzhou, China recorded by tree rings. *Dendrochronologia*, *54*, 71-77.

Zhou, X., Chen, Q., Liu, C., & Fang, Y. (2017). Using moss to assess airborne heavy metal pollution in Taizhou, China. *International journal of environmental research and public health*, *14*(4), 430.

Zolgharnein, J., Bagtash, M., Feshki, S., Zolgharnein, P., & Hammond, D. (2017). Crossed mixture process design optimization and adsorption characterization of multi-metal (Cu (II), Zn (II) and Ni (II)) removal by modified Buxus sempervirens tree leaves. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 78, 104-117.

Zolgharnein, J., Shahmoradi, A., Zolgharnein, P., & Amani, S. (2016). Multivariate optimization and adsorption characterization of As (III) by using fraxinus tree leaves. *Chemical Engineering Communications*, 203(2), 210-223.

ÖZGEÇMİŞ



Adı Soyadı	: Taher Abdulai Alttaher ATEYA
Doğum Yeri ve Yılı	: 30.04.1994 – Sabha / Libya
Medeni Hali	: Evli
Yabancı Dili	: İnglizce ve başlangıç seviyede Türkçe
E-posta	: taherateya1819@gmail.com

Eğitim Durumu

Lise	: Al-Murooj lisesi- 2012
Lisans	: İnşaat Mühendisliği – Mesallata Teknik Koleji - 2017